

RAPPORT LNR 3546-96

**Sopp i avløpsrensing,
sluttrapport fase 1**

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|--------------|-----------------|
| Prosjektnr.: | Undernr.: |
| O-94124 | |
| Løpenr.: | Begr. distrib.: |
| 3546-96 | |

| Hovedkontor | Sørlandsavdelingen | Østlandsavdelingen | Vestlandsavdelingen | Akvaplan-NIVA A/S |
|--|--|---|---|--|
| Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 | Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13 | Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53 | Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33 | Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09 |

| | | |
|---|-------------------------------|-----------------------|
| Rapportens tittel: Sopp i avløpsrensing, sluttrapport fase 1 | Dato: 26.05.96 | Trykket: NIVA 1996 |
| | Faggruppe: Avløpsteknologi | |
| Forfatter(e): Nordeidet, Bjørnar Englund, Grazyna | Geografisk område: | |
| | Antall sider: 65 | Opplag: |

| | |
|---|------------------|
| Oppdragsgiver: H. Henriksen Mek. Verksted AS | Oppdragsg. ref.: |
|---|------------------|

Ekstrakt:

Det er gjennomført en litteraturstudie knyttet til vurdering av prosessstekniske forhold vedrørende avløpsrensing med soppkultur. I tillegg er resultater fra et tidligere pilotforsøk med biofilmprosessen "Biotail" bearbejdet og kommentert. I disse forsøkene ble det observert en kraftig soppvekst ved rensing av kommunalt avløpsvann.

Litteraturstudien viste at det tidligere har vært stor internasjonal interesse for å kombinere rensing av industriavløp ved bruk av sopp og produksjon av SCP (single cell protein) som bla. kan utnyttes til dyrefor. Det er stort sett oppnådd gode resultater med hensyn til fjerning av organisk stoff og tilfredsstillende tekniske løsninger er funnet. Desverre har redusert lønnsomhet vedrørende forproduksjon/kostnader ved andre løsninger ført til redusert interesse og nedleggelse de siste årene. Det er ikke funnet noen referanser fra Norge hvor denne kombinerte rensing er benyttet.

Gjennomgangen av resultater knyttet til biofilmforsøk med dominans av sopp, konkluderte med at soppkulturen tilsynelatende ikke hadde hatt noen positiv effekt for fjerning av organisk stoff, fosfor eller nitrogen, framfor det en ville ha forventet ved konvensjonell heterotrof bakteriell omsetning.


4 emneord, norske

1. Sopp
2. Avløpsrensing
3. Biofilmprosess
4. Litteraturstudie

4 emneord, engelske

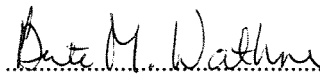
1. Fungi
2. Waste Water Treatment
3. Biofilm process
4. Literature study

Prosjektleder



Bjørnar Nordeidet

For administrasjonen



Bente M. Wathne

ISBN 82-577-3093-9

Norsk institutt for vannforskning

Sopp i avløpsrensing

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra H. Henriksen Mek. verksted AS (HHMV) gjennomført en litteraturstudie knyttet til vurdering av prosessstekniske forhold vedrørende avløpsrensing med soppkultur. I tilknytning til denne studie ble et utvalg av norske renseanlegg forespurt om relevante erfaringer om samme tema. I tillegg ble resultater fra et tidligere pilotforsøk med HHMVs prosess "Biotail" bearbeidet og kommentert.

Prosjektleder/avløpsbehandling Thor Eriksen har vært prosjektansvarlig hos HHMV.

Hos NIVA har følgende personer vært sentrale i prosjektarbeidet:

- Forsker Bjørnar Nordeidet; prosjektleder
- Forsker Grazyna Englund; prosjektmedarbeider
- Forsker Kristin Mørkved; prosjektmedarbeider
- Forskningsjef Gunnar Fr. Aasgaard; kvalitetssikring
- Seniorforsker Olav Skulberg; ansvarlig for mikrobiologiske undersøkelser
- Sekretær; Anne-Lise Hvistendahl

Prosjektet har vært ledet av en styringsgruppe med følgende personer:

- Thor Eriksen og Per Johnny Mathiassen, HHMV
- Rolf Olsen, VAR-prosjekt
- Dagfinn Fremstad, TAU
- Bjørnar Nordeidet, NIVA
- Ellen Olsvik, SINTEF

NIVA ønsker å rette en takk til H. Henriksen Mek. Verksted AS for godt samarbeide under prosjektets gjennomføring.

Oslo, 26. mai 1996

Bjørnar Nordeidet

Innhold

| | |
|---|----|
| Forord | 2 |
| Sammendrag | 4 |
| 1. Innledning..... | 7 |
| 2. Litteratur: Prosesstekniske forhold knyttet mot avløpsrensing med soppkultur | 8 |
| 2.1. Aktiv bruk av sopp i avløpsrensing | 8 |
| 2.1.1. Geotrichum candidum..... | 9 |
| 2.1.2. Andre typer sopp..... | 9 |
| 2.1.3. Aktuelle avløpsvanntyper | 9 |
| 2.2. Reaktorutforminger og slamhøsting | 20 |
| 2.2.1. Laboratorie- og pilot-skala..... | 21 |
| 2.2.2. Fullskala..... | 23 |
| 2.3. Uønsket soppvekst som forårsaker slamsvelling i avløpsrensesystemer | 29 |
| 2.3.1. Generelt om slamsvelling | 29 |
| 2.3.2. Sopp i biofilm | 31 |
| 2.3.3. Sopp i aktivslam..... | 31 |
| 2.4. Konkurrerende vekst av sopp og bakterier | 32 |
| 2.4.1. Seleksjon..... | 32 |
| 2.4.2. Aktivslam..... | 34 |
| 2.4.3. Biofilmsystemer | 35 |
| 2.4.4. Spesielle emner | 36 |
| 2.5. Diskusjon / oppsummeringer | 37 |
| 3. Erfaringer fra norske renseanlegg og pilotforsøk..... | 39 |
| 3.1. Generelt | 39 |
| 3.2. Fullskala renseanlegg | 39 |
| 3.3. Pilotskalaforsøk | 40 |
| 3.3.1. Bekkelaget renseanlegg..... | 40 |
| 3.3.2. VEAS | 41 |
| 3.3.3. Diverse | 41 |
| 3.4. Oppsummering | 41 |
| 4. Innledende resultater fra pilotforsøk ved TAU | 42 |
| 4.1. Generelt | 42 |
| 4.2. Beskrivelse av det biologiske trinn..... | 43 |
| 4.3. Innløpsvannets sammensetning | 43 |
| 4.4. Driftsforhold | 46 |
| 4.5. Resultater og erfaringer | 51 |
| 4.5.1. Generelt..... | 51 |
| 4.5.2. Mikrobiologiske undersøkelser av biofilm | 51 |
| 4.5.3. Organisk stoff og fosfor | 52 |
| 4.5.4. Nitrogen | 54 |
| 4.6. Diskusjon/oppsummering | 56 |
| Referanser..... | 59 |

Sammendrag

En litteraturstudie er utført for å vurdere prosessstekniske forhold vedrørende avløpsrensing med soppkultur. Hovedvekten er lagt på soppen *Geotrichum candidum* som ble observert ved et biologisk pilotanlegg ved TAU-renseanlegg, men andre relevante sopptyper er også nevnt.

Internasjonalt har det vært stor interesse for å kunne kombinere avløpsrensing ved bruk av sopp og produksjon av SCP (single cell protein), som kan utnyttes til bl.a. dyrefor. I Norge har dette vært lite aktuelt og vi har liten erfaring på området.

Det er ikke funnet referanser som omtaler fullskala- eller pilotskala-forsøk med kommunalt avløpsvann hvor sopp har blitt benyttet for rensing av avløpsvann.

Hovedvekten av de internasjonale referansene fokuserer på rensing av konsentrerte industrielle avløpsvannstyper med høyt innhold av organisk stoff med tanke på produksjon av SCP. Avløpsvann fra en rekke industribransjer (bl.a. meieri, frukt, grønnsaker, sukker, bryggeri, tre) er blitt testet. Det er stort sett oppnådd gode resultater med hensyn til fjerning av organisk stoff og tilfredsstillende tekniske løsninger er funnet. Desverre har redusert lønnsomhet vedrørende forproduksjon/kostnader ved andre løsninger ført til redusert interesse og nedleggelse de siste årene.

Artsutvelgelse (seleksjon) foregår kontinuerlig i renseanlegg og sopp har normalt dårlige betingelser i næringskonkurransen i forhold til bakterier. Men et lavere nitrogen- og fosforbehov hos soppen kan gi fordeler i enkelte vannstyper/driftssituasjoner. Tilsvarende vil lav pH favorisere soppvekst og muligens også avløp med høyt metallinnhold.

Sopp er generelt ikke kjent eller er kun et lite problem ved norske renseanlegg. Kunnskap vedrørende bruk av sopp eller egenskaper til sopp i avløpsrensesammenheng er derfor begrenset i Norge. Informasjoner er hentet fra både fullskala og forsøksdrift ved de store anleggene i Oslo-området (VEAS og Bekkelaget), samt anlegg i Follo (14 anlegg) og Hedmark (65 anlegg). De erfaringer som finnes baserer seg som regel på uønsket soppvekst både i kjemiske og biologiske renseanlegg.

På grunn økende bruk av biologiske prosesser kan det forventes økt etterspørsel etter mikrobiologisk kunnskap, bl.a. vedrørende sopp. Dette gjelder både kunnskap for å unngå "negativ" soppforekomst, men også hvilke muligheter og fordeler aktiv bruk av sopp kan ha for ulike avløpstyper og prosesser.

Forsøk med kjemisk/biologisk (forfelling/biofilm) rensing av avløpsvann ble gjennomført ved TAU-renseanlegg våren 1993. Den nyutviklede biofilmprosessen *Biotail* kan karakteriseres som et dykket, stasjonært, kontinuerlig biofilter med fast bæremateriale for biofilm.

Pilotundersøkelsene var de første forsøk som har blitt gjennomført med denne type prosess og dataunderlaget var beskjedent. Den opprinnelige planlagte bakterielle omsetning uteble og det ble i stedet observert en kraftig soppvekst (sannsynligvis arten *Geotrichum candidum*) som ble immobilisert i biofilmsystemet. Årsaken til fremvekst av sopp var trolig en kombinasjon av lav pH, skjevhet i næringssaltbalansen (lave fosfat-fosfor konsentrasjoner), lave temperaturer og bioreaktorens gode immobiliseringsegenskaper for sopp.

Forsøkene ble oppdelt i tre forskjellige perioder avhengig av innløpsvannet til biotrinnet:

1. periode: Kjemisk felt avløpsvann fra en flotasjonsenhet
2. periode: Forbehandlet råvann fra fullskalaanlegg
3. periode: Forfelt avløpsvann fra fullskala-renseanlegget til TAU.

Den første perioden var best dokumentert, mens den tredje periode ikke ble ansett å være dokumentert (få analysedata).

Første periode

Renseeffekten gjennom det biologisk steg var svært beskjeden, som forventet basert på innkommende avløpsvanns sammensetning. Det er ikke grunnlag for å hevde at soppkulturen har bidratt til en bedret nitrogen-, fosfor- eller organisk stoff-fjerning i forhold til hva en kunne forvente av heterotrofe bakterier.

Andre periode

Fjerning av partikulært organisk stoff og fosfor viste seg å ikke være tilfredsstillende, først og fremst på grunn av manglende separasjonstrinn etter biotrinnet. Det vil si at partikulært materiale fra innløpsvannet som passerte "uberørt" gjennom anlegget og løsevet biomasse fra biofilmreaktoren gikk i utløp. For denne type avløpsvann med høye partikulære fraksjoner, vil en som regel anbefale kjemisk felling for kombinert fjerning av organisk stoff og fosfor. Som for første periode er det er ikke grunnlag for å hevde at soppkulturen har bidratt til et bedret renseresultat enn det man kunne forvente av bakterier.

Vi kan konkludere med at soppkulturen tilsynelatende ikke har hatt positiv effekt for fjerning av organisk stoff, fosfor eller nitrogen, framfor det en ville ha forventet ved konvensjonell heterotrof bakteriell omsetning. I tillegg uteble den ønskede nitrifisering (hvilket hindrer nitrogenfjerning), blant annet på grunn av avløpsvannets sammensetning og driftsforhold. Dersom sopp har de samme egenskaper for samspill med nitrifiserende bakterier som for heterotrofe bakterier, kan det tenkes at soppen i seg selv ikke er inhiberende for vekst av nitrifikanter men at soppen utkonkurrerer de nitrifiserende bakterier blant annet grunnet høyere veksthastighet. Dette er imidlertid ren spekulasjon, og vil være en av de viktigste utfordringer i fremtidige forsøk. I perioder ble imidlertid utløpsvannet fra bioreaktorene visuelt beskrevet som mer farge- og luktløst i forhold til innløpsvannet. Det kan derfor tenkes at soppkulturen kan ha hatt en positiv absorpsjonseffekt for parametre som vanligvis ikke vil ha betydning for renseanleggenes utslippskrav, men mer som en estetisk finpolering.

Både for TAU spesielt og nye anlegg her i landet generelt vil nye krav til nitrogenfjerning og derved fokus på biologisk rensing kreve bedre kunnskaper om bl.a. selektering av sopp og eventuell forstyrrelse/inhibering av nitrogenfjerningen. Norsk kommunalt avløpsvann har ofte svært ulik sammensetning i forhold til ellers i verden, og har i TAUs tilfelle vist seg å være "gunstig" for soppvekst. Opparbeidelse og spredning av kunnskap vedrørende soppes egenskaper i forbindelse med avløpsrensing kan derfor hevdes å være viktig. Dette gjelder både kunnskap for å unngå "negativ" soppforekomst, men også hvilke muligheter og fordeler aktiv bruk av sopp kan ha for ulike avløpstyper og prosesser.

Det nyutviklede biofilmsystemet *Biotail* synes i utgangspunktet å kunne bli en relativt volumeffektiv prosess basert på at den har en høy teoretisk biofilmoverflate per reaktorvolum, samtidig som den har de kontinuerlige prosessers fordeler. Biofilmsystemer som opererer med høye spesifikke biofilmoverflater har imidlertid ofte problemer med gjenntetting av bioreaktorene (f.eks. biofiltre med filtreringsegenskaper) og/eller at deler av biofilmarealet ikke er "effektivt" for biologisk omsetning. En av forutsetningene for at den skal kunne bli volumeffektiv er derfor at den teoretisk potensielle overflate i praksis må bli effektiv for biologisk vekst og omsetning.

Optimalisering og dokumentasjon av prosessens yteevne og egenskaper er derfor påkrevd for å kunne vurdere prosessens potensiale.

1. Innledning

H. Henriksen Mek. Verksted (HHMV) har gitt Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og SINTEF i oppdrag å gjennomføre et prosjekt for å undersøke egenskaper og bruk av sopp i biologiske avløpsrenseanlegg. HHMV har hatt erfaringer fra et pilotprosjekt hvor soppvekst (hovedsakelig *Geotrichum candidum*) ble dominerende i det biologiske steg. Positive erfaringer fra dette prosjekt medførte at HHMV ønsket å utføre videre undersøkelser.

Hovedmålet med prosjektet var å karakterisere og eventuelt utprøve soppens (*Geotrichum candidum* eller nært beslektede arter) egenskaper for biologisk rensing av primært kommunalt avløpsvann, med tanke på utvikling av nye miljøteknologiske løsninger. Prosjektet ble delt i to hovedfaser hvor gjennomføring av andre fase avhenger av konklusjonene i første runde.

Første fase omfatter følgende tre hovedaktiviteter:

- Litteratursøk vedrørende soppens grunnleggende fysiologiske og biokjemiske egenskaper, prosessforhold ved avløpsrensing med sopp og anvendelsesområder for overskuddsbiomasse
- Innhenting av informasjon/data fra norske anlegg med relevant erfaring
- Bearbeiding/systematisering av data fra pilotforsøkene ved TAU-renseanlegg

Andre fase skal eventuelt omfatte forsøk i laboratorie- og pilotskala. Dette vil bli vurdert gjennomført basert på erfaringer fra første fase.

Denne rapporten tar for seg de tre hovedaktivitetene i første fase, med unntak av beskrivelse av soppens grunnleggende fysiologiske og biokjemiske egenskaper. Denne delen er utført av SINTEF og rapportert separat i rapporten: *Geotrichum candidum* (melkeskimmel): biokjemiske og fysiologiske egenskaper, SINTEF rapport STF 27 F94045.

Det har tidligere vært relativt stor internasjonal interesse for bruk av sopp i forbindelse med rensing av industrielt avløpsvann kombinert med produksjon av overskuddsbiomasse som kan utnyttes til dyrefor. I Norge har det vært liten eller ingen fokus på denne problemstillingen og forekomst av sopp i renseanlegg har vært regnet som et drifts- og/eller estetisk problem.

Ved skjerping av renskravene til næringsstoffer (nitrogen og fosfor) vil det sannsynligvis bli en vekst i biologisk avløpsbehandling her i landet. Dette vil trolig synliggjøre sopp-problemet og nødvendiggjøre en opprustning av kunnskapene vedrørende mekanismene som gir fremvekst (selektering) av sopp i renseanlegg. Dette prosjektet vil være et bidrag til å frembringe slik kunnskap, samtidig som det vil danne grunnlag for å vurdere potensialet for videreutvikling av det nye biofilmsystemet *Biotail*.

2. Litteratur: Prosesstekniske forhold knyttet mot avløpsrensing med soppkultur

Observasjon av soppkultur i tradisjonell biologisk avløpsvannrensing (bakteriell) ble omtalt allerede i begynnelsen av vårt århundreskifte ved bruk av rislefilter (Rettger, 1906). Siden forekommer det jevnlig meldinger om observerte soppkulturer i ulike rensesystemer (Heansler et al. (1923), Reynoldson (1942), Hesseltine (1953), McKinney (1957), Eckenfelder and O'Connor (1961), Henze (1992).

Vellykket avløpsrensing ved aktiv bruk av sopp ble tidlig rapportert av Lilly & Barnett (1951), Cochrane (1958), Gray et al. (1963, 1964), og i den senere tid i flere tilfeller som vil bli nærmere kommentert i denne rapport.

Det er flere grunner til at en har forsøkt å benytte ulike sopptyper i avløpsrensing. En av dem er å bruke sopp til enzymproduksjon som gjør det mulig å bryte ned f.eks. cellulose (Mandels & Reese, 1964, 1965). En annen er soppkulturers evne til å vokse ved lave pH-verdier ($\text{pH} \leq 5$), (Lilly & Barnett (1951), Cochrane (1958)). Størst interesse har det imidlertid vært knyttet til kombinasjonen avløpsvannrensing med sopp og produksjon av single-cell protein (SCP) som under visse forutsetninger kan utnyttes som en ressurs (Gray et al. (1963, 1964), Gray (1966), Gray et al. (1966), Hang et al. (1974), Barber et al. (1977), Olsen et al. (1979, 1981), Quinn et al. (1981), Barker et al. (1982), Wheatley et al. (1982), Nell et al. (1992).

En slik anvendelse (produksjon av SCP) har fått relativt stor internasjonal oppmerksomhet i forbindelse med industriell avløpsrensing. Det er publisert svært lite om bruk av sopp for rensing av kommunalt avløpsvann.

I Norge er det ikke funnet referanser om bruk av sopp i avløpsrensing. Såvidt vi kjenner til, har ikke slik rensing funnet sted her i landet.

Det vil i denne rapport bli fokusert på bruk av *Geotrichum candidum* som ble observert i forsøksanlegget ved TAU, men andre typer sopp vil også bli nevnt.

2.1. Aktiv bruk av sopp i avløpsrensing

Bruk av sopp ble i perioder ansett å være teknisk og økonomisk interessant innenfor enkelte bransjer som meieri, frukt- og grønnsaksindustri, sakkarinfabriker, potetmelproduksjon, bryggeri, celluloseindustri, sprit- og gjærproduksjon (Olsen et al., 1981). Samtidig ble det påpekt at dette kun var gyldig dersom industrien ble belastet faktiske utgifter som er forbundet med alternativ rensing ved det lokale kommunale renseanlegg eller ved bygging og drift av eget konvensjonelt renseanlegg, samt at kvantum og salg av SCP gav en betydelig inntekt. De siste 10-15 år har imidlertid denne udelt positive holdning endret seg. Generelt har det vist seg mulig å løse utfordringene teknisk, men økonomien har i mange tilfeller falt ugunstig ut (Olsen, 1994).

Flere fullskala-anlegg ble bygget i slutten av 70-årene og i begynnelsen av 80-årene for rensing av industrielt avløpsvann i kombinasjon med produksjon av SCP. Dessverre har flere av disse prosjekter endt med nedleggelse, og nye utbygginger har i svært liten eller ingen grad funnet sted.

Årsakene har vært forskjellige, men følgende momenter anses å ha hatt betydning (Olsen, 1994):

1. Metoden har vist seg økonomisk ugunstig i forhold til konvensjonelle metoder.
2. Mengde og pris for den produserte SCP har vist seg å være for lav for å gi tilstrekkelige inntekter.
3. Problemer knyttet til godkjenning av produktet (SCP) og få potensielle kunder.
4. Generell skepsis til "nye" metoder kontra velkjente metoder.
5. Hittil har industrien bare i liten grad fått strenge krav til utslippsmengder og/eller høye gebyrer for utslipp til kommunalt nett. For de industrier som får krav om eget rensanlegg er ofte egen slambehandling ikke påkrevd, hvilket er en betydelig besparelse som går i favør av konvensjonelle metoder framfor bruk av sopp.

2.1.1. *Geotrichum candidum*

Geotrichum candidum er en filamentøs sopp og ble først rapportert isolert fra jord i 1809 (Kier, 1977). Andre (Carmichael 1957, Morenz 1963) angir jord, luft, vann, avløpsvann, melk og melkeprodukter, bryggerier, planter, mennesker og dyr som habitater *G. candidum* har vært isolert fra.

Geotrichum candidum er bl. a. aktiv benyttet for rensing av avløpsvann fra meieri, grønnsaker- og frukt- og grønnsaksindustri, sprit og gjærfabrikk, sakkarinindustri m.m. Flere informasjoner finnes blant annet i en doktorgradavhandling av Kier (1977).

2.1.2. Andre typer sopp

Et stort antall typer sopp er benyttet i undersøkelser vedrørende avløpsrensing.

Olsen et al. (1981) nevner bruk av gjærsopp som: *Candida utilis*, *Kluyveromyces fragilis* og *Candida steatolytica* og myceliesopp som: *Sporotrichum pulverulentum*, *Trichoderma reesei*, *Gliocladium sp.*, *Aureobasidium pullulans*, *Paecilomyces rosculus*, *Paecilomyces sp.*, og *Langemannia gigantea*. Forskjellige avløpsvanntyper er brukt som karbonkilde.

Anselmo & Novais (1992) anvender mycel av *Fusarium flocciferum* immobilisert i polyurethane skum for nedbrytning av fenol.

Geotrichum fragrans er utnyttet til rensing av bryggeriavløpsvann med høyt karboninnhold (Henry & Thomson, 1993).

2.1.3. Aktuelle avløpsvanntyper

Litteraturen vier at forsøk med bruk av sopp for rensing av kommunalt avløpsvann bare er studert i veldig få tilfeller. Hovedvekten ligger på bruk av sopp knyttet til industrielt avløpsvann med høyt innhold av organisk stoff.

Generelt er det sett positivt påvirkning av sopp som forbehandling av avløpsvann med høy konsentrasjon av organisk stoff, nedbrytning av fenol-forbindelser og akkumulering av tungmetaller.

Næringsverdien av sopp som har vokst på forskjellige avløpsvanntyper er i tillegg vurdert. SCP er utnyttet til blant annet dyrefôr, men denne problemstilling vil bli omtalt i en egen delrapport.

2.1.3.1. Kommunalt avløpsvann

Det er bare funnet to referanser fra forsøk i lab-skala knyttet til bruk av sopp for rensing av kommunalt avløpsvann. Begge referansene antyder at sopp synes egnet for fjerning av blant annet organisk stoff og fosfor. Resultatene som ble oppnådd i den ene referansen er imidlertid mer en indikasjon av hva en kan oppnå ved bruk av renkulturer i laboratorieskala og ved optimalisering av prosessparametere (blant annet pH-justering til < 5). Den andre referansen er ikke innhentet i original utgave, men er funnet referert i annen publikasjon. Begge referanser omtales nedenfor.

I artikkelen "Biological treatment of domestic sewage by fungi" undersøkte Thanh & Simard (1973) i batch-laboratorieskala soppens evner til å redusere N, P og KOF. Mediet som ble benyttet var kommunalt avløpsvann (som ble nedfrosset før bruk) fra et lite avløpsnett knyttet til en militærbase. Renkulturer av sopp ble hentet fra eksternt laboratorium og for oppbygging av kulturen ble det benyttet sterilisert avløpsvann for å hindre konkurranse fra naturlig tilstedeværende organismer fra avløpsvannet. Soppkulturer ble selektert ved pH=5 og med 500 mg/l sakkarin tilsatt.

Sopp-organismene: *Steganosporium piriforme*, *Cladosporium cladosporoides*, *Mucor himalis*, *Trichothecium roseum*, *Geotrichum candidum*, *Paecilomyces carneus*, *Trichoderma sp.* og *Chrysosporium pannorum* ble funnet å være de mest effektive for fosfatfjerning (middelverdi 84.1%), mens de er mindre effektive ved ammonium/nitrogenfjerning (73.3%/68.1%). De foreløpige studiene viste hvilken effekt pH og temperatur hadde på den valgte sopptypen *Trichothecium roseum* i forhold til fosfat og nitrogen reduksjon fra det kommunale avløpsvannet.

Det mangler imidlertid en del viktige opplysninger i artikkelen slik at det ikke er mulig å sette opp en massebalanse og dermed kunne vurdere realiteten i de presenterte konklusjoner (f. eks. hvilken form og i hvilket forhold forefinnes fosforet i, soppens/biomassens innhold av N og P etc.).

Hiremath et al. (1985) (sett i Wainwright, 1992) viste også til tilfredsstillende resultater med hensyn til kommunalt avløpsvannrensing med sopp. Det ble oppnådd BOF reduksjon på 53 - 72 %, fosfor på 37 - 77 % og ammonium på 49 - 76 %. Da vi ikke har fått innhentet denne referanse er det ikke mulig å kommentere resultatene nærmere bortsett fra at dette også var forsøk som ble utført i laboratoriskala og med bruk av isolert sopp hentet fra en biodam.

Kommunalt avløpsvanns sammensetning er svært varierende både over tid for et bestemt avløpsvann, og fra ett avløpsvann til ett annet. Sammensetningen av et kommunalt avløpsvann er dessuten meget komplisert, med blant annet mange ulike organiske stoff-, fosfor- og nitrogenforbindelser. Det finnes dessuten langt flere bakterier enn sopp i et kommunalt avløpsvann. Bruk av kun en bestemt type sopp til å fjerne f.eks. alle organiske stoff-forbindelser er derfor ikke realistisk, hvilket er ønskelig med tanke på produksjon av et godt SCP-produkt. For et "normalt" sammensatt kommunalt avløpsvann vil derfor bakterier dominere dersom en etablerer en slamkultur uten betydelige ytre endringer av avløpsvannet. Det er imidlertid hevdet at en liten forekomst av sopp kan ha en positiv innvirkning sammen med bakterier, da enkelte forurensingsforbindelser fjernes mer effektivt av sopp i forhold til bakterier (Meyers, 1984).

2.1.3.2. Industrielt avløpsvann

Generelt kan man dele aktiv bruk av sopp/*Geotrichum candidum* for rensing av industrielt avløpsvann i følgende hovedområder:

- A. Hovedprosess hvor sopp utnyttes for å fjerne organisk stoff (stort sett fra avløpsvann med lav pH).
- B. Delprosess for å optimalisere nedstrøms biologiske prosesser (forbehandling).

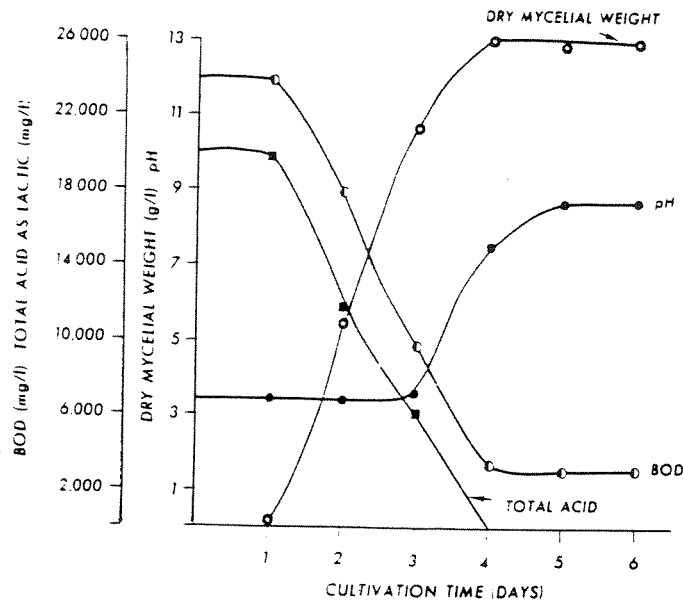
Referanser som er funnet er i det etterfølgende inndelt etter hvilke typer substrat (avløpsvann) som er blitt benyttet hovedsakelig for nedbrytning av organisk stoff.

A. HOVEDPROSESS

Pickles-, surkål- og oliven-produksjon

1. Hang et al. (1974) gir en positiv omtale av bruk av *Geotrichum candidum* i avløpsvann med høyt innhold av salter som er generert i produksjon av pickles, surkål og oliven. Avløpsvannet fra surkål produksjonen (melkesyre fermentasjon av kål som er skåret i strimler og saltet) karakteriseres av: Ekstremt høye organisk stoffkonsentrasjoner (BOF: 24.000 mg/l), melkesyre: 19.900 mg/l, Kjeldahl nitrogen: 1100 mg TKN/l, total fosfor: 192 mg TP/l og høye NaCl konsentrasjoner (26.600 mg/l), samt lave pH verdier (pH=3.4). Denne type avløpsvann kan ikke behandles på konvensjonell måte uten videre. I følge Prescott & Dunn (1959) har *Geotrichum candidum* vært kjent for sine evner til å gjøre om forskjellige substrater til mycel (sopp-tråder) som relativt lett kan gjenvinnes ved filtrering. Utbytte (slam produksjon) av tørt mycel var i størrelsesorden 62% (62 g per 100 g BOF omdannet) og BOF reduksjonen var på 88%. Analyser på kjemisk sammensetning av *Geotrichum candidum* viste et nitrogeninnhold på 6.38% (tilsvarer 39.3% protein innhold). Forfatterne mente at utnyttelse av *G. candidum* kunne bli økonomisk gunstig ved avfallsdeponering og ved produksjon av SCP (single-cell protein).

Figur 1 viser at den eksponentielle vekstfasen av sopp ble oppnådd etter en dag. BOF ble redusert fra 24.000 til 3.000 mg/L, og pH økte fra 3.4 til noe alkalisk (pH>7). Ingen syre i form av melkesyre ble funnet. Her vises det til mulige økonomiske besparelser ved at en unngår å nøytralisere utslipp før eventuell videre sekundær-rensing.



Figur 1. Vekst av *Geotrichum candidum* i saltvannsløsning fra surkålproduksjon (Hang et al., 1974).

- Hang & Woodoms (1993) viser at *G. candidum* som forekom i avløp fra surkålproduksjon kan kunne bli kilde til produksjon av et stabilt enzym; diacetyl reduktase. Dette enzymet har evnen til å katalysere reduksjonen av diacetyl, slik at det kan brukes til å redusere diacetyl og til å bestemme mengde av diacetyl i mat (fermenterte melkeprodukter) og drikkevarer (øl, frukt, juice, enkelte viner). *G. Candidum* produserte dette enzymet med spesifikk aktivitet på omtrent 0.8 unit/mg protein (ved 30 °C).

Spritdestilleri og gjærfabrikk, Irish malt whisky

- Bruk av *Geotrichum candidum* for rensing ved lav pH (2.9-3.8) og høyt innhold av organisk stoff (43.000 mg BOF/l) ble også anvendt på avløp fra destillering av whisky. (Quin & Marchant, 1979a). Dette substratet er godt egnet til å fremme vekst av sopp samtidig med reduksjon av organisk stoff (middel = 74% BOF reduksjon). Destilleringsavløp er en svært komplekst sammensatt og variabel substrat. Utnyttelsesmønsteret for reduksjon av ulike karbonkilder ble derfor spesielt studert. Melkesyre og polysakkarider ble omdannet først, mens det så ut som om protein og glyserol ble brukt som karbonkilde i den andre vekstfasen.

I batch tester ble det oppnådd 92% BOF reduksjon. Spesifikk veksthastighet i den første fase av eksponentiell vekst var 0.25 1/h (22 °C). I kontinuerlige tester i en glass "water-jacked" fermentor er det vist at fortynningsgrad påvirker substrat omsetningen. Annet mønster av substrat utnyttelse/omsetning enn som ble observert i batchtester, kan i stor grad ligge i variasjoner i avløpsvannet sammensetning.

Forfatterne anså på den tiden metoden som økonomisk interessant for biologisk rensing av avløp fra whisky med samtidig produksjon av verdifull biomasse/protein. Det synes imidlertid som om dette i ettertid ikke har vært tilfelle.

Denne problemstillingen er også berørt i andre litteraturkilder (Quin & Marchant (1979b), Quin & Marchant (1980), Barker et al. (1982)).

I følge Quinn & Marchant (1979b) ble innholdet av renprotein i biomassen (sopp) bestemt til verdier høyere enn 47% (w/w), mens råprotein var på hele 61% (dette tilsvarer 9.76% nitrogen).

2. I rapporten til Olsen et al. (1981) er det også nevnt et pilot-skala prosjekt i Nord Irland hvor *Geotrichum candidum* med hell ble brukt til SCP produksjon med vaskevann fra whisky destillasjon som substrat (fra Marchant et al., 1981). Det ble også sett på blandingskulturer av soppen *Geotrichum candidum* med to gjærarter: *Candida kruzei* og *Hasenula anomala*. Blandingskulturen er meget stabil overfor fluktuasjoner i mediet.
3. I artikkelen "Effect of the copper concentration of distillery spent wash on the utilization for single-cell protein production by *Geotrichum candidum*, *Hasenula anomala* and *Candida kruzei*" (Quinn et al., 1981) ble det bevist at de 3 kulturene kunne vokse i batch- og kontinuerlig systemer i vaskevann fra whisky destillasjon som inneholdt konsentrasjonen av løst kopper (Cu) inntil 22 mg/l. I batch tester ble det observert noe inhibering av soppvekst ved høyere kopper konsentrasjoner og akkumulering av kopper i biomassen. Innholdet av kopper i biomassen var høyere enn det som er anbefalt for de fleste dyredietter, unntatt griser (Underwood, 1962).
4. Dabrowski et al. (1980) viser til vekst av *Geotrichum candidum* i utslipp fra whisky destillasjon, som ble hevdet å delvis kunne erstatte fiskemat/dietter. Også Murray & Marchant (1986) tar for seg lignende problemstillinger.

Meieri

1. Wheatley et al. (1982) viser muligheter for bruk av sopp i aerobe biofiltre til å gjenvinne proteiner fra meieri-utslipp. Horisontal og vertikal fast film reaktorer (i pilot-skala) ble brukt til å bestemme vekst og hvor mye av biomassen som falt av (overskuddsbiomasse) ved forskjellige organiske belastninger. Soppen vokste bra i sterkt sure avløp (pH=4-5) mens andre organismer ble hemmet i sin vekst. Observert BOF-reduksjon var mellom 30 og 50% og biomasse produksjon mellom 0.1 og 0.5 kg tørrstoff pr. dag. Her ble det hevdet at proteingjenvinning fra slike avløp er økonomisk. Det ble videre beregnet at når nåværende biofilter ble tilpasset behandling ved bruk av sopp kunne kostnadene reduseres (p.g.a. reduksjon av slammengde til deponering. Videre uttesting ble hevdet å være nødvendig for å finne optimale rensesbetingelser.

I tabellene 1 og 2 viser en oversikt hvor bl.a. *Geotrichum candidum* ble brukt med høyhastighet biofiltre (Wheatley et al., 1982).

| Plant description | Types of waste | Ecological characteristics | Load at time of sample | pH at time of sample |
|--|---------------------------------|--|--|----------------------|
| J. Lyons, Barnsley | Baking and confectionery waste | <i>Geotrichum</i> sp. <i>Fusarium</i> sp. <i>Zoogloea</i> | 2.4 kg BOD day ⁻¹ m ⁻³ | 5.1 |
| Potato and Allied Services Ltd, Grantham | Potato and vegetable processing | <i>Zoogloea</i> bacteria <i>Sphaerotilus</i> <i>Subbaromyces</i> | 0.8 kg BOD day ⁻¹ m ⁻³ | 5.8 |
| Chembiotic Ltd. Cork, Eire | Pharmaceuticals by fermentation | <i>Geotrichum candidum</i> <i>Fusarium aquadeductuum</i> <i>Zoogloea</i> | 4.0 kg BOD day ⁻¹ m ⁻³ | 7.5 |
| Express, Cuddington, Chester | Yoghurt production | <i>Zoogloea</i> growth <i>Fusarium</i> sp. <i>Geotrichum</i> sp. | 5.1 kg BOD day ⁻¹ m ⁻³ | 6.0 |
| Bass Production Ltd. Runcorn | Brewery | <i>Geotrichum</i> sp. <i>Fusarium</i> sp. <i>Zoogloea</i> <i>Beggiatoa</i> <i>Chorella</i> <i>Stigeoclonium</i> | 1.0 kg BOD day ⁻¹ m ⁻³ | 6.6 |

Tabell 1. Behandling av næringsmiddelavløp i biofilter (Wheatley et al., 1982).

| Plant description | Type of waste | Ecological characteristics | Reported load kg of BOD day ⁻¹ m ³ |
|---------------------------|---|--|--|
| Ilminster WWA | Dairy (Horlicks) and domestic sewage | Mainly <i>Zoogloea</i> with some <i>Geotrichum</i> | 3.0 |
| Unigate, Chard | Butter, cream and milk bottling | Film mainly <i>Dictyuchus</i> with some <i>Geotrichum</i> and <i>Fusarium</i> | 2.3 |
| Express, Honiton | Butter and cream production | <i>Saprolegniaceae</i> with some <i>Geotrichum</i> and <i>Fusarium</i> | 3.0 |
| Milk Marketing Cannington | Cheese production | <i>Dictyuchus</i> , <i>Geotrichum</i> and <i>Fusarium</i> | 2.0 |
| Express, Cuddington | Yoghurt manufacture | <i>Fusarium</i> , <i>Geotrichum</i> and some <i>Zoogloea</i> | 2.5 |
| Express, Tarvin | Milk bottling | Mainly <i>Dictyuchus</i> with some <i>Zoogloea</i> and <i>Stigeoclonium</i> | 1.0 |
| Unigate, Uttoxeter | Milk bottling and cream production | Mainly <i>Zoogloea</i> but some <i>Fusarium</i> and <i>Subbaromyces</i> | 0.5 |
| Co-op, Ballyclough, Eire | Butter, dried milk, cream and chocolate | Mainly <i>Fusarium</i> with <i>Geotrichum</i> | 3.5 |
| Unigate, Coverham | Cheese and milk bottling | Mainly <i>Fusarium</i> with <i>Geotrichum</i> and <i>Trichosporon</i> , with <i>Cephalosporium</i> | 3.0 |
| ASDA, West Marton | Cheese and milk bottling | <i>Fusarium</i> and <i>Geotrichum</i> with <i>Subbaromyces</i> , <i>Zoogloea</i> and <i>Trichosporon</i> | 2.5 |
| Express, Frome | Processed cheese and cream production | Mainly <i>Geotrichum</i> with other unidentifiable fungi | 5.0 |
| Express, Minsterley | Cheese, dried milk and cream | Mainly <i>Geotrichum</i> with <i>Fusarium</i> and some <i>Saprolegniaceae</i> | 3.0 |

Tabell 2. Behandling av meieriavløp i biofilter (Wheatley et al., 1982).

2. Vekst av *Geotrichum candidum* (og bakterier *Streptococcus cremoris* og *Leuconostoc lactophilum*) med oste-myse (cheese whey) som substrat ga produksjon av SCP som lett kunne høstes. Laboratorie-skala "crossflow-microscreen" (tverrstrøms-mikrofiltrering) kultivasjonsteknikk ble valgt som best tilpasset metode for fortynnet organisk utslipp (Kühn and Pretoris, 1988). Kvalitet av proteiner ble vurdert. Variasjoner i hydraulisk- (fra 0.5 til 2 timer) og biomasse-oppholdstid (fra 5 til 15 timer), samt tilsatt nitrogen konsentrasjoner (KOF/N= fra 135/1 til 18/1) ble studert. pH var i område 5.1 - 6.9. og løst oksygen fra 0.6 til 4,3 mg O₂/l. KOF reduksjon varierte mellom 17.1 og 30.0% uten ekstra nitrogentilførsel, og var høyre (30.3 - 40%) med økende nitrogenkonsentrasjon (lavere KOF/N). Råprotein innholdet varierte fra 44.2 til 65.8%, og var 53.1% (8.5% N) for *Geotrichum candidum*. Bilder av soppen viser forskjell i mycelet som resultat av varierende nitrogen-konsentrasjoner. Det ble også nevnt at soppen forårsaket blokkering av filteret.
3. I rapporten "SCP - Kombinert rensning av organisk spildvann og fremstilling av biomassen til foderbrug. II Metoder for spildvannsvurdering og prosessvalg" (Olsen et al., 1981) er det referert til laboratorie-skala forsøk med sopp og avløpsvann fra en ostefabrikk. Det ble oppnådd en KOF-reduksjon på 13 til 80% avhengig av soppart.
4. Patent P 24 13 555 9 fra 22.11.79 - går på bruk av kunststoffmedie i et biofilter med *Geotrichum candidum* og/eller *Fusarium tabacium* med meieri-avløpsvann som substrat (pH-5.6, 26 °C, belastning 4.8 kg KOF/m³filtermedie*døgn). Det ble hevdet at prosessen resulterte i lav slamproduksjon.

Korn, frukt- og grønnsaksindustri

1. Vaccarino et al. (1989) foreslår bruk av overflate gjæring (fermentasjon med lite vann) istedet for dykket fermentering for SCP produksjon. Overflate-fermentering gir økt næringsverdi i biomassen, men gir samtidig senket produksjonseffektivitet. Appelsinskall fra hermetikkindustrien ble benyttet som fermenteringssubstrat for SCP, for å utnytte to typer sopp: *Trichoderma viride* og *Geotrichum candidum*. Forfattere viser til økt proteininnhold fra 6 til 20% i substratet ved slik behandling. Selv om resultatene er lovende anser ikke forfattere prosessen som egnet for industriell utnyttelse.
2. Wainwright (1992) viser til vekst av sopp med korn- og soyaavfall som substrat. Resultater viser reduksjon på KOF fra 1600 til 25 mg/l på 36 timer for kornavfall og fra 6200 til 340 mg/l på 48 timer for soyaavfall. Kombinasjon av betydelig reduksjon av organisk stoff og protein produksjon oppnås.
3. Det er nevnt at frukt- og grønnsaksindustri avfall generelt egner seg til behandling med sopp kombinert med SCP-produksjon (Olsen et al., 1981).

Papirindustri

Tre inneholder 3 hovedkomponenter: lignin, cellulose og hemicellulose. Sopp har et betydelig potensiale som rensedium for avløp fra papirindustri.

1. Wainwright (1992)) sier at Pekilo-prosessen, som ble utviklet i Finland, benytter trenedbrytende sopper til å omdanne avløpsvann fra sulfitt-behandlet tremasse til protein dyrefôr (kombinert med organisk stoff reduksjon).

Forss (1974), Romantschuk (1974), Barber et al. (1977), Romantschuk & Lethomäki (1978) bekrefter dette.

Olsen (1994) hevder at den omtalte prosessen opprinnelig ble stanset p.g.a. mangel på lut. Den ble så tatt i bruk igjen i Mänttä i Finland av firmaet G.A. Serlachius OY, som produserer cellulose og sprit. Fabrikkens SCP kapasitet lå på 7.000 t/år. BOF rensegrad var på 83 %. Situasjonen i dag er ikke kjent.

På lignende måte brukes sopp til rensing av avløpsvann fra fiberplate-produksjon (Wainwright (1992), Minelli and Andreson (1975)).

2. Ekwenchi et al. (1990) og Wainwright (1992) viser at ved tilsetning av cellulosenedbrytende sopp til plantemateriale vil dette under anaerobe forhold (ved 30 °C) bli omdannet til metangass, hydrokarboner og karbondioksid.
3. Wainwright (1992) viser til mye forskning på bruk av enkelte arter av "white rot" sopper bl.a. innenfor papirindustri. Bergbauer et al. (1991)/Wainwright (1992) hevdet at trenedbrytende sopp kan fjerne farge, hvilket ofte er assosiert med absorpsjon av farge på overflate av mycelet. Flere sopparter, f.eks. *Trametes versicolor*, *Tinctoporia boronica* kan benyttes. Det omtales også om farge fjerning da sopp ble immobilisert i kalsium alginat kuler.
4. Olsen et al. (1981) refererer til laboratorieforsøk med sopp (*Candida utilis* og *Geotrichum candidum*) og avløp fra halmcelluloseindustri. Sopp ble benyttet på ubehandlet eller anaerobt forbehandlet avløpsvann. Det ble ikke oppnådd noe rensing i de ubehandlede prøver mens derimot BOF reduksjonen var på 97% med *Candida utilis* i de forhandlede prøvene. Grunnen til meget lav BOF reduksjon er at avløpsvann inneholder store mengder av tungt nedbrytbare karbonforbindelser.

Bryggeri

1. Olsen et al. (1981) viser til laboratorie-forsøk med avløpsvann fra bryggeri og anvendelse av ulike sopparter. Rensegraden lå høyt, mellom 80 og 90% (pH=4.8, temp. 25-30 °C). SCP utbytte (Y_{BOF}) var fra 0.3 til 0.65 g tørrvekt/g BOF .
2. Bryggeriavløpsvann som inneholder store mengder av organiske stoffer (34 gBOF/l) kan bli behandlet med *Geotrichum fragrans* (Henry & Thomas, 1993).
3. Häuslerová (1971) viser til observasjoner av soppvekst i resipient nedenfor utslipp fra bryggeri.

Sakkarin og melasse

1. Artikkelen til Borup & Potter III (1989) og Ohmomo et al. (1988) refererer bruk av den termofile soppen *Aspergillus fumigatus* for fjerning av en stor del av den organiske forurensning, samt fjerning av farge fra melasse avløpsvann (dette er et biprodukt fra rørsakkarin produksjon).
2. Wainwright (1992) beskriver at det lykkes å fjerne farge fra melasse ved bruk av sopp. Det er også rapportert reduksjon av organisk stoff og nitrat fra tilsvarende avløpsvann i Thailand (Sirianuntapiboon et al., 1988).

3. Ubehandlet og anaerobt forbehandlet roe- og rørmelassesepøl (som er produkt av standardisert anaerob alkoholgjæring av melasse) ble dyrket med ulike sopparter (Olsen et al.(1981)). Rensegraden (BOF) for de ikke behandlede prøvene var under 50% , mens for de anaerobt forhandlede var reduksjonen høy (97% med *C. utilis* og 84% med *T. reesei*). SCP utbytte (Y_{BOF}) var fra 0.25 til 0.95 g tørrvekt/g BOF.

Lipider

1. I laboratorie-skala ble *Geotrichum candidum* og gjær (*Candida lipolytica*) brukt i forsøk for å gjære og/eller stabilisere lipider i prosessvann ("stickwater", som er et biprodukt i fisk- og oljeindustrien) gjennom lipolyticgjæring/fermentering. Prosessvannet er en suspensjon av proteiner og lipider, samt at det inneholder løst ikke-protein nitrogen og andre stoffer. Avløpsvannet inneholdt ikke karbohydrater. Samtidig ble det sett på muligheten til å øke proteininnholdet i form av single-cell protein (Green et al., 1976).

Konfektindustri

1. I rapporten til Olsen et al. (1981) ble avløpsvann fra konfektindustri behandlet med sopp. Rensegraden (BOF) med *C. utilis* var 80-90%, mens *T. reesei* og *G. candidum* ga 59-71%. SCP utbytte (Y_{BOF}) var fra 0.30 til 0.70 g tørrvekt/g BOF.
2. Wheatley et al. (1982) beskriver kortfattet innledende forsøk med avløpsvann fra konfektindustri.

Omdanning av kull til brennstoff og kjemikalier (Coal gasification)

1. Kühn & Pretorius (1989) viser til lovende resultater når *Geotrichum candidum* var den utvalgte organisme for en "crossflow-microscreen" metode som ble prøvet for å rense avløpsvann fra produksjon av brennstoff samt kjemikalier fra kull. Slikt avløpsvann inneholder C_2 til C_5 monokarboksyli-syrer samt en del alkoholer, ketoner og hydrokarboner.

Ved en hydraulisk oppholdstid, θ , lik 1.25 h og en celleoppoldstid ("slamalder"), θ_x , lik 7.5 h ble det oppnådd 89.5% KOF reduksjon ($pH = 6 \pm 0.1$, temp. = 23 ± 1 °C). Råprotein-innholdet i en monokultur av *Geotrichum candidum* var som middelerdi 50.2 %. Noen kinetikk-parametre ble også beregnet: Maksimal veksthastighet : $\mu_{max} = 0.26$ 1/h (23 °C), Halvmetningskonstant for KOF substrat, $K_s = 201$ mg/l, utbyttekonstant (slamproduksjon): $Y_g = 0.38$ gVSS / gKOF_{nedbr}. En utbyttekonstant på 0.38 gVSS/gKOF innebar at ca. 14.000 tonn SCP per år kunne ha blitt produsert ved den aktuelle avløpsmengde. Imidlertid ble det påpekt at videre forskning var nødvendig før denne prosessen kunne benyttes i fullskala som alternativ til et konvensjonelt aktivslamsystem.

Karbohydrater, landbruk, skog

1. Olsen et al. (1979) viser til en referanse (Imrie and Righelato, 1976)) som omtalte proteinproduksjon fra avfall med karbohydrater.

2. Selv om opplysninger om SCP-produksjon i tidligere Sovjetunionen og i Øst-Europa er sporadiske, er det tidligere nevnt store aktiviteter i disse områdene. Tabell 3 viser SCP produksjon i USSR (fra Carter, 1981). Summering av produksjonstall i 1979 var på over 1 million tonn. Planer antydnet at et fremtidig mål var å nå en produksjon på 11-12 mill. tonn/år (Olsen et al. (1981)), men Olsen (1994) reiser idag sterk tvil vedrørende opplyste produksjonskvantum og realiteten i fremtidig vekst.

Tabell 3. SCP produksjon i USSR (fra Carter, 1981).

| Table 1 Actual SCP production tonnage in the USSR | | Table 2 Feedstocks at 66 SCP plants in the USSR | |
|---|---------------------|---|----|
| 1963 | 58 000 | Hydrocarbons | 12 |
| 1965 | 98 000 | Agricultural, forest, pulp and paper industry wastes | 49 |
| 1970 | 260 000 | Unidentified (the citation contexts suggest that many of these are likely to be non-hydrocarbon feedstocks) | 25 |
| 1973 | 446 000 | | |
| 1974 | more than 600 000 | | |
| 1975 | 674 000 | | |
| 1976 | 819 000 | | |
| 1978 | more than 1 000 000 | | |
| 1979 | 1 100 000 | | |

Fra patentsøk har vi blant annet funnet følgende aktuelle referanser:

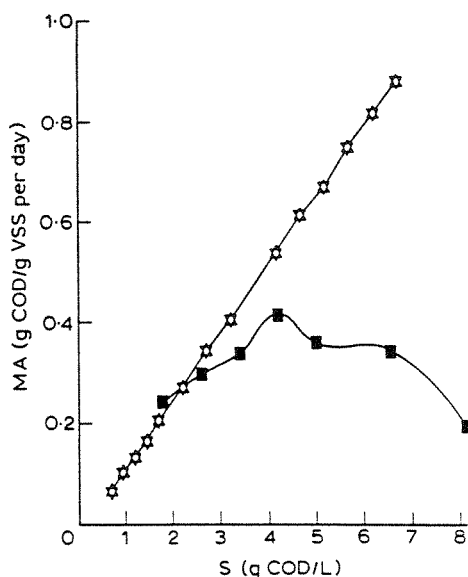
- Patent C02C 1/04 5/10 fra 17. september 1975 går på biologisk behandling av proteinrikt utslipp fra gluten-produksjon. Avløpsvannet inneholder fra 300 til 400 mg/l nitrogen. pH ble justert til mellom 3 og 6 og *Fusarium Sp.* ble brukt i en biofilm reaktor fylt med plastfiltermedier. Selv om BOF fjerningsgrad kan bli lavere enn med konvensjonelt system (biofilter uten sopp, ved høyere pH), er bruk av sopp her fordelaktig p.g.a. mindre fast stoff produksjon (tørrstoffinnholdet er mindre enn 35% av vekten av BOF fjernet, mens i konvensjonell prosess kan tørrstoff bli mellom 60 og 80%) En annen betydelig fordel er at reststoffet inneholder mye proteiner som kan videre utnyttes/gjenvinnes.
- Patent P 24 13 555 9 fra 22.11.79 går på bruk av kunststoffmedie i et biofilter med *Geotrichum candidum* og/eller *Fusarium tabacium* med meieri avløpsvann (pH-5.6, 26 °C, belastning 4.8 kgKOF/m³filtermed. døgn). Lav slamproduksjon er nevnt.
- Patent 4.414.661 fra 15. november 1983 nevner bruk av *Geotrichum marinum* og andre mikroorganismer for mikrobiologisk nedbrytning av petroleums-materialer.
- Patent WP C 12 N/ 275 1167 fra 28.05.86 omhandler produksjon av dyrefór fra citrusavfall ved proteinberikelse gjennom gjæringsprosess.
- Patent 4. 698. 304 fra 6. oktober 1987 omhandler bl.a. sopparter som brukes for å produsere hydrokarbonblandinger (C₂-C₅) fra industrielt avfall.

B. FORBEHANDLING

Høy organisk belastning i avløpsvann med lav pH kan praktisk talt utelukke konvensjonelle metoder for avløpsbehandling. Det har i den senere tid blitt foreslått og uttestet ulike alternativer for bruk av sopp som forbehandlingsmetode for å bedre nedstrøms prosesser og dermed den totale renseseffektiviteten.

Fenolforbindelser

1. Borja et al. (1992) jobbet med flere typer avløpsvann som inneholder fenol som er toksisk for anaerob mikrobiell aktivitet. Her er det påvist at når avløpsvann fra **oliven-foredling** ble forbehandlet med *Geotrichum candidum* ble videre nedstrøms anaerob behandling mer effektiv.
2. Det refereres til forbedret anaerob nedbrytning av **melasse** som først ble behandlet med sopp (Borja et al., 1993a). 88.5% av fenol-komponenter som er i melasse ble fjernet ved hjelp av aerob forbehandling med *Geotrichum candidum* (pH=4.9, 25 °C). Det ble ikke observert toksiske påvirkninger i det neste anaerobe trinnet som vanligvis fenol har for KOF i område 2.3 - 12.9 g/l. Forbehandlingen økte metangasproduksjon med 51% i forhold til ikke forbehandlet melasse.
3. Samme forfattere (Borja et al., 1993b) refererer til forbedret renseprosess etter aerob forbehandling med *Geotrichum candidum* hvor fenol-komponenter er fjernet fra **avløp fra vinproduksjon** (pH=3.8). Videre kunne forbehandlet utslipp bli nedbrutt i anaerob bioreaktor. Vanligvis er fenolkomponenter i stor grad hemmende og forårsaker antibakteriell aktivitet. Figur 2 viser forskjell i metanproduksjon for ubehandlet og forbehandlet avløpsvann.



Figur 2. Variasjoner i metanproduksjons-aktivitet (g KOF/g VSS . d) for den første dagen med substratkonsentrasjon S (g KOF/ L) for avløp fra vinproduksjon
☆ forbehandlet avløpsvann og ■ ikke forbehandlet avløpsvann (Borja², 1993).

4. Martin et al. (1993) lar avløpsvann fra olivenforedling først behandles aerobt ved hjelp av *Geotrichum candidum* i en "fluidized-bed"-prosess. I den anaerobe prosess ble det oppnådd meget høy renseseffekt for organisk stoff (92% KOF). Årsaken ble ment å være at *Geotrichum candidum* i forbehandlingen fjernet 94% av fenol-forbindelsene fra avløpsvannet. Fenoler er kjent for å hemme anaerobe prosesser.

5. Wainwright (1992)/Anselmo (1992) viser til flere filamentære sopptyper som kan bryte ned fenol-forbindelser i **tre**.

Tungmetaller/Biosorption

1. Wnorowski (1991) viser til soppens evne til å akkumulere tungmetaller fra væskeløsninger. I tillegg til en del bakterier (gruppene: *Enterobacteriaceae*, *Aeromonas*, *Pseudomonas* osv.), ble flere sopparter isolert og testet ut med hensyn til akkumulering av gull (Au), sølv (Ag), nikkel (Ni) og kadmium (Cd). Ulike metaller viste seg å ha forskjellige optimale pH-forhold. Dette fenomenet gjør at behandling av metallblandinger vil være vanskelig.
2. Wainwright (1992) viser til utnyttelse av sopp for fjerning av metaller fra løsninger med utnyttelse av soppens evner til blant annet: metall-akkumulering, metallgjenvinning, absorpsjon av radionuklider (thorium, uranium, plutonium), absorpsjon av nikkel, kopper, magnetitt osv.

Klor-organiske forbindelser

1. Saunamäki et al. (1991) viser til at sopp har muligheter til å nedbryte klororganiske forbindelser (spesielt klorerte fenoler) som ble dannet under bleking av papir.
2. Wainwright (1992)/Bergbauer et al. (1991) viser til nesten 45% reduksjon av klororganiske forbindelser fra klorert-lignin fra blekerier.

Fruktindustri

1. Ananasavfall kan også bli behandlet med sopp i følge Ban-Koffi and Han (1990). Referanse er innhentet fra Wainwright (1992). Substratet har høyt innhold av organisk stoff, men inneholder lite sakkarider. Derfor er forbehandling med sopp nødvendig. Videre fermentering kan gi både biomasse og noe alkohol (ca. 8%).

2.2. Reaktorutforminger og slamhøsting

De fleste reaktortyper som er utviklet og blir kommentert her er ment for kombinert rensing av avløpsvann og SCP-produksjon. Innhentede opplysninger er i stor grad basert på Jørgen Olsens arbeid og erfaring, men i tillegg har vi utført databasesøk for ytterligere informasjon.

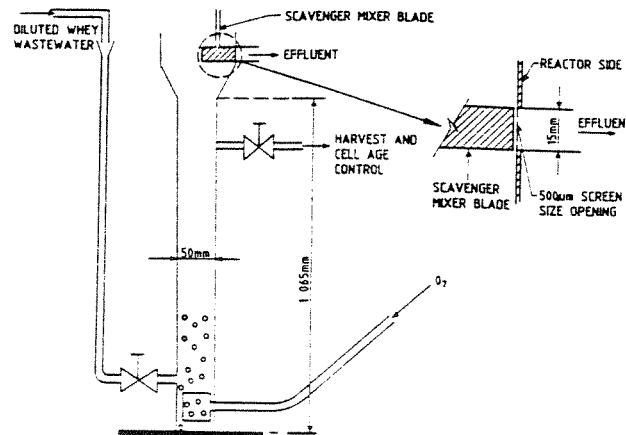
2.2.1. Laboratorie- og pilot-skala

Belastningsforhold

Quinn & Marchant (1979a) viste i sine studier at enkelt-steps (èn totalomblandet reaktor - "single-stage") kontinuerlig nedbrytning ikke tilfredsstilte fjerning av organisk stoff fra *whisky destillasjonsavløpsvann*. Quin & Marchant (1980) anbefalte to-trinns (to totalomblandede reaktorer i serie) kontinuerlig biologisk rensing av slikt avløpsvann med *Geotrichum candidum*. Den sistnevnte gav opptil 87 % BOF-reduksjon og utslippenes kvalitet var sammenlignbar med evaporasjon-metoden, som var i bruk på det tidspunkt. Høsting av biomassen ble ikke ansett som problematisk, pga. mycelial kulturens gode filtreringsegenskaper.

Crossflow-microscreen

Kühn og Pretorius (1988, 1989) presenterer vellykket bruk av "crossflow-microscreen" (tverrstrøms mikrosil) reaktor for SCP produksjon for fortynnet, organisk avfall/utslipp. "Crossflow-microscreen" teknikk egnet seg bra for seleksjon av mikroorganismer i en relativt fortynnet substratløsning. Dermed ble denne teknikken hevdet å være verdifull innen produksjon og gjenvinning av SCP fra organiske industrielle utslipp. I ett forsøk ble det benyttet en 2 l reaktor som er vist i fig. 3. Flytskjema for reaktor samt driftsforhold er beskrevet detaljert i Kühn og Pretorius (1988).



Figur 3. Flytskjema for "crossflow-microscreen"- reaktor (Kühn og Pretorius, 1988).

"Crossflow-microscreen" ble med lovende resultater også prøvet for å rense avløpsvann fra produksjon av brennstoff samt kjemikalier fra kull (Kühn & Pretorius, 1989).

Biofilmsystemer

1. Wheatley et al. (1982) viser muligheter for bruk av aerobe biofiltre til å gjenvinne proteiner fra meieriutslipp. Horisontal og vertikal fast film reaktorer ble benyttet i laboratorieskala forsøk med sopp (*Fusarium* og *Geotrichum*). Nærmere beskrivelse av biofilter er ikke gitt. Biofilm reaktor med Flocor (kommersielt navn: ICI Pollution Control System) som bæremedie ble også benyttet i pilotskala og er vist i fig. 4. Videre optimalisering ble hevdet å være nødvendig for å optimalisere prosessen blant annet fordi fjerning av organisk stoff var relativt lav (15-30% BOF reduksjon).

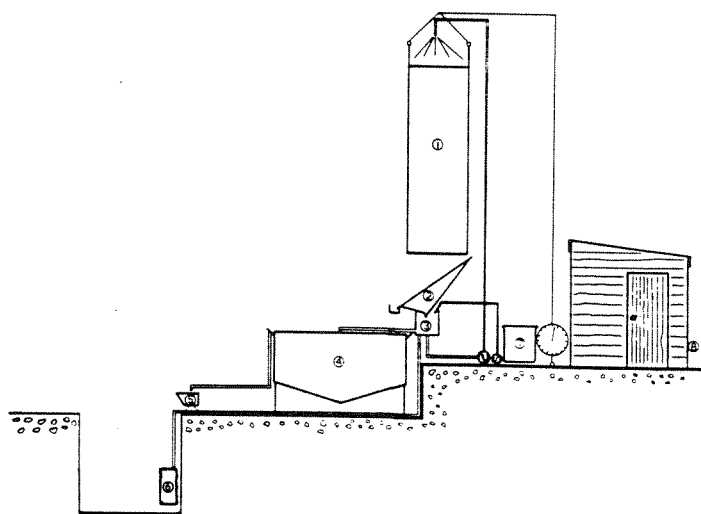
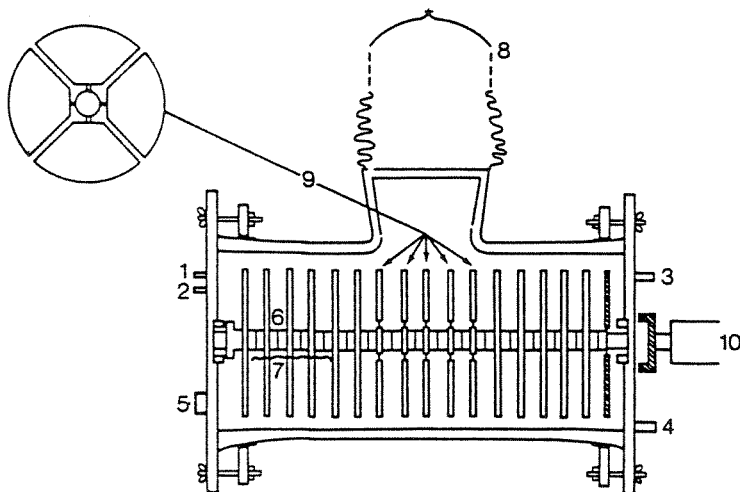


Figure 1. Schematic representation of the pilot plant: 1. biotower; 2. screen; 3. recycle and feed sump; 4. settlement tank; 5. tipping trough flowmeter; 6. main-feed pump; 7. acid storage and dosing; 8. sampling and equipment hut.

Figur 4. Flytskjema av pilotanlegg for rensing av meieri avløpsvann (Wheatley et al. 1982).

2. Skivefermentor (rotating disc fermenter) ble brukt til SCP-produksjon og er beskrevet i Olsen et al. (1981) og Jensen et al. (1985). Skivefermentor er et biofilmsystem og har lignende oppbygging som en biorotor. Skivefermentoren som ble benyttet i forsøkene er en videreutvikling av en model fra Strathclyde University, Glasgow. Skiver fra forskjellige materialer ble prøvet: polypropylen, polykarbonat, rustfritt stål og glass. Størst biomasse av *Geotrichum candidum* og *Aspergillus niger* ble bygget opp på skiver av polypropylen og polykarbonat. Den sist nevnte ble anvendt fordi polypropylen skiver ikke var fysisk stabile. Ulike typer avløpsvann og ulike sopparter ble benyttet i forsøkene.

Figur 5 viser diagram av en slik fermentor.



(1) Luftindtag. (2) Podestuds. (3) Luftudtag. (4) Mediaudtag. (5) Elektrodestuds. (6) Skiver m/ afstandsringe. (7) Væskeoverflade. (8) Prøveudtagningspose. (9) Delskiver. (10) Motor m/ magnetkobling. (Modificeret efter Anderson & Blain, 1980).

Figur 5. Prinsippskisse av en skivefermentor (Jensen et al., 1985).

Mikrobiell-gardin

Henry & Thomas (1993) anvendte "mikrobielle gardiner" hvor *Geotrichum fragrans* fungerte som en matrise for gjær og bakterier. Gardinene besto av to 3 mm lag av retikulert (delt i ruter) polyurethane skum innbundet med nylon. I lab.-skala var gardinene 2 m lange og 0.1 m brede. De ble hengt på en horisontal tverrstang og avløpsvannet ble pumpet til toppen av gardinen. Deretter rislet avløpsvannet nedover gjennom gardinene som ble innpodet med ønsket organisme. Bryggeriavløpsvann og avfall fra griser ble behandlet. For bryggeriavløpsvannet ble det oppnådd en reduksjon på 91% TOC (total org. karbon). For avfall fra griser ble det oppnådd 88% TOC reduksjon, samt at ubehaglig lukt ble fjernet.

Overflate fermentering

Vaccarino et al. (1989) foreslår bruk av overflatefermentering (gjæring, fermentering med lite vann) istedet for "konvensjonell" dykket fermentering for SCP-produksjon. Overflate gjæring er en spesiell type av fast fermentering, som foregår i brett, hvor vått substrat er tilført bare med det vannet som er nødvendig til å danne en væskehinneoverflate av brettet. Sopp kan lett utvikle seg i dette laget ved å bruke oksygen fra luften og næringselementer fra væske og fast stoff under. Hvert 3.-4. døgn ble det etablert en film av mikroorganismer, som var lett å fjerne.

Overflatefermentering gav økt næringsverdi i biomassen, men samtidig senket produksjons-effektivitet.

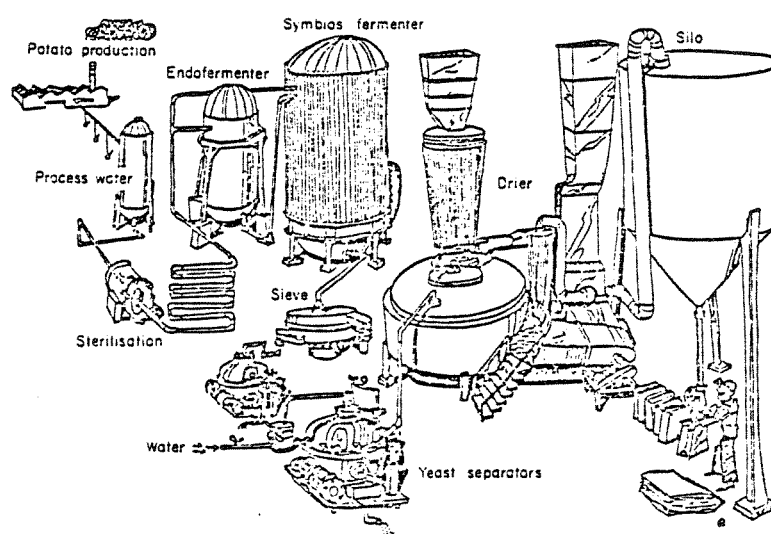
Air-lift fermentor

I et pilotforsøk i Nord Irland ble det benyttet en air-lift fermentor hvor *Geotrichum candidum* med hell ble brukt til SCP produksjon i vaskevann fra whisky destillasjon (Marchant et al., 1981). Prinsippiell utforming av denne type prosess er vist i kap. 2.2.2.

2.2.2. Fullskala

Symba

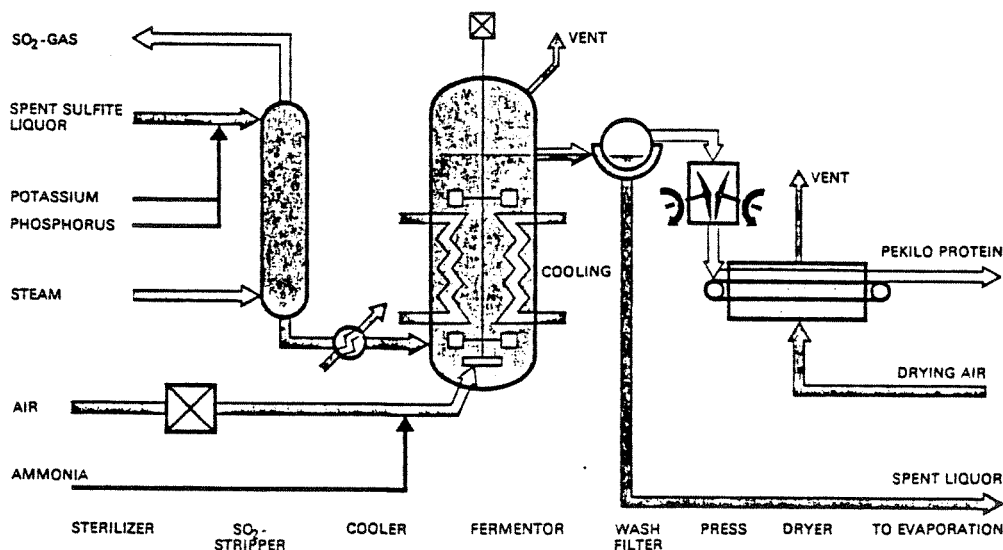
Symba-prosessen er blant annet blitt benyttet til behandling av avløpsvann fra potetfabrikk. Figur 6 viser prinsippet for denne prosessen.



Figur 6. Symba-prosessen (Skogman, 1976).

Pekilo

Pekilo-protein prosessen ble opprinnelig utnyttet for soppvekstbehandling i sulfitt-lut fra en cellulose fabrikk i Jämsänkoski i Finland. Den ble stanset pga. mangel på lut, men ble så satt i bruk i 1982 i Mänttä i Finland av firmaet G.A. Serlachius OY, som produserer cellulose og sprit. Fabrikkenes SCP-kapasitet lå på 7.000 t/å. Figur 7 viser prinsippet for denne prosessen (Romantschuk & Lethomäki (1978). Andre forfattere omtaler også denne prosessen (Forss (1974), Romantschuk (1974), Barber et al. (1977)). I USA forsøkte man å tilpasse Pekilo-protein som menneskeføde (sammenlingbar med RHM's Mycoprotein).



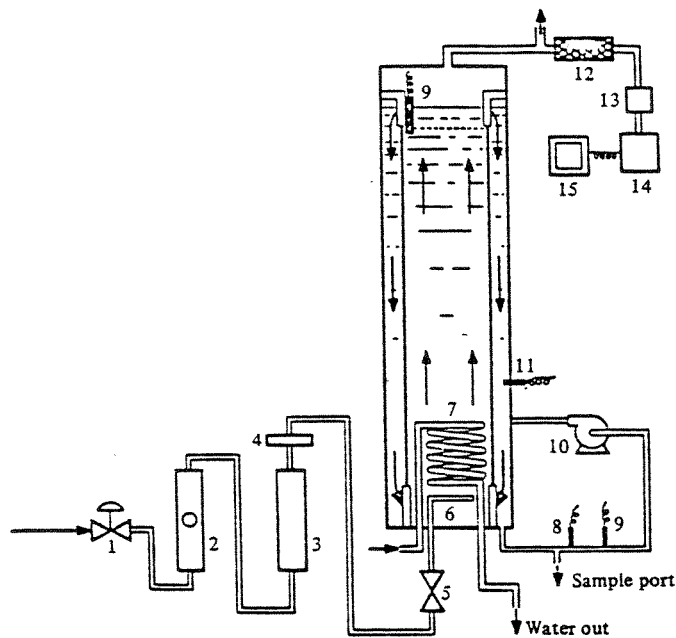
Figur 7. Pekilo-prosessen (Romantschuk et al., 1978).

Basset-prosess

Basset-prosessen kombinerer rensing av avløpsvann fra konfektfabrikk og SCP-produksjon (Forage, 1978). Dette er en konvensjonell fermentor med omrøring. Tate and Lyle Group Research and Development har stått for utviklingen. For konvensjonal rensing ble kostnadene beregnet til ca. 336 DKr per tonn KOF (1977). For rensing og SCP-produksjon ble kostnadene beregnet til ca. 394 DKr per tonn KOF. En forventet imidlertid et direkte overskudd på driften på grunn av inntekter fra salg av SCP.

Air-lift fermentor

Bruk av "air-lift"-fermentor er blant annet rapportert av Prescott & Dunn (1949), Jørgensen (1974), Atkinson (1974) og Hatch (1974). Figur 8 viser prosessens oppbygging.

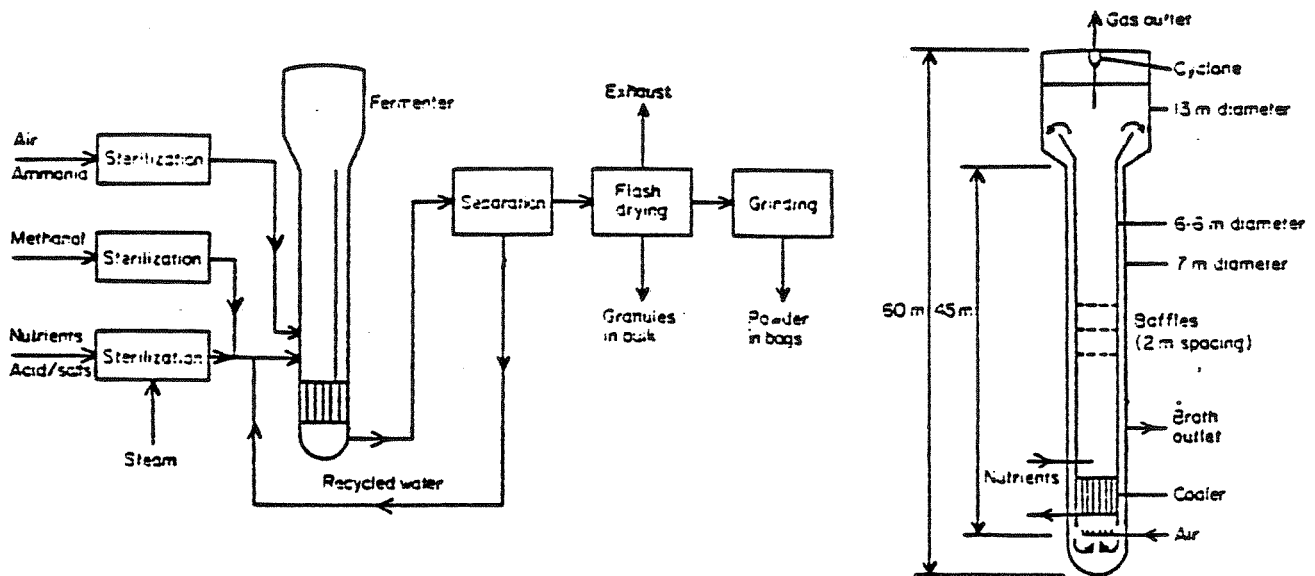


- | | |
|----------------------------|---------------------------------|
| 1 Air-pressure regulator | 9 Oxygen probe |
| 2 Rotameter | 10 Centrifugal pump |
| 3 Glass-wool air filter | 11 Thermistor probe |
| 4 Millipore air filter | 12 Silica-gel bed |
| 5 Check valve | 13 Diaphragm pump |
| 6 Air sparger | 14 Paramagnetic oxygen analyser |
| 7 Heating and cooling coil | 15 Recorder |
| 8 pH electrode | |

Figur 8. Air-lift fermentor (Atkinson, 1974).

ICI

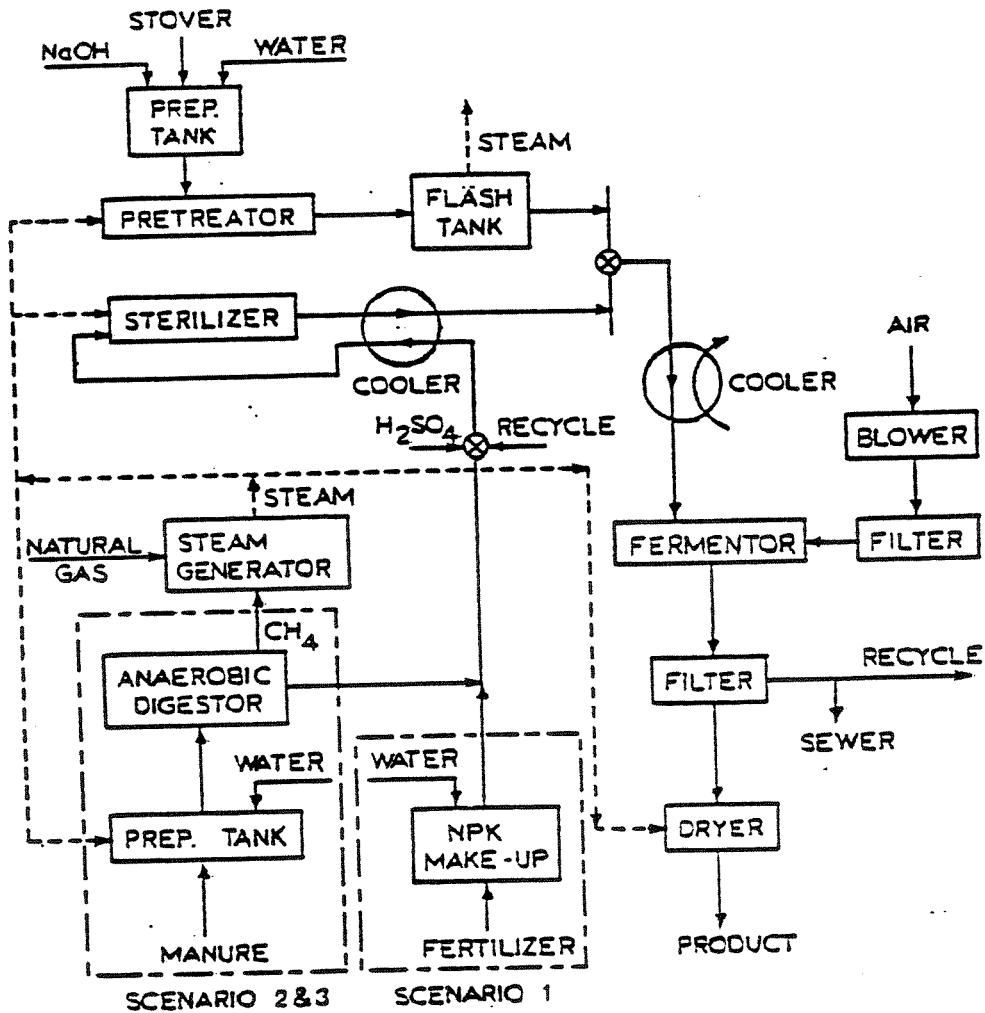
ICI-prosessen er blant annet beskrevet av Katinger (1976), Hines (1978) og Hamer, (1979). Stor produksjon av SCP er rapportert fra et anlegg ved Billingham, England, på ca. 65.000 tonn/år. Figur 9 viser prinsippet for denne type prosess (fra Hamer, 1979).



Figur 9. ICI's SCP-prosess (fra Hamer, 1979).

Waterloo

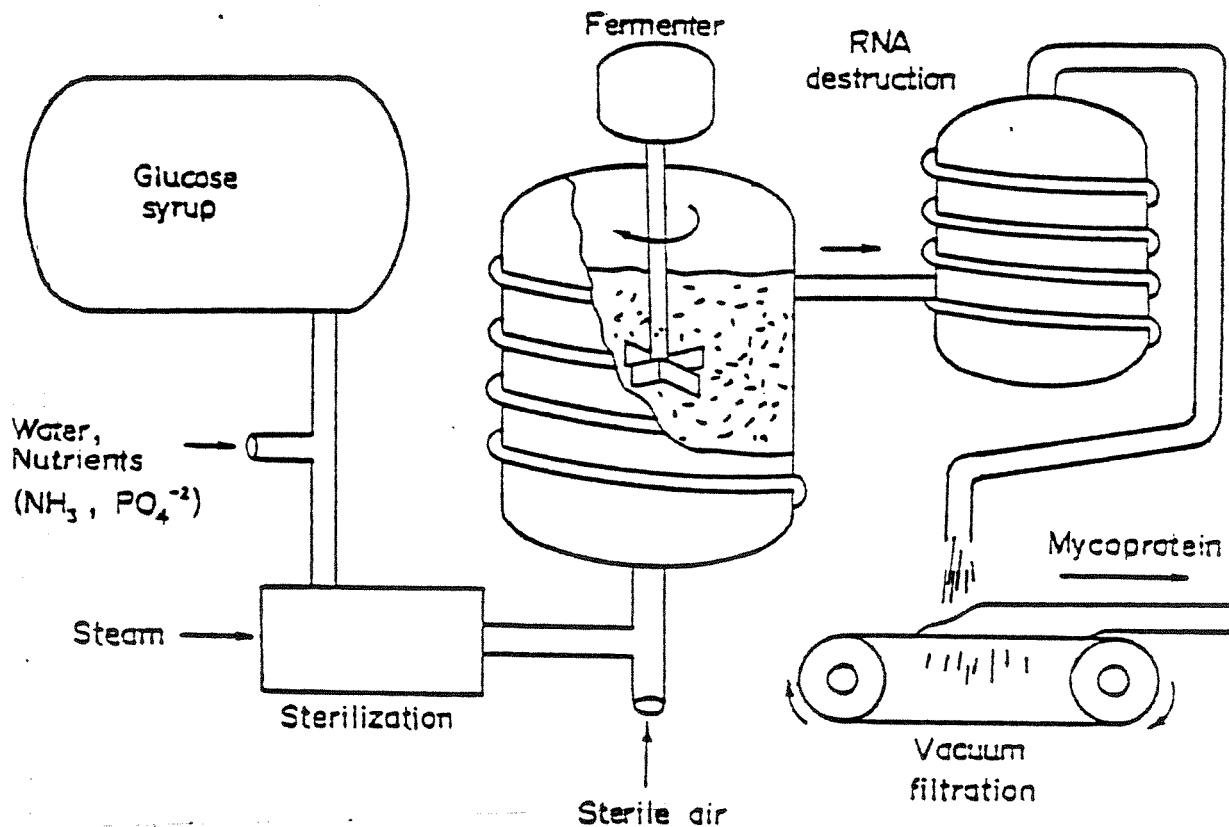
Waterloo-prosessen for SCP produksjon er utviklet både for høy- og lavteknologisk SCP-produksjon. Figur 10 viser prinsippet for denne prosessen (Moo-Young et al., 1980).



Figur 10. SCP-prosessen fra Waterloo (fra Moo-Young et al., 1980).

RHM

Ranks Hovis McDougalls (RHM) prosessen har fått sitt SCP-produkt godkjent som menneskeføde. Figur 11 viser metodens prinsipper (Gerlander, 1981).



Figur 11. RHM's myco-protein prosess (Gerlander, 1981).

Øvrige fermenterings-anlegg, høyt Teknologi

- Tankfermentor (med omrøring) (Atkinson 1974)
- Chemap flertrinsomrøringssystem (Chemap-Fermentors)
- Vogelbusch-fermentoren (Atkinson 1974)
- Vogelbusch-IZ-Tauchstrahlfermentor (Katinger 1976, Schreier 1975)
- Wagner-Biro-Submersreaktoren (Katinger 1976)

Øvrige fermenteringsanlegg, lavteknologi

- Svømmebasseng av plast på 38.000 liter (Church et al. 1973, Imrie & Righelato 1976)
- Tate & Lyle Ltd. lavteknologisk fermentor (Church et al. 1973)

Oversikt over ulike prosesser som har vært i fullskaladrift (Olsen, 1994)

Tabell 4 gjengir en oversikt over fullskalaanlegg som er benyttet til bruk av sopp i avløpsrensing for SCP-produksjon og som ble presentert for styringsgruppen 2. november, 1994. (Olsen, 1994). Generelt har det i den senere tid vært en sterkt redusert aktivitet eller nedleggelse i forhold til de kvantum som er referert i denne tabell. Hovedårsaken har vært dårlig økonomi knyttet til prosjektene. Det har ikke vært mulig å dokumentere dagens situasjon innenfor dette prosjekters rammer.

Tabell 4. Prosesser som ble benyttet til avløpsvannrensing kombinert med SCP-produksjon (Olsen, 1994).

| | Pekilo | Bassett | Symba | Waterloo | |
|----------------|--|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|--|
| Place | Finland | UK | Sweden | Canada | Northern Ireland |
| Developer | SITU group | Tate & Lyle | Swedish Sugar | Univ. of Waterloo | Quinn & Marshant |
| Microorganism | Paecilomyces varioti | Candida utilis | Candida utilis Endomycopsis | Chaetomium Celluolyticum | Geotrichum candidum Candida kruzei Hansenula anomala |
| Substrate | Sulfite liquor, molasses, whey and other waste | Carbohydrate containing wastes | Starchy wastes | Cellulose containing wastes | Whiskey distillery spent wash |
| Waste | materials 100 000 l/h | 136 000 l/day | 20 000 l/h | Solid state | |
| SCP production | 100 000 ton/year | | 250 kg/h | | |
| First plant | 1975-80 | 1980-? | 1973-80? | | 198? |
| Other plants | 1982-? | | | | |

2.3. Uønsket soppvekst som forårsaker slamsvelling i avløpsrensesystemer

2.3.1. Generelt om slamsvelling

Aktivslam prosessen er i stor grad benyttet i avløpsvannrensing blant annet for dens fleksibilitet og høye virkningsgrad. Selv om denne prosessen har flere fordeler har den også en hovedulempe, nemlig driftsproblemer knyttet til dårlige slamseparasjonsegenskaper ofte grunnet slamsvelling. Når separasjon av aktivslam ikke er tilfredsstillende, forårsaker dette høye konsentrasjoner av suspendert stoff i utløpet (slamflukt). Dette reduserer mengde slam i biobassengene og gir lavere slamalder. I verste fall kan dette føre til at prosessen stopper helt opp, og at ny biomasse må bygges opp. I de senere år er det blitt økt forståelse for fenomenet slamsvelling og viktigheten av miljøparametre når det gjelder konkurranse mellom bakteriene.

Slamsvelling skyldes gjerne at store mengder av filamentære (trådformige) organismer strekker seg utover aktivslam flokkene og skaper et voluminøst og dårlig sedimenterbart slam. Avløpsvannets sammensetning, løst oksygen konsentrasjon, pH, organisk belastning og reaktorutforming er blant nøkkelparametrene som har en direkte virkning på slammets sedimenterbarhet (Ramadori & Tandoi, 1993). Mikroorganismer som assosieres med filamentær-slamsvelling er stort sett bakterier, men også cyanophyceae og ulike sopptyper kan føre til slamsvelling. Henze et al. (1992) nevner spesielt at *Geotrichum candidum* er en sopp som forekommer hyppig både i biologiske filtre, aktivslam anlegg og i slamfermenteringstanker (gjærningstanker). Men som regel er sopp ikke en dominerende organisme, hvilket heller ikke er ønskelig grunnet problemer med slamsvelling.

Den beste måten å unngå overdreven vekst av filamentære organismer er å forstå de forhold som påvirker den biologiske seleksjonen av de ønskede flokk-dannende organismene (som gir godt sedimenterbart slam).

Kinetikk og biokjemisk miljø (biokjemisk miljø: anaerob, anoksisk eller aerob, løst organisk stoff, organisk belastning, flokkbelastning (mg KOF/ g VSS), hydraulisk oppholdstid etc.), er sentrale mekanismer i en slik seleksjon av organismer. For å oppnå ideelle forhold for flokkdannende mikroorganismer benyttes ofte selektorer. Dette er spesielle soner som plasseres i forkant av de aerobe, anoksiske eller anaerobe bassenger. Tidligere ble bygging av lignende soner kalt forblendingssoner eller kontaktsoner. I disse sonene forsøkes det å idealisere forholdene for flokkdannende mikroorganismer slik at disse konkurrerer ut de filamentære. Noen parameterbetingelser er foreslått (Ramadori & Tandoi, 1993) for idealisering av forholdene i aerobe selektorer:

- løst KOF konsentrasjon ≤ 60 mg/l
- organisk belastning: 5-10 mg KOF/mg VSS d
- hydraulisk oppholdstid: 5 - 30 min
- flokk-belastning: 60 mgKOF/g VSS

Når det gjelder anoksiske og anaerobe selektorer ser det ut som om filamentære bakterier (med noen unntak) ikke har evnen til å respirere ved bruk av nitrat som elektronakseptor eller bruke polyfosfat som energikilde for å kunne akkumulere organisk karbon i celler. Derfor skulle anaerobe og anoksiske selektorer være mer effektive i forebygging av slamsvelling enn de aerobe.

Poon et al. (1971) viser at tiltak for å hindre overvekst av *Geotrichum candidum* er viktig for å unngå driftsproblemer og bedre renseseffekten i et aktivslam renseanlegg.

I sin rapport "Factors affecting slime accumulation in fiberboard mill process water" påpekte Minelli & Anderson (1975) at det var *Geotrichum candidum* som var ansvarlig for slamsvelling som normalt forekom i vinterhalvåret. Det var mulig å kontrollere situasjonen blant annet ved å forbipassere forsedimenteringsbassenget, dvs. slippe innløpsvannet direkte til biotrinnet. Derved unngås anaerob nedbrytning av frie tre-sakkarider og dannelse av uheldige polysakkarider. Flere tester ble utført for å hindre soppvekst, blant annet ved å variere pH- og oksygenforhold samt næringssaltbalansen. Dette ga vekst av en balansert, ikke-filamentær, mikrobiell populasjon.

Meyers (1984) fant at *Geotrichum candidum* var årsak til slamsvelling ved et industrielt avløpsrensaneanlegg. Ved å øke pH i avløpsvannet forsvant soppen og dermed også problemene med slamsvelling. Soppen ble isolert og testet med hensyn til evne til å nyttiggjøre seg av ulike karbonkilder. Soppen viste seg å kunne utnytte acetat og acetone. Ingen vekst ble observert ved bruk av isopropanol. Meget god vekst ble observert ved pH 5-7 og ved temperaturer fra 15-30 °C, veksten ble inhibert ved pH-verdier over 7,5 og ved temperaturer på eller lavere enn 10 °C. Tilfredstillende oksydasjon av acetat, ethanol og i midre grad isopropanol ble funnet, mens oksydasjon av aceton og methanol var svært lav.

Ulike selekteringsmekanismer mellom sopp og andre mikroorganismer vil bli diskutert i kapittel 2.4.

Wanner (1993) viser at bl.a. ved lave substratkonsentrasjoner kan filamentære mikroorganismer bedre konkurrere med flokk-danner pga. høyere μ_m/K_s rater, spesielt i flokkurerende kulturer. Innføring av stempelstrøm fører til et ønsket substrat stigningsforhold, noe som har vist seg å være effektivt for å bekjempe slamsvelling (Albertson, 1987 og Rensink, 1966).

Jones (1965) viste at filamentære mikroorganismer, inklusiv *Geotrichum candidum*, ofte er årsaken til slamsvelling.

Jenkins (1993) har laget en systematisk oversikt for identifikasjon av filamentære organismer i aktivslamsystemer under ulike forhold. Tabell 5 viser en oversikt hvilke filamentære organismertyper som dominerer ved deforskjellige forhold som kan forårsake slamsvelling.

Tabell 5. Dominerende filamentære organismer som indikasjon på mulige årsak til slamsvelling (Jenkins, 1993).

| Mulig årsak til slamsvelling | Filamentær indikator organisme |
|-----------------------------------|--|
| Lavt oksygenkonsentrasjon | Type 1701, <i>S. natans</i> , <i>H. hydrossis</i> |
| Lavt substrat/organisme-forhold | <i>M. parvicella</i> <i>H. hydrossis</i> , <i>Nocardia spp.</i> , typene: 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803 |
| Anaerobt avløp, innhold av sulfid | <i>Thiothrix spp.</i> , <i>Beggiatoa spp.</i> og type 021N |
| Næringstoff mangel | <i>Thiothrix spp.</i> , <i>S. natans</i> , type 021N, <i>H. hydrossis</i> og typene 0041 og 0675 |
| Lav pH | Sopp |

2.3.2. Sopp i biofilm

Observasjoner av *Geotrichum candidum* i biofilmsystemer ble rapportert av Haensler et al. allerede i 1923. Soppveksten oppsto i rislefiltere i Plainfield, New Jersey. I 1942 var sopp (*Oospora*) observert i et filtreringsanlegg i Huddersfield, England (Reynoldson, 1942).

I 1953 viser Hesseltine at *Geotrichum candidum* er en av tre viktigste sopparter som ble observert i rislefiltere som renses antibiotikaavløp.

I et biofilmanlegg for rensing av avløpsvann vil det normalt alltid være sopp tilstede, men som regel i liten grad. Det er imidlertid vist (Henze et al., 1992) at det oftere forekommer sopp i biologiske filtre enn i aktivslam anlegg. Praktiske erfaringer med biofilmsystemer er imidlertid sparsomme sammenlignet med aktivslamsystemer og kunnskapen følgelig dårligere for å kontrollere uønsket soppvekst i biofilm. Faktorer som påvirker selekteringen i et biofilmsystem vil bli diskutert i kapittel 2.4.

2.3.3. Sopp i aktivslam

Jenkins (1993) viser at slamsvelling grunnet sopp ved rensing av kommunalt avløpsvann ofte forekommer under følgende forhold:

- Ved påslipp av industrielt avløpsvann til det kommunale nett
- $\text{pH} < 6,5$

Samtidig er det hevdet at lav pH forårsaket av nitrifikasjon (reduserer pH/alkalitet) i renseanlegget ikke oppmuntrer til soppvekst. Det ser ut til at det er lav pH i selve innløpsvannet som fremmer soppvekst pga. tilstedeværelse av mineralsyrer.

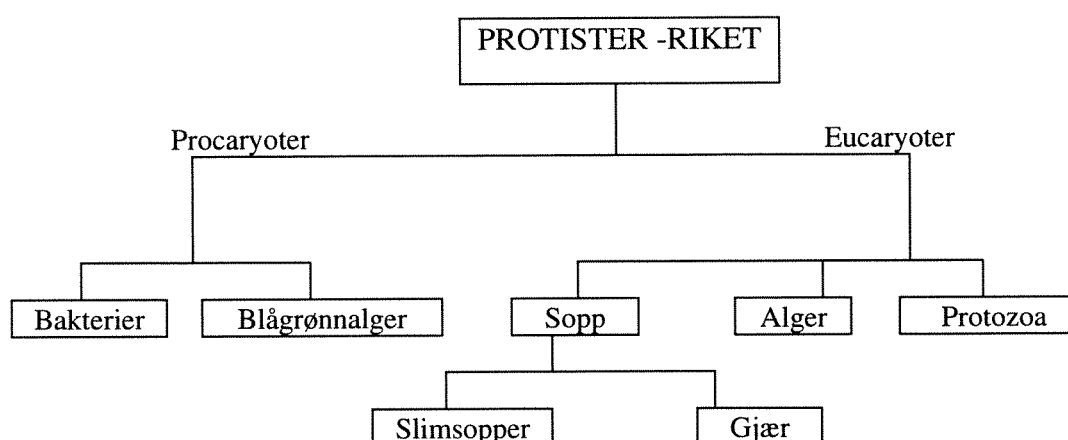
Flere forfattere peker generelt på at lav pH, fosfor- og/eller nitrogenbegrensning er de viktigste faktorer som fremmer vekst av sopp i avløpsvann (Hawkes, 1963; Jones, 1965; Schofield, 1971; Tubaki, 1962).

2.4. Konkurrerende vekst av sopp og bakterier

2.4.1. Seleksjon

De fleste grupper av organismer som befinner seg i overflatevann og avløpsvann er definert som protista, planter og dyr (Metcalf & Eddy, 1979). Protister, spesielt bakterier, alger og protozoa er en viktig gruppe av organismer i avløpsrensing. Figur 12 viser klassifikasjon av mikroorganismer som representerer riket av Protister (Bailey & Ollis, 1986).

Figur 12. Klassifikasjon av mikroorganismer som representerer protister-riket (Bailey & Ollis, 1986).



Som spesifisert av Henze et al. (1992), finnes bakterier i store mengder både i biologiske filtre og i aktivslam anlegg. Relativt sett finnes det flest bakterier i aktivslam anlegg. Bakteriernes hovedoppgave består vanligvis i omdannelse og nedbrytning av oppløst organisk stoff. Dessuten medvirker de til nedbrytning av suspendert organisk stoff gjennom produksjon av ekstracellulære enzymer. Det befinner seg også flere spesifiserte bakteriegrupper, som er ansvarlig for mikrobiell omdannelse/nedbrytning av andre parametre, f.eks. ammonium, nitrat, eller fosfor.

Sopp må konkurrere med bakterier om næring. Normalt er denne konkurransen til fordel for bakteriene, blant annet fordi det finnes langt flere bakterier enn sopp.

Alger finnes i de biologiske filteres overflate, samt i algedammer og etterpoleringsbassenger hvor det er passende livsbetingelser (lys og næring).

Protozoer er utbredt i biologiske filtre. I aktivslam anlegg finnes de i varierende antall avhengig av rensegraden, slik at et effektivt renseanlegg vil ha mange protozoer. Protozoer lever av bakterier, sopp, alger og suspendert organisk stoff og spiller en vesentlig rolle for polering/den endelige rensing av avløpsvann.

En sammenligning av kjemisk sammensetning av sopp (her: *Geotrichum candidum*) og heterotrofe mikroorganismer i aerobe prosesser dominert av bakterier er presentert i tabell 6. Kjemisk sammensetning av *Geotrichum candidum* er hentet fra fem ulike stammer. Data for Sopp¹ er hentet fra Nell et al., 1992, hvor soppen ble dyrket på industrielt avløpsvann fra prosess hvor kull ble omsatt til gass. For sopp² som ble dyrket på avløpsvann fra surkålproduksjon, er informasjonen hentet fra Hang et al. (1974). For sopp³ og sopp⁴ er kjemisk sammensetning av *Geotrichum candidum* innhentet fra Green et al. (1976). Kühn and Pretorius (1988) oppgir informasjon om

Geotrichum candidums (sopp⁵) sammensetning dyrket i fortynnet myse. Som sammenligning til de data som er benyttet her for *Geotrichum candidum* hevder McKinney (1957) at sopp generelt inneholder fra 5 til 6% nitrogen, hvilket er i underkant av de referanser vi har benyttet her.

For bakterier¹ er konsentrasjoner av stoffer basert på heterotrofe mikroorganismer i aerobe prosesser dominert av bakterier og er hentet fra Henze et al. (1992). For bakterier² er verdiene rapportert fra McKinney (1957).

Tabell 6. Kjemisk sammensetning av sopp (¹ - Nell et al., 1992), (² - Hang et al., 1974), (³ og ⁴ - Green et al., 1976), (⁵ - Kühn and Pretorius, 1988), bakterier¹ (Henze et al., 1992) og bakterier² (McKinney, 1957).

| Komponent | <i>Geotrichum candidum</i> | | | | | Bakterie ¹ | Bakterie ² |
|-------------------------------|----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Sopp ¹ | Sopp ² | Sopp ³ | Sopp ⁴ | Sopp ⁵ | | |
| | % | % | % | % | % | % | % |
| Total tørrstoff | 95.4 | | | | | | |
| Fosfor (P) | 1.6 | | | | | 1-2.5 | |
| Kalk (Ca) | 0.02 | | | | | | |
| Nitrogen (N) | 8.54 | 6.38 | 9.79 | 10.11 | 8.50 | 8-12 | 10-12 |
| Fett | | 0.94 | 12.7 | 7.08 | | | |
| Fiber | <0.5 | 9.30 | | | | | |
| Fuktighet | | 2.90 | | | | | |
| Karbon (C) / karbohydrater | | 42.26 | | | | 40 - 60 | |
| Svovel (S) | | | | | | 0.5-1.5 | |
| Jern (Fe) | | | | | | 0.5-1.5 | |

Fra denne sammenligningen synes det som om soppens innhold av nitrogen- og fosfor ligger i nedre intervall av det heterotrofe bakterier gjør. Dette antyder at nitrogen- og fosfor behovet for vekst av enkelte typer sopp er lavere enn for bakterier, hvilket igjen indikerer at sopp vil kunne ha et fortrinn framfor bakterier dersom avløpsvannet har et lavt innhold av disse nærings saltene.

Jones (1965) studerte nettopp effekten av nitrogen og fosfor på ulike soppers vekst. Kompleks og enkel organisk nitrogen, samt uorganisk nitrogen ble testet i forskjellige konsentrasjoner. Siden *Geotrichum candidum* er assosiert med slamsvelling i avløp med mangel på nitrogen, ble flere serier av tester utført for å studere denne påstanden. Undersøkelsene hadde som mål å finne ut ved hvilket karbon/nitrogen-forhold (BOF/N-forhold) veksten ble begrenset av nitrogentilgang og i hvilken grad den spesifikk veksthastighet synker som funksjon av nitrogenets synkende konsentrasjon og kilde. Effekten av BOF/N rate fra 20/1 til 400/1 ble undersøkt. Fordi sopp er kjent for å ha lavere behov for nitrogen enn bakterier, ble det ventet at det vekstbegrensende BOF/N-forhold skulle bli større (lavere N) enn 20/1 som er vist for aktivslam (Eckenfelder & O'Connor, 1961).

På samme måte ble effekten av karbon/fosfor-forholdet (BOF/P-forhold) undersøkt for å studere fosforets innvirkning. Eckenfelder & O'Connor (1961) viser at nødvendig BOF/P-forhold for aktivslam ligger på ca. 100/1 for tilfredsstillende slamvekst. Effekten av BOF/P-forhold fra 10/1 til 1500/1 ble undersøkt for å finne soppens vekstbegrensende område med hensyn til tilgang på fosfor.

Forsøksresultatene viste at nitrogen ikke ble vekstbegrensende for *Geotrichum candidum* før BOF/N-forholdet var høyere enn ca. 40/1, altså det dobbelte av hva en forventer for aktivslam. For BOF/N-forhold høyere enn ca. 40/1 (lavere N) var den spesifikke veksthastighet synkende. Veksthastighet og kritisk konsentrasjonsverdi varierte imidlertid noe avhengig av nitrogen-kilde (NH_4^+ , NO_3^- , organisk N).

For fosfor ble det funnet at *Geotrichum candidum* ikke ble hemmet av fosfortilgangen før BOF/P-forholdet var høyere enn ca. 170/1. For BOF/P-forhold på hele 1330/1 fant en at veksthastigheten bare ble halvert i forhold til maksimal veksthastighet. Cellemassens innhold av fosfor for ulike BOF/P-forhold ble ikke oppgitt i referansen, men må følgelig ha vært svært lav (< 1 %).

Basert på disse forsøksresultatene konstaterte Jones (1965) at ved mangel på fosfor og nitrogen i avløpsvann er det rimelig å konkludere med at *Geotrichum candidum* er konkurransedyktig overfor mikrobiell populasjon som helhet i et aktivslam anlegg.

Det foregår stadig en seleksjon (utvalg mellom arter) av mikroorganismer i et renseanlegg. Grunnlaget for en seleksjon er en passende artdiversitet i forhold til det miljøet de befinner seg i. I tillegg til seleksjon vil det også skje en tilpasning av spesifikke mikroorganismer.

Biologisk avløpsvannrensing baserer seg i høy grad på seleksjon og det er gunstig at artdiversiteten i råavløpsvann sikrer et meget stort utvalg av de forskjellige mikroorganismer. Rensekvaliteten vil avhenge av det miljøet man skaper, men det endrer ikke det fundamentale, nemlig at man oppnår en viss biologisk rensing uavhengig av hvordan en legger forholdene til rette.

Avløpsrensing utføres hovedsakelig enten ved aktivslam- eller biofilmsystemer. For begge systemene påvirker følgende faktorer selekteringen:

- avløpsvannets sammensetning
- system utforming
- driftsforhold (oksygentilførsel, omrørere, kjemikaliedoseringer etc.)

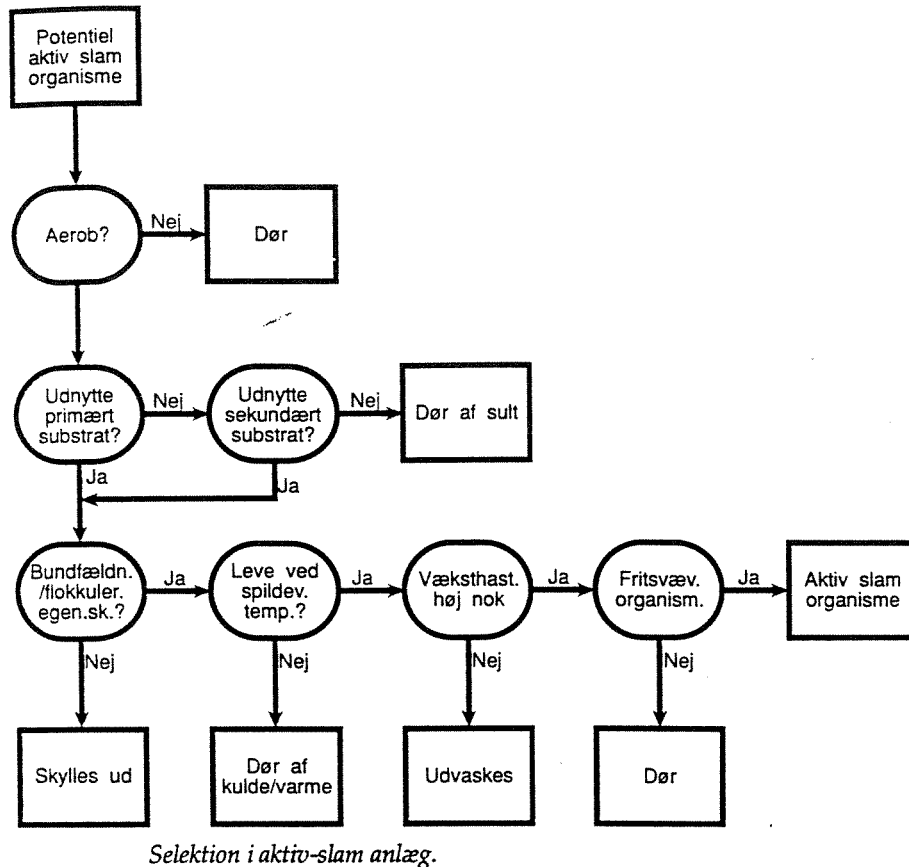
Dersom en sammenligner aktivslam- og biofilmsystemer er det imidlertid enkelte viktige selekterende faktorer som er forskjellige. De to hovedsystemene vil derfor bli omtalt separat i de etterfølgende kapitler.

2.4.2. Aktivslam

Seleksjon som skjer i aktivslam anlegg kan inndeles etter Henze et al. (1992):

- a. elektronakseptor
- b. substrat
- c. sedimentasjons- eller flokkulasjons egenskaper
- d. temperatur
- e. veksthastighet
- f. fritt svevende organismer

En oversikt over seleksjonsmekanismene i et aerobt aktivslamanlegg vises i fig. 12 (fra Henze et al., 1992). Figuren viser hvilke selektive egenskaper en potesieell aktivslamorganisme må ha for å overleve i systemet. Dersom organismen ikke tilfredstiller alle de egenskapene som nødvendige, vil den enten dø eller forsvinne med utløpsvannet.



Figur 12. Seleksjon i aktivslam anlegg.

2.4.3. Biofilmsystemer

Seleksjonen av organismer som foregår i et biofilmsystem har mange likheter med den som foregår i et aktivslamsystem, men med blant annet følgende viktige ulikheter:

- Gode bunnfellings- og flokkuleringsegenskaper er ikke nødvendig for en potensiell biofilmorganisme fordi biofilmsystemer ikke opererer med resirkulering av sedimentert slam.
- Organismen må ha evne til å feste seg på en fast flate (biofilmmediet eller biofilmen) i motsetning til en potensiell aktivslam organisme som må være en frittsvevende organisme.
- Veksthastigheten for en potensiell biofilmorganisme må som for en potensiell aktivslamorganisme være tilstrekkelig høy. Derimot kan en ved normal drift generelt operere med langt høyere "slamaldere" i et biofilmsystem kontra et aktivslamsystem. Dermed kan nødvendig veksthastighet for enkelte organismer være lavere i et biofilmsystem sammenlignet med et aktivslamsystem.

2.4.4. Spesielle emner

I sin rapport "Control of *Geotrichum candidum* in biological waste treatment" konstaterte Poon et al. (1971a) at sink (Zn), treverdige krom (Cr^{+3}) og kopper (Cu) virker mer toksisk for bakterier som finnes i kommunalt avløpsvann enn for sopp. Sølv (Ag) og nikkel (Ni) viste seg derimot å være mer toksisk for *Geotrichum candidum* enn for bakterier. Andre forhold som fremmet bedre vekst av *Geotrichum candidum* enn bakterier var lav temperatur ($10\text{ }^{\circ}\text{C}$), høy kloridkonsentrasjon (10.000 mg/l) og tilstedeværelse av asfaltens lysfølsomhet (asphalt photosensitization).

Lingnende konklusjoner ble funnet i Poon and Bhayani (1971b). Effekt av Zn, Cu, Cr, Ni, Ag og blanding av metaller ble observert. Forfattere mente at det var vanskelig å måle toksisitet i den heterotrofe kultur. Det ble konkludert med at Ag- og Ni-toksisitet kan fremme overvekst av *Geotrichum candidum* i aktivslamsystem.

I diskusjonen til artikkelen var imidlertid måten å vurdere forsøkets resultater på kritisert. Det var vanskelig å vurdere effekt av inhiberende metaller fordi deres reaksjon er avhengig av cellenes tilstand (om de befant seg i logaritmisk- eller respirasjons- vekstfase).

2.5. Diskusjon / oppsummeringer

En litteraturstudie er utført for å vurdere prosess tekniske forhold vedrørende avløpsrensing med soppkultur. Internasjonalt har det vært stor interesse for å kunne kombinere avløpsrensing ved bruk av sopp og produksjon av SCP (Single Cell Protein) som kan utnyttes til f.eks. dyrefor. I Norge er det imidlertid ikke funnet referanser som beskriver aktiv bruk av sopp for dette formål. Kunnskapsstatus kan dermed hevdes å være beskjeden i Norge.

I dette litteratursøk er hovedvekten lagt på soppen *Geotrichum candidum* som ble observert ved et biologisk pilotanlegg som ble testet ut med kommunalt avløpsvann i Tønsberg (ved renseanlegget til Tønsbergfjorden Avløpsustvalg-TAU). Andre sopptyper som har vist seg egnet er også kommentert.

Aktiv bruk av sopp i avløpsrensning

Det er ikke funnet referanser som omtaler fullskala- eller pilotskala-forsøk med **kommunalt** avløpsvann hvor sopp har blitt benyttet for rensing avløpsvann. De referanser som er funnet (2 stk.) har vært laboratorieforsøk med renkulturer hvor forholdene har blitt optimalisert med hensyn til den aktuelle soppart. For å oppnå optimale forhold var det nødvendig med spesiell forbehandling av avløpsvann og renkultur samt kjemikaliedoseringer. På grunn av kommunalt avløpsvanns kompliserte og varierte sammensetning, vil bruk av sopp som hovedprosess for rensing trolig ikke være relevant. Dersom den produserte cellemasse (SCP) skal ha verdi som proteinkilde vil dette dessuten medføre svært ressurskrevende for- og etterbehandling både av avløpsvann og soppkultur.

Hovedvekten av de arbeider som er utført internasjonalt har fokusert på rensing av konsentrerte industrielle avløpsvann typer med høyt innhold av organisk stoff. Hovedmålet har vært å kombinere fjerning av organisk stoff fra avløpsvannet med produksjon av SCP. Aktuelle industribransjer som har blitt ansett å være egnet til dette formål var blant annet:

- Meieri
- Frukt- og grønnsaker
- Trevare
- Sprit- og gjærproduksjon
- Bryggeri
- Sukkerproduksjon

Ulike avløpsvann fra en rekke av disse industribransjer er blitt testet ut både i laboratorie-, pilot- og fullskala. Ved rensing av avløpsvannet har en stort sett oppnådd gode resultater med hensyn til fjerning av organisk stoff og det har vist seg teknisk mulig å løse de utfordringer som denne prosess krever. Dette resulterte i en svært positiv trend internasjonalt og flere fullskala-anlegg ble bygget ut på 70- og i begynnelsen av 80-årene, da en på den tiden også anså løsningen for å være økonomisk interessant i forhold til tradisjonelle rensemetoder. Dessverre har svært mange av disse prosjekter endt med nedleggelse hovedsaklig på grunn av dårlig økonomi.

For at denne type prosess skal være økonomisk gunstig vil følgende forhold være av særlig betydning:

1. Myndighetenes krav til rensing
2. Kostnader knyttet til overholdelse av disse krav for konvensjonelle metoder eventuelt tilførsel til kommunalt renseanlegg

3. Alternative utnyttelsesmetoder
4. Kostnader ved SCP-produksjon avhengig av avløpsvannmengde, konsentrasjon av omsettbart organisk stoff og sesongvariasjoner
5. Muligheter for omsetning av det produserte SCP, pris og krav til produktkvalitet
6. Kostnader knyttet til utslipp av avløpsvannet evt. ytterligere rensing av avløpet fra SCP-produksjonen
7. Muligheter for tilskudd fra det offentlige

I den senere tid har interessen for denne type prosessløsning vært liten, nettopp fordi ett eller flere av de ovenfornevnte forhold har falt økonomisk ugunstig ut i forhold til alternative løsninger. Denne konklusjon baserer seg på opplysninger som vi har fått fra det danske miljø som også var svært aktive innen dette felt i oppblomstringsperioden på 70- og 80-tallet. Det må imidlertid understrekes at det ikke har vært mulig, innenfor dette prosjektets rammer å dokumentere disse påstandene med faktiske produksjonsnedganger.

På bakgrunn av denne gjennomgang er det rimelig å hevde at bruk av sopp til industriell avløpsrensing som regel ikke vil være økonomisk gunstig sett i lys av dagens situasjon. Det må derimot presiseres at dette må vurderes i hvert enkelt tilfelle, og at det ikke kan utelukkes at bruk av sopp i avløpsrening i enkelte tilfeller kan være et lønnsomt alternativ.

I tillegg til bruk av sopp som hovedprosess har det i den senere tid knyttet seg interesse til bruk av sopp som en delprosess i tillegg til konvensjonelle metoder. Dette gjelder særlig for spesielle typer industrielt avløpsvann hvor konvensjonelle metoder ikke har vært mulige eller ikke har gitt tilfredstillende rensegrad. Forbehandling før konvensjonelle metoder eventuelt bruk av sopp som et sluttpolerende trinn kan i disse tilfeller være særlig aktuelt. Bruksområder som er studert er blant annet fjerning av fenolforbindelser (i avløp fra oliven-foredling, melasse og vinproduksjon), klororganiske forbindelser, akkumulering av tungmetaller samt absorpsjon av farge/lukt.

3. Erfaringer fra norske renseanlegg og pilotforsøk

3.1. Generelt

Erfaringer fra norske renseanlegg og pilotforsøk er hovedsaklig innhentet gjennom personlige henvendelser. Det er ikke funnet noe i litteraturen som refererer til norske forsøk med bruk av eller erfaring med sopp i avløpsrensing.

Generelt sett er det svært få som har kjennskap til bruk av sopp til rensing av avløpsvann. De få som har kjennskap til eller har hatt erfaringer med sopp, har sett på soppvekst som et driftsproblem for renseanlegget/pilotanlegget (gjenntetting/vekst på utstyr/instrumenter, slamsvelling etc.). I de fleste tilfeller er organismene heller ikke finbestemt, men en har antatt at det var sopp "eller en annen type trådformig organisme". Ved grov mikroskopering kan trådformige bakterier forveksles med sopp. Nærmere finbestemmelse er nødvendig for å ha en sikker observasjon.

3.2. Fullskala renseanlegg

Sopp er generelt ikke kjent eller er kun et lite problem ved norske renseanlegg. Siden de fleste norske renseanlegg er kjemiske, vil eventuell soppoppblomstring gjerne kunne sees ved utløpsrenner og andre innretninger som er i kontakt med avløpsvannet og som samtidig ikke er utsatt for kraftige vannstrømninger. I biologiske renseanlegg vil stor forekomst av sopp som regel oppdages ved at sedimenteringsegenskapene til slammet blir dårlige (slamsvelling). Dette kan imidlertid ha svært mange årsaker og er ikke et grunnlag for å hevde at sopp har forekommet.

VEAS, Sentralrenseanlegg vest, har hatt erfaring med sopp men da i forbindelse med en varmeveksler. Soppen etablerte seg inne i varmeveksleren men ble effektivt fjernet med hypokloritt. Ellers rapporteres det ikke om problemer med sopp i forbindelse med avløpsvann- eller slamprosesser (Sæter, 1994).

Ved Bekkelaget renseanlegg har en hatt problemer med etablering av sopp ved innløpsristen. Såkalt "strålesopp" har etablert seg der hvor filler etc. har ligget i ro. Utløpsrennene fra ettersedimenteringen har i perioder også kraftig biologisk vekst som har ført til delvis gjenntetting. Den biologiske veksten har imidlertid aldri blitt artsbestemt (Lundberg, 1994).

I forbindelse med driftsassistanse i Follo (ca. 14 renseanlegg, hvorav 6 er biologiske) og i Vestfold (ca. 30 renseanlegg) meldes det om at sopp er et moderat/lite problem (Lundar, 1994). Det er imidlertid sjelden at en finbestemmelse blir foretatt, foruten at en observerer filamentøse organismer i mikroskop som både kan være sopp og bakterier. De aktivslamanlegg som har vært plaget grunnet slamsvelling har gjerne vært små overbelastede anlegg tilknyttet institusjoner. Årsaken til soppetableringen har blant annet blitt antatt å være støtbelastning av organisk stoff, anaerobe soner og/eller næringssaltbegrensning. I de fleste tilfeller har en optimalisering av luftingen (og dermed sikre aerobe forhold i hele luftetanken) vært tilstrekkelig til å fjerne soppen.

Driftsassistansen i Hedmark som dekker ca. 65 renseanlegg samt 9 ikke-kommunale anlegg mener at sopp trolig er et lite problem. Det understrekes imidlertid at kunnskapen om soppens utseende og egenskaper er svært lite kjent, slik at driftsproblemer som rapporteres angående f.eks. gjenntetting av hydraulisk utstyr grunnet biologisk vekst gjerne kan ha vært soppoppblomstring. Av de biologiske renseanlegg var det særlig to aktivslamanlegg og to biorotoranlegg som har eller har hatt problemer med slamsvelling grunnet filamentøse organismer. Problemer med slamsvelling har gjerne vært knyttet til perioder med lave temperaturer og lave tilrenninger (Lien, 1994).

Sopp utvikling på biorotorer er observert ved flere tilfeller. Dette gjelder særlig i oppstartsfasen før en har fått justert driftsforhold, doseringer etc. ved anlegget. Problemer oppstår gjerne ved biologisk rensing av avløp fra meieri, næringsmiddel eller papir/cellulose hvor innholdet av lett nedbrytbart organisk stoff har vært høyt. Lav pH og lave oksygenkonsentrasjoner har ofte vist seg å være forhold hvor soppen har kunnet utkonkurrere heterotrofe bakterier. Resultatet har blitt et slam som har vært svært vanskelig å separere ved konvensjonell sedimentering og at reduksjonen av organisk stoff ikke har vært tilfredsstillende. Soppen har som regel latt seg fjerne ved hjelp av belastnings-(organisk stoff), pH- og/eller oksygenkontroll (Lytkies, 1994).

Ved renseanlegget til TAU har det i flere år vært observert en sopplignende vekst som særlig har etablert seg i utløpsrennene og på deres "tagger". Dette har muligens vært den samme soppen som ble etablert ved forsøksanlegget (*Geotrichum candidum*). Soppen har imidlertid enkelt latt seg fjerne ved jevnlig ettersyn og har snarere vært estetisk skjemmende enn et driftsproblem (Fremstad, 1994).

3.3. Pilotskalaforsøk

3.3.1. Bekkelaget renseanlegg

I forbindelse med nitrogenfjerningsforsøkene ved Bekkelaget renseanlegg i perioden 1991-1993, ble det observert en sopplignende oppblomstring ved innløpet til en denitrifiserende Biostyr-reaktor. Innløpsvannet var nitrifisert og filtrert kommunalt avløpsvann, tilsatt natriumacetat som karbonkilde og fosfat. Oksygenkonsentrasjonen var normalt på 6-7 mg O₂/l, temperaturen 14-15 °C og pH normalt mellom 6 og 7 (Nordeidet, 1993).

Den kraftige produksjon av et blankt/hvitt geléaktig slam foregikk i et vertikalt innløpsrør til en denitrifiserende reaktor, etter at natriumacetat var dosert. Biomassen ble undersøkt i et mikroskop og viste at filamentøse organismer dominerte fullstendig. Lukt, farge og konsistens minnet om soppkulturer som tidligere har blitt observert ved kommunale renseanlegg, men finbestemmelse ble ikke utført. Årsaken til denne oppblomstringen var ikke kjent, men det ble antatt at doseringen av natriumacetat i kombinasjon med sommertemperatur kunne ha vært en medvirkende årsak.

Etter forsøkene med natriumacetat ble metanol benyttet som karbonkilde. Dette førte til at produksjonen av det geléaktige slamm opphørte. Temperatur, pH og oksygenforholdene var omentrent identiske for begge forsøkene. Det kan derfor tenkes at disse trådformige organismene ikke kunne utnytte metanol som substrat i samme grad som med natriumacetat.

Produksjonen av det en antok var sopp førte til driftsproblemer ved forsøksanlegget. Innløpsrøret ble delvis gjenntettet og rotametre som skulle måle vannføringen kilte seg fast. Innløpsrør og rotameter måtte derfor spyles og rengjøres minimum tre ganger per uke. Produksjonen av dette geléaktige slam førte også til en hurtigere trykktapsoppbygging enn normalt. Av positive effekter kan det tenkes at oppnådde filtreringsresultater ble bedre på grunn av slammets absorpsjonsegenskaper.

Små forekomster av sopplignende vekst ble også observert fra forsøkene med rislefilter, men aldri i et slikt omfang at den ble vurdert å ha hatt betydelig innvirkning på prosessen.

3.3.2. VEAS

Under forsøksdrift med Biofor biofiltre er sopphyfer blant annet observert i en denitrifiserende biofilm. Soppen har vist seg å være en relativt dominerende organisme, men de denitrifiserende bakterier har likevel vært etablert sammen med soppen. Det ble observert at sopphyfer utgjorde et slags reisverk i biofilmen og at bakterier vokser på og i mellom sopphyfene (Solheim og Jensen, 1993). Soppetableringen har ikke ført til problemer med nødvendig denitrifikasjonskapasitet til biofiltrene (Wien, 1994), og kan tenkes å ha hatt et positivt samspill med de denitrifiserende bakterier. Dette gjelder blant annet for biofilmens struktur og oppbygging.

Forsøk har vist at kvantum og antall typer sopp som forekommer ved denitrifisering er avhengig av karbonkilde og nitratbelastning (Grabínska-Loniewska and Sláviková, 1990). Mikrofloraen som ble funnet i forsøkene besto hovedsaklig av gjær og gjærlignende sopper. Generelt er organiske syrer foretrukket som karbonkilde for sopp framfor alkoholer. Forfatterne antyder også at enkelte substrater som sikret denitrifiserende bakteriers vekst, kan ha hatt sitt opphav fra oppløste soppceller eller stoffer som ble produsert under soppens metabolisme. Dersom denne hypotesen stemmer, må samspillet mellom sopp og bakterier ansees for å være viktig for denitrifikasjonsprosessen.

3.3.3. Diverse

Sopplignende vekst er rapportert fra flere hold, men ingen av observasjonene er blitt nærmere dokumentert ved finbestemmelse. Dette gjaldt blant annet fra innledende forsøk med KMT-reaktoren (Kaldnes Miljøteknolgi, "moving bed reactor") med melk som karbonkilde (Rusten, 1994), forsøk med immobiliserte kulturer (Englund, 1994), og fra forsøk med HCR-prosessen (High Capacity Reactor) med acetat som karbonkilde (Nordeidet, 1994).

3.4. Oppsummering

Det generelle inntrykk er at kunnskap vedrørende bruk av sopp eller egenskaper til sopp i avløpsrensesammenheng er svært begrenset i Norge. De erfaringer som finnes baserer seg som regel på uønsket soppvekst både i kjemiske og biologiske renseanlegg. Det er ikke funnet noen norske referanser som omtaler vurderinger eller undersøkelser vedrørende aktiv bruk av sopp til avløpsrensing.

Sett i lys av at stadig flere renseanlegg i Norge nå bygges ut for bruk av biologiske prosesser, vil det bli økt etterspørsel vedrørende kunnskap om ulike mikrobiologiske aspekter. Opparbeidelse og spredning av kunnskap vedrørende soppes egenskaper i forbindelse med avløpsrensing kan derfor hevdes å være en viktig oppgave. Dette gjelder både kunnskap for å unngå "negativ" soppforkomst, men også hvilke muligheter og fordeler aktiv bruk av sopp kan ha for ulike avløpstyper og prosesser.

4. Innledende resultater fra pilotforsøk ved TAU

4.1. Generelt

H. Henriksen Mek. Verksted A/S har, med assistanse fra TAU (Tønsbergfjorden Avløpsutvalg), drevet pilotforsøk på TAUs renseanlegg i Tønsberg. Pilotanlegget ble bygd opp som et forfellingsanlegg etterfulgt av et biofilmsystem ("Bio-Tail") for biologisk rensing av aløpsvannet. Prosjektet ble gjennomført i perioden januar - mai 1993, med en prosjektgruppe bestående av representanter fra Miljøvernavdelingen/fylkesmannen i Vestfold, Grøner Anlegg og Miljø AS, VAR-prosjekt, Falkensten renseanlegg Horten/Borre, TAU Renseanlegg og H.Henriksen.

Resultater og erfaringer fra forsøkene har i ettertid blitt systematisert og bearbeidet av NIVA med vekt på det biologiske trinn. Dataunderlag, driftsbetingelser etc. er dels hentet fra sluttrapporten "Utvikling av rensesystem tilpasset nitrogenfjerning i samarbeid med TAU, pilotprosjekt fase 1 ved TAUs renseanlegg" (H.Henriksen Mek. Verksted A/S, 1993) og personlig henvendelse til prosjektleder Thor Eriksen ved H.Henriksen Mek. Verksted.

Siden den biologiske prosessen som ble testet ut er helt nyutviklet av H.Henriksen Mek. Verksted A/S, har vi også lagt vekt på å kommentere grunnleggende egenskaper og ytre påvirkningsmuligheter for denne type prosess. Prosessparametre som må vektlegges ved videreføring av forsøk med denne type prosess er gitt.

De biologiske pilotundersøkelsene må sees på som innledende forsøk blant annet fordi den opprinnelige planlagte *bakterielle* omsetning for nitrogenfjerning uteble, og at forsøkene omfang var begrenset. I stedet for dominans av bakterier, ble det observert en kraftig soppvekst som ble immobilisert i biofilmsystemet. Det vil si at soppen vokste på biofilm-mediet som besto av sammensatte plaststrimler. Soppen ble senere artsbestemt til sannsynligvis å være av arten *Geotricum candidum*, hvilket tilhører gruppen akvatiske hyfomyceter.

Til tross for et begrenset dataunderlag (relativt få døgnprøver), er resultatene grundig bearbeidet for å gi indikasjoner på hvilke omsetninger og renseeffekter som ble oppnådd og om de er realistiske sammenlignet med tidligere erfaringer. Konklusjoner som blir trukket må derfor sees i lys av de data som var tilgjengelige.

Utløpsvannet fra bioreaktorene ble visuelt beskrevet som svært klart og fargeløst i perioder med forfelling. Fjerning av organisk stoff og fosfor ble rapportert å være tilfredstillende, og forsøkene ble derfor videreført. Det ble også observert en antydning til omsetning av nitrogen i form av ammonium.

Forsøkene ble delt inn i tre hovedperioder med ulikt innløpsvann til det biologiske steg:

| | | |
|------------|-------------|---|
| Periode 1: | Tidsrom | = 16.04.93 - 21.04.93 |
| | Innløpsvann | = Forbehandlet og forfelt avløpsvann fra flotasjons-pilotanlegget (utløp kjemisk forsøksanlegg) |
| Periode 2: | Tidsrom | = 04.05.93 - 07.05.93 |
| | Innløpsvann | = Forbehandlet (sil+sandfang) råvann fra fullskala-rensesanlegget |
| Periode 3: | Tidsrom | = 18.05.93 - 19.05.93 |
| | Innløpsvann | = Forbehandlet og forfelt avløpsvann i fullskala-rensesanlegget (utløp TAU) |

4.2. Beskrivelse av det biologiske trinn

Biotrinnet besto av 4 biofilmreaktorer i serie. Anleggets data er gitt nedenfor:

- Dimensjonerende vannføring, Q_{dim} 4,5 m³/h
- Dimensjonerende oppholdstid, T_{dim} ved Q_{dim} 1,2 h
- Bioreaktorer:
 - Antall 4 stk.
 - Volum per. reaktor 1,35 m³
 - Volum, totalt 5,4 m³
 - Biofilm-medie *Biotail* (polypropylen-bånd)
 - Total biofilmoeverflate 2900 m²
 - Spesifikk biofilmoeverflate:
 - Reaktor nr.1 370 m²/m³
 - Reaktor nr.2 593 m²/m³
 - Reaktor nr.3 667 m²/m³
 - Reaktor nr.4 519 m²/m³
- Luftere:
 - Type Membranluftere
 - Antall per. reaktor 5 stk.
- Overløpstank (etter bioreaktorer):
 - Volum 1,13 m³
 - Overflate 0,56 m²

En overløpstank var plassert nedstrøms biotrinnet og utløpsprøvene er tatt ved utløp av denne tank. Overløpstanken var imidlertid så liten, at den på ingen måte kunne sees på som en ettersedimenteringstank. Ved "normal" vannføring var overflatebelastningen hele 8 m/h og oppholdstiden på kun 15 minutter. Til sammenligning vil et konvensjonelt sedimenteringsbasseng ha en typisk overflatebelastning på 1,0 m/h. Det var dermed kun de største og tyngste partikler som kunne forventes å sedimentere i overløpstanken slik at "reneseffekt" som følge av tanken må ha vært ubetydelig.

4.3. Innløpsvannets sammensetning

Tabell 7 viser innløpsvannets sammensetning til biotrinnet for alle tre forsøksperiodene i tidsrommet 16. april til 19. mai 1993. Dataene er basert på døgnprøver.

Periode 1: Forbehandlet og forfelt avløpsvann fra flotasjons-pilotanlegget (utløp kjemisk forsøksanlegg)

Denne periode ansees for å være den best dokumenterte av alle tre forsøksperioder som ble gjennomført. Årsaken er blant annet at innkjøringsperioden var relativt lang (ca.3 måneder) og at vi i denne periode hadde flest døgnprøver som underlag. Denne periode vil derfor bli diskutert i detalj, mens periode 2 og særlig 3 får liten omtale av motsatte årsaker.

Innløpsvannet har med få unntak, hatt svært lave konsentrasjoner av fosfor og organisk stoff (Middel: 0,4 mg TP/l, 52 mg TCOD/l). Lavt innhold av totalfosfor (TP) og særlig fosfat-fosfor (PO₄-P) er vanlig og forventet etter et godt drevet kjemisk rensetrinn. For organisk stoff er det imidlertid uvanlig å oppnå så lave konsentrasjoner ved utløpet av kjemisk felling, selv ved tynt avløpsvann. I en undersøkelse som er utført ved kjemiske renseanlegg i Norge (87 anlegg, år 1990), var midlere utsløpskonsentrasjon ca. 100 mg TCOD/l. Mindre enn ca. 5% av alle anlegg hadde lavere utsløpskonsentrasjon enn 50 mg TCOD/l (Ødegaard, 1992). Innløpsvannets innhold av nitrogenforbindelser var forøvrig som forventet for et relativt tynt kjemisk felt "norskt avløpsvann".

Tabell 7. Innløpsvannets sammensetning til biotrinnet i perioden 16.april - 19. mai, 1993.

| Dato | TCOD (mg/l) | SCOD (mg/l) | TP (mg/l) | PO4-P (mg/l) | TN (mg/l) | NH4-N (mg/l) |
|-----------|---|----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|
| Periode 1 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt med flotasjon | | | | | |
| 16/04/93 | 57 | 26 | 0.48 | 0.04 | 15.6 | 12.3 |
| 17/04/93 | 36 | 18 | 0.30 | 0.03 | 15.8 | 15.0 |
| 18/04/93 | 23 | 13 | 0.12 | 0.04 | 14.6 | 12.3 |
| 19/04/93 | 35 | 25 | 0.11 | 0.03 | 16.3 | 12.7 |
| 20/04/93 | 64 | 29 | 0.60 | 0.04 | 18.6 | 14.6 |
| 21/04/93 | 99 | 31 | 0.77 | 0.03 | 18.5 | 14.7 |
| Middel | 52 | 24 | 0.40 | 0.04 | 16.6 | 13.6 |
| Periode 2 | Innløpsvann: Forbehandlet avløp fra fullskala TAU | | | | | |
| 04/05/93 | 369 | 43 | 5.00 | 0.50 | 14.0 | 9.4 |
| 05/05/93 | 288 | 47 | 3.00 | 0.42 | 15.0 | 7.9 |
| 06/05/93 | 284 | 34 | 3.42 | 0.73 | 17.0 | 8.5 |
| 07/05/93 | 317 | 38 | 2.75 | 0.70 | 14.0 | 8.5 |
| Middel | 315 | 41 | 3.54 | 0.59 | 15.0 | 8.6 |
| Periode 3 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt i fullskala TAU | | | | | |
| 18/05/93 | 50 | 34 | 0.10 | 0.03 | | 12.7 |
| 19/05/93 | 53 | 29 | 0.25 | 0.06 | | 15.2 |
| Middel | 52 | 32 | 0.18 | 0.05 | | 14.0 |

TCOD = Total (ufiltrert) kjemisk oksygenforbruk

SCOD = "Soluble" (filtrert) COD

Innløpsvannet til pilotanlegget i denne periode kan sammenlignes med det en *vanligvis* kan forvente ut fra et biologisk/kjemisk renseanlegg for fjerning av organisk stoff og fosfor. Normalt forventer en at den inerte (ikke biologisk nedbrytbar) løste fraksjon av organisk stoff i kommunalt avløpsvann utgjør ca. 15 - 35 mg COD/l. Det vil si at en ikke kan oppnå lavere utløpskonsentrasjoner enn dette, selv fra et lavbelastet biologisk renseanlegg. Innløpsvannet til pilotanlegget hadde som middel en innløpskonsentrasjon på 52 mg TCOD/l og kun 24 mg SCOD/l. Da det ikke ble foretatt noen prøver av biologisk oksygenforbruk (BOF₇), er det ikke mulig å angi eksakt hvor stor fraksjon av innløpsvannets COD-innhold som i realiteten var bionedbrytbart gjennom det biologiske steg. Analyseresultatene viser imidlertid at innløpsvannets (til biotrinnet) innhold av nedbrytbart organisk stoff har vært svært lavt, og trolig som middel i størrelsesorden 5 - 20 mg COD/l.

For at mikroorganismer skal kunne vokse, må de tilføres næringsalter og enkelte sporstoffer. Dersom en kjenner mikroorganismenes kjemiske sammensetning, kan en ved hjelp av massebalanser beregne hvilket næringsaltbehov de har. I tabell 8 er det vist en oversikt over typiske konsentrasjoner av forskjellige stoffer i mikroorganismer fra aerobe (luftede) renseprosesser. Sammensetning for sopp (f.eks. *Geotrichum candidum*) har generelt vist seg å være lavere eller i nedre del av de intervaller som er beskrevet (Hang et al., 1974, Jones, 1965, Eckenfelder & O'Connor, 1961).

Tabell 8. Typiske konsentrasjoner av stoffer i heterotrofe mikroorganismer, aerobe prosesser.

| | g / kg biomasse (% * 10) |
|--------------------|--------------------------|
| Organisk stoff (C) | 400 - 600 |
| Nitrogen (N) | 80-120 |
| Fosfor (P) | 10-25 |
| Svovel (S) | 5-15 |
| Jern (Fe) | 5-15 |

For kommunalt avløpsvann med betydelig industriutslipp vil det ofte være mangel på fosfor og nitrogen. I kommunalt avløpsvann uten betydelig industripåslipp er det normalt tilstrekkelig mengder med næringsalter. Det har imidlertid vist seg at ved en effektiv forfelling (som tilfellet har vært ved pilotanlegget) vil fosfor kunne bli begrensende substrat selv for nitrifisering som har en svært liten slamproduksjon. Det har vist seg at nitrifikasjonen blir hemmet ved fosfat-fosfor konsentrasjoner under 0,15 mg PO₄-P/l (Nordeidet et al., 1992), hvilket er den fosfor-forbindelsen som mikroorganismene normalt benytter (Mara, 1974).

Dersom vi forutsetter at 30 mg COD/l av innløpsvannets organiske stoffmengde var nedbrytbart, en forventet slamproduksjon på 0,4 kg VSS/kg COD_{fjernet} og at mikroorganismenes sammensetning var 2 % P og 10 % N, vil dette kreve midlere fosfor- og nitrogenkonsentrasjoner på henholdsvis 0,24 mg P/l og 1,2 mg N/l. Som vi ser av avløpsvannets sammensetning er det tilstrekkelig mengder med nitrogenkilde i form av ammonium (middel=13,6 mg NH₄-N/l), mens fosfat-fosfor blir begrensende for mikrobiologisk vekst (middel = 0,04 mg PO₄-P/l). Mikroorganismene kan til en viss grad også benytte seg av partikulært fosfor (differansen mellom TP og PO₄-P/l), men dette vil generelt kreve lange oppholdstider og vil kunne hemme omsetningen. Det kan derfor konkluderes med at avløpsvannet innhold av lett biotilgjengelig fosfor i denne periode var svært lavt og sannsynligvis begrensende i forhold til å sikre en artsrik mikroorganismesammensetning. Det burde derfor ha vært dosert fosfor til avløpsvannet for å sikre en godt sammensatt mikroorganismekultur for fjerning av organisk stoff og eventuell nitrifikasjon.

Temperatur og pH-forhold er svært viktige faktorer for biologisk omsetning. I denne periode varierte innløpstemperaturen fra 6,4 til 7,6 °C, og pH fra 6,1 til 6,3. Oppstart av bioreaktoren ble utført i den kaldeste periode av året (januar), da temperaturen trolig var på samme nivå eller lavere enn i forsøksperioden. Dersom en ønsker å legge forholdene til rette for nitrifisering, er dette meget ugunstige oppstartsbetingelser både med hensyn til pH og temperatur. Oppbygging av en nitrifiserende kultur i den kalde årstid tar erfaringsmessig flere måneder selv når øvrige faktorer er ideelle (lav organisk belastning, pH/alkalitet, fosfor- og nitrogentilgang, oksygen etc.).

Avløpsvannets relativt lave pH er en svært sentral parameter for den selektering av organismer som oppstår. Blant annet favoriseres sopp ved lave pH-verdier (Henze et. al, 1990), mens nitrifiserende bakterier er svært følsomme for pH-verdier lavere enn pH 7. For en nitrifiserende kultur kan nitrifikasjonshastigheten reduseres med opptil 90 % ved en reduksjon fra pH 8,5 til 6,0

(Henze et al., 1990). Forøvrig var driftsoperatørs generelle inntrykk fra forsøkene at lave pH-forhold var positivt for fremvekst av sopp, hvilket også stemmer overens med litteraturen.

Periode 2: Forbehandlet (sil+sandfang) råvann fra fullskala-renseanlegget

Det forbehandlede råvann inn til forsøksanlegget er karakterisert ved svært høye partikulære forbindelser i forhold til løste. Den løste fraksjonen av organisk stoff (SCOD) utgjorde som middel kun 13 % av total organisk stoff mengde (TCOD). Dette er en svært liten andel løst fraksjon, selv sammenlignet med det en karakteriserer som "tynt norskt avløpsvann". Det er nettopp den løste fraksjon av organisk stoff som er den lettest nedbrytbare, mens store deler av den partikulære andel normalt er tungt eller ikke biologisk nedbrytbar. Årsaken til at en har såpass høy fjerning av organisk stoff ved kjemisk felling av dette avløpsvann (periode 1 og 3), er nettopp den store fraksjon av partikulært organisk stoff som fjernes kjemisk/fysisk i separasjonssteget.

Som beskrevet for første periode er det ikke mulig å anslå hvor mye av det organiske stoffet som faktisk var biologisk nedbrytbart. Dette gjelder spesielt for avløpsvann hvor storparten av det organiske stoffet er partikulært. En massebalanse med hensyn til næringssalter (gir bla. fosfor- og nitrogenbehov) blir derfor meningsløs. Det går imidlertid fram av analyseresultatene at avløpsvannet i denne periode i motsetning til første periode, hadde en moderat fraksjon løst fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) som er den ideelle fosforkilde for mikroorganismer. Andel nedbrytbart organisk stoff var høyere i denne periode enn i første periode, men med korte oppholdstider i et biofilmanlegg må en likevel forvente at fraksjonen var lav i forhold til total mengde organisk stoff.

Temperaturen varierte mellom 8,1 og 10,1 °C mens pH-verdiene fortsatt var overaskende lave (5,8 - 6,0) til tross for at kjemisk felling ikke var inkludert. Dette kan imidlertid skyldes store restjernkonsentrasjoner fra rejeaktvann, slik at en moderat utfelling likevel fant sted. Dette er imidlertid på ingen måte dokumentert og er kun en spekulasjon.

På grunn av høyt innhold av partikulært organisk stoff, lave pH og temperaturforhold samt svært kort innkjøringsperiode med det aktuelle avløpsvann, ville oppnåelse av nitrifikasjon være utenkelig.

Periode 3: Forbehandlet og forfelt avløpsvann i fullskala-renseanlegget (utløp TAU)

Denne periode hadde kun to døgnprøver og med svært kort innkjøringsperiode. Perioden anses derfor ikke å være representativ for å vurdere avløpsvannets sammensetning eller hvilke effekter avløpsvannet har hatt for etterfølgende biologisk trinn.

Temperaturen var rundt 9°C og pH ca. 6,2.

4.4. Driftsforhold

De biologiske prosesser i et forsøksanlegg utføres normalt av en meget variert gruppe mikroorganismer. Forutenom avløpsvannets sammensetning, vil de ytre betingelser i pilotanlegget være avgjørende for selekteringen av ulike organismer.

I slammet/biofilmen til et biologisk rensanlegg er det vanlig å dele inn organismene i 5 hovedgrupper: Bakterier, sopp, alger, protozoer og metazoer. På grunn av den store artsrikdom i organismer som finnes naturlig i avløpsvannet, vil en nærmest uansett hvordan en styrer de ytre betingelser i et forsøksanlegg oppnå biologisk rensing. Kvaliteten på rensingen vil imidlertid variere sterkt avhengig av hvilke av de nevnte grupper som selekteres best ved de aktuelle ytre betingelser.

Ved det biologiske pilotanlegget på TAU var de viktigste ytre betingelsene som følger:

- A. Biofilmmedie (spesifikk biofilmooverflate, antall/tetthet til *Biotail* i hver reaktor, "fastsittingsevne", etc).
- B. Luftinnblåsing (tilførsel av oksygen, strømningsforhold etc).
- C. Hydraulisk belastning og stoffbelastning (Oppholdstid, organisk belastning, strømningsforhold etc.)
- D. Slamhøsting (hyppighet, luftinnblåsingsintensitet ved høsting etc).

For betingelse A,B, og D var driftsforholdene tilnærmet like for alle tre periodene. Hydraulisk belastning og tilhørende stoffbelastning, betingelse C, var imidlertid vesentlig forskjellig i periode 2 (forbehandlet råvann) sammenlignet med periode 1 og 3 (forfelt avløpsvann).

Biofilmmedie

Biomediet til den biologiske prosessen *Biotail* består av tynne fibre av polypropylen som er satt sammen til bånd med stor overflate for mikrobiell vekst. Båndene (ca. 30 cm. lange) festes deretter horisontalt på en vertikalt faststående "båndstamme". En slik biofilmenhet får dermed et utseende som en revehale ("Foxtail"), som var det opprinnelige navnet da den ble lansert som en oljeoppsamler. Tettheten av bånd og lengde for hver biofilmenhet, samt antall biofilmenheter i hver reaktor kan velges fritt. Biofilmenhetene monteres i ramme og forankres i bunn og topp. Systemet har derfor en svært fleksibel oppbygging, og biofilmooverflaten kan varieres over et stort område etter behov.

Biotail-prosessen består av noenlunde "frittsvevende" bånd utifra stammer som er fastmonterte. Hver reaktor har et strømningsmønster som trolig kan karakteriseres som tilnærmet totalomblandet, men dette er ikke bekreftet. Avstanden mellom stammene og båndene innbyrdes er såpass stor, at prosessen ikke på noen måte kan betraktes som et filtreringssteg som forutsettes å separere det produserte slam (som f.eks. *Biostyr* og *Biofor*). Prosessen kan karakteriseres som et dykket, stasjonært, kontinuerlig biofilter med fast bæremateriale for biofilm.

Av eksisterende biofilmprosesser ligner *Biotail* prosessen mest på en prosess som er kalt *Ring-lace* (Lessel, 1993). Dette biomediet består av fleksible tau av et modifisert PVC-materiale med et stort antall innvevde ringer. Tauene er imidlertid svært tynne (ca. 1-2 cm.), og settes derfor tett sammen for å oppnå stor biofilmooverflate per volumenhet (m^2 biofilmooverflate/ m^3 reaktor). Typisk avstand mellom tauene er 4,5 cm. Angivelse av eksakt spesifikk biofilmooverflate-kapasitet er ikke funnet i litteraturen, men må antas å være høy ($> 300 \text{ m}^2/\text{m}^3$). *Ring-lace* prosessen er foreløpig lite kjent og er ingen etablert prosessvariant internasjonalt.

Mengde totalt biofilmmedie og i hver enkelt reaktor ble holdt konstant under hele perioden og spesifikk biofilmooverflate for hver reaktor er vist i kap. 4.2. Høyeste biofilmooverflate hadde reaktor 3 med en tilsynelatende spesifikk biofilmooverflate på ca. $670 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Til sammenligning har systemer som biorotor, rislefilter og KMT-prosessen en øvre begrensning på henholdsvis ca. 250, 230, og $350 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Biofiltere med filtreringsegenskaper, som *Biofor* og *Biostyr*, har imidlertid ekstremt høye spesifikke biofilmooverflater, og oppgis gjerne til å være opp mot $2000 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Dette er imidlertid diskontinuerlige systemer som må tilbakespyles ved jevne mellomrom. *Biotail*-systemet skulle derfor i utgangspunktet, basert på teoretisk biofilmooverflate per reaktorvolum, være en volumeffektiv prosess sammenlignet med de forrannevnte kontinuerlige bioprosesser uten filtreringsegenskaper.

Biofilmsystemer som opererer med store spesifikke biofilmoverflater har imidlertid ofte problemer med gjenntetting av bioreaktorene (f.eks. biofiltre med filtreringsegenskaper) og/eller at deler av biofilmarealet ikke er "effektivt" for biologisk omsetning. Ved pilotanlegget opplevde en ingen hydrauliske problemer selv ved råvann som fødevann, men indre deler av biofilmenhetene (ved stammen) fikk en mørk/svart biomasse hvilket idikerte anaerobe forhold og/eller utfellinger av jernforbindelser. Dersom biofilmen som utvikler seg på mediet får vokse seg for tykk, vil dette kunne føre til anaerobe soner nærmest biomediet og dermed ikke være en "effektiv" aerob biofilmoverflate. Andre substrater vil også kunne hindres i å diffundere inn i hele biofilmens tykkelse og kun deler av biofilmen får tilførsel av det aktuelle substrat. Anaerobe soner, evt. soner som ikke får tilført andre vekstfremmende substrater, kan derfor ha vært en viktig faktor for den selektering som fant sted ved pilotanlegget.

For fremtidige forsøk er det viktig å avpasse den spesifikke biofilmoverflate for hver biofilmenhet og reaktor avhengig av avløpsvannets sammensetning og ønsket bioprosess (f.eks. nitrifikasjon, denitrifikasjon etc.). I tillegg er det viktig å vurdere hvilken fastsittingsevne mediet har, og om dette har stor betydning for hvilke organismer som selekteres. (Ref. kap. 2.2.1 hvor polypropylen ble funnet å gi gode betingelser for vekst av sopp (Olsen et al., 1980)).

Luftinnblåsing

Avløpsvannet fikk tilført oksygen ved bruk av blåsemaskin og membranluftere. Innblåsingsmengden ble holdt konstant under alle periodene, slik at oksygenkonsentrasjonen følgelig varierte med stoffomsetning og temperatur.

Oksygenkonsentrasjonen i reaktorene ble målt kontinuerlig ved hjelp av et "on-line" instrument, og data fra dette ble logget kontinuerlig. Sterk og hurtig begroing av sopp på instrumentet gjorde imidlertid at disse verdier lå langt lavere enn faktiske oksygenkonsentrasjoner i bioreaktorene. Det ble opplyst at oksygeninnholdet i bioreaktorene til enhver tid var tilnærmet metning, hvilket ved de aktuelle temperaturer tilsvarte ca. 10-11 mg O₂/l. Da oksygenkonsentrasjonen i de ulike bioreaktorer, i profiler i hver reaktor, samt "inne" i biofilmen er av største betydning for biologisk aktivitet, må dette vektlegges i eventuelle videre forsøk. For vurdering av resultatene som er oppnådd, må vi forutsette at oksygenkonsentrasjonen i vannfasen for alle reaktorer var tilnærmet mettet. Generelle betraktninger om oksygenforhold inne i biofilmen er diskutert over (Biofilmmetrie), men aktuelle forhold som var gjeldende under forsøkene er ikke kjent og kan ikke diskuteres nærmere.

Foruten tilførsel av oksygen, vil innblåste luftmengder ha stor betydning for strømningsforholdene i bioreaktoren. Dette vil igjen innvirke på turbulent og molekylær diffusjon, adhesjon av partikler på biofilmoverflaten og erosjon/avskalling av biofilm fra biomediet. Dette er faktorer som er svært viktig for selektering og biofilmkinetikk og som følgelig får betydning for oppnåelig renseseffekt. Siden luftinnblåsing ikke ble variert under forsøkene kan effekten av denne ikke bedømmes. I fremtidige forsøk må en imidlertid ta hensyn til effekt av innblåst luftmengde. På grunn av relativt høye kostnader forbundet med luftinnblåsing, vil denne normalt styres av nødvendig oksygenbehov for mikrobiell omsetning. For å oppnå en ønsket biomasse-sammensetning/struktur må derfor utforming av selve biofilmmidiet og reaktor vektlegges.

Hydraulisk belastning og stoffbelastning

Vannføring og tilhørende organisk stoff- og ammoniumbelastning til biotrinnet i de ulike perioder er vist i tabell 10. Periode 1 og 3 hadde relativt like forhold, mens den organiske belastningen i periode 2 var naturlig nok mye høyere da det her ble benyttet forbehandlet råvann. Den organiske belastningen har for alle perioder vært lav med hensyn til nedbrytning av organisk stoff sammenlignet med hva en normalt belaster biofilmsystemer med.

Den organiske belastning i periode 1 var som middel 1,05 kg TCOD/m³(reaktor)*d(døgn) og for løst organisk stoff 0,47 kg SCOD/m³*d. Fra vurdering av innløpsvannets sammensetning vet vi at det bare er en liten del av dette organiske stoffet som var nedbrytbart, slik at den reelle bionedbrytbare organiske belastning var svært lav. Forsøk har vist at for å oppnå nitrifikasjon (krever lav organisk belastning) i biofilmanlegg må den organiske belastningen ikke være høyere enn ca. 10-15 g COD/m²*d som tilvarer ca. 5,4-8,1 kg COD/m³*d for *Biotail*-systemet. Den organiske belastningen var dermed ingen sannsynlig årsak til at det ikke ble oppnådd nitrifikasjon i periode 1 eller 3.

For perioden med råvann (periode 2) var imidlertid belastningen av total organisk stoff nær det nivået som vil forhindre nitrifikasjon. Basert på antakelsen om at storparten av dette ikke var biologisk nedbrytbart, kunne imidlertid en moderat nitrifikasjon vært forventet selv ved denne belastning (middel 4,8 kg COD/m³*d) forutsatt ingen øvrige substrat begrensninger.

Ammoniumbelastningen har ikke i noen tilfeller vært høyere enn det en normalt opererer med for biofilmsystemer (forutsatt lav organisk belastning).

Tabell 9. Vannføring, tilhørende oppholdtid og organisk/ammonium-belastning for det biologiske trinn i perioden 16.april - 19.mai 1993.

| Dato | Vannføring (m ³ /h) | Oppholdtid (h) | Organisk belastning | | NH ₄ -N belastning |
|-----------|---|-------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| | | | kg TCOD/m ³ d | kg SCOD/m ³ d | kg NH ₄ -N/m ³ d |
| Periode 1 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt med flotasjon | | | | |
| 16/04/93 | 4.5 | 1.2 | 1.14 | 0.52 | 0.25 |
| 17/04/93 | 4.5 | 1.2 | 0.72 | 0.36 | 0.30 |
| 18/04/93 | 4.5 | 1.2 | 0.46 | 0.26 | 0.25 |
| 19/04/93 | 4.5 | 1.2 | 0.7 | 0.5 | 0.25 |
| 20/04/93 | 4.5 | 1.2 | 1.28 | 0.58 | 0.30 |
| 21/04/93 | 4.5 | 1.2 | 1.98 | 0.62 | 0.29 |
| Middel | | | 1.05 | 0.47 | 0.27 |
| Periode 2 | Innløpsvann: Forbehandlet avløp fra fullskala TAU | | | | |
| 04/05/93 | 4 | 1.35 | 6.56 | 0.76 | 0.17 |
| 05/05/93 | 4 | 1.35 | 5.12 | 0.84 | 0.14 |
| 06/05/93 | 4 | 1.35 | 5.05 | 0.60 | 0.15 |
| 07/05/93 | 1.8 | 3 | 2.54 | 0.30 | 0.07 |
| Middel | | | 4.82 | 0.63 | 0.13 |
| Periode 3 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt i fullskala TAU | | | | |
| 18/05/93 | 4.5 | 1.2 | 1 | 0.68 | (Data mangler) |
| 19/05/93 | 4.5 | 1.2 | 1.06 | 0.58 | (Data mangler) |
| Middel | | | 1.03 | 0.63 | |

Slamhøsting

Vurdering av om *biotail*-systemet trenger jevnlig fjerning av overskuddsbiomasse og eventuell optimalisering av denne ble ikke utført da slamproduksjonen (og organisk belastning) var svært lav ved pilotanlegget. Vi vurderer det imidlertid som en meget stor fordel om systemet kan drives kontinuerlig ved bakteriell rensing av avløpsvann, og at overskuddsbiomasse eroderer/avskaller naturlig under normal drift. Dersom en primært ønsker å bruke biomediet som et immobiliseringssystem (f.eks til sopp) og at den ønskede biomassens vekst hemmes av en påkrevd utforming av mediet for kontinuerlig drift, kan en derimot vurdere om det er hensiktsmessig å

fjerne overskuddsbiomassen direkte fra biomediet. Dette vil imidlertid komplisere driften, da tilførsel av avløpsvann må stoppes opp i slamhøstingsperioder og utbygging av ekstra innstallasjoner blir nødvendig. Metoder som kan være aktuelle for slamhøsting er ekstra luftinnblåsing, bruk av rent skyllevann, fysisk fjerning i kombinasjon med dispersjonsvann (flotasjon), skraper etc.

Overskuddsbiomasse som eroderer/avskaller fra biomediet må i alle tilfelle separeres etter biotrinnet, som for alle andre biofilmsystemer utenom biofiltre med filtreringsegenskaper. Avhengig av blant annet biomassens sammensetning kan dette utføres ved konvensjonell sedimentering, flotasjon, filtrering eller tilsvarende.

4.5. Resultater og erfaringer

4.5.1. Generelt

Periode 1

Generelt sett har avløpsvannets innhold av suspendert stoff, organisk stoff og fosfor inn til det biologiske trinn i periode 1 vært svært lavt. Basert på de analyser som er utført, ville det ikke være naturlig at en skulle oppnå ytterligere fjerning av betydning. Dersom bioreaktoren hadde fått tilført tilstrekkelig mengder med oksygen og næringssalter samt nøytral pH i avløpsvannet, ville en derimot forvente nitrifisering av avløpsvannet. Oksygenforholdene var tilsynelatende gode for nitrifikasjon, men derimot var pH/bufferevne-forhold, mangel på biotilgjengelig fosfor og lav vanntemperatur svært ugunstig for nitrifiserende bakterier og kunne forventes å hemme vekst.

På grunn av svært liten tilførsel av suspendert stoff og organisk stoff, ville dermed også slamproduksjonen bli svært lav (ca. 2-10 mg celledmasse/l). Det vil igjen si at "manglende" separasjonstrinn etter det biologiske trinn ikke var kritisk.

Periode 2

Avløpsvannet hadde relativt store mengder partikulært organisk stoff, men svært liten fraksjon av lett nedbrytbart løst organisk stoff. På grunn av relativt kort oppholdstid i biosteget kunne det derfor forventes at kun en liten andel organisk stoff ville bli brutt ned, og at eventuell ytterligere reduksjon av partikulært organisk stoff måtte skje fysisk (absorbent til biofilmovertflaten, sedimentere i bioreaktorene eller i etterfølgende overløpskasse). Siden pilotanlegget ikke var utstyrt med et etterfølgende separasjonstrinn, måtte en forvente store mengder med partikulært materiale i utløp. I motsetning til første periode var det tilgang på biotilgjengelig fosfor, men pH/bufferevne-forhold, vanntemperatur og svært kort innkjøringsperiode gjorde at eventuell oppnåelse av nitrifikasjon var utenkelig.

Periode 3

Denne periode hadde for kort innkjøringsperiode og for få prøver til å kunne dokumentere trender/resultater. Resultater fra denne periode er i fortsettelsen vist i tabeller, men vil ikke bli ytterligere kommentert.

4.5.2. Mikrobiologiske undersøkelser av biofilm

I forkant av den forsøksperiode som er beskrevet her (dato er ukjent men må ha vært før 5.april, 1993), ble det tatt ut biofilmprøver for mikrobiologiske undersøkelser fra første og siste bioreaktor (Skulberg, 1993). Sammensetningen til tilført avløpsvann før uttak av biofilmprøver er ikke kjent, men forbehandling var identisk som for første periode (kjemisk felt avløpsvann med flotasjon).

Hovedkonklusjonen fra denne undersøkelse var at den dominerende organisme i biofilmen var sopp. Basert på morfologiske/anatomiske forhold var det arten *Geotrichum candidum* som sannsynligvis var representert. Dette er som omtalt tidligere en sopp som tidvis observeres i aktivslam- og biofilmanlegg, men som svært sjelden er dominerende.

Øvrige mikroorganismer var heterotrofe arter som ofte finnes i biologiske renseanlegg for nedbrytning av organisk stoff, om enn i liten mengde for enkelte typer. Blant annet ble det observert "vanlig forekomst" av bakterietypen *Pseudomonader*, som ofte rapporteres å være en svært dominerende bakterietype i aerobt aktivslam (ca. 50 % av bakteriesammensetningen, ref. Henze, 1990). Observerte forekomster av flagellater og rundormer var normale, mens ciliater og hjuldyr var i fåtall. Sammensetningen av det biologiske samfunn kan dermed beskrives som moderat artsrik, men med en sterk dominans av sopp som må ha innvirket på prosessen.

Visuelle observasjoner foretatt i forsøksperiodene, har ikke vist betydelige endringer i biomassen. Dette er imidlertid ikke noen bekræftelse på at mikroorganismesammensetningen var lik. Mikroorganismesammensetningen vil alltid være i en utvikling med tid, og vil kunne endres betydelig dersom avløpsvannets sammensetning ikke er stabil.

4.5.3. Organisk stoff og fosfor

Tabell 10 viser resultater som ble oppnådd i forsøksperiodene i tiden 16. april - 19.mai 1993 (periode 1,2 og 3) for organisk stoff og fosfor.

Periode 1

Døgnprøvene viste en moderat reduksjon av organisk stoff og partikulært fosfor. Konsentrasjonen av løst fosfor ($PO_4\text{-P}$), som i utgangspunktet var på et minimumsnivå av hva som er mulig å oppnå etter avløpsrensing, var tilnærmet uforandret eller hadde en ubetydelig økning fra inn- til utløp.

Reduksjon av organisk stoff var som et middel ca. 24 mg TCOD/l og kun 6 mg SCOD/l. Hvor mye av den partikulære fraksjon som faktisk ble biologisk omsatt i forhold til fraksjon som ble fjernet fysisk (absorpsjon/sedimentering) vites ikke. En kan imidlertid antyde, basert på erfaring for inerte fraksjoner av inert løst og inert partikulært organisk stoff, at midlere biologisk omsetning av organisk stoff kun har vært rundt 10-15 mg COD/l. Basert på en enkel massebalanse (ref. kap. 4.3), tilsvarte dette et midlere næringsstoffbehov på kun ca. 0.5 mg N/l og 0,1 mgP/l.

Det vil si at forventet midlere reduksjon av fosfor til oppbygging av celledmasse har vært ca. 0,1 mgP/l. For de samme prøver var midlere reduksjon av total-fosfor lik 0,2 mg TP/l, mens innhold og reduksjon av løst fosfor var ubetydelig. Mikroorganismene må derfor ha fått sin fosfortilgang fra hydrolyserte (i bioreaktoren) fosforforbindelser. Hydrolyse og tilgang på hydrolyserbart fosfor kan dermed ha vært ett av de viktigste hastighetsbegrensende og selekterende faktorer i bioreaktoren.

Etter kjemisk felling hadde avløpsvannet et så lavt innhold av organisk stoff (og fosfor) at et eget biologisk steg kun for nedbrytning av organisk stoff ikke ville være tilrådelig. Det ville kun være interessant som en finpolering av avløpsvannet dersom kravene til utslipp av organisk stoff til effluenten var svært strenge. Med tanke på eventuell biologisk nitrogenfjerning (bakteriell nitrifikasjon) ville det være naturlig å utføre den lille nedbrytning av organisk stoff simultant med nitrifikasjonen.

Periode 2

Resultatene viste tydelig at det oppsto "slamflukt" i denne periode. Det vil si at partikulært materiale fra innløpsvannet og biomasse fra biofilmmediet har gått i utløp. Siden det biologiske steg ikke hadde et eget etterfølgende separasjonssteg, som er påkrevd for kontinuerlige biofilmsystemer såvel som for aktivslamsystemer, var dette forventet. Reduksjonen av partikulære forbindelser skyldes dels fysisk fjerning (absorpsjon til biofilm samt liten fraksjon som sedimenterer i bioreaktorene) og dels biologiske omsetninger i biofilmsystemet.

Med basis i midlere total organisk stoff-mengde ved inn- og utløp fra reaktoren i perioden 4-6. mai 1993, kan vi anslå et utbytte (slamproduksjon) på ca. $0,5 \text{ g TCOD}_{\text{produsert}}/\text{TCOD}_{\text{fjernet}}$. Selv om antall analyser var for få til å kunne bekrefte denne slamproduksjon, ser vi likevel at observert slamproduksjon ligger innenfor intervallet av hva som kan forventes ved den aktuelle oppholdstid (ca. 0.4-0.7 g KOF/g KOF). (Prøver tatt 7.mai 1993 er utelatt fra beregningene da oppholdstiden var den dobbelte av det de øvrige hadde.)

Fjerning av organisk stoff var ikke tilfredstillende for denne periode, først og fremst fordi pilotanlegget ikke var utstyrt med et eget separasjonstrinn etter bioreaktorene. Fjerningen av løst organisk stoff kan heller ikke sies å ha vært optimal, da det for enkelte døgn ble observert en økning av løst COD fra inn- til utløp (hydrolyse av partikulært COD til løst COD). Utløpskonsentrasjonene av løst COD må likevel betraktes som relativt lave tatt i betraktning de høye konsentrasjoner av total-COD ved innløp.

Det er interessant å merke seg reduksjonen i biotilgjengelig fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i denne periode. Som et middel var reduksjonen på $0,3 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$, hvilket tydelig viser mikroorganismenes faktiske behov for fosforkilde. Som gjennomsnitt var utløpskonsentrasjonen $0,29 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$, hvilket indikerte at fosfor ikke kan sies å ha vært klart begrensende i denne periode. Innkjørings- og forsøksperioden var imidlertid ikke lang nok til at effekt av dette kunne ha blitt dokumentert. For øvrig var fjerning av totalfosfor ikke tilfredstillende av samme årsak som for total COD (manglende separasjonstrinn for fjerning av partikulært materiale).

Dersom denne type reaktor i fremtiden skal benyttes for fjerning av organisk stoff (og fosfor), må den suppleres med et etterfølgende separasjonstrinn. For denne type avløpsvann, med høye partikulære fraksjoner, vil kjemisk felling generelt anbefales som prosess for kombinert fjerning av organisk stoff og fosfor. (Dersom vi sammenligner innløpsvannet i periode 1 som er identisk med utløp fra kjemisk fellingstrinn, ser vi at renseresultatene generelt var bedre ved bruk av kjemisk felling.)

Tabell 10. Resultater fra *Biotail*-forsøkene med hensyn til organisk stoff og fosfor. (Rådata gitt av H.Henriksen. Mek. Verksted og baserer seg på døgnprøver tatt ved inn- og utløp av bioreaktorene.)

| Dato | TCOD (mg/l) | | | SCOD (mg/l) | | | TP | | | PO4-P | | |
|-----------|---|-----|---------|-------------|----|---------|------|------|---------|-------|------|---------|
| | inn | ut | Fjernet | inn | ut | Fjernet | inn | ut | Fjernet | inn | ut | Fjernet |
| Periode 1 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt med flotasjon | | | | | | | | | | | |
| 16/04/93 | 57 | 50 | 7 | 26 | 20 | 6 | 0.48 | 0.32 | 0.16 | 0.04 | 0.07 | (-0.03) |
| 17/04/93 | 36 | 20 | 16 | 18 | 15 | 3 | 0.3 | 0.15 | 0.15 | 0.03 | 0.04 | (-0.01) |
| 18/04/93 | 23 | 24 | (-1) | 13 | 15 | (-2) | 0.12 | 0.1 | 0.02 | 0.04 | 0.03 | 0.01 |
| 19/04/93 | 35 | 33 | 2 | 25 | 17 | 8 | 0.11 | 0.08 | 0.03 | 0.03 | 0.04 | (-0.01) |
| 20/04/93 | 64 | 32 | 32 | 29 | 21 | 8 | 0.6 | 0.28 | 0.32 | 0.04 | 0.08 | (-0.04) |
| 21/04/93 | 99 | 37 | 62 | 31 | 21 | 10 | 0.77 | 0.23 | 0.54 | 0.03 | 0.05 | (-0.02) |
| Middel | 52 | 33 | 24 | 24 | 18 | 6 | 0.40 | 0.19 | 0.20 | 0.04 | 0.05 | (-0.02) |
| Periode 2 | Innløpsvann: Forbehandlet avløp fra fullskala TAU | | | | | | | | | | | |
| 04/05/93 | 369 | 277 | 92 | 43 | 68 | (-25) | 5 | 3.33 | 1.67 | 0.5 | 0.3 | 0.2 |
| 05/05/93 | 288 | 136 | 152 | 47 | 31 | 16 | 3 | 1.5 | 1.5 | 0.42 | 0.27 | 0.15 |
| 06/05/93 | 284 | 91 | 193 | 34 | 38 | (-4) | 3.42 | 1.5 | 1.92 | 0.73 | 0.3 | 0.43 |
| 07/05/93 | 317 | 49 | 268 | 38 | 18 | 20 | 2.75 | 1.08 | 1.67 | 0.7 | 0.33 | 0.37 |
| Middel | 315 | 138 | 176 | 41 | 39 | 2 | 3.54 | 1.85 | 1.69 | 0.59 | 0.30 | 0.29 |
| Periode 3 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt i fullskala TAU | | | | | | | | | | | |
| 18/05/93 | 50 | 29 | 21 | 34 | 21 | 13 | 0.1 | 0.08 | 0.02 | 0.03 | 0.05 | (-0.02) |
| 19/05/93 | 53 | 45 | 8 | 29 | 34 | -5 | 0.25 | 0.25 | 0 | 0.06 | 0.05 | 0.01 |
| Middel | 52 | 37 | 21 | 32 | 28 | 4 | 0.18 | 0.17 | 0.01 | 0.05 | 0.05 | (-0.01) |

"(-)" Økning av substrat fra inn- til utløp ("slamflukt"/hydrolyse)

4.5.4. Nitrogen

Tabell 11 viser resultater som ble oppnådd i forsøksperiodene i tiden 16. april - 19.mai 1993 (periode 1,2 og 3) for ammonium-nitrogen og total-nitrogen. Avløpsvannets innhold av biotilgjengelig nitrogen (her i form av ammonium) i forhold til bionedbrytbart organisk stoff var under alle periodene ideell for både heterotrofe og autotrofe (nitrifiserende) mikroorganismers vekst.

Periode 1

Som beskrevet over, var mikroorganismenes midlere nitrogenbehov for første forsøksperiode kun ca. 0,5 mg N/l. En ville derfor forvente en midlere reduksjon på ca. 0,5 mg NH₄-N/l (foretrukket nitrogenkilde), samt at en liten andel partikulært nitrogen ville bli fjernet ved sedimentering/absorpsjon i bioreaktoren.

For første periode var midlere fjerning av total-nitrogen 1,7 mg TN/l. For ammonium-nitrogen var resultatene sterkt varierende med en midlere reduksjon på 0,6 mg NH₄-N/l, men med overraskende mange døgn hvor ammoniumkonsentrasjonen tilsynelatende hadde en liten økning fra inn- til utløp. Økningen i disse døgn var imidlertid såpass liten, at feilkilder forbundet med prøvetaking/analyser kan være en like sannsynlig årsak som eventuell hydrolyse av organisk bundet nitrogen til ammonium.

Tabell 11. Resultater fra *Biotail*-forsøkene med hensyn til total-nitrogen og ammonium-nitrogen. (Rådata gitt av H.Henriksen. Mek. Verksted og baserer seg på døgnprøver tatt ved inn- og utløp av bioreaktorene.)

| Dato | TN (mg/l) | | | NH ₄ -N (mg/l) | | |
|-----------|---|------|---------|---------------------------|-------|---------|
| | inn | ut | Fjernet | inn | ut | Fjernet |
| Periode 1 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt med flotasjon | | | | | |
| 16/04/93 | 15.6 | 15.1 | 0.5 | 12.3 | 12.6 | (-0.3) |
| 17/04/93 | 15.8 | 14.6 | 1.2 | 15 | 13.6 | 1.4 |
| 18/04/93 | 14.6 | 13.8 | 0.8 | 12.3 | 13 | (-0.7) |
| 19/04/93 | 16.3 | 13.2 | 3.1 | 12.7 | 10.9 | 1.8 |
| 20/04/93 | 18.6 | 15.8 | 2.8 | 14.6 | 12.9 | 1.7 |
| 21/04/93 | 18.5 | 16.8 | 1.7 | 14.7 | 14.8 | (-0.1) |
| Middel | 16.6 | 14.9 | 1.7 | 13.6 | 13.0 | 0.6 |
| Periode 2 | Innløpsvann: Forbehandlet avløp fra fullskala TAU | | | | | |
| 04/05/93 | 14 | 18? | | 9.4 | 10.4? | |
| 05/05/93 | 15 | 11 | 4 | 7.9 | 5.2 | 2.7 |
| 06/05/93 | 17 | 11 | 6 | 8.5 | 8.6 | (-0.01) |
| 07/05/93 | 14 | 3.8 | 10.2 | 8.5 | 2.4 | 6.1 |
| Middel | 15.0 | 8.6 | 6.7 | 8.6 | 5.4 | 2.9 |
| Periode 3 | Innløpsvann: Kjemisk forfelt i fullskala TAU | | | | | |
| 18/05/93 | | 18 | | | 14.5 | |
| 19/05/93 | | 21 | | | 17.6 | |
| Middel | | 19.5 | | | 16.1 | |

"?" Prøve som sannsynligvis er forbundet med feil (analyse, prøveuttak, behandling etc.)

"()" Økning av substrat fra inn- til utløp (slamflukt/hydrolyse)

Nitrogenreduksjonen gjennom det biologiske steg var dermed svært beskjeden men som forventet basert på observert omsetning av organisk stoff og avløpsvannets lave innhold av partikulært nitrogen som kunne fjernes fysisk. Det er dermed ikke grunnlag for å hevde at soppkulturen har bidratt til en bedret nitrogenfjerning i forhold til hva en kunne forvente av heterotrofe bakterier.

Nitrifikasjon ble aldri oppnådd trolig på grunn av:

- Lave pH/bufferevne-forhold
- Mangel på biotilgjengelig fosfor
- Lave vanntemperaturer i en oppbyggingsfase

Dette er forhold som er svært ugunstig for nitrifiserende bakterier og må antas å ha vært sterkt hemmende/inhiberende for vekst.

For å oppnå nitrifikasjon med dette avløpsvann, måtte en ha dosert en buffer- og en fosforkilde, samt hatt en lang innkjøringsperiode (normalt ca. 2-4 måneder).

Periode 2

Reduksjonen av total nitrogen var som middel 6,7 mg TN/l, men prøvedøgnet 7.mai 1993 trekker dette middelet betydelig opp. Årsaken var som nevnt forran, at oppholdstiden her var den dobbelte i forhold til normalt, hvilket resulterte i økt biologisk omsetning (NH₄-N reduksjonen er betydelig) og økt sedimentering av partikulært materiale i bunn av reaktor/overløpskasse. Flere målinger er dessuten beheftet med feil eller stor usikkerhet, slik at en inngående diskusjon ikke er fruktbar.

En økt reduksjon av ammonium-nitrogen (til celleoppbygging) i denne periode var forventet, siden organisk stoff-omsetningen var høyere for denne periode enn for den første. Tilsynelatende ble det som et middel fjernet ca. 2,9 mg NH₄-N/l, men her varierer resultatene veldig.

Basert på en generell vurdering av resultatene, var oppnådd reduksjon av nitrogen som forventet, og sammenlignbar med det en kunne ha forventet ved "normal" biologisk bakteriell omsetning for primært fjerning av organisk stoff.

Nitrifikasjon ble ikke oppnådd og kunne absolutt ikke forventes under de aktuelle forhold.

4.6. Diskusjon/oppsummering

Forsøk med kjemisk/biologisk rensing av avløpsvann ble gjennomført våren 1993. Resultater og erfaringer fra forsøkene er gjennomgått i detalj, med hovedvekt på det biologiske trinn. Den biologiske prosess som ble benyttet er en nyutviklet biofilmprosess kalt *Biotail*. Siden denne prosessvariant ikke har blitt testet ut tidligere, har vi også lagt vekt på å kommentere grunnleggende egenskaper og ytre påvirkningsmuligheter som er til stede for denne type prosess.

Den nyutviklede biofilmprosessen *Biotail* må betraktes som et dykket, stasjonært, kontinuerlig biofilter med fast bæremateriale for biofilm. Det vil si at prosessen krever et etterfølgende separasjonstrinn hvilket ikke var inkludert i pilotanlegget. *Biotail*-prosessen kan i utgangspunktet, basert på teoretisk biofilmoeverflate per reaktorvolum, beskrives som en volumeffektiv prosess sammenlignet med øvrige kontinuerlige biofilmprosesser som finnes på markedet. Forutsetningen er imidlertid at den diponible biofilmoeverflaten kan utnyttes effektivt av mikroorganismene.

De biologiske pilotundersøkelsene må sees på som innledende forsøk av flere årsaker. Blant annet var dette de første forsøk som har blitt gjennomført med denne type prosess, den opprinnelige planlagte bakterielle omsetning uteble og dataunderlaget var beskjedent. I stedet for dominans av bakterier som er vanlig ble det observert en kraftig soppvekst som ble immobilisert i biofilmsystemet. Soppen ble senere artsbestemt til sannsynligvis å være av arten *Geotrichum candidum*. Årsaken til fremvekst av sopp var trolig en kombinasjon av lave pH-forhold, skjevhet i næringssaltbalansen (lave fosfat-fosfor konsentrasjoner), lave temperaturer og bioreaktorens gode immobiliseringsegenskaper for sopp.

Forsøkene ble oppdelt i tre forskjellige perioder med ulikt innløpsvann til biotrinnet. Første periode med kjemisk felt avløpsvann fra en flotasjonsenhet, andre periode med forbehandlet råvann fra fullskalaanlegg, og en tredje periode med forfelt avløpsvann fra fullskala-rensenanlegget til TAU. Av disse perioder var det den første som ble ansett for å være den best dokumenterte, i motsetning til den tredje periode som ikke ble ansett å være dokumentert.

Den organiske belastning har for alle perioder vært relativt lav sammenlignet med hva en normalt belaster biofilmsystemer med. Ammoniumbelastningen har heller ikke vært høyere enn det en normalt opererer med for biofilmsystemer.

Periode 1

Innløpsvannet i den første perioden hadde med få unntak svært lave konsentrasjoner av fosfor og organisk stoff. Innholdet av nitrogenforbindelser var som forventet for et relativt tynt kjemisk felt "norskt avløpsvann". Temperaturen lå under 8°C og relativt lave pH-verdier rundt 6,2. Basert på de analyser som ble foretatt, ville det ikke være naturlig å forvente en ytterligere fjerning av organisk

stoff av betydning. På grunn av lav temperatur, lav pH og liten eller ingen tilgang på biotilgjengelig fosfor var nitrifikasjon ikke forventet.

Resultatene viste en svært moderat reduksjon av organisk stoff og fosfor med en tilhørende forventet lav reduksjon av nitrogen på grunn av nitrogenbehov til mikrobiell vekst og fysisk fjerning ved sedimentering/absorpsjon.

Renseeffekten gjennom det biologisk steg var dermed svært beskjeden, men som forventet basert på avløpsvannets sammensetning. Det er ikke grunnlag for å hevde at soppkulturen har bidratt til en bedret nitrogen-, fosfor- eller organisk stoff-fjerning i forhold til hva en kunne forvente av heterotrofe bakterier. Etter kjemisk felling (biotrinnetts innløpsvann) hadde avløpsvannet et så lavt innhold av organisk stoff og fosfor at et eget biologisk trinn kun for nedbrytning av organisk stoff normalt ikke ville være tilrådelig. Med tanke på eventuell biologisk nitrogenfjerning (bakteriell nitrifikasjon/denitrifikasjon) ville det være naturlig å utføre den lille nedbrytning av organisk stoff simultant med nitrifikasjon.

Dersom en skulle ha oppnådd nitrifikasjon av avløpsvannet, måtte en som et minimum ha dosert en buffer- og en fosforkilde, samt hatt en lang innkjøringsperiode på ca. 2-4 måneder.

Periode 2

Innløpsvannet i denne perioden var forbehandlet råvann fra fullskala-anlegget. Avløpsvannet hadde store mengder partikulært organisk stoff, men en svært liten lett nedbrytbar løst fraksjon. Siden pilotanlegget ikke var utstyrt med et etterfølgende separasjonstrinn, måtte en forvente store mengder med partikulært materiale i utløp. Lave pH/bufferevne-forhold, lav vanntemperatur og svært kort innkjøringsperiode umuliggjorde nitrifikasjon.

Fjerning av partikulært organisk stoff og fosfor viste seg å ikke være tilfredstillende, først og fremst på grunn av manglende separasjonstrinn etter biotrinnet. Det vil si at partikulært materiale fra innløpsvannet som passerte "uberørt" gjennom anlegget og løsrevet biomasse fra biofilmreaktoren gikk i utløp. Fjerning av løst organisk stoff kan ikke sies å ha vært optimal, men utløpskonsentrasjonene må likevel betraktes som lave tatt i betraktning de høye konsentrasjoner av total-COD ved innløp.

For denne type avløpsvann med høye partikulære fraksjoner, anbefales generelt kjemisk felling for kombinert fjerning av organisk stoff og fosfor. Renseeffekt for ren kjemisk felling viste seg faktisk å være bedre for organisk stoff (og selvsagt for fosfor) enn for ren biologisk rensing. Med tanke på eventuell fosfor- og nitrogenfjerning ville en forøvrig ved en slik karakteristikk av avløpsvannet med fordel velge forfelling etterfulgt av et etterdenitrifikasjonssystem for fjerning av nitrogen.

Reduksjonen av nitrogen var som forventet litt høyere i denne periode enn i første på grunn av større omsetning av organisk stoff samt større fraksjon av partikulært nitrogen i innløpsvannet. Fjerningen var sammenlignbar med det en kunne ha forventet ved "normal" biologisk bakteriell omsetning for primært fjerning av organisk stoff.

Som for første periode er det er ikke grunnlag for å hevde at soppkulturen har bidratt til en bedret nitrogen-, fosfor- eller organisk stoff-fjerning i forhold til hva en kunne forvente av heterotrofe bakterier.

Konklusjon

Soppkulturen (*Geotrichum candidum*) kan tilsynelatende ikke sies å ha hatt positiv effekt for fjerning av organisk stoff, fosfor eller nitrogen utover forventede renses effekter ved konvensjonell heterotrof bakteriell omsetning. Ved uttesting av forfelt avløpsvann, ble imidlertid utløpsvannet fra bioreaktorene visuelt beskrevet som mer farge- og luktløst i forhold til innløpsvannet. Det kan

derfor tenkes at soppkulturen kan ha hatt en positiv absorpsjonseffekt for ulike parametre i forhold til det en ville ha hatt ved en ren bakteriekultur. Dette gjelder imidlertid for vannparametre som vanligvis ikke vil ha betydning for renseanleggenes utslippskrav, men mer som en estetisk finpolering. Denne finpolering kan imidlertid i noen tilfeller vise seg å være interessant ved f.eks. gjennbruk av avløpsvann.

Det produserte slammets sedimenterbarhet ble ikke uttestet da forsøksanlegget ikke var utstyrt med et eget separasjonstrinn. Basert på tidligere erfaringer, har et slam som er dominert av sopp svært dårlige sedimenteringsegenskaper. Dersom en slik type soppslam må separeres vil blant annet flotasjon eller filtrering være mulige separasjonsmuligheter. Dersom en ønsker å oppnå konvensjonell bakteriell omsetning vil det være en fordel å redusere andel sopp til et minimum, blant annet for å bedre slammets sedimenteringsegenskaper. Problematikken rundt dårlige sedimenteringsegenskaper/slamsvelling har for tiden stor internasjonal interesse, blant annet gjennom et internasjonalt flerårig forsøksprogram som gjennomføres nå. Repräsentanter fra dette programmet (Krüger AS, Danmark) var meget interessert i å få tilbakemeldinger fra oss vedrørende dette prosjekt.

Dersom den sammensetning som TAU's avløpsvann hadde i uttestingsperioden var representativ for dette avløpsvann, ville det være naturlig å anbefale kjemisk forfelling (fortrinnsvis med kjemikalier som ikke forbuker mye alkalitet og fjerner for mye fosfat-fosfor) og en etterfølgende etterdenitrifikasjonsprosess for biologisk nitrogenfjerning. Nitrifikasjon i *Biotail*-reaktorene (eller i et hvilket som helst biofilm- eller aktivslam anlegg) er sannsynligvis mulig å oppnå ved å øke pH i innløpsvannet (dosere en buffer-kilde f.eks. kalk el. lign.), dosere en fosforkilde, samt å sørge for en relativt lang innkjøringsperiode.

På grunn av den spesielle sopp-oppblomstringen som oppsto med denne type avløpsvann, må imidlertid tiltak gjøres systematisk slik at kunnskapsnivået bedres vedrørende denne soppens selektive egenskaper. Det må også undersøkes om hvilke forekomster av sopp som eventuelt vil inhibere/hemme nitrifikasjon, eller om disse organismer eventuelt kan ha et positivt biologisk samspill. Det vil være viktig for TAU's renseanlegg å få utredet denne problemstilling da de planlegger utbygging for nitrogenfjerning. Vi mener i tillegg at denne problemstilling og eventuelt utprøvde tiltak også vil vekke nasjonal og internasjonal interesse. Problemstillingen synes særlig interessant sett i lys av at ca. 30 renseanlegg nå skal bygges ut for nitrogenfjerning i Norge, og at norskt avløpsvann ofte har noen av de karakteristika som TAU's avløpsvann har.

Det nyutviklede biofilmsystemet *Biotail* synes i utgangspunktet å kunne bli en relativt volumeffektiv prosess basert på at den har en høy teoretisk biofilmoverflate per reaktorvolum, samtidig som den har de kontinuerlige prosessers fordeler. Biofilmsystemer som opererer med store spesifikke biofilmoverflater har imidlertid ofte problemer med gjenntetting av bioreaktorene (f.eks. biofiltre med filtreringsegenskaper) og/eller at deler av biofilmarealet ikke er "effektivt" for biologisk omsetning. For biofilmsystemer som får disse problemene vil den praktisk utnyttbare og effektive biofilmoverflate kunne være langt lavere enn den teoretiske spesifikke biofilmoverflate. Optimalisering og dokumentasjon av prosessens yteevne og egenskaper er derfor påkrevd for å kunne vurdere prosessens potensiale. En optimalisering av prosessen bør fokusere på blant annet følgende ytre betingelser:

1. Biofilmmidie (Spesifikk biofilmoverflatefordeling, materialeegenskaper etc.)
2. Reaktorutforming (strømningsforhold etc.)
3. Luftinnblåsing og evt. innføring av omrøring for anaerobe/anoksiske trinn
4. Hydraulisk belastning og stoffbelasning i ulike trinn
5. Eventuell diskontinuerlig slamhøsting av overskuddsbiomasse ved behov
6. Vurdering av nødvendig(e) kjemikaliedosering(er)

Referanser

Albertson, O.E. (1987) The control of bulking sludges: From the early innovators to current practice. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 59, 4, pp. 172-182.

Anselmo, A.M. and Novais, J.M. (1992) Degradation of phenol by immobilized mycel of *Fusarium flocciferum* in continuous culture. *Wat.Sci.Tech.* Vol.25, No.1, pp 161-168.

Atkinson, B. (1974) *Biochemical reactors.*

Bailey, J.E. and Ollis, D.F. (1986) *Biochemical Engineering Fundamentals.* McGraw-Hill, Inc., Second Edition, ISBN 0-07-003212-2, pp.12-26 and 228-306.

Ban-Koffi, L and Han, Y.W. (1990) Alcohol production from pineapple waste. *World J. Microbiol. Biotech.* 6, pp. 281-284.

Barber, R.S., Brande, R. and Mitchell, K.G. (1977) The value of "Pekilo Protein" for growing pigs. *anim. Feed Sci. Technol.*, 2, pp. 161-169.

Barker, T.W., Quinn, J.P. and Marchant, R. (1982) The use of mixed culture of *Geotrichum candidum*, *Candida kruzei* and *Hasenula anomala* for microbial protein production from whiskey distillery spent wash. *European J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 14, pp. 247-253.

Bergbauer, M., Eggert, C. and Kraepelin, G. (1991) Degradation of chlorinated lignin compounds in a bleach plant effluent by the white rot fungus *Trametes versicolor*. *Appl. Microb. Biotech.* 35, pp. 105-109.

Borja, R., Martin, A. Maestro, R., Alba, J. and Duràn, M.M. (1992) Enhancement of the anaerobic digestion of olive mill wastewater by the removal of phenolic inhibitors. *Process Biochemistry* 27, pp.231-237.

Borja, R., Martin, A. Maestro, R., Luque, M. and Duràn, M.M. (1993a) Improvement of the kinetics of anaerobic digestion of molasses by the removal of phenolic compounds. *Biotech. Letters* Vol. 15, no3, pp.311-316.

Borja, R., Martin, A. Maestro, R., Luque, M. and Duràn, M.M. (1993b) Enhancement of the anaerobic digestion of wine distillery wastewater by the removal of phenolic inhibitors. *Bioresource Technology* 45, pp.99-104.

Borup, M.B. and Potter III, G.W. (1989) Fruit, grain, and vegetable wastes. *Journal WPCF*, vol.61,no. 6, pp. 858-860.

Carmichael, J.W. (1957) *Geotrichum candidum.* *Mycologia* 49, pp 820-830.

Carter, G.B. (1981) Is biotechnology feeding the Russians ? *New Scientist*, 23, pp. 216-218.

Chemap-Fermentors. Industrial and pilot plant. Chemap AG, CH-8708 Männedorf, Schweiz.

Church, B.D., Erickson, E.E. and Widner, C.M. (1973) Fungal digestion of food processing waste. *Food Technology*, 27, no.2.

- Cochrane, V.M. (1958) Physiology of the fungi. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Dabrowski, K., Hassard, S., Quinn, J., Pitcher, T.J. and Flinn, A.M. (1980) Effect of *Geotrichum candidum* protein substitution in pelleted fish feed on the growth of rainbow trout (*Salmo Gairdneri* rich.) and on utilization of the diet. Agriculture, 21, pp. 213-232.
- Du Preez, J.C., Prior, B.A. and Lategan, P.M. (1980) Experimental data on single-cell protein from some South African industrial effluents. Proceedings: Symposium on Aquaculture in waste water, CSTR, Pretoria, 26-27 Nov.
- Eckenfelder, W.W. and O'Connor, D.J. (1961) Biological Waste treatment. New York, Pergamon Press.
- Ekwenchi, M.M., Akunwanne, N.R. and Ekenyong, K.L. (1990) Gaseous fuel production from fungal lignocellulase. Fuel 69, pp. 1569-1572.
- Eriksen, T. (1994) Personlig kommunikasjon.
- Forage, A.J. (1978) Recovery of yeast from confectionery effluent. Process Biochemistry 13 (1), 8.
- Forss, K. (1974) PEKILO-processen - en FoU-produkt från Centrallaboratorium AB. Kemisk Tidsskrift, 6, pp. 34-39, (på svensk).
- Fremstad, D. (1994) Personlig kommunikasjon.
- Gerlander, M. (1981) Microbs upgrade starch to high-protein foods. Chemistry International 1, pp.21-25.
- Grabinska-Loniewska, A. (1991) Denitrification unit biocenosis. Water Res., 25, 12, pp. 1565-1573.
- Grabinska-Loniewska, A. and Slavikowa, E. (1990) Fungi in denitrification unit biocenosis. Water Res., Vol. 24, No. 5, pp. 565-572.
- Gray, W.D., Pinto, P.V.C. and Pathak, S.G. (1963) Growth of fungi in sea water medium. Appl. Microbiol. 11, pp. 501-.
- Gray, W.D., Och, F.F. and Abou-Seoud, M.O. (1964) Fungi Imperfecti as a potential source of edible protein. Develop. Indust. Microbiol., pp. 384-.
- Gray, W.D. (1966) Fungi and world protein supply. Advan. Chem. Ser. 57, pp.261-.
- Gray, W.D. and Abou-Seoud, M.O. (1966) Fungal protein for food and feeds. II. Whole sweet potato as substrate. Econ. Bot. 20. pp. 119-.
- Green, J.H., Paskell, S.L. and Goldmintz, D. (1976) Lipolytic fermentation of stickwater by *Geotrichum candidum* and *Candida lipolytica*. Applied and Environmental Microbiology, pp. 569-575.
- Haensler, C.M., Moore, W.D. and Gaines, J.G. (1923) Studies on the biology of sewage disposal. New Jersey, Agricultural Experimental Station Bulletin, 390, pp. 1-.

- Hang, Y.D., Splittstoesser, D.F. and Landschoot, R.L. (1974) Propagation of *Geotrichum candidum* in acid brine. Notes in Appl. Microbiology, Vol. 27, pp. 807-808.
- Hang, Y.D. and Woodams, E.E. (1993) Production of diacetyl reductase by *Geotrichum candidum* from sauerkraft brine. Bioresource Technology, Vol. 43, pp. 181-183.
- Hatch, R.T. (1974) Fermentor design. Single Cell Protein II. Eds. Tannenbaum, S.R. & Wang, D.I.C., The MIT Press.
- Häuslerová (1971) Occurance of Saprochaete saccharophyla Coker at Shanor in fungoid growths below the discharge of breweries. Ceska Mukol., 25, 4, pp. 233-237 (på sjekisk).
- Henry, D.P. and Thomson, R.H. (1993) A new process to treat strong biological waste. Wat.Sci.Tech. Vol.27, No.1, pp 213-218.
- Henriksen, H., Mekaniske verksted A/S. (1993) Sluttrapport: Utvikling av rensesystem tilpasset nitrogenfjerning i samarbeid med Tønsbergfjordens Avløpsutvalg.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. and Arvin, E. (1992, 1.utgave i 1990) Spildevandrensning. Biologisk og kemisk. Polyteknisk Forlag, 2 udgave, ISBN 87-502-0738-5, pp 375.
- Hesseltine, W.C. (1953) Study of trickling filter fungi. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 80, pp. 507-514.
- Hines, D. (1978) The large scale pressure cycle fermentor configuration. First European Congress of Biotechnology, Schweiz.
- Imrie, F.K.E. and Righelato, R.C. (1976) Production of microbial protein from carbohydrate wastes in developing countries. Food from Wastes. Eds. Birch, Parker, G.G. and Worgan, J.T. Applied Science Publishers Ltd.
- Jenkins, D. (1993) A scheme for diagnosing activated sludge filamentous bulking problems. Proceedings of the International Workshop: Prevention and control of bulking sludge, Perugia 22-23 June 1992, Edited by Jenkins, D., Ramadori, R. and Cingolani, L., Perugia, pp.43-54.
- Jenkins, D., Richard, M.G. and Daigger G.T. (1986) Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. 1st ed., Ridgeline Press, Lafayette, CA, USA.
- Jones, P.H. (1965) The effect of nitrogen and phosphorus compounds on one of the microorganisms responsible for sludge bulking. 20th Annual Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana, pp. 297-315.
- Jørgensen, O.B. (1974) Teknisk mikrobiologi og fermenteringskinetik. Danmarks Tekniske Højskole, Afdelingen for Teknisk Biokemi. (dansk)
- Katinger, H.W.D. (1976) Charakteristika einige moderner fermentorkonstruktionen. Mitteilungen der Versuchsstation für Gärungsgewerbe in Wien, 30, no. 7-8. (østerisk)
- Kier, I. (1977) Et studium af svampen *Geotrichum candidum*'s vækstfysiologi - med sigte på anvendelse til kombineret spildevandrensning og produktion af "single-cell"-protein. Doktor avhandling, Plantefysiologisk Institut Københavns Universitet, pp 1-206.

Kühn, A.L. and Pretorius, W.A. (1988) Use of the "crossflow-microscreen" technique for SCP production from dilute substrates. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 27, pp. 593-600.

Kühn, A.L. and Pretorius, W.A. (1989) Fungal purification of an industrial effluent containing volatile fatty acids by means of a "crossflow-microscreen" technique. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 21, pp. 221-229.

Lessel, T.H. (1994) Upgrading and nitrification by submerged bio-film reactors-experiences from large scale plant. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10-11, pp 167-174.

Lien. (1994) Personlig kommunikasjon.

Lilly, V.M and Barnett, H.L. (1951) *Physiology of the fungus*. McGraw-Hill Book Co., 1st ed., New York.

Lundar, A. (1994) Personlig kommunikasjon.

Lytkies. (1994) Personlig kommunikasjon.

Mandels, M. and Reese, E.T. (1964) Fungal cellulases and the microbial decomposition of cellulosic fabric. *Develop. Industr. Microbiol.* 5, pp. 5-.

Mandels, M. and Reese, E.T. (1965) Inhibition of cellulases. *Ann. Rev. of Phytopath.* 3, pp.85-.

Marchant, R., Barker, T.W. and Quinn, J.P. (1981) Microbial protein production from malt whiskey distillery spent wash by a three member stable mixed culture. Second European Congress of Biotechnology, 5th-10th April, Eastbourne, England, (Abstr.).

Martin, A., Borja, R. and Chica, A. (1993) Kinetic study of an anaerobic fluidized bed system used for the purification of fermented olive mill wastewater. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 56, pp. 155-162.

McKinney, R.E. (1957) Activity of Microorganisms in Organic Waste disposal (ii) Aerobic Processes. *Applied Microbiology*, 5, pp.166-187.

Meyers, A.J. (1984) Bulking an industrial wastewater treatment system due to *Geotrichum candidum*. *Canadian J. Microbiol.*, vol. 30, pp. 966-970.

Metcalf & Eddy (1979) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Resuse*. McGraw-Hill.Inc., ISBN 0-07-041677-X, pp 104-112 and 393-467.

Minelli, M.P. and Anderson, A.W. (1975) Factors affecting slime accumulation in fiberboard mill process water. Water Resources Research Institute, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA, Report WRRI-36 / PB-247 278, pp.1-59.

Mara, D.D. (1974) *Bacteriology sanitary engineers*. Churhill Livingstone, Edingburgh.

Morenz, J. (1963) *Geotrichum candidum* Link. *Mykologische Schriftenreihe*, Heft 1, Johann Ambrosius Barth., Leipzig.

Murray, A.P. and Marchant, R. (1986) Nitrogen utilization in rainbow trout fingerlings (*Salmo Gairdneri* Richardson) fed mixed microbial biomass. *Aquaculture* 54, pp. 2263-275.

Moo-Young, M., Macdonald, D.G. and Ling, A. (1980) Sensitivity analysis of the Waterloo SCP process in agricultural waste treatment. *Canadian Agricultural Engineering*, 22(2), pp. 119-124.

Nel, L.H. (1985) The operational optimization of anaerobic fixed film reactors with reference to the acetate decarboxylating methanogenic bacteria. M.Sc. Thesis, University of the Orange Free State, Bloemfontein.

Nell, F.J., Siebrits, F.K. and Hayes, J.P. (1992) A nutritional evaluation of *Geotrichum candidum* grow on an industrial effluent. *S. Afr.J.Anim.Sci.* 22(6), pp.181-184.

Nordeidet, B (1993) Bekkelaget renseanlegg, nitrogenfjerningsprosjekt, Biostyrprosessen. Sluttrapport fra forsøksvirksomhet, Oslo kommune, Oslo vann- og avløpsverk.

Nordeidet, B., Rusten, B. and Ødegaard, H. (1994) Phosphorus requirements for tertiary nitrification in a biofilm. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10-11, pp 77-82.

Ohmomo, S. et al. (1988) Decolorization of molasses waste water by a thermophilic strain, *Aspergillus fumigatus*. *Agric. Biol. Chem.*, 51, pp. 3339-.

Olsen, J., Allwrmann, K., Reesen, L., Strube, R. and Norup, B. (1979) SCP - Kombineret rensning af organisk spildevand og fremstilling af biomasse til foderbrug. Rapport af I. Krüger A/S, Aktieselskabet Dansk Gærings-Industri og Plantefysiologisk Institut, Københavns Universitet, pp 1-75 og bilag 1-4 (dansk).

Olsen, J., Allwrmann, K., Reesen, L., Strube, R. and Norup, B. (1981) SCP - Kombinert rensning af organisk spildevand og fremstilling af biomasse til foderbrug. II. Metoder for spildevandsvurdering og procesvalg. Rapport af I. Krüger A/S, Aktieselskabet Dansk Gærings-Industri og Plantefysiologisk Institut, Københavns Universitet, pp 1-120. (dansk)

Olsen, J. (1994) Foredrag holdt 2.11.1994 på NIVA om erfaringer med bruk av sopp i rensing og SCP-produksjonen.

Patenter:

- Patent C02C 1/04 5/10 fra 17. september 1975, Biological treatment of a protein-rich effluent. Theodore Hingley Summers, London, Great Britain.
- Patent P 24 13 555 9 fra 22.11.79, Verfahren zur Gewinnung stickstoffreicher Feststoffe. anmelder: Imperial Chemical Industries Ltd., London.
- Patent 4.414.661 fra 15. november 1983, Microbial degradation of petroleum materials. Mandayam J. Thirumalachar & Mandayam J. Narasimhan, Jr., Walnut Creek, California, USA.
- Patent WP C 12 N/ 275 1167 fra 28.05.86, Verfahren zur Feststofffermentation von Citrusabfällen. Akademie der Wissenschaften der DDR, Berlin; Institut für Chemie und Experimentelle Biologie der Akademie der Wissenschaften der Republik Cuba, Havana.
- Patent 4. 698. 304 fra 6. oktober 1987, Method for producing hydrocarbon mixtures. Hideo Fukuda, Osaka, Japan.

Poon, C.P.C., Bhayani, K.H. and Wang, K.K. (1971) Control of *Geotrichum candidum* in biological waste treatment. Completion Report, Rhode Island University, Kingston, pp.26.

Poon, C.P.C. and Bhayani, K.H. (1971b) Metal toxicity to sewage organisms. *Journal of Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, vol.97, no.SA2, pp. 161-169 and the discussion to this article, pp. 944-945.

Prescott, S.C. and Dunn, C.G. (1949) Industrial microbiology. McGraw Hill Book Company, Inc., New York.

Prescott, S.C. and Dunn, C.G. (1959) Industrial microbiology. 3rd ed. McGraw Hill, Inc., New York.

Reynoldson, T.B. (1942) Further studies on the biology of double filtration plant at Huddersfield. Proceedings of the Institute of Sewage Purification.

Romantschuk, H. (1974) PEKILO-prosessen - finsk prosjekt för värdsmarknad. Kemisk Tidskrift, 6, pp.42-44.(svensk)

Romantschuk, H. and Lethomäki, M. (1978) Operational experiences of first full scale Pekilo SCP-Mill application. Process Biochemistry, March, 16.

Rusten, B. (1993) Personlig kommunikasjon.

Skulberg O. (1993) NIVA-notat utarbeidet til Thor Eriksen, H.Henriksen Mek. Verksted, datert 5.april 1993.

Solheim og Jensen E.K. (1993) Lystgassproduksjon og biologi i kommunale renseanlegg med nitrogenfjerning. Hovedoppgave ved Norges Landbrukshøyskole.

Sæter, R. (1994) Personlig kommunikasjon.

Quinn, J.P. and Marchant, R. (1979a) The growth of *Geotrichum candidum* on whiskey distillery spent wash. European J. Appl. Microbiol. Biotechnol. 6, pp. 251-261.

Quinn, J.P. and Marchant, R. (1979b) The macromolecular competition of *Geotrichum candidum* grown on whiskey distillery spent wash. European J. Appl. Microbiol. Biotechnol., 6, pp. 263-270.

Quinn, J.P. and Marchant, R. (1980) The treatment of malt whiskey distillery waste using the fungus *Geotrichum candidum*. Water Res. Vol. 14, pp. 545-551.

Quinn, J.P., Barker, T.W. and Marchant, R. (1981) Effect of the copper concentration of distillery spent wash on the utilization for single-cell protein production by *Geotrichum candidum*, *Hasenula anomala* and *Candida kruzei*, Journal of Applied Bacteriology, 51, pp. 149-157.

Ramadori, R. and Tandoi, V. (1993) Microbial and kinetic aspects related to bacterial selection in activated sludge process - a short review. Proceedings of the International Workshop: Prevention and control of bulking sludge, Perugia 22-23 June 1992, Edited by Jenkins, D., Ramadori, R. and Cingolani, L., Perugia, pp.9-16.

Rensink, J.H. (1966) Report on pilot plant studies with dairy waste water during 1965-1966. Royal Dairy Institute, Arnhem.

Rettger, L.F. (1906) Fungus Growth on Experimental Percolating Sewage Filters at Waterburg Connecticut. Engineerings News, 61, pp 459.

Schreier, K. (1975) Neuer hochleistungsfermentor nach dem tauchstrahlverfahren. Chemiker Zeitung, 99, no. 7. (tysk)

Skogman, H. (1976) The Symba process. Die Dtärcke, 28 (8), pp. 278-282.

Sirianuntapiboon, S., Somchai, P., Sihanonth, P., Atthasampunna, P. and Ohmomo, S. (1988) Microbial decolorization of molasses waste water by *Mycelia sterilia* D90. Agricult. Biol. Chem. 52, pp. 393-398.

Thanh, N.C. and Simard, R.E. (1973) Biological treatment of domestic sewage by fungi. Mycopathologia et Mycologia applicata, Vol. 51, 2-3, pp. 223-232.

Tomlinson, E.J. (1976) Bulking - A survey of activated sludge plants. Tech. Rept TR35, Water Res. Center, Stevenage, England.

Underwood, E.J. (1962) Trace elements in animal nutrition. London: Academic Press.

Vaccarino, C., Lo Curto, R., Tripodo, M.M., Patanè, R., Laganà, G. and Schachter, S. (1989) SCP from orange peel by fermentation with fungi - submerged and "surface" fermentations. Biological Wastes 29, pp. 279-287.

Wainwright, M. (1992) An introduction to fungal biotechnology. John Wiley & Sons Ltd., England, ISBN 0 471 934585.

Wanner, J. (1993) Kinetic and metabolic selection in controlling the filamentous organisms in activated sludge systems. Proceedings of the International Workshop: Prevention and control of bulking sludge, Perugia 22-23 June 1992, Edited by Jenkins, D., Ramadori, R. and Cingolani, L., Perugia, pp.17-42.

Wheatley, A.D., Mitra, R.I. and Hawkes, H.A. (1982) Protein recovery from dairy industry wastes with aerobic biofiltration. J. Chem. Tech. Biotechnol. 32, pp.203-212.

Wien, A. (1994) Personlig kommunikasjon.

Wnorowski, A.U. (1991) Selection of bacterial and fungal strains for bioaccumulation of heavy metals from aqueous solutions. Wat. Sci. Tech. Vol. 23, Kyoto, pp. 309-318.

Ødegaard, H. (1992) Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir forlag, ISBN 82-519-1109-5.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3546-96

ISBN 82-577-3093-9