

Erfaringer med oppstrøms biofilter prosess for nitrogenfjerning ved VEAS - status for utviklingen av VEAS konseptet

Av Paul Sagberg,
Kirsti Grundnes Berg,
Kristin Greiff Johnsen,
Pia Ryrfors og AsgeirWien.

Alle forfatterne var ansatt ved Vestfjorden Avløpsselskap - VEAS
Asgeir Wien er nå ansatt i Aquateam

1. INTRODUKSJON

Vannkvaliteten i Indre Oslofjord var ikke tilfredsstillende på slutten av 80-tallet, på tross av innsatsen på renseanleggene. Direktefelling av fosfor, en strategi som ble valgt på 70-tallet, var ikke tilstrekkelig for å sikre et høyt oksygennivå i dyplagene, selv om fosforrensegraden kom så høyt som 97%.

Det er i hovedsak 3 grunner til oksygenforbruk i dyplagene: Nedbrytning av biomasse fra fosfor eller nitrogenbegrenset algevekst, nedbrytning av utsluppet organisk stoff og oksydasjon av ammonium. I 1986 var den relative betydningen av disse faktorene omtrent 25%/ 25%/ 50%.[1] VEAS hadde lite tilgjengelig areal for utvidelser i den åsen hvor anlegget var lokalisert og startet derfor søken etter utvidede prosesser som kunne innpasse innenfor eksisterende sedimenteringstanker.

Det første målet var å inkludere full fjerning av nedbrytbart organisk mate-

riale. Et slik mål viste seg relativt lett å nå, men NIVAs analyser av fjorden viste at også nitrifikasjon ville være nødvendig. Det var en større utfordring å innpasse begge disse prosessene innenfor eksisterende sedimenteringstanker, evt. med øket dybde. Nordsjø-avtalen som kom i samme periode krevde ikke nitrifikasjon, den krevde nitrogenfjerning.

Gjennom 1989 og 1990 prøvde VEAS å sette sammen biter fra forskjellige andre kjente prosesser for å komponere et konsept som ville gi både fosfor- og nitrogenrensing innenfor sedimenteringshallenes eksisterende areal. I tillegg skulle prosessen gi en betydelig reduksjon i slammengdene. En arbeidshypotese ble presentert i 1990 og fikk av prof. H. Ødegaard navnet "VEAS-konseptet".

VEAS ba forurensningsmyndighetene om økonomisk bistand til teknisk testing av konseptet før en evt. beslutning om fullskala-bygging. Noen måneder senere fikk VEAS, som det første

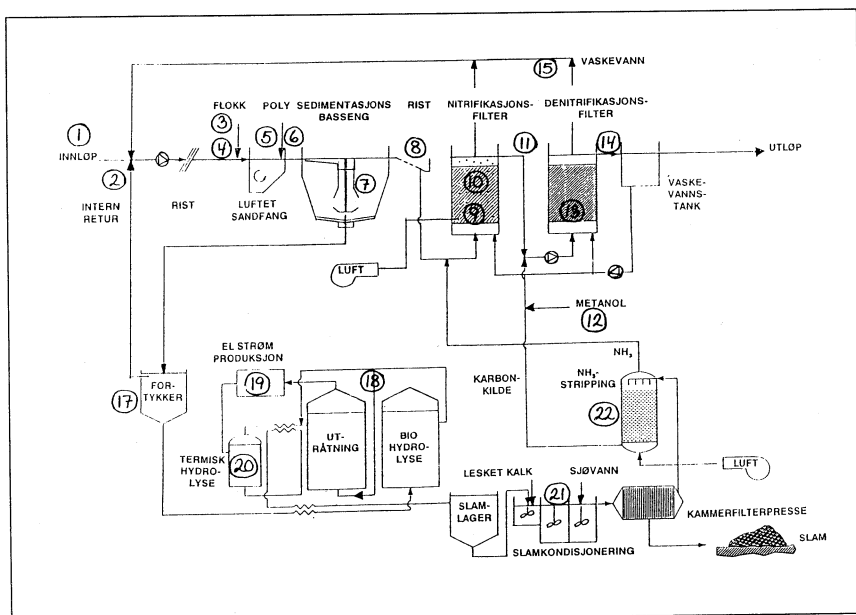
anlegget i Norge, krav om 70% nitrogenfjerning innen utgangen av 1995. Akseptering av kravet fra alle eierkommunene tok nesten 2 år, uten at tidsfristen ble forskjøvet.

Først et halvt år etter at rensekravet ble gitt, mottok VEAS tilbud om statlig støtte til forskning og utvikling slik at arbeidet kunne starte. Med tiden som begrensende faktor, har planlegging, bygging og FoU gått parallelt. Denne artikkelen oppsummerer status for prosjektet et år før 70% nitrogenfjerning skal være nådd.

2. VEAS-KONSEPTET FOR NITROGENFJERNING

Figur 1 viser VEAS-konseptet som det er i dag, noe justert etter at det ble valgt

et oppstrøms biofilter av BIOFOR-typen fra det franske firmaet Degremont til nitrifikasjon og denitrifikasjon. Vannets totale gjennomsnittlige oppholdstid i hele prosessen er mindre enn 4 timer. Anlegget består av 8 renselinjer i fjellhaller, hvor hver av de opprinnelige flokkulerings- og sedimenteringstankene var 91m x 15.7m med dybde 3.5m. Disse er erstattet med: Nye sedimenteringstanker (15.7m x 17.7m med dybde 11 m), 4 nitrifikasjonsfiltre (hvert med 87m² overflate og 4m mediedybde), 4 denitrifikasjonsfiltre (hvert med 65m² overflate og 3m mediedybde) og en vaskevannstank. Som det vises til senere har det vist seg mulig å redusere antall haller som ombygges til nitrogenrens. : g fra 8 til 6.



Figur 1. VEAS-konseptet pr. desember 1994. Tallene refererer seg til avsnittene i kapittel 3.

Parameter	Vann- mengde	Temperatur	Total nitrogen	Total fosfor	Alkalitet	Total organisk karbon
Årlig gjennomsnitt	3.8 m ³ /s	10.5°C	18mg/l	3.1 mg/l	2.3 mekv./l	50mg/l

Tabell 1. Årlige gjennomsnittsverdier for noen parametre i innløpssvannet til VEAS.

3. STATUS FOR UTVIKLINGEN

Denne artikkelen må sees i sammenheng med de 3 artiklene skrevet av Pia Ryrfors, Asgeir Wien og Kristin Greiff Johnsen som presenteres samtidig. Dette må betraktes som en oversiktsartikkel som gir referanser til mer omfattende rapporter.

3.1 Innløpssvannet

Innløpssvannets sammensetning er svært avgjørende for hvordan en prosess vil fungere. Årlige gjennomsnittsverdier for endel parametre er vist i tabell 1.

Variasjonen i verdiene over dagen og over året kan være svært store. Temperaturen over året varierer fra 3°C til 16°C, med normale daglige variasjoner på 1.5°C. Behandlet vannmengde kan variere fra 2 m³/s til 7.5 m³/s, mens tilrenningen til tunnelen, over en 12 årsperiode, tre ganger har vært over 35 m³/s. Tunnelsystemet kan lagre opp til 200.000 m³. Reservoirreguleringer ved hjelp av pumpe- eller lukereguleringer kan benyttes på fire steder i systemet for å utjevne vannstrømmer eller massestrømmer. Dette er foreløpig ikke tatt i bruk for å optimere nitrogenrensingen.

3.2 Interne returstrømmer

Interne returstrømmer fra slamfortykkere og filterpresser har tidligere blitt utjevnet i en ledig 1500 m³ tank før pumping til en fordelingstank foran ristene. Disse strømmene blir snart ledet fra utjevningstanken ned på innløpstunnelen foran pumpestasjonen. Underveis møter det vannet fra vaskingen av nitrifikasjons- og denitrifikasjonsfiltrene. Alle disse returstrømmene kan forårsake raske og ødeleggende svingninger i sammensetningen av avløpssvannet. Intern utjevning og regulering av disse strømmene samt god innblanding i hele strømmen av avløpssvann er viktige tiltak dersom en vil minimere et anleggs størrelse.

3.3 Fellingsmidler

Utviklingen av nye fellingsmidler som skulle gi god fjerning av organisk stoff, partikulært materiale og fosfor, liten fjerning av alkalitet og gode sedimenterings- og fortykkings-egenskaper har vært et av de viktigste målene i vårt utviklingsarbeide. Pia Ryrfors presenterer resultatene fra dette arbeidet i sin artikkel. Prepolymerisert

aluminium med noen tilsetninger er valgt for fullskala drift.

3.4 Doseringsstrategi og innblanding

Med det tidligere rensekrevet på 97% fosforfjerning hadde VEAS utviklet et system for innblanding basert på formixing av jernklorid og sjøvann inline. Dette ble utført ca. 1 sekund før innblandingen i avløpsvannet ved innløpet til det luftede sandfanget. Dette ga partikler med høy sedimenteringshastighet og redusert behov for fellingsmiddel. Forholdstallet for doseringen ble variert av datamaskinen hver time ut fra historiske data. Målet for doseringen var å holde utløpskonsentrasjonen av total-fosfor under 0.09 mg/l. Etter overgangen til pre-polymerisert aluminium (PAX) har tilsetningen av sjøvann gitt noen negative effekter. Et system for blanding av luft og fellingsmiddel før dosering foran innløpet til sandfanget er under utvikling og testes i fullskala drift. Optimalisering av luftflokkuleringen i sandfanget er ikke påbegynt.

Den eneste parameter vi har funnet brukbar for en eventuell automatisering av fellingsmiddeldoseringen er utløpsturbiditeten. Vi tror første trinn i vår videre utvikling vil være å overstyre den empiriske styringen med utgangsturbiditeten.

3.5 Sjøvannstilsetning

Det interne prosessvannet, for bl.a. rengjøring og kjemikalieberedning produseres nå fra nitrifisert vann. Vi ønsker å redusere kloridinnholdet i dette vannet for å redusere korrosjon på utstyr som

blir spylt. I tillegg forårsaker tilsetningen av sjøvann raske variasjoner i avløpsvannets tetthet, noe som gir konveksjonsstrømmer i sedimenteringsbassengene. Blandingen av sjøvann og PAX forårsaker også utfellinger som tetter doseringsutstyret.

Sjøvann er imidlertid en væske med høyere tetthet enn avløpsvannet og kan derfor brukes til å regulere tettheten på avløpsvannet i sandfanget for å redusere uønskede strømninger i sedimenteringsbassenget. Dette gjøres nå i fullskala i et av sandfangene.

3.6 Polymertilsetning

For å oppnå høye sedimenteringshastigheter for slammet og god partikkelfjerning, er det nødvendig å sette til polymer ved utløpet av sandfanget. Et stort antall polymerer er prøvet. Best resultat er oppnådd med polymerer med 30-40% anionisitet og med så høy molekylvekt som mulig. Foreløpig er det valgt å dosere løsningen fra et perforert rør på tvers over utløpsstrømmen fra sandfanget. Det er ikke nedlagt stor innsats ennå for å optimalisere bruken av polymer sammen med PAX i fullskala.

3.7 Design av sedimenteringstank og resultater

Korte, 11 meter dype, tanker har vært i drift i 2 år. Både felling med PAX og med jern er prøvet i disse tankene. Som Pia Ryrfors viser i sin artikkel, er det oppnådd god sedimentering opp til 8 m³/m²h, men målet er 12 m³/m²h. Mye arbeid gjenstår fortsatt før god rensing kan oppnås ved alle belastninger.

Fullskala utprøving av flere forskjellige innløpsutforminger vil foregå i de neste månedene. I tillegg vil effekten av seksjonering, avrunding av hjørner og mønsteret for avtrekket ved overflaten bli studert.

Turbiditeten i utløpsvannet fra sedimenteringstankene er vanligvis under 5 NTU ved hydraulisk belastning under $7.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, men den kan øke raskt ved høyere belastning. Med bruk av PAX er konsentrasjonen av totalfosfor 0.3- 0.4 mg P/l, dette ser ut til å være tilstrekkelig for de etterfølgende biologiske prosessene.

3.8 Innløpssiler foran nitrifikasjonstrinnene

For å hindre at fordelingssystemet under bunnen av nitrifikasjonsfiltrene gjentettes, må vannet passere silplater med 2 mm hull. Disse platene har en tendens til å gjentettes. En av grunnene er at anlegget ikke har noe system for fjerning av fett og annet flytende materiale. Fettfjerningsdelen i sandfanget ble fjernet for flere år siden fordi fettfjerning var mere hensiktsmessig midt i de stilleflytende sedimenteringsbassengene. Gjeninnføring av fettfjerning i sandfang ser ut til å være ønskelig. Gjentetting av silene forårsakes også av høyt innhold av suspendert stoff ved høye hydrauliske belastninger. Dette er i dag vårt største driftsproblem.

3.9 Luftesystemet i nitrifikasjonstankene

Luftingen i bunnen av nitrifikasjonstankene utføres med Degremonts

“oxazur” system. Dette systemet består av 25 -50 grovluftere pr. m^2 . Det meste av tiden er nitrifikasjonen oksygenbegrenset. Når luften anrikes med rent oksygen oppnår en øyeblikkelig høyere nitrifisering, nesten proporsjonal med oksygenmengden.[3] Vi tror det fortsatt er endel å hente ved utvikling av bedre luftesystemer. Ennå er det utført lite arbeid med optimering av driften av luftesystemene hos oss.

3.10 Optimering av filtermedium for nitrifikasjon

Vi hadde fått en følelse av at de benyttede filtermaterialer var valgt ut fra hva som var kommersielt tilgjengelig til en rimelig pris og ikke hva som var optimalt. Degremont og VEAS ble enige om å bruke 2 mill. kr til å teste alternative materialer. I tillegg inngikk VEAS, med støtte fra Industrifondet, en utviklingsavtale med a/s Norsk Leca. I alt 13 forskjellige materialer ble sammenliknet i et fullautomatisert anlegg med 6 parallelle BIOFOR forsøksanlegg. Vår opprinnelige ide var at materialet burde være så rundt som mulig og med så liten spredning som mulig i partikkelstørrelsen. A/S Norsk Leca klarte å produsere de ønskede materialene, men nitrifikasjonsforsøkene viste at vi måtte bevege oss mot andre egenskaper for å få de beste resultatene.

I vårt oppstrøms, tofase luft/vann system, ga knuste porøse materialer de beste resultatene. Et bestemt knust materiale ble brukt som referanse ved alle forsøksseriene for å kunne normalisere resultatene. Resultatene vises i tabell 2.

Bærmateriale, type	Fullskala	Referanse	3	4	5	6	7
Relativ nitrifikasjonshastighet i %	100	149	72	97	108	112	112
Bærmateriale, type	8	9	10	11	12	13	
Relativ nitrifikasjonshastighet i %	113	113	119	130	148	158	

Tabell 2. Den relative nitrifikasjonshastigheten for 13 forskjellige filtermedier testet i BIOFOR forsøksenheter på VEAS.

[4,5,6] Materialet kalt “fullskala” er det materialet som allerede er installert i de første fullskala-filtrene som er tatt i bruk på VEAS. Resultatene er angitt i forhold til ydelsen med dette materialet. Materiale nr. 13 er valgt for resten av VEAS- utbyggingen. Den økte effekten har ført til at den planlagte ombyggingen av 8 haller kan reduseres til 6 haller, med betydelig kostnadsreduksjon.

Oppstart av nitrifikasjonsprosessen ved 10 °C tok bare 4-6 uker når filterne ble podet med vaskevann fra et filter som allerede var i full drift. Selv ved 5-7°C var oppstart av nitrifikasjon i forsøksanlegg effektiv.

3.11 Vannkvaliteten etter nitrifikasjon

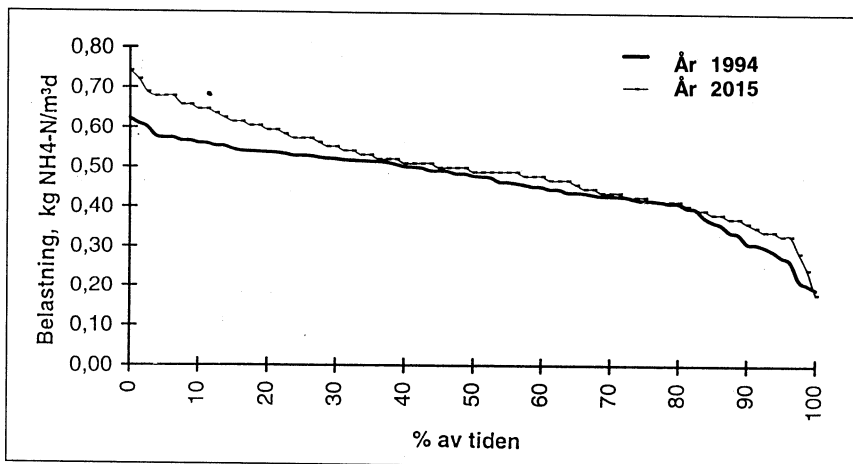
I perioder med kontinuerlig drift av nitrifikasjonsfiltrene har typiske utløpsverdier vært: Tot-P ca. 0.1 mg P/l, alkalitet 0.2-0.3 mekv/l, turbiditet 2-3 NTU, suspendert stoff ca. 5 mg/l og oksygen ca. 6 mg/l. [6,7,8]

Fosforinnholdet er svært lavt og var antatt å være for lavt for en fullstendig denitrifikasjon. Dette var heldigvis ikke tilfellet. Alkalitet er til tider begren-

sende for nitrifikasjonen. Lav alkalitet er delvis forårsaket av at drikkevannet i regionen nesten ikke har bufferkapasitet (alkalitet så lavt som 0.1 mekv/l). Alkalitetsjustering kan vise seg nødvendig til tider dersom en skal nå kravet til 70 % nitrogenfjerning på årsbasis. pH ut av nitrifikasjonsfilteret kan gå så langt ned som til 5.0. [7] I elektronmikroskopet er det oppdaget nitrospira, det kan være denne arten som er aktiv ved lav pH. [9]

Hittil har den organiske belastningen på filtrene vært ugunstig høy på grunn av problemer med sedimenteringsbassengene. På tross av dette har nitrifikasjonshastigheten med filtermateriale nr. 13 vært over 0.5 kg $\text{NH}_4\text{-N/m}^3\text{d}$. [4] Med bedre kontroll over sedimenteringsbassengene vil verdien være over 0.6 kg $\text{NH}_4\text{-N/m}^3\text{d}$. Figur 2 viser frekvensfordelingen for daglig belastning på anlegget med 6 haller ombygget basert på 1994-tall og antatte belastninger i år 2015.

Det var antatt at lav temperatur i avløpsvannet ville gi dårlig nitrifisering. Systemet har vært testet ned til 5°C uten reduksjon i nitrifikasjonsgraden. Be-



Figur 2. Frekvensfordelingen av daglig ammoniumsbelastning på nitrifikasjonsfiltre på VEAS med 6 haller utbygget beregnet fra 1994 verdier og antatte belastninger i år 2015.

lastningen på filtrene har imidlertid i lavtemperatur periodene vært lav på grunn av at lav temperatur og intens snøsmelting sammenfaller.

3.12 Erfaringen med metanol som karbonkilde

Både metanol og andre eksterne karbonkilder er testet i denitrifikasjonsfiltre i forsøksskala i en lang periode. Med metanol har denitrifikasjonshastigheten vært større enn 5 kg NO₃-N/m³d. [10] Det er bare nødvendig med en denitrifikasjon på ca. 1 kg NO₃-N/m³d. Med avløpsvannkvaliteten på VEAS er det den hydrauliske belastningen som er dimensjonerende. Oppstarten av denitrifikasjonen tok 4 dager når et friskt filter ble pødet med bakterier fra et vel etablert forsøksfilter. Lav temperatur synes ikke å gi noen problemer for denitrifikasjonsprosessen.

3.13 Filtermateriale for denitrifikasjon

Det var planlagt at også filtermateriale for denitrifikasjon skulle optimaliseres etter at arbeidet med nitrifikasjonstrinnet var sluttført. Dette er droppet fordi svært mange materialer vil gi tilstrekkelig gode resultater. Det er besluttet å bruke en fraksjon på 3-5 mm runde kuler fra produksjonen av nitrifikasjonsmateriale i fullskala denitrifikasjon. Med dette materialet forsøkes det å bygge filtrene uten pukk i bunnen. Dette forenkler fyllingen av filtrene, reduserer kostnadene og gjør det lettere å vaske filtrene. Pukk og noe finere filtermateriale kunne gi noe bedre partikkelseparasjon, men med den lave turbiditet som allerede oppnås, prioriteres ikke videre arbeid med dette. [10,11]

3.14 Vannkvalitet etter denitrifikasjon - utløpskvaliteten fra anlegget.

Utløpsvannet ser ut som drikkevann med turbiditet under 2 NTU. Total fosforkonsentrasjon er godt under 0.1 mgP/l. $\text{NO}_3\text{-N}$ er under 1 mg N/l ved en dose på 2.6 kg metanol/ kg $\text{NO}_3\text{-N}$ ekv. Utløps TOC er vanligvis mellom 10 og 15 mg C/l. [10,11]

3.15 Returstrømmen av vaskevann

Optimalisering av filtervasking har ennå ikke startet. Dette blir en viktig aktivitet i første halvår av 1995. Hittil vaskes nitrifikasjonsfiltrene hver 24. time og denitrifikasjonsfiltrene hver 36. time. Det er sjelden vanskelig å vaske filterne. Vaskevannshastigheten varierer normalt mellom 20 og 30 m/h mens lufthastigheten er ca. 70 m/h. Vi antar at en noe høyere vaskevannshastighet til tider kan være ønskelig. Flere vaskestrategier vil bli utprøvet bl.a. en kort slamløftesekvens under normal drift for å forlenge intervallene mellom full vask. I dag utgjør samlet vaskevannsmengde for nitrifikasjon og denitrifikasjon ca. 10% av den hydrauliske belastningen på anlegget. Det antas at dette kan reduseres en god del.

Det er ikke observert negative effekter på den kjemiske fellingsprosessen forårsaket av vaskevannet.

3.16 Instrumenteringen i vann- behandlingen

Erfaringen med in-line instrumenter i vannbehandlingstrinnet er middels god. Dr. Langes dykkede selvkalibrerende sensor er stabil ved ukentlig rengjøring.

Contronics ammoniumsmåler er relativt stabil når den rengjøres hver uke, kjemikalier skiftes hver uke og membran hver måned. Dykkede oksygensensorer fra WTW vaskes to ganger i uken og kalibreres mot luft hver andre uke. Rutiner for turbiditetsmåling og ledningsevne måling er under utarbeidelse.

3.17 Slamfortykkkerne

Slam fra sedimenteringstankene pumpes inn i to slamfortykkere, hver med et volum på 1500 m³. Gjennomsnittlig oppholdstid er ca. 3 dager og temperaturen varierer mellom 8 og 18°C. Dekantvannet fra fortykkerne påvirker den kjemiske fellingen og utjevnes derfor i en ledig fortykker før det tilføres avløpsvannet. Det må undersøkes om fermentering starter i disse fortykkerne, særlig om sommeren. Det vurderes å bruke fortykkerne bare som slamlager for utjevning av belastningen på råtnetankene, muligens med en fortykkersentrifuge på det ferske slammet fra sedimenteringstankene. På denne måten vil en kanskje kunne redusere den organiske belastningen på nitrifikasjonsfiltrene og bedre nitrifikasjonen. Her gjenstår en god del analytisk arbeid.

3.18 Biologisk hydrolyse - anaerob utråtning

Biologisk hydrolyse i liten forsøksskala har blitt drevet i lang tid. Resultatene er ikke stabile, selv oppholdstider under 1 døgn har gitt metanproduksjon. [12,13] Forsøksdrift i liten skala med slam fra prosessen er krevende. Det er brukt

mye tid på å unngå at slam fester seg på utstyret med forlenget slamalder som resultat. I stedet for å slite med forsøks-skala er det startet med biologisk hydrolyse ved 37°C i fullskala i en av de 4 råtnetankene. Selv med en oppholdstid på bare 8 døgn kom mer enn 80% av metangassen fra denne første anaerobe tanken. Oppholdstiden er redusert til ca. 2 dager, men fortsatt er det endel metanproduksjon. Det er to grunner til at den biologiske hydrolysen er startet. Den første er at vi håper å øke gass-utbyttet og få en mer stabil prosess. Den andre er at vi håper å få en mer stabil kvalitet på hydrolysatet til undersøkelser av denitrifikasjonspotensialet.

Avvanning av biologisk hydrolysat gir store problemer, selv etter kondisjonering med kalk. Filtrert hydrolysat er prøvet som karbonkilde i mindre forsøksenheter, men resultatene er noe sprikende.[14]

Oppstarten av anaerob utråtning med inertisering av systemet med nitrogen-gass og poding med slam fra et annet anlegg, fungerte bra. På denne måten unngikk en tynt slam til avvannings-utstyret som følge av slamfortynning i vannfylte tanker. Full metanproduksjon ble oppnådd etter 2 måneder. [15]

3.19 Strømproduksjon

En gass-diesel motor driver en generator som produserer opp til 2000 kW. Ca. 35% av energien i metangassen overføres til elektrisk kraft. Det meste av varmen fra eksos og kjølevann brukes i anlegget. Oppstarten av gassmotor-anlegget har dessverre vært lite tilfreds-

stillende og forbrukt mye ressurser som var planlagt brukt til andre aktiviteter.

3.20 Termisk hydrolyse

Forsøksenheten for termisk hydrolyse har heller ikke fungert som den skulle. Ett år etter programmet er imidlertid utstyret i drift. Denitrifikasjonspotensialet for termisk behandlet biologisk hydrolysat og termisk behandlet blanding av biologisk hydrolysat og utråtnet slam undersøkes ved 160 og 190°C behandlingstemperatur.[14] Konklusjoner om effektivitet kan ennå ikke trekkes. Avvanningsegenskapene bedres betydelig ved den termiske hydrolysen. Rommet for denne prosessen er bygget, men det er ennå ikke fattet beslutning om fullskala utbygging av dette prosess-trinnet.

3.21 Kalk/ sjøvannskondisjonering av slam før filterpressing

Det viste seg å være vanskelig å avvanne kalkkondisjonert utråtnet slam i filterpressene. Svært høy kalktilsetning (50-70%) var nødvendig og dette ga høye kostnader og et utålelig arbeidsmiljø på grunn av høye amoniakk konsentrasjoner i lufta.

Løsningen som ble funnet, var dosering av ca. 20% sjøvann minimum 30 min etter innblanding av kalk. Tørrstoffet i slammet etter pressing ble overraskende høyt, 43-45%. Totalresultatet var bedre arbeidsmiljø, lavere transport-kostnader og mindre forbruk av kalk. Årsaken til sjøvannets positive innvirkning var magnesiuminnholdet. [16] Bruk av magnesiumsalter på steder hvor sjøvann ikke er tilgjengelig kan være

interessant og gir en annen fordel, en unngår å fortynne slammet i vesentlig grad før avvanningen.

Den totale slammengden som kjøres ut fra anlegget er betydelig redusert de siste årene, fra 78.000 tonn i 1991 til ca. 32.000 tonn i 1994. De viktigste årsakene til dette er:

1. Delvis overlegging av fellingsmiddel fra jern til PAX.
2. Innføring av slamutråtning.
3. Kondisjonering av slam med kalk/sjøvann.

Fullstendig overgang fra jern til PAX vil ytterligere redusere mengdene, mens innføring av biologisk nitrogenfjerning vil virke motsatt vei. En av de 4 filterpressene vil bli ombygd til membranpressing. Forsøk har vist at tørrstoffet i slamkakene på denne måten kan økes til over 50% tørrstoff. Dersom termisk kondisjonering av slammet gjennomføres vil ytterligere mengdereduksjon oppnås.

3.22 Ammoniakk stripping fra filtrat

Dersom en intern karbonkilde produsert fra slam skulle bli tatt i bruk for denitrifikasjon, vil den inneholde ganske høy konsentrasjon av ammonium. Etter kalkkondisjonering er filtratet velegnet for luftstripping for å avdrive ammoniakken fra filtratet. Ammoniakk kan da enten sendes tilbake til nitrifikasjonsfiltrene eller behandles separat. Returstrømmer av ammonium kan relativt lett styres til perioder på døgnet hvor prosessen ikke er toppbelastet. Det er ikke utført noen egen analyse av strippingprosessen på VEAS.

4. SAMMENFATNING

Oppgaven med å utvikle VEAS-konseptet og implementere det i full skala har vært utfordrende. Å prøve å gjennomføre fullskala forsøk mens anlegget ombygges, tærer på humør og krefter. Heldigvis er mange delmål nådd og vi har fortsatt et år igjen til prosessen skal være i full drift. Vi tror vi vil klare 70% nitrogenfjerning og mer enn 95% fosforfjerning innen utløpet av 1995, med metanol som karbonkilde. Hvis det besluttes å produsere en intern karbonkilde vil dette komme tidligst et år etter de opprinnelige planer. Fortsatt vil det trenge mange års arbeid til optimalisering av prosessen, men hva er livet uten utfordringer?

5. REFERANSER

- [1] BAALSRUD, K., LYSTAD, J. og VRÅLE, L., "Vurdering av Oslofjorden", NIVA-RAPPORT 0-86166, nov., 1986.
- [3] YDSTEBØ, L., "Tilsetning av oksygenanriket luft i nitrifikasjonsprosessen", FoU-RAPPORT 2-10 VEAS utbygging 1991 - 1996, nov., 1992.
- [4] WIEN, A., "Utprøving av ulike filtermedier for nitrifikasjon i BIOFOR. Del I runde medier", FoU-RAPPORT 2-20 VEAS utbygging 1991 -1996! des., 1994.
- [5] WIEN, A., "Utprøving av ulike filtermedier for nitrifikasjon i BIOFOR. Del II medier med ulik knusegrad", FoU-RAPPORT 2-21 VEAS utbygging 1991 -1996. des., 1994.
- [6] WIEN, A., "Utprøving av ulike filtermedier for nitrifikasjon i BIOFOR. Del

Ill100% knuste medier”, FoU-RAPPORT 2-22 VEAS utbygging 1991-1996. jan., 1995.

[7] WIEN, A., “Ulike strategier for alkalisering ved nitrifikasjon i pilot-skala.”, FoU-RAPPORT 2-19 VEAS utbygging 1991 -1996. nov., 1993.

[8] TANDBERG, I., “Simultan eller separat karbonfjerning og nitrifikasjon.”, FoURAPPORT 2-05 VEAS utbygging 1991 -1996. mars, 1992.

[9] SOLHEIM, G. og JENSEN, E.K., “Lystgassproduksjon ved biologisk nitrogenfjerning på VEAS og undersøkelse av biofilm.”, FoU-RAPPORT 3-06 VEAS utbygging 1991 -1996, nov., 1994.

[10] TANDBERG, I., “Innledende denitrifikasjonsforsøk.”, FoU-RAPPORT 3-01 VEAS utbygging 1991 -1996, des., 1992.

[11] YDSTEBØ, L., “Data rapport fra denitrifikasjonsforsøk på VEAS januar - juni 1992.”, FoU-RAPPORT 3-02 VEAS utbygging 1991 -1996. sept., 1992.

[12] TANDBERG, I., “Produksjon av fettsyrer ved biologisk hydrolyse av slam fra kjemisk og biologisk rensed avløpsvann.”, FoU-RAPPORT 4-02 VEAS utbygging 1991 -1996. feb., 1994.

[13] JOHNSEN, K.G., “Karakterisering av biologisk hydrolysat.”, FoU-RAPPORT 2-21 VEAS utbygging 1991-1996. in prep..

[14] JOHNSEN, K.G., “Denitrifikasjon med biologisk og biologisk/termisk hydrolysat som karbonkilde”, FoU-RAPPORT 3-07 VEAS utbygging 1991-1996. in prep..

[15] JOHNSEN, K.G., “Oppstart av anlegg for anaerob stabilisering av slam ved VEAS.”, FoU-RAPPORT 4-07 VEAS utbygging 1991 -1996, okt., 1993.

[16] RYRFORS, P., “Awanning av utrånnet slam med tilsetning av kalk og sjøvann”, FoU-RAPPORT 4-06 VEAS utbygging 1991-1996. nov., 1993.