



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for realfag og teknologi

Hovedveileder: Odd-Ivar Lekang

Finpartikler i RAS-system

Stian Gitmark

Master of Science in Aquaculture

Fakultet for Biovitenskap

Forord

Denne oppgaven markerer slutten på en min studietid ved NMBU. Å skrive en masteroppgave har både vært spennende og utfordrende. Spennende fordi det har gitt meg muligheten til å tilegne meg kunnskap innenfor et felt jeg har stor interesse for. Utfordrende fordi det krever tålmodighet, innsats og motivasjon. Det har vært en lærerik, givende, frustrerende og inspirerende prosess. Alle de menneskene som jeg har hatt kontakt med gjennom denne perioden har vært hjelpsomme, noe jeg veldig takknemlig for. En spesiell takk vil jeg gi min hovedveileder Odd-Ivar Lekang, for tålmodighet, konstruktiv kritikk og som en inspirasjonskilde. Jeg vil også takk min biveileder Marius Hægh, Billund og Lerøy for et godt samarbeid gjennom hele perioden.

I tillegg har jeg fått fantastisk hjelp fra alle ansatte ved Senter for fiskeforsøk (Fiskelab): Bjørn Frode Eriksen, Bjørn Reidar Hansen og Harald Støkken har alltid vært tilgjengelige, noe som har betydd mye for meg og oppgaven.

Fra fakultetet for realfag og teknologi vil jeg takke Jon Asper, Sven Andreas Högfeldt og Melesse Eshetu for opplæring, bestilling av nødvendig utstyr og hjelp.

Sammendrag

Mekanismene som fører til dannelse av finpartikler i RAS-anlegg er ikke helt forstått og heller ikke undersøkt i stor grad. Akkumulering av finpartikler er et resultat av hva som blir tilført (Fôr og avføring) og omdanning av organisk materiale i ulike deler av anlegget. Denne oppgaven beskriver tre ulike hypoteser fra to ulike prosessanlegg der formålet er å øke forståelsen av hva som foregår. Anlegget til NMBU er lite belastet, derfor ble det i tillegg hentet prøver fra et prosessanlegg Billund har levert til Lerøy Belsvik. Prosessanlegg i denne sammenhengen alle prosesser som til sammen skal bedre vannkvaliteten i et RAS-anlegg.

Prosessanlegget til Lerøy Belsvik er satt opp på følgende måte: Trommelfilter, Pumpesump, FBBR (Fixed Bed Bio Reactor), UV-filter, MBBR (Moving Bed Bio Reactor), Lufter, Pumpesump og oksygenering. Prosessanlegget til NMBU består av Trommelfilter, lufter, MBBR, FBBR, lufter, pumpeump og UV-filter.

I det første forsøket ble det hentet ut prøver fra alle ledd i prosessanlegget for å sammenligne konsentrasjoner av ulike parametere. Prøvene ble analysert for TSS (Totalt suspendert stoff), TS (Tørrstoff), Turbiditet (NTU), BOD₅ (Biochemical oxygen demand), COD_{TOT} (Chemical oxygen demand), COD_{PART}(partikulært), COD_{FILT} (Filtrert) og Total -og ortofosfat.

Trommelfilter og FBBR reduserer konsentrasjoner av partikler og organisk materiale der konsentrasjonene var lavest etter FBBR. I pumpeumpen økte konsentrasjonene og spesielt i MBBR, der de ble målt til å være størst i hele anlegget. Forsøket viste at nesten alt av fosfat foreligger som ortofosfat, og at konsentrasjonen er stabil gjennom hele prosessanlegget. I det andre forsøket ble det undersøkt hvor i MBBR det var størst konsentrasjon av partikler og organiske komponenter. Prøvene ble analysert for TSS, TS, Turbiditet, BOD₅, COD_{TOT}, COD_{PART}, og COD_{FILT}. Tilført luft løfter opp partikler og materiale mot overflaten, der konsentrasjonene viste seg å være størst for samtlige parametere. I det siste forsøket ble renseseffekten til FBBR undersøkt. Prøvene ble analysert for de samme parametere som forrige forsøk. Det viste seg at FBBR effektivt fjerner partikler og organisk materiale. FBBR har lavest effektivitet etter at filteret er flushet (rengjort). Ved begrodd tilstand, rett før flushing, har FBBR større evne til å akkumulere partikler og organisk materiale fra vannmassene.

Abstract

The mechanisms that lead to fine particulate matter in RAS systems are not fully understood nor investigated to a great extent. Accumulation of fine particles is a result of what is being added (feed and faces) and conversion of organic matter into different parts of the plant. This assignment describes in three different hypotheses from two different process plants where the purpose is to increase understanding of the system. The facility at NMBU is lowly loaded, therefore, samples were obtained from a processing plant Billund has delivered in Belsvika. Process facilities in this assignment are all processes in the treatment plant which together improve the water quality of the RAS-system.

The process facility for Lerøy Belsvik is set up as followed: Drum filter, pump sump, FBBR (Fixed bed bio reactor), UV-filter, MBBR (Moving bed bio reactor), aerator, pump sump and finally oxidation. The NMBU process plant consist of drum filter, aeration, MBBR, FBBR, aeration, pump sump and UV-filter.

In the first attempt, samples from all parts of the processing plant were collected to compare concentrations of different parameters. Samples were analyzed for TSS (Total Suspended Solids), TS (Dry Matter), Turbidity (NTU), BOD₅ (Biochemical oxygen demand), COD_{TOT} (Chemical oxygen demand), COD_{PART} (particulate), COD_{FILT} (Filtrated) and Total- and orthophosphate. Drum filters and FBBR reduce concentrations of particles and organic matter where the concentrations were lowest after FBBR. In the pump sump, the concentrations increased, and especially in MBBR, where they were measured to be greatest throughout the whole plant. The experiment also showed that almost all of phosphate is present as orthophosphate and that the concentration is stable throughout the process plant. In the second experiment, the MBBR was investigated to see where it had the greatest concentration or particles and organic components. Samples were analyzed for TSS, TS, turbidity, BOD₅, COD_{TOT}, COD_{PART} and COD_{FILT}. Air supplied lifts particles and material against the surface, where the concentrations were found to be greatest in all parameters. In the last test, the cleaning effect of FBBR was examined. The samples were analyzed for the same parameters as the previous attempt. It turned out that FBBR effectively removes particles and organic matter. FBBR has the lowest efficiency after the filter is flushed. Prior to flushing, FBBR has greater ability to accumulate particles and organic matter from the water.

Nøkkelbegreper:

RAS: Resiculating Aquaculture System

TSS: Total Suspended Solids – Definert som konsentrasjonen av partikler stoppet av et spesielt glassfiberfilter på 0,45µm

TS: Total Solids – Representerer total konsentrasjon av tørrstoff i vannet.

DM: Dry Matter – Definert som total mengde partikler i vann.

FBBR: Fixed Bed Bio Reactor

MBBR: Moving Bed Bio Reactor

SBR: Submerged Fixed Bed Reactor

Gråvann: Bad, oppvask og vaskevann.

Svartvann: Alt som kommer fra toalett, kloakk

BOD: Biochemical oxygen demand

COD: Chemical oxygen demand

Turnkey: Nøkkelferdige løsninger for smoltanlegg.

Flushing: Rengjøring av FBBR.

CO₂: Karbondioksid

O₂: Oksygen

O₃: Ozon

TAN: Total Ammonia Nitrogen

NH₃: Ammoniakk

NH₄⁺: Ammonium

NO₂⁻: Nitritt

NO₃⁻: Nitrat

Innholdsfortegnelse

1. INNLEDNING	10
2 TEORI	11
2.1 RAS	13
2.2 KOMPONENTER I RAS	15
2.3 FINPARTIKLER I RAS	16
2.3.1 Mekanisk filter	17
2.4 METODER FOR FJERNING AV FINPARTIKLER	17
2.4.1 Dybdefilter (granulat)	17
2.4.2 Gravitasjonsfilter	19
2.4.3 Hydrosyklon	20
2.4.4 Proteinskimming, flokkulering og flotasjon	21
2.4.5 Membranfiltrering	25
2.4.6 Ozon	29
2.4.7 Biofilter	29
2.4.6.1 Partikkelkonsentrasjon	30
2.5 TIDLIGERE FORSØK	31
2.5.1 MBBR /FBBR	31
2.5.1.4 Resultat	32
2.6 EFFEKTIVITET AV RENSINGEN	32
3 LEVERANDØRER	33
3.1 ARTEC AQUA AS	33
3.1.1 Prosjekterte og leverte anlegg	34
3.2 KRÜGER KALDNES AS	35
3.2.1 Prosjekterte og leverte anlegg	36
3.3 BILLUND AQUA AS	38
3.3.1 Prosjekterte og leverte anlegg	39
3.4 AKVA GROUP ASA	40
3.4.1 prosjekterte og leverte anlegg	41
3.5 STERNER AS	42
3.5.1 Prosjekterte og leverte anlegg	43
3.5 AQUAOPTIMA AS	43
3.5.1 Prosjekterte og leverte anlegg	44
3.6 NIRI AS	44
3.7 MULTICONSULT ASA	45
3.7.1 Prosjekterte og leverte anlegg	46
3.8 INTERNASJONALE LEVERANDØRER	46
4 FORSØK NMBU	47
4.1 RAS-ANLEGGET	47
4.2 FORSØK 1	48
4.2.1 Registreringer	48
4.2.2 Resultat	49
4.2.3 Diskusjon	50
4.3 FORSØK 2	50
4.3.1 Registreringer	51
4.3.2 Resultat	52
4.3.3 Diskusjon:	54
4.4 FORSØK 3	54
4.4.1 Registeringer	54
4.4.2 Resultat	55

4.4.3 Diskusjon.....	56
4.5 FORSØK 4.....	56
4.5.1 Registreringer	56
4.5.2 Resultat.....	57
4.5.3 Diskusjon.....	57
4.6 FORSØK 5.....	58
4.6.1 Registreringer	58
4.6.2 Resultat.....	58
4.6.3 Diskusjon.....	59
5 FORSØK BILLUND.....	61
5.1 RAS-ANLEGGET.....	61
5.1 REGISTRERINGER FRA PROSESSANLEGGET	62
5.2 FORSØK 1.....	63
5.2.1 Registreringer	63
5.2.2 Resultat.....	64
5.2.3 Sammenhenger.....	67
5.2.4 Diskusjon.....	69
5.3 FORSØK 2.....	71
5.3.1 Registreringer	71
5.3.2 Resultat.....	72
5.3.3 Sammenhenger.....	74
5.3.5 Diskusjon.....	75
5.4 FORSØK 3.....	77
5.4.1 Registreringer	77
5.4.2 Resultat.....	77
5.4.3 Sammenhenger.....	80
5.4.4 Diskusjon.....	81
6. DISKUSJON OG SAMMENLIGNING AV FORSØKENE FRA NMBU OG BELSVIK.	83
HYPOTESE 1: FBFR FJERNER OG MBBR PRODUSERER PARTIKLER.	83
HYPOTESE 2: DET ER ULIKE MENGDER PARTIKLER OG ORGANISK STOFF I ULIKE DYP I MBBR.	84
HYPOTESE 3: FLUSHING PÅVIRKER EFFEKTIVITETEN TIL FBFR.....	85
6.1 DISKUSJON	87
7. KONKLUSJON.....	88

Figurer

Figur 1. Prognoser for produksjon av laks og ørret i Norge mellom 2010-2015[10].....	12
Figur 2. Forskjellen mellom gjennomstrømning og resirkuleringsanlegg [16].....	14
Figur 3. Beregnede kostnader pr.stk solgt smolt og yngel i 2016 (Fiskeridirektoratet)	14
Figur 4. Metabolske avfallsstoffer fra fisk[16].	15
Figur 5. Stoke's lov [16].....	19
Figur 6. Gravitasjonsbasseng [16].	20
Figur 7. Kappilærkrefter demonstrert [16].....	22
Figur 8. Terminologi brukt i membranfiltrering[16].	25
Figur 9. Nitifikasjonsprosessen[16].....	30
Figur 10. Design av forsøksanlegget mellom FBBR og MBBR[39].....	32
Figur 11. Effekten av rensing sier noe om hvor mange partikler som blir fjernet etter filter[16].	33
Figur 12. MultiStep MB fra Artec Aqua[41].....	34
Figur 13. Flytskjema fra resirkuleringsanlegg til Kaldnes[56].....	36
Figur 14. RAS-anlegg til Billund Aqua Norge AS. 1: trommelfilter 2: Biofilter 3: UV 4: Vakuumsfilter 5: Løftepumper 6: Oksygenering 7: Fisketanker[62].	39
Figur 15. Resirkuleringsprosessen til AKVA Group ASA. En standardmodell[65].	41
Figur 16. Sterner sitt BIOCLEAR-RAS[70].	42
Figur 17. RAS-systemet til AquaOptima AS[77].....	44
Figur 18. Konseptet til Niri[80].....	45
Figur 19. Dimensjon på RAS anlegget (1 og 2) på NMBU. Vannstrømmen kommer inn i trommelfilter og går ut ved pumpeump[89].	48
Figur 20. TSS fra hypotese 1 (NMBU).....	49
Figur 21. Filtrert prøve etter MBBR klar for tørking. Tydelige tegn på partikler og løsrevet biofilm.....	50
Figur 22. Gradientanalyse fra MBBR. Piler markerer hvor prøvene ble hentet fra. Først ble prøvene til høyre hentet ut og analysert før de til venstre ble gjennomført på tilsvarende måte[89].	51
Figur 23. Utstyr brukt til uthenting av vannprøver.	52
Figur 24. Konsentrasjon av COD i 1a bunnen av reaktoren(128cm), 2b midten av reaktoren(64cm) og 3c toppen av reaktoren(1cm), rett under overflaten.	52
Figur 25. Konsentrasjon av TSS i 1a overflaten av reaktoren, 2b midten av reaktoren(64cm) og 3c bunnen av reaktoren (128cm).....	53
Figur 26. Målinger fra den horisontale undersøkelsen i RAS 2: 1a starten av reaktoren, 2b midten av reaktoren og 3c slutten av reaktoren.	53
Figur 27. RAS 1 Vs. RAS 2. Forskjellige konsentrasjoner av TSS i ulike stadier av RAS-anlegget.	55
Figur 28. TSS før og etter flushing av FBBR.	57
Figur 29. Konsentrasjon av COD, TSS og turbiditet før og etter flushing av FBBR.	59
Figur 30. Oppe til venstre er FBBR begrodd og øverst til høyre vises resultatet etter "kokingen". Nederst til venstre er det bilde av biomedie som har gjennomgått flushing og nederst til høyre er det lett å se hvor stor visuell forskjell det er på før og etter flushing.	60
Figur 31. Flytskjema over RAS-systemet i Smolt-avdelingen[91].	61
Figur 32. TSS fra hypotese 1 (billund). Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.	64
Figur 33. TS fra hypotese 1(Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.	64

Figur 34. Turbiditet fra hypotese 1 (Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.....	65
Figur 35. COD fra hypotese 1 (Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.....	65
Figur 36. BOD5 fra hypotese 1(Billund). FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.....	66
Figur 37. Fosfat fra hypotese 1 (Billund). FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.....	66
Figur 38. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (A) COD total og filtrert, (B) COD total og partikulært, (C) COD filtrert og partikulært, (D) BOD5 og COD total, (E) BOD5 og COD partikulært –og (F) BOD5 og COD filtrert.....	67
Figur 39. Sammenheng mellom konsentrasjonen (A) COD total og TSS, (B) COD total og tørrstoff, (C) BOD5 og TSS –og (D) BOD5 og tørrstoff.....	68
Figur 40. Sammenheng mellom (A) TSS og tørrstoff og mellom (B) TSS og turbiditet fra forsøket.	70
Figur 41. Viser hvor prøvene ble hentet ut i MBBR-reaktoren. Bildet til venstre ser man at strømmen fra FBBR er lik gjennom hele MBBR. Prøvene ble hentet midt i reaktoren i de forskjellige nivåene som er markert til høyre i figuren.[91].....	71
Figur 42. Konsentrasjoner av TSS fra hypotese 2 (Billund)i ulike nivåer av MBBR.	72
Figur 43. Konsentrasjoner av tørrstoff fra hypotese 2 (Billund)i ulike nivåer av MBBR.	72
Figur 44. Turbiditet (NTU) fra hypotese 2 (Billund)i ulike nivåer av MBBR.	73
Figur 45.: Konsentrasjoner fra hypotese 2(Billund) av CODTOT, CODFILT og CODPART i ulike nivåer av MBBR.	73
Figur 46. Konsentrasjon av BOD5 fra hypotese 2(Billund)	74
Figur 47. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (a) COD total og filtrert, (b) COD total og partikulært, (c) COD filtrert og partikulært, (d) BOD5 og COD filtrert, (e) BOD5 og COD partikulært –og (f) BOD5 og COD total.....	74
Figur 48. Sammenheng mellom (A) Tørrstoff og TSS, (B) Tørrstoff og TSS, (C) COD filt og TS og (D) COD total og TSS.....	75
Figur 49. Nedsenkbar pumpe for uthenting av prøve til hypotese 2.....	76
Figur 50. Uttakssteder under forsøket. Før FBBR er like før returpumpen. Etter FBBR er ved bunnen av stigen men ca. 20 cm under vannoverflaten.	77
Figur 51. Konsentrasjon av TSS fra hypotese 3 (Billund).....	78
Figur 52. Konsentrasjon av tørrstoff fra hypotese 3 (Billund).....	78
Figur 53. Konsentrasjon av turbiditet fra hypotese 3 (Billund).....	79
Figur 54. Konsentrasjon av COD fra hypotese 3 (Billund)	79
Figur 55. Konsentrasjon av BOD fra hypotese 3 (Billund)	80
Figur 56. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (a) COD total og filtrert, (b) COD total og partikulært, (c) COD filtrert og partikulært, (d) BOD5 og COD partikulært, (e) BOD5 og COD filtrert –og (f) BOD5 og COD total.	80
Figur 57. Sammenheng mellom (A) Tørrstoff og TSS, (B) Turbiditet og TSS, (C) COD TOT og TSS og (D) BOD ₅ total og TSS.	81
Figur 58. Sammenligning av resultater fra anlegget til NMBU og Billund. MBBR og FBBR er i motsatt rekkefølge for Billund sitt anlegg, slik pilen markerer.	84
Figur 59. Sammenligning av konsentrasjonen av TSS mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.	85
Figur 60. Sammenligning av konsentrasjonen av COD mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.	85
Figur 61. Sammenligning av to ulike forsøk der effektiviteten til FBBR ble målt.	86
Figur 62. Sammenligning av COD _{TOT} mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.	87

Figur 63. Fremgangsmåte for bruk av COD utstyr	94
Figur 64. Turbiditetsmåler (NTU)	94

Tabeller:

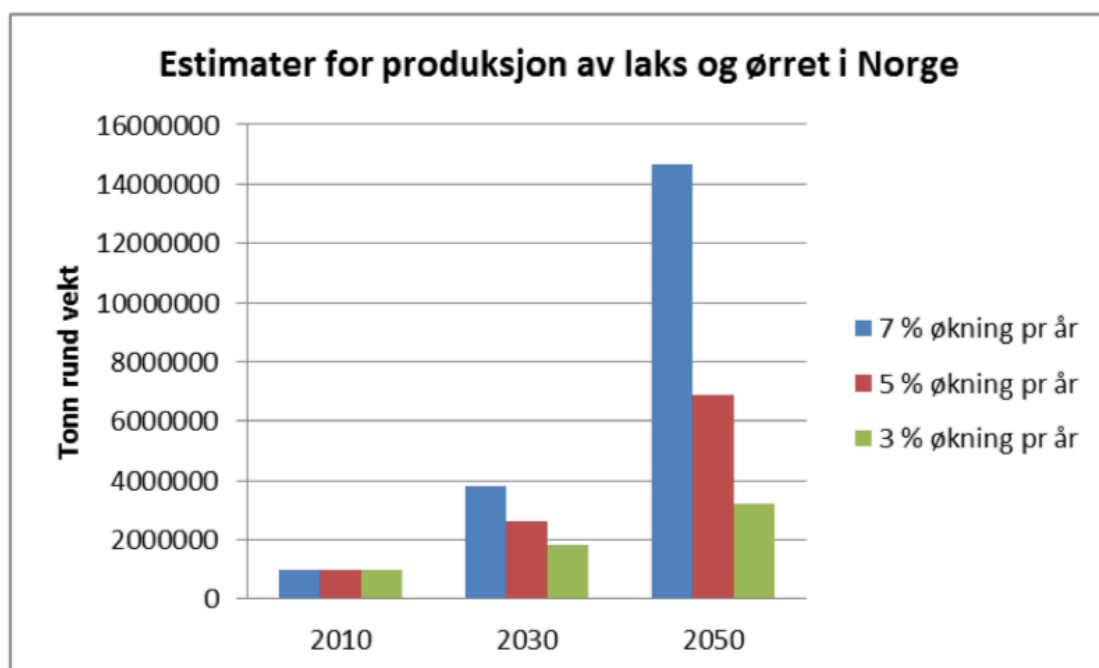
Tabell 1 Antall solgt smolt for utsett i sjø etter art og fylke. Antall i 1000 stk. (Fiskeridirektoratet) 2016.	12
Tabell 2 Antall konsesjoner pr. 26.01.2017. Sammenligning mellom 2006-2016.	13
Tabell 3. Egenskaper og bruksområde til ulike membran filtre[16].	26
Tabell 4. Resultat fra forsøket med MBBR og FBBR [39].	31
Tabell 5. Belastning av RAS 2 under forsøket	49
Tabell 6. Belastning av RAS 2 under gradientundersøkelse.....	51
Tabell 7. Belastning av RAS 1 og RAS 2 under forsøket.....	55
Tabell 8. Belastning av RAS 3 under forsøket.	57
Tabell 9. Belastning av RAS 2 under forsøket	58
Tabell 10. Belastning av RAS for Smolt 2	62
Tabell 11. Total flow i RAS 2.....	63
Tabell 12. Viser lokasjonen av de høyeste og laveste konsentrasjonene i resirkuleringsanlegget. Lokasjonene er relevante i forhold til sammenhengen mellom ulike parametere.....	67
Tabell 13. Gjennomsnittlig resultat av de ulike parameterne fra hypotese 1.....	68
Tabell 14. Gjennomsnittlig resultat av de ulike parameterne fra hypotese 2.....	75
Tabell 15. Resultater fra hypotese 3. Prøvene ble tatt før og etter flushing av FBBR i RAS 2.	81

1. Innledning

Akvakultur er et vidt begrep og omfatter dyrking av planter, alger, skjell og fisk i vann. I 2016 var førstehåndsverdien 64,039 milliarder kroner, en økning på 35,3 % fra 2015 (Statistisk Sentralbyrå) Laks (*Salmo salar*) stod for 93,88% av den totale summen. Produksjonen, fra A til Å er en omfattende og lang prosess som inkluderer ekspertise innen flere fagfelt: Avl og genetikk, teknologi, fôrutvikling samt økonomi, markedsføring og ledelse[1]. NMBU har stått i spissen for avlsprogrammet med Harald Skjervold, og i tillegg er det bred kunnskap innen fôrutvikling og resirkuleringsteknologi (RAS)[2, 3]. Laksen, som er en anadrom fiskeart, lever sine første år i elva der den vokser og gjennomgår en fysiologisk og morfologisk endring før den skal ut å beite i sjøen. Fisken kalles i denne fasen for smolt og har gjennomgått forandringer som gjør at den er tilpasset et liv i et vann med høy salinitet[4]. Smolten produseres hovedsakelig i lukkede anlegg på land med en ferskvannskilde i nærheten, enten i et gjennomstrømningsanlegg eller i et resirkuleringsanlegg (RAS). På grunn av økt behov for smolt og postsmolt, kreves det i fremtiden mer vann og areal[5]. Ved smarte teknologiske løsninger er det idag mulig å produsere fisk med høy tetthet og lavt vannforbruk, men denne løsningen krever kontinuerlig kontroll og et godt design[6]. I et RAS-anlegg er det potensielt mulig å kontrollere alle parametere i vannet, noe som er fremtidsrettet med tanke på større fokus på utslipp av uorganiske næringsstoffer som karbon, fosfor og nitrogen[7]. Landbasert og lukket oppdrett har et behov for videre forskning for å kunne fortsette med høy intensitet og produksjon samtidig som dødelighet og velferden ivaretas. Hensikten med denne oppgaven er å undersøke hva som foregår i selve prosessanlegget og da spesielt med tanke på partikler. Vil det være en produksjon eller reduksjon av partikler, og hva kan eventuelt gjøres for å forbedre produksjonsmetoden?

2 Teori

Grekerne utviklet latriner som drenerte kloakk ut fra byen i år 300 f.Kr. Kunnskapen rundt næringsinnholdet i avløpsvannet førte til en videreutvikling av systemet med et nytt delmål: Utnytte avløpsvannet til gjødsling av avlinger og frukthager[8]. Romerne startet utvikling av *Cloaca Maxima*. Systemet var utgangspunktet for å drenere myren som byen senere ble bygd på og ble nesten ferdigstilt i år 100 e.Kr. Akvedukter tilførte vann som fraktet avføring fra latriner til en samlet kloakk under byen og videre til Tiber. Etter Romerrikets fall var det en hygienisk kollaps som varte til år 1750 e.Kr. Først på 1900-tallet kom en løsning som skilte gråvann og svartvann. Biologisk behandling ble først kjent fra Salford, England i 1893 og fra 1895 til 1920 ble installasjon av denne behandlingsmetoden vanlig i avløpsrensing[8]. På midten av 1900-tallet var resipientene som kloakken rant ut i, ansett som en del av behandlingen. Tiden det tok for dette vannet å renne ut i sjøen var maksimalt 5 dager, derav navnet BOD₅. Eutrofiering var et stort problem på denne tiden, og tiltak måtte gjøres for å fjerne mikronæringsstoffer som nitrogen og fosfor. Dette inspirerte til videre forskning innen bioenergi og bakteriologi. På denne tiden oppdaget forskerne at de autotrofe nitrifiserende bakteriene var avhengig av maksimalt spesifikk vekst siden de vokser saktere enn de heterotrofe organismene[8]. På 70,-80- og 90-tallet ble det bygd flere settefiskanlegg i Norge på grunn av smoltmangel, men flere gikk konkurs. Formålet med denne form for smoltproduksjon var primært å spare energi[5, 9]. Fiskeridirektoratet publiserte en rapport som kan vise til 220 konsesjoner for laks, regnbueørret og ørret per 26.01.2017 (Tabell 2), en nedgang fra 2006 da det var 272 tillatelser. Det betyr ikke at produksjonsvolumet har gått ned, fordi i 2016 ble det produsert og solgt 314 759 laks i smoltanlegg (Tabell 1), en økning på 279,65% sammenlignet med tall fra 1994 i følge fiskeridirektoratet. I følge regjeringen har produksjonen av laks og ørret økt i underkant av 10% de siste 20 årene. Hvis denne trenden fortsetter, er det mulig å produsere 14 millioner tonn rund vekt innen 2050 om de viktigste premisene for økt produksjon er fulgt opp (Figur 1)[10]. For estimert omsetning innen 2050 er det 5 millioner tonn rund vekt som blir brukt som utgangspunkt, som videre kan gi en omsetning på rundt 240 milliarder kroner. Sett i perspektiv så var omsetningen bare 34 milliarder kroner i 2010, det vil si at om vi når målet, vil det være en økning på 606% [10]. Prognosene viser at om vi skal klare å nå målene som er satt, med fremtidig økning i produksjonen, krevers det en reduksjon av vannforbruket[5].



Figur 1. Prognoser for produksjon av laks og ørret i Norge mellom 2010-2015[10]

Videre er stress er en utfjording for velferden til fisk, både i vill tilstand og i akvakultur. Frisk fisk er synonymt med god økonomisk avkastning, attraktiv på markedet, fin å se på samt en lav risiko for folkehelsen, noe som er viktig å tenke på ved valg av produksjonsmetode[11].

Tabell 1 Antall solgt smolt for utsett i sjø etter art og fylke. Antall i 1000 stk. (Fiskeridirektoratet) 2016.

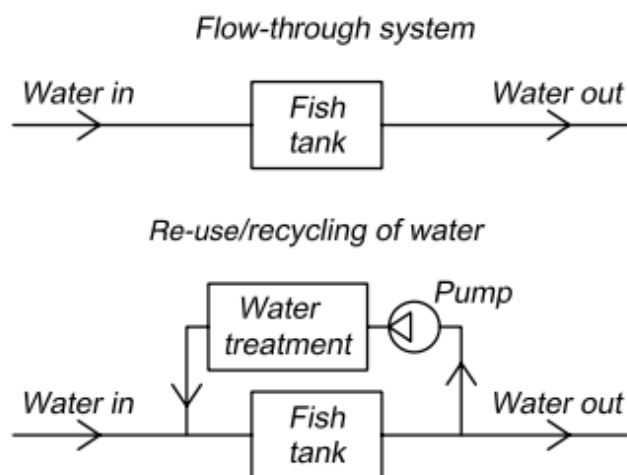
Fylke	Laks	Regnbueørret	Ørret	Totalt
County	Atlantic salmon	Rainbow trout	Trout	Total
Finnmark	25 677	0	0	25 677
Troms	40 593	0	0	40 593
Nordland	66 040	1 583	0	67 623
Nord-Trøndelag	21 367	0	0	21 367
Sør-Trøndelag	19 563	0	0	19 563
Møre og Romsdal	48 116	3 192	0	51 308
Sogn og Fjordane	25 217	4 471	0	29 688
Hordaland	44 908	10 220	10	55 138
Rogaland	20 747	0	0	20 747
Øvrige fylker	2 531	148	0	2 678
Totalt	314 759	19 614	10	334 383

Tabell 2 Antall konsesjoner pr. 26.01.2017. Sammenligning mellom 2006-2016.

	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006
Fylke	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall	Antall
County	No.	No.	No.	No.	No.	No.	No.	No.	No.	No.	No.
Finnmark	6	6	5	5	4	3	4	4	6	4	4
Troms	13	11	11	11	11	11	11	11	14	15	15
Nordland	32	31	31	31	32	32	31	33	40	39	33
Nord-Trøndelag	16	16	16	16	16	16	16	17	18	18	19
Sør-Trøndelag	18	19	20	21	21	20	21	22	25	26	26
Møre og Romsdal	32	31	32	34	35	36	35	34	38	42	42
Sogn og Fjordane	20	18	19	23	23	23	23	23	25	28	28
Hordaland	56	55	60	62	62	61	60	60	63	63	63
Rogaland	18	17	17	16	18	20	21	21	24	24	22
Vest-Agder	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Aust-Agder	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Øvrige fylker	5	6	7	7	9	21	23	27	28	29	17
Totalt/Total	220	214	222	230	235	247	249	256	285	292	272

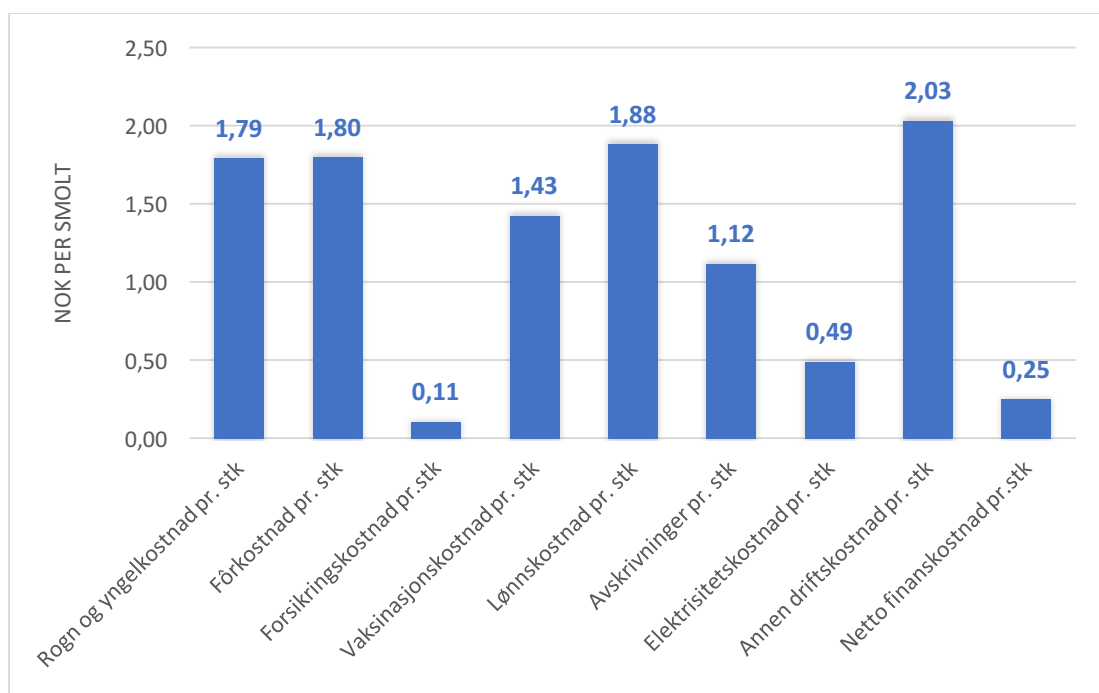
2.1 RAS

For å redusere vannforbruket og for å kontrollere vannkvaliteten, både for vann som kommer inn til anlegget og vann som går ut, kan RAS-anlegg brukes som produksjonsmetode [12]. Et resirkuleringsanlegg kan ved optimale omstendigheter, gjenbruke 99% av vannet et gjennomstrømningsanlegg ville brukt kun en gang[13] og derfor vil denne produksjonsformen gjøre det mulig å møte høyere etterspørsel av fisk[5]. I tillegg til reduksjonen av vannforbruk, vil lys- og temperaturstyring manipulere fisken slik at smolt kan leveres gjennom hele året[14]. I senere tid har det vært større fokus på å produsere større fisk, helt eller delvis i RAS-anlegg. Argumentet er mindre tid i sjø, derfor mindre påslag av lus[15]. 12 ‰ salinitet og en treningsgrad på 1 kroppslengde/sekund viser seg å gi raskest vekst og lavest dødelighet i RAS-anlegg for post-smolt. I tillegg vil det være en mer effektiv resirkulering ved lav salinitet, fordi saltet påvirker vannkvaliteten[15]. Det er ingen standardisert løsning på et RAS-anlegg, men i hovedsak må vannkvaliteten bedres gjennom en fysisk, biologisk og delvis kjemisk rensing[16], som igjen blir dimensjonert ut fra fisk, føring og gjenbruksgrad av vann. Det er fremdeles usikkerhet rundt hvilken vannkvalitet fisken bør ha, men med RAS anlegg (Figur 2) er det lettere å kontrollere omgivelsene slik at fisken kan øke veksthastigheten[9].



Figur 2. Forskjellen mellom gjennomstrømning og resirkuleringsanlegg [16]

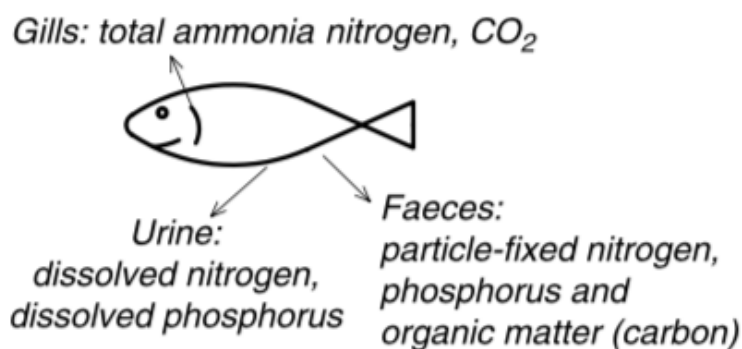
Det forekommer oftest en stor investeringsutgift fra planlegging og design, til anlegget er operativt, og det i tillegg utgifter ved å drifte et RAS anlegg. Gjenbruke av vannet reduserer varmekostnader, men installering av pumper, vannbehandling for bedre vannkvalitet og avfallshåndtering er kostbart (1). SSB eller fiskeridirektoratet holder ingen statistikk over kostnadene til en smolt produsert i et RAS-anlegg mot en som er produsert i gjennomstrømningsanlegg, men I 2016 var den produksjonskostnaden for en generell smolt 10,90 kr, en økning på 2.17 kr fra 2008. Foruten andre driftskostnader, som står for 18,62% av den totale kostnaden, er lønnskostnader (17,26%), førkostnader (16,51%) og rogn- og yngelkostnader (16,42%) de største utgiftene (Figur 3).



Figur 3. Beregnede kostnader pr.stk solgt smolt og yngel i 2016 (Fiskeridirektoratet)

2.2 Komponenter i RAS

For å forstå et RAS-system, er det vesentlig å forstå hvordan det er bygd opp, hva som skjer og hvorfor det skjer. Fisken skiller ut en rekke avfallskomponenter gjennom sin metabolske prosess (Figur 4). Ved nedbryting av protein, skiller fisken ut uorganiske nitrogenforbindelser over gjellene, enten som ammoniakk (NH_3) i sjøvann eller ammonium (NH_4^+) i ferskvann. Mellom de to er det en likevekt som er pH-avhengig. Det er også en liten andel ammoniakk som blir skilt ut som urea[16, 17]. Makronæringsstoffene i fôret er ikke 100% fordøyelig og det er nettopp derfor fisken skiller ut avfallsstoffer, foruten om vann og CO_2 , som fisken skiller ut gjennom respirasjon og osmoseregulering[4, 16, 18]. Avføringen fra Laks, som er en karnivor art, bruker et annet fôr en for eksempel en karpe. Komposisjonen av fôret vil påvirke vannkvaliteten i ulik grad[16].



Figur 4. Metabolske avfallsstoffer fra fisk[16].

Det er ingen endelig løsning når det gjelder komponenter i et resirkuleringsanlegg, men det er ikke uvanlig at det består av en fysisk, biologisk og delvis kjemisk rensing av vannet[19]. I Kjernen i RAS-anlegget er biofilteret, som ved hjelp av bakterier, oksiderer uorganiske nitrogenforbindelser (TAN) til nitritt (NO_2^-) og videre til nitrat (NO_3^-). De to første prosessene kalles nitrifikasjonsprosess og utføres av de aerobe bakteriegruppene nitrosomonas, som er ammoniomsoksiderende, og nitrobacter som er nitrittoksiderende. Det er også mulig å omdanne nitrat (NO_3^-) til N_2 , men denne prosessen er anaerob og det er ikke helt nødvendig, fordi fisken har en høyere toleranse for denne sammensetningen[16, 20]. I tillegg til biofilteret er det vanlig å bruke et mekanisk filter for å fjerne mest mulig forspill og avføring fra vannet. Det er en del ulike størrelser som brukes (porestørrelse på filteret), men vanligvis ligger de mellom 40-60 μm [21, 22]. Lufting av vannet fjerner overmetning av gasser som CO_2 og N_2 og tilfører oksygen fra luften. Dette, i tillegg til oksygenering, er viktig om tettheten i fiskekarene og fôring er så intensivt at det er nødvendig for å ikke påvirke respirasjonen til fisken[16, 22].

For lav pH kan føre til en rekke negative bivirkninger for fisken, derfor er det i akvakultur anbefalt å holde den mellom 6,5-9[16]. For å holde en stabil pH er det viktig å tilføre alkalitet i vannet. Alkalitet er omtalt som vannets buffersystem, og kan forklares med evnen til å ta opp H^+ -ioner. I karbonatsystemet foregår det en rekke likevektsreaksjoner som er pH-avhengig.

2.3 Finpartikler i RAS

Det er lettere å fjerne partikler som er store, men partiklene kommer i forskjellige størrelser og antall. Partikler som er veldig små $< 0,001\mu m$, blir klassifisert som oppløste. De partiklene som er mellom $0,001-1\mu m$ som kolloidale, fra $1-100\mu m$ for superkolloidale og de som er $> 100\mu m$ blir klassifisert som partikler som sedimenterbare [16]. Noen partikler er oppløste og er derfor vanskelig å fjerne helt. Det finnes noen metoder som egner seg til å fjerne slike komponenter: Membranfilter, protein skimming og biologisk fjerning av nitrogenholdig avfallsstoffer. Alle typer filtre vil redusere vanntrykket[16]. Generelt sett er det viktig å fjerne partikler fra vannet ved produksjon av fisk. Oppstandelsen til partiklene i et resirkuleringsanlegg kommer fra avføring, uspist mat og bioflokker(bakterier). 26-46% av den spiste maten ender opp som avføring og 11-38% av den totale fôrmengden ender som uspist og som avføring[23]. Kvalitet og kvantitet på fôr, samt fôrteknikker er avgjørende for resultatene i denne sammenhengen[23]. Det er ofte et partikkelfilter ved innløpsvannet for å hindre større partikler i å komme inn i produksjonen. I RAS anlegg er det i tillegg viktig å ha et filter ved utløpsvannet før videre behandling fordi akkumulering av partikler vil føre til dårligere vekst og trivsel. Det kan i verste fall ende med høyere dødelighet [16].

Man kan trekke paralleller med konvensjonelle vannrenseanlegg når man ser på rensing av vann i et resirkuleringsanlegg for fisk, men man kan ikke bruke samme metoder selv om mange av prinsippene er mer eller mindre de samme. I renseanlegg for kloakk er det i hovedsak partikler og organiske forbindelser som primært har vært viktig å håndtere i tillegg til fosfor og nitrogen[24]. I akvakultur (RAS) er enda i en utviklingsfase der det finnes mange løsninger på design og valgt utstyr (se kapittel 3) Art, vekst, vannvolum, fôrsammensetning, FCR er faktorer som påvirker vannkvaliteten. For at en skal begrense utslippene og dårlig vannkvalitet er det viktig å ha en god ledelse og optimal fôring. Fra tidligere forskinger viser det seg at den herskende partikkelstørrelsen i RAS er $< 30-40\mu m$ [16, 23], med en andel på 80-90%[23, 25]. Det er lettere å fjerne de større partiklene og siden det er mindre vanlig å

fjerne mikropartikler, vil ofte vannet bli farget (brunt)[26]. Akkumulering av mikropartikler over tid er en utfordring som resulterer i utslipp av nitrogenkomponenter gjennom mineralisering. Denne prosessen kan føre til et giftig nivå av ammoniakkkonsentrasjonen dersom disse partiklene ikke fjernes fra anlegget. Fjerning av suspenderte stoffer og kolloidale stoffer er viktig for et velfungerende RAS- anlegg[25]. Konvensjonelle filtreringsmetoder brukes for å fjerne partikler som er større enn 30-60 μm [16, 23], og dette fører til en opphoping av suspendert stoff og kolloider som igjen kan oppløses til mindre bestanddeler som ammoniakk-nitrogen, oppløst karbon og fosfor. Suspenderte stoffer og kolloider kan hemme desinfeksjon, og fiskens gjeller, klogge biofiltrene, øke biofilmdannelse, øke oksygenforbruket, påvirke de nitrifiserende organismene og trigge heterotrofe organismer[23].

2.3.1 Mekanisk filter

Et mekanisk filter er et filter som fungerer som et hinder for vannstrømmen hvor partikler av en gitt størrelse ikke kommer forbi. Det finnes filter i innløpsvann, i utløp og i selve produksjonen, spesielt etter fiskekarene[16]. Ofte er et trommefilter bruk etter fiskekarene og denne er installert slik at filteret roterer delvis i luft og i vann. Vannstrømmen går igjennom filteret og når filteret er tett av partikler, blir det spylt med vann eller luft med høyt trykk. Ved bruk av luft vil TS i avfallsvannet øke. Varmt vann er dyrt å bruke men løser til gjengjeld opp fett derfor er kaldt vann er den mest brukte metoden idag[16]. Det blir brukt ca. 0,2 – 2% vannvolum til spyling i forhold til det vannet som flyter igjennom filteret. Størrelsen på maskene i filteret er avhengig av forholdene i vannet (volum, art, etc.) og hvor filtrene er plassert. For innløpsvannet er det ikke uvanlig å bruke 20 μm filter og i renseanlegget for systemvannet er det vanlig med filter ned mot 30 μm . Om en ønsker en reduksjon i maskestørrelsen vil eksponentielt øke behovet for filterduk[16].

2.4 Metoder for fjerning av finpartikler

Det finnes ulike metoder for å fjerne finpartikler fra produksjonen. Noen har lang fartstid og noen er i en tidlig fase.

2.4.1 Dybdefilter (granulat)

Et filter som baserer seg på at vannet blir tvunget gjennom et lag med granulat. Det blir ofte brukt sand men en kan også bruke for eksempel knust glass. Filteret blir ofte kalt sandfilter og

prinsippet er at partikler i vannet blir sittende igjen i filteret enten fordi de er for store, eller fordi de setter seg til mediet[16, 27].

Siden prinsippet er at partikler ikke skal kunne komme seg forbi filteret, er det sannsynlig at vanntrykket vil bli redusert samt at filteret vil bli tettet. Filterets effektivitet vil være avhengig av operasjonsprosedyrer og hvilken type filter en bruker. Denne type filter blir ofte karakterisert etter hvilken retning vannet renner gjennom; oppover og nedover, som også er den mest brukte. Filteret vil tette seg en gang i blant og da kan det være lurt å kunne spyle eller rengjøre manuelt. Slike løsninger kan føre til et velfungerende filter som fungerer kontinuerlig, gjerne i flere måneder, avhengig av den hydrauliske belastningen samt mengden partikler[16]. I filteret som bruker oppover strøm kan en oppleve ved høyt vanntrykk, at vannet vil sige ut gjennom kanaler om filteret er tett. Dette vil til slutt føre til at en ikke oppnår noen som helst effekt av granulaten[16]. Rengjøring av filteret en gang i blant er viktig. Det er da viktig å stoppe vannstrømmen fra den retningen den hadde, for å så snu den. Det er da mulig å spyle ut de fastsettende partiklene fra mediet og derfra direkte ut i avløpet. Det er ofte komplikasjoner relatert til rengjøringen. Det er slik at det er vanskelig å rengjøre filteret for alle partikler, noe som på sikt fører til et ineffektivt filter, men det er viktig å fjerne så mange partikler som mulig[16].

Det er i hovedsak to typer metoder en kan utnytte dybdefilter; overtrykk i kapsel, eller atmosfærisk trykk. Et overtrykksfilter fører til et bedre utnyttet filter fordi trykket fører til at partiklene blir presset lengre ned i filteret. Filteret vil tette seg, men med mindre hyppighet enn ved normal atmosfæriske filtre. Fordelene er altså at en får utnyttet filteret bedre og spyleintervallene er hyppigere. For at en skal kunne bruke et filter med overtrykk er det viktig å ha et stort nok trykk (6-8 bar), dette oppnås vanligvis med en trykkpumpe. Et av problemene med denne metoden er at partikler, spesielt i avløpsvannet, kan bli oppløst til enda mindre partikler som er enda vanskeligere å fjerne[16]. Normalt sett er det enten sand, grus eller glass som blir brukt som medier. Ved mindre partikler vil trykktapet bli større samt at det oftere blir tett. Det er vanligvis kun de øverste cm av filteret som samler opp partikler. Det er mulig å utnytte et filter ved å ha forskjellige lag med medie, størst i topp og minst i bunnen. For å hindre at de øverste medier ikke synker til bunns ved spyling, er det viktig at de største partiklene har lavest tetthet.

Medium i denne form for filter blir ofte karakterisert på grunnlag av kornet. Størrelse, tetthet, form osv. Om sammensetningen er optimal, vil dette resultere i et bedre filter og mindre trykktap. Det er forøvrig tre former for klassifisering: lavhastighets filter (1), høyhastighets (2) og kontinuerlig bakspylefilter (3). Som tidligere nevnt er type 1 brukt ved atmosfærisk trykk, 2 er brukt i et kammer med trykk og 3 er produsert for å forhindre komplikasjoner med vanngjennomstrømmingen ved spyling[16]. Ved type 1 filter (uten trykk) er belastningen $< 0,68 \text{ L/s/m}^2$, for type 2 (med trykk) $\leq 1,4 \text{ L/s/m}^2$ og $\leq 5,4 \text{ L/s/m}^2$ for type 3. Type 1 blir ofte brukt med korn på størrelser mellom 2-5mm og ved type 2 blir det brukt mellom 0,3-4mm. Effektiviteten til de to respektive er varierende og ved type 1 blir omlag 95% av partikler ned til $6\mu\text{m}$ fjernet ved korn på 0,3-mm, og ved korn på 0,5-mm blir 95% av partiklene $\leq 15\mu\text{m}$ fjernet[16].

2.4.2 Gravitasjonsfilter

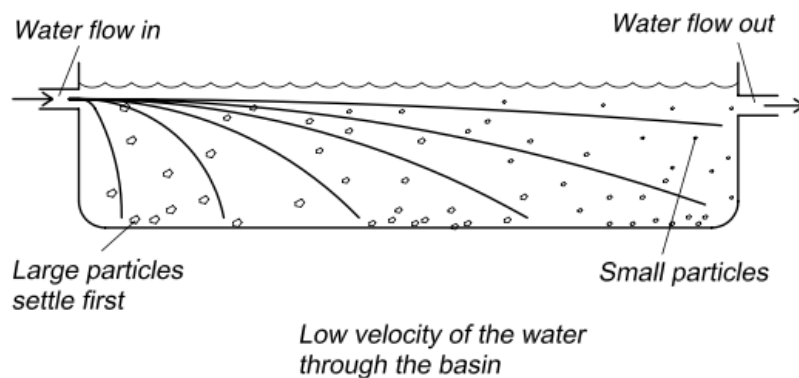
I prinsippet dreier dette seg om et filter som baserer seg på at partiklene med høyere tetthet enn vann vil synke til bunns og eventuelt fjernes[28]. Tettheten til ferskvann er på 1 altså rommet 1m^3 1000 liter med vann ved en temperatur på 4[29]. Det er tetthetsforskjellene som avgjør hvor fort partiklene synker, og dette er mulig å observere. Partikler på størrelser mellom 0,1 og 1mm ved en uhindret bunnslåing er representert ved Stoke's lov[28] (Figur 5):

$$V_s = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu}$$

Figur 5. Stoke's lov [16]

V_s forklarer synkehastigheten, P_p beskriver partikkelens tetthet, P_w er vannets tetthet, g gravitasjonshastigheten, d beskriver diameteren til partikkelen og μ den dynamiske viskositeten til vannet. Det er en fordel at det er liten vanngjennomstrømming om en skal utnytte et slikt konsept (gravitasjon). Tyngre partikler er lettere å fjerne enn små og denne formelen forklarer at det er nettopp dette som er tilfellet[16]. Med en stor overflate vil en kunne utnytte gravitasjonen om vanngjennomstrømmingen er så liten at den ikke hindrer dette. De første partiklene som bunnslår er de med størst tetthet, deretter fulgt av de mindre som setter seg ofte helt til slutt. For å oppnå bunnslåing kan en bruke denne formelen: $V_s=Q/A$. V er i denne formelen synkehastighet til partiklene (m/t), A er overflatearealet i bassenget (m^2) og Q er vannstrømmen (m^3/t). Det er veldig små forskjeller i tettheten mellom organisk avfall som avføring, og vann. Dette betyr at oppholdstiden i bassenget må være relativt lang. I

oppdrett er normalt brukt mellom 1 og 5 m³/m²/m (overflatebelastningen)[16]. Designet på et basseng av slik type med dette formålet bør ha en dybde på 1m. Lengden og bredden avhenger av hvor stort bassenget skal være, men ratioen bør være på 1:4 – 1:8 (bredden-lengden). Ved installasjon av gravitasjonsbasseng (Figur 6) er det vanligst med horisontal flyt av vannet, men det er også mulig med vertikal vannstrøm der vannet stiger fra bunnen og opp, slik at prinsippet om tetthetsforskjellene i vann og partikler gjør at de vil sette seg på bunnen[16]. Ved bruk av sedimentbasseng er det en mulighet for at næringsrike stoffer kan bryte ut av partiklene (fosfor). Det å fjerne sedimentet er nødvendig regelmessig slik at vann og sediment alltid holdes på et minimum. Om dette ikke oppnås er det en overhengende fare for at sedimentet kan resuspenderes slik at de igjen inntar syklusen. Fra tester er det vist at er vanskelig å fjerne partikler som er mindre enn 100µm med denne form for partikkelfjerning. Det viser også at TSS i innløpsvannet med verdier lavere enn 10 mg/l er vanskelig å behandle, samt at det er vanskelig å sikre vann som har mindre enn 6mg/l[16].



Figur 6. Gravitasjonsbasseng [16].

2.4.3 Hydrosyklon

I denne formen for partikkelfjerning blir vannet tvunget inn mot sentrum og på grunn av sentrifugalkraften vil partiklene synke mot bunnen mens vannet vil finne en vei ut av senteret[30].

Det er en effektiv form for fjerning av partikler, trenger mindre areal, mindre sjans for å resuspendere stoffer samt at den hydrauliske belastningen kan være vesentlig høyere (20-25m/h). Ulempen er at den er avhengig av jevn vannstrøm. Er ikke anlegget designet for det vil ikke den klare å håndtere avløpsvannet på en ønskelig måte[16].

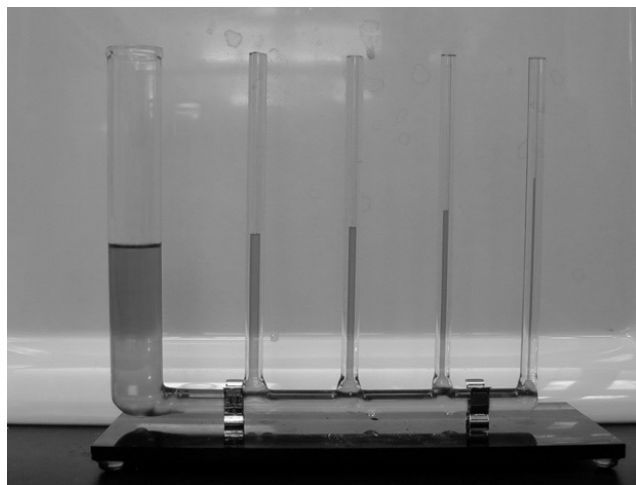
2.4.4 Proteinskimming, flokkulering og flotasjon

Ved hjelp av luftbobler kan en fjerne urenheter i vannet. Denne prosessen kalles ABS (Adsorptive bubble separation) og kan forklares som den kjemiske og fysiske prosessen som oppstår ved gass-væskegrensesnitt ved fjerning av partikler fra vannet[31]. Konsentrasjonen, temperatur, pH, ledningsevne og hvilken type partikler som skal fjernes[16]. Prosessen med å fjerne partikler fra vann er brukt på flere andre områder og kan vise til en lang utprøvingstid[31]. Det er blant annet flittig brukt i akvarium for saltvannsarter. Det er en enkel og billig metode som gjør at dette er relativt lett å implementere i en prosess. Formålet kan være å rengjøre vannet, slik det er meningen i akvakultur, eller for å utnytte protein. ABS kan kategoriseres i to ulike grupper: Den som fjerner suspenderte stoffer eller overflateaktive stoffer. Førstnevnte fjernes fordi luftbobler lar partiklene feste seg og blir med til toppen[28]. Det er mulig å kombinere dette med kjemikalier som kan føre til større kolloider for å forbedre mulighetene til å fjerne disse. Overflateaktive stoffer vil også bli tiltrukket av luftboblene enten de er i oppløst, kolloidal eller suspendert form. Kjemikalier kan også brukes her, men hensiktene er å endre stoffer som ikke er overflateaktive til å bli det. I akvakultur er partikler relativt oppløst sammenlignet med kommersielt vannrensaneanlegg og i tillegg er det mye mindre partikler. Dette gjør det enklere å utnytte flokkulering[16].

Det er ulike måter og kategoriserer ABS på. Det kan blant annet gjøres ved å se på hvordan prosessen er og hva en fjerner. Wang mener det er tre forskjellige måter å kategorisere dette på: teknikk for å produsere bobler, teknikk for å fjerne faste stoffer og operasjonell metode. Shannas og Bennet mener det er mulig å dele denne prosessen inn i fem deler: Oppløst luftflotasjon, tilførsel av luft, vakuumflotasjon, skumflotasjon og elektrolytisk flotasjon. Det er også andre måter å kategorisere dette på; molekylær, mikroskopisk og makroskopisk flotasjon. Disse er basert på størrelsen av partiklene som ønskes fjernet[16]. Den molekylære flotasjonen kan forklares som skumfraksjonering av rengjøringsmidler ioner. Mikroskopisk metode involverer fjerning av mikroorganismer og mikroskopiske partikler, og makroskopiske fjerner ikke polare mineraler og utfelling av skum. Om noen av disse teknikkene brukes for separasjon kan ABS deles inn i ulike trinn. Skumseparasjon (omfatter skumfraksjonering og flotasjon) og ikke-skummende flotasjon som inkluderer boblefraksjon, oppløsningsmiddel sublimering og ikke skummende flotasjon[16]. Ved ikke skummende prosess må overflatevannet fjernes fordi urenheter blir adsorbent på boblene som igjen sprekker når de når overflaten. Skumdannelsesprosessen har i utgangspunktet to ulike typer skum. På engelsk kalles de foam flotation og froth flotation. På norsk vil de vanligvis bare bli

omtalt som skum[16]. Ved førstnevnte vil overflateaktive stoffer adsorberes på boblen som igjen skaper et homogent skum. Ved vil det være en ikke homogen sammenheng på grunn av kolloider og suspenderte stoffer. Begge metodene brukes innen akvakultur for å fjerne oppløste organiske stoff og partikler[16].

For å forstå prinsippene kan en se på hvordan bobler blir til, hva som skjer når de stiger og hva som skjer med skum og hvordan det blir til. Som alt annet vil også vann og bobler ha overflateenergi eller spenning. Grunnen til at vannet har en kraftig overflatespenning er på grunn av de sterke forbindelsene mellom vannmolekyler og hydrogen. En vanddråpe på en overflate kan reagere på forskjellige måter. Adhesive krefter vil såre dråpen utover og kohesive krefter vil holde sammen dråpen. Hvilken oppførsel vannet vil ha er avhengig av hvilken av de to typer krefter som er sterkest. Et eksempel er å ha vann i rør og som figur 6 illustrerer, vil det være ulik høyde på væskestanden. Enten vil vannet ha en adhesiv eller kohesiv kraft som igjen vil vise seg på hvordan overflaten ser ut. Ved størst kohesiv effekt vil overflaten være konkav og ved adhesiv effekt vil overflaten være konveks. Dette fenomenet er kalt kappilærkrefter (Figur 7) [16]. Om det ikke er noe fukt på en overflate vil en vanddråpe være relativt intakt med en kontaktvinkel på 180° . Ved litt fuktig overflate vil vinkelen være rundt 90° og ved våt overflate vil dråpene ha 0° og da føre til en kohesiv kraft som fører alle molekylene sammen. Noen stoff har lettere for å binde vann enn andre og disse kalles hydrofile og motsatt kalles hydrofob. Siden molekylene ønsker å redusere energien vil de gjerne binde seg til andre molekylere. I motsetning til vann er luft hydrofob.



Figur 7. Kappilærkrefter demonstrert [16]

Ved bruk av flotasjon i akvakultur er det tre substanser en ofte ser på som viktige: Vann, gassbobler og urenheter. Vann er hydrofilt, gass er hydrofobisk mens urenhetenes tilhørighet

er avhengig av type stoff. Enkelt forklart så vil de binde seg til gassen om de ikke er fuktet av vann og motsatt. En kan også skille mellom polart og ikke polart molekyl. Ikke polart molekyl har ingen permanent ladningsforskjell. Polare molekyler er hydrofile og ikke polare er hydrofobe. Videre forklart kan en si at polare molekyl har en evne til å danne intermolekylære hydrogenbindinger pga. elektronegativiteten mellom atomer. De ikke polare molekylene er uoppløselige i vann og kan ligge som en dråpe over vannoverflaten. Eksempler på slike er olje, voks og fett. For at en skal kunne emulgere disse stoffene kan en bruke overflateaktive stoff slik som såpe. De øker kontakvinkelen slik at vannet kan spre seg over de ikke polare molekylene[16]. Det er også slik at organiske stoffer påvirker overflatespenningen slik at den blir redusert, mens uorganiske stoffer øker denne spenningen. Temperaturen i vannet spiller også en rolle fordi spenningen avtar ved hvis den øker. Den resulterende kraft mellom den adhesive og kohesive bestemmer kontakvinkelen, eller hydrofobigraden. Youngs ligning forklarer at

$$Y_{SG} + Y_{SL} + Y_{LG} \cos\alpha = 0$$

Her er Y_{SG} overflateenergien til materialet, Y_{SL} væskes overflateenergi og Y_{LG} er overflatespenningen til boblen. Om en skal ha et stabilt system må disse være lik 0[16]. Ut i fra denne ligningen kan en gjennom undersøkelse indikere at materiale med lavere overflateenergi sammenlignet med vann, reduserer kontakvinkelen. Det igjen vil si et mer hydrofob system. Det er også slik at om en øker overflateenergien sammenlignet med vann, vil en øke kontakvinkelen slik at denne blir mer hydrofil. Om en reduserer overflatespenningen av en boble, reduserer en kontaktflate som fører til et mer hydrofilt system[16]. Overflateegenskaper kan styres ved tilsetning av overflateaktive kjemikalier for å forbedre eller redusere boblens adsorpsjon. Dette vil igjen øke kontaktflaten til en partikkel i vann slik at denne lettere nå overflaten med boblene. Bruk av tilsetning for å justere pH nivået til massen er også mulig å gjennomføre. Dette gjøres for å optimalisere festemulighetene av en partikkel til en eller flere bobler[16].

Tensider

Noen molekyl er det en kan kalle for amfipatisk eller amfifil. Det vil si at de både kan bestå av en hydrofil og en hydrofob del. Disse molekylene er ofte langstrukturelle organiske forbindelser som protein, fettsyrer, lipider og noen andre forbindelser. Flere av disse molekylene vil ha en overflateaktiv struktur. Siden fett ikke ligger under den hydrofile

gruppen vil en ofte se fett liggende på toppen av det øvre vannlaget om en har brukt fôr med høyt fettinnhold. De molekylene som kan defineres som amfipatisk vil to forskjellige ender, en hydrofil og en hydrofob. Disse vil da tiltrekke og frastøte vann[16]. I et energiperspektiv er det en fordel for molekylene å tilhøre overflaten av vannet fremfor den resterende massen. Samlere, aktivatorer, depressanter og skummer er molekyler med en overflateaktiv struktur som benyttes kjemisk med et formål: En kritisk rolle i flotasjonsprosesser på grunn av sin interaksjon med partikler og bobler[16]. Surfaktanter er illustrert med et hode som er hydrofilt og en hale som er hydrofob. Ladningen av hode er avgjørende for kategorisering, men i hovedsak blir de delt inn i ikke-ioniske, anioniske, kationiske og zwitterioniske fra en biologisk eller kjemisk opprinnelse.

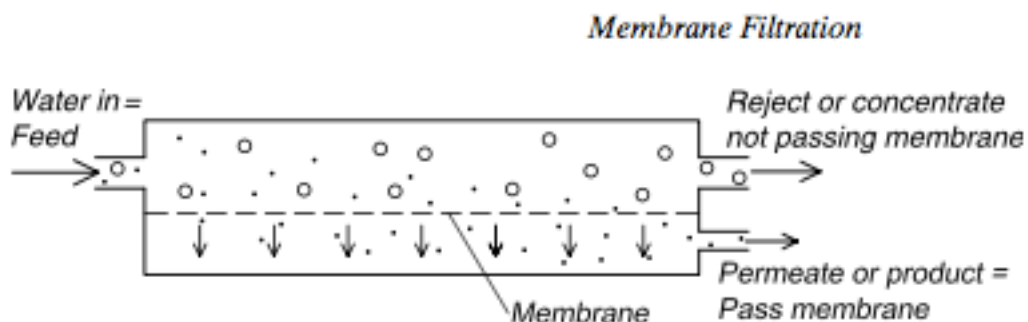
Tensidkonsentrasjonen påvirker hvordan overflateaktive stoffer påvirker overflatespenningen. Om den er lav, vil den ikke ha stor påvirkning men ved høy konsentrasjon vil overflatespenningen reduseres. Overflateaktive stoffer opptrer ofte som et monolag og ved en høyere konsentrasjon vil dannelsen av miceller være uunngåelig. CMC (Critical micelle concentration) er et uttrykk brukt når hele vannoverflaten er dekket med overflateaktive stoff. En micelle fører til at hodene til molekylene har kontakt med vannet og halen har kontakt med micellen. På denne måten vil den hydrofobe delen (halen) være skjermet slik at entropi oppnås. Overflateaktive stoff som emulgatorer brukes for å holde fett og vann i en løsning uten at skilling[16].

Boblestørrelse

Størrelsen er viktig på grunn av de mekanismene som forekommer i kolonnen. Større bobler vil fjerne større partikler, og ved mindre bobler vil luftgrensesnittet øke siden overflaten øker eksponentielt, derfor er det viktig å vite hva som er ønskelig ved bruk av skimmer. For å fjerne partikler med minst mulig er det vanlig å produsere småbobler på ca. 10 μm . Disse små boblene fjerner de små partiklene som skumfraksjonering er rettet mot. Oppløst luft og spredt luft er de to hovedformene bruk i akvakultur, der oppløst luft er et resultat der trykk er tilsatt luft[28]. CO_2 vil generere større boler enn luft, men det kan også føre til en uønsket metning og påvirkning av pH i vannmassene. Til slutt er det viktig å nevne at temperaturen er viktig ved bruk av protein skimmer. Ved redusert temperatur øker produksjonen av bobler som har en sammenheng med at løseligheten for gass er høyere ved lave temperaturer[16].

2.4.5 Membranfiltrering

Kjent fra prosessindustrien og har i senere tid blitt anvendt innen vannrensing (Figur 8). En økt interesse for denne metoden, inkludert innen rensing av drikkevann og som en komponent i rensaneanlegg[16]. Membranfiltrering er bygd opp av et enkelt prinsipp, og kan derfor konkurrerer med andre separasjonsfiltere slik som; flotasjon, gravitasjonsfilter, screening. Ved installasjon vil det påføre en relativt høy investeringsutgift samt vedlikehold. Begroing og lav vannstrøm er ansett som store problem med tanke på volumet et slikt filter skal behandle[16]. Vann eller gass strømmer gjennom filteret, og avhengig av hvilket filter som blir brukt vil ulike partikler forhindret å strømme gjennom. Membranfiltrering blir ofte omtalt som mikrofiltrering og trommelfilter som makrofiltrering. Forskjellen mellom disse to er størrelsen på maskene eller porene. Membranfiltrering påvirker ikke temperaturen eller kjemisk struktur, derfor er det kun fysisk separasjon. Separasjonen kan påvirkes av ulike forhold. Størrelse på partikler, form, volatilitet, diffusitet, fysiokjemisk interaksjoner, elektrostatisk ladning og oppløsning[16]. Trykkforskjell og/eller osmose er mekanismene som tillater rensed væske eller gass å strømme gjennom den permeable membranen. PDMS (Pressure-driven membrane separation) er den mest anvendte metoden i akvakultur. TMP (Transmembrane Pressure) er trykkforskjeller over membranen som tvinger permeatet gjennom. På grunn av trykket vil det være mulig å fjerne urenheter fra alle typer gass og væske, men en overbelastning kan skade membranen. I nyere tid er det anvendt undertrykk eller vakuu, men det er også mulig å bruke trykk for å presse gjennom væsken[16]. Rengjort væske som passerer membranen kalles permeatet eller produktet. Partikler som ikke passerer blir omtalt som konsentrat. Inngangsvæsken/gassen blir omtalt som strømmen. Permeabe er mengden av klarert vann/gass per tidsenhet og enhetens overflateareal ($L/min/m^2$). Konsentrasjonen av urenheter i fôret og TMP er viktige faktorer for permeabelen. Høy TMP betyr høy flux eller permeabelhet, og temperaturen påvirker viskositet og diffusitet.



Figur 8. Terminologi brukt i membranfiltrering[16].

Filtreringen vil foregå på membranoverflaten og ønske om et stort overflateareal er løst ved flere membraner sammen i en rørformet trykkbeholder, omtalt som modul. Modulene monteres i stativ slik at rørsystemet tillater vannstrøm mellom modulene samt spyling/rengjøring[16].

Klassifiseringen gjøres på grunnlag av hvilke størrelser som blir avvist samt maskestørrelsen på filteret. PDMS blir kategorisert i fire grupper: mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) og reversert osmose (RO). MF og UF fjerner i denne sammenheng større partikler, og NF og RO fjerner oppløste stoffer samt ioner (Tabell 3).

Tabell 3. Egenskaper og bruksområde til ulike membran filtre[16].

	MF	UF	NF	RO
Maskestørrelse	0,05-10µm	2-50nm	1nm	<1nm
Fjerner partikler	0,2-10µm	5-500hDa	>200Da	<200Da
TMP	Lav, 0,2-3,5 Bar	Høy, 1-10 Bar	Høy, 15 Bar	Høy, 10-80 Bar
Flux	Høy, >200L/h/m ²	Lav, 5-200L/h/m ²	Lav, 20-80L/h/m ²	Lav, 5-40L/h/m ²
Fjerner	Kolloider, noen bakterier og parasitter			

MF har maskestørrelser som er på grensen til tradisjonelle filtreringsmetoder. På grunn av den relativt store størrelsen vil TMP være lav samt ha en høy flux. MF filter har en lengre holdbarhetstid som igjen betyr lavere kostnader. Siden MF separerer større partikler kan det brukes hvor den organiske belastningen er høy. UF har mindre maskestørrelse enn MF, og ligger på 2-50nm. Dette fjerner partikler fra 5-500hDa. Dette er størrelse i molekylær/ion massen. 1Da er lik $1,66 \times 10^{-24}$ g eller 1/12 av vekten til et karbon 12 atom[16]. MWCO (Molecular weight cut-off) er en parameter som representerer vekten hvor 90% av substratet avvises. Størrelser er ulike og de er ikke uendelige. Molekyler som er mindre vil slippe gjennom, men med en ugunstig form eller størrelse vil bli frastøtt. NMWL (Nominal molecular weight limit) er en annen parameter som beholder 90% av molekylene som har høyere vekt enn MWCO. Vanligvis velges en verdi som ligger godt over disse for å redusere filtreringstiden[16]. UF er et annet mindre filter som fjerner kolloider og oppløste stoffer som

protein og fett. Siden maskestørrelsen er mindre er det nødvendig med et høyere trykk (tabell) og videre lavere flux. UF fjerner organisk materiale og humus i drikkevann. NF har porer som ligger i nærheten av 1nm. En positiv eller negativ ladet membran avviser høyere valensjoner gjennom Donnan effekten slik at monovalente ioner som Na^+ kan passere men multivalente ioner slik som Fe^{3+} stoppes. Urenhetene vil bli stoppet på grunn av størrelse og ladning. NF kan bli utnyttet for å mykne vannet samt for å fjerne høyere valens kationer som Ca^{2+} og Mg^{2+} . I tillegg kan NF klare vannet ved å fjerne organiske stoffer med farge, samt humus. RO består av et filter med porestørrelser $< 1\text{nm}$ som avviser ioner og lavmolekylære masse-molekyler under 200Da. Rent vann vil trenge gjennom denne membranen (18Da og 0,2nm). Filteret brukes til å fjerne monovalente uorganiske salter som Na^+ og en avsalting av vann. Behovet for høyt trykk er til stede, noe som igjen sammen med det fine filteret gir en lav flyt av vann ($5\text{-}40\text{L/h/m}^2$). Funksjonen er basert på osmose der vann på begge sider kan diffundere over en semi permeabel membran for å utligne konsentrasjonen av salt. For at dette filteret skal fungere er det nødvendig med en ferskvann og en saltvannsside. Under normale forhold vil saltvannssiden øke, og det er etter dette en tilfører trykket på denne siden, noe som fører til at denne siden avgir ferskvann [16].

Studier viser at et kombinert biofilter med membranfilter reduserer partikkel og nitrogenkonsentrasjonen i marine RAS- anlegg, som førte til økt omdanning av ammoniakk [25]. Forsøket bestod av to parallelle anlegg med MBBR der et av anleggene var installert med membranfilter med porestørrelse på 50nm. Vannstrømmen inn til resirkuleringsanlegget var på 12,7 l/min og ble videre behandlet i biofiltrene. Membranfilteret ble tilført vann fra BF1 og rant videre gjennom til BF2. Systemet hadde en gjenbruksandel på 98% og for å minske feilkilder ble det erstattet lik mengde vann på systemet uten membranfilter [25]. Operasjonsmodusen for membranen bestod av kontinuerlig luftskylling (17l/min), filtreringsfluss og alternerende sykluser av tilbakespyling tre ganger daglig med en varighet på 30 min, samt en avslapping to ganger daglig på 30 min. Systemet gjennomførte en behandling av det totale volumet to ganger daglig, eller 8,5% av vannstrømmen. Rengjøringen av membranen ble gjennomført ved TMP på 0,3 bar og ble gjort to ganger under forsøket, dag 17 og 42 av totalt 50 dager. [25]

Begroing

Rengjøring av filtrene er nødvendig på grunn av redusert effekt gjennom begroing, noe som også er grunnen til at denne form for partikkelfjerning ikke er så utbredt innen akvakultur. Vaskeintervaller er avhengig av mengde organisk materiale og hvilken type filter som anvendes[16]. Normal sett deles begroing inn i tre ulike deler: Partikkelkake, skalering og biofilmdannelse. Partikkelkake fører til redusert flyt og en tykkere membran fordi partiklene er for store til å passere filteret. Kaken består av et lag med partikler/kolloider på membranoverflaten. Skalering forekommer i selve membranen, og er et resultat av en eller flere partikler som blokkerer en pore. Adsorpsjon/biofilmdannelse forekommer på overflaten eller inni porene. Biofilmdannelse reduserer flyten. Overflatebegroing er midlertidig, og begroing i porene er permanent, derfor vanskelig å rengjøre[16]. Polarisering er et begrep som beskriver en konsentrasjonsgradient mellom område nær membranoverflaten og i kjernen. Utrykket brukes i sammenheng med membrantetting, som vil påvirke yteevnen på filteret samt redusere flyten. Gradienten av økt konsentrasjon er nær membranoverflaten, men gradienten er unik for ulike filter. Begroing kan fjernes hydraulisk, kjemisk, fysisk eller ved en kombinasjon. Tilbakespyling av permeabelen når TMP blir for høyt er første steg av denne prosessen. Membranstørrelsen er avgjørende ved bestemmelse av hyppighet, men hvert 15-60 minutt med en spyletid på 30-60 sekunder er ansett som normalt[16]. Ved spyling av dybdefilter vil denne rengjøringen være mer effektiv enn ved membranfilter, derfor brukes en del i en kombinasjon med kjemikalier som: Hydrogenperoksid (H_2O_2), Klordioksid (ClO_2), syrer, samt varmt vann. I denne prosessen er det vanlig å bytte mellom en kaustisk og syrlig løsning. Effekten av behandlingen vil avta med tiden og flyten vil avta, derfor er det nødvendig å bytte membran (1-5 år)[16].

$$SDI = [(1 - t_0/t_n) \times 100] / n$$

The silt density index (SDI) er et verktøy for å måle sannsynlighet for partikulært og kolloidal begroing, og er spesielt viktig for RO membran siden den er spesielt utsatt. Metoden er todelt, først måles tiden det tar for å filtrere 500mL vann gjennom 0,54 μ m filter, deretter måles tiden det tar for lik mengde vann å filtrere etter 15 minutter vannstrøm gjennom filteret ved konstant trykk (3psi)[16]. Om faktoren er <75% etter 15 minutter vil membranen lett bli tett slik at en forbehandling av vannet er nødvendig før RO. I denne filtreringsprosessen kan en

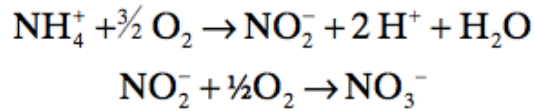
også oppdage andre forhold i vannet. Er filteret gult indikerer det organisk materiale eller jern. Rødbrun farge indikerer jern, og svart indikerer mangan[16].

2.4.6 Ozon

Et alternativ til kjemisk vannrensing er bruk av Ozon. Reaksjoner starter når O_3 reagerer med komponenter i vannet som til slutt blir oksidert og brutt ned. Bruken av ozon i sammen med proteinskimmer kan øke effekten om molekylene er som er dannet er amfifile. Om det blir dannet hydrofile molekyler, vil virkningsgraden reduseres[16]. Tidligere studier viser at ozon kan redusere misfargingen i vannet, nitritt, COD, BOD, suspendert stoff, TOC og turbiditet, avhengig av hvor og hvor mye som blir brukt [16, 32-34]. Ozon har også vist seg å ha en reduserende effekt på geosmin, bakterier og diverse patogener[35]. Kontroll ved bruk av ozon viser seg å være vanskelig. Det finnes instrumenter som men disse viser seg å være upålitelige og meget kostbare[36]. Oksidasjonreduksjon potensial er en annen metode for å kontrollere ozoneringen. Metoden går ut på å måle balansen mellom konsentrasjonen og villigheten til et stoff i en løsning til å gi fra seg eller ta opp elektroner.

2.4.7 Biofilter

Fisken skiller ut ammoniakk og CO_2 gjennom metabolismen[37]. Det er vesentlig å redusere konsentrasjonen av ammonium i et resirkuleringsanlegg fordi høye konsentrasjoner kan fremstå som giftig for fisken[16]. Likevekten mellom Ammoniakk (NH_4^+) og ammonium (NH_3) i vann er avhengig av pH og summen av disse to vil utgjøre TAN – Total Ammonia Nitrogen. To grupper bakterie oksiderer ammonium (NH_4^+) til nitritt (NO_2^-) og videre til nitrat (NO_3^-) i den nitrifiserende prosessen (Figur 9). Til slutt blir nitrat omdannet til molekylært nitrogen N_2 Bakteriene lager her en biofilm. De to første prosessene kalles nitrifiserende og bakteriene her er aerobe så bakteriene krever oksygen via lufttilførsel. For å omdanne nitrat til N_2 som er gjennom en anaerob prosess, må luften fjernes fra vannet. I den nitrifiserende prosessen blir det brukt to grupper autotrofe bakterier. Nitrosomonas omdanner NH_4^+ til NO_2^- og Nitrobacter omdanner NO_2^- til NO_3^- . De forbruker O_2 som et oksidasjonsmiddel og CO_2 eller HCO_3^- som karbonkilde[16].



Figur 9. Nitifikasjonsprosessen[16]

Under gode forhold vil bakteriene vokse og dette resulterer i en økt mengde av biofilm. Konsentrasjonen av ammonium, temperatur, pH, salinitet, organiske kilder og giftige stoffer påvirker hvor effektivt et slikt filter vil være. Effektiviteten kan forklares på denne måten: Mengden ammonium oksidert pr. enhet biofilm overflateareal og enhetstid. ($\text{mg NH}_4^+/\text{m}^2$ per min)[16]. 3 mg ammonium nitrogen pr. liter vann er ansett som bortimot optimale forhold for bakteriene. Blir det for høyt eller for lavt vil dette virke negativt på biofilteret. Ideelt vil bakteriene like seg på en relativt høy temperatur. 0-30 °C er temperaturområde hvor de befinner seg hvor 30 °C er foretrukket, noe som er et lite problem i oppdrett av laks siden optimal temperatur for vekst ligger mellom 12,8-14 °C[38]. pH er optimal mellom 8 og 9. Siden H^+ ioner er produsert i den nitrifiserende prosessen er det viktig å huske at dette kan føre til redusert pH. Alt er avhengig av anleggets bufferkapasitet, men dette kan i tilfelle tilbakestilles ved tilførsel av for eksempel kalk[16]. Ved høy tilførsel av organisk materiale kan dette føre til en reduksjon av biofilterets funksjon. Heterotrofe bakterier vil utnytte denne kilden, og konkurrere med de nitrifiserende bakteriene. Nitrifiseringen vil reduseres betraktelig om forholdet mellom karbon og nitrogen øker[16]. Formaldehyd, metall-ioner og organiske substanser kan redusere eller ødelegge biofilterets funksjon. Salt vil hemme bakterienes vekst på grunn av klorid-ioner. Lys har også en negativ effekt på nitrifiseringen[16].

2.4.6.1 Partikkelkonsentrasjon

Gjennom forsøk er det vist at partikkelkonsentrasjonen blir redusert gjennom FBBR og øker gjennom MBBR. I FBBR representerte en 10% reduksjon i partikkelkonsentrasjonen også 10% reduksjon i det totale partikkelflatearealet og volum. I MBBR representerte en 10% økning også 10% økning av partikkelflatearealet men ingen effekt på volumet. [39] En volumetrisk reduksjon av partikler større enn 100 μm og en volumetrisk økning av partiklers mindre enn 40 μm viser at MBBR omdanner større partikler til mindre. FBBR beviser at den fungerer som en sekundær partikkelfjerningsenhet. Partikkelstørrelsesfordelingen domineres av mindre partikler enn 20 μm i diameter (95%). Det er i tillegg til de biologiske filtrene også

andre som påvirker dynamikken i RAS system. Pumper, rør, vinkler og vekslere øker antall partikler på grunn av oppløsning av større partikler[39]. Små partikler har større A/V ratio enn større partikler. Det betyr at bakterier får større areal, noe som kan føre til å stimulere heterotrofiske mikrober i biofilteret som igjen dirkete konkurrerer om plass og oksygen med de nitrifiserende bakteriene. Småpartikler kan også svekke fiskehelse ved å blokke respirasjonsorganene[39].

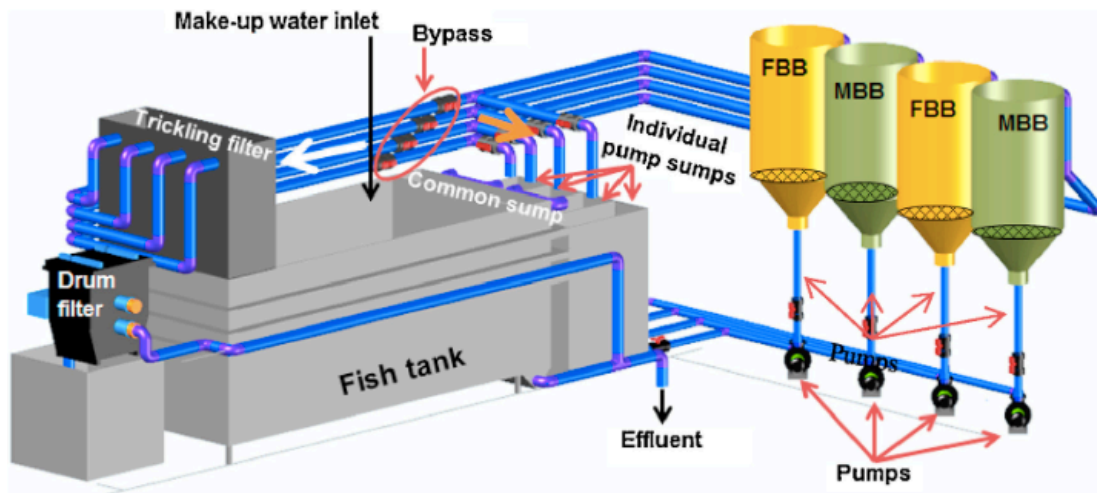
2.5 Tidligere forsøk

2.5.1 MBBR /FBBR

MBBR og FBBR er begge utbredt i RAS systemer, hvor noen bruker kun et av dem eller begge samtidig. Virkningsgraden av de respektive er lite undersøkt, siden parallelle program må kjøres samtidig med lik mengde fisk, vann, fôring og rensing, noe som er særdeles vanskelig[39]. Et forsøk sammenlignet MBBR of FBBR på partikkel distribusjon og organisk materiale i et 8,5m³ RAS system med fire biofiltre, to MBBR og to FBBR (Figur 10). Forsøket var satt opp med konstant fôring (1kg fôr/m³ tilsetningsvann) i tre måneder[39] hvor anlegget hadde mulighet til å forbipassere et av biofiltrene om ønskelig (Tabell 4).

Tabell 4. Resultat fra forsøket med MBBR og FBBR [39].

Type	MBBR	FBBR
Partikler (før)	2409	1117
Partikler (etter)	2667	922
+/- (antall partikler)	252	195
Forandring (partikkelkonsentrasjon %)	10 % økning	10% reduksjon
Forandring (overflateareal, &)	10% økning	10 % reduksjon
Forandring (volum, %)	0 %	10% reduksjon



Figur 10. Design av forsøksanlegget mellom FBBR og MBBR[39]

2.5.1.4 Resultat

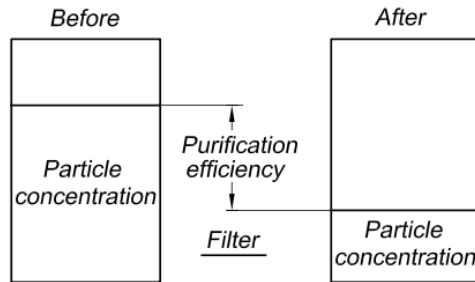
FBBR alene ble målt til en lavere partikkelkonsentrasjon enn da MBBR ble operert. Både i systemet hvor testen er tatt fra pumpeumpen etter fisketanken, og ved utløpet av biofiltrene. Fra testen kommer det frem at MBBR hadde en økning av partikkelkonsentrasjon på 10%, partikkeloverflateareal på 10% men derimot ingen forskjell i volum. FBBR reduserte alle tre med 10%. Partikler med størrelse $<20\mu\text{m}$ og $20-40\mu\text{m}$ ble påvirket forskjellig av MBBR og FBBR (Antall, areal og volum). MBBR produserte 250 partikler/mL ($<20\mu\text{m}$) mens FBBR reduserte denne typen partikkel med 200 partikler/mL. I størrelsen $20-40\mu\text{m}$ produserte MBBR 14 partikler/mL og FBBR fjernet 12 partikler/mL. For partikler mellom $40-100\mu\text{m}$ hadde ikke MBBR noen påvirkning der FBBR marginalt reduserte konsentrasjonen, overflatearealet og volumet. For partikler $>100\mu\text{m}$ hadde både MBBR og FBBR lik effekt. Analysen konkluderer med at over 93% av alle partikler som ble telt var mindre enn $20\mu\text{m}$. Testen konkluderer at type og antall biofiltre ikke påvirker TAN og nitritt-N, men da MBBR ble brukt alene var det vesentlig høyere konsentrasjoner enn da kun FBBR ble utnyttet[39]

2.6 Effektivitet av rensingen

Nevnte metoder for fjerning av partikler har en måte å bli vurdert på. Det kan være nødvendig for å oppnå ønsket resultat. Formelen for å analysere effektiviteten er som følger:

$$C_e = ((C_{in} - C_{Out}) / C_{in} \times 100)$$

C_e er effektiviteten (%), C_{in} blir definert som innholdet før filter og C_{Out} etter filteret (Figur 11).



Figur 11. Effekten av rensing sier noe om hvor mange partikler som blir fjernet etter filter[16].

Effektiviteten av et filter er varierende. Avhenger av art, partikkelkonsentrasjon og hvordan vannet er sammensatt. Normalt sett er effektiviteten uttrykt som % TSS fjernet fra vannet som skal behandles i filter. Det er også mulig å uttrykke effektiviteten på grunnlag av BOD, COD og næringsstoffer i vann (nitrogen, fosfor). Nitrogen løses lett opp i vann, mens fosfor ofte blir fastsettende på partikler[16].

3 Leverandører

3.1 Artec Aqua AS

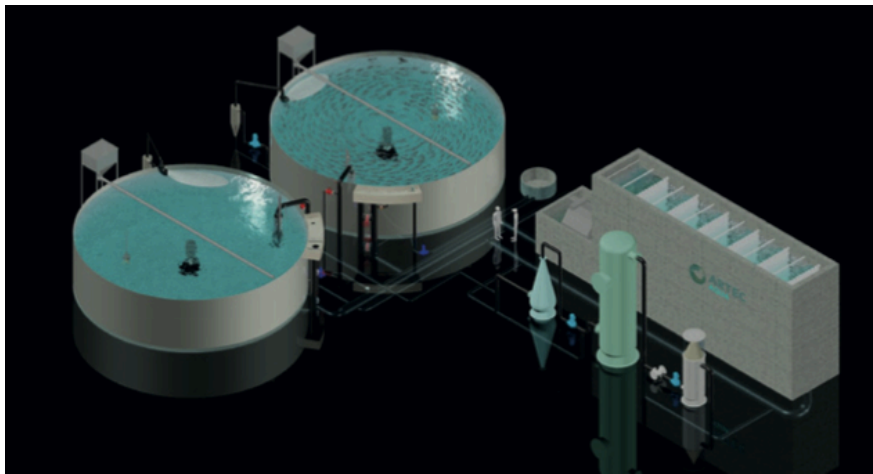
Selskapet

Etablert i 2002 av Bjørn Finnøy, Bjørnar Flem og Victor Fiveland og har hovedkontor i Ålesund[40]. Gründerne eier 100% av selskapet og jobber som daglig leder, prosjektsjef og prosjekteringsjef. Selskapet leverer system og produkter til RAS, gjenbruk og gjennomstrømningsanlegg, fra forprosjekt til ferdig anlegg (Figur 12).

Konsept og utstyr

Nøkkelferdige anlegg også kalt Turnkey, er en løsning Artec Aqua markedsfører på sin hjemmeside. I samarbeid med NIVA og UiN er det dokumentert at det egenutvikla konseptet MultiStep MB, gir gode resultater innen vannkvalitet og stressnivå[40]. Filteret er en reaktor som består av flere stegs serie fylt med legemer. Prinsippet er slik det vanligvis er i MBBR, at arealforholdet øker i forhold til volumet i tanken, slik at bakteriene har større effekt. I følge Artec Aqua er det 3 faser i MultiStep MB. Først omdannes mest mulig organisk materiale ved hjelp av heterotrofe bakterier. I midten av reaktoren omdannes TAN til nitritt og i slutten av prosessen vil nitritt være omdannet til nitrat[41]. Før vannet når biofilteret fjernes mest mulig partikler med et trommelfilter. Filteret dimensjoneres ut i fra hvor belastning av anlegget, men

Faivre leverer fra 26 til 100 μ m i porestørrelse[42]. Artec Aqua bruker ikke Fixed bed (FBBR) i sine løsninger, noe som ikke er kommentert videre av selskapet.



Figur 12. MultiStep MB fra Artec Aqua[41]

Nitrogenluftere, Rensestasjon, vaskesystem, trommelfilter, CO₂-luftere, RAS-system (MBBR), UV/Ozon, proteinskimmer. I tillegg er de utstyrt med de med standardiserte løsningene som pumper, kar, lysstyring, klekkeri, automasjon, ensilasje, fôringsanlegg[43, 44].

3.1.1 Prosjekterte og leverte anlegg

Nordnorsk Stamfisk AS, Steigen

En kapasitet på 4000 stamfisk som ble utvidet til 7000 i 2017. Prosjektet hadde en kostnad på 170 millioner og ble levert i 2015. Artec Aqua har prosjektert og levert anlegget[45, 46].

Cermaq avd. Forsan, Steigen

Leverandør av teknisk totalentreprise. Anlegget har en kapasitet på 12,2 millioner smolt som ble startet å bygge i 2015. Prisen på anlegget er ukjent for allmenheten[46, 47].

Firda avd. Nordalsfjord

Lvert ny startfôringsavdeling gjennom en totalentreprise. Kapasitet på 2,5 millioner smolt [46, 48].

Sundsfjord Smolt

Nytt anlegg på Sundsfjord med en kapasitet på 13 millioner smolt i året. Artec Aqua har prosjektert anlegget, levert tekniske løsninger og stått for rørmontasje. Anlegget stod ferdig i 2010[46, 49].

Cermaq avd. Holmvåg

Leverert RAS-anlegg for 4 kar som før var basert på gjennomstrøm. Montasje og opplæring ble også levert av Cermaq[46]. Anlegget produserer 1 million 1-åringer, 500' 0-åringer og 3 millioner yngel for eksport[50].

Flatanger Settefisk AS

Leverandør av tekniske rom med varmepumper, lufting, oksygenering og filtrering. Investeringen ble på 30 millioner[46]. Sterner AS var ansvarlig for prosjektet som var ferdig 2012, med en kapasitetsøkning fra 2,5 til 7,5 millioner smolt[51].

Sisomar AS

Artec Aqua var ansvarlig for ny påvekstavdeling og var totalleverandør av prosessstekniske installasjoner[46]. Sisomar har potensialet til å produsere 9 millioner smolt i året. Påvekstkarene som er levert av Artec, har diameter på 10-12 meter[52].

3.2 Krüger Kaldnes AS

Selskapet

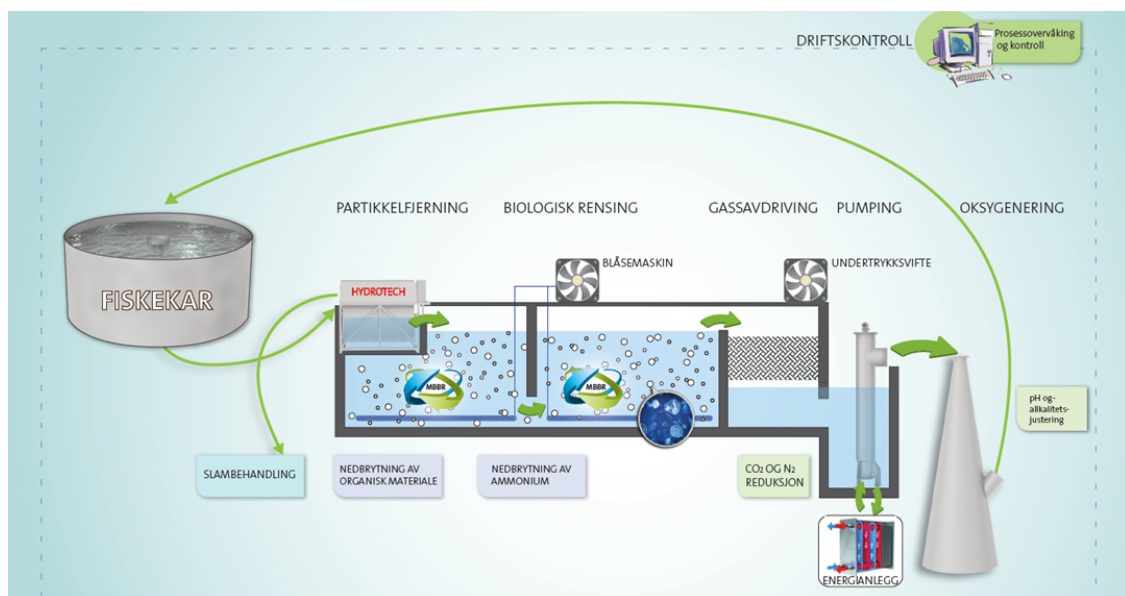
Historien strekker seg tilbake til 1986 da professor Ødegaard forsket på det som skulle bli kjent som MBBR. I 1989 ble Kaldnes Miljøteknologi etablert og første anlegg ble levert året etter. I 1995 ble selskapet kjøpt opp av Anglian Water PLC og siden den tid har selskapet byttet eier flere ganger. Idag eier Veolia Water Technologies det som senere ble til Krüger Kaldnes AS[53]. Turnkey-løsningen har vist resultater og er stort satsningsområdet idag. Turnkey er en totalleveranse av landbasert oppdrettsanlegg i samarbeid med entreprenører. Kaldnes følger 3 steg for turnkey. Første steg er salgsfasen hvor rammene legges slik at en pris kan fastsettes. I fase 2 går Kaldnes over til prosjekteringen, og her går de ned i minste detaljer slik at anlegget blir klart til byggestart. I fase 3 leveres anlegget sammen med leverandører[54]. RAS systemet til Kaldnes består av MBBR og Hydrotech trommelfilter som begge ligger under Veolia-konsernet[55].

Konsept og utstyr

Syklusen er basert på 5 ulike trinn: Partikkelfjerning, Biologisk fjerning, gassdriving, pumping og oksygenering (Figur 13). Etter trommelfilteret går vannet til videre behandling i RAS-systemet, mens partikler som er fjernet blir sendt til slambehandling. MBBR er delt i to og i første fase ønskes omsetning av organisk materiale. I andre del av MBBR ønskes en

omdanning av nitrogenavfall. Etter MBBR vil en undertrykksvifte fjerne CO₂ og N₂. Alkalitet og pH blir justert og deretter pumpet tilbake til systemet.

Trommelfilteret er vanligvis 40 eller 60µm. I tillegg kan en delstrøm renses med 20 µm-filter. pH justeres med kalk eller NaOH. CO₂ fjernes ved bruk av rislefilter med motstrøm eller luftet kanal der store luftmengder blåses ned i en grunn kanal. Kaldnes pumper hovedmengden av vann etter vannbehandling til fiskekarene med enten propellpumper eller sentrifugalpumper. En del strøm pumpes over trykkjegler for oksygenering der disse er til stede. Kaldnes desinfiserer normalt ikke i RAS, kun inntaksvannet. Et par anlegg har brukt AOT på en delstrøm. Videre er det ingen biologisk fjerning av nitrat, kun fjerning via avløpsvannet. Selskapet avvanner slammet over et beltefilter, deretter er det avhengig av bruken av slammet; om det skal avvannes videre eller tørkes. Kaldnes bruker vanligvis runde eller åttekantede tanker/kar (kilde: Kaldnes).



Figur 13. Flytskjema fra resirkuleringsanlegg til Kaldnes[56]

3.2.1 Prosjekterte og leverte anlegg

Kaldnes har levert 15 anlegg i Norge fra 2009 til 2017. Totalt sett har selskapet levert 29 design og byggeprosjekt i samme tidsperiode, i hele verden. Kaldnes henviser til 10 anlegg (RAS) som befinner seg i Norge, og som kan omtales som produksjonsfasiliteter[57].

Marine Harvest, Dalsfjord

Bygget i 2010 og har en kapasitet på 800 tonn smolt/år. Anlegget har et tankvolum på 4850m³ og en maksimal fôring på 5000 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 4 millioner smolt [57, 58].

Sundsfjord Smolt

Bygget i 2012 og har en kapasitet på 850 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 3000m³ og en maksimal fôring på 3200 kg/dag [57, 58].

Osland Settefisk

Bygget i 2016 og har en kapasitet på 625 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 1700m³ og en maksimal fôring på 1500 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 4 millioner smolt. Kapasitet på 2,5 millioner fisk[57, 58].

Marine Harvest, Steinsvik

Bygget i 2016 og har en kapasitet på 1325 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 10900 m³ og en maksimal fôring på 10000 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 7,5 millioner smolt på 250g[57, 58].

Astafjord Smolt

Totalentreprise bygget i 2017 og har en kapasitet på 900 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 3000 m³ og en maksimal fôring på 3500 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 1 millioner smolt på 250g[57, 58].

Sævareid Fiskeanlegg

Totalentreprise bygget i 2017 og har en kapasitet på 900 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 7200 m³ og en maksimal fôring på 9000 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 5 millioner smolt på 250g[57, 58].

Salmar Follafoss

Totalentreprise bygget i 2017 og har en kapasitet på 1500 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 11700 m³ og en maksimal fôring på 8000 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 6 millioner smolt på 250g[57, 58].

Salaks Salangfisk

Totalentreprise bygget i 2017 og har en kapasitet på 1500 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 10000 m³ og en maksimal fôring på 7500 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 6 millioner smolt på 250g[57, 58].

Helgeland Smolt

Bygget i 2017 og har en kapasitet på 4000 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 21700 m³ og en maksimal fôring på 20400 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 4 millioner smolt på 250g[57, 58].

Lerøy Sjøtroll Kjærelva

Bygges (2019) og skal ha en kapasitet på 4700 tonn smolt i året. Tankvolumet skal være på 24000m³ og maksimal fôring er 21600 kg/dag. Kapasitet på 7 millioner fisk på 500g[57, 58].

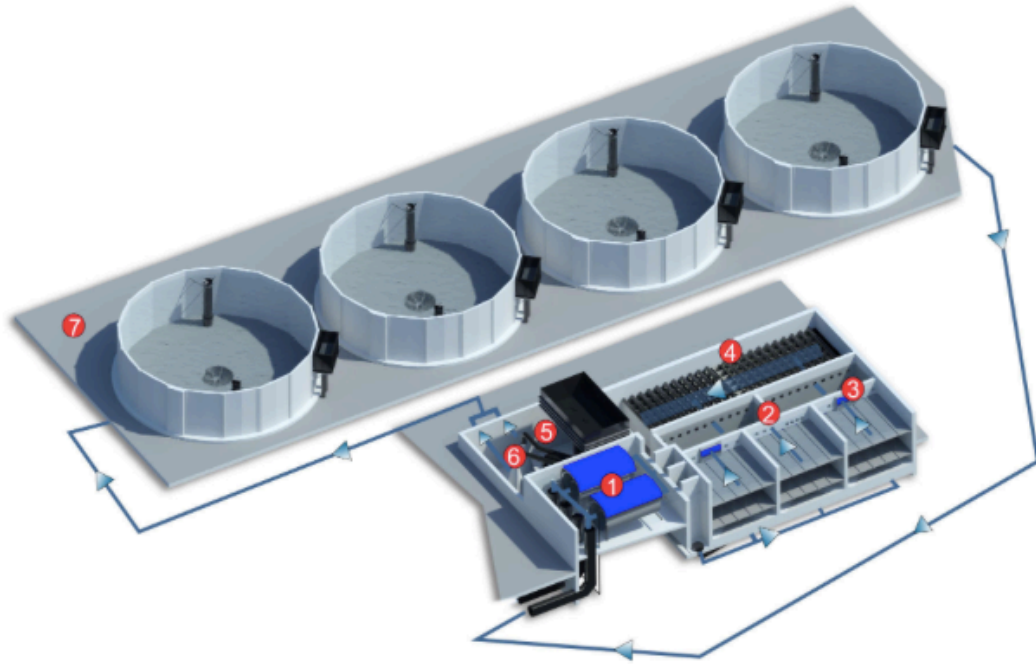
3.3 Billund Aqua AS

Selskapet

Historien strekker seg tilbake til 1985 og der selskapet viser til internasjonal erfaring og ekspertise innen RAS teknologi, utvikling, installasjon og service[59]. Billund har erfaring med over 25 forskjellige arter både i saltvann og ferskvann og i 2018 viser Billund til en referanseliste på 128 anlegg rundt om i verden[60]. I april 2017 gikk Broodstock Capital inn som hovedaksjonær med 51% av aksjene i Billund Aquakulturservice A/S. Hensikten var å etablere en selvstendig organisasjon i Norge for tettere oppfølging og bedre service til eksisterende og fremtidige kunder[61]. Resultatet ble Billund Aqua Norge AS.

Konsept og utstyr

RAS- anlegget til Billund består av syv ulike trinn (Figur 14): Vannet fra fiskekarene blir rensert for partikler større enn 40-90µm i et trommelfilter. Etter fjerning av grovpartikler har Billund valgt å sette inne biofiltre. Selskapet kan leverer FBBR, MBBR eller begge deler om det er behov for det. Etter den biologiske nedbryting av ammoniumforbindelser og organisk stoff, blir vannet helt eller delvis behandlet med UV for å ha kontroll på alger. Et vakuumfilter fjerner CO₂ og N₂-overmetning og i tillegg kan oksygen tilføres om det er behov. Billund bruker sentrifugal eller propellpumper for å løfte rensert vann til produksjonslokalene eller til holdetank, avhengig av design på hele produksjonsfasiliteten.. Materialene som blir brukt til fisketankene er vanligvis PE, glassfiber og betong der alt blir dimensjonert etter ønske[62].



Figur 14. RAS-anlegg til Billund Aqua Norge AS. 1: trommelfilter 2: Biofilter 3: UV 4: Vakuumfilter 5: Løfepumper 6: Oksygenering 7: Fisketanker[62].

3.3.1 Prosjekterte og leverte anlegg

Stensgård Åleopdræt A/S, Randbøl

Første anlegg på listen og ble bygd mellom 1984-1989. I 1994 og 1997 ble det gjort forandringer/oppdateringer. Anlegget har en kapasitet på 160 tonn.

SalMar Settefisk AS, Senja

Bygg nummer 107 og det siste i rekken av leverte anlegg i Norge. Smoltanlegg som har en kapasitet på 15 millioner fisk á 120gram. Bygget stod ferdig i 2015.

Agroc om Group, Russland

Bygg nummer 103 og ble levert som komplett anlegg for produksjon av Stør og kaviar. Kapasitet på 200 tonn kjøtt og 5 tonn kaviar. Ble ferdigbygd i 2012.

Lerøy Midnor AS, Belskvika

Klargjort i 2011 og har en kapasitet på 14 millioner smolt. Består av 11 systemer(RAS). Nummer 88 på listen av leverte anlegg og er et av anleggene denne oppgaven skal hente data fra.

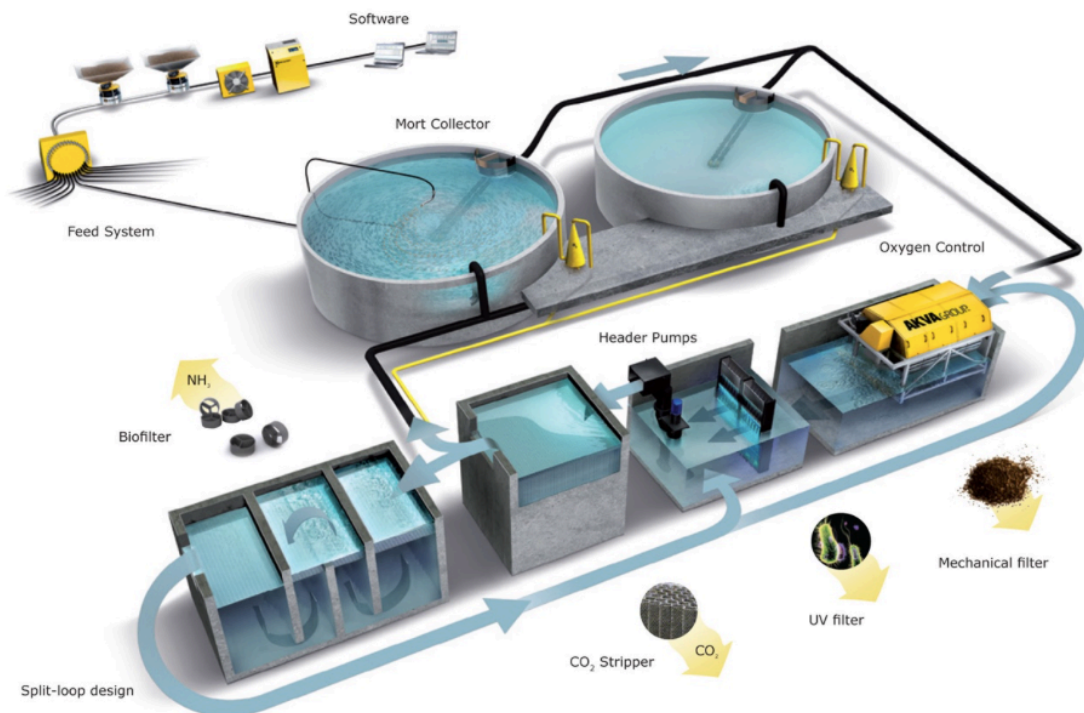
3.4 Akva Group ASA

Selskapet

Stiftet i Bryne i 1982 og registrert i enhetsregisteret i 1985. Hovedkontoret ligger i Bryne og daglig leder er Hallvard Peter Bogh Muri. Selskapets formål er å drive med produktutvikling, produksjon, prosjektering samt salg og markedsføring[63]. Fjerde kvartal i 2015 kjøpte Akva Group danske Aquatech Solutions A/S for å møte en voksende næring innen landbasert oppdrett[64].

Konsept og utstyr

For totalleveranse av landbasert oppdrett er standard resirkuleringsprosess for Akva Group ASA delt inn i 5 trinn (Figur 15). Etter fisketankene blir vannet behandlet med et trommelfilter for å fjerne partikler som er større enn 40-50 μ m. For rengjøring av filteret brukes flertrinns senrifugalpumpe. UV desinfiserer det filtrerte vannet før CO₂ og nitrogen blir fjernet ved bruk av en lufter. Her brukes vanligvis ett-trinns end-suctionpumpe eller aksialstrømpropellpumpe. Etter lufteren er det mulig å dele opp kretsen i to deler; en del som går til biofilteret og en som går tilbake til fiskekarene. Tanken bak denne løsningen, er å redusere CO₂ i anlegget fordi biofilteret ikke kan klare lik mengde vann. Alternativt sier Akva Group at de kan kjøre en krets med hele strømmen gjennom biofilteret, men da med høyere andel CO₂. Biofilteret er av typen "fluidised fixed" som er et stasjonært filter men som holdes i suspensjon. Resultatet er et effektivt filter som sjeldent trenger å renses, og av den grunn er dette automatisert. Etter biofilteret går vannet tilbake til lufteren igjen før det til slutt blir pumpet tilbake til fisketanken, hvor det er muligheter for oksygenering. Akva Group leverer også Akvasmart CCS føringssystem, rør og rørsystemer, overvåkingssystem, miljøsensorikk, undervannslys, software og service[65].



Figur 15. Resirkuleringsprosessen til AKVA Group ASA. En standardmodell[65].

3.4.1 prosjekterte og leverte anlegg

Miljødepartementet & Water of UAE

Klekkeri og oppdrettsanlegg for marin fisk stod ferdig i mars 2015. I samarbeid med det UAE baserte selskapet ANAF og Ghanoot, leverte og installerte Akva Group utstyr og system. Anlegget er designet for 10 millioner fisk[66].

Sisomar AS

Datterselskapet Plastsveis AS fikk kontrakt om bygging av nytt anlegg for postsmolt i 2015[67].

Midt-Norsk Havbruk

Plastsveis AS og Aquatec Solutions A/S signerte en kontrakt med en verdi på 105 millioner kroner 16 mai 2017[68].

Tytlandsvik Aqua

To anlegg for produksjon av postsmolt. Tankvolumet er tilsammen over 15 000m³. Produksjonskapasiteten skal ligge på 3 000 tonn fisk per år. Anlegget er designet som et Zero Water Change -anlegg hvor resirkuleringsgraden er på 99,9%. For å oppnå denne graden er det satt inn nye steg i renseprosessen: Fjerning av nitrat og fosfor fra vannet[69].

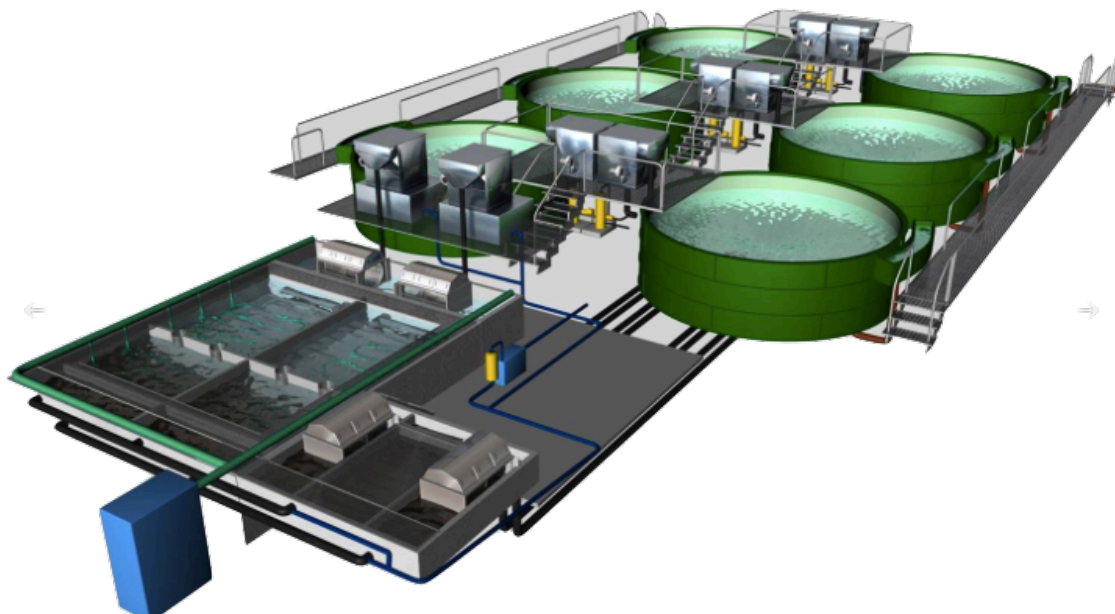
3.5 Sterner AS

Selskapet

Hovedkontor på Ski, og avdelinger i Bergen, Trondheim, Porsgrunn og på Leknes med prosjektering, design og service i Norge som hovedsatsingen. Sterner leverer BioClear RAS som en komplett løsning. I tillegg kan også BioClear RAS Modul leveres. Systemet er basert på MBBR i kombinasjon med SBR som blir installert med mulighet for bruk av ozon og uv for desinfeksjon av innløpsvann, og før og etter biofiltrene. Videre har anlegget to parallelle linjer slik at ulike operasjoner kan utføres uten å ramme hele produksjonen[70].

Konsept og utsyr

BIOCLEAR RAS er utviklet, optimalisert og testet utenfor Bergen (Figur 16). Avløpsvannet fra karene ankommer et trommelfilter som fjerner større partikler som fôrrester, avføring og annet organisk materiale. Sterner hevder at under optimale omstendigheter vil den fjerne mellom 60-80% BOD₅. En lufter fjerner overmetning av CO₂ og N₂ før et biofilter fjerner ammoniumforbindelser og organiske komponenter. Filteret består av MBBR og SBR i to parallelle linjer der ozon blir brukt før og etter, for å oksidere organiske komponenter. Mikrofiltrering etter biofilteret fjerner partikler som er større enn 10-25µm før spede vann blir tilsatt strømmen, og føres tilbake til fiskekarene. Oksygeninnblandere gjør det mulig å tilføre oksygen til delstrømmen som pumpes inn i fiskekarene[70].



Figur 16. Sterner sitt BIOCLEAR-RAS[70]

3.5.1 Prosjekterte og leverte anlegg

NMBU fiskelab, RAS

Ble åpnet i 2015, og består av 3 RAS-anlegg med tilsammen 120 kar i forskjellige størrelser.[71]

Vik Settefisk, modulbasert RAS

Stod ferdig i 2016. Maks biomasse er 33 tonn og totalt volum er 440m³. Maks flow gjennom lufteren er 25 000l/min[72].

OFA, RAS til kultiveringsanlegg

Sterner stod for leveranse, montering og igangkjøring av anlegget som ble bygd i 2015. RAS modulen består av både moving bed og fixed bed[73].

Nesfossen Smolt AS

Anlegget ble bygd i 2014. Sterner stod for oksygenering[74].

Flatanger Settefisk AS

Sterner leverte utstyr for slambehandling til et anlegg som produserer 7,5 millioner fisk. Utstyret og anlegget ble bygd i 2015[75].

3.5 AquaOptima AS

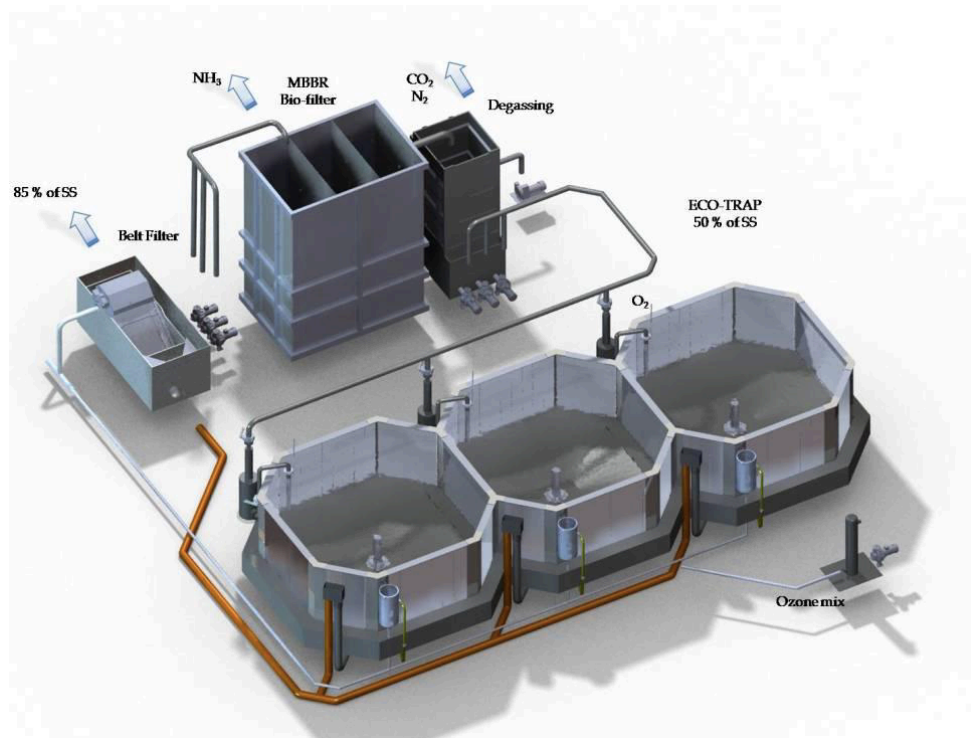
Selskapet

Siden 1993 har selskapet fra Trondheim jobbet med akvakultur. Idag spesialiserer de seg på RAS-system til inn og utland, og leverer alt fra Turn-Key til enklere løsninger. AquaOptima har en referanseliste på 58 anlegg fra 1993 til 2017. I 2017 ble bedriften en del av Steinsvik Group[76].

Konsept og utstyr

Fjerning av partikler starter allerede direkte i fisketankene før et trommefilter på 60µm igjen behandler vannet før MBBR-reaktoren. CO₂ blir fjernet og en delstrøm sender vannet gjennom en proteinskimmer kombinert med ozon, for å fjerne organisk materiale.

Delstrømmen tilbakeføres til CO₂-lufteren, hvor den andre strømmen pumpes til fiskekarene. UV og oksygenering er utstyr som AquaOptima også kan levere om ønskelig[76] (Figur 17).



Figur 17. RAS-systemet til AquaOptima AS[77]

3.5.1 Prosjekterte og leverte anlegg

CIP, Cuba – RAS klekkeri

Bygging begynte i 2016 og stod ferdig 2017. Design og ingeniørarbeid, utstyr og rådgiving for produksjonslokaler for 2 millioner parr[78].

Norsk Hummer AS

2009 ble det bygd lokaler for hummerlarver[78].

Nofima, Norge

FoU anlegg for RAS. 9 kar på 100m³ og 30 kar på 3.5m³. AquaOptima leverte her en Turn-Key løsning mellom 2008-2010[78].

Aakvik Settefisk AS, Norge

RAS-anlegg for laksesmolt. Dette var en Turn-Key løsning og bestod av 8 kar med 100m³ i hver. Anlegget ble bygd i 2006[78].

3.6 Niri AS

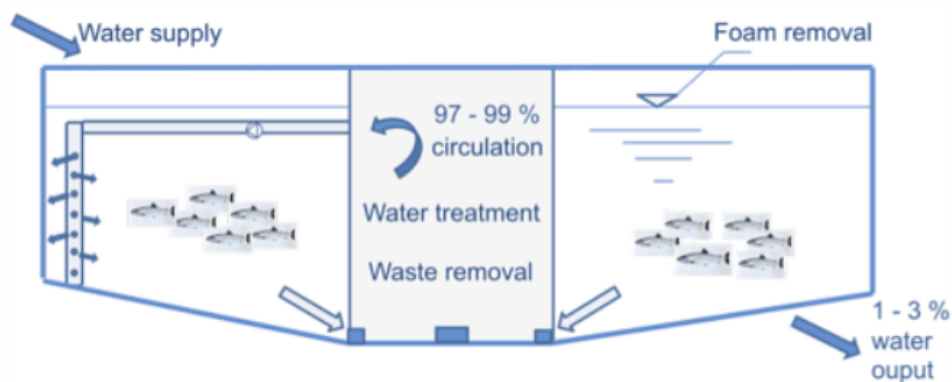
Selskapet

Etablert på Måløy i 2006 som ligger mellom Ålesund og Bergen. I 2016 hadde selskapet et driftsinntekter på 807 millioner kroner, en liten økning fra året før. Niri sier de et er

teknologiselskap og ikke et produksjonselskap, og at de utvikler produksjonsfasiliteter med lokale investorer[79].

Konsept og utstyr

Niri har modulbaserte RAS-systemer der hver produksjonsenhet har et eget integrert rensesystem (Figur 18). Biofilteret er av typen MBBR som er i midten av fisketanken. I bunnen av tanken blir fôrspill og avføring fjernet. Lufting av CO₂ foregår i selve fiskekaret. Resten er hemmeligheter[79].



Figur 18. Konseptet til Niri[80]

3.7 Multiconsult ASA

Selskapet

Et av landets ledende selskaper innen prosjektering og rådgiving. Selskapet ble etablert i 1908 og har idag hovedkontor i Oslo, men kompetansen er tilgjengelig fra alle kontorer i landet. Multiconsult opererer innen syv ulike områder: Bygg og eiendom, industri, olje og gass, samferdsel, fornybar energi, vann og miljø, samt by og samfunn[81]. Fra 1 juni 2016 ble Akvator en del av konsernet, noe som førte til at Multiconsult ble den største rådgiveren mellom Stavanger og Bergen[82]. Selskapet tilbyr totalprosjektering hvor kompetanse innen prosess er en viktig faktor, i tillegg til de øvrige fagfeltene og kompetansen bedriften besitter[81].

Noen tjenester som Multiconsult leverer:

Design av prosessanlegg

Prosjektering og dimensjonering av RAS- og gjennomstrømningsanlegg.

Produksjonsplanlegging

Kontrahering av entreprenører og leverandører

3.7.1 Prosjekterte og leverte anlegg

Marine Harvest, Steinsvik

Bygget i 2016 og har en kapasitet på 1325 tonn smolt i året. Anlegget har tankvolum på 10900 m³ og en maksimal føring på 10000 kg/dag. Anlegget har en kapasitet på 7,5 millioner smolt på 250g[57, 58, 81].

Grieg Seafood, Trosnavåg

Ferdig i 2011 og produserer fisk mellom 70 til 250 gram. Produksjonslokalet består av 4 kar som er 12 meter i diameter og seks kar på 8 diameter. Kapasiteten er på 6 millioner settefisk og 2 millioner yngel[81, 83].

Bremnes Seashore, Trovåg

Produserer 1,5 millioner smolt årlig, men skal øke kapasiteten til 10 millioner innen 2020. Multiconsult står bak prosjekteringen av anlegget[81, 84].

Lerøy, Bjørsvik

Opprinnelig designet for 2,5 millioner settefisk, men nye planer rører til en økning av produksjonen til 7,5 millioner[81, 85].

Marine Harvest, Fjæra

I fjerde kvartal av 2016 ble de første eggene satt inn i produksjonen. Kapasiteten er på 7,5 millioner smolt med en størrelse på opp mot 200 gram[81, 86].

Fjon Bruk AS – AlsakerFjordbruk AS

Alsaker Fjordbruk overtok anlegget i 2006 og har siden dette tidspunkt modernisert og utvidet produksjonslokalene. Idag har Fjon Bruk tillatelse til å produsere 20 millioner smolt og 52 millioner yngel[81, 87].

3.8 Internasjonale leverandører

AquaMaof, Israel

Består av en rekke grupper, blant annet AMG Norway. AquaMaof har holdt på i over 20 år og har jobbet med over 50 lokasjoner, verden rundt. Selskapet jobber med FoU, rådgiving, og prosjektering[88].

Inter Aqua Advance, Danmark

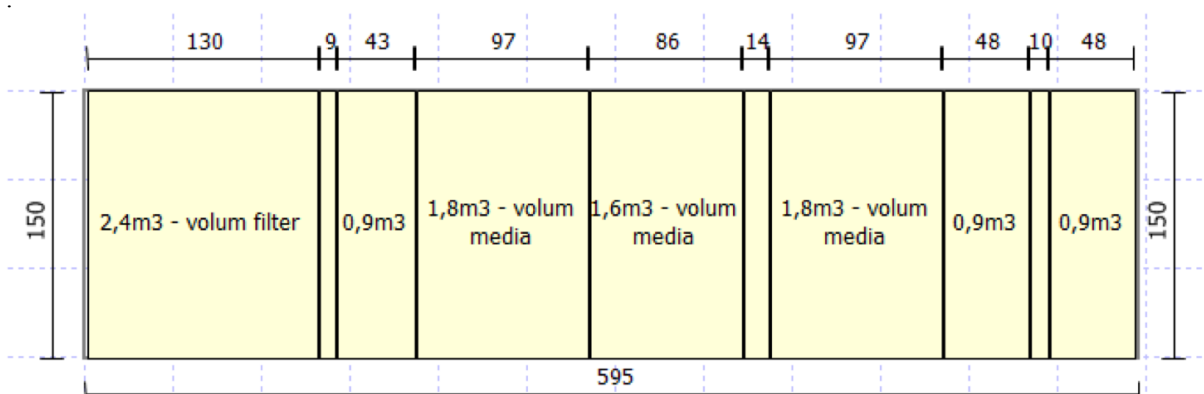
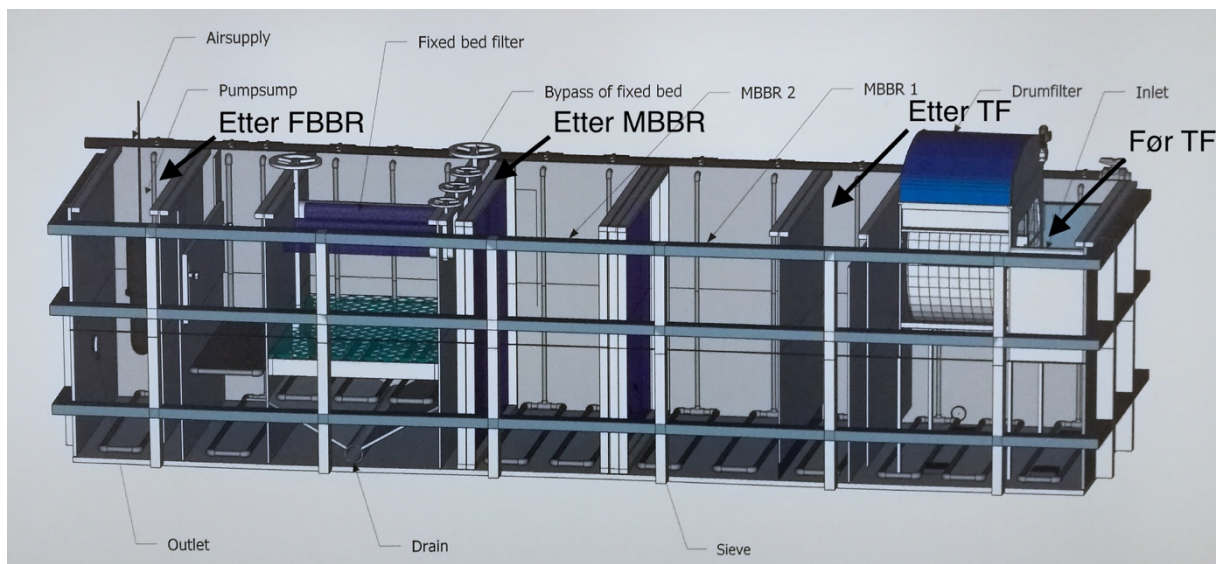
Leverer RAS-systemer over hele verden og har jobbet innen industrien siden 1978. Selskapet har levert over 150 RAS-systemer for ulike arter[88].

4 Forsøk NMBU

4.1 RAS-anlegget

Prosessanlegget på NMBU er levert av Sterner AS i 2015 og består av 3 RAS-anlegg med tilsammen 120 kar som har et volum på 100 til 3000l. Anlegget blir forsynt med IPN-fri rogn fire ganger i året slik at det alltid er forskjellige størrelser til fisken. Anlegget bruker kun nett og grunnvann[71].

Vannet fra fisketankene har redusert kvalitet og må behandles. Første steg i renseprosessen er etter vannet fra fiskekarene ankommer et trommelfilter for å fjerne større partikler (40 μ m maskestørrelse). Neste ledd i prosessen består av en CO₂-lufter som eventuelt fjerner overmetning av gass før vannet går videre til MBBR. Reaktoren er delt i to deler, separert med en perforert plate. MBBR 1 er fylt med RK plast (60% fyllingsgrad) med en spesifikk overflate på 750m²/m³. Multag Biochip som befinner seg i MBBR 2, har en fyllingsgrad på 60% og en spesifikk overflate på 3000m²/m³. Luft blir tilsatt i bunnen av reaktorene for å forhindre begroing av mediene. Fjerde trinn er FBBR, og denne er designet til å være nedstrøms. Vannet strømmer gjennom de to rørene som er farget lilla og om bypass er ønskelig for eksempel under flushing, kan vannet strømme gjennom et tredje rør. Femte trinn er lufting hvor CO₂ og nitrogenovermetning reduseres ved diffusere som er plassert på 90cm dybde. Vann fra energianlegg og spede vann blir tilsatt før luftingen for å unngå en eventuell gassovermetning. Siste trinn er pumpekammeret og denne regulerer nivået i RAS-anlegget. Den er designet slik at bobler ikke skal videreføres til pumpene slik at overmetning kan forekomme. Vannet går deretter til en pumpesump før det blir pumpet tilbake i systemet og holdertankene (Figur 19).



Figur 19. Dimensjon på RAS anlegget (1 og 2) på NMBU. Vannstrømmen kommer inn i trommelfilter og går ut ved pumpeump[89].

4.2 Forsøk 1

Hypotese: FBBR fjerner og MBBR produserer partikler.

Forsøket ble gjennomført 09.11.2017. Det var ingen unormale hendelser i produksjonen denne dagen eller dagene før forsøket. Formålet med undersøkelsen var å se om det var ulike mengde partikler i ulike deler av RAS-anlegget (Figur 19).

4.2.1 Registreringer

Prøvene ble hentet fra fire ulike steder i resirkuleringsanlegget: Før trommelfilter, før MBBR, før FBBR og i pumpeumpen (Figur 19.) Under forsøket var belastningen av RAS 2 lav (Tabell 5). Vannprøven ble tatt ut og lagret i 5l beholdere før en analyse av SS ble gjort i henhold til NS 4733. Det ble gjennomført tre analyser av hver prøve. Filteret ble plassert i en filterholder fra Gelman Sciences tilkoblet en vakuumpumpe (VWR Vacuum pump type PM

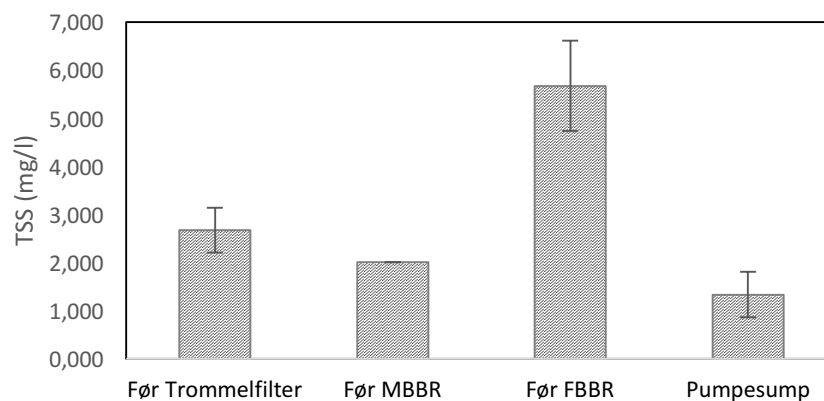
20405-86) og en tørkemaskin (Mettler LJ16 Moisture Analyzer). Mellom tørkemaskinen og pumpa var det tilkoblet en vannutskiller i en erlenmeyerkolbe som rommet 2l.

Tabell 5. Belastning av RAS 2 under forsøket

Dato	08.11.17	09.11.17
Daglig føring(Kg)	1,4	1,4
Fôrbelastning (kg fôr/m ³ spede vann/time)	0,09	0,08
Antall fisk(stk)	500	500
Biomasse(kg)	80	80
pH	7,8	7,8
O ₂ %	102	103
O ₂ mg/l	10,7	10,5
Temperatur °C	13,5	13,5
Flow m ³ /time	16,26	16,98
Spede vann m ³ /time	0,636	0,726
Spede vann m ³ /kg fôr/time	0,454	0,519
Resirkuleringsgrad (%)	96,1	95,72

4.2.2 Resultat

Forsøket viste at det er mer TSS etter MBBR enn før, og ytterligere reduksjon etter FBBR (Figur 20). Konsentrasjonen av TSS før TF var 2,67mg/l \pm 0,58 std, mens etter var det 2mg/l \pm 0,0 std (25,09% reduksjon). Etter MBBR var konsentrasjonen 5,67mg/l \pm 1,15 std, og etter FBBR var den 1,33mg/l \pm 0,58 std (76,54% reduksjon).



Figur 20. TSS fra hypotese 1 (NMBU)

4.2.3 Diskusjon

Resultater:

TSS-konsentrasjonen ble redusert gjennom trommelfilteret, men MBBR førte til videre økning. Videre diskusjon kommer senere i oppgaven (Kapittel 6), men det kan bety at tilført luft i MBBR frigjør biofilm slik at partikkelkonsentrasjonen øker. Effekten av økt partikkelkonsentrasjon i MBBR kan delvis sammenlignes med tidligere studier, men i studiet ble partiklene telt gjennom OPC [39]. Biofilm og partikler er lett synlig etter filtrering (Figur 21).



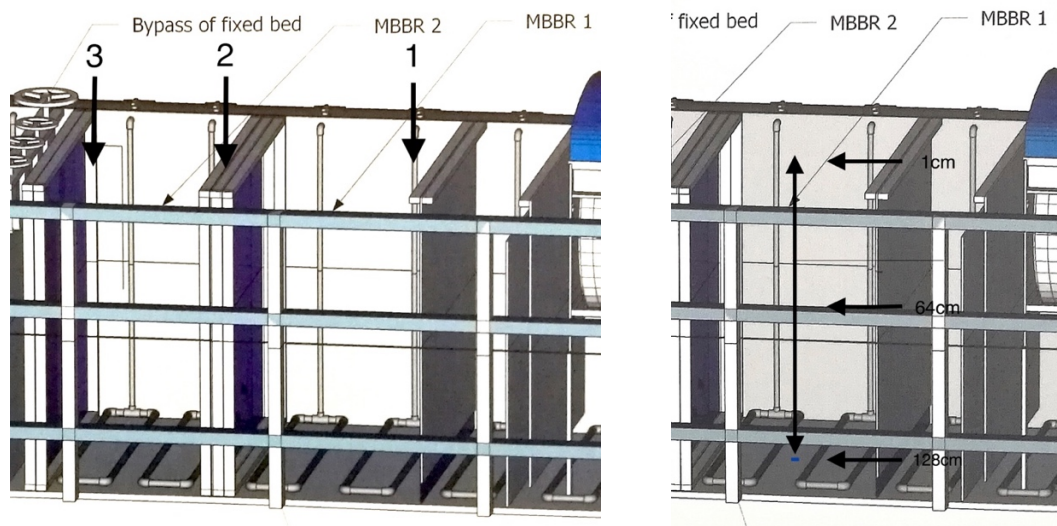
Figur 21. Filtrert prøve etter MBBR klar for tørking. Tydelige tegn på partikler og løsrevet biofilm.

4.3 Forsøk 2

Hypotese: Det er ulike mengder partikler og organisk stoff i ulike dyp og lengderetninger i MBBR.

Forsøket ble gjennomført 09.12.2017-15.12.2017. Det var ingen unormale hendelser i produksjonen under forsøket. Formålet med undersøkelsen var å se om det var ulik mengde partikler og organisk materiale i ulike dybder og steder i MBBR (Figur 22).

Den vertikale gradientundersøkelse av reaktoren, baserte seg på prøver hentet fra midten av MBBR: fra bunnen, midten og toppen. Som et resultat av dette forsøket ble en horisontal undersøkelse utført. Her ble vannet analysert fra starten, midten og i slutten av MBBR, rett før FBBR som vist i figur 22.



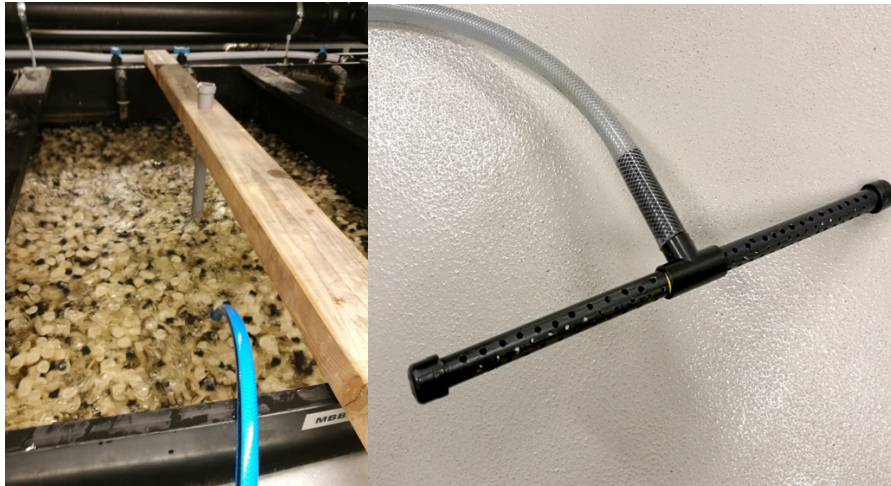
Figur 22. Gradientanalyse fra MBBR. Piler markerer hvor prøvene ble hentet fra. Først ble prøvene til høyre hentet ut og analysert før de til venstre ble gjennomført på tilsvarende måte[89].

4.3.1 Registreringer

Prøvene ble analysert for TSS, BOD₅, COD og turbiditet. BOD₅ ble utført ved hjelp av WTW OxiTop standard: WTW OxiTop 100 kontroll og WTW OxiTop -C topp. COD og turbiditet ble målt gjennom en standardisert metode fra Spectroquant for NOVA 60 (vedlegg). I metoden for analyse av COD inngår en varmeblokk av typen CR 3200. Kun et gjentak ble gjort av COD. Figur 23 viser utstyr som ble brukt for å hente ut vannprøver og tabell 6 viser belastningen av anlegget under forsøket.

Tabell 6. Belastning av RAS 2 under gradientundersøkelse

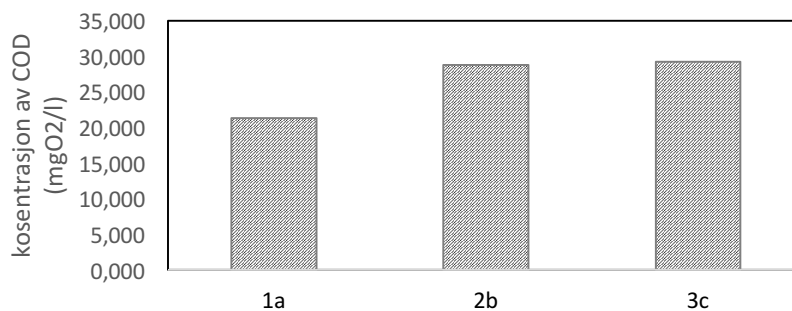
Dato	09.12.17	10.12.17	11.12.17	15.12.18
Daglig føring(kg)	2,5	2,5	2,5	2,8
Førbelastning (kg før/m ³ spedevann/time)	0,211	0,211	0,211	0,237
Antall fisk(stk)	1200	1200	1200	x
Biomasse(kg)	140	141	143	190
Totalflow m ³ /time	20,4	20,52	20,46	20,4
O ₂ %	99,8	99,8	99	98
O ₂ mg/l	9,97	10,01	10,0	9,92
Temperatur °C	13,8	13,6	13,6	13,8
pH	7,8	7,8	7,8	7,7
Spedevann m ³ /time	0,492	0,492	0,492	0,492
Spedevann m ³ /kg før/time	0,197	0,197	0,197	0,176
Resirkuleringsgrad (%)	97,6	97,6	97,6	97,6



Figur 23. Utstyr brukt til uthenting av vannprøver.

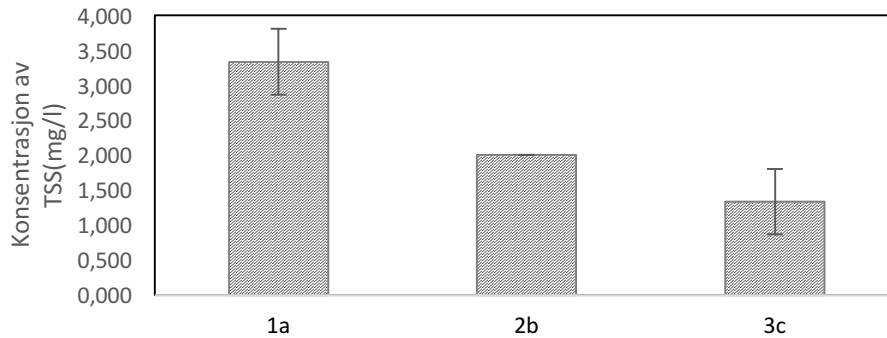
4.3.2 Resultat

Forsøket viser at mengde COD var høyere i overflaten enn lengre ned i dypet av MBBR (Figur 24). På toppen av reaktoren er det 37% mer enn det er i bunnen av reaktoren. I midten av MBBR var det 1,4% mindre COD enn det var i overflaten, men 35% mer enn det var i bunnen.



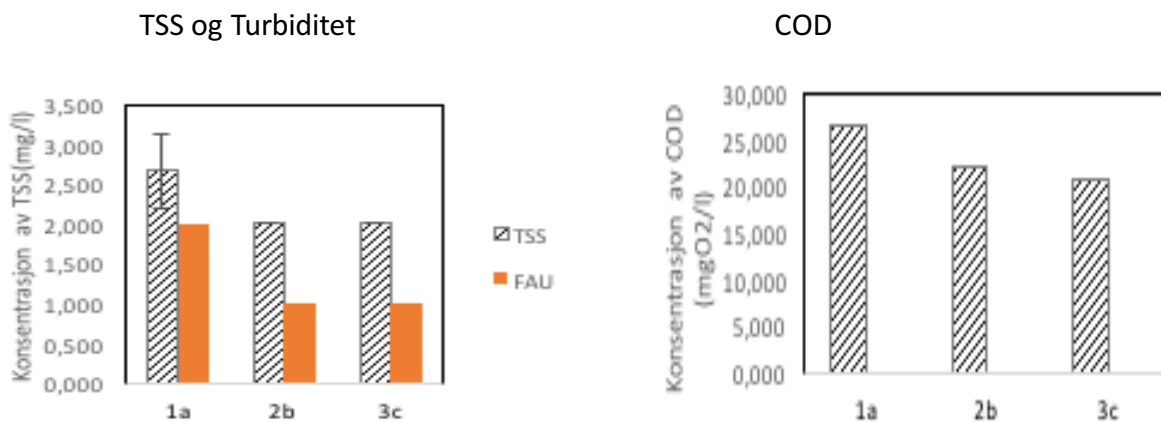
Figur 24. Konsentrasjon av COD i 1a bunnen av reaktoren(128cm), 2b midten av reaktoren(64cm) og 3c toppen av reaktoren(1cm), rett under overflaten.

Forsøket viste at konsentrasjonen av TSS var større ved overflaten ($3,33 \pm 0,47$ mg/l, 150% mer enn i bunnen), enn i dypere lag. I midten av MBBR var konsentrasjonen $2 \pm 0,00$ mg/l og bunnen, hvor den var minst, var den $1,33 \pm 0,47$ mg/l (Figur 25).



Figur 25. Konsentrasjon av TSS i 1a overflaten av reaktoren, 2b midten av reaktoren(64cm) og 3c bunnen av reaktoren (128cm).

Resultatet fra den vertikale undersøkelsen viste at det var mest partikler i overflaten, derfor ble en horisontal test i MBBR gjennomført (Figur 26). Resultatet viste at det er størst konsentrasjon av COD ved starten av reaktoren (26,4 mgO₂/l). I gjennomsnitt 19,4% høyere konsentrasjon i starten enn ved midten (22,1 mgO₂/l) av reaktoren og 27,5% høyere i starten enn ved slutten (20,7 mgO₂/l). BOD₅ var ikke målbart på grunn av for lave konsentrasjoner. Turbiditeten var større ved starten enn ved slutten, og det samme gjaldt TSS, som var høyere ved starten (2,66 ± 0,47mg/l, 33% større konsentrasjon) enn ved midten (2 ± 0,0 mg/l) -og slutten (2 ± 0,0 mg/l).



Figur 26. Målinger fra den horisontale undersøkelsen i RAS 2: 1a starten av reaktoren, 2b midten av reaktoren og 3c slutten av reaktoren.

4.3.3 Diskusjon:

Oppsett:

På grunn av mangel på BOD –flasker var det bare mulig å gjennomføre en test per analyse.

Resultat

Vannet i det øvre laget ved starten av MBBR, inneholder størst konsentrasjon av TSS, COD og turbiditet. Kun COD_{TOT} ble analysert, så det var ikke mulig å se hva som var partikkelbundet. Om majoriteten av COD var oppløst, kan det være at lett fordøyelig materiale ble tatt opp og utnyttet av mikroorganismer[16, 39]. Siden størst konsentrasjon var i øvre vannlag, ble en horisontal test gjennomført for å se om det var noen ulikheter mellom start og slutt i MBBR. Resultatet kan indikere at omsetning av organisk materiale i starten av MBBR skjer i så stor grad at konsentrasjonen avtar[90]. Denne prosessen er avhengig av C/N-forholdet (Karbon/ uorganisk nitrogen). Under 2 (C/N –forhold) vil autotrofe organismer være dominerende. Er den derimot over 10 vil heterotrofe organismer overta. Disse er avhengige av organisk karbon og oksygen. I MBBR tilføres luft og med organiske sammensetninger tilført fra trommelfilteret er det en mulighet at starten av MBBR er dominert av heterotrofe organismer[16].

4.4 Forsøk 3

Hypotese: Har fôrtype noe å si for vannkvaliteten?

Forsøket ble gjort for å undersøke om fôrtype hadde noe å si for vannkvalitet. RAS 2 hadde en høyere belastning enn RAS 1. Forsøket ble gjennomført 09.01.18-10.01.18. Målet for denne øvelsen var å se om ulike typer fôr påvirket systemet.

4.4.1 Registeringer

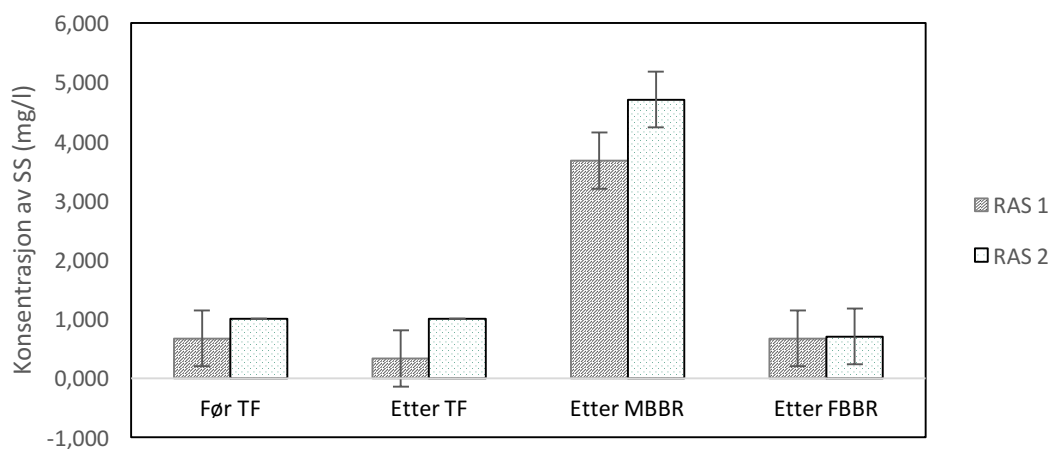
RAS 2 var i denne perioden belastet med et forsøksfôr og ble fôret 20% mer enn i RAS 1 og bestod av 180 kg total biomasse/fisk. RAS 1 hadde en biomasse på 140 kg (Tabell 7). Prøvene ble hentet på fire ulike steder: Før trommelfilter, før MBBR, før FBBR og i pumpesumpen (Figur 18). Vannet ble hentet og lagret i 5l beholdere og prøvene ble analysert for TSS i forhold til standard som tidligere.

Tabell 7. Belastning av RAS 1 og RAS 2 under forsøket

Dato	09.01.2018	10.01.2018
For 1 (RAS 1)		
Daglig føring(Kg)	2,55	2,575
Antall fisk(stk)	1200	1200
Biomasse(kg)	140	140
pH	7,2	7,2
O2 mg/l	9,8	9,9
O2 %	93 %	95
Temperatur °C	13,3	13,3
Flow (m ³ /time)	19,5	19,38
Spedevann (m ³ /time)	0,552	0,552
Spedevann (m ³ /kg/døgn)	5,19	5,14
Resirkuleringsgrad (%)	97,16	97,15
Fôr 2 (RAS 2)		
Daglig føring(Kg)	3,07	3,104
Antall fisk(stk)	1100	1100
Biomasse(kg)	180	180
pH	7,9	7,9
O2 mg/l	10,6	10,5
O2 %	100	100
Temperatur °C	13,3	13,3
Flow (m ³ /time)	20,7	20,58
Spedevann (m ³ /time)	0,558	0,558
Spedevann (m ³ /kg/døgn)	4,35	4,31
Resirkuleringsgrad (%)	97,30	97,28

4.4.2 Resultat

Resultatet (Figur 27) viser at det er høyest andel TSS etter MBBR både for RAS 1 (3,67 mg/l \pm 0,47 std) og RAS 2 (4,7 mg/l \pm 0,47 std). Ytterligere reduksjon etter FBBR ble målt til 0,67mg/l SS \pm 0,47 std i RAS 1 og 0,7 mg/l SS \pm 0,47 std i RAS 2. RAS 1 hadde en liten reduksjon av TSS etter trommelfilter, men i RAS 2 ble mengden målt til å være lik, både før og etter TF.



Figur 27. RAS 1 Vs. RAS 2. Forskjellige konsentrasjoner av TSS i ulike stadier av RAS-anlegget.

4.4.3 Diskusjon

Oppsett

Foruten om en høyere biomasse og fôring, var RAS 2 også belastet med et forsøksfôr. Fiskekarene i RAS 2 ble fôret totalt 20% mer enn i RAS 1, der biomassen til fisken også var lavere. Spedevannsforbruket (m^3/kg fôr) var større for RAS 1 (5,19) enn RAS 2 (4,32).

Resultat

Figur 26 viser at det er noen ulikheter mellom RAS 1 og RAS 2, men begge har samme mønster i gjennom de ulike stadiene av resirkuleringsanlegget. Etter MBBR er konsentrasjonen av TSS størst og reduksjonen etter FBBR viste en tilnærmet lik konsentrasjon som igjen betyr at FBBR fungerer som en partikkelfanger og er uavhengig av ulik type fôr[39]. Sett bort i fra at tendensene er de samme, er det likevel ulikheter. At RAS 1 hadde større utskiftning av vann per kg/fôr enn RAS 2 vitner om ulikheter i de to anleggene, som igjen mest sannsynlig var utslagsgivende på hvorfor det var ulike konsentrasjoner i de to anleggene.

4.5 Forsøk 4

Hypotese: Flushing påvirker effektiviteten til FBBR, del 1

Hensikten var å se ulikheter i biofilteret før og etter rengjøring, og om reaktoren hadde noen effekt på fjerning av partikler og organisk materiale. Første forsøk, før flushing, ble gjennomført 11.01.18 og forsøket etter flushing ble gjennomført 14.01.18.

4.5.1 Registreringer

Vannprøve ble tatt før og etter FBBR for å ha kontroll på hva som gikk inn og ut av filteret. Belastningen av anlegget var lav (Tabell 8), men det ble foretatt 3 prøver for hver analyse, både før og etter flushing. Prøvene ble analysert for TSS ved standardisert metode som tidligere nevnt. Ved flushing av FBBR isoleres filteret fra resten av resirkuleringsanlegget. Første steg i denne prosessen var å åpne en ventil slik at vannet fra MBBR gikk direkte videre til CO₂-lufteren, også kalt bypass. Etter dette ble ventiler for inn og ut av FBBR stengt slik at luft fra ventilene på bunnen av reaktoren kunne tilføres uten at vannet strømmte ut til utenforliggende områder. Denne prosessen frigjorde biofilm og partikler fra vegg og

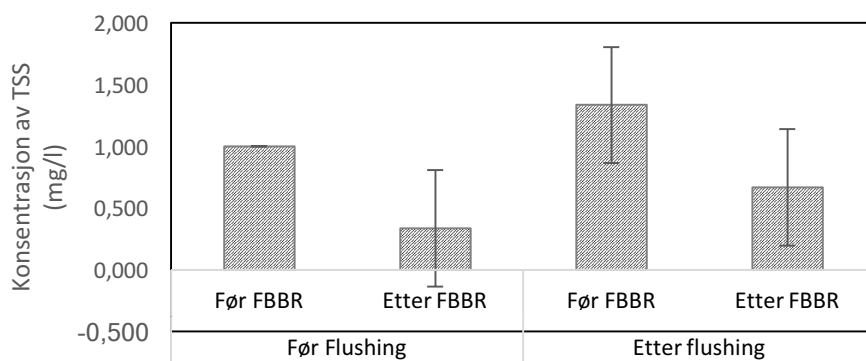
biomedie. Etter to minutter ble vannet fra FBBR fjernet ved å åpne en ventil som førte vannet til utløpet. Denne prosessen ble gjentatt tre ganger før filteret var klart til bruk igjen.

Tabell 8. Belastning av RAS 3 under forsøket.

Dato	11.01.2018	14.01.2018
Daglig føring(Kg)	0,45	0,49
Biomasse(kg)	30	31
pH	8,44	8,47
O2 %	100	101
O2 mg/l	10,64	10,8
Temperatur °C	12,5	12,4

4.5.2 Resultat

Resultatet viser en liten forskjell i partikkelkonsentrasjonen (TSS) før og etter FBBR (Figur 28). I forsøket ble det notert at målingen etter FBBR, før flushing, inneholdt minst partikler med $0,33\text{mg/l} \pm 0,47 \text{ std}$, $0,34\text{mg/l}$ mindre enn etter flushing. Relativt sett reduserte FBBR konsentrasjonen mest med 66,7 % før flushing. Etter flushing var reduksjonen 50%.



Figur 28. TSS før og etter flushing av FBBR.

4.5.3 Diskusjon

Oppsett

RAS 3 var det eneste anlegget som hadde behov for flushing. Visuelt sett var det lett å se at vannet var klart og inneholdt lite partikler. Dette kom også frem ved filtrering. Foruten om det gikk forsøket slik som ønsket.

Resultat

Små forskjeller før og etter flushing kunne være et resultat av feilmålinger eller at flushing har en effekt på egenskapene til filteret[39]. Det er bevist at biofilm tiltrekker partikler og

biofilm, derfor er det vesentlig å ikke fjerne for mye om gangen slik at høy effektivitet opprettholdes.

4.6 Forsøk 5

Hypotese: Flushing påvirker effektiviteten til FBBR, del 2

Hensikten var å få et bedre bilde av effekten til FBBR før og etter flushing. Forsøket var basert på RAS 2, som var mer belastet enn RAS 3. Det var ingen unormale hendelser under forsøket.

4.6.1 Registreringer

Prøvene ble hentet mellom 08.02.2018 – 13.02.2018. Forsøket blir en gjentakelse av det forsøket som ble gjennomført for RAS 3, men denne gangen ble vannprøven analysert for flere parameter: COD, BOD₅, SS og turbiditet. Belastningen av RAS 2 er beskrevet i tabell 9. Metodene som ble brukt er beskrevet tidligere.

Tabell 9. Belastning av RAS 2 under forsøket

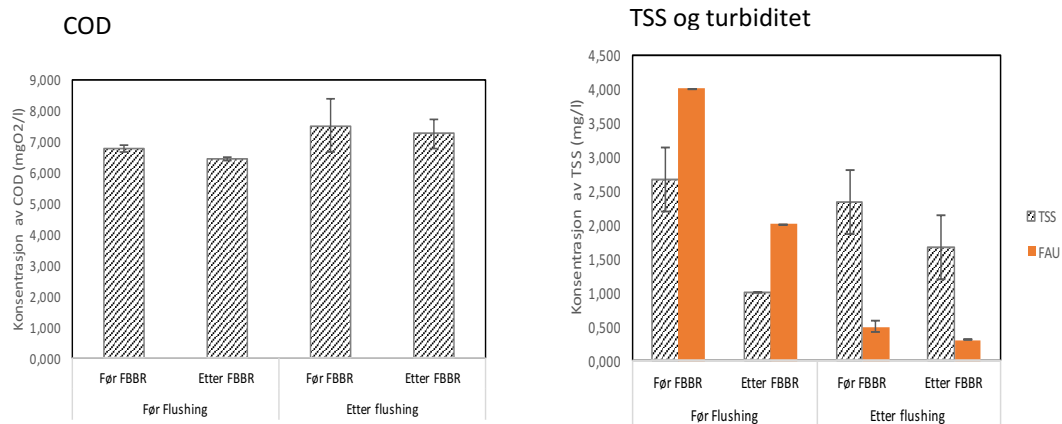
Dato	08.02.2018	13.02.2018
Daglig føring(Kg)	2,22	2,24
Førbelastning (kg før/m ³ spede vann/time)	0,203	0,202
Biomasse(kg)	193,2	195,1
pH	7,8	7,78
O ₂ %	102	101
O ₂ mg/l	10,61	10,53
Temperatur °C	13,5	13,4
Flow m ³ /time	20,7	21,48
Spede vann m ³ /time	0,456	0,462
Spede vann m ³ /kg før/time	0,205	0,206
Resirkuleringsgrad (%)	97,8	97,9

Turbiditetsmåleren som ble brukt i forsøket var HACH 2100N IS Turbidimeter (ISO Method 7027), se vedlegg. Instrumentet ble brukt i forbindelse med ved analyser i laboratoriet mellom TF og Sørhellinga sammen med BOD₅. Flushingen ble gjort i henhold til standard prosedyre som er tidligere nevnt.

4.6.2 Resultat

Resultatet viser at flushing av fixed bed reaktoren påvirker effektiviteten til filteret (Figur 29). Reduksjonen av TSS var på 63% før flushing, og etter var den på 29%. COD ble redusert med

5% før, 1% mer enn etter flushing. Turbiditeten ble oppnådde også størst reduksjon før flushing med 50 % reduksjon.



Figur 29. Konsentrasjon av COD, TSS og turbiditet før og etter flushing av FBBR.

4.6.3 Diskusjon

Resultat

Turbiditeten var generelt veldig lav. FAU brukes ofte til veldig forurenset vann med der konsentrasjonen helst er mellom 40 og 4000 (NS-EN IOS 7027:1999). Suspendert stoff, som er det mest interessante, var også lav. Mengden TSS før flushing, før FBBR var 2,67mg/l $\pm 0,47$ std med en reduksjon etter FBBR: 1,00mg/l $\pm 0,00$ std. Etter flushing var konsentrasjonen før FBBR litt høyere (2,33 mg/l $\pm 0,85$ std) enn etter (1,67mg/l $\pm 0,47$ std.) Resultatet her kan diskuteres videre i forhold til de små konsentrasjonene som ble målt, men påstanden om at flushing av FBBR reduserer effektiviteten ser ut til å stemme overens med tidligere teori[39]. Visuelt ser det ut som flushingen av FBBR reduserer mengde biofilm på biomedie. Øverst til venstre i Figur 30 er FBBR rett før flushing. Øverst til høyre er under prosessen hvor en kan se en merkbar endring i vannfargen. Nede til høyre er FBBR fylt opp med rent vann, etter flushing.



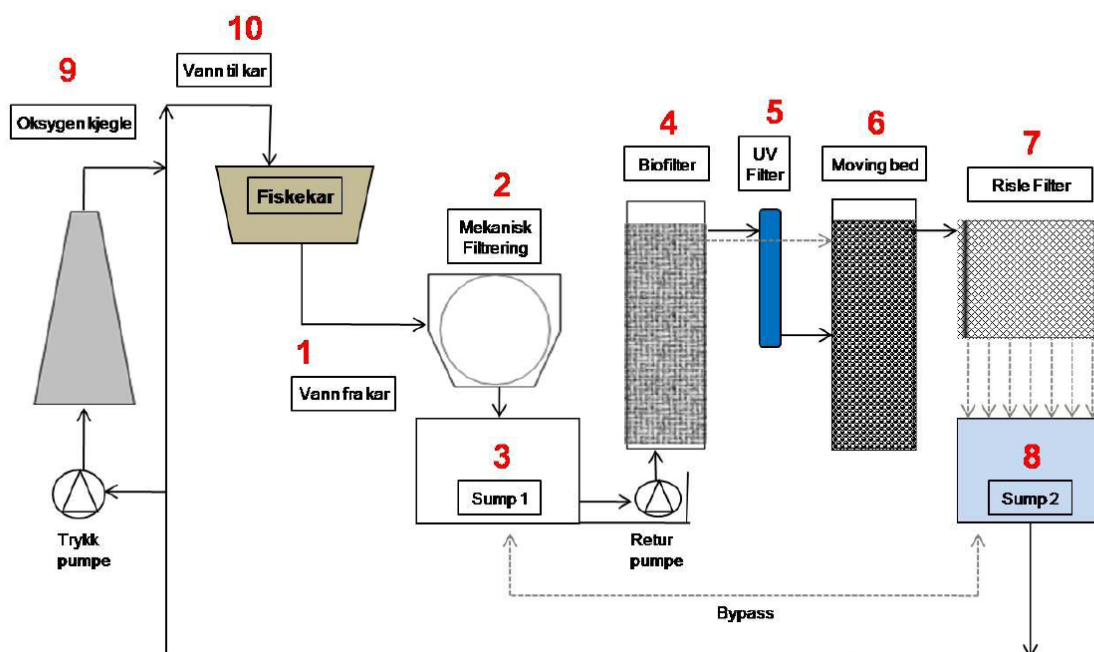
Figur 30. Oppe til venstre er FBBR begrodd og øverst til høyre vises resultatet etter "kokingen". Nederst til venstre er det bilde av biomedie som har gjennomgått flushing og nederst til høyre er det lett å se hvor stor visuell forskjell det er på før og etter flushing.

5 Forsøk Billund

5.1 RAS-anlegget

Prosessanlegget til Lerøy Midt ble levert av Billund Aqua Norge og ligger på Belsvik i Sør-Trøndelag. Anlegget ble åpnet siste kvartal av 2013. Kapasiteten er på 14 millioner smolt per år, eller 1120 tonn fisk per år. Fasiliteten består av tre klekkeri, to startforingsavdelinger, to påvektsavdelinger, to presmoltavdelinger og to smoltavdelinger. Vannprøvene ble hentet ut fra Smolt 2 (Figur 31).

Vannet fra fiskekarene ankommer to trommelfiltre med 60µm maskestørrelse. Neste ledd er en pumpe- og kalk- og salt (NaCl) tilsetning. pH-måleren befinner seg etter rislefilteret slik at justeringer kan foretas om nødvendighet. Salt tilsettes for å holde konsentrasjonen på 1‰. Vannet fra pumpe- og kalk- og salt-tilsetningen blir pumpet opp gjennom 5 separate FBBR-reaktorer før UV-behandling. Neste steg er MBBR, som er en lang og smal reaktor delt i to, med et gitter hvor vannet kan strømme gjennom. Siste ledd i rensingen er konsentrasjonsreduksjon av CO₂ og N₂ gjennom en lufter (Rislefilter). Vannet renner deretter til en liten sump der en delstrøm oksygeneres før vannet blir sendt tilbake til fiskekarene.



Figur 31. Flytskjema over RAS-systemet i Smolt-avdelingen[91].

5.1 Registreringer fra prosessanlegget

Biomassen lå på maksimumsgrensen, derfor var temperatur og fôring redusert for å hindre videre vekst og fisketetthet i anlegget. Tidligere i produksjonen var til sammenligning maks fôring på 1500kg/døgn. Totalflow og spede vann var tilnærmet den samme gjennom forsøket.

Oksygen ble målt etter rislefilter (Tabell 10).

Totalt volum i anlegget (3272,04 m³) er et resultat av alle kar, rør og alle kammer som eksisterer i RAS-anlegget. Spede vannet lå mellom 7,09-7,5 l/s (25-27 m³ t), og resirkuleringsgraden var på rundt ±99%.

Tabell 10. Belastning av RAS for Smolt 2

Dato	06.03.2018	07.03.2018
Fôr (Kg/døgn)	995	965
Fôrbelastning (Kg fôr/m ₃ spede vann/time)	1,62	1,48
Biomasse(kg)	132 736	132 172
Antall fisk	848 719	847 507
pH	7,02	6,9
O ₂ – etter CO ₂ -lufter, %	97,5	98,0%
O ₂ - etter CO ₂ -lufter, mg/l	11,19	11,24
Temperatur °C	9,01	9,00
Salinitet ‰	1	1
Spede vann l/s	7,09	7,5
Spede vann m ³ /time	25,5	27
Spede vann m ³ /kg fôr/time	0,025	0,027
Total flow m ³ /time	3854,1	3854,1
Resirkuleringsgrad %	99,34	99,29

Under forsøket ble vann hentet fra ulike steder i resirkuleringsanlegget, derfor var det viktig å vite hvilket tidspunkt vannet passerte de ulike stadiene (Tabell 11). Vannet i fisketankene ble skiftet ut en gang hver 34 minutt. Vannet fra tankene ble deretter fraktet i fremløpsrør med en oppholdstid på 19 sekund før vannet ankom trommelfilteret. I trommelfilterområdet var retensjonstiden 4,38 minutt. Vannskiftet i FBBR var 10 ganger i timen derfor er kalkulert tid i reaktoren 6 minutt. I MBBR var tilsvarende tid 4,54 minutt og i rislefilteret var den 1,08 minutt. Varigheten i returrør var på 0,62 minutt før vannet ankom fiskekarene. Totalt sett var retensjonstiden på hele anlegget ~ 51 minutt

Tabell 11. Total flow i RAS 2

Seksjon	Volum	Total volum m ³	Total (%)	Retensjonstid (min)
Kar	364 x 6	2184	67 %	34,00
Fremløpsrør	20,85	20,85	1 %	0,32
Trommelfilterområde	281,48	281,48	9 %	4,38
MBBR	291,57	291,57	9 %	4,54
FBBR	77,06 x 5	385,3	12 %	6,00
Rislefilter	69,19	69,19	2 %	1,08
Returrør	39,65	39,65	1 %	0,62
Total volum	3272,04	3272,04	100 %	50,94
Total flow m ³ /time		3854,1		

5.2 Forsøk 1

Hypotese: FBBR fjerner og MBBR produserer partikler.

Forsøket ble gjennomført 07.03.2018. Det var ingen unormale hendelser i produksjonen denne dagen eller dagene før forsøket. Formålet med undersøkelsen var å se om det var ulik konsentrasjon av partikler og organisk materiale i ulike deler av RAS-anlegget (Figur 31).

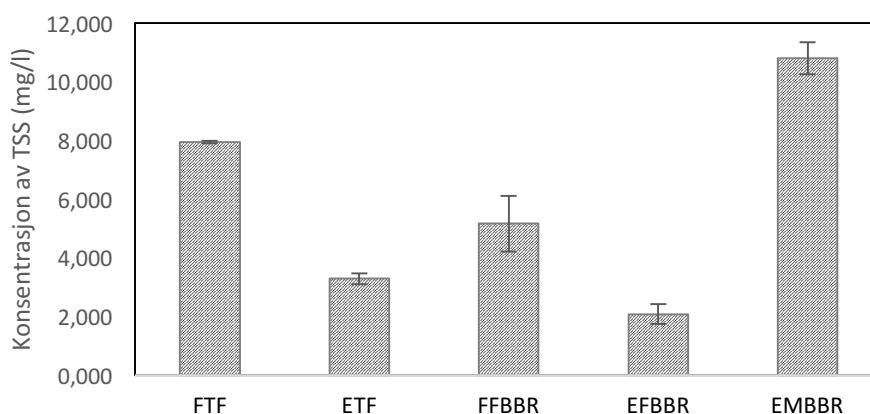
5.2.1 Registreringer

Prøvene ble hentet fra fem ulike steder i resirkuleringsanlegget: Før trommelfilter, etter trommelfilter, pumpeump, etter FBBR og etter MBBR (Figur 31). Vannprøvene ble tatt ut og lagret i samme type beholdere som i tidligere forsøk. Disse ble lagret ved 4 °C for å redusere biologisk aktivitet[39]. Prøvene ble deretter fraktet til hydro-lab ved NMBU. Ved ankomst ble prøver for BOD₅ satt til analyse, og resterende ble lagret på kjølerommet ved 4 °C. Dagen etter ble prøvene analysert for SS, COD, turbiditet, TS og fosfat. Det ble tatt to gjentak for hver prøve. BOD₅ ble analysert én gang. Først ble filteret plassert i en filterholder tilkoblet en slange og vannkran. Mengde filtrert vann varierte mellom 100-168ml, der SS ble regnet ut som mg/l. Væskemengden ble kalkulert ved å bruke en vekt der en trakk bort vannmengden brukt etter en filtrering, mot den mengde som var før filtrering. For hver filetering ble filterholderen tilkoblet en ny beholder, for å måle COD_{FILT} og fosfat.. Etter filetering ble hvert filter lagt i en skål, merket med nummer og tørket i tørkeskap i 1 time. TS ble lagt i skåler og tørket over natten. Skålen ble veid før og etter vannprøven var overført. COD_{FILT} og COD_{TOT} ble deretter analysert gjennom to gjentak fra hver prøve. COD_{PART} var et resultat av differansen mellom de to. Turbiditet ble målt som NTU på samme måte som tidligere.

5.2.2 Resultat

Suspendert stoff

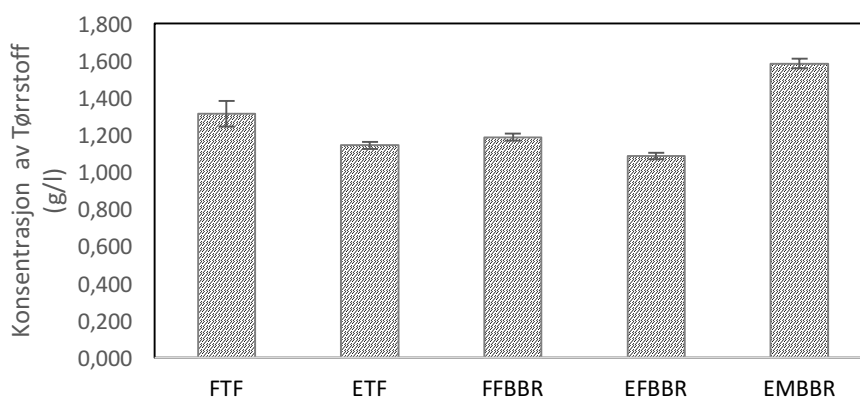
Resultatet viste at den laveste konsentrasjonen av TSS var etter FBBR ($2,084 \pm 0,329$ mg/l) og den største etter MBBR ($10,804 \pm 0,540$ mg/l, tabell 13), med en økning på 419 % fra konsentrasjonen i FBBR (Figur 32). Trommelfilteret reduserte konsentrasjonen fra $7,952 \pm 0,04$ mg/l til $3,2386 \pm 0,18$ mg/l. I pumpesumpen (FFBBR) økte konsentrasjonen til $5,164 \pm 0,94$ mg/l før FBBR reduserte den med 60%. Relativt sett reduserte FBBR mest (59,64%), men trommelfilteret fjernet mest i masse (4,666 mg/l).



Figur 32. TSS fra hypotese 1 (billund). Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

Tørrstoff

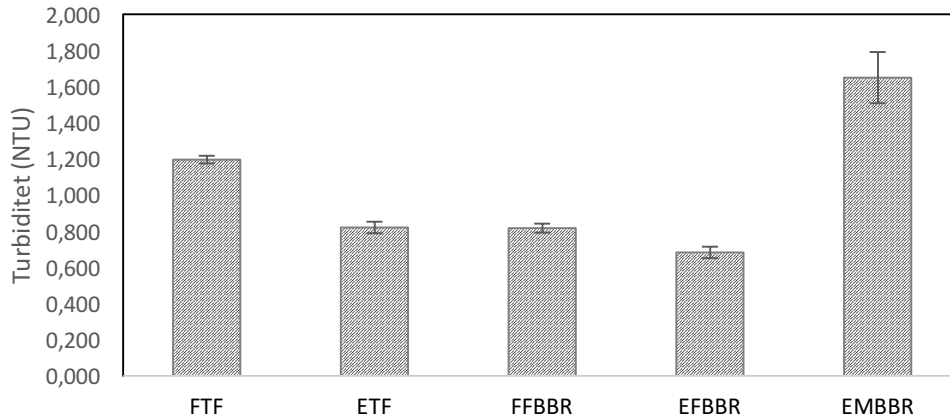
Resultatet viste at den laveste konsentrasjonen av tørrstoff var etter FBBR ($1,086 \pm 0,017$ g/l) og den høyeste konsentrasjonen var etter MBBR ($1,583 \pm 0,024$ g/l) (Figur 33). Relativt sett reduserte trommelfilteret høyest andel tørrstoff (12,7%). FBBR fjernet 8,4% av tørrstoffet fra vannet som passerte, en forskjell på 4,5% fra trommelfilteret (Tabell 13).



Figur 33. TS fra hypotese 1 (Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

Turbiditet

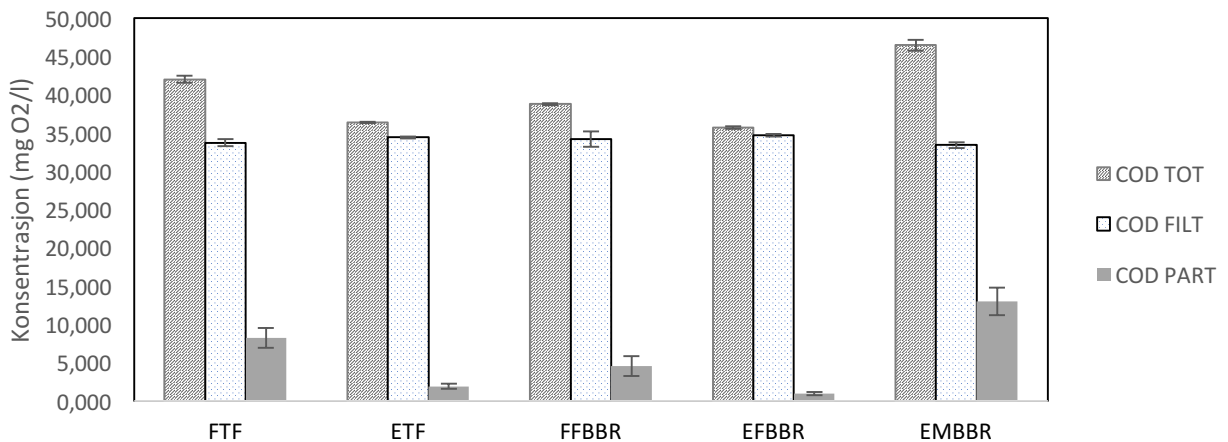
Trommelfilteret reduserte konsentrasjonen fra $1,197 \pm 0,020$ NTU til $0,821 \pm 0,032$ NTU. I pumpesumpen var det en ytterligere reduksjon ($0,817 \pm 0,024$ NTU), før FBBR reduserte konsentrasjonen til $0,683 \pm 0,030$ NTU. Etter MBBR var konsentrasjonen økt til $1,650 \pm 0,141$ NTU (Figur 34, Tabell 13)



Figur 34. Turbiditet fra hypotese 1 (Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

COD

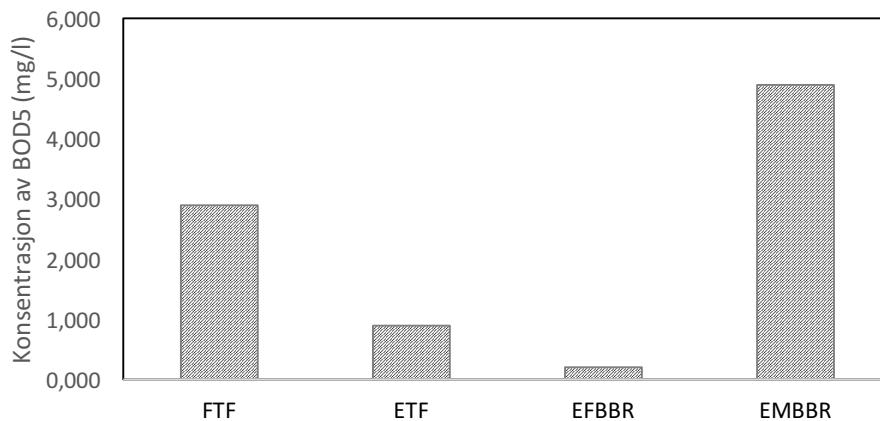
Den totale konsentrasjonen av COD (COD_{TOT}) var minst etter FBBR ($35,85 \pm 0,175$ mg O_2/l) og størst etter MBBR ($47,95 \pm 0,725$ mg O_2/l). COD_{FILT} var minst etter MBBR ($33,45 \pm 0,35$ mg O_2/l) og størst etter FBBR ($34,75 \pm 0,15$ mg O_2/l). COD_{PART} var minst etter FBBR ($1,1 \pm 0,2$ mg O_2/l) og størst etter MBBR ($14,5 \pm 1,8$ mg O_2/l). COD_{PART} -konsentrasjonen ble relativt sett, redusert mest i FBBR (78,26 %), men trommelfilteret fjernet mest (6,4 mg O_2/l) (Figur 35, Tabell 13).



Figur 35. COD fra hypotese 1 (Billund) FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

BOD₅

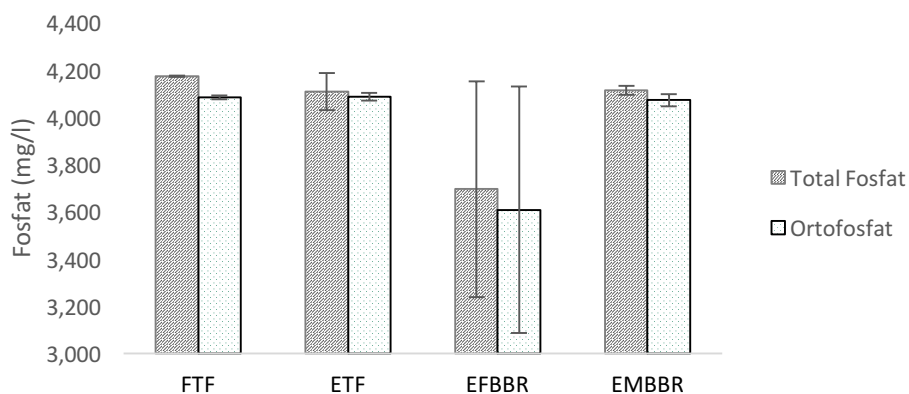
Konsentrasjonen av BOD₅ ble redusert gradvis fra trommelfilter til etter FBBR, hvor den laveste verdien ble registrert (Fra 2,90 til 0,20 mg O₂/l). Den høyeste konsentrasjonen var etter MBBR på 4,90 mg O₂/l (Figur 36). Relativt sett var det FBBR som tok opp mesteparten av den biologiske omsetningen, med en reduksjon på 77,78 %, men trommelfilteret fjernet mest totalt (2 mg O₂/l) (Tabell 13).



Figur 36. BOD₅ fra hypotese 1 (Billund). FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

Fosfat

Resultatet viste at den laveste konsentrasjonen av både total- og ortofosfat var etter FBBR med henholdsvis $3,696 \pm 0,457$ mg/l og $3,609 \pm 0,522$ mg/l (Figur 37). Størst konsentrasjon av total fosfor var før trommelfilter ($4,173 \pm 0,002$ mg/l), og høyest konsentrasjon av ortofosfat var etter trommelfilter ($4,088 \pm 0,016$ mg/l). Trommelfilteret reduserer konsentrasjonen av fosfat med 1,53 % (Tabell 13).



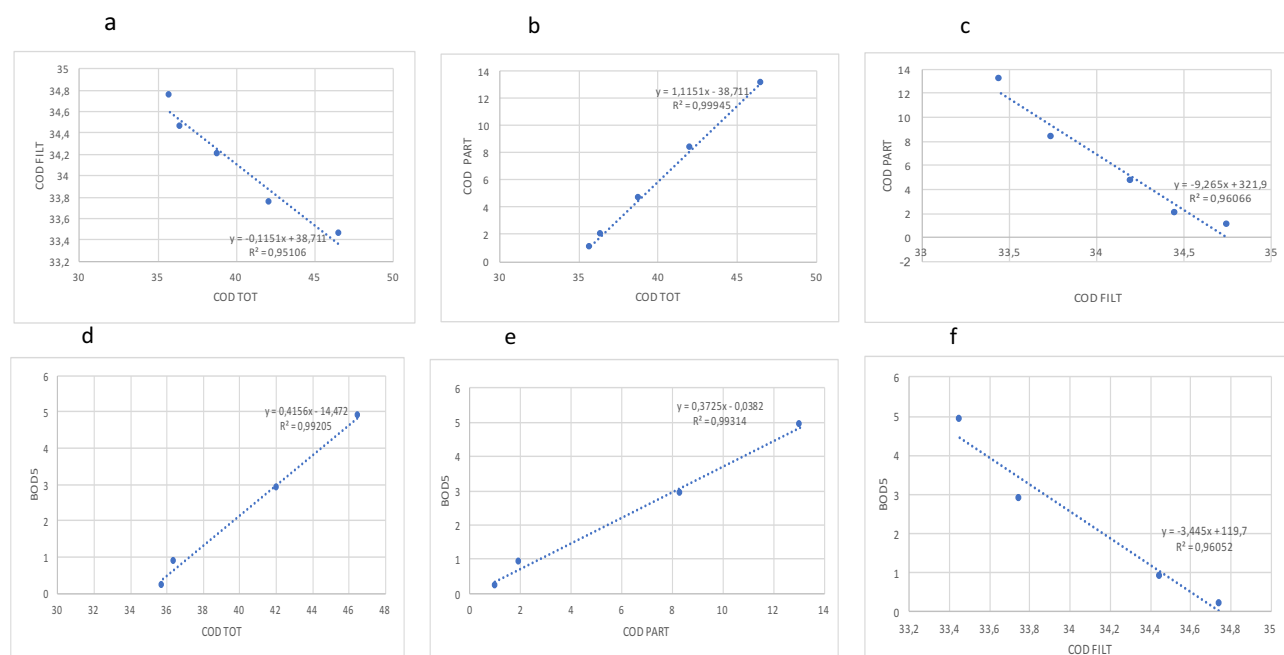
Figur 37. Fosfat fra hypotese 1 (Billund). FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR.

5.2.3 Sammenhenger

Følgende sammensetninger brukt fra resultatet viste at ved økt konsentrasjon av COD total, økte COD_{PART} (b, $y=1,1151x-38,711$), men COD_{FILT} ble redusert (a, $y= -0,1151x+38,711$) Figuren viser også at ved økt mengde COD_{FILT}, reduseres andelen av COD_{PART} (c, $y= -9,265x +321,9$). BOD₅ økte ved økt konsentrasjon av COD_{TOT} (d, $y= 0,4156x-14,472$) og COD_{PART} (e, $y= 0,3725x-0,0382$), men avtok ved COD_{FILT} (f, $y= -3,445x+119,7$) (Figur 38). COD total, partikulært og BOD₅ er alle registrert med høyest konsentrasjon etter MBBR (Tabell 12). COD filtrert er eneste parameter som er lavest etter MBBR (Tabell 12). Ligninger i parentes er signifikante (> 95%).

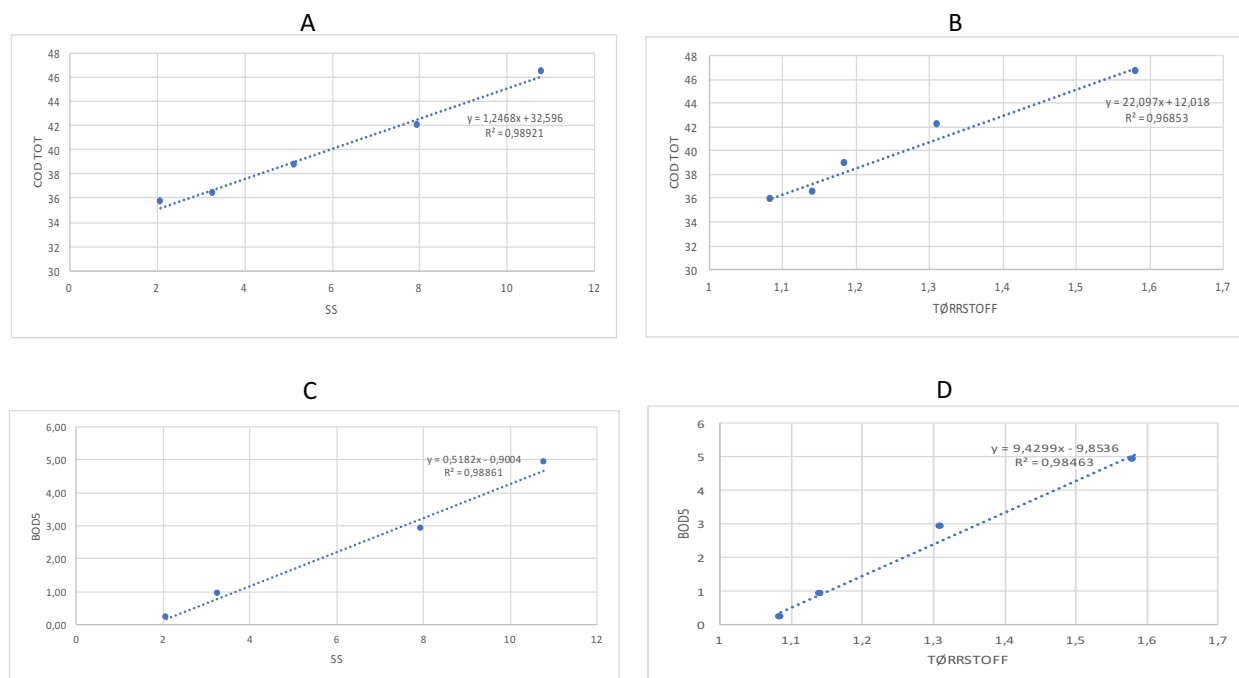
Tabell 12. Viser lokasjonen av de høyeste og laveste konsentrasjonene i resirkuleringsanlegget. Lokasjonene er relevante i forhold til sammenhengen mellom ulike parametere.

	Størst konsentrasjon	Minst konsentrasjon
COD TOT	Etter MBBR	Etter FBBR
COD FILT	Etter FBBR	Etter MBBR
COD PART	Etter MBBR	Etter FBBR
BOD 5	Etter MBBR	Etter FBBR
TSS	Etter MBBR	Etter FBBR
SS	Etter MBBR	Etter FBBR



Figur 38. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (A) COD total og filtrert, (B) COD total og partikulært, (C) COD filtrert og partikulært, (D) BOD₅ og COD total, (E) BOD₅ og COD partikulært –og (F) BOD₅ og COD filtrert.

Ved økning i konsentrasjon av COD og BOD₅, var det signifikant sammenheng med TSS og TS (Figur 39). Det var forøvrig ingen klare sammenhenger mellom suspendert stoff og tørrstoff, eller for turbiditet og suspendert stoff (95% signifikantnivå). TSS og Tørrstoff ble registrert ved lavest konsentrasjon etter FBBR og høyest etter MBBR.



Figur 39. Sammenheng mellom konsentrasjonen (A) COD total og TSS, (B) COD total og tørrstoff, (C) BOD₅ og TSS –og (D) BOD₅ og tørrstoff.

Tabell 13. Gjennomsnittlig resultat av de ulike parameterne fra hypotese 1.

	FTF	ETF	KØ	FFBBR	KØ	EFBBR	KØ	EMBBR	KØ
TSS (mg/l)	7,95 ± 0,05	3,29 ± 0,18	-59 %	5,16 ± 0,94	57 %	2,08 ± 0,33	-60 %	10,80 ± 0,54	419 %
Tørrstoff (g/l)	1,31 ± 0,07	1,14 ± 0,02	-13 %	1,19 ± 0,02	4 %	1,09 ± 0,02	-8 %	1,58 ± 0,03	45 %
Turbiditet FTU	1,20 ± 0,02	0,82 ± 0,03	-32 %	0,82 ± 0,03	0 %	0,68 ± 0,03	-17 %	1,65 ± 0,14	143 %
COD _{TOT} (mgO ₂ /l)	42,05 ± 0,42	36,40 ± 0,10	-13 %	38,80 ± 0,15	7 %	35,85 ± 0,17	-8 %	47,95 ± 0,72	34 %
COD _{FILT} (mgO ₂ /l)	33,75 ± 0,45	34,45 ± 0,15	2 %	34,20 ± 1,00	-1 %	34,75 ± 0,15	2 %	33,45 ± 0,35	-4 %
COD _{PART} (mgO ₂ /l)	8,30 ± 1,30	1,95 ± 0,35	-77 %	4,60 ± 1,30	136 %	1,10 ± 0,20	-76 %	13,5 ± 1,80	1127 %
BOD ₅ (mgO ₂ /l)	2,9	0,9	-69 %	-	-	0,2	-	4,9	2350 %
Totalfosfat (mg/l)	4,17 ± 0,00	4,11 ± 0,08	-1 %	-	-	3,70 ± 0,45	-	4,11 ± 0,02	11 %
Ortofosfat (mg/l)	4,08 ± 0,00	4,08 ± 0,02	0 %	-	-	3,61 ± 0,52	-	4,07 ± 0,02	13 %

FTF: Før trommelfilter, ETF: Etter trommelfilter, FFBBR: Før FBBR, EFBBR: Etter FBBR, EMBBR: Etter MBBR. KØ: Konsentrasjonsøkning (%) fra de ulike prosessene.

5.2.4 Diskusjon

Forsøksresultater

Suspenderte stoffer

Konsentrasjonen av suspendert stoff varierte gjennom de ulike leddene i renseprosessen, der trommelfilteret og FBBR var de eneste som fjernet partikler, noe som stemmer overens med tidligere forsøk[39]. Tidligere forskning viser at trommelfilteret fjerner opp til 60% av de suspenderte stoffene[92]. FBBR fjernet 60% av TSS (3,08 mg/l), noe som relativt sett gjør den mer effektiv enn trommelfilteret (59%, 4,66 mg/l). Pumpesumpen og spesielt MBBR, produserte derimot partikler. I MBBR økte konsentrasjonen av TSS fra $2,08 \pm 0,33$ mg/l til $10,80 \pm 0,54$ mg/l. Tidligere erfaringer tilsier at vann i RAS-anlegg har konsentrasjoner mellom 5,2-7,4 mg/l, men mengden suspendert stoff er avhengig av flere variabler som føring, utskiftning av vann, og drift[90, 93].

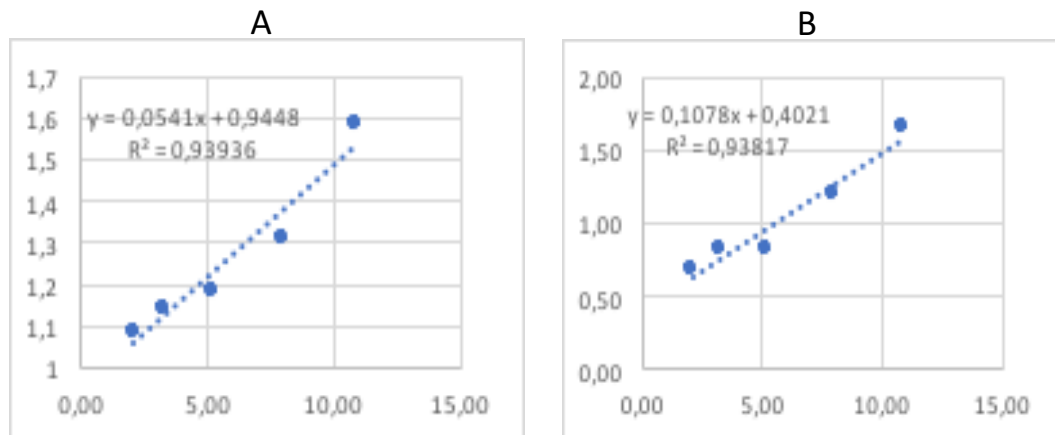
Tørrestoff

Det var ikke store forskjeller i resultatene, men trendene er som ved suspendert stoff. Trommelfilteret fjernet relativt sett mest tørrestoff, med en reduksjon på 12,9%. I tillegg reduserte også trommelfilteret konsentrasjonen mest med 0,17 g/l. FBBR fjernet 8,4% av tørrestoff fra vannet som ankom filteret, derfor var konsentrasjonen rett etter FBBR den laveste i hele prosessen (1,09 g/l). MBBR produserte tørrestoff med en prosentøkning på 45,88% og konsentrasjonsøkning på 0,49g/l fra FBBR. Sammenhengen mellom suspendert og tørrestoff har en sammenheng, men ikke med 95% signifikansnivå. Ved økt konsentrasjon av suspendert stoff vil tørrestoffet øke, og vice versa (Figur 40). Resultatet viste at kun 0,68% av tørrestoffet var TSS. TSS er i denne sammenhengen partikler som er større enn $0,45\mu\text{m}$. Dette tyder på at mesteparten av partiklene fra MBBR er mindre enn hva et trommelfilter med maskebredde på $60\mu\text{m}$ blokkerer.

Turbiditet

Turbiditeten ble redusert fra trommelfilteret til etter FBBR, men ved utgangen av MBBR var turbiditeten størst med en prosentvis økning på 142,65% fra nivået etter FBBR. I følge NS 9433:2017 er turbiditet uttrykk for mengde suspendert stoff i vann, og at det er normalt sett er lineær sammenheng mellom turbiditet og TSS. En kan se fra figur 40 at turbiditeten hadde en

sammenheng med konsentrasjon av suspendert stoff. Dette er i tråd med tidligere forsøk der turbiditeten var 1,38 NTU i RAS [13].



Figur 40. Sammenheng mellom (A) TSS og tørrstoff og mellom (B) TSS og turbiditet fra forsøket.

Organiske komponenter

COD_{TOT} og COD_{PART} varierte gjennom de ulike delene av RAS-anlegget, med høyest konsentrasjon etter MBBR, etterfulgt av ubehandlet vann før trommelfilteret. COD_{FILT} var i denne sammenhengen størst etter FBBR og minst etter MBBR, men variasjonene var ikke store (Fra 33,10 til 34,60 mgO_2/l). Sammenhengen mellom COD_{TOT} , COD_{FILT} og COD_{PART} (Figur 38) viser at det er en signifikant sammenheng mellom dem, og at for hvert sted i RAS- anlegget var COD_{FILT} og COD_{PART} tilsammen tilnærmet den samme verdien som COD_{TOT} . Resultater fra tidligere forsøk viser en at COD ligger mellom 22,1-26,5 $mg O_2/l$ i ulike sammenheng der FBBR og MBBR ble brukt sammen, eller alene. Det er uansett ikke helt sammenlignbart, fordi belastningen i anleggene var helt forskjellige. Belsvik hadde en fôrbelastning på 1,62 kg fôr/ m^3 spedevann, mot 1,0 kg fôr/ m^3 spedevann i tidligere forsøk[39, 94], noe som kan indikere at resultatet i dette forsøket kan være korrekt. BOD_5 fulgte samme tendenser som COD_{TOT} , der den største konsentrasjonen var etter MBBR og den minste var etter FBBR. I dette forsøket, er det klare sammenhenger mellom COD og BOD_5 (Figur 38, DEF), selv om BOD_5 i dette forsøket kun er BOD_{5TOT} . Forholdstall mellom BOD_5 og COD_{TOT} var rundt 14,5 før trommelfilter, og etter MBBR var dette tallet 9,7.

Fosfat

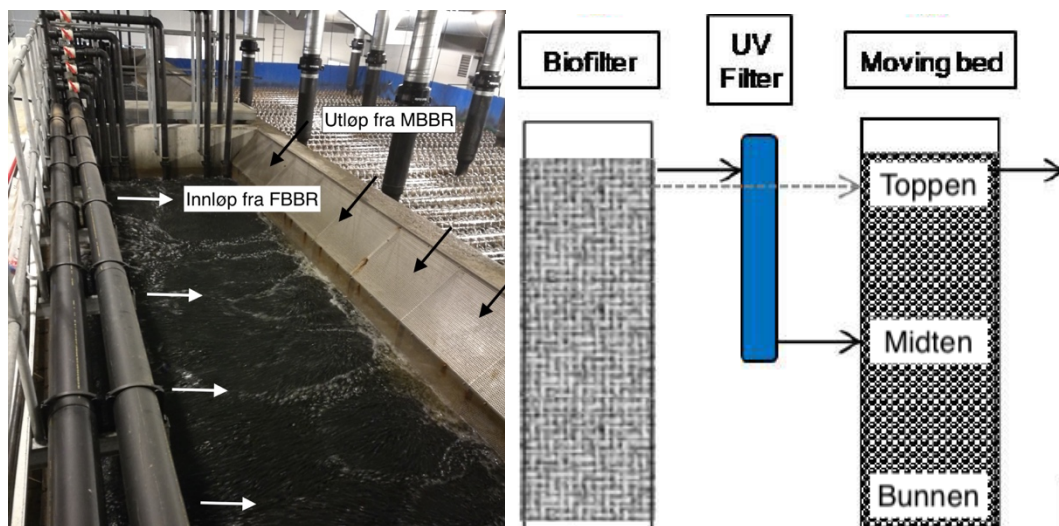
Små forskjeller i de ulike delene av rensprosessen, men etter FBBR er det en vesentlig reduksjon (Total: $4,17 \pm 0,00$ til $3,70 \pm 0,45$. Orto: $4,08 \pm 0,02$ Til $3,61 \pm 0,52$), både for orto og totalfosfat. Dette skyldes mest sannsynlig en feilprøve som er synlig i figur 37. Standardavviket viser at et av de to gjentakene er normale, derfor er det

lett å forstå at ikke prøven gir best mulig resultat. Sett bort i fra hendelsen fra FBBR, reduseres Total fosfat etter trommelfilter (1,56%), før den holder seg relativt stabil ut gjennom MBBR.

5.3 Forsøk 2

Hypotese: Det er ulike mengder partikler og organisk stoff i ulike dyp og lengderetninger i MBBR.

Forsøket ble gjennomført 07.03.2018. Det var ingen unormale hendelser i produksjonen denne dagen eller dagene før forsøket. Formålet med undersøkelsen var å se om det var ulik konsentrasjon av partikler og organisk materiale i ulike deler av MBBR-reaktoren i RAS-anlegget. (Figur 41). Prøvene ble hentet fra tre ulike dybder: I bunnen, midten og fra øvre vannlag (1-2 cm under overflaten).



Figur 41. Viser hvor prøvene ble hentet ut i MBBR-reaktoren. Bildet til venstre ser man at strømmen fra FBBR er lik gjennom hele MBBR. Prøvene ble hentet midt i reaktoren i de forskjellige nivåene som er markert til høyre i figuren.[91]

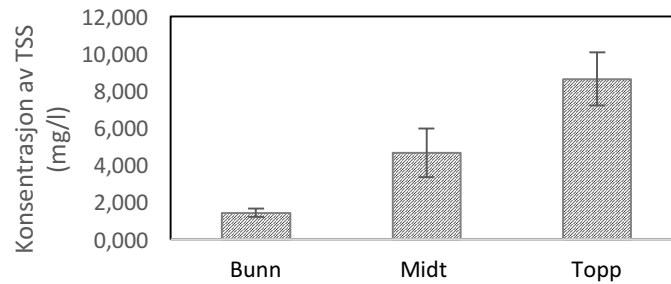
5.3.1 Registreringer

Prøvene ble fraktet til hydro-lab ved NMBU. Ved ankomst ble prøver for BOD₅ målt opp og fryst ned for senere analyser. Resterende ble lagret på kjølerommet ved 4 °C. Dagen etter ble prøvene analysert for TSS, COD, turbiditet, TS og fosfat. Det ble tatt to gjentak for hver prøve, der unntaket var BOD₅, som ble analysert én gang. Metode og fremgangsmåte for analysen er lik i som i forrige forsøk.

5.3.2 Resultat

Suspendert stoff

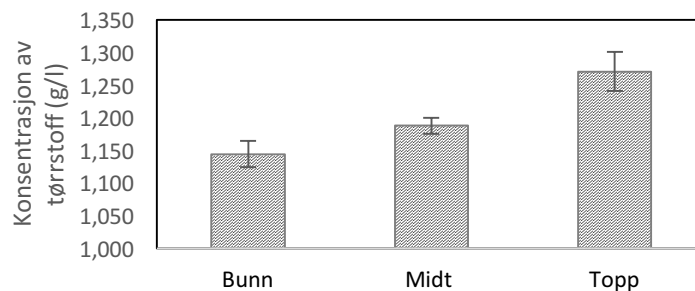
Resultatet viste at konsentrasjonen var størst i toppen av MBBR-reaktoren ($8,625 \pm 1,44$ mg/l), etterfulgt av midten ($4,639 \pm 1,31$ mg/l) og bunnen $1,414 \pm 0,22$ mg/l). Relativt sett var det størst økning fra bunn til midten (228 %) (Figur 42). Fra midten til toppen var det en økning på 86% (Tabell 14).



Figur 42. Konsentrasjoner av TSS fra hypotese 2 (Billund) i ulike nivåer av MBBR.

Tørrstoff

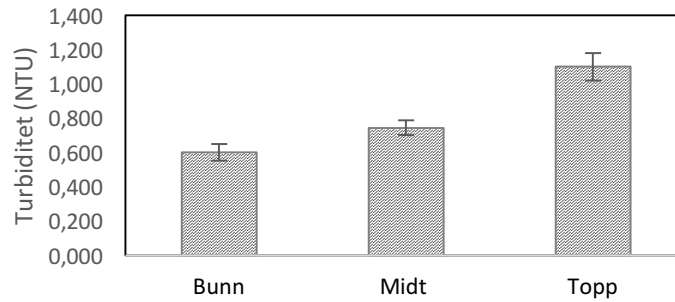
Resultatet viste at konsentrasjonen av tørrstoff var størst i toppen ($1,27 \pm 0,03$ g/l), etterfulgt av midten ($1,19 \pm 0,01$ g/l) og til sist, bunnen ($1,14 \pm 0,02$ g/l). Relativt sett var det størst økning fra midten til toppen (7 %) (Figur 43). Fra bunnen til midten var det en økning på 4% (Tabell 14).



Figur 43. Konsentrasjoner av tørrstoff fra hypotese 2 (Billund) i ulike nivåer av MBBR.

Turbiditet

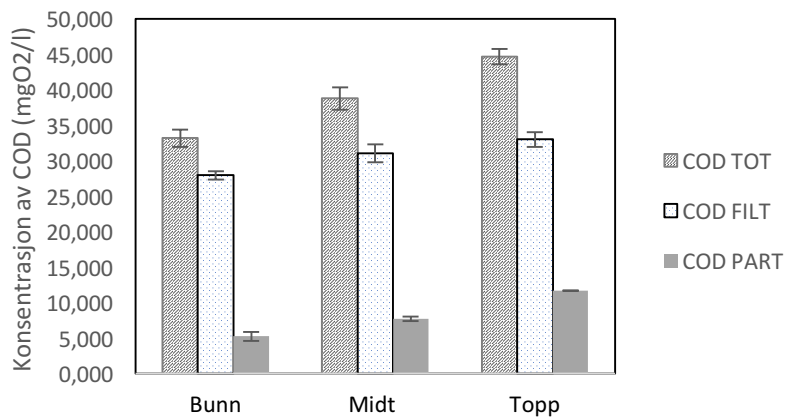
Resultatet viste at turbiditeten var størst i toppen ($1,10 \pm 0,08$ NTU), etterfulgt av midten ($0,74 \pm 0,04$ NTU) og til sist, bunnen ($0,60 \pm 0,05$ NTU) (Figur 44). Relativt sett var det større økning fra midten til øvre vannlag (47 %) enn fra bunnen til midten (23%) (Tabell 14).



Figur 44. Turbiditet (NTU) fra hypotese 2 (Billund) i ulike nivåer av MBBR.

COD

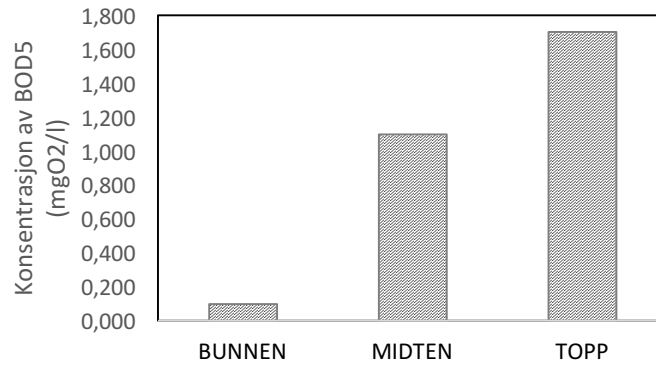
Den totale konsentrasjonen av COD var størst i øvre vannlag med $44,70 \pm 1,10 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Videre viste det seg at konsentrasjonen var lavere i midten ($38,80 \pm 1,60 \text{ mgO}_2/\text{l}$), og minst i bunnen av MBBR-reaktoren ($33,20 \pm 1,20 \text{ mgO}_2/\text{l}$). COD_{FILT} var størst i toppen ($33,01 \pm 11,05 \text{ mgO}_2/\text{l}$), og minst i bunnen ($27,95 \pm 0,55 \text{ mgO}_2/\text{l}$). COD_{PART} var også størst i toppen ($11,69 \pm 0,05 \text{ mgO}_2/\text{l}$) og minst i bunnen ($5,25 \pm 0,65 \text{ mgO}_2/\text{l}$) (Figur 45). COD_{TOT} økte med 17% fra bunnen til midten og videre 15% fra midten til toppen. COD_{FILT} økte med 11% fra bunn til midten og 6% fra midten til toppen. COD_{PART} økte med 47% fra bunnen til midten og 51% fra midten til toppen (Tabell 14).



Figur 45.: Konsentrasjoner fra hypotese 2(Billund) av COD_{TOT} , COD_{FILT} og COD_{PART} i ulike nivåer av MBBR.

BOD

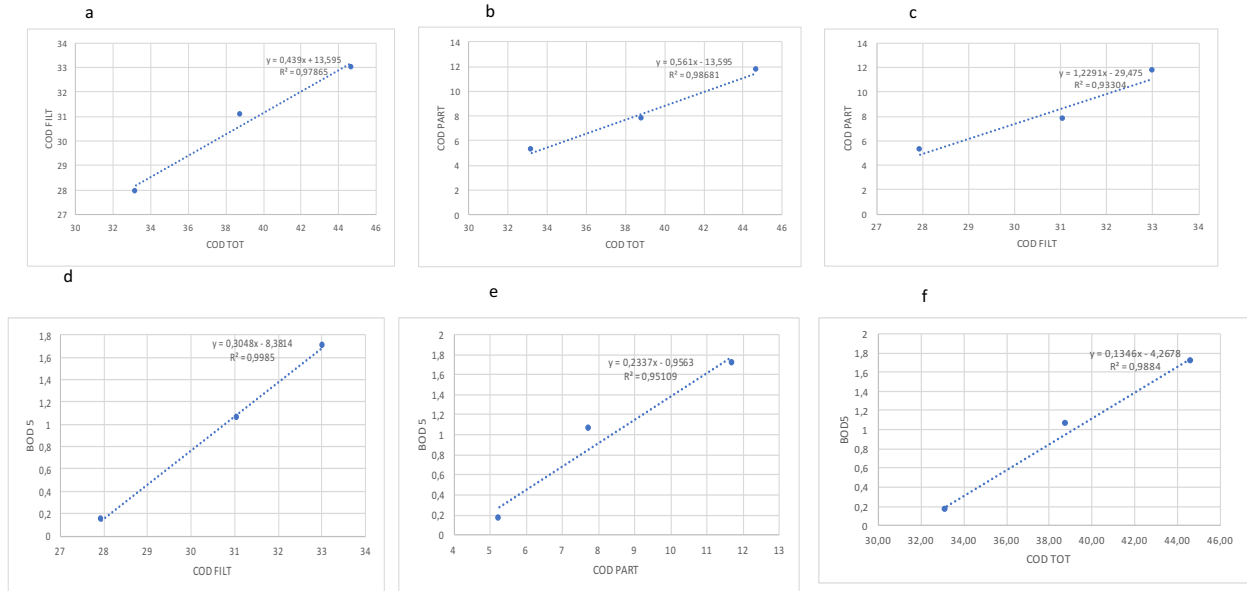
Konsentrasjonen ble redusert gradvis fra topp til bunn av MBBR. I øvre vannlag var konsentrasjonen $1,7 \text{ mgO}_2/\text{l}$, etterfulgt av midten, med $1,1 \text{ mgO}_2/\text{l}$. I bunnen var konsentrasjonen $0,1 \text{ mgO}_2/\text{l}$ (Figur 46). Fra bunnen til midten økte konsentrasjonen med 1000% og videre fra midten til toppen med 54,55 % (Tabell 14).



Figur 46. Konsentrasjon av BOD5 fra hypotese 2(Billund)

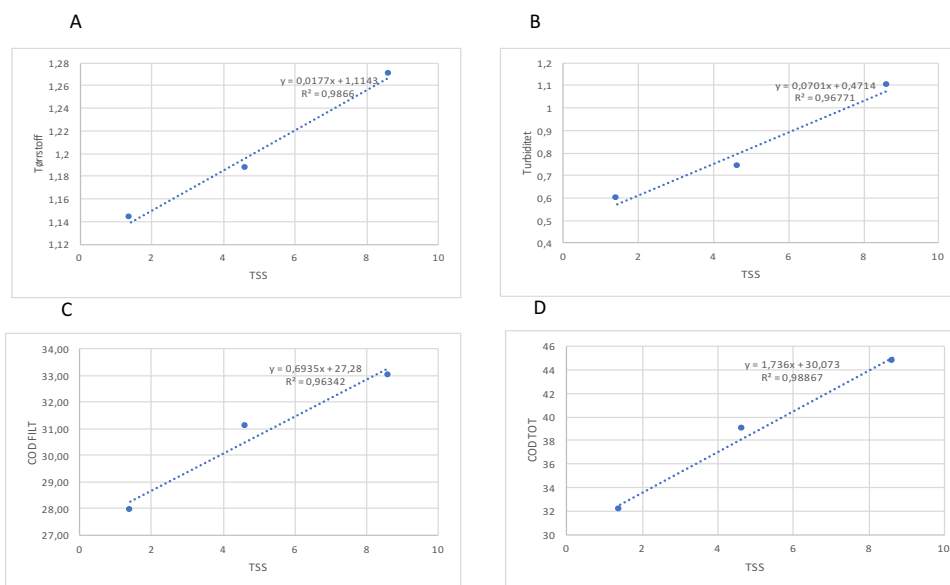
5.3.3 Sammenhenger

Resultatet viste at ved økt konsentrasjon av COD_{TOT} , økte både den filtrerte (a, $y=0,439x + 13,595$) og partikulære andelen (b, $y=0,561x - 13,595$). Figuren viser også at ved økt mengde COD_{FILT} , øker andelen av COD_{PART} (c, $y=1,2291x - 29,475$), men ikke med et 95% signifikantnivå (93%). BOD₅ steg ved økt konsentrasjon av COD_{FILT} (d, $y=0,3048x - 8,3814$), COD_{PART} (e, $y=0,2337x - 0,9563$) og ved COD_{TOT} (f, $y=0,1346x - 3,2678$) (Figur 47).



Figur 47. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (a) COD total og filtrert, (b) COD total og partikulært, (c) COD filtrert og partikulært, (d) BOD5 og COD filtrert, (e) BOD5 og COD partikulært –og (f) BOD5 og COD total.

Resultatet viser at det er en rekke sammenheng mellom de ulike parameterne i denne hypotesen. TSS økte ved økt turbiditet (B, $y=0,0701x + 0,4714$) og ved økt konsentrasjon av tørrstoff (A, $y=0,0177x + 1,1143$). I tillegg er det sammenheng mellom COD og TSS (C, $y=0,6935x + 27,28$ og D, $y=1,736x + 30,073$) (Figur 48).



Figur 48. Sammenheng mellom (A) Tørrestoff og TSS, (B) Tørrestoff og TSS, (C) COD filt og TS og (D) COD total og TSS.

Tabell 14. Gjennomsnittlig resultat av de ulike parameterne fra hypotese 2.

	Bunn	Midt	KØ	Topp	KØ
TSS (mg/l)	1,414 ± 0,22	4,639 ± 1,31	228 %	8,625 ± 1,44	86 %
TS (g/l)	1,14 ± 0,02	1,19 ± 0,01	4 %	1,27 ± 0,03	7 %
Turbiditet FTU	0,65 ± 0,05	0,74 ± 0,04	14 %	1,10 ± 0,08	49 %
COD TOT (mgO ₂ /l)	33,20 ± 1,20	38,80 ± 1,60	17 %	44,70 ± 1,10	15 %
COD FILT (mgO ₂ /l)	27,95 ± 0,55	31,06 ± 1,25	11 %	33,01 ± 1,05	6 %
COD PART (mgO ₂ /l)	5,25 ± 0,65	7,74 ± 0,35	47 %	11,69 ± 0,05	51 %
BOD5 (mgO ₂ /l)	0,15	1,05	600 %	1,7	62 %

Bunn: Bunnen av reaktoren. Midt: Midten av reaktoren. Topp: Ved overflaten av reaktoren. KØ: Konsentrasjonsøkning (%) fra de ulike høydene i MBBR..

5.3.5 Diskusjon

Forsøksoppsett

Prøvene fra dette forsøket ble hentet ut fra MBBR-reaktoren. Ved NMBU var det utviklet unikt utstyr som var designet ut fra dimensjonene fra MBBR, og siden reaktoren var annerledes i RAS 2 (Lerøy, Billund), var det ingen hensikt i å ta med dette til Belsvika. Bilder ble tatt fra utstyr brukt ved NMBU slik at tilsvarende ble tilgjengelig under dette forsøket. MBBR-reaktoren var litt for dyp for dette utstyret, derfor ble det i stedet brukt en nedsenkbar pumpe med markerte høyder for å indikere hvor prøvene ble hentet fra (Figur 49).



Figur 49. Nedsenkbar pumpe for uthenting av prøve til hypotese 2.

Hullene så ut til å være store og mange nok til å hindre blokkering av større partikler fra MBBR. Tiden fra første til siste uthenting var innen 5 minutt, der vannet først ble hentet fra bunnen, deretter midten og til slutt toppen. Hensikten med det var å hente ut vann fra samme vannkilde. Etter uthenting ble prøvene lagret kaldt før de ble fraktet til NMBU. Ved ankomst ble prøver for BOD₅ lagret i 0,5 l beholdere før de ble fryst ned til -18°C. På grunn av mangel på flasker ble denne ferdig analysert 23.03.2018. COD, TSS, TS og turbiditet ble alle analysert dagen etter ankomst.

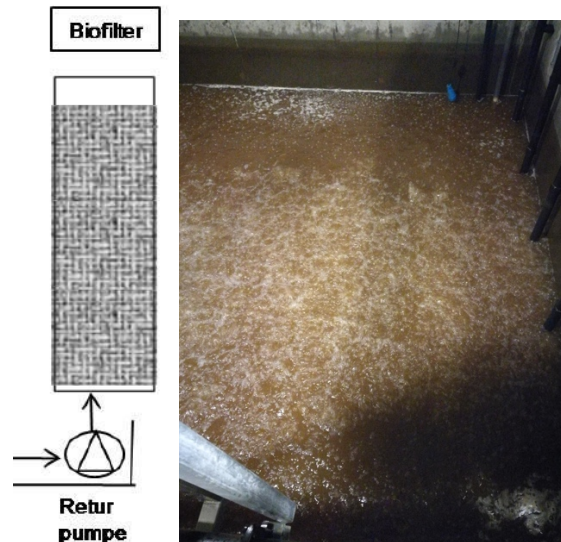
Forsøksresultater

Samtlige parametere hadde like tendenser gjennom forsøket. I bunnen var konsentrasjonene lavest. En ytterligere økning i midten, og med størst konsentrasjon i øvre vannlag. Suspendert stoff økte fra 1,4 til 8,62 og videre både sammenheng og økning av turbiditet og tørrstoff (Figur 48). Sammenhengen mellom COD og TSS (D) viste også at det er mest organisk materiale i øvre vannlag, noe som kan bety at tilført luft i MBBR-reaktoren fører til at den også delvis opptrer som en proteinskimmer[16, 95]. Luften som ble tilført MBBR-reaktoren er der kun for å få en jevn omrøring av biomediet[16, 96], men siden den også samler oppløst og partikulært organisk materiale i overflaten, er det mulig å utnytte dette. Mengde COD i forsøket kan sammenlignes med andre målinger, men er avhengig av design og fôring[97].

5.4 Forsøk 3

Hypotese: Flushing påvirker effektiviteten til FBBR

Forsøket ble gjennomført 07.03.2018. Formålet med undersøkelsen var å se om det var ulik konsentrasjon av partikler og organisk materiale før og etter FBBR, før og etter flushing (Figur 50).



Figur 50. Uttakssteder under forsøket. Før FBBR er like før returpumpen. Etter FBBR er ved bunnen av stigen men ca. 20 cm under vannoverflaten.

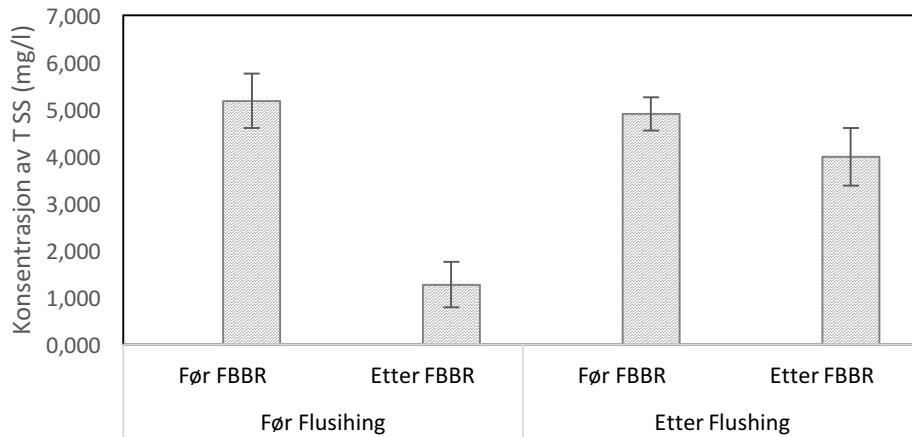
5.4.1 Registreringer

Første prøve, før flushing, ble hentet ut tidlig på morgenen. Etter to flushinger måtte reaktoren stå en stund før siste prøve kunne hentes ut. Grunnen var fordi en kunne visuelt se at det fremdeles kom en jevnlig strøm av partikler fra biofilteret. For å unngå en misvisende test, ble prøvene hentet én time etter siste flushing. Med prøvene samlet inn ble de fraktet til laboratoriet ved NMBU, og lagret på kjølerommet. Prøve for BOD₅ ble fryst i 0,5 l beholdere for en senere analyse. Dagen etter ble prøvene analysert for TSS, turbiditet, TS, COD.

5.4.2 Resultat

Suspendert stoff

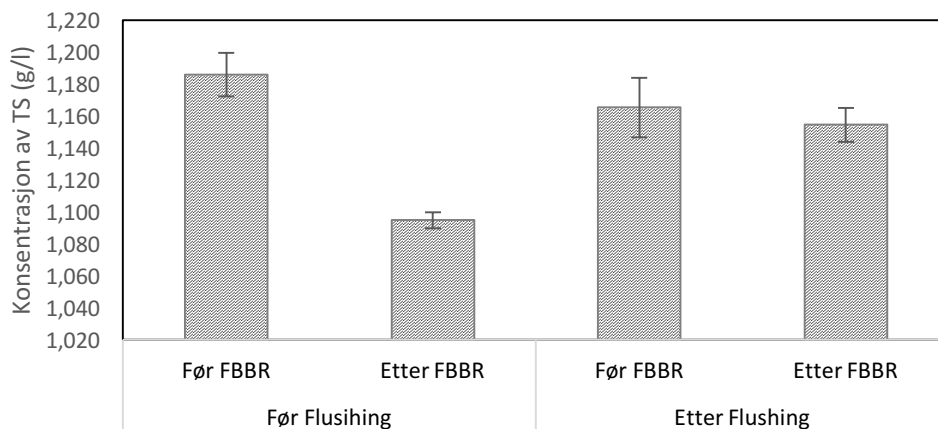
Resultatet viste at flushing av FBBR reduserte filterets kapasitet til å fjerne suspenderte stoffer. Før flushing reduserte FBBR konsentrasjonen fra $5,18 \pm 0,58$ mg/l til $1,27 \pm 0,48$ mg/l, en reduksjon på 75%. Etter flushing var konsentrasjonen før FBBR $4,90 \pm 0,36$ mg/l. Etter filteret var den redusert til $3,98 \pm 0,61$ mg/l (Figur 51). En reduksjon på 18% (Tabell 15).



Figur 51. Konsentrasjon av TSS fra hypotese 3 (Billund)

Tørrstoff

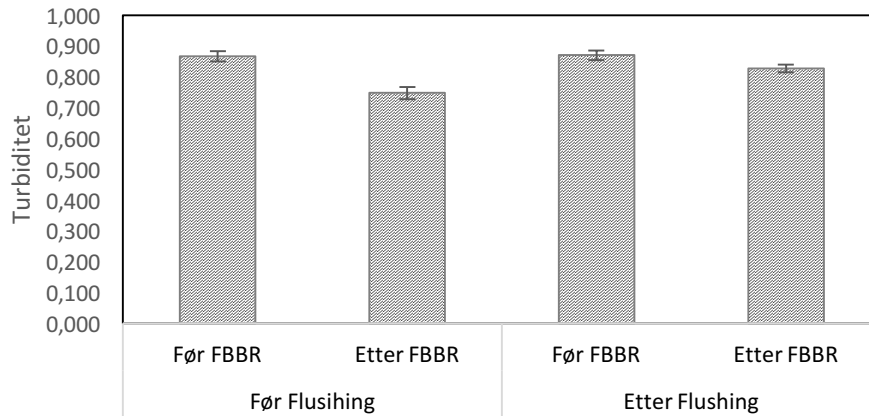
Resultatet viste at FBBR fjernet mer tørrstoff før flushing (8% reduksjon) enn etter flushing (1% reduksjon) (Figur 52). Konsentrasjonen før flushing endret seg fra $1,19 \pm 0,014$ g/l til $1,09 \pm 0,005$ g/l. Etter flushing var tilsvarende endring: $1,17 \pm 0,019$ g/l til $1,15 \pm 0,011$ g/l (Tabell 15).



Figur 52. Konsentrasjon av tørrstoff fra hypotese 3 (Billund)

Turbiditet

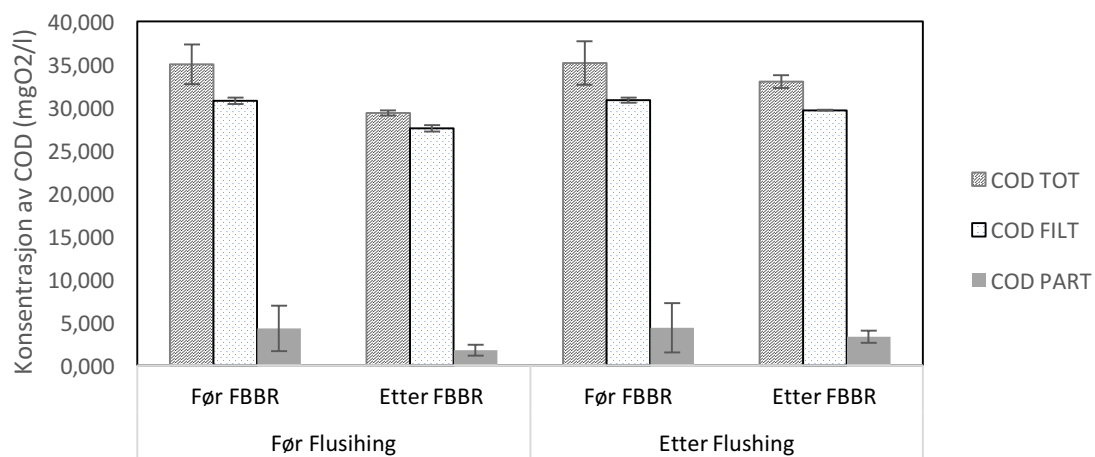
Resultatet viste at turbiditeten ble redusert mest før flushing av FBBR ($0,87 \pm 0,02$ NTU til $0,75 \pm 0,02$ NTU), en reduksjon på 14% (Figur 53). Etter flushing var det en litt mindre reduksjon ($0,87 \pm 0,02$ NTU til $0,83 \pm 0,02$ NTU), en reduksjon på 5% (Tabell 15).



Figur 53. Konsentrasjon av turbiditet fra hypotese 3 (Billund)

COD

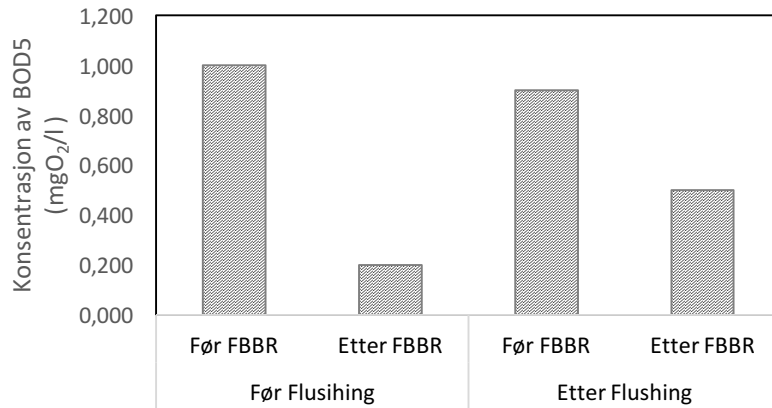
Resultatet viste at det var størst reduksjon av COD_{TOT} før flushing, fra 35,00 ± 2,30 mgO₂/l til 29,30 ± 0,30 mgO₂/l (Figur 54). Etter flushing var prøven redusert fra 35,15 ± 2,55 mgO₂/l til 32,95 ± 0,75 mgO₂/l. Før flushing reduserte FBBR konsentrasjonen med 16% mot 6% etter flushing. COD_{FILT} ble redusert med 10% før flushing og 4% etter flushing. COD_{PART} ble før flushing, redusert fra 4,25 ± 2,65 mgO₂/l til 1,75 ± 0,65 mgO₂/l. Etter flushing ble konsentrasjonen redusert fra 4,35 ± 2,85 mgO₂/l til 3,30 ± 0,70 mgO₂/l. Før flushing var det en reduksjon på 59%. Etter flushing var tilsvarende reduksjon 24% (Tabell 15).



Figur 54. Konsentrasjon av COD fra hypotese 3 (Billund)

BOD₅

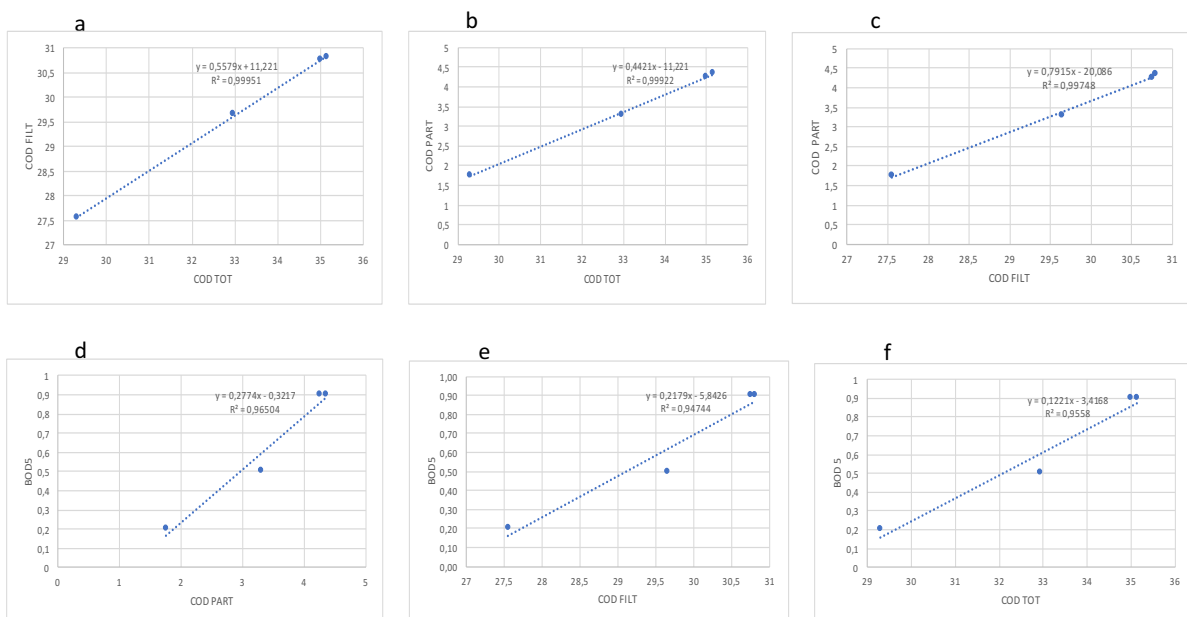
Konsentrasjonen av BOD₅ ble redusert mest før flushing, fra 1,00 mgO₂/l til 0,20 mgO₂/l. Det tilsvarer en reduksjon på 80% (Figur 55). Etter flushing var det en reduksjon fra 0,90 mgO₂/l til 0,50 mgO₂/l, tilsvarende 44% (Tabell 15).



Figur 55. Konsentrasjon av BOD fra hypotese 3 (Billund)

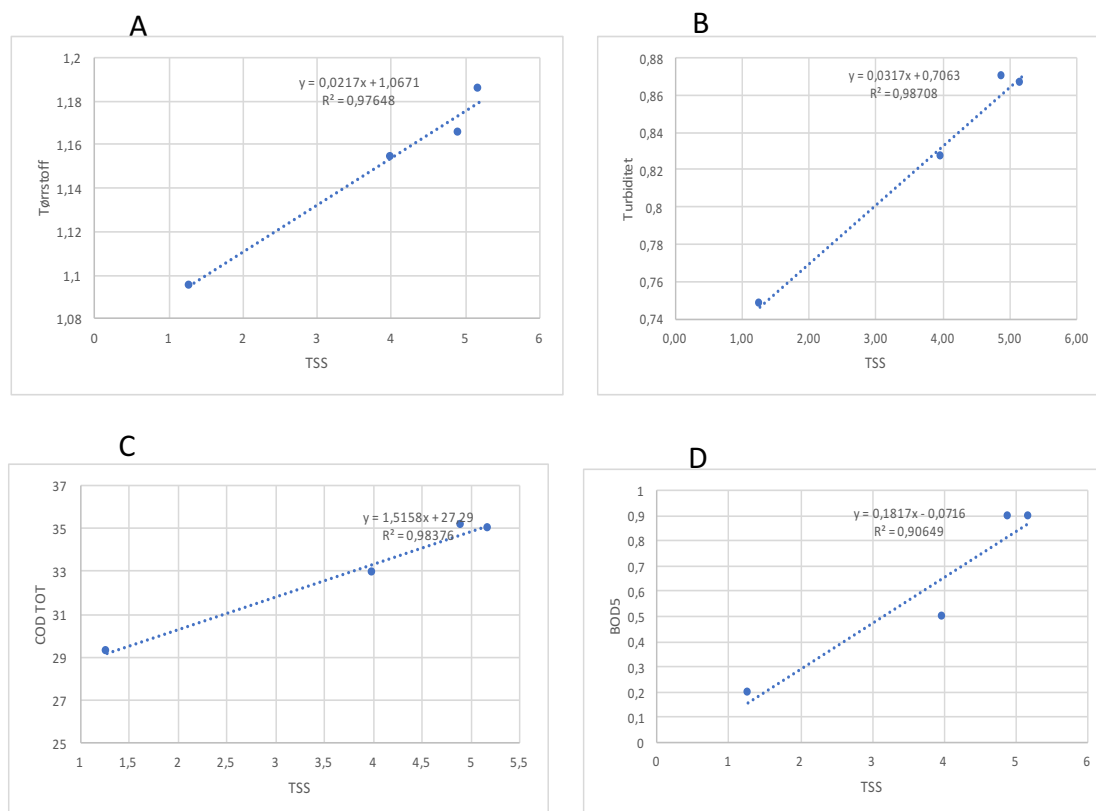
5.4.3 Sammenhenger

Resultatet viste at det er en klar sammenheng mellom de ulike delene av COD (Figur 56). Ved økt COD_{TOT} øker både den filtrerte (a, $y=0,5579x + 11,221$) og partikulære delen (b, $y=0,4421x - 11,221$). Ved økt konsentrasjon av COD_{TOT} og COD_{PART} øker også BOD₅(d, $y=0,2774x - 0,3217$). Det er også tendenser til sammenheng mellom COD_{FILT} og BOD₅ (e, $y=0,2179x - 5,8426$), men ikke med 95% signifikansnivå.



Figur 56. Sammenheng mellom konsentrasjonen (mg/l) av (a) COD total og filtrert, (b) COD total og partikulært, (c) COD filtrert og partikulært, (d) BOD₅ og COD partikulært, (e) BOD₅ og COD filtrert –og (f) BOD₅ og COD total.

Resultatet viser også at det er sammenheng mellom konsentrasjon av TSS og Tørrstoff (A, $y=0,0217x + 1,0671$) (Figur 57). Mellom TSS og Turbiditet er det også en signifikant sammenheng (B, $y=0,0317x + 0,7063$). COD_{TOT} og TSS ligger på 98% signifikansnivå (C, $y=1,5158x + 27,29$), men TSS og BOD₅ ligger litt under grensen (90%) (D, $y=0,1817x - 0,0716$).



Figur 57. Sammenheng mellom (A) Tørrestoff og TSS, (B) Turbiditet og TSS, (C) COD TOT og TSS og (D) BOD₅ total og TSS.

Tabell 15. Resultater fra hypotese 3. Prøvene ble tatt før og etter flushing av FBBR i RAS 2.

	Før Flushing		RE	Etter Flushing		RE
	Før FBBR	Etter FBBR		Før FBBR	Etter FBBR	
TSS (mg/l)	5,18 ± 0,58	1,27 ± 0,48	75 %	4,90 ± 0,36	3,98 ± 0,61	19 %
TS (g/l)	1,19 ± 0,014	1,09 ± 0,005	8 %	1,17 ± 0,019	1,15 ± 0,011	2 %
Turbiditet FTU	0,87 ± 0,02	0,75 ± 0,02	14 %	0,87 ± 0,02	0,83 ± 0,01	5 %
COD TOT (mgO ₂ /l)	35,00 ± 2,30	29,30 ± 0,30	16 %	35,15 ± 2,55	32,95 ± 0,75	6 %
COD FILT (mgO ₂ /l)	30,75 ± 0,35	27,55 ± 0,35	10 %	30,80 ± 0,30	29,65 ± 0,05	4 %
COD PART (mgO ₂ /l)	4,25 ± 2,65	1,75 ± 0,65	59 %	4,35 ± 2,85	3,30 ± 0,70	24 %
BOD ₅ (mgO ₂ /l)	0,9	0,2	78 %	0,9	0,5	44 %

Før Flushing er ved begrodd biofilter. Etter flushing: 1 time etter at FBBR ble flushet. RE: Renseeffekt. Konsentrasjonsreduksjon av vann inn- vann ut (%).

5.4.4 Diskusjon

Forsøksoppsett

Prøvene før flushing ble hentet ut tidlig på morgenen fordi prosessen med å tømme- og fylle FBBR var tidkrevende. Antall flushinger av reaktoren ble bestemt av de ansatte på grunnlag av visuell merkbar konsentrasjon av partikler. I dette tilfellet måtte FBBR gjennomgå to flushinger før den var ren nok til Lerøys krav. Prøvene ble deretter hentet ut én time etter

denne prosessen var ferdig. Om det var for tidlig eller for sent, var vanskelig å konkludere. Det er ingen tvil om at flushingen frigjorde og produserte partikler som videre ble fjernet fra anlegget[16], men det kunne virke som at det kom en kontinuerlig strøm med småpartikler flytende selv etter 1 time at slusene var åpnet til MBBR. Enten var det et resultat av at FBBR var så ren at den ikke samlet opp noen partikler, eller så var det fordi den fremdeles frigjorde partikler som var delvis løsnet opp gjennom prosessen med flushing. Prøvene ble videre fraktet til NMBU hvor prøvene ble analysert for TSS, TS, turbiditet, BOD₅ og COD. BOD₅ – prøvene ble lagret i fryser til det var flasker tilgjengelige for analyse. Resterende prøver ble analysert dagen etter sammen med prøver fra de andre hypotesene.

Resultat

Tydelige visuelle forskjeller før og etter flushing ble støttet opp av et resultat som viste helt klart at FBBR reduserte størst konsentrasjon av materiale i begrodd tilstand, noe som også er sett i tidligere forsøk[39] Prøver ble tatt før og etter FBBR for å kunne eliminere ulik føring eller andre driftsparametere som feilkilde og vise også vise til en prosentvis effektivitet.

Suspendert stoff, tørrstoff og turbiditet

FBBR hadde størst effekt før flushing. Sammenhengen mellom de tre parameterne viser at ved redusert konsentrasjon av suspendert stoff, vil tørrstoff og turbiditet også reduseres, og vice versa (Figur 56).

Organiske komponenter

Forskjellene viser igjen at FBBR fjerner større konsentrasjoner ved begrodd tilstand. Før flushing, før FBBR var COD_{PART} 12% og COD_{FILT} 88%. Etter FBBR var tilsvarende konsentrasjoner på 6% og 94%. Etter flushing, før FBBR var COD_{PART} på 12% og COD_{FILT} 88%. Etter FBBR var de 10% og 90%. Tallene viser at før vannet ankommer filteret, er konsentrasjonene av COD veldig like, både før og etter flushing. Etter FBBR er det derimot noen forskjeller. Før flushing ser man at 6% av konsentrasjonen er partikkelbundet, mens 94% er i oppløst form. Etter flushing er konsentrasjonen av partikkelbundet COD på 10%, altså en større andel enn før flushing. Den oppløste delen av COD er redusert til 90%. Tallene kan tyde på at biofilmen -og begroing i FBBR-reaktoren samler partikler på en mer effektiv måte enn ved tilfellet ved flushing, og at disse partiklene er oksiderbare, derfor reduseres COD-nivået. BOD₅-nivåene har samme tendens som COD, men på grunn av kun et gjentak er det vanskelig å fastslå hva som hender i prosessen. Men tatt i betraktning at BOD er en del av

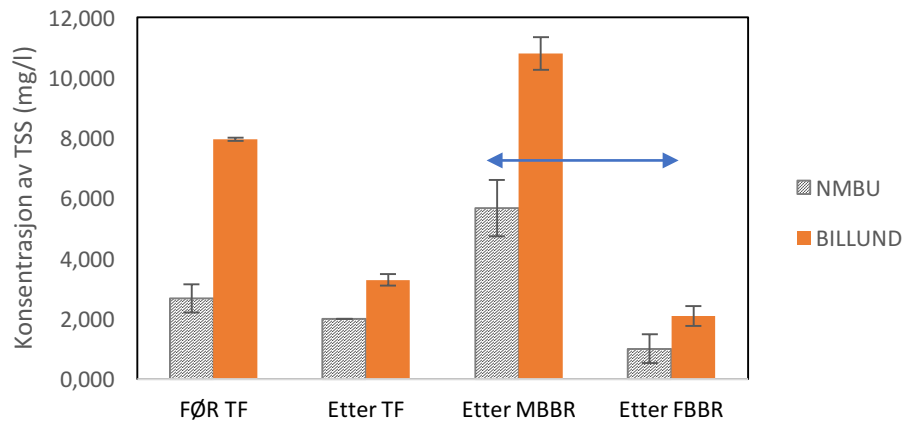
COD, gir tallene en mening[98]. Tendensene i forsøket kan sammenlignes med tidligere forsøk[39], men på grunn av ulike forutsetninger er det vanskelig å sammenligne i slike tilfeller. Sammenhengen mellom BOD_5 og $COD_{PART, TOT}$ vises fra figur 56, men det er ikke en signifikant sammenheng mellom BOD_5 og COD_{FILT} (<95%). Biofilm dannes ved diffusjon av oppløst og eller kolloidaler partikler[99], noe som fører til ytterligere vekst, og ved fjerning av denne vil den ikke ha samme tiltrekkende effekt.

6. Diskusjon og sammenligning av forsøkene fra NMBU og Belsvik.

Anlegget på NMBU har som tidligere vist, en annen oppbygning og design enn anlegget i Belsvika. Prosessanlegget til NMBU som er levert av Sterner, har MBBR før FBBR. Prosessanlegget levert av Billund har FBBR før MBBR. Disse forskjellene, i tillegg til anleggenes ulike formål, ga ulike resultater, men resultatene viste at tendensene i enkelte deler av anlegget var relativt like. Belastningen under forsøket til Billund var $1,62 \text{ kg fôr/m}^3$ spede vann/time. For forsøkene tatt ved NMBU var belastningen for; Hypotese 1: $0,9 \text{ kg fôr/m}^3$ spede vann/time. Hypotese 2: $0,21 \text{ kg fôr/m}^3$ spede vann/time. Hypotese 3: $0,202 \text{ kg fôr/m}^3$ spede vann/time.

Hypotese 1: FBBR fjerner og MBBR produserer partikler.

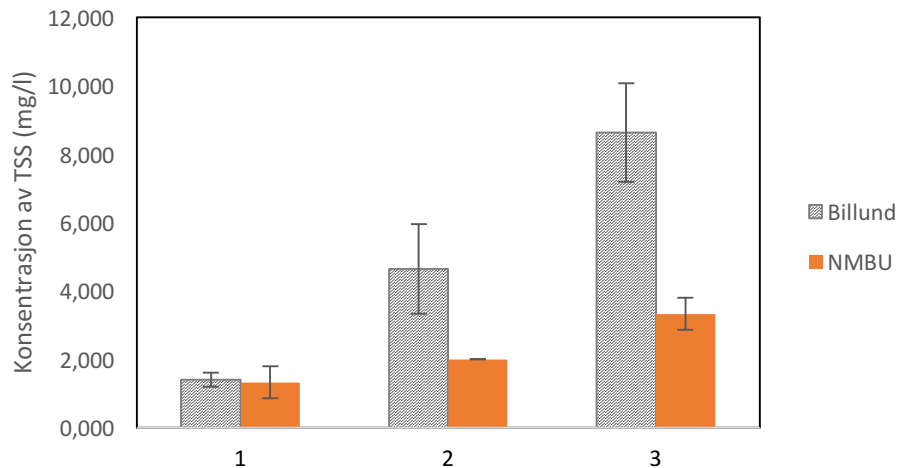
Det første forsøket (NMBU), ble kun testet for TSS, derfor blir det kun dette som kunne sammenlignes med forsøket fra Belsvika (Tabell 13 viser flere parameter fra Billund). På grunn av ulik drift, lave konsentrasjoner og forskjellige valg av komponenter, var det ulikheter i resultatet. Etter MBBR økte anlegget på NMBU TSS-konsentrasjonen med 183,5% (Fra $2,00 \pm 0,00 \text{ mg/l}$ til $5,67 \pm 1,15 \text{ mg/l}$) og tilsvarende resultat viste at anlegget på Belsvik økte TSS-konsentrasjonen med 419,23% (Fra $2,08 \pm 0,33 \text{ mg/l}$ til $10,80 \pm 0,54 \text{ mg/l}$) (Figur 58). FBBR reduserte konsentrasjonen for begge anleggene, der anlegget til Billund reduserte konsentrasjonen med 59,64% (Fra $5,16 \pm 0,94 \text{ mg/l}$ til $2,08 \pm 0,33$), og anlegget til Sterner, (NMBU) reduserte konsentrasjonen med 76,54% (Fra $5,67 \pm 1,15 \text{ mg/l}$ til $1,33 \text{ mg} \pm 0,58 \text{ mg/l}$). Resultatene viser samme tendenser men noen av grunnen til de ulike resultatene er på grunn av ulik belastning og drift[100]. Dette og ulik design kan ha ført til de ulike resultatene.



Figur 58. Sammenligning av resultater fra anlegget til NMBU og Billund. MBBR og FBBR er i motsatt rekkefølge for Billund sitt anlegg, slik pilen markerer..

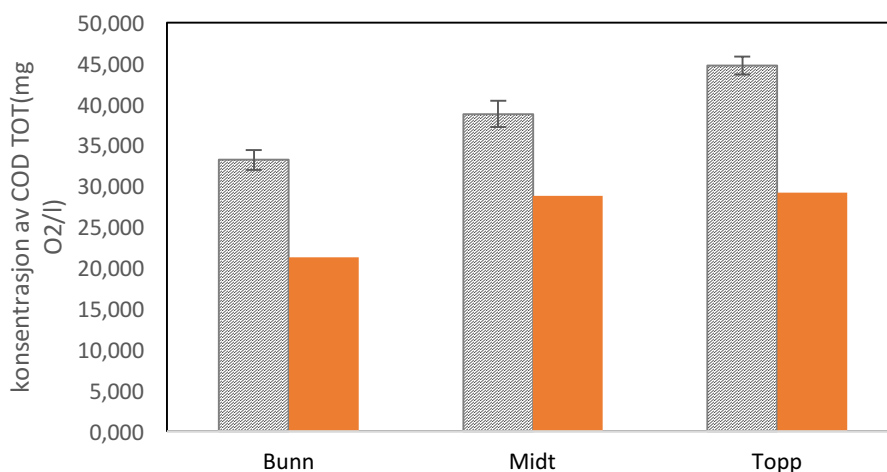
Hypotese 2: Det er ulike mengder partikler og organisk stoff i ulike dyp i MBBR.

Ut i fra analysen på NMBU ble det bevist hvor i anlegget det var størst konsentrasjoner av de ulike parameterne. På Billunds anlegg i Belsvik var designet litt annerledes slik at det ble kun gjennomført en vertikal undersøkelse. MBBR var her bred men kort, og siden vannet strømmet til fra flere uavhengige FBBR, var det ikke hensiktsmessig å ta horisontale undersøkelser. Sammenligningen mellom de to forsøkene blir derfor den vertikale, der TSS og COD ble testet på prosessanlegget på NMBU. COD, BOD, TSS, TS og turbiditet ble undersøkt fra anlegget til Billund (Tabell 14 viser data fra forsøket). Sammenligningen viser at det er samme tendenser i MBBR-reaktoren, men det er ulike konsentrasjoner i de respektive forsøkene. I forsøket fra Billund var det en konsentrasjonsøkning av TSS fra bunn til topp på 506% (Fra $1,1414 \pm 0,22$ mg/l til $8,625 \pm 1,44$ mg/l), og tilsvarende økning var på 150% (Fra $1,33 \pm 0,47$ mg/l til $3,33 \pm 0,47$ mg/l) fra prosessanlegget på NMBU (figur 59). Resultatene viser at begge forsøkene hadde ganske lik konsentrasjon i bunnen (NMBU: 1,333 mg/l, Billund: 1,414 mg/l). Ulik belastning av anleggene kan ha bidratt til den ulike konsentrasjonsøkningen.



Figur 59. Sammenligning av konsentrasjonen av TSS mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.

COD ble kun målt med et gjentak i forsøket fra NMBU, derfor også kun som COD_{TOT}. Fra bunnen av reaktoren var konsentrasjonsøkningen fra bunnen til midten 17% (Fra 33,20 ± 1,20 mgO₂/l til 38,80 ± 1,60 mgO₂/l) for Billund og 35% for NMBU (Fra 21,3 mgO₂/l til 28,8 mgO₂/l). Fra midt til topp var tilsvarende økning 15% for Billund (Fra 38,80 ± 1,60 mgO₂/l til 44,70 ± 1,10 mgO₂/l) og 1% for NMBU (Fra 28,8 mgO₂/l til 29,2 mgO₂/l). Fra bunn til topp var økningen relativt lik på begge anleggene (Billund: 35% og NMBU: 37%) (Figur 60).

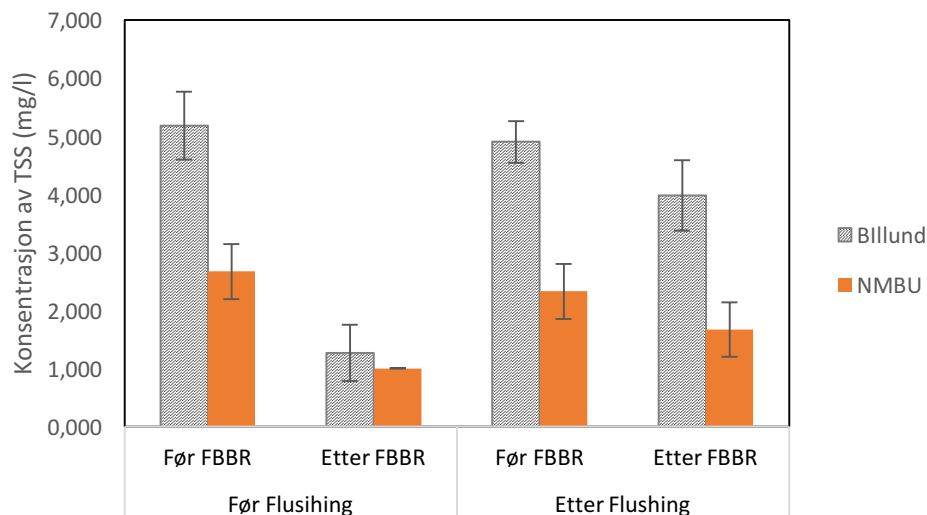


Figur 60. Sammenligning av konsentrasjonen av COD mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.

Hypotese 3: Flushing påvirker effektiviteten til FBBR

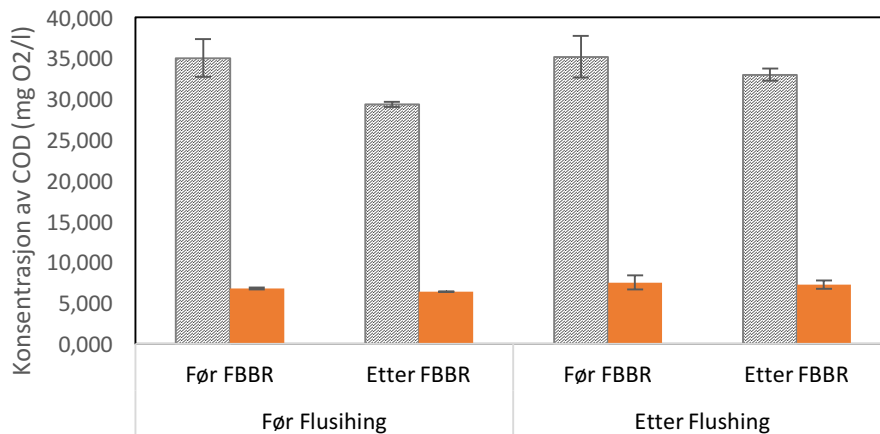
Fra hovedforsøket til billund ble prøvene analyser for flere parametere enn ved forsøket fra NMBU (Tabell 15), men det som kan sammenlignes mellom disse to er TSS og COD_{TOT}. Før flushing var reduksjonen av TSS (før FBBR – etter FBBR) 75,48% for anlegget til Billund

(Fra $5,18 \pm 0,58$ mg/l til $1,27 \pm 0,48$ mg/l). Tilsvarende reduksjon for NMBU sitt prosessanlegg var 63% (Fra $2,67 \pm 0,47$ mg/l til $1,00 \pm 0,00$ mg/l) (Figur 61) Etter flushing var reduksjonen kun 19% for anlegget til Billund (Fra $4,90 \pm 0,36$ mg/l til $3,98 \pm 0,61$ mg/l) og 28% for anlegget til NMBU (Fra $2,33$ mg/l til $1,67$ mg/l). Det kan ha en sammenheng med grad av rengjøring og ulik design, som tidligere nevnt. Hvor effektivt FBBR reduserer partikkelkonsentrasjonen er også avhengig av tid og belastning som videre fører til biofilmdannelse [100, 101]. FBBR kan i denne sammenhengen ha samme funksjon som et sandfilter der større partikler ble fanget. Et normalt sandfilter kan ha, i motsetning til FBBR, ulike lag (sand eller et annet medie) med forskjellige størrelser som beskrevet tidligere [16]. Siden FBBR ikke har denne funksjonen kan det se ut som biofilmen er avgjørende om hvor effektivt filteret fjerner partikler fra vannmassene, som også kan tydes fra teori rundt funksjonen og oppstandelsen av biofilm [101-103].



Figur 61. Sammenligning av to ulike forsøk der effektiviteten til FBBR ble målt.

For COD var det også en sammenheng mellom de to forsøkene der reduksjon av COD_{TOT} var størst da FBBR ikke var flushet. Fra anlegget til Billund var reduksjonen på 16,3 % (Fra $35,00 \pm 2,30$ mgO₂/l til $29,30 \pm 0,30$ mgO₂/l) og for NMBU var den på 5,5 % (Fra $6,77$ mgO₂/l til $6,43$ mgO₂/l) (Figur 62). Etter flushing var tilsvarende reduksjon 6,3% for Billund (Fra $35,15 \pm 2,55$ mgO₂/l til $32,95 \pm 0,75$ mgO₂/l) og 3,6 % for NMBU (Fra $7,50$ mgO₂/l til $7,23$ mgO₂/l). BOD₅ var ikke utslagsgivende i forsøket fra NMBU og turbiditeten ble målt i forskjellige enheter, derfor kan ikke disse sammenlignes.



Figur 62. Sammenligning av COD_{TOT} mellom NMBU og Billund sine prosessanlegg.

6.1 Diskusjon

Forsøkene viser de samme tendensene for begge forsøkene, og siden det er ulik design og drift, er det mulig å tro at disse tendensene også forekommer i andre anlegg som bruker samme teknologiske løsninger. Resultatene tyder på at biofilm er en avgjørende faktor for de ulike resultatene. Enten fordi den hindrer partikler å trenge gjennom FBBR, eller fordi den blir oppstykket og løsrevet fra overflater i MBBR, som videre påvirker sammensetningen av vannmassene. MBBR brukes i hovedsak som et biofilter der hensikten er å fjerne uorganiske nitrogenforbindelser som fisken skiller ut gjennom metabolismen[104, 105]. MBBR er pålitelig og krever lite vedlikehold. Det viktig å ha et fungerende biofilter, men siden dette fører til løsrivelse av biofilm, skaper den et problem som blir videreført og er avhengig av design for eventuelt å hindre dette i å bli et stort problem. Faktisk så blir det anbefalt en konsentrasjon av TSS på 4,5 mg/l og en maksimal konsentrasjon på 15 mg/l for laksefisk. Sammen med de kjemoautotrofe oksiderende bakteriegruppene er de heterotrofe bakteriene også viktige i MBBR. Studier viser at de heterotrofe organismene assimilerer avfallsstoffer fra de kjemoautotrofe organismene, i tillegg til andre organiske karbonkilder, som videre hindrer opphoping av metabolitter og avfallsstoffer[106]. Organismer som ligger under 0,5mm under overflaten av biofilmen får ikke næring nok til å overleve og ender derfor opp med en negativ innvirkning på resterende biofilm. Faktisk så kan de avdøde organismene ved visse omstendigheter resultere i produksjon av H₂S, som kan være dødelig[107]. FBBR har vist seg å ha en god effekt som et biofilter tilsvarende MBBR, men i tillegg fjerner den partikler og organisk materiale. Det som idag er en utfordring for FBBR er at den må flushes regelmessig. Over tid kan biofilm sammen med andre partikler føre til anaerobe forhold, som igjen kan resultere i dannelse av H₂S, som tidligere nevnt[107]. Konsentrasjonene av Fosfat viser at nesten alt forekommer som ortofosfat, og det betyr at det ligger løst opp i

vannmassene. Konsentrasjonene fra hypotese 1 viser at det er relativt stabile, men høye nivåer på rundt 4 mg/l.

Veien videre

Designmessig er det muligheter for å forbedre FBBR. Et alternativ er å utvikle et produkt som har en form for kontinuerlig delrensing, slik at biofilmen har den ønskelige effekten hele tiden. Dette ville resultere i mindre ressursbruk og mindre fare for uønskede situasjoner som kan sette produksjonen i fare. MBBR har igjennom forsøket, vist seg å ha en form for proteinskimming-effekt. En mulighet er å fjerne øvre vannlag der konsentrasjonene er størst, for eksempel ved bruk av overløpsrenne rundt reaktoren, slik som blir utnyttet i svømmebasseng. Enten så fjernes dette vannet helt eller så kan installasjon av skimmer for å danne skum slik at resterende vann kan tilbakeføres til systemet være et alternativ. Ved utnyttelse av en slik funksjon, ville muligens FBBR eller andre løsninger ikke vært nødvendig om konsentrasjonene av uønskede komponenter etter MBBR var lave nok. Det er lite forskning på områder som denne oppgaven dekker, men det vil mest sannsynlig bli mer fokus på krav til blant annet fosfat i fremtiden. Til sist er vist gjennom forsøket at designen for RAS-anlegg sammen med driften og produksjonen, som er de viktigste faktorene for god vannkvaliteten.

7. Konklusjon

Studien omhandler konsentrasjon av finpartikler og organiske forbindelser i ulike deler av prosessanlegget til et RAS-system. Følgende ble målt: BOD_5 , COD_{FILT} , COD_{PART} , COD_{TOT} , TSS, TS, turbiditet. Første hypotese ble også analysert for fosfat og ortofosfat.

- Forsøkene viste at MBBR øker og FBBR reduserer konsentrasjonen av partikler og organiske komponenter i RAS-anlegg.
- Det er bevist at MBBR fungerer delvis som en proteinskimmer, der samtlige av nevnte konsentrasjoner er størst i øverste vannlag og minst i bunnen.
- Flushing av FBBR påvirker effektiviteten på en negativ måte til å fange opp organiske komponenter og partikler.
- Nesten alt av fosfat foreligger som ortofosfat, og nivået holder seg stabilt gjennom hele systemet (± 4 mg/l).

Referanser:

1. Asche, F., A.L. Cojocaru, and B. Roth, *The development of large scale aquaculture production: A comparison of the supply chains for chicken and salmon*. Aquaculture, 2016.
2. Lien, S., et al., *The Atlantic salmon genome provides insights into rediploidization*. Nature, 2016. **533**: p. 200.
3. Storebakken, T., et al., *Restricted process water limits starch gelatinization, and reduces digestibility of starch, lipid, and energy in extruded rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets*. Aquaculture, 2015. **448**: p. 203-206.
4. Vargas-Lagos, C., et al., *Intestinal incomplete process on the osmoregulation system during *Salmo salar* smoltification in a productive conditions*. Aquaculture, 2018. **491**: p. 121-127.
5. Kittelsen Arne, R.T., Ulgenes Yngve, Selvik John Rune & Alne Henriette, *Tilgjengelige ferskvannsressurser til fremtidig produksjon av settefisk av laks og ørret*. 2006, AKVAFORSK, NIVA, SINTEF. p. 123.
6. Gorle, J.M.R., et al., *Water velocity in commercial RAS culture tanks for Atlantic salmon smolt production*. Aquacultural Engineering, 2018. **81**: p. 89-100.
7. Nimptsch, J., et al., *Tracing dissolved organic matter (DOM) from land-based aquaculture systems in North Patagonian streams*. Science of The Total Environment, 2015. **537**: p. 129-138.
8. Henze, M., et al., *Biological Wastewater Treatment*. 2008: IWA Publishing.
9. Iversen Audun, A.O., Hermansen Øystein, Larsen Thomas A, Terjesen Bendik Fyhn, *Oppdrettsteknologi og konkurranseposisjon*. 2013, Nofima.
10. Olafsen. Trude, W.U., Olsen. Yngvar og Skjermo. Jorunn *Verdiskapning basert på produktive hav i 2050*. 2012.
11. Sneddon, L.U., D.C.C. Wolfenden, and J.S. Thomson, *12 - Stress Management and Welfare*, in *Fish Physiology*, C.B. Schreck, et al., Editors. 2016, Academic Press. p. 463-539.
12. Colson, V., et al., *Welfare assessment of rainbow trout reared in a Recirculating Aquaculture System: Comparison with a Flow-Through System*. Aquaculture, 2015. **436**: p. 151-159.
13. Kolarevic Jelena, B.G., Takle Harald, Ytteborg Elisabeth, Reiten Britt Kristin Megård, Nergård Sissel, Terjesen Bendik Fyhn, *Effekter av resirkulering av vann eller gjennomstrømming under settefiskfasen hos Atlantisk laks*. 2012, Nofima Sunndalsøra, Nofima Ås, Nofima Averøy. p. 21.
14. Stefansson, S.O.B., Grete; Handeland, Sigurd O.; Hansen, Tom; Nygård, Solveig; Rosseland, Bjørn Olav; Rosten, Trond; Toften, Hilde, *Fiskevelferdsmessig vurdering av produksjon av 0-års smolt*. 2005.
15. Terjesen, B., *Optimale miljøforhold for postsmolt i RAS*. 2014.
16. Lekang, O.-I., *Aquaculture Engineering*. 2. ed. 2013, Chicester: Wiley.
17. Wicks, B.J., et al., *Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout*. Aquatic Toxicology, 2002. **59**(1): p. 55-69.
18. Loncoman, C.A., et al., *BK potassium channel mRNA level changes in gills of Atlantic salmon after brackish water transfer*. Aquaculture, 2018. **491**: p. 184-189.

19. van Rijn, J., *Waste treatment in recirculating aquaculture systems*. Aquacultural Engineering, 2013. **53**: p. 49-56.
20. MN, N.v. *Nitrifiserende bakterier*. 2011; Available from: <http://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/n/nitrifiserende.html>.
21. *NMBU - Anonyme kilder fra hydro-lab*. . 2018.
22. Badiola, M., et al., *Energy use in Recirculating Aquaculture Systems (RAS): A review*. Aquacultural Engineering, 2018.
23. Holan A. B. , W.P.-A., Øie G. & Leiknes T. O. , *Integrated Membrane Bioreactor for Water Quality Control in Marine Recirculating Aquaculture Systems*. 2013.
24. Rajasulochana, P. and V. Preethy, *Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review*. Resource-Efficient Technologies, 2016. **2**(4): p. 175-184.
25. Holan Astrid B, W.P.-A.o.L.T.O., *assessment of a biofilm reactor coupled with membrane filtration for increased ammonia conversion, and reduced particle and nitrogen concentration in marine recirculating aquaculture systems (RAS)*. 2014.
26. Yamin, G., et al., *Accumulation of humic-like and proteinaceous dissolved organic matter in zero-discharge aquaculture systems as revealed by fluorescence EEM spectroscopy*. Water Research, 2017. **108**: p. 412-421.
27. Vigneswaran, S., H.H. Ngo, and K.L. Wee, *Effluent recycle and waste minimization in prawn farm effluent*. Journal of Cleaner Production, 1999. **7**(2): p. 121-126.
28. Cripps, S.J. and A. Bergheim, *Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems*. Aquacultural Engineering, 2000. **22**(1): p. 33-56.
29. Interior, U.S.D.o.t. *Water Density*. 2017; Howard Perlman:[Available from: <http://water.usgs.gov/edu/density.html>].
30. Lee, J., *Practical applications of low-pressure hydrocyclone (LPH) for feed waste and fecal solid removal in a recirculating aquaculture system*. Aquacultural Engineering, 2015. **69**: p. 37-42.
31. K., W.L., *Adsorptive Bubble Separation and Dispersed Air Flotation*, in *Advanced Physicochemical Treatment Processes*. 2006, Humana Press. p. 81-122.
32. Summerfelt Steven T and H.J. N., *Review of Ozone Processes and Applications as an Oxidizing Agent in Aquaculture*. North American Journal of Aquaculture, 1997.
33. Summerfelt, S.T., et al., *Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating water using ozonation and UV irradiation*. Aquacultural Engineering, 2009. **40**(1): p. 17-27.
34. Davidson, J., et al., *The effects of ozone and water exchange rates on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in replicated water recirculating systems*. Aquacultural Engineering, 2011. **44**(3): p. 80-96.
35. Spiliotopoulou, A., et al., *Ozonation control and effects of ozone on water quality in recirculating aquaculture systems*. Water Research, 2018.
36. Bullock, G.L., et al., *Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system I. Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria*. Aquaculture, 1997. **158**(1): p. 43-55.
37. Heggberget, T.G.S., M., Strand, R. & Husby, J, *Smoltifisering hos laksefisk*. 1992, NINA Norsk institutt for naturforskning: Trondheim.

38. Handeland S.O, I.A.K., Stefansson S.O, *The effect of temperature and fish size on growth, feed intake, food conversion efficiency and stomach evacuation rate of Atlantic salmon post-smolts*. Aquaculture, 2008. **283**(1-4): p. 36-42.
39. Fernandes Paulo Mira , P.L.-F., Pedersen Per Bovbjerg, *Influence of fixed and moving bed biofilters on micro particle dynamics in a recirculating aquaculture system*. Aquacultural Engineering, 2017. **78**(Aquacultural Engineering): p. 32-41.
40. *Resirkulering - RAS anlegg*. 2017; Available from: http://www.artec-aqua.no/download.aspx?OBJECT_ID=97FA17B7C50E486DAC98808881E5C236.
41. Aqua, A. *MultiStep MB*. 2017; Available from: http://www.artec-aqua.no/download.aspx?OBJECT_ID=0535E9BB432247EB8815A51C1E1DF706&c=2017-08-10%2014:22:38.
42. Aqua, A. *Faivre trommel lter*. Available from: http://www.artec-aqua.no/download.aspx?OBJECT_ID=E3870352D6284DC3AA4D5ABE42B00507&c=2017-08-10%2016:08:36.
43. *Produkter*. 2017; Available from: <http://www.artec-aqua.no/produkter/>.
44. *Artec Aqua er totalleverandør av landbaserte oppdrettsanlegg*. 2018; Available from: <http://docplayer.me/47798910-Artec-aqua-er-totalleverandor-av-landbaserte-oppdrettsanlegg.html>.
45. Aquagen. *Nordnorsk Stamfisk dobler kapasiteten*. 2016; Available from: <https://aquagen.no/2016/10/13/nordnorsk-stamfisk-dobler-kapasiteten/>.
46. Aqua, A. *Et utvalg anlegg vi har prosjektert og levert*. 2018; Available from: <http://www.artec-aqua.no/et-utvalg-anlegg-vi-har-prosjektert-og-levert/>.
47. *Cermaq - Et av Norges mest moderne settefiskanlegg åpnet av Fiskeriministeren i dag*. 2016; Available from: <https://www.cermaq.com/wps/wcm/connect/cermaq-no/news/mynewsdesk-press-release-1620970/>.
48. *Firda Settefisk Nordalsfjorden*. 2018; Available from: <http://www.firdasea.no/nordalsfjorden/>.
49. Sea, N. *Et lite, norsk industrieventyr*. 2018; Available from: <http://www.novasea.no/om-nova-sea>.
50. *Holmvåg settefiskanlegg*. 2012; Available from: <https://www.cermaq.com/wps/wcm/connect/cermaq-no/cermaq-norway/vaar-produksjon/vaare-lokaliteter/holmvaag>.
51. Ribsskog, O.M. *Gjennombrudd for rensing av utslipp fra settefiskanlegg*. 2016; Available from: <https://flatangernytt.no/2016/01/gjennombrudd-for-rensing-av-utslipp-fra-settefiskanlegg/>.
52. *Kapasitet smoltproduksjon*. 2018; Available from: <http://sisomar.no/kapasitet-smoltproduksjon/>.
53. *Fra begynnelsen*. 2018; Available from: http://www.krugerkaldnes.no/info_senter/artikler/Kaldnes_MBBR_Historien_Kruger_Kaldnes.htm-c9130Ossy3.
54. *Turnkey - anlegg for landbasert skeoppdrett*. 2017.
55. *Akvakultur - Hovedside*. 2017; Available from: <http://www.krugerkaldnes.no/akvakultur/hovedside/>.
56. ASA, K.K., *RAS-system F.a. RAS-system.*, Editor. 2018.
57. *innovation in RAS* 2017; Available from: https://www.conservationfund.org/images/programs/files/2017_AIW_presentations/1435_Frederic_Gaumet_VEOLIA_Aquaculture_AIW2017_Rev0.pdf.

58. Kaldnes, K. *Kaldnes RAS Referanseliste 2017*. 2017; Available from: <http://www.krugerkaldnes.no/kruger-kaldnes/ressources/documents/1/55025-Kaldnes-r-RAS-reference-list-2017.pdf>.
59. *Company profile*. 2017; Available from: <http://www.billund-aqua.dk/company-profile.aspx>.
60. *Reference list*. Available from: <http://www.billund-aqua.dk/reference-list>.
61. Nodland, E. *Billund Aquakultur varsler storsatsing i Norge*. 2017; Available from: <https://ilaks.no/billund-aquakultur-varsler-storsatsing-i-norge/>.
62. RAS. 2018; Available from: <http://billund-aqua.no/ras/>.
63. *Nøkkelopplysninger fra Enhetsregisteret*. 2018; Available from: <http://w2.brreg.no/enhet/sok/detalj.jsp?orgnr=931693670>.
64. *AKVA group kjøper Aquatec Solutions A/S*. 2015; Available from: <http://www.akvagroup.com/nyheter/akva-group-kjøper-aquatec-solutions-a-s>.
65. *The Recirculation Process*. 2017; Available from: <http://www.akvagroup.com/products/land-based-aquaculture/recirculation-systems>.
66. *De Forenede Arabiske Emirater investerer i akvakultur*. 2015; Available from: <http://www.akvagroup.com/nyheter/de-forenede-arabiske-emirater-investerer-i-akvakultur>.
67. *Postsmolt kontrakt for Plastsveis AS*. 2015; Available from: <http://www.akvagroup.com/nyheter/postsmolt-kontrakt-for-plastsveis-as>.
68. *Ny landbasert kontrakt*. 2017; Available from: <http://www.akvagroup.com/nyheter/ny-landbasert-kontrakt->.
69. *Tytlandsvik Aqua bygger anlegg for stor smolt*. 2017; Available from: <http://www.akvagroup.com/nyheter/tytlandsvik-aqua-bygger-anlegg-for-stor-smolt>.
70. *BioClear RAS*. 2018; Available from: <http://sterner.no/produkt/bioclear-ras/>.
71. Brodin, J.K. *Senter for fiskeforsøk*. 2018; Available from: <https://www.nmbu.no/fakultet/biovit/om/institutt/iha/aktuelt/node/31403>.
72. *Vik Settefisk*. 2016; Available from: <http://sterner.no/referanse/vik-settefisk-modulbasert-ras/>.
73. *OFA- Oslomarkas fiskeridministrasjon*. 2015; Available from: <http://sterner.no/referanse/oslomarkas-fiskeadministrasjon-ras-anlegg/>.
74. *Nesfossen Smolt AS*. 2014; Available from: <http://sterner.no/referanse/nesfossen-smolt-as-oksygenering/>.
75. *Flatanger Settefisk AS*. 2015; Available from: <http://sterner.no/referanse/flatanger-settefisk-as/>.
76. Eriksen, *AquaOptima: Sytem og design av nøkkelferdige løsninger (RAS)*. S. Gitmark, Editor. 2018.
77. Eriksen, A., *RAS-system til Aquaoptima*, in *Email*. 2018.
78. *Reference List– Recirculation systems (RAS)* Available from: <https://aquaoptima.com/wp-content/uploads/2017/01/Ref.list-RAS-Jan2017.pdf>.
79. *Partnering with others*. 2018; Available from: <http://niri.com/licensing/>.
80. NIRI, *RAS-system*. 2018.
81. *Oppdrettsanlegg på land*. 2018; Available from: <https://www.multiconsult.no/assets/Oppdrettsanlegg-på-land.pdf>.
82. *Multiconsult overtar Akvator*. 2016; Available from: <http://www.bygg.no/article/1273534>.
83. *Settefiskanlegg i Trosnavåg*. 2011; Available from: <http://www.bygg.no/article/72903>.

84. ILAKS. *Bremnes Seashore firedobler på Trovåg*. 2016; Available from: <https://ilaks.no/bremnes-seashore-firedobler-pa-trovag/>.
85. ILAKS. *Lerøy Vest vil øke settefiskproduksjonen med fem millioner fisk*. 2015; Available from: <https://ilaks.no/leroy-vest-vil-oke-smoltproduksjonen-med-fem-millioner-fisk/>.
86. Intrafish. *Marine Harvest starter produksjonen i Fjæra*. 2016; Available from: <http://www.intrafish.no/pressemeldinger/1192691/marine-harvest-starter-produksjonen-i-fjaera>.
87. FJON BRUK. 2018; Available from: <https://alsaker.no/fjon-bruk/>.
88. *About MAOF*. 2018; Available from: <http://aquamaof.com/about.asp>.
89. AS, S., *RAS-systemet til NMBUs senter for fiskeforsøk (fiskelab)*. 2016.
90. Hesjevik Jo Inge, J.R., Liltved Helge, Solbakken Jostein, Vogelsang Christian, Windmar Lars *Beste tilgjengelige teknikker for fiskeoppdrett i Norden*. 2005, København Nordic Council of Ministers. 143.
91. AS, B.A., *RAS-anlegget til Lerøy Belsvik (RAS 2)*.
92. Bahnasawy, A., *SOLIDS REMOVAL IN A RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM*. 2011.
93. Han, X., *Correlation of Particle Size Distribution of Solid Waste to Fish Feed Composition in an Aquaculture Recirculation System*. 1996.
94. Rojas-Tirado, P., et al., *Changes in microbial water quality in RAS following altered feed loading*. *Aquacultural Engineering*, 2018. **81**: p. 80-88.
95. Tullock, J.H. and M. Earle-Bridges, *Water Chemistry for the Marine Aquarium*. 2002: Barron's.
96. Safwat, S.M., *Performance of moving bed biofilm reactor using effective microorganisms*. *Journal of Cleaner Production*, 2018. **185**: p. 723-731.
97. Terjesen, B.F., et al., *Design, dimensioning, and performance of a research facility for studies on the requirements of fish in RAS environments*. *Aquacultural Engineering*, 2013. **54**: p. 49-63.
98. Services, B.M. *What is the difference between COD and BOD?* 2013; Available from: <http://www.butlerms.com/index.php/blog/customer-questions/213-what-is-the-difference-between-cod-and-bod>.
99. Malone, R.F. and T.J. Pfeiffer, *Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating aquaculture systems*. *Aquacultural Engineering*, 2006. **34**(3): p. 389-402.
100. Blancheton, J.P., et al., *Insight into bacterial population in aquaculture systems and its implication*. *Aquacultural Engineering*, 2013. **53**: p. 30-39.
101. Interdonato, F., *RECIRCULATING ACQUACULTURE SYSTEM (RAS) BIOFILTERS: FOCUSING ON BACTERIAL COMMUNITIES COMPLEXITY AND ACTIVITY*. 2007.
102. P, K.P., B. Vivekanand, and K. Kundan, *Biofilm in aquaculture production*. *African Journal of Microbiology Research*, 2014. **8**(13): p. 1434-1443.
103. Rojas-Tirado, P., P.B. Pedersen, and L.-F. Pedersen, *Bacterial activity dynamics in the water phase during start-up of recirculating aquaculture systems*. *Aquacultural Engineering*, 2017. **78**: p. 24-31.
104. Young, B., et al., *Post carbon removal nitrifying MBBR operation at high loading and exposure to starvation conditions*. *Bioresource Technology*, 2017. **239**: p. 318-325.
105. Young, B., et al., *Low temperature MBBR nitrification: Microbiome analysis*. *Water Research*, 2017. **111**: p. 224-233.
106. Kindaichi Tomonori, I., Tsukasa and Okabe, Satoshi, *Ecophysiological Interaction between Nitrifying Bacteria and Heterotrophic Bacteria in Autotrophic Nitrifying*

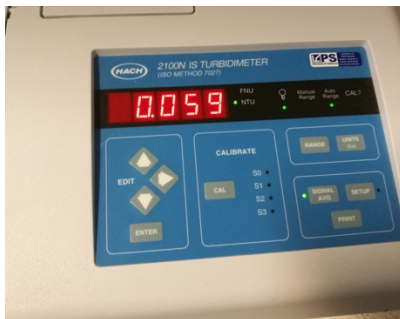
Biofilms as Determined by Microautoradiography-Fluorescence In Situ Hybridization.
Appl. Environ. Microbiol., 2004. **70**(3): p. 1641-1650.

107. Geiger, M. and B. Rauch, *Diffusion depth: a crucial factor for MBBR carrier.* Filtration + Separation, 2017. **54**(1): p. 30-32.

Vedlegg



Figur 63. Fremgangsmåte for bruk av COD utstyr



Figur 64. Turbiditetsmåler (NTU)



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway