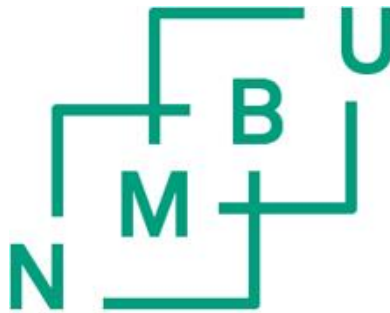




Kristine Lassemo og Ole Jakob Kilde Kjørvik

**Utslippsregnskap for COD, TN og TP i avløp  
fra småskala RAS med regnbueørret  
- Årungen som alternativ resipient**



Gradsoppgave i teknologi i akvakultur

Vår 2015

Veiledere:

Bjørn Frode Eriksen og Odd-Ivar Lekang

Institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT)  
Fakultet for miljøvitenskap og teknologi (Miljøtek)  
Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

# Forord

Oppgaven markerer avslutningen på masterprogrammet Master of Science in Aquaculture, og utgjør til sammen 60 studiepoeng. Arbeidet ble utført i perioden september 2014 til mai 2015. Alt praktisk arbeid er utført ved Senter for fiskeforsøk og vannlaboratoriet ved IMT.

Da valg av oppgave sto for tur falt det oss naturlig å søke mot IMT. Under studieforløpet har begge vist interesse for den tekniske delen av fiskeproduksjonen, og vannbehandling og RAS har stått sentralt. Da forslaget om å se nærmere på utløpet fra fiskelaboratoriet ble lagt frem, var valget enkelt og vi bestemte oss for å skrive sammen. Arbeidet med oppgaven har vært spennende, læringsutbyttet har vært enormt og vi sitter igjen med en god følelse. Spesielt krevende var utarbeidelsen av metode, da vi følte at vi famlet i blinde, og nye problemer og utfordringer dukket stadig opp.

Først og fremst takk til hverandre for et godt samarbeid der vi ikke har vært redde for å stille spørsmålstegn ved tolkninger og utfordre hverandre i gode diskusjoner. Selv om diskusjonene har vært mange har vi kommet ut av det som venner. Takk til vår hovedveileder, senioringeniør Bjørn Frode Eriksen, og vår biveileder, førsteamanuensis Odd-Ivar Lekang, for god oppfølging, faglig påfyll, interessante samtaler og oppmuntring på veien.

Tusen takk til Bjørn Reidar Hansen og Harald Støkken ved Senter for fiskeforsøk. Deres bistand har vært uunnværlig, og deres innspill har bidratt stort i utarbeidelsen av metode. Utallige timer med kaffepause og samtaler har gjort oss klokere, vi kunne ikke vært dere foruten!

Takk til alle som har bidratt i mer eller mindre grad med utstyr, svar på spørsmål, korrekturlesing, utholdenhet og varme tanker. Til slutt vil vi takke våre studiekamerater for en uforglemmelig studietilværelse på Ås, og seks fantastiske år med mye fest, moro og lærdom - ikke bare på Bodegaen, men også på lesesalen.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, medio mai 2015

---

Kristine Lassemo

---

Ole Jakob Kilde Kjørvik

# Sammendrag

Senter for fiskeforsøk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet er et småskala landbasert oppdrettsanlegg for forskningsformål. Senteret blir i dag driftet som et resirkulerende akvakultursystem (RAS), og ønsker å se på muligheten for å bruke Årungen som resipient. Systemet har en resirkuleringsgrad på 94 % og et overløp i størrelsesorden 185 m<sup>3</sup> i uka, herunder tilbakespyling av trommelfilteret som utgjør 14 m<sup>3</sup>. I tillegg kommer vann fra vask av fiskekar, som måler om lag 2 m<sup>3</sup> i uka. Vannstrømmene er små, men Årungen er en sårbar resipient, og selv små vannmengder kan ha betydning hvis konsentrasjonen er for høy av de rette stoffene.

Målinger av kjemisk oksygenforbruk (COD), total nitrogen (TN) og total fosfor (TP) ble utført ved tre punkter i systemet: overløpet fra RAS, tilbakespylingen av trommelfilteret og av vaskevannet fra fiskekar. Analysene er gjennomført med spektrofotometer. Ved filtrering gjennom 0,45 µm-filter har fordelingen mellom suspendert og bundet stoff blitt funnet.

Resultatene viser et totalt utslipp fra hele systemet på 183,72 g COD/kg fisk produsert hvor 32 % er partikulært, 47,37 g TN/kg fisk produsert hvor 11% er partikulært og 4,95 g TP/kg fisk produsert hvor 49 % er partikulært. Overløpsvannet står for den største andelen av næringsstoffer i utslippet. Dette skyldes den store vannmengden, selv med lave konsentrasjoner.

PURA stiller krav til Årungen fosforkonsentrasjon. I dag forekommer cirka 35 µg TP/L i innsjøen. Målet er satt til 19 µg TP/L (Borge 2015). Den løste andelen TP i overløpet fra RAS er langt over PURAs miljømål. I Brønnerudbekken, som leder til Åringen, lå konsentrasjonen på 47,8 µg TP/L i 2013. Miljømålet er satt mellom 50 og 60 µg TP/L (PURA & NIVA 2014). Overløpsvannet vil øke konsentrasjonen i Brønnerudbekken til 53 µg TP/L. Dette er en mulighet som årlig vil spare senteret for drøye 160 000 NOK. Vannforekomsten blir vurdert fra år til år og miljømålene endres deretter. Per i dag ser det ut til at Brønnerudbekken er en mulig resipient.

Faren for spredning av eventuell fiskepatogener fra anlegget til villfiskbestanden i Åringen har ikke vært vurdert i denne undersøkelsen.

# Abstract

The Centre for Fish Research at the Norwegian University of Life Sciences (NMBU) is a small-scale land-based fish farm for research purposes. The center is currently operated as a recirculating aquaculture system (RAS), and wish to look into the possibility of using Lake Årungen as a recipient. The system has a reuse degree of 94 % and an overflow of approximately 185 m<sup>3</sup> per week, including back flush water from the drum filter of 14 m<sup>3</sup>. In addition, flush water from the fish tanks measures roughly 2 m<sup>3</sup> per week. These flows are small but Årungen is a vulnerable recipient, and even small amounts of water can have a major impact if the concentrations of certain compounds is too high.

Measurements of chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were conducted at three locations in the system: overflow from RAS, back flush water from the drum filter, and the flush water from the fish tanks. Analysis were carried out with a spectrophotometer. By filtration through 0.45 micron filter, the distribution between suspended solids and solubles has been found.

The results shows a total amount of discharge from the whole system at 183.72 g COD/kg fish produced, where 32 % is particulate; 47.37 g TN/kg fish produced, where 11% is particulate, and 4.95 g TP/kg fish produced where 49 % is particulate. The overflow accounts for the largest fraction of nutrients in the effluent. This is due to the large amount of water, even at low concentrations.

The phosphorus concentration in Årungen is strictly monitored by PURA. Today approximately 35 µm TP/L occurs in the lake. The objective is set at 19 µm TP/L. The soluble fraction of TP in the overflow is far above PURA's objective. In the creek Brønnerudbekken, leading to Årungen, concentration were 47.8 µg TP/L in 2013. The objective is set between 50 and 60 µg TP/L. The overflow will increase the concentration in Brønnerudbekken to 53 µg TP/L. This possibility will save the Centre for roughly 160 000 NOK annually. The objective might change with every year, depending on environmental changes. As of today, it appears that Brønnerudbekken is a possible recipient.

The risk of spreading any fish pathogens from the farm to wild fish stocks in Årungen has not been considered in this study.

# Innholdsfortegnelse

Forord .....	ii
Sammendrag .....	iii
Abstract .....	iv
Innholdsfortegnelse .....	v
Figurliste.....	viii
Tabelliste .....	ix
Nøkkelbegreper og forkortelser .....	x
1  INNLEDNING .....	1
1.1  Fiskelaboratoriet i dag .....	1
1.2  Problemstilling.....	2
1.3  Avgrensninger .....	3
2  TEORETISK TILNÆRMING.....	4
2.1  Utslipp fra akvakultursystemer.....	4
2.1.1  Fiskens metabolisme - hva skilles ut? .....	4
2.1.2  Miljøeffekt og -påvirkninger fra akvakultur .....	4
2.2  Myndighetenes krav til rensing av avløp.....	6
2.2.1  Primærrensekravet.....	6
2.2.2  Sekundærrensing og andre rensekrav .....	7
2.3  Rensetiltak og forbedringspotensial .....	8
2.3.1  RAS-teknologi.....	8
2.4  Årungen .....	11
2.4.1  Dagens tilstand .....	13
2.4.2  Tilsyn og tiltak .....	14
2.5  Måling av organisk stoff.....	15
2.6  Nitrogen i akvakultur.....	17
2.7  Fosfor i akvakultur.....	18

2.8	Forholdet mellom suspendert og løst stoff .....	19
3	MATERIALE OG METODE.....	21
3.1	Materiale og utstyr.....	21
3.1.1	Analysekitene .....	22
3.2	Forsøksplan.....	23
3.2.1	Biomasse og fôring.....	23
3.2.2	Innsamling av prøvene .....	24
3.2.3	Analyse av prøvene .....	25
3.3	Databehandling.....	26
3.4	Beregninger .....	26
3.4.1	Benevninger .....	27
4	RESULTATER .....	28
4.1	Biomasse, fôr og vannmengder .....	28
4.2	Variasjon mellom prøvepunkter og parametere .....	29
4.3	Flere benevninger .....	31
4.4	Variasjon i prøvene.....	33
4.5	Økonomisk regnskap og TP regnskap.....	36
5	DISKUSJON .....	38
5.1	Resultater .....	38
5.2	Svakheter i metoden .....	41
5.3	Videre arbeid .....	41
6	KONKLUSJON .....	43
7	FORSLAG TIL LØSNING.....	44
7.1	Partikkelfjerning .....	44
7.1.1	Dybdefilter .....	45
7.1.2	Gravitasjonsfilter.....	45
7.1.3	Mekanisk filter .....	45

7.2	Roterende trommelfilter RDF300.....	46
7.2.1	Prosessbeskrivelse.....	47
7.2.2	Justeringer og tilpasninger .....	48
7.3	Metode.....	49
7.3.1	Suspendert stoff (SS) og tørrstoff (TS) .....	49
7.3.2	Forsøksrammer.....	51
7.3.3	Vannstrømmen .....	53
7.3.4	Materiale og utstyr .....	53
7.3.5	Forsøksplan .....	54
7.4	Resultater.....	56
7.4.1	Beregnet renseseffekt: inntak og utløp .....	56
7.4.2	Observert renseseffekt: utkastet.....	57
7.4.3	Forholdet mellom SS og TS .....	58
7.5	Diskusjon og mulige feilkilder .....	58
7.5.1	Renseseffekt.....	58
7.5.2	Metodekritikk.....	60
7.6	Konklusjon og egne refleksjoner.....	62
	Referanseliste .....	63
	Vedlegg .....	68



# Figurliste

<b>Figur 2.1</b> Totalfosfor i Årungen 1977-2014, med mål for 2015 (gitt i PURAs tiltaksanalyse) og miljømålet gitt i vannforskriften. Det mangler data fra noen av årene. (Borge 2015).....	12
<b>Figur 3.1</b> Flytskjema hovedresirk. Numrene indikerer prøvetakingspunkter. Hentet fra vedlegg D. ....	23
<b>Figur 3.2</b> Normalfordelingskurve med konfidensintervall. All data ligger under kurven. Forventningsverdien $\mu$ (X) og standardavvik $\sigma$ (STD). (Kernler 2014) .....	27
<b>Figur 4.1</b> COD (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvetakingspunkter. ....	30
<b>Figur 4.2</b> TN (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvepunkter. ....	30
<b>Figur 4.3</b> TP (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvepunkter.....	31
<b>Figur 4.4</b> Variasjon i målt COD mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen).....	34
<b>Figur 4.5</b> Variasjon i målt TN mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen).....	34
<b>Figur 4.6</b> Variasjon i målt TP mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen). ....	35
<b>Figur 7.1</b> Wedge wire drum-prinsippet. Pilene indikerer strømningsretningen gjennom filteret. Modifisert etter (Euroslot Kdss 2011; PlastOK Group). ....	46
<b>Figur 7.2</b> Proses-skisse RDF300. Modifisert etter (Rotary Drum.....)	47
<b>Figur 7.3</b> RDF300. Påmontert plate med fem justerbare skruer, for å kompensere for sprekk mellom skrape og trommel. Skruene legger press på skrapen. ....	49
<b>Figur 7.4</b> Inn- og utløp i avløpskummen. ....	51
<b>Figur 7.5</b> Fra venstre: oppsamling av slam i utkastet og SS i utkastet etter tørking. ....	56

Med mindre annet er oppgitt er foto og figurer produsert av Kristine Lassemo og Ole Kjørvik.

# Tabelliste

<b>Tabell 2.1</b> Tilstandsklasser med miljømål og normalisert EQR (PURA & NIVA 2014). .....	13
<b>Tabell 2.2</b> Prøvetakingsfrekvens og -tidspunkt for feltarbeid i innsjøer og i elve- og bekkelokaliteter 2014 (Borge 2015).....	15
<b>Tabell 3.1</b> Utstyr benyttet i forsøket. I alfabetisk rekkefølge.....	21
<b>Tabell 3.2</b> Kit benyttet i forsøket. I alfabetisk rekkefølge.....	22
<b>Tabell 4.1</b> Driftsituasjon. Biomasse, vannvolum og -strømmer under forsøksperioden.....	28
<b>Tabell 4.2</b> Målte verdier av COD, TN og TP i mg/L og vannstrømmen (Q) fra hver av de tre avløpskildene.....	29
<b>Tabell 4.3</b> Totalt utslipp av COD, TN og TP i forsøksperioden på ni dager (i gram).....	32
<b>Tabell 4.4</b> Total produksjon av avfallsstoffene COD, TN og TP (i kg) på ni dager i forsøksperioden.....	32
<b>Tabell 4.5</b> Utslipp samlet i gram per kg fisk produsert. Totalt, løst og partikkelbundet.....	32
<b>Tabell 4.6</b> Årlige produksjonen av det totale og den løste andelen av utslippet.....	33
<b>Tabell 4.7</b> Økonomisk regnskap for avløp (priser i NOK eksklusiv mva.).....	36
<b>Tabell 4.8</b> Utslppsregnskap for TP ved overløp til Årungen.....	37
<b>Tabell 7.1</b> Data over trommelfilterets spesifikasjoner (V&T Filtergroup). RDF300 er markert med rød boks.....	48
<b>Tabell 7.2</b> Vannstrømmen (Q) for RDF300 under forsøket, med standardavvik (STD).....	53
<b>Tabell 7.3</b> Utstyr benyttet i forsøket, test av RDF300. I alfabetisk rekkefølge.....	54
<b>Tabell 7.4</b> SS inn og ut av RDF300 og differansen mellom de to (oppgitt i gram, gram per liter og prosent) over tre dager.....	57
<b>Tabell 7.5</b> Beregnet SS fjernet av RDF300 i løpet av én time.....	57
<b>Tabell 7.6</b> Slam og TS fjernet fra avløpsvannet med RDF300 over én time i drift.....	58
<b>Tabell 7.7</b> Beregnet SS og observert TS i RDF300 i gram.....	58

# Nøkkelbegreper og forkortelser

## **COD**

Av engelsk *Chemical Oxygen Demand*. Kjemisk oksygenforbruk på norsk, også forkortet KOF. Et mål for mengde av kjemisk nedbrytbart, organisk stoff i vann. Sagt på en annen måte: et mål for den relative oksygenreduserende virkningen av et avfall. Uttrykt i mg/L.

## **Fiskelaben**

Senter for fiskeforsøk, som det heter på universitetets hjemmesider, går under flere navn på folkemunne. Blant dem er fiskelaboratoriet, fiskelaben og fiskefjøset. I oppgaveteksten forekommer fiskelaben og fiskelaboratoriet i all hovedsak.

## **Flush**

Såkalt *flushing* er vask av fiskekar. Ved flushing kortsluttes systemet og vannet sendes direkte fra karene og ut i avløpskummen, altså går vannet utenom rensetrinnene i RAS. Slam (større partikler som fôrrester og faeces) som har sedimentert like etter karet går dermed direkte ut av systemet.

## **Hovedresirken**

Hovedresirkuleringsystemet. Én av tre separate resirkuleringsenheter på fiskelaben. Også kalt «kaldtvann 1».

## **RAS**

Av engelsk *Resirculating Aquaculture System*. Resirkulerende akvakultursystem på norsk. Innebærer resirkulering eller gjenbruk av vann i varierende grad.

## **SS**

Suspendert stoff (*Suspended Solids* på engelsk). SS er et mål for vekten av stoff (per volumenhet av vann, mg/L) med en slik størrelse at det kan separeres fra vannet ved filtrering gjennom et filter med en bestemt porestørrelse, for så å tørke det fraskilte stoffet ved høy temperatur.

## **TN**

Total Nitrogen. Summen av all organisk og uorganisk nitrogen, partikkelbundet og løst. I denne oppgaven uttrykt ved vektenheter (mg/L).

## **TP**

Total Phosphorus. Summen av ortofosfat, løst organisk fosfor og partikkelbundet fosfor. I denne oppgaven uttrykt ved vektenheter (mg/L).

# 1 INNLEDNING

I sammenheng med byggingen av det nye universitetet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), skal det også bygges et nytt fiskelaboratorium. I den forbindelse er det ønskelig å se på mulighetene for å gjøre endringer rundt avløpssituasjonen. Tanken er at Årungen muligens kan brukes som en resipient via Brønnerudbekken, og sende avløpsvannet (helt eller delvis) fra fiskelaben og ut i Årungen, kontra ut på det kommunale avløpsnettverket slik situasjonene er i dag. Det er dyrt å benytte det kommunale avløpsnett, i 2015 er prisen 18,47 NOK (eksklusiv mva.) per kubikkmeter med avløpsvann (Ås kommune 2015). For fiskelaben utgjør dette en betydelig kostnadspost i størrelsesorden 300 000 NOK i året. I tillegg er det kommunale ledningsnett for kloakk hardt belastet og det hadde vært en fordel for kapasiteten om vannet fra fiskelaben kunne ledes utenom, hvis mulig. På en annen side stiller myndighetene strenge krav til utslipp i Årungen og andre innsjøer og naturen for øvrig. Ytterligere rensetiltak av avløpsvannet fra fiskelaben kan bli vel så dyrt om det skulle bli påkrevd og vise seg nødvendig for en eventuell utslippstillatelse.

## 1.1 Fiskelaboratoriet i dag

Fiskelaboratoriet er delt opp i tre separate enheter, eller kretser: Kaldtvann 1, kaldtvann 2 og varmtvann. I kaldtvann 1 og 2 går det stort sett regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) og atlantisk laks (*Salmo salar*), mens varmtvannskretsen holder tilapia (*Oreochromis spp.*). Per i dag er fiskelaben med alle sine tre enheter drevet som et Resirculating Aquaculture System (RAS). Det vil si at vannet renses og brukes på nytt. Gjenbruksgraden er på 94-98 %, og de resterende 2-6 % skilles ut av kretsløpet og sendes ut som avløp. Avløpet består hovedsakelig av to forskjellige «vannkilder». Den ene kilden er overløpet fra RAS som går kontinuerlig og tilsvarer omtrent 19 L/min (170 m<sup>3</sup> i uka). Bakover i kretsløpet deles denne kilden opp i to separate strømmer: én som er det faktiske overløpet fra RAS (like etter MBBR - Moving Bed Biofilm Reactor) og én som er tilbakespylingsvann fra trommelfilteret (Hydrotech Microscreens HDF 801-1H 60 µm). Den andre kilden er vann fra vask av fiskekarene, såkalt «flushing». Ved flushing kortsluttes systemet og vannet sendes direkte ut i avløpskummen, altså går vannet utenom rensetrinnene i RAS. Flushvann inneholder mye slam som akkumuleres i en bend like etter karene, her får partiklene mulighet til å sedimentere som følge av lite optimale kar og konstruksjoner. Flushing tar med seg dette slammet, som kommer ut konsentrert som en «kake». Det er forskjell fra kar til kar hvor ofte de flushes, det kan være alt fra én gang om dagen til knapt én gang i uka. I tillegg til det som faktisk går ut i avløpet forsvinner det noe

vann på grunn av lekkasjer i rørsystemet. Omfanget av dette vanntapet vites ikke, og er vanskelig å finne nøyaktig.

Biomassen på fiskelaben, og følgelig også fôringen, er naturligvis ikke konstant. Den varierer ikke bare med vekst, men også ut ifra betingelsene til forskjellige forsøk som pågår. Per november 2014 er biomassen på vei nedover, siden utslaktingen er i gang. Fiskelaben skal stå tomt for rivning innen 15. mai 2015, og arbeidet med tømning av huset er godt på vei. Altså er biomassen noe lavere enn hva som kan forventes i en vanlig driftssituasjon.

## **1.2 Problemstilling**

Dette studie hadde som mål å karakterisere avløpet fra fiskelaboratoriet, og sette det i sammenheng med eventuelle utslipp til Årungen. Hva slags krav setter kommunen og de øvrige myndighetene til utslipp i, rundt og ved Årungen? Hvor mye viker avløpsvannet fra fiskelaben fra disse kravene, og er det realistisk for laben å se nærmere på muligheten for å bruke Årungen som resipient? Ved å separere vannstrømmene og sende de reneste utstrømmene til Årungen, kan en redusere vannmengden som går til det kommunale renseanlegget, og dermed også redusere kostnadene til driften av fiskelaben betraktelig. Med det til grunn kan utstrømmene analyseres hver for seg for å studere hvorvidt den ene er mer egnet enn den andre til et alternativt utslipp. Problemstillingen er formulert deretter, og oppgaven søker å finne svar på følgende spørsmål:

- Hvilke avfallsstoffer fra RAS (fiskelaben) har betydning for resipienten (Årungen), og i hvilken grad forekommer de?
- Hvor stor andel av avfallsstoffene forekommer i partikulær form, og da også i løst form?
- Hvilke muligheter finnes for å redusere utslippene ytterligere?

I litteraturstudiet blir flere momenter ved problemet betraktet. Alt fra hva fisken, og følgelig oppdrettsanlegget, skiller ut av avfallsstoffer, til hvordan akvakultur med sine avfallsstoffer påvirker miljøet, til hva slags krav og reguleringer som finnes innen relevante utslipp, til hva slags grep som kan gjøres for å bedre akvakulturutslipp. Dette er noen av emnene som blir gransket nærmere.

### **1.3 Avgrensninger**

Fiskelaboratoriet ved NMBU består av tre separate RAS, hvor forskjellige forsøk og fiskearter går. Oppgaven begrenser seg til én av de tre og det fokuseres på RAS-kretsen kaldtvann 1, den som populært blir omtalt som «hovedresirken».

Fisk skiller ut flere stoffer, og et oppdrettsanlegg har et sammensatt utslipp med mange parametere som kan påvirke en resipient. Spesielt vedrørende Årungen er det mye å ta i betraktning. Mange parametere er interessante i utslippssammenheng, blant annet pH, TOC (total organisk karbon), konduktivitet og eventuelle utslipp av fiskepatogener. Likevel, med hensyn til de økonomiske rammer for forsøkene, tidsbegrensninger og ressurser, ble det vedtatt å fokusere på tre forskjellige parametere: COD, TN og TP, siden disse har størst betydning for den aktuelle resipienten.

## 2 TEORETISK TILNÆRMING

For å få en bredere forståelse for problemstillingens aktualitet er det hensiktsmessig å se nærmere på temaer rundt og ved problemet. Berørte temaer er utslipp fra oppdrettsanlegg og dets påvirkninger på miljøet, krav til utslipp av avløpsvann, RAS-anlegg og hvordan det virker positivt med mer.

### 2.1 Utslipp fra akvakultursystemer

Avfall fra akvakultur inkluderer all input brukt i prosessen som ikke blir fjernet fra systemet ved høsting (Bergheim & Åsgård 1996). Akvakulturutslipp kan inneholde en rekke bestanddeler som kan føre til negative konsekvenser når det slippes ut i miljøet. Bestanddelene kan være oppløste eller partikulære organiske næringsstoffer, og spesifikke organiske og uorganiske forbindelser. Deres innvirkning på miljøet avhenger av den samlede mengde eller konsentrasjon, og miljøets kapasitet for tilførsel av de forskjellige bestanddelene (Piedrahita 2003). De største utslippene fra fiskeoppdrett består av nitrogen, fosfor og partikulært materiale. I tillegg utgjør forbruket av oksygen en viktig belastning, både av fiskens respirasjon og oksygen brukt til nedbrytning av organisk materiale (Ervik & Aure 1990). Respirasjonen er langt viktigst og utgjør normalt cirka 95 % av det totale oksygenforbruket i vannet (Ervik & Aure 1990).

I 1991 (Seymour & Bergheim) sto fôr for den størst andelen av forurensning fra akvakultur, det (i tillegg til faeces) er fremdeles en stor del av situasjonen den dag i dag (Husa et al. 2010), til tross for stadig forbedringer innen fôringsregimer og fôrsammensetninger.

#### 2.1.1 Fiskens metabolisme - hva skilles ut?

Hovedkomponentene av avfall fra spist fôr er ufordøyd fôr (faeces) og ekskresjonsprodukter fra kataboliserte proteiner, som TAN og urea (Bergheim & Åsgård 1996). Utskilte mineraler, spesielt fosfor, forekommer også. Hos marine arter er andelen av urea i ekskresjonsproduktene ofte noe større (30-40 %) enn hva den er hos ferskvannsfisk (Jobling 1992). Andelen av næringsstoffene i fôret som blir utskilt etter metabolismen avhenger av oppdrettssystem, fôrtype og -sammensetning, fiskeart, og flere andre faktorer som aktivitet og stress. Avløpsvann og slamsammensetning varierer derfor atskillig mellom anlegg (Cripps & Kelly 1996).

#### 2.1.2 Miljøeffekt og -påvirkninger fra akvakultur

Oppdrettsanlegg slipper ut nærings saltene fosfor og nitrogen i både bundet og løst form. I bundet form forekommer nærings saltene i faeces og fôrspill (Husa et al. 2010). I åpne sjømerder

blir fôrspillet for det meste spist av villfisk rundt merdene, mens faeces sedimenterer raskt til bunnen. Næringssaltene bundet til faeces og fôr forsvinner dermed i stor grad ut av den eufotiske sonen og blir lite tilgjengelig som næring for planteplankton og makroalger (Husa et al. 2010). Fosfor og nitrogen slippes i tillegg ut i vannet som løste forbindelser fra fiskens gjeller og som urea. Disse næringssaltene er tilgjengelige i den eufotiske sonen og kan derfor ha betydning som gjødsel for planteplankton og større alger (Husa et al. 2010).

Fosfor forekommer vanligvis i rikelige mengder i kystvannet; en ekstra tilførsel av fosfor har som regel liten innvirkning på algevekst. Nitrogen er oftest den begrensende faktoren for algevekst i sjø, særlig sommer og høst. Utslippene av nitrogen er høyest om sommeren, da produksjonen i matfiskanleggene er på sitt høyeste. Nitrogen er mangelvare i sjøen på denne årstiden, derfor kan ekstra nitrogentilførsel trigge planktonoppblomstring og endre forholdene i sjøvegetasjonen (Husa et al. 2010).

På strekningen fra Lindesnes til grensen mot Russland står fiskeoppdrett for halvparten av tilførselen av nitrogen (Klima- og forurensningsdirektoratet 2008). Langs kysten og i fjorder der oppdrettsanlegg er optimalt plassert, er det lite som tyder på at overgjødsling i et større område rundt anlegget er et problem (Husa et al. 2010). Lokal overgjødsling kan forekomme.

Husa et al. skriver i havforskningsrapporten (2010) at på 15 år har produksjonen av laks og ørret i Norge økt fra 220 000 tonn i 1994 til 820 000 tonn i 2008. Samtidig har utslippene av oppløste næringssalter fra hver enkelt oppdrettsfisk blitt betydelig lavere på grunn av endret sammensetning på fiskefôret (mer planteoljer som raps og lavere proteininnhold). I 1994 ble det sluppet ut rundt 28 kg nitrogen, og 4,6 kg fosfor (oppløst) per tonn produsert laksefisk. I 2008 var utslippene redusert til henholdsvis 10,3 kg og 1,7 kg per tonn (beregnet med MOM). Det vil si at selv om produksjonen av norsk laksefisk er firedoblet, så har de totale utslippene av løste næringssalter bare økt med 20 % i denne perioden. I 2013 hadde produksjonen økt til totalt 1 243 000 tonn laks og ørret (Andreassen & Robertsen 2014).

Landbaserte anlegg avgir mer eller mindre de samme stoffene som merdanleggene, og resipienten står deretter i fare for eutrofiering. I sjø er nitrogen ofte den begrensende faktoren for algevekst, mens i ferskvann er det heller fosfor som spiller den rollen. Myndighetene kan stille krav til rensing av avløpsvann fra landbaserte anlegg, blant annet for å unngå eutrofiering, og oppdretteren bør være forberedt på å legge til rette for dette.



Andre typer forurensing fra akvakulturnæringen kan være spredning av sykdommer, utslipp av legemidler, spredning av lakselus og rømming av oppdrettsfisk som igjen kan formere seg med villbestanden (Holm 2015).

## 2.2 Myndighetenes krav til rensing av avløp

Norske myndigheter stiller krav til både kommunalt og industrielt avløp. I det følgende beskrives renskravene til utslipp av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser. Kravene står skrevet i forurensningsforskriften av 1. juni 2004 nr. 931 kapittel 14. For et fullskala settefiskanlegg vil det være naturlig å vurdere utslippene opp mot kapittel 14 (Rosten et al. 2013), mens for fiskelaboratoriet, som er av betydelig mindre skala, kan det være mer korrekt å se til kapittel 13. Kapittel 13 regulerer utslipp av kommunalt avløpsvann fra mindre tettbebyggelser: avløpsanlegg større eller lik 50 pe<sup>1</sup> og opptil 2 000 pe for utslipp til ferskvann eller elvemunning (Forurensningsforskriften § 13-1). For utslipp til sjø er øvre grense 10 000 pe. Siden Årungen er en sårbar ferskvannsresipient og et følsomt område vedrørende utslipp, blir de strengere kravene fra kapittel 14 likevel tatt i betraktning.

### 2.2.1 Primærrensekravet

Primærrensing er et begrep brukt i kommunal rensing av avløpsvann. Primærrensing innebærer å separere slampartikler fra avløpsvannet og med det fjerne suspendert stoff (SS) og organisk stoff (BOD<sub>5</sub> - se avsnitt 2.5 *Måling av organisk stoff* for mer om BOD). Generelt kan man si at karakteristika for de partiklene som er i avløpsvannet, vil være avgjørende for om en rensemetode vil kunne fjerne tilstrekkelig med slampartikler eller ei. Avløpsvannets sammensetning og partikkelstørrelsesfordelingen er derfor helt sentral (Rosten et al. 2013).

Det er naturlig å vurdere utslipp fra settefiskanlegg opp mot kravene for primær- og sekundærrensing i § 14-2 i forurensningsforskriften. Kapittel 14 regulerer alle utslipp større eller lik 50 pe fra tettbebyggelser med samlet utslipp større enn 2 000 pe (for ferskvann og elvemunning) eller større enn 10 000 pe for sjø. I EUs avløpsdirektiv er primærrensekravet definert som 50 % SS-reduksjon og 20 % BOD<sub>5</sub>-reduksjon. I norsk rett gjennomføres direktivet i forurensningsforskriften, hvor kravene til primærrensing spesifiseres ytterligere i § 14-2 ved å inkludere følgende konsentrasjonskrav:

- 1) BOD<sub>5</sub>-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20 % i forhold til det som blir tilført rensenanlegget eller ikke overskrider 40 mg O<sub>2</sub>/L ved utslipp og

---

<sup>1</sup> Pe - personekvivalenter = mål på utslipp av organisk stoff, ofte brukt i utslippssammenheng. 1 pe = 60 g BOD<sub>5</sub>

- 2) SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50 % i forhold til det som blir tilført renseanlegget eller ikke overskrider 60 mg SS/L ved utslipp

Et anlegg må enten klare prosentkravet eller konsentrasjonskravet på begge parameterne. En viktig del av kravet er knyttet til dokumentasjonen rundt kravverdiene. For anlegg mellom 1 000 og 10 000 pe skal det tas 12 dokumentasjonsprøver per år og for anlegg over 10 000 pe skal det tas 24 dokumentasjonsprøver per år. Det tillates inntil to prøver som ikke oppfyller rensekravene for anlegg i området 1 000 til 10 000 pe og tre prøver for anlegg over 10 000 pe (SFT 2005). Dette er ikke fullt ut praktisert i akvakultur per 2013, men forventes å komme i fremtiden (Rosten et al. 2013).

### **2.2.2 Sekundærrensing og andre rensekraav**

Videre i § 14-2 i forurensingsforskriften står det skrevet om krav til sekundærrensing, fosforfjerning og nitrogenfjerning. Kravene til rensing i forurensningsforskriften (§ 14-2) spesifiseres ved å inkludere følgende konsentrasjonskrav:

Sekundærrensing: en renseprosess der både

- 1) BOD<sub>5</sub>-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25 mg O<sub>2</sub>/L ved utslipp og
- 2) COD-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 75 % i forhold til det som blir tilført renseanlegget eller ikke overskrider 125 mg O<sub>2</sub>/L ved utslipp

Fosforfjerning: en renseprosess der fosformengden i avløpet reduseres med minst 90 % av det som blir tilført renseanlegget.

Nitrogenfjerning: en renseprosess der nitrogenmengden i avløpsvannet reduseres med minst 70 % av det som blir tilført renseanlegget.

Det er stor variasjon i mengde og sammensetning av avløpsvann fra kommunalt avløp, både fra ett anlegg til et annet, fra et tidspunkt til et annet på døgnet og fra en nedbørsituasjon til en annen (SFT 2005). Det er grunn til å anta at det samme er tilfelle for avløpsvann fra norske settefiskanlegg (Rosten et al. 2013). Rensemetsoden som brukes må være god nok til å klare primærrensingskravet ved å fjerne slampartikler ned til en bestemt størrelse. Metoden må også beherske dette under svært varierende forhold når det gjelder avløpsvannets mengde og sammensetning. I tillegg må metoden være kostnadmessig akseptabel.

Det er lite data på slamproduksjon ved rensing av avløp fra smoltanlegg for laksefisk, og de referansene som finnes, baserer seg på arbeid 10 - 15 år tilbake i tid (Blytt et al. 2011).

For norske settefiskanlegg med utslipp til gode resipienter er primærrensing mest aktuelt. Store anlegg, eventuelt anlegg med utslipp til ferskvann eller sårbare resipienter må regne med krav om sekundærrensing (Rosten et al. 2013).

## **2.3 Rensetiltak og forbedringspotensial**

Det er mange rensemetoder tilgjengelig for rensing av avløpsvann. Partikkelfjerning er oftest den beste metoden for å enkelt bedre vannkvaliteten. Avløpsvannet fra et oppdrettsanlegg har stort volum med lav konsentrasjon av avfallsstoffer, mens kommunalt avløpsvann har lavt volum med høy konsentrasjon av avfallsstoffer (Cripps & Kelly 1996; Lekang 2013). Myndighetene har foreløpig ikke strenge krav til akvakulturutslipp til sjø og kyststrøk, mens utslipp til innsjøer og elver er ikke veldig utbredt. Ved en innsjø med god tilstandsklassifisering kan det tenkes at kravene kan være de samme som ved sjø, men hva angår Årungen er ikke det tilfelle. Andre metoder for å bedre kvaliteten på avløpsvann er rett og slett å redusere mengden. Et RAS er en ypperlig metode for å redusere utslipp av miljøforurensning. Ikke bare reduseres avløpet, men avfallet kan forvaltes som ønskelig og andre fordeler følger også med i form av vannbesparelse (Martins et al. 2010). Fiskelaboratoriet driftes som et RAS og har med det mange fordeler.

### **2.3.1 RAS-teknologi**

Resirkulering, eller resirkulerende akvakultur system (RAS), vil si at vannet i landbaserte anlegg (som klekkerier, yngelproduksjon og smoltanlegg (Dalsgaard et al. 2013)) brukes på nytt. Av nyere tid også gjeldene for lukkede merder i sjø. Dette i motsetning til tradisjonelle gjennomstrømningssystemer (FT, av engelsk *Flow-Through System*), hvor vannet brukes kun én gang.

RAS kan i teorien være et «closed loop-system», hvor det i prinsippet ikke trenger å tilføres eller fjernes vann fra systemet, bortsett fra det som forsvinner ved fordamping, søl og vannopptak i fisken. I praksis kan dette være vanskelig å gjennomføre, og en tilnærming med bruk av grad av gjenbruk er vanlig, for eksempel 95 % gjenbruk. Det er viktig å definere hva som menes med gjenbruksgrad, da to forskjellige systemer med samme gjenbruksgrad kan i praksis bety to helt forskjellige ting (Eriksen 2014). Hva gjelder fiskelaboratoriet er resirkuleringsgraden basert på hvor stor andel av den totale vannstrømmen som blir byttet ut i løpet av et minutt (likning 1):

$$R = \left(1 - \frac{Q_{inlet}}{Q_{main\ flow}}\right) * 100 \quad (1)$$

Hvor

$R = \text{resirkuleringsgrad i \%}$

$Q = \text{vannstrømmen i L/min}$

Alternativt kan resirkuleringsgraden baseres på vannvolum istedenfor vannstrøm. Da byttes Q ut med V, hvor  $V_{inlet}$  tilsvarer volumet med nytt vann per dag og  $V_{total}$  er totalt vannvolum i systemet.

I et RAS inngår det flere komponenter i vannbehandlingen, blant de viktigste og mer sentrale er partikkelfjerning, fjerning av ammonium (nitrifikasjon), pH-justering og oksygenering. I tillegg er det en rekke andre tiltak som kan gjøres med vannet om nødvendig: desinfeksjon, CO<sub>2</sub>-lufting, temperaturjustering, fjerning av nitrat (denitrifikasjon), for å nevne noe.

Rent ferskvann er en viktig, og etter hvert knapp, ressurs på verdensbasis. Landbaserte oppdrettsanlegg har behov for enorme mengder vann, og i et tradisjonelt gjennomstrømningssystem sendes avløpet, ofte mer eller mindre ubehandlet, ut i resipienten. Resirkulering av vann ved oppdrettsanlegg vil derfor utgjøre store forskjeller, både med tanke på vannbesparelse men også i forbindelse med forurensing ved avløp. De senere år har settefiskanlegg med RAS økt i antall, og det kan forventes en videre økning (Holm 2015).

### ***Fordeler***

Først og fremst er RAS et aktuelt tema ut ifra et ressurs spørsmål. Knapphet på ferskvann er allerede et stort problem i verdenssammenheng. Ved å implementere RAS i økende grad, vil det føre til besparelse av store mengder vann i landbasert oppdrett, for eksempel ved produksjon av laksesmolt. Da kan anlegg plasseres på steder hvor vann er en minimumsfaktor, eller anlegg med begrenset vanntilførsel kan øke produksjonen. Resirkulert vann tar også vare på varmeenergien, noe som vil spare kostnader i forbindelse med oppvarming av vann (Terjesen & Rosseland). Da kan det også bli mulighet for å drive varmekjære arter i kalde Norge (Lekang & Fjæra 2002). I tillegg gir RAS svært god kontroll over vannmiljøet (Kristensen et al. 2009), fornuftig bruk av vannressurser, bedre vern mot smitte og økt beskyttelse mot infeksjon.

### ***Slamproduksjon***

En annen viktig fordel med resirkuleringsanlegg, er at det er lettere å skille næringsstoffene fra avfallsvannet (Piedrahita 2003), sammenlignet med tradisjonelle systemer. Slammet separeres

før vannet brukes om igjen. Slam fra resirkuleringssystemer kan utnyttes i biogassanlegg og ende opp som drivstoff, eller omdannes til gjødsel for landbruk (Lekang 2013; Takle & Terjesen 2010). Avfallet stammer for det meste fra metabolismen og ekskrementer fra fisk, og i varierende grad fôrrester og fôrspill. Avfallet er rikt på karbon, nitrogen og fosfor. Ifølge en rapport av forskere fra Nofima og AVS Chile, kan opptil 1 600 tonn tørrstoff fra slam bli produsert på årlig basis av RAS-basert produksjon i Norge og Chile i 2015 (Takle & Terjesen 2010). Det er viktig å tenke på hvilket sluttprodukt som er ønskelig når slambehandlingsløsninger velges. Dette vil blant annet være avhengig av hvilke geografiske muligheter der er til å kvitte seg med slammet, og om energiinnholdet skal bevares eller ei.

Altså, RAS tilbyr fordeler i form av redusert vannforbruk, bedre muligheter for avfallsforvaltning og næringsgjenvinning, bedre hygienisk kontroll, sykdomskontroll og biologisk kontroll av forurensning (Summerfelt et al. 2009). I tillegg åpner RAS for muligheten til å separere vannstrømmene ut av systemet, slik at de enkelte strømmene kan styres ut ifra ønsker og behov.

### ***Ulemper***

Til tross for mange fordeler ved resirkuleringssystemer, er det naturligvis også mange ulemper. Kostnad er en viktig faktor som er avgjørende i hvordan oppdrettere styrer bedriften sin. I RAS gjør den seg gjeldene både i investeringsfasen og under drift (Martins et al. 2010). På grunn av alle komponentene som inngår i renseprosessene, kan et system med høy grad av gjenbruk (>95 %) bli mange ganger dyrere per enhet oppdrettsvolum enn ved FT-systemer. Pumpene alene, som jobber kontinuerlig, representerer en betydelig kostnad i sitt strømforbruk. I tillegg er alt teknisk utstyr sårbart mot tekniske feil. De ansatte trenger opplæring og mer kunnskap, og behovet for vedlikehold og oppfølging av systemet er omfattende (Lekang & Fjæra 2002; Lekang 2013). Det biologisk avanserte utstyret trenger jevn vannstrøm med jevne verdier for å fungere optimalt. Gjennom et år kan et anlegg holde forskjellig biomasse, og periodevis kan anlegget til og med stå tomt. Da kan et biofilter dø ut, og det er tidkrevende å få liv i det igjen ved ny oppstart.

Andre viktige ulemper er forringelse av vannkvaliteten hvis vannbehandlingsprosessen innenfor systemet ikke blir styrt på riktig måte. Dette vil igjen føre til negative virkninger på fiskens vekst, øke risikoen for smittsomme sykdommer, økning i fiskens stressnivå, og andre problemer som er forbundet med vannkvaliteten. Resultatet blir forringelse av fiskehelse og produktkvalitet, og dermed tap av produksjon.

Sykdomsspredning i systemet blir ofte nevnt som en av ulempene i RAS; hvis det oppstår sykdom i ett kar vil det raskt spre seg til hele anlegget via det resirkulerende vannet. Dette argumentet stemmer ikke helt: Ved tilfeller med sykdom fra «liste 3» (liste over nasjonale sykdommer), sier omsetnings- og sykdomsforskriften for akvatiske dyr av 17. juni 2008 nr. 819 (Kapittel 10 § 41) at hele anlegget må avlives, slaktes eller destrueres, uavhengig av hvor stor sykdomsutbredelsen er over karene. Dermed vil ikke RAS i praksis utgjøre noen forskjell i negativ retning med tanke på sykdomsbegrensing.

### *Økende interesse*

Den intensive akvakulturnæringen er i sterk vekst og interessen er økende for RAS-basert produksjon. I Norge og rundt om i verden øker oppdrettsvolumet hvert år, og med det følger også en kraftig utvikling innen feltet. Miljøet og klimautfordringene setter krav til bærekraftig oppdrett, og forbrukeren setter større og større krav til hele produktkjeden bak et produkt. Med dette i tankene er det stadig flere oppdrettere som setter fokus på en miljøvennlig produksjon av matfisk. I 2006 var mindre enn 2 % av laksesmoltproduksjonen i Norge RAS. I 2011 var kapasiteten på RAS i Norge på 40 millioner smolt, og tallet er stigende (Takle & Terjesen 2010). I 2013 var fortsatt under 10 % av alle norske smoltanlegg i RAS (Dalsgaard et al. 2013).

Det finnes antageligvis mye ferdigutviklet teknologi på området, som bare venter på å bli implementert i næringen. Utviklingen har allerede kommet langt, men det er fortsatt langt å gå og mulighetene er uante.

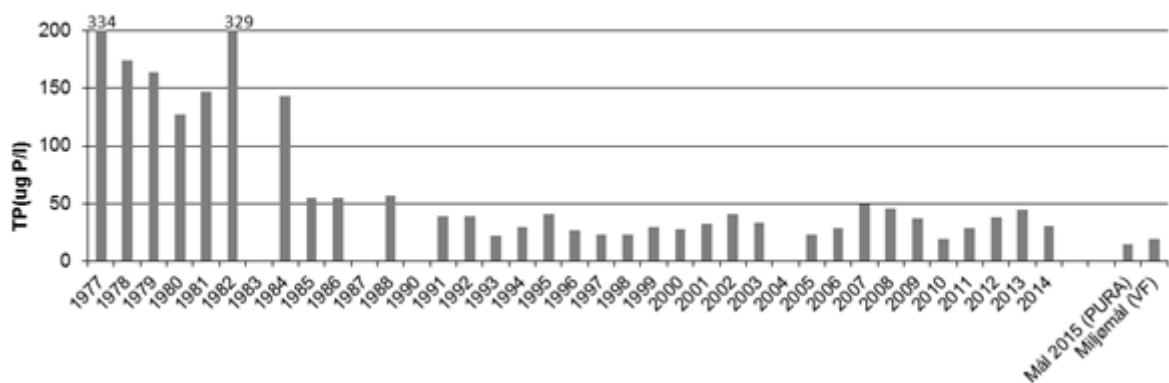
## **2.4 Årungen**

Årungen ligger i Ås og Frogn kommuner og er en del av Årungenvassdraget. Innsjøarealet er 1,2 km<sup>2</sup> med en maks- og middeldybde på henholdsvis 13 og åtte meter. Det finnes flere ulike arter av fisk i innsjøen: Abbor, mort, gjedde og gjørs (Borge 2015). Årungenvassdraget inngår i prosjektet PURA. PURA, «Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget - gjennomføring av EUs vannrammedirektiv», eies av kommunene Ås, Ski, Frogn, Oppegård og Nesodden. PURA jobber mot å sikre god kjemisk og økologisk tilstand for vannkvaliteten innenfor prosjektområdet (PURA & NIVA 2014).

Historisk utvikling av vannkvaliteten i Årungen viser at innsjøen tidligere har hatt badevannskvalitet for så å bli meget forurenset. De siste 20 årene har vannkvaliteten blitt betydelig bedret. Men til tross for tiltak for å redusere forurensingen ble vannkvaliteten dårligere igjen på begynnelsen av 2000-tallet (Borch et al. 2007), og senest i 2007 var det badeforbud (PURA & NIVA 2014). Forverringen skyldes trolig naturlige variasjoner i

klimatiske forhold. Med forventninger om mildere vintre med mer nedbør vil behovet for tiltak for å nå miljømålene øke. Dette gjelder spesielt driftsformer i landbruket, men også det kommunale avløpsnettet må utbedres for å takle overvann fra økte nedbørsmengder (Borch et al. 2007).

Vannkvaliteten i Årungen ble betydelig bedre fra 1985, også med hensyn til TP (figur 2.1). Årlige masseoppblomstring av blågrønnbakterier i Årungen forekommer og vannkvaliteten med hensyn til TP varierer sterkt fra år til år (Borge 2015). Flommer i tilførselsbekkene fører til mer suspendert stoff og økte konsentrasjon av TP.



**Figur 2.1** Totalfosfor i Årungen 1977-2014, med mål for 2015 (gitt i PURAs tiltaksanalyse) og miljømålet gitt i vannforskriften. Det mangler data fra noen av årene. (Borge 2015)

### *Tilstandsklassifisering*

I PURA er tilstandsklassifiseringen for innsjø basert på planteplankton og TP, mens den i elve- og bekkelokalitetene er basert på begroingsalger og TP. For klassifisering av vanntilstander brukes diagnoseverktøyet EQR (Ecology Quality Ratio), som sier noe om vannkvaliteten i forhold til en tilnærmet økologisk tilstand. EQR ligger mellom 0 og 1, der 1 er naturlig økologisk tilstand. Miljømålet for Årungen (og alle vannområder i PURA for øvrig) er balansert fisketilstand (Borge 2015), og «naturlig økologisk tilstand», som er en tilstand der dyr og planter lever i et miljø som er i harmoni med menneskelig aktivitet (PURA & NIVA 2014). Hvis tilstanden klassifiseres som moderat eller dårlig, altså under miljømålet, skal tiltak iverksettes (PURA & NIVA 2014). I henhold til vannforskriften av 15. desember 2006 nr. 1446 defineres økologisk tilstand (Vedlegg V) med fem tilstandsklasser og tilhørende normalisert EQR (Vedlegg Va 1 og 2) for hver tilstandsklasse (tabell 2.1).

**Tabell 2.1** Tilstandsklasser med miljømål og normalisert EQR (PURA & NIVA 2014).

Tilstand/Klasse	Tilstand/miljømål	Normalisert EQR
Svært god	Miljømål tilfredsstillt	0,8-1
God		0,6-0,8
Moderat	Tiltak nødvendig	0,4-0,6
Dårlig		0,2-0,4
Svært dårlig		0-0,2

### 2.4.1 Dagens tilstand

Årsrapporten for vannkvalitetsovervåking 2014 er per april 2015 enda ikke publisert; den påfølgende informasjonen er hovedsakelig ervervet via e-post fra prosjektleder i PURA, Anita Borge og innhentet fra årsrapporten for vannkvalitetsovervåking 2013.

I 2014 var den økologiske tilstanden dårlig (Borge 2015). Hovedutfordringen er eutrofiering forårsaket av overgjødning. Næringsstofftilførselen til bekker er for stor. Hovedkildene er avrenning fra jordbruksarealer og utslipp fra spredt og kommunal avløp (PURA 2014). I tillegg går E6 langs innsjøen og bidrar til avrenning av vegsalt. Årungen er sterkt påvirket av fosfor fra jordbruk og spredt bebyggelse. Østensjøvann i Årungen vassdraget bidrar med 50 % av fosfortilførselen til Årungen (Borge 2015). Mye fosfor sedimenteres i innsjøen, og denne fosforen kan lekke ut i vannmassene over lengre tid og forringe vannkvaliteten. Dette betyr at det tar lang tid før resultatene av eventuelle tiltak for å redusere fosfortilførselen bli synlige. Det pågår mye forskning på Årungen, også gjennom et samarbeid mellom NMBU, Fylkesmannen og PURA (Borge 2015).

Miljømålet er satt til 19 µg/L TP (figur 2.1). Dette er en eutrof innsjø som i tillegg har en leirdekningsgrad på 85 % i sitt nedslagsfelt. Tilstanden i dag er cirka 35 µg/L TP (Borge 2015). Siden dette er en eutrof innsjø der innsjøinterne prosesser også spiller en stor rolle for tilstanden er beregningen med modellen usikker. Basert på den opplevde miljøtilstanden i Årungen er det rimelig å anta at det bør settes et høyt avlastningsmål for å få best mulig effekt i innsjøen.

Basert på inngangsverdiene er avlastningsbehov beregnet til 792 kg TP/år. Avlastningsbehovet i 2008 var satt til 1 691 kg. Tilførslene fra landbruk og befolkning er beregnet til 5 132 kg hvor landbruk utgjør 4 447 kg (87 %). Spredt avløp utgjør 180 kg. Lekkasje fra ledningsnettet utgjør cirka 428 kg og tilførsler fra overvann fra tette flater utgjør cirka 72 kg (Borge 2015).



I 2013 var Brønnerudbekken og Smebølbekken i tilstandsklasse «god», mens de øvrige bekkene i Årungenvassdraget er i tilstandsklasse «moderat». I 2013 forekom det 47,8 µg TP/L i Brønnerudbekken (PURA & NIVA 2014). Borch et al. (2007) har rapportert at vannføringen i Brønnerudbekken er på 400 000 m<sup>3</sup>/år.

Den økologiske tilstanden for Årungen i 2013 var klassifisert som moderat, nEQR = 0,53. Brønnerudbekken var også klassifisert som moderat, men med en lavere total nEQR på 0,47 (PURA & NIVA 2014). I 2014 var den økologiske tilstanden for Årungen igjen gått ned til «dårlig» (Borge 2015).

### *Dagens og fremtidig bruk*

Brukerinteressene knytte til Årungen er store, blant annet som følge av den økende befolkningstettheten i regionen. Rekreasjonsinteressen er betydelig og det er en klar målsetting at vannkvaliteten skal være god nok for de aktuelle interessene (PURA 2014). Årungen er en nasjonal roarena, og benyttes til jordbruksvanning. Algeoppblomstring kan vanskeliggjøre bading og fiske. I verste fall kan algeoppblomstring medføre produksjon av giftige stoffer; oppblomstring av giftige blågrønnalger (cyanobakterier) må unngås (PURA & NIVA 2014). Badevannskvalitet, sikker jordbruksvanning samt fritidsfiske er mål for vannforekomsten (Borge 2015).

### **2.4.2 Tilsyn og tiltak**

Tiltaksanalyser og -planer er utarbeidet i tilpasning til EUs rammedirektiv for vann. I henhold til direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk status i løpet av 2021 (PURA 2014). Kommunestyret i Ås har satt som mål at Årungen skal være egnet som badevann åtte av ti somre (Borch et al. 2007). For å oppnå egnet badevann må siktedypet være minst tre meter, og en midlere konsentrasjon TP mindre enn 15 µm/L.

Nitrogen kan være begrensende for algevekst i sjøvann, det er derfor viktig å begrense tilførselen av nitrogen til Årungen, som videre leder til Bunnefjorden. Det er uklart hvordan svært høye nitrogenkonsentrasjoner langsiktig virker inn på ferskvannssystemer (PURA & NIVA 2014).

Tilstanden til Årungen blir analysert på flere parametere, hvor TP er mest relevant for akvakulturutslipp. Prøvetakingsfrekvens og -tidspunkt for feltarbeid i innsjøer og i elve- og bekkelokaliteter varierer mellom parameterne (tabell 2.2). PURA reviderer i disse dager sitt

overvåkingsprogram og går til ny anskaffelse av aktør fra og med 2016. Dette betyr at prøvetakingsfrekvens og -tidspunkt kan endre seg noe (Borge 2015).

**Tabell 2.2** Prøvetakingsfrekvens og -tidspunkt for feltarbeid i innsjøer og i elve- og bekkelokaliteter 2014 (Borge 2015).

2014		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Elver	<b>Fysisk-kjemiske parametere</b>												
	Totalfosfor	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Total reaktiv fosfor	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	pH, konduktivitet, farge, turbiditet, kalsium, fosfat, totalnitrogen, totalt organisk karbon						x			x			
	Termotolerante koliforme bakterier ( <i>E.coli</i> )						x			x			
	<b>Biologiske kvalitetselement</b>												
	Bunndyr			x									
Innsjøer	<b>Fysisk-kjemiske parametere</b>												
	Totalfosfor					x	x	x	x	x	x		
	pH, konduktivitet, farge, turbiditet, kalsium, fosfat, totalnitrogen, totalt organisk karbon						x			x			
	Termotolerante koliforme bakterier						x			x			
	Siktedyp					x	x	x	x	x	x		
	<b>Biologiske kvalitetselement</b>												
	Planteplankton/klorofyll-a					x	x	x	x	x	x		

## 2.5 Måling av organisk stoff

Alt naturlig forekommende vann inneholder bakterier og næringssalter, derfor vil nesten ethvert avfallsprodukt tilsatt vann sette i gang biokjemiske reaksjoner. Organisk stoff i avløpsvann kan bestemmes på tre måter og hvilke parametere som kan anvendes angis i utslippstillatelsen til det enkelte settefiskanlegg (Rosten et al. 2013). De tre parameterne er biokjemisk oksygenforbruk (BOD), kjemisk oksygenforbruk (COD) og totalt organisk karbon (TOC) (Ødegaard 2012). TOC er et mål på mengden karbon i en organisk forbindelse. Parameterne BOD og COD er mest aktuelle å benytte for karakterisering av avløpsvann (SFT 2005) og vil bli beskrevet nærmere.

I laboratorier måles biokjemiske reaksjoner som biokjemisk oksygenforbruk (BOD, av engelsk *Biochemical Oxygen Demand*, kan også forkortes BOF). Oksiderbare stoffer (som reduserende kjemikalier) tilført naturlig vann vil på samme måte sette i gang kjemiske reaksjoner. I laboratorier måles kjemiske reaksjoner som kjemisk oksygenforbruk (COD). COD og BOD

gir et mål på den relative oksygenreducerende virkningen av et avfall. Begge målene har vært i omfattende bruk som tall for forurensningsgraden. I Norge er BOD vanligst som kravparameter, mens COD kan benyttes som driftsparameter for vurdering av renseprosesser og anleggets løpende tilstand. BOD-testen sier noe om hvor stor andel av det organiske stoff som er rimelig lett biologisk nedbrytbart. COD-testen viser i tillegg det tungt biologisk nedbrytbare og det ikke-biologisk nedbrytbare stoffet (Ødegaard 2012), derfor vil COD-verdien i et avløpsvann alltid være høyere enn BOD-verdien. COD bestemmes ved å tilsette en kjent mengde oksidasjonsmiddel. Analysen for kjemisk oksygenforbruk bygger altså på en kjemisk oksidasjon av organisk stoff i stedet for en biokjemisk oksidasjon. Begge parameterne uttrykkes i milligram per liter (mg/L), som indikerer massen med oksygen som konsumeres per liter med vannløsning. COD-analyser utføres i henhold til Norsk Standard (1989). Samme anbefalinger for prøvetaking for BOD gjelder også for COD.

BOD<sub>5</sub>-testen måler mengden oksygen som er forbrukt ved biokjemisk oksidasjon i forurenset vann over en periode på fem dager. Utregning av total BOD (det vil si det totale oksygenforbruket når den biokjemiske reaksjonen får fortsette til fullstendighet) er vanligvis for tidkrevende, så BOD<sub>5</sub>, eller noen ganger andre varianter som BOD<sub>7</sub>, er vanligvis godkjent som et mål på relativ forurensningsvirkning.

Det er en sammenheng, men ingen generell korrelasjon mellom BOD<sub>5</sub> og total BOD, eller mellom BOD og COD. Det er mulig å utvikle slike korrelasjoner for en spesiell forurensning i en spesiell resipient, men en slik sammenheng vil ikke gjelde for andre forurensninger eller andre resipienter. Korrelasjonen kan variere fra ett anlegg til et annet, fra innløpsvann til utløpsvann og også fra et tidspunkt til et annet, avhengig av mengden biologisk nedbrytbart stoff (SFT 2005; Ødegaard 2012). Altså er sammenhengen mellom BOD<sub>5</sub> og COD klar, men forholdet er ikke konstant. En empirisk basert sammenheng for COD og BOD<sub>5</sub> har kommet frem av analyse av flere kommunale avløp (likning 2) (SFT 2005).

$$COD = 2,15 BOD_5 + 50 \quad (2)$$

Tilsvarende sammenheng er ikke etablert for norske settefiskanlegg og det er naturlig at dette vil variere med innhold av organisk materiale i avløpet, basert på hvilken art som blir kultivert, og om det er et RAS eller et FT-anlegg (Rosten et al. 2013). Ved benyttelse av COD bør hvert enkelt anlegg etablere sammenhengen mellom COD og BOD<sub>5</sub>, slik at BOD<sub>5</sub> kan beregnes etter en analyse av COD.

Det finnes begrenset data på BOD og COD, mens TOC er godt dokumentert i avløpsvann fra norske settefiskekar og ligger i området 0,66-8,0 mg C/L, med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 3,20 mg C/L (Skjelkvåle et al. 2007). Dette gjelder i norske settefiskanlegg med FT-teknologi og ferskvann. COD-parameteren er ofte foreslått som analyseparameter i forbindelse med primærrensing i settefiskanleggenes utslippstillatelser (Rosten et al. 2013).

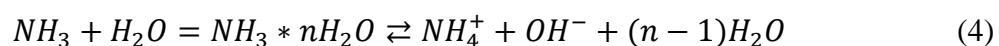
## 2.6 Nitrogen i akvakultur

Oppdrettsfisk slipper ut næringssaltet nitrogen i både bundet og løst form. I fast form forekommer næringssaltene i faeces og fôrspill. En av de større avfallsstoffene fra fiskens metabolisme er ammoniakk, og hovedkilden er fiskefôret. Ammoniakk er et naturlig forekommende produkt av metabolsk nedbryting og er vanlig i alle akvatiske systemer. I vann foreligger ammoniakkforbindelsene på to hovedformer, u-ionisert ammoniakk i gassform ( $\text{NH}_3$ ) og ionisert ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Samlet betegnes disse som TAN (Total Ammonium Nitrogen) og oppgis som N mg/L. Hos laksefisk er TAN det dominerende nitrogen-ekskresjonsproduktet, og dannes i hovedsak som følge av forbrenning av aminosyrer. Økt konsentrasjon av TAN i fiskekar skriver seg derfor fra fiskens metabolske aktivitet (Stefansson et al. 2007). Nitrogenholdige ekskresjonsprodukter blir hos fisk skilt ut over gjellene (Jobling 1992). Av alt nitrogenet fisken spiser blir 70-90 % skilt ut denne veien, hovedsakelig i form av  $\text{NH}_3$  eller  $\text{NH}_4^+$  og urea, men også i form av andre forbindelser. Mesteparten av ammoniakken produseres i fiskens lever og transporteres deretter i blodbanen til gjellene for utskillelse. Noe ammoniakk produseres også i gjellene, nyrene og i muskelvevet.

$\text{NH}_3$  er en svak base, som i vann protolyseres og danner  $\text{NH}_4^+$  (likning 3).



Likevekten styres i hovedsak av faktorer som pH, temperaturer og salinitet. Økende salinitet vil redusere andel  $\text{NH}_3$  i vann mens økende pH og temperatur øker konsentrasjonen av  $\text{NH}_3$  og reduserer konsentrasjonen av  $\text{NH}_4^+$ . Ved å senke pH-verdien vil altså giftigheten av TAN avta: andelen ammonium vil øke på bekostning av ammoniakk (Lekang & Fjæra 2002). Følgende likevekt gjelder for forholdet mellom  $\text{NH}_3$  og  $\text{NH}_4^+$  i vann (likning 4):



I sjøvann vil det normalt ikke være nødvendig å skille mellom ammoniakk og ammonium, da likevekten er relativt stabil ved pH 8,0-8,5. I merdene vil ammoniumkonsentrasjonene også

påvirkes sterkt av strømningsforholdene gjennom anlegget. Ammonium er lite giftig, mens ammoniakk er giftig selv i små mengder (Ervik & Aure 1990; Meade 1985). I små mengder kan ammoniakk forårsake stress og skader på gjellene. Fisk eksponert for lave nivåer av ammoniakk over tid er mer utsatt for bakterieinfeksjoner, har dårligere vekst og vil ikke tolerere rutinehåndtering slik de burde. Ammoniak er dødelig i høyere konsentrasjoner, og mange «uforklarlige» produksjonstap har blitt forårsaket av ammoniakk. Ammoniakkverdiene bør ikke overstige 0,005 mg/L, og det er derfor viktig med overvåking av ammoniakkverdiene ved høy fisketetthet, ved lav vannutskifting i anlegget og ved transport i lukkede systemer (Lekang 2013; Rosseland et al. 1990). Av alle vannkvalitetsparametere som påvirker fisken er ammoniakk viktigst etter oksygen, spesielt i intensive systemer. Det er blitt rapportert dødelighet på laksefisk forårsaket av konsentrasjoner fra 25 µg til 300 µg NH<sub>3</sub>/L, og negative effekter på gjellene har blitt observert helt ned i konsentrasjoner på 10 µg NH<sub>3</sub>/L (Stefansson et al. 2007).

I intensiv akvakultur må det totale gasstrykk i vannet måles kontinuerlig. Gasstrykket måles ikke bare for å finne det totale trykket, men også for å finne mengden og metning av oppløst nitrogengass. Dersom metning av nitrogen i vannet er høyere enn 100 % (nitrogenovermetning) kan fisken rammes av gassblæresyke, eller dykkersyke (Rosseland et al. 1990). Dette er mest kritisk på yngelstadiet. Hos laksefisk har problemene blitt observert når metning er over 102 %, men det er likevel anbefalt at metning holdes under 100,5 % (Lekang 2013). Konsentrasjonen av TAN i et normalt FT-system vil ikke representere noe problem som faktor alene, men kan være betydelig i RAS-anlegg og i lukkede transportsystemer. Særlig vil akkumulering av ammoniakk bli et problem i de tilfellene pH økes. Som følge av giftigheten til ammoniakk kan det i intensiv akvakultur være nødvendig å fjerne stoffet. I de senere år har resirkuleringssystemer fått mer og mer oppmerksomhet i oppdrettssammenheng, og fjerning av nitrogenprodukter er i den sammenheng blitt høyst aktuelt.

## **2.7 Fosfor i akvakultur**

Total fosfor (TP, av engelsk *Total Phosphorus*) er summen av ortofosfat, løst organisk fosfor og partikkelbundet fosfor. Ortofosfat er det samme som uorganisk fosfor, også kalt løst reaktivt fosfor. Ortofosfat (OrthoP) omfatter PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> og H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, som er lett tilgjengelig for konsumpsjon av bakterier, alger og planter som et essensielt næringsstoff for biomasseveksten (Passaro 2014). Ortofosfat er en hvilken som helst forbindelse som inneholder gruppen PO<sub>4</sub>. Fosfat blir ofte forvekslet med fosfor når det blir omtalt. Fosfor er en grunnstoff,

mens fosfat er fosforsyrenes salter og organiske forbindelser som inneholder fosfatgrupper. Fosfationenet  $\text{PO}_4^{3-}$  blir ofte referert til som *fosfat*.

Oppdrettsfisk slipper ut næringssaltet fosfor i både bundet og løst form. I fast form forekommer næringssaltene i faeces og fôrspill. TP er den totale konsentrasjon av fosfor som finnes i en prøve etter oppslutning med et oksidasjonsmiddel. TP inneholder både en ikke-biotilgjengelig og en biotilgjengelig fraksjon. Den biotilgjengelige fraksjonen kan i vekstsesongen helt eller delvis tas opp av alger i vannet. Den ikke-biotilgjengelige fraksjonen er uten betydning for eutrofieringsprosessen (PURA & NIVA 2014). I rennende vann (bekker og elver) foreligger den biotilgjengelige fraksjonen hovedsakelig i løst form. I partikkelpåvirkede bekker kan imidlertid en betydelig del av den biotilgjengelige fraksjonen være bundet til leirpartikler.

I motsetning til nitrogen, blir fosforet fra fôret tilført miljøet i partikkelbundet form (cirka 85 %) (Husa et al. 2010). De fosformengdene som finnes i oppdrettsanlegg har ingen betydning for fiskens helse (Ervik & Aure 1990).

## **2.8 Forholdet mellom suspendert og løst stoff**

Med løst stoff menes næringssalter, organisk stoff og annet i vannmassene av en slik størrelse at det er vanskelig å fjerne ved filtrering. Suspendert stoff (også referert til som bundet og partikulært stoff) er den andelen av vannmassen som enklest kan fjernes ved filtrering. Av praktiske årsaker bestemmes andelen suspendert stoff ved membranfiltrering gjennom et filter med lysåpning på 0,45  $\mu\text{m}$ . Eller ved å filtrere prøven gjennom 1,2  $\mu\text{m}$  GF/C-filter (Norsk Standard 2005). Det som passerer gjennom filteret betegnes som løst materiale (Liltved et al. 2007). Ufiltrert prøve inneholder totalt stoff (summen av partikkelbundet og løst), filtrert prøve inneholder løst stoff, og verdien på ufiltrert prøve subtrahert med løst prøve angir partikkelbundet stoff.

### ***Kjemisk oksygenforbruk***

Organisk stoff kan foreligge i partikulær/bundet og løst form, både i kommunalt avløp og i avløp fra oppdrettsanlegg. Andelen av løst organisk stoff i avløpsvannet er av stor betydning for om renskravene kan nås eller ikke. Fra primærrensprosjektet finnes noe data for kommunal rensing der det er analysert på både filtrert COD og total COD (SFT 2005). Andelen løst COD lå i overkant av 30 %. Det vil si at den partikulære fraksjonen er om lag 70 %. Tilsvarende tall fra avløp fra norsk settefiskproduksjon er svært begrenset og et område det bør komme mer empirisk data på (Rosten et al. 2013).

### ***Total nitrogen***

Nitrogen forekommer i avløpsvann i både bundet og løst form. 70-90 % av fiskens nitrogenutslipp er i oppløst form, og står dermed for den største andelen av fiskens nitrogenutslipp (Ervik & Aure 1990; Jobling 1992).

### ***Total fosfor***

Fosfor forekommer i avløpsvann i både bundet og løst form. Av fiskens fosforutslipp foreligger om lag 15 % i oppløst form (Ervik & Aure 1990; Husa et al. 2010). Altså er størsteparten av fosforet partikkelbundet.

Det løste fosforet i avløpsvann fra akvakultur finnes hovedsakelig knyttet til én av to grupper (Ødegaard 2012):

- 1) Organisk bundet fosfor (fosfor som bestanddel i organiske forbindelser)
- 2) Ortofosfat ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  og  $\text{PO}_4^{3-}$ ), som utgjør den dominerende delen

Ortofosfat utgjør 80-90 % av det løste fosfatet i kommunalt avløp (Ødegaard 2012). Organisk bundet fosfat kan mineraliseres og hydrolyseres av mikroorganismer.

### 3 MATERIALE OG METODE

For å bedømme hvorvidt avløpsvann fra fiskelaboratoriet kan slippes ut i Årungen må det foretas prøver av det aktuelle vannet. For å se på muligheten for å dele opp avløpet i flere strømmer, hvor én eller flere kan gå i Årungen, må det tas prøver ved flere punkter i systemet. Fem aktuelle punkter er valgt for undersøkelse hvor tre separate strømmer blir vurdert: overløp fra RAS, tilbakespyling fra trommelfilteret og flushvann fra vask av kar. «Cellestestkit» og spektrofotometer er benyttet for å måle de aktuelle verdiene: COD, TN og TP. Målinger av Årungen for sammenligning er ikke foretatt, derimot er verdier hentet ut fra følgende rapporter: Årsrapport for vannkvalitetsovervåking 2013 og Lokal tiltaksanalyse 2016-2021 for vannområde PURA. I tillegg benyttes upublisert materiale fra Årsrapporten for vannkvalitetsovervåking 2014, og regelverk er anvendt for å vurdere resultatene.

#### 3.1 Materiale og utstyr

Det ble benyttet standard laboratorieutstyr som automatpipette, pipettespisser, glassutstyr med mer, i tillegg til plastbøtter og murerbaljer av varierende størrelser, stoppeklokker og annet. Alt av glassutstyr ble kokt i en kjele på fiskelaben første dagen, mens en laboratorieoppvaskmaskin på vannlaboratoriet ved IMT (TF fløy V) ble benyttet dag to og tre. Oppvaskmiddelet til maskinen viste seg å inneholde fosfat/fosfor, faktisk mer enn største tillatte fosforinnhold. Hvorvidt det vil påvirke resultatene til TP-prøvene er uvisst, men vaskemiddelet er godkjent til bruk på laboratorieglass og det antas derfor at eventuelle påvirkninger er neglisjerbare. Alt av bøtter og baljer ble skylt grundig med nettvann fra en hageslange mellom forsøkene.

En detaljert beskrivelse over utstyr og analysekit benyttet i dette studie, utenom standard laboratorieutstyr, er oppgitt i tabell 3.1 og 3.2. Manualer for kitene finnes i vedlegg A, B og C. Hva kitene inneholder av kjemikalier står ikke på pakkene, produsenten ønsker heller ikke å gå ut med dette (Merck Millipore 2014).

**Tabell 3.1** Utstyr benyttet i forsøket. I alfabetisk rekkefølge.

Utstyr	Spesifikasjoner	Leverandør
Drill m. sementvisp	Mo. 213-32-16TH-C	Biltema
Oppvaskmaskin	G 7883	Miele Professional
Oppvaskmiddel	neodisher® LaboClean A 8	Miele Professional
Spektrofotometer	Spectroquant® NOVA 60	Merck Millipore
Sprøytefilter	PES Acrylic 0,45 µm 25 514-0074	VWR
Stavmikser	Minipimer 3 MR 320 Omelette	Braun
Thermoreaktor	WTW, CR 3200	Xylem



**Tabell 3.2** Kit benyttet i forsøket. I alfabetisk rekkefølge.

<b>Kit</b>	<b>Spesifikasjoner</b>	<b>Leverandør</b>
COD Cell Test 114560	4.0 - 40.0 mg/L Spectroquant®	Merck Millipore
Nitrogen (total) Cell Test 100613	0.5 - 15.0 mg/L Spectroquant®	Merck Millipore
Phosphate Cell Test 114543	0.05 - 5.0 mg/L Spectroquant®	Merck Millipore

### 3.1.1 Analysekitene

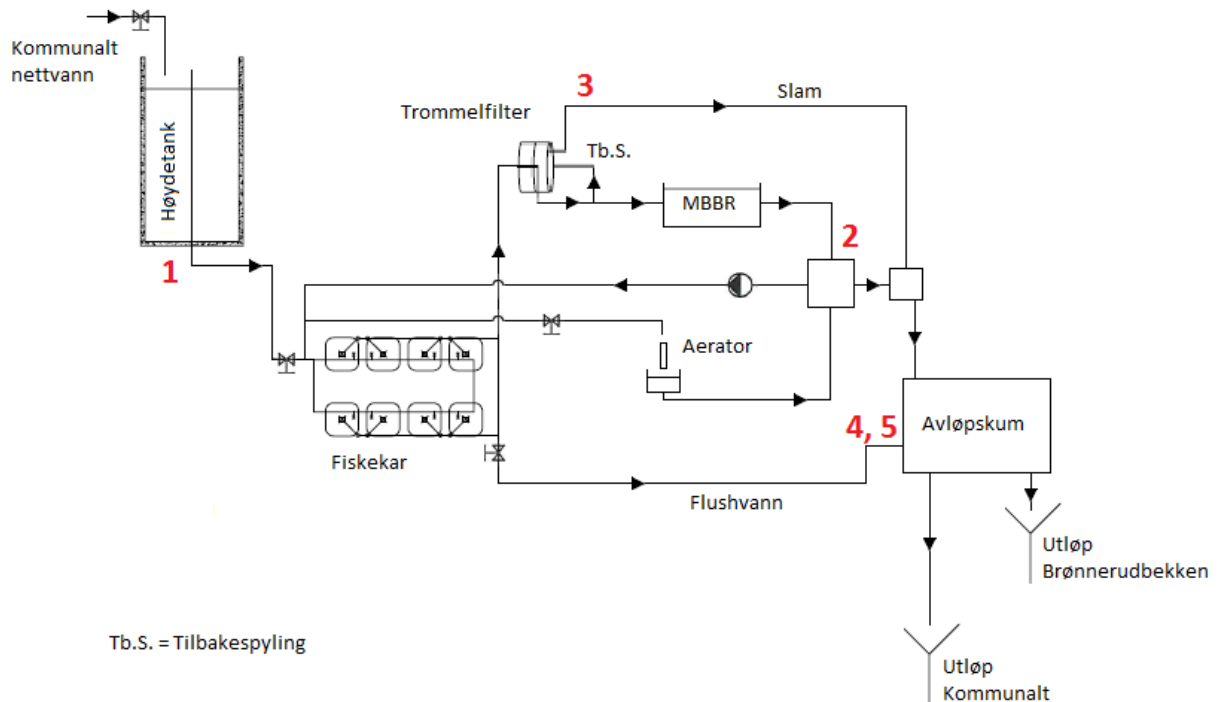
Analysekitene har en «innebygget» feilmargin, som vil gi en liten usikkerhet i analyseresultatene. Disse står skrevet i *Certificate of quality*. Marginene er som følger:

- COD minste måleverdi på 2.50 mg/L COD og en treffsikkerhet på  $\pm 1.5$  mg/L COD (Merck Millipore 2013c)
- Nitrogen minste måleverdi på 0.19 mg/L N og en treffsikkerhet på  $\pm 0.5$  mg/L N (Merck Millipore 2013a)
- Fosfor minste måleverdi på 0.008 mg/L PO<sub>4</sub>-P og treffsikkerhet på  $\pm 0.06$  mg/L PO<sub>4</sub>-P (Merck Millipore 2013b)

Vider i statistikkanalysen regnes det inn et 95 % konfidensintervall. Dette utgjør en større margin enn kitenes egen feilmargin. Altså er sikkerheten til konfidensintervallet større enn usikkerheten til kitene.

## 3.2 Forsøksplan

Forsøkene ble utført onsdag 10., tirsdag 16., og torsdag 18. desember 2014. Alle prøvene ble tatt i hovedresirken (figur 3.1 og vedlegg D) på fiskelaboratoriet ved NMBU, som er en kaldtvannskrets.



**Figur 3.1** Flytskjema hovedresirk. Numrene indikerer prøvetakingspunkter. Hentet fra vedlegg D.

### 3.2.1 Biomasse og fôring

I hovedresirken gikk det regnbueørret (*O. mykiss*) i forsøksperioden. I tillegg ankom det en liten andel lakseyngel (*S. salar*) som skal startfôres i oppstartsfasen av forsøket. Biomasse og fôring ble registrert for å kunne knytte resultatene opp mot en driftssituasjon. Fôret er av typen Skretting Nutra Olympic (styrke 5,0 mg og 3,0 mm pellets) og Skretting Vitalis Røye (styrke 60 mg og 7,0 mm pellets), som er henholdsvis settefisk- og stamfiskfôr. Nærmere informasjon om fôrsammensetning er ikke tilgjengelig. Skretting har vært kontaktet, men uten å fått noe svar. FCR og vanntemperatur under perioden ble opplyst av avdelingsingeniør Bjørn Reidar Hansen, som har vært til stede under hele forsøksperioden.

### 3.2.2 Innsamling av prøvene

Vannprøver ble tatt ved fem forskjellige punkter i RAS (figur 3.1):

1. Nettvann inn til anlegget
2. Overløp fra RAS
3. Tilbakespyling fra trommelfilteret
4. Flush fra kar 1
5. Flush fra kar 2

Før hver enkelt prøve ble tatt, ble beholderen skylt og ristet tre ganger i prøvevannet, etter Norsk Standard (2006). Dette for å sikre en ren beholder som ikke inneholder forurensning fra andre væsker eller stoffer som kan påvirke prøveresultatene. Deretter ble flaskene fylt opp til det rant over før korken kom på.

Fra hvert prøvetakingspunkt ble det tatt tre prøver. Nettvann ble de tatt i et serieuttak, mens de øvrige punktene ble tatt i parallelluttak. Vannstrømmen ( $Q$ ) ble målt og registrert.

**Punkt 1:** Nettvannet befinner seg på toppen av verkstedet på fiskelaben. Vannet renner inn fra et rør, så prøvene ble ganske enkelt tatt som ved å holde beholderen under en kran. Vannstrømmen ble kun målt dag to og tre. En stoppeklokke ble brukt til å ta tiden for å fylle et litermål. Ved tolv gjentak ble høyeste og laveste verdi strøket, og snittet av de resterende ti lagt til grunn for å regne ut  $Q$ .

**Punkt 2:** Overløpet fra RAS er det ferdig rensede vannet etter MBBR. I praksis det samme vannet som går inn til fiskekarene. Prøvene ble tatt ved å senke beholderen ned i vannet, rett etter MBBR før eventuell lufting og utblanding med nettvann eller grunnvann. Her er det ikke mulig å måle vannstrømmen, men den kan anslås ved hjelp av beregninger.

**Punkt 3:** Tilbakespylingsvannet fra trommelfilteret inneholder de partiklene trommelfilteret fjerner. Vannstrømmen er veldig liten (cirka 1,35 L/min) og for å få en representativ prøve må en større mengde vann samles opp. En tiltersbøtte ble festet under utløpet til tilbakespylingen på trommelfilteret. Litt varierende fra dag til dag tok det mellom fem og syv minutter å fylle bøtten. Deretter ble vannet fra bøtten helt over i en større bøtte på 17 liter (for å hindre søl) for homogenisering ved bruk av en sementvisp på en elektrisk drill i to minutter. Prøvene ble så samlet ved å senke beholderen ned i bøtten med den nå homogeniserte blandingen.  $Q$  ble samtidig målt ved å ta tiden på å fylle tiltersbøtten.

**Punkt 4 og 5:** Flushvann fra vask av de to største karene i hovedresirken (for øvrig de to største karene på hele fiskelaben). I disse karene er biomassene størst, noe som vil gi resultater som er tilnærmet representativ for driften av fiskelaben. I beregningene slås de to karene sammen, da målet er å se på verdiene for flush i hele systemet og ikke karene enkeltvis. Karene blir i forsøket kalt «1» og «2», og metoden er identisk for de to:

Flushing av kar foregår i løpet av et halvt minutt i en vanlig driftssituasjon. I løpet av den tiden det tar å flushe, blir flushvannet renere og renere siden størsteparten av «slamkaken» kommer i løpet av de første sekundene. For å ta en representativ prøve av hva dette avløpsvannet inneholder må det samles en blandeprøve fra dette tidsrommet. Flushvannet ble samlet i en murerbalje på 80 liter ved å fylle én og én bøtte på 17 liter fra flushrøret som befinner seg i kummen i kjelleren. Når vannet fra både flush 1 og flush 2 var samlet i to separate baljer, ble vannmassene homogenisert ved bruk av en sementvisp på en elektrisk drill i to minutter. Prøvene ble så samlet ved å senke beholderen ned i baljen med den nå homogeniserte blandingen.

På grunn av vanskeligheten ved å bestemme  $Q$  på flushvannet, ble to forskjellige metoder anvendt. Den ene metoden går ut på å lese av vannreduksjonen i karet i løpet av flush, for så å regne ut  $Q$ . En vannsøyle i form av en blank plastslange festes på utsiden av tanken, denne viser vannhøyden inni karet uten å bli påvirket av fiskens bevegelser og forstyrrelser på vannflaten. Før flushen starter markeres vannivået på søylen og innløpsvannet stoppes (for å ikke tilføre nytt vann under flushingen). Karet tappes ved hjelp av flushfunksjonen i 30 sekunder, for så å avlese nytt vannivå. Ved hjelp av dimensjonene på tanken kan volumendring regnes ut og videre kalkulere  $Q$ . Den andre metoden er å fylle en 17-litersbøtte og ta tiden på oppfyllingsperioden. Så mange bølter som mulig ble fylt i løpet av 30 sekunder med flush, i snitt 7 bølter. Det er viktig å ta med i betraktningen at  $Q$  vil variere gjennom de 30 sekundene. Tomme rør på tre og syv meter må fylles mellom karet og uttaket i avløpskummen.  $Q$  vil derfor være lavere ved måling med metode to kontra metode en på grunn av en «brems» i selve røret. Den mest representative bøltemålingsverdien er i tidsperioden 20 sekunder til 30 sekunder da rørene er fulle av vann og  $Q$  vil være på sitt høyeste. Etter 30 sekunder lukkes ventilen og vanntrykket stoppes. Da er det bare et sig i høydeforskjellen som gir vannstrømmen.

### **3.2.3 Analyse av prøvene**

Vannprøvene ble umiddelbart etter innsamling fraktet til fysiologilaboratoriet på fiskelaben som er i nabobygget. Her ble analyserørene og prøveflaskene markert før ytterligere

homogenisering av prøvene. Prøvene homogeniseres med en stavmikser på maks hastighet i to minutter, for å mekanisk spalte de store partiklene. Samtlige prøver ble filtrert gjennom sprøytefiltre på 0,45  $\mu\text{m}$ . På denne måten er det mulig å si noe om hvor mye av henholdsvis COD, TN og TP som er partikkelbundet og hvor mye som er oppløst. Flushvannet inneholder mange og store partikler, for å lette prosessen ble flushprøvene filtrert gjennom et grovere filter med en vakuumpumpe før sprøytefiltrene ble anvendt. Deretter fulgtes instruksene på analysekitene for så å avlese verdiene med et spektrofotometer. I vedlegg A, B og C følger steg for steg fremgangsmåte.

På grunn av logistikkproblemer med kapasiteten i thermoreaktoren ble nettvann begrenset til én analyse og overløpsvann begrenset til to analyser av COD.

Flere av prøvene inneholdt verdier langt over kitenes analyseområde, spesielt for COD. Problemet ble dels løst ved fortytning av prøvene (vedlegg H). Fortytning kan skape rom for flere feilkilder, selv om det er en gyldig prosedyre. Kit med større eller høyere analyseområde kunne vært benyttet, men disse kitene er igjen tilsvarende unøyaktige.

Kontrollprøver analysert av et eksternt laboratorium ble vurdert, men kostnaden forbundet med en slik kontroll sett i sammenheng med påliteligheten til resultatene er erfaringsmessig dårlig. Dette er trolig på grunn av blant annet transporttid, spesielt med tanke på COD som vil reduseres med tiden etter hvert som tilgjengelig oksygen blir forbrukt (Hansen 2014).

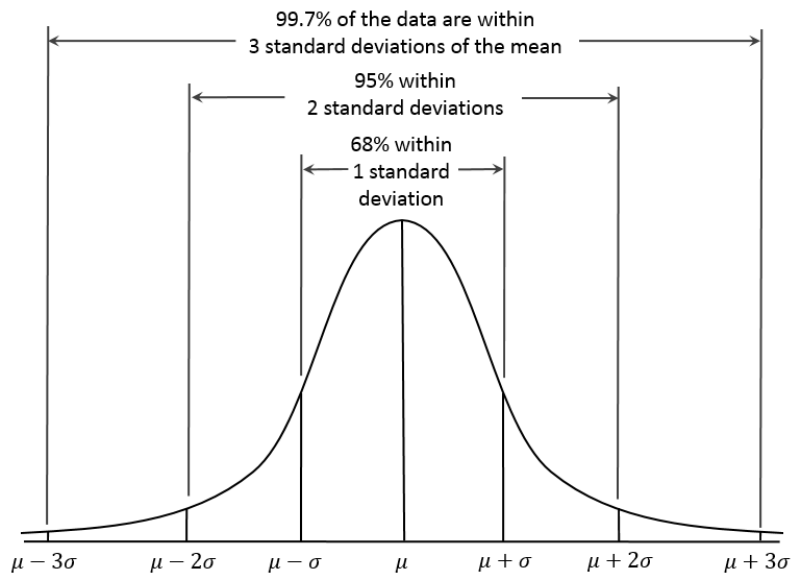
### **3.3 Databehandling**

Alle resultater er behandlet i statistikkprogrammet R, Microsoft® Office Excel® 2010, Adobe® Photoshop og Microsoft® Paint, hvor figurer og grafer er produsert.

### **3.4 Beregninger**

Feilmarginen i målekitene er oppgitt fra produsenten (se avsnitt 3.1.1 *Analysekitene*). Disse er veldig små og forsvinner inn i de videre statistiske beregningene.

Standard normalfordeling er en sannsynlighetsmodell som brukes ofte når det er et større datasett med verdier som konsentrerer seg rundt et område. Gjennomsnittsverdien benevnes med forventningsverdien « $X$ » (noen ganger også  $\mu$ ). Etterhvert som data samles og verdiene har et systematisk avvik fra forventningsverdien kan et standardavvik (STD eller  $\sigma$ ) regnes ut. Avviket forteller noe om hvor stor spredningen er. Disse verdiene brukes til å danne en klokkeformet fordeling (figur 3.2) hvor verdiene rundt  $X$  forekommer hyppigst.



**Figur 3.2** Normalfordelingskurve med konfidensintervall. All data ligger under kurven. Forventningsverdien  $\mu$  (X) og standardavvik  $\sigma$  (STD). (Kernler 2014)

Verdiene samlet i denne oppgaven varierer forholdsvis lite og egner seg derfor godt i en normalfordelt analyse. Ved å bruke normalfordeling kan sikkerhetsmarginer og konfidensintervaller settes. Dette er en matematisk metode for å kunne beskrive forventningsverdier med en gitt sannsynlighet. Høyere sikkerhet gir større spredning i intervallet. De vanligste sikkerhetene er 68, 95 og 99,7 %. Deretter brukes STD til å kalkulerer den positive og negative siden fra forventningsverdien og man får et intervall rundt forventningsverdien som da blir den antatte høyeste og laveste forventede målte verdien i forsøket. Ved lav STD vil verdiene være sikrere da dette tyder på at det er en stabil kilde. Flere gjentakverdier gir mer pålitelig verdier.

Verdiene i målingene av COD, TN og TP er jevne og varierer lite. Enkelte unntak forekommer, disse vil bli videre drøftet i diskusjonen. 95 % sikkerhet legges til grunn i denne oppgaven.

### 3.4.1 Benevninger

I vann- og avløpssektoren er det vanlig å referere til utløpsverdier i konsentrasjonenheter, for eksempel mg/L. I akvakulturnæringen er det derimot vanligere å referere til belastning, for eksempel næringsutslipp per kilo fisk produsert, eller per kilo brukt fôr (Cripps & Kelly 1996). På bakgrunn av dette beregnes resultatene om til flere enheter, for enklere sammenligning med andre studier.

## 4 RESULTATER

Studie begrenset seg til en av de tre kretsene i fiskelaboratoriet (hovedresirken) og COD, TN og TP ble målt. Det er flere parametere som er relevante i forurensningssammenheng, men disse tre gir et oversiktlig bilde av vannkvaliteten i avløpet.

### 4.1 Biomasse, fôr og vannmengder

I løpet av forsøksperioden på ni dager endret naturligvis ikke biomassen seg veldig mye (tabell 4.1). Den gikk fra 260 kg til 286 kg, en økning på 26 kg. Mengden nettvann inn til systemet, total vannstrøm og temperatur var nærmest konstant. Fôringen utgjorde 32 kg over ni dager, eller 3,5 kg per dag. Totalt sett utgjorde dette minimale innvirkninger på parameterne som ble studert.

**Tabell 4.1** Driftsituasjon. Biomasse, vannvolum og -strømmer under forsøksperioden.

Dato	Fôr (kg)	FCR	Biomasse (kg)	Volum RAS (m <sup>3</sup> )	Nettvann (L/m)	Resirk.grad (%)
10.12.14	3,52	1,2	260	51,52	18,97	94
16.12.14	3,52	1,2	277	51,52	18,02	94
18.12.14	3,52	1,2	286	51,52	18,33	94

Det totale vannvolumet i hele hovedresirken var 51,5 m<sup>3</sup>, hvorav fiskekarene, MBBR (inkludert pumpeump og trommelfilter) og rørene utgjorde henholdsvis 34,5 m<sup>3</sup>, 16,4 m<sup>3</sup> og 0,7 m<sup>3</sup>. Se vedlegg E for mer detaljer.

Når det flushes, oppstår en reduksjon av overløpsvannet. Overløpsvannet blir brukt til å fylle opp vannivået til en normalt driftshøyde i karene. Dette er tatt hensyn til ved å basere overløpsvannet på nettvannet som kommer inn subtrahert trommelfilter og flushmengde (likning 5).

$$Q_{\text{overløp}} = Q_{\text{nettvann}} - (Q_{\text{trommelfilter}} + Q_{\text{flush}}) \quad (5)$$

Det vil også være ett avsig i sementkarene i biofilteret, samtidig som noe av vannmassene forsvinner i form av søl og fordampning.

Overløpsvannet og trommelfilteret gikk kontinuerlig, mens flush varte i tre minutter totalt gjennom ni dager. Det samlede avløpet hadde en fordeling på 91,92 % overløpsvann, 24,62 % flushvann og 7,34 % trommelfiltervann over forsøksperioden.

## 4.2 Variasjon mellom prøvepunkter og parametere

Rådata, analyseverdier, utregninger og annet finnes i vedlegg G.

Alle prøvetakingspunktene hadde hver sin konsentrasjon og hver sin vannstrøm (tabell 4.2). Konsentrasjonene var høyest i flush, etterfulgt av trommelfilteret og overløpet. Vannstrømmen var også høyest i flush, noe som skyldes åpning av sluser på kar med store vannmasser. Overløpet var den overskytende vannmengden i systemet som passerer over i avløpet med en jevn, kontinuerlig strøm. Med trommelfilter menes tilbakespylingen av trommelfilteret. Tilbakespyling av filterduken krevde lite vann. Dette vannet hadde et høyt innhold av partikler.

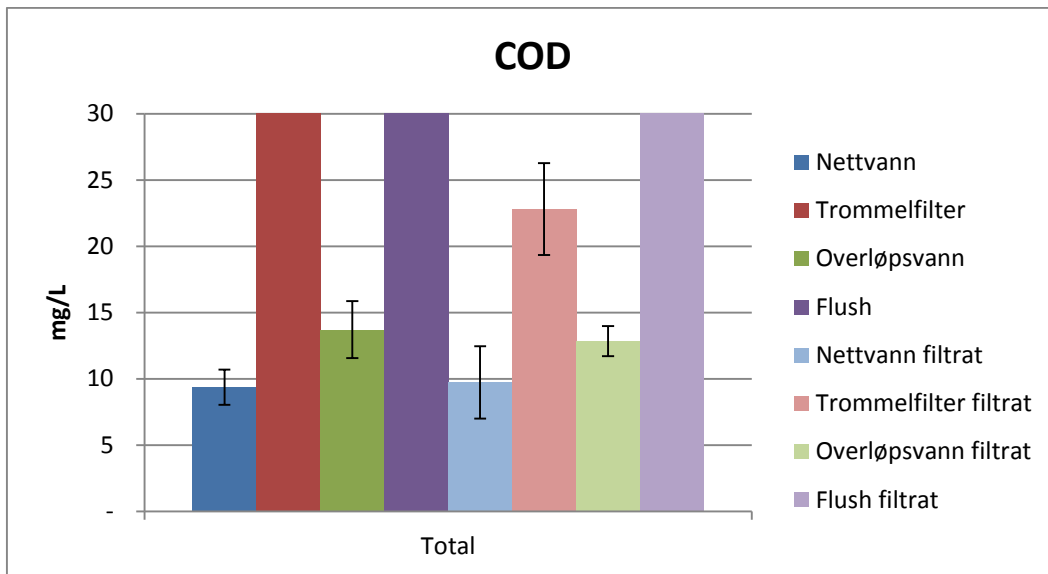
Filtrert prøve gjennom et 0,45 µm-filter beskriver andel avfallsstoffer som var løst i vannet (partikler som er <0,45 µm). Den løste andelen er vanskelig å skille ut ved partikkelfilter. Det er tydelig at flush var vannkilden med høyest konsentrasjon av samtlige parametere, etterfulgt av trommelfilter og overløp (tabell 4.2).

**Tabell 4.2** Målte verdier av COD, TN og TP i mg/L og vannstrømmen (Q) fra hver av de tre avløpskildene.

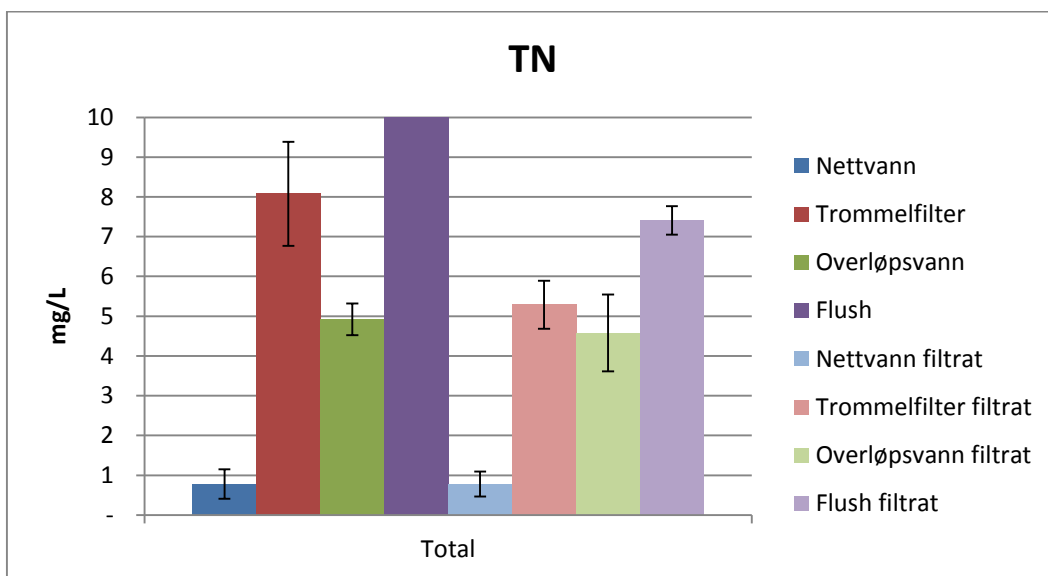
Vannstrøm	Q (L/min)	COD (mg/L)		TN (mg/L)		TP (mg/L)	
		Totalt	Løst	Totalt	Løst	Totalt	Løst
Overløp	16,94	13,72	12,85	4,92	4,58	0,30	0,25
Trommelfilter	1,35	85,49	22,81	8,08	5,29	2,03	0,48
Flush	588,24	189,47	55,24	15,61	7,41	16,43	1,93

Totalt minus løst angir andelen partikkelbundet avfallsstoff i avløpskilden som kan skilles ut ved god partikkelfiltrering. Overløpsvannet var nesten upåvirket av filtrering (figur 4.1-4.3). Dette skyldes at overløpsvannet allerede har vært igjennom alle rensetrinnene i hovedresirken. Flush var en ubehandlet avløpskilde som besto av mange store partikler som effektivt ble tatt opp i filtreringen, men den resterende mengden av løste stoffer var fortsatt veldig høy. Trommelfilteret var, som beskrevet over, partikkelfjerning i trommelfilteret og hadde derfor en høy andel av partikkelbundet avfall.

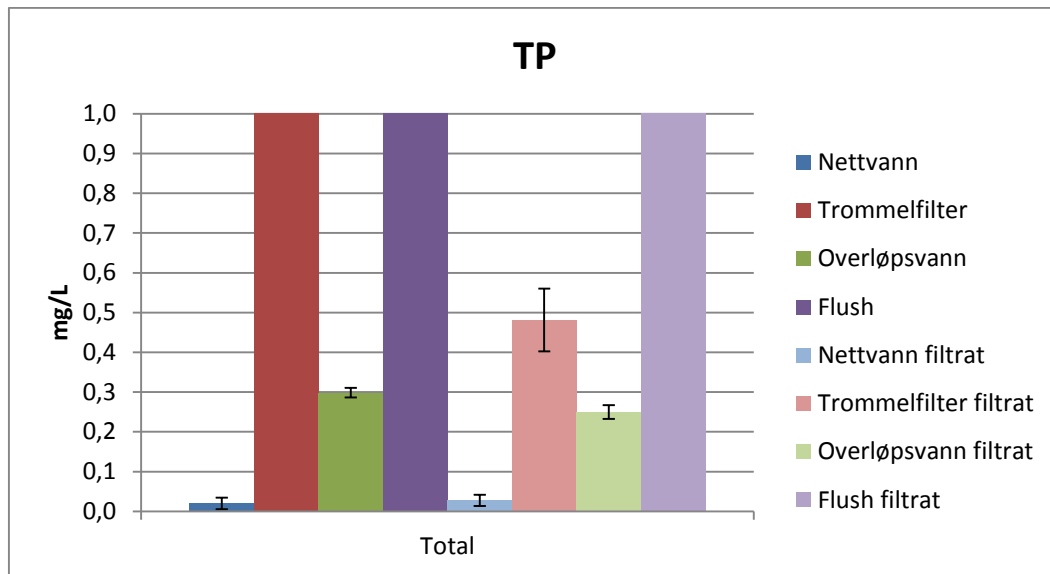




**Figur 4.1** COD (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvetakingspunkter. 95 % sikkerhet ( $2\sigma$ )  
 Trommelfilter måler 85,49 mg/L med  $2\sigma$  15,01. Flush 189,47 mg/L med  $2\sigma$  145,82 og flush filtrat 55,24 mg/L med  $2\sigma$  4,12



**Figur 4.2** TN (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvepunkter. 95 % sikkerhet ( $2\sigma$ )  
 Flush måler 15, 61 mg/L med  $2\sigma$  2,68



**Figur 4.3** TP (mg/L) før og etter filtrering (totalt og løst stoff) ved fire prøvepunkter. 95 % sikkerhet ( $2\sigma$ )  
 Trommelfilter måler 2,03 mg/L. Flush 16, 43 mg/L og flush filtrat 1,93 mg/L.  
 $2\sigma$  på henholdsvis 0,77, 1,80 og 0,16

På samtlige parametere (COD, TN og TP) var nettvann filtrat høyere enn ufiltrert (figur 4.1-4.3). Det skal i praksis ikke være mulig, for ved filtrering fjernes det partikkelbundne stoffet og ingenting blir tilsatt. Årsaken til dette må ligge i feilmarginen til analysekitene. Konfidensintervallet gir også rom for at verdiene er noe annerledes, og da helt sannsynlig er ufiltrert høyere enn filtrert. Som beskrevet i avsnitt 3.1.1 *Analysekitene* har COD minste måleverdi på 2.50 mg/L og en treffsikkerhet på  $\pm 1.5$  mg/L. Nitrogen har minste måleverdi på 0.19 mg/L og en treffsikkerhet på  $\pm 0.5$  mg/L. Mens fosfor har minste måleverdi på 0.008 mg/L og treffsikkerhet på  $\pm 0.06$  mg/L. Nettvannet lå i disse områdene.

### 4.3 Flere benevninger

I en utslippssammenheng er det vanskelig å sammenligne resultatene direkte. Vannstrømmene er vidt forskjellige og må kalkuleres inn i benevningen for å kunne si noe om omfanget av utløpet.

Av det samlede avløpet sto overløpet fra RAS for den største tilførselen av avfallsstoffer (tabell 4.3). Dette er ferdig rensert vann som er beregnet på bruk i fiskekarene. Tross det «rene» vannet er dette den største kilden for utslipp på grunn av den store vannstrømmen som tilføres avløpet. Trommelfilteret går også kontinuerlig og tilfører partiklene som er tatt ut fra hovedresirken. Så over en periode på ni dager er det flush som tilfører minst avfall. Dette er på grunn av den totalt lave vannførselen (516 l/min i tre minutter over ni dager).

**Tabell 4.3** Totalt utslipp av COD, TN og TP i forsøksperioden på ni dager (i gram).

Forsøksperiode (ni dager) i gram	COD ufiltrert	COD filtrert	TN ufiltrert	TN filtrert	TP ufiltrert	TP filtrert
Overløp	3013,14	2822,08	1080,51	1005,84	65,89	54,90
Trommelfilter	1499,37	400,05	141,71	111,70	35,60	8,42
Flush	334,36	97,48	27,55	13,08	28,99	3,41
Totalt avløp	4846,88	3319,61	1249,77	1111,70	130,48	66,73

Biomassen endret seg fra 260 kg til 286 kg i løpet av forsøksperioden på ni dager. Dette utgjorde en produksjon på 26 kg i denne perioden, som ga et utslipp på 5 kg COD, 1,25 kg TN og 0,13 kg TP i hovedresirken (tabell 4.4).

**Tabell 4.4** Total produksjon av avfallsstoffene COD, TN og TP (i kg) på ni dager i forsøksperioden.

Avfallsmengde	COD (kg)	TN (kg)	TP (kg)
Løst og bundet stoff (totalt, ufiltrert)	4,85	1,25	0,13
Løst stoff (filtrert)	3,32	1,11	0,07

Ved konvertering av benevningen til avfallskonsentrasjonen i mg/liter pr kg fisk produsert, ga COD størst utslag. Produksjon av én kg biomasse ga en økning i utslippskonsentrasjonen på 0,77 mg/L COD, 0,2 mg/L TN og 0,02 mg/L TP (tabell 4.5).

**Tabell 4.5** Utslipp samlet i gram per kg fisk produsert. Totalt, løst og partikkelbundet.

mg/L pr kg fisk produsert	COD	TN	TP
Total	0,77	0,20	0,02
g/kg fisk produsert	COD	TN	TP
Ufiltrert (total)	183,72	47,37	4,95
Filtrert (løst avfall)	125,83	42,14	2,53
Differanse (partikkelbundet)	57,89	5,23	2,42

For å kunne redusere utslippene var det aktuelt å se på andelen avfallsstoff som er partikkelbundet. Av løste stoffer utgjorde COD den størst andelen med 3,32 kg på ni dager, mens det ble produsert 1,11 kg TN og 0,07 kg TP i samme periode (tabell 4.4). Ved å sammenligne ufiltrert og filtrert prøve kan man se reduksjon av avfall ved å trekke ut det som er partikkelbundet. Et slikt tiltak kunne redusert utslippet av for eksempel TP med 46 % i dette tilfellet. Utslippsmengder i form av partikkelbundet og løste avfallsstoffer fordeler seg ujevnt mellom de forskjellige parameterne. COD og TN har store mengder som er løste mens TP har en fordeling ganske nær 50 % mellom partikkelbundet og løst stoff (tabell 4.5).

Ved sammenligning av avfallsproduksjonen med anlegg som operere med andre faktorer er det vanlig å beskrive utslipp per kilogram produserte biomasse. Filtrering av avløpsvannet reduserte utslippskonsentrasjonen fra 4,95 g TP/kg fisk produsert til 2,53 g TP/kg fisk produsert (tabell 4.5). Dette sammen med å fordele avløpet mellom det kommunale avløpsnett og naturlig resipient, vil redusere utslippskonsentrasjonen i resipienten til 2,08 g TP/kg fisk produsert.

Legges forsøksperioden på ni dager til grunn, kan verdiene kalkuleres opp til et år (tabell 4.6). Anslaget vil selvsagt ikke vise et korrekt bilde av utslipp gjennom et helt år (da det vil variere med sesong, biomasse med mer), men gir en pekepinn på hvordan akkurat driftssituasjonen under forsøket vil gi utslag på et år. Mesteparten av avfallet var i løst form med unntak av TP som fikk en god reduksjon med partikkelfiltrering.

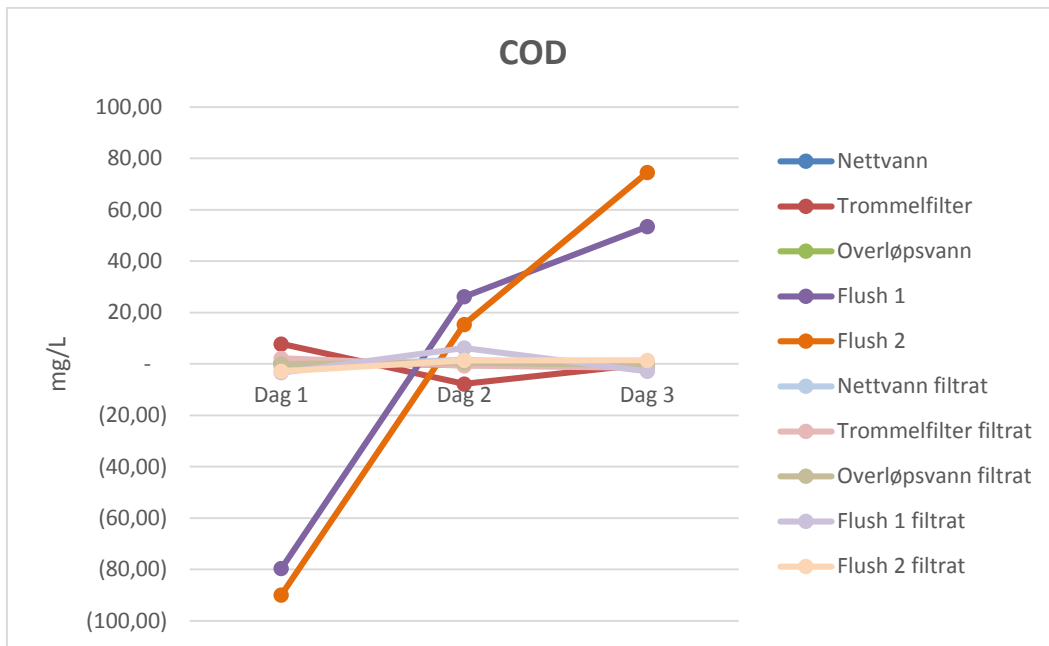
**Tabell 4.6** Årlige produksjonen av det totale og den løste andelen av utslippet.

Årlig utslipp	COD (kg)	TN (kg)	TP (kg)
Løst og bundet stoff (totalt, ufiltrert)	196,57	50,69	5,29
Løst stoff (filtrert)	134,63	45,09	2,71

#### 4.4 Variasjon i prøvene

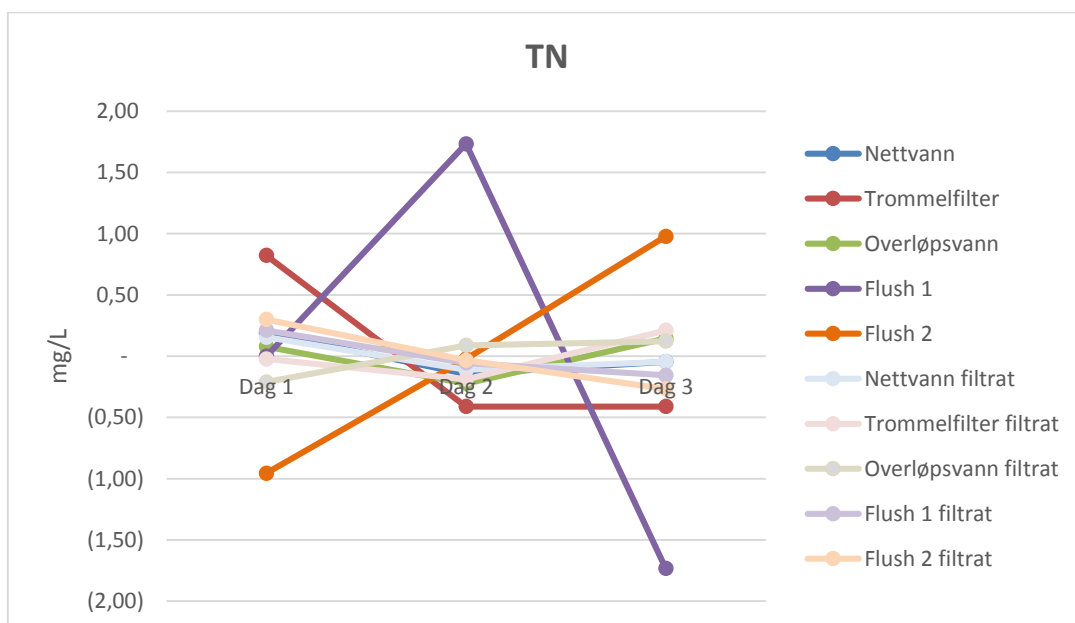
Variasjonen mellom prøvene var generelt stor for flush. Ved de øvrige prøvepunktene var de mer stabile.

COD-målingene viste stor variasjon hos flush 1 og flush 2 mellom dagene (figur 4.4). Dette skyldes mest sannsynlig vanskeligheten med å få representative prøver.



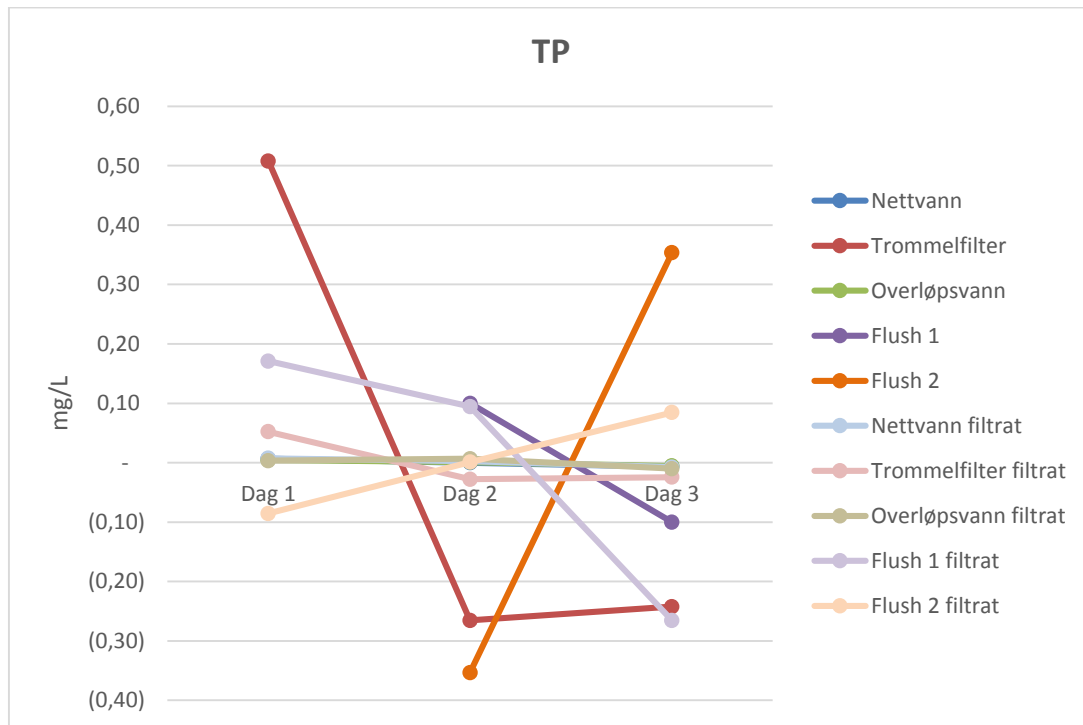
**Figur 4.4** Variasjon i målt COD mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen).

I TN-målingene hadde trommelfilteret et avvik på dag 1, men stabiliserer seg på dag 2 og 3 (figur 4.5). De øvrige verdiene var forholdsvis stabile, men flush er fortsatt påvirket av stor variasjon.



**Figur 4.5** Variasjon i målt TN mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen).

Trommelfilteret hadde størst avvik dag 1, stabiliserte seg dag 2 og 3 (figur 4.6). Flush 2 varierte med  $\pm 0,35$  dag 2 og 3. Verdiene på dag 1 ble ikke med, da de målte over instrumentets måleområde (samme gjelder flush 1). Det var noe variasjon på de fleste uttakene, men nettvannet og overløpet holdt seg jevne og stabile.



**Figur 4.6** Variasjon i målt TP mellom dagene fra gjennomsnittsverdien (x-aksen).

Det ble målt varierende verdier fra dag til dag. Det var spesielt flushvannet som utmerket seg, da det vanskelig å samle opp alt sammen for å kunne ta en god prøve. Ved forberedning av prøvene før analysering måtte prøvene fortynnes (vedlegg H), dette gir mulighet for feilkilder. Når det flushes, tømmes det cirka 250 liter vann i løpet av 30 sekunder. Ut i fra disse 250 literne ble det samlet opp 80 liter i løpet av 30 sekunder. Konsentrasjonen av COD, TP og TN endrer seg veldig fra start til slutt. I starten vil det være rikelig med partikler, mens mot slutten kommer det renere vann.

## 4.5 Økonomisk regnskap og TP regnskap

For at fiskelaboratoriet skal jobbe videre mot Årungen som alternativ resipient, er det en forutsetning å vite hva den faktiske besparelsen kan være. Fiskelaben, som alle andre bedrifter, ønsker å gjøre endringer i driftssituasjon ut ifra lønnsomhet. Et forenklet regnskap (tabell 4.7) viser at kostnadsbesparelsen ved å sende hele overløpet fra RAS til Årungen er på 165 000 NOK i året. Disse tallene er basert på driftssituasjonen i forsøksperioden på ni dager, og det forutsetter at det ikke er noen avgifter forbundet med utslipp til Årungen.

Hvis ytterligere rensertiltak på overløpsvannet skulle bli påkrevd og vise seg nødvendig for en eventuell utslippstillatelse, betyr det at fiskelaben har et årlig rensbudsjett på inntil 165 000 NOK uten å gå i minus. Kostnaden for å sende trommelfilter- og flushvann på det kommunale avløpsnettet blir i overkant av 15 000 NOK i året med dagens priser.

**Tabell 4.7** Økonomisk regnskap for avløp (priser i NOK eksklusiv mva.)

	Kr/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> /år	Kostnad (kr/år)
Innløp	11,53	9 690	111 720,-
Avløp	18,47	9 690	178 966,-
<i>Avløp</i>			
- Overløp	18,47	8 907	164 506,-
- Trommelfilter	18,47	711	13 138,-
- Flush	18,47	72	1 322,-
Vannkostnad vanlig drift			290 686,-
Overløp til Årungen			- 164 506,-
Kostnad uten overløp			126 180,-
<b>Kostnadsbesparelse ved overløp til Årungen*</b>			<b>164 506,-</b>

\*Forutsatt at utslipp til Årungen er avgiftsfritt.

Flush og Trommelfilter er de to vannkildene med høyest konsentrasjon. Så det beste resultatet ville vært å føre disse to avløpskildene til det kommunale avløpsvannet samtidig som man filtrerer og sender overløpet ut i naturen, da vil man redusere utslippet til TN 111,76 g/dag, TP 6,1 g/dag og COD 313,56 g/dag og man sender 2,14 m<sup>3</sup>/dag (tabell 4.8).

**Tabell 4.8** Utslippsregnskap for TP ved overløp til Årungen.

	<b>TP (mg/L)</b>	<b>m<sup>3</sup>/dag</b>	<b>Utslipp (g TP/dag)</b>
<b>Vanlig drift av avløp</b>	<b>0,55</b>	<b>26,5</b>	<b>14,5</b>
<i>Kommunalt avløpsnett</i>			
- Overløp	0,28	24,4	7,3
- Trommelfilter	0,15	1,9	4,0
- Flush	0,12	0,2	3,2
 Separering av strømmer			
<i>Kommunalt avløpsnett</i>			
- Trommelfilter	0,15	1,9	4,0
- Flush	0,12	0,2	3,2
<i>Årungen</i>			
- <b>Overløp filtrert</b>	<b>0,23</b>	<b>24,4</b>	<b>6,1</b>
 Utslipp av TP			
- Avløp ufiltrert	0,55	26,5	14,5
- Separering og filtrering av overløpsvann	0,23	24,4	6,1
<b>Reduksjon av TP ved filtrering av overløp</b>	<b>0,32</b>	<b>2,1</b>	<b>8,4</b>



## 5 DISKUSJON

Det er flere faktorer som spiller inn på vannkvaliteten og mengden stoffer i utløpsvannet fra et oppdrettsanlegg. Når på dagen prøvene er tatt, vannkvaliteten inn i anlegget, rensemetode på vannet, vannstrøm, resirkuleringsgrad, temperatur i vannet (påvirker metabolismen), kultivert art, tetthet i kar, fôrtype, fôringsregime med mer (Piedrahita 2003). For å justere for disse faktorene i en sammenligning av driftsforhold mellom flere anlegg, kan benevningene forenkles, eksempelvis «g/kg produserte fisk».

Det er selvsagt en potensiell feil ved at forholdstallene i benevningene er enorme i visse tilfeller, slik som totalt utslipp per år. I løpet av et år passerer det nesten ti millioner liter gjennom avløpet på fiskelaboratoriet. Når man baserer et estimat på ni analyser fordelt på tre dager med en benevnelse i mg/L, vil eventuelle feil bli ti millioner så stor ved multiplikasjon.

Overløpsvannet er allerede behandlet av alle rensetrinnene i hovedresirken og vil derfor inneholde lave verdier som er vanskelig å redusere ved videre filtrering. Prøvene fra flushen er sterkt påvirket av variasjonen i mengden sedimenterte partikler som har satt seg fast i rørene. Prøvene fra tilbakespylingen av trommelfilteret består av de partiklene som selve trommelfilteret fjerner, men vannstrøm er på 300 L/min og mengdene blir deretter lav. Tilbakespylingen er i praksis overløpsvannet som har blitt reintrodusert med partiklene som har blitt skilt ut i trommelfilteret.

Flush og tilbakespyling fra trommelfilter er de to vannkildene med høyest konsentrasjon av COD, TN og TP. En løsning ville være å føre disse to høykonsentrerte avløpskildene ut på det kommunale avløpsnett, samtidig som overløpet filtreres og sendes ut i en alternativ resipient. Da vil utslippet til alternativ resipient reduseres til TN 111,76 g/dag, TP 6,1 g/dag og COD 313,56 g/dag og 2,14 m<sup>3</sup>/dag.

Andelen løst organisk stoff i kommunalt avløpsvann utgjør cirka 30 % av total mengde organisk stoff (SFT 2005). Tilsvarende tall fra avløpsvann fra norske settefiskanlegg er ikke etablert etter hva Rosten et al. har klart å finne (2013). I dette studie utgjorde løst organisk stoff 72,23 %.

### 5.1 Resultater

Tran (2014) utførte et tilsvarende forsøk på overløpsvannet på samme lokalitet (fiskelaben). Målet var å se etter variasjon i løpet av en dag. Verdiene viste seg å være stabil gjennom dagen, med følgende resultater: 350,54 g COD/dag, 114,75 g TN/dag og 13,18 g TP/dag. Dette

samsvarer godt med resultatene fra dette studie: 334,79 g COD/dag, 120,06 g TN/dag og 7,3 g TP/dag. Den største forskjellen ligger i TP. Dette kan skyldes variasjon i driften på fiskelaben. Mest sannsynlig skyldes det variasjon av de faktorene som påvirker konsentrasjonen, slik som biomasse og fôringsspesifikasjoner. Tran beskriver også variasjonen over en hel dag hvor vaskerutinene (flushing) tydelig påvirker målingene betraktelig. I dette forøket ble alle prøvene fra overløpsvannet og tilbakespylingen av trommelfilteret hentet ut før flushing fant sted, noe som gjør at konsentrasjonene er høyere enn hva de ville vært etter flushing (Tran 2014). Trans resultater er gjennomsnittsverdien over én dag, noe som gjør at oppbygningen av resirkulert vann er lavere enn i dette studie.

Bergheim et al. (2015) har nylig sammenlignet vannforbruket og avfallsmengder mellom RAS og FT i Canada, Island og Norge. RAS-Norge kan brukes til sammenligning. Her opplyses det om hvor mye avfallsmengder som produseres per biomasse fisk produsert. Resultatet viser en produksjon av TN og TP på henholdsvis 19,7 g og 2,3 g per kg produserte fisk. Utslippet fra fiskelaben måler 47,37 g TN og 4,95 g TP. For å se om dette skyldes bedre partikkelfjerning i RAS-Norge ble de filtrert prøvene fra fiskelaben sammenlignet: 42,14 g TN og 2,53 g TP per kg fisk produsert. Bedre partikkelfjerning kan være tilfelle på TP, men ikke hos TN. Denne differansen kan skyldes at FCR er 0,9 på RAS-Norge, mens fiskelaben har 1,2. Det vil si at det produseres mer fisk pr kg fôr introdusert i systemet.

Dette viser at resultatene fra forsøket er realistiske og variasjonen kan skyldes flere faktorer.

### ***Partikkelbundet***

Cripps og Bergheim (2000) beskriver et forventet forhold mellom partikkelbundet og løste stoffer å være mellom 7-32 % partikkelbundet nitrogen, mens det forventes 30-84 % partikkelbundet fosfor i avløpsvann fra fiskeanlegg. Basert på prøveperioden på ni dager, ble resultatet en fordeling på 11 % partikkelbundet nitrogen og 48,9 % partikkelbundet fosfor i det samlede avløpet fra hovedresirken. Altså godt innenfor forventede verdier.

Ved å fjerne partiklene med filtrering ble utslippene redusert med 6,9 % TN og 16,7 % TP i overløpet. Overløpet er rent vann som allerede har gått igjennom et partikkelfilter, så partiklene fjernet må ha vært i størrelse mellom 0,45 µm og 60 µm (trommelfilteret). Trommelfilteret hadde en reduksjon med 34,5 % TN og 76,4 % TP etter filtrering. Her forventes en høy reduksjon ved filtrering siden tilbakespylingen av trommelfilteret inneholder for det meste partikler. Flushen hadde en reduksjon på 52,5 % TN og 88,3 % TP. Dette er det vannet som er mest tjent med å filtrere, da det er helt urensset vann med høyt partikkelinnhold.

Samlet i avløpet vil filtreringen utgjøre en reduksjon på 11,0 % TN, 48,9 % TP og 31,5 % COD. Her er det mest interessant å se på TP som blir redusert med nesten 50 %. Effekten av å fjerne partikler ligger innenfor hva som er forventet av Cripps og Bergheim (2000), men disse forventningene har et stort spekter og dekker filtrering av både TP og TN i det samlede avløpet.

### **Resipient**

Høyt TAN-innhold kan være kritisk for oppdrettsfisk, og det kan dermed tenkes at dette utgjør en fare for villfisken i Årungen også. Volum utslipp er derimot så lite at fortyningseffekten vil gjøre at dette ikke er et reelt problem.

Fosfor er vanligvis den begrensende faktoren når det kommer til utslipp i ferskvann. Ved å etterbehandle avløpsvannet med partikkelfilter kan man redusere utslippet av TP med nesten 50 %. Det årlige utslippet basert på prøveperioden ville da redusert det totale utslippet av TP fra 5,29 kg i året til 2,71 kg.

TP er den begrensende faktoren i forbindelse med Årungen som resipient. Årungen er i dag lite egnet som resipient da miljøstatusen er dårlig. Dette gjør at vannkvaliteten ikke er like god som ønsket og det var satt mål om å redusere tilførselen av fosfor med 792 kg fra 2013 til 2014. Tilførselen av TP fra landbruket er beregnet til 4 447 kg (PURA & NIVA 2014). Ved å separere og filtrere overløpsvannet og sende dette alene til Årungen vil hovedresirken redusere utslippet med nesten 50 %, til 2,2 kg TP i året. Miljømålet i Årungen er satt til 19 µg/L TP.

Et eventuelt utslipp til Årungen vil gå via Brønnerudbekken som leder til innsjøen. I 2013 lå TP-konsentrasjonen i Brønnerudbekken på 47,8 µg/L, noe som tilfredsstiller miljømålet for 2015. Vannmassen i denne bekken er 400 000 m<sup>3</sup>/år. Da kan den nye konsentrasjonen etter tilførsel fra fiskelaben regnes ut (likning 6).

$$TP_{konsentrasjon} = \frac{Q_{bekk} * TP_{bekk} + Q_{overløp} * TP_{overløp}}{Q_{bekk} + Q_{overløp}} \quad (6)$$

Overløpet har en vannmengde i underkant av 9 000 m<sup>3</sup>/år med en total konsentrasjon på 300 µg TP/L og en løst konsentrasjon på 250 µg TP/L. Ved å føre denne vannmassen til Brønnerudbekken endres konsentrasjonen i bekken til 53,3 µg/L ved ufiltrert tilførsel og 52,2 µg/L ved filtrert tilførsel per år. Dette er fortsatt under miljømålet til både PURA (i overkant av 50 µg/L TP) og miljømålet gitt i vannforskriften (60 µg/L TP) (PURA & NIVA 2014).

## 5.2 Svakheter i metoden

Analyseresultatene var stort sett jevne og stabile. Unntaket er verdiene på flush 1 og flush 2 som varierte med så mye som 60 % fra forventningsverdien. Dette er mest sannsynlig påvirket av en kombinasjon av vanskelig prøvetakingsmetode, fortynning og at verdiene var en del høyere enn måleområdet til de anvendte analysekitene. Analysekitene egner seg likevel for oppgaven da verdier høyere enn måleområdene er over ønsket utslippsverdi. Avhengig av behov ble prøvene fortynnet i varierende grad, men de første dagene var det instrumentets anslåtte verdi som ble benyttet før fortynningsgraden ble fastslått. Dette gir flere feilkilder. Svakheter i uttak av flushvann: konsentrasjonen i vannmengden endrer seg raskt fra start til slutt og verdiene var så høye at de måtte fortynnes. Fortynning er i hovedsak godkjent, men faren for feil i rutine øker. Det er omlag 250 liter vann som kommer ut i løpet av 30 sekunder og ved bruk av bøtte for å hente ut så mye som mulig, var det mye som ikke ble fanget opp.

Konsentrasjonen av COD i flush var såpass høy at selv de minste feilmålinger vil gjøre store utslag på resultatene. De målte verdiene ble brukt til å estimere utslipp ved flere tidshorisonter og med andre benevninger. Her er det selvsagt en potensiell feil ved at forholdstallene er enorme i visse tilfeller, slik som totalt utslipp per år. I løpet av ett år passerer det nærmere ti millioner liter med vann. Når man baserer dette estimatet på ni analyser fordelt på tre dager med en benevnelse i mg/L, vil eventuelle feil bli ti millioner ganger så stor. I denne oppgaven er benevningen g/kg fisk produsert basert på en periode over ni dager hvor en fellesverdi for en drift på syv dager blir brukt til å kalkulere forventet utslipp.

## 5.3 Videre arbeid

For å gi et bedre bilde av utslippsmassene bør prøver tas jevnlig gjennom et helt år. Denne oppgaven beskriver fordelingen av avløpskonsentrasjonene i de tre avløpskildene, men flushvannet har stor variasjon og metoden for å ta prøver bør utbedres, for eksempel ved å samle hele flushen i en tank som 250 liter. Da kan den totale flushen homogeniseres og analyseres.

Med tanke på primærrenskravet (som forholder seg til SS og BOD<sub>5</sub>) burde SS vært inkludert i oppgaven som analyseparameter for et mer helhetlig bilde av utløpet som er anvendbart i praksis. På en annen siden blir ikke SS vurdert av PURA i forbindelse med Årungen. SS utgjør ingen miljørisiko i seg selv, problemet er organiske næringsstoffer, og spesifikke organiske og uorganiske forbindelser som er bundet til partiklene. Fordelen med å fjerne SS er at mange uønskede avfallsstoffer fjernes i prosessen.

FCR og temperatur ble opplyst av en avdelingsingeniør ved fiskelaboratoriet, men dette er noe som også bør studeres nøyere og tas med som analyseparametere i en grundigere undersøkelse av utløpskarakteristikken.

Ytterligere rensing av avløpsvannet, først og fremst flushvannet siden den største konsentrasjonen forekommer her, kan gi en tilstrekkelig god vannkvalitet for utslipp til Årungen via Brønnerudbekken. Resultatene viser at den partikkelbundne delen av TP utgjør 49 % av det totale avløpet, mens den løste andelen TP 51 %.

Et godt bilde av hvor stor mengde av avfallet som foreligger henholdsvis partikkelbundet og løst er beskrevet. Det er også kjent at partikkelfjerning reduserer utslippene, så for å redusere utslippet ytterligere bør det forskes på metoder for å redusere de løste avfallsstoffene. Da må andre metoder som kjemisk eller biologisk rensing anvendes. I et forsøk på å redusere utslippet av COD, TN og TP kunne det vært interessant å inkludere et system med organismer som absorberer de aktuelle løste stoffene. Fei (2004) beskriver en positiv effekt av et integrert multitrofisk akvakultur-system (IMTA) med tangproduksjon i nærheten av et sjøanlegg. Tangen brukte nærings saltene til vekst, noe som reduserte mengden løste næringsstoffer. En annen aktuell metode kan være aquaponics, hvor planter som suger til seg næring fra vannet integreres i systemet. Et forsøk med bruk av spinat utført av Endut et al. (2011) viser en klar reduksjon av nitrogen og ortofosfat i avløpsvannet fra aquaponicsystemer. Ved å inkludere et lignende system for ytterligere rensing av avløpsvannet fra fiskelaboratoriet, vil utslippene reduseres og et null-utslipp være nærmere virkeligheten.

TP og TN er næringsstoffer for organismer og man ønsker å redusere dette for å unngå eutrofiering (overgjødning). Ved å utnytte denne næringen selv, vil man avlaste naturen og de oppløste nærings saltene vil være lettere å etterbehandle når de er bindet til organismer.

## 6 KONKLUSJON

Dette studie har forsøkt å karakterisere COD, TN og TP i avløpskildene fra fiskelaboratoriet, og sette det i sammenheng med eventuelle utslipp til Årungen. Utslippet fra fiskelaben lå innenfor forventete verdier sammenlignet med tidligere studier. Flushverdiene var vanskelig å få et godt bilde av, men ved utbedring av metoden kan mer stabile målingsverdier oppnås. Sammenligning med Tran (2014) sine resultater indikerer at målingene stemmer med de faktiske forhold.

PURA stiller krav til Årungen fosforkonsentrasjon. Årungen er i dag lite egnet som resipient, miljøstatusen er satt til «dårlig». Den løste andelen av TP i overløpet fra RAS er langt over PURAs miljømål. Status for Årungen gjør at TP-tilførselen bør reduseres. Ved å etterbehandle avløpsvannet med partikkelfilter kan utslippet av TP redusere med nesten 50 %. Tatt i betraktning at landbruket står for 4 447 kg TP, vil fiskelabens utslipp under 3 kg utgjøre minimalt. Noe av massene i overløpet kan fremdeles sendes på det kommunale avløpsnett, og utslippsverdiene fra, og kostnadene for, fiskelaboratoriet vil fortsatt være redusert.

Miljøstatusen til Brønnerudbekken er satt til «moderat pluss». For å redusere utgiftene til fiskelaben kan overløpsvannet separeres og sendes direkte ut i Brønnerudbekken. Dette vil ikke øke TP-konsentrasjonen i vannforekomsten utover det som er satt som miljømål av PURA (PURA & NIVA 2014). Dette vil utgjøre en årlig besparelse i underkant av 165 000 NOK for fiskelaben.

En stor andel av avfallet i avløpsvannet fra et RAS kan filtreres ut ved hjelp av partikkelfilter. Dette er en effektiv måte å forbedre vannkvaliteten på. Slammet bør samles opp og lagres eller utnyttes som et biprodukt av fiskeproduksjon. Mye næring ligger i dette slammet, som kan utnyttes til for eksempel gjødsel for landbruk - kanskje i forskningssammenheng ved NMBU. De resterende massene forekommer som løste partikler, fremtidige tiltak kan være å redusere disse. Utnyttelse av næringen i avløpsvannet til plante- og/eller algevekst vil være interessant å forske videre på.

RAS fungerer godt på fiskelaboratoriet, og på den nye laben kommer det til å fungere enda bedre når nyere teknologi skal anvendes. I fremtiden vil teknologien bli stadig bedre, og fiskelaben kommer til å dra nytte av det. I fremtiden vil det muliggjøre nye vurderinger av utslipp til alternativ resipient.

## 7 FORSLAG TIL LØSNING

Som det fremgår i kapittel fem, *Diskusjon*, kan det tenkes at videre rensing av utløpsvannet, først og fremst flushvannet siden størsteparten av avfallet forekommer her, vil gi en tilstrekkelig god vannkvalitet for utslipp til Årungen via Brønnerudbekken. For å se om dette lar seg gjøre er det aktuelt å utføre en test. Som det fremkommer i resultatene forekommer noe av COD, TN og TP i bundet form, derfor ble det bestemt at partikkelfjerning skulle utføres.

Xylem, Norges største spesialfirma i pumping (ifølge deres egen nettside), var tidlig ute med et filter de ønsket å få testet. Før muligheten for å vurdere hvorvidt det aktuelle filteret kunne kobles til denne oppgaven, ble det bestemt at en test skulle gjennomføres. Da det viste seg vanskelig å bruke filteret for å bedre resultatene og komme nærmere en løsning til utslipp i Årungen, ble problemstillingen en ganske annen. Målet ble derfor å isolert teste renseeffekten til filteret, eller rettere sagt partikkelfjerningseffekten. Rensegraden bestemmes ved å sammenligne partikkelinnholdet i vannet før og etter filteret, og samtidig se på hvor mye slam som fysisk har blitt fjernet av filteret. I tillegg ble det tatt prøver for å se hvor tørt slam filteret produserer.

### 7.1 Partikkelfjerning

Partikkelfjerning bør skje så nær kilden til avløpsvannet som mulig, som første rensetrinn etter oppdrettskaret, før pumping eller andre påkjenninger på vannet. Dette for å hindre at partiklene går i oppløsning og spaltes til flere, mindre partikler. Mindre partikler er vanskeligere å fjerne (McMillan et al. 2003). Mange metoder for rensing av vann og fjerning av partikler er tilgjengelig. Membranfiltrering, flotasjon, flokkulering og koagulering er varianter av nyere metoder for partikkelfjerning (Lekang 2013). Tradisjonelt er det tre metoder, som i hovedsak kan deles inn i tre kategorier basert på prinsippet for fjerning av partiklene: dybdefiltrering, gravitasjonsfiltrering og mekanisk filtrering (Lekang & Fjæra 2002). Noen metoder er mer aktuell for akvakulturnæringen enn andre, mens andre metoder igjen er kun egnet for kommunal avløpsrensing. Dette har først og fremst med at avløpsvann fra oppdrettsnæringen har stort volum med lav konsentrasjon av avfallsstoffer, mens kommunalt avløpsvann har lavt volum med høy konsentrasjon av avfallsstoffer (Lekang 2013). Akvakulturavløp med sine karakteristika og lave konsentrasjoner av avfallsstoffer er vanskeligere å rense (Cripps & Kelly 1996). Kravene til konstruksjon og design av vannbehandlingsanleggene til havbruksnæringen er derfor annerledes enn kravene til kommunale renseanlegg. Med andre ord kan ikke utstyr og

teknologi fra kommunal avløpsrensing overføres direkte til oppdrettsnæringen, selv om grunnprinsippene er de samme.

### **7.1.1 Dybdefilter**

Dybdefiltrering, eller partikkelfiltrering, blir ofte omtalt som sandfiltre fordi sand er et vanlig filtermateriale (Lekang & Fjæra 2002; Ødegaard 2012). I et sandfilter benyttes sand av varierende kornstørrelse for å rense vannet. Mellom sandkornene vil det dannes hulrom hvor urenheter i det innkomne vannet blir holdt tilbake. Partikkelstørrelsen på filtermaterialet varierer ut ifra hva som skal filtreres ut. Dybdefiltre kan klassifiseres etter vannets strømningsretning gjennom filtermediet. De to variantene er oppstrøms- og nedstrømsfilter (Ødegaard 2012). Strømningsretningen refererer til hvilken retning vannet strømmer. Filteret kan trykkesett, eller det kan stå i vanlig atmosfæretrykk, hvor trykkfilter har fordeler som større kapasitet og redusert tilbakespyling (Lekang & Fjæra 2002).

### **7.1.2 Gravitasjonsfilter**

Et gravitasjonsfilter utnytter seg av at partikler er tyngre enn vann. Større vektforskjell mellom partikler og vann gir mer effektiv separasjon (Cripps & Bergheim 2000). Gravitasjonsfiltre kan i hovedsak deles inn i to varianter: sedimentering og sentrifugalfiltre (Lekang & Fjæra 2002). Sedimentering er en tradisjonell og utstrakt metode for partikkelfjerning. Metoden er mye brukt i kommunale renseanlegg; den er enkel å operere og billig i drift, men krever store arealer. Ifølge Timmons et al. 2001 og Metcalf & Eddy 1991 har metoden vært anvendt i akvakultursystemer med varierende grad av suksess (Johnson & Chen 2006). Ved sedimentering renner vannstrømmen sakte gjennom et basseng med stor overflate. For at sedimentering skal oppstå må synkehastigheten til partiklene som skal fjernes være større enn den horisontale hastighetskomponenten til vannet (Ødegaard 2012). Sentrifugalfiltre leder urensset vann inn langs kanten på en rund beholder. Siden partiklene er tyngre enn vann vil de slynges ut mot siden, mens det rene vannet blir igjen i sentrum av beholderen. Ulempen er at vannstrømmen må være konstant uten støtbelastninger, slik som ved flush av kar. Virvelseparator er en variant av sentrifugalfiltre (Lekang & Fjæra 2002).

### **7.1.3 Mekanisk filter**

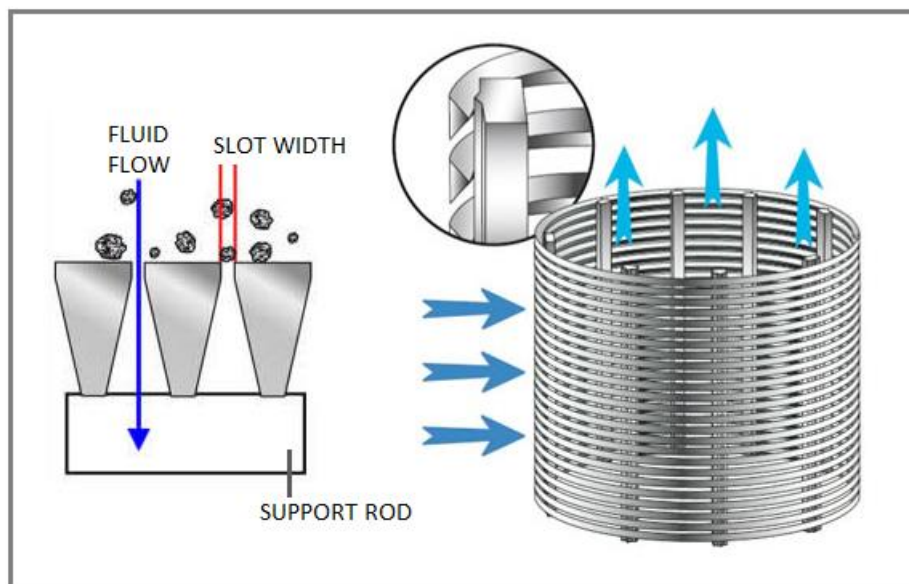
Mekanisk filtrering er en fysisk sperre som kun slipper igjennom stoffer som er mindre enn en viss størrelse angitt av porestørrelsen på filteret. Et slikt filter, eller sil, vil med tiden gå tett, og metoder for automatisk renhold må implementeres. For å holde filteret rent er det vanlig med en roterende bevegelse, ofte i kombinasjon med tilbakespyling av silen, slik at partiklene som



tetter porene i silen blir spylt ut. I fiskeoppdrett hvor fett i avløpsvannet er et problem, kan tilbakespyling i intervaller med varmt vann løse problemet. Roterende filtre er den metoden som er mest effektiv per arealenheter, og er derfor mest brukt i oppdrettssammenheng (Lekang & Fjæra 2002). Innen roterende filtre finnes det flere typer basert på oppbygging: aktuelle typer brukt i fiskeoppdrett er skivefilter (aksialt roterende), trommelfilter (radialt roterende), roterende belte og disk (roterende horisontal plate).

Filter leveres med ulike maskestørrelser. For rensing av avløpsvann og ved resirkulering benyttes åpninger fra 40 til 600  $\mu\text{m}$ . Mengden spylevann og slam ligger normalt mellom 0,2 og 3 % av inngående vannmengde på filteret (Lekang & Fjæra 2002).

Filteret som skal testes i denne oppgaven er et roterende trommelfilter av typen «wedge wire». Den tradisjonelle silen er byttet ut med kilevære (figur 7.1). Prosessbeskrivelse står nærmere beskrevet i avsnitt 7.2.1 *Prosessbeskrivelse*.



**Figur 7.1** Wedge wire drum-prinsippet. Pilene indikerer strømningsretningen gjennom filteret. Modifisert etter (Euroslot Kdss 2011; PlastOK Group).

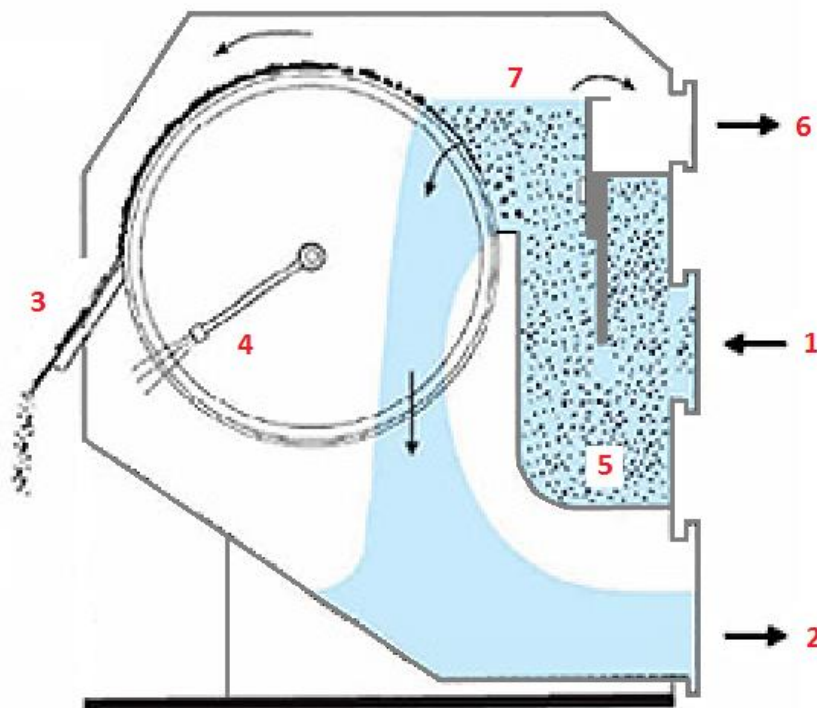
## 7.2 Roterende trommelfilter RDF300

Det roterende trommelfilteret av typen RDF300, som er et mekanisk filter, er produsert av V&T Filtergroup, levert av deres norske samarbeidspartner Xylem Water Solutions under varemerket Flygt. Filteret ble levert med to tromler: en med spalteåpning på 0,25 mm og en på 0,75 mm. Etter en rask test av filteret med spalteåpning på 0,75 mm ble det avgjort at det er for stort, og

trommelen på 0,25 mm ble montert og brukt videre i forsøket. I vedlegg J følger nærmere informasjon om trommelfilteret, som også er beskrevet i neste avsnitt, 7.2.1 *Prosessbeskrivelse*.

### 7.2.1 *Prosessbeskrivelse*

Driften av trommelfilteret er basert på prinsippet om suspenderte partikler som fester seg på den roterende trommelen, samtidig som væsken strømmer gjennom sporene i «kilevairtrommelen» (*wedge wire drum* på engelsk) (figur 7.1). Ved hjelp av den roterende trommelen føres de suspenderte stoffene ut av væsken og fjernes ved en skrapemekanisme (figur 7.2). Skrapen, som er laget av messing, er presset til trommelen ved hjelp av en justerbar fjærmekanisme.



**Figur 7.2** *Prosess-skisse RDF300. Modifisert etter (Rotary Drum...).*

1. Inntak skittent vann
2. Utløp rensert vann
3. Utløp slam over slamskrapen (utkastet)
4. Tilbakespylingsdyser
5. Punkt hvor sedimentering oppstår
6. Utløp for eventuelt overløpsvann
7. Punkt for prøvetaking før filtrering

Trommelen blir drevet av en elektrisk motor på et lavt antall omdreininger. Hele konstruksjonen er laget av SS304 rustfritt stål (V&T Filtergroup). Tabell 7.1 viser data over trommelfilterets spesifikasjoner. Disse dataene er basert på væsker med suspendert stoff på maks 200 mg/L (V&T Filtergroup). Høyere partikkelinnhold vil redusere strømningshastigheten ut av filteret

og videre påvirke vanninnholdet i utkastet. Av tabellen kan en lese at med en spalteåpning på 0,25 mm har filteret en nominell kapasitet på 26 m<sup>3</sup>/h, altså 422 L/min.

**Tabell 7.1** Data over trommelfilterets spesifikasjoner (V&T Filtergroup). RDF300 er markert med rød boks.

Type	RDF300	RDF600	RDF900	RDF1200	RDF1500	RDF 1800/B	RDF3000
Diameter Cylinder mm	630	630	630	630	630	630/916	916
Length Cylinder mm	300	600	900	1200	1500	1800/1800	3000
Motor kW	0,37	0,55	0,55	0,75	0,75	0,75/1,1	1,5
Weight empty (kg)	230	295	364	430	500	568/70	1360
Weight full (kg)	335	485	640	780	935	1090/1480	2540
A ( mm)	835	1130	1435	1765	2070	2370/2275	3505
B (mm)	1170	1170	1170	1170	1170	1170/1560	1560
H (mm)	1370	1370	1370	1385	1385	1385/1905	1905
Inlet (PN10)	DN100	DN150	DN200	DN250	DN300	DN300/350	DN300 (2x)
Outlet (PN10)	DN150	DN200	DN250	DN300	DN350	DN350/400	DN600
Slotsize in mm	Capacity m <sup>3</sup> /hour						
0,25 mm	26	52	78	103	128	156/195	318
0,50 mm	45	92	135	184	230	270/347	579
0,75 mm	61	123	189	246	307	336/477	759
1,00 mm	74	153	230	307	383	444/606	1011
1,25 mm	82	173	258	340	432	492/711	1186
1,50 mm	92	190	278	370	485	552/817	1362
2,00 mm	104	208	298	390	522	624/939	1566
2,50 mm	113	213	339	405	565	378/1062	1771
4,00 mm	113	213	339	405	565	678/1062	1771

På innsiden av trommelen er det dyser for tilbakespyling (figur 7.2). Spylemekanismen, som måler 4-6 bar, skal forhindre tilstopping av sporene i filteret (V&T Filtergroup). Tilstopping oppstår når skrapen presser partikler inn i sporene. Spylingen skal være periodevis hvor intervall og varighet tilpasses etter behov. Mye vann i utkastet eller at vannet renner over trommelen og ut i utkastet er indikasjoner på at det må spyles oftere eller lengre (Schmidt 2014).

Produsenter hevder at filter er anvendelig på avløpsvann og prosessvann fra flere industrier: kommunal kloakkbehandling, papir- og tekstilindustrien, prosessindustrien for kjøtt, sjømat og grønnsaker, kjemisk industri med mer (V&T Filtergroup).

## 7.2.2 Justeringer og tilpasninger

Ved første oppstart av filteret ble det registrert en skjevhet på akselen. Under rotasjon av trommelen oppstår det en betydelig glippe på flere millimeter mellom filteret og halve skrapelengden. Trommelen beveger seg synlig skjevt til siden, og motoren følger den samme bevegelsen. Dette er åpenbart en feil som ikke skal være der, og kan komme av slag eller dårlig håndtering under frakt, eller av andre ukjente årsaker. Ved denne sprekken vil mange og store

partikler passere forbi skrapen, og en test av filteret vil gi et feilaktig bilde på rensegraden under riktige forhold. For å best mulig rette opp feilen ble filteret demontert og igjen montert, gjengene ble strammet til og med det rettet akselen seg delvis opp. En stålplate med fem galvaniserte M8x100-skruer ble montert på konstruksjonen over skrapen (figur 7.3). Ved å stramme til med varierende styrke på de forskjellige skruene ble glipen nærmest eliminert.



**Figur 7.3** RDF300. Påmontert plate med fem justerbare skruer, for å kompensere for sprekk mellom skrape og trommel. Skruene legger press på skrapen.

## 7.3 Metode

Rensegraden til roterende trommelfilter RDF300 bestemmes ved å sammenligne partikkelinnholdet i vannet før og etter filtrering, og samtidig se hvor mye slam filteret har fjernet. I tillegg undersøkes slammet for vanninnhold.

### 7.3.1 Suspendert stoff (SS) og tørrstoff (TS)

For å finne rensegraden til filteret må vann- og slamprøver vurderes. Metoden som er valgt i den forbindelse er å se på suspendert stoff (SS) og tørrstoff (TS). SS er et mål for vekten av stoff (per volumenhet av avløpsvann) som har en slik størrelse at det kan separeres fra vannet ved filtrering gjennom et filter med en bestemt porestørrelse. Det gir et mål på hvor mye slamtørrstoff det er i vannet. For å ta SS-måling er det vanlig å filtrere væsken for å samle partiklene. Ulike filtre kan benyttes ved analysen for separasjon av vann og SS. Membranfiltre, vanligvis laget av cellulose acetat eller cellulose nitrat, kan fås med poreåpninger fra 0,1  $\mu\text{m}$  til 1,0  $\mu\text{m}$ . Glassfiberfiltre, hvor de to vanligste innen avløpsanalyser er GF/C med poreåpning 1,2  $\mu\text{m}$  og GF/A med poreåpning 1,6  $\mu\text{m}$ . Ved norske laboratorier er det gjeldende praksis å benytte glassfiberfilter type GF/C ved analyse av SS, som beskrevet i Norsk Standard (2005).

EUs avløpsdirektiv forutsetter imidlertid 0,45 µm membranfilter brukt for bestemmelse av SS. Dette er tatt inn i avløpskapittelet i forurensningsforskriften og flere settefiskanlegg har fått anført dette som krav (Rosten et al. 2013). Det finnes per 2013 ikke en norsk standard for bestemmelse av SS med 0,45 µm membranfilter (Rosten et al. 2013; SFT 2005). Erfaringer fra primærrensprosjektet for kommunalt avløp (SFT 2005) har vist at filtrering gjennom 0,45 µm membranfilter kan gi et svært lite prøvevolum å analysere på, noe som øker usikkerheten ved analysen. Filtrering gjennom glassfiberfilter (1,2 µm GF/C) ser imidlertid ut til å være sammenlignbart med filtrering gjennom 0,45 µm membranfilter (Helness & Thorvaldsen 2004), og gi en tilstrekkelig god beskrivelse av avløpsvannets sammensetning. Data på dette innen avløpsvann fra settefiskanlegg er fraværende (Rosten et al. 2013). Primærrensekravet (se avsnitt 2.2.1 *Primærrensekravet*) er knyttet til analyse av partikler med bruk av 0,45 µm membranfilter, og det kan bety at bedrifter kan måtte dokumentere overfor konsesjonsmyndigheten at forskjellen i forhold til bruk av GF/C-filter ikke er signifikant, slik det er beskrevet for kommunalt avløp (SFT 2005). Etter filtrering skal prøven tørkes i et tørkeskap til fuktigheten som skal ekskluderes har fordampet.

Prøver som skal analyseres for SS må ikke fryses ned. Prøvene må transporteres til laboratoriet så raskt som mulig, og helst analyseres (filtreres) innen 4 timer. Under alle omstendigheter skal prøven ikke lagres lengre enn 24 timer før analyse. Prøvene skal, om nødvendig, lagres mørkt og ved temperatur lavere enn 8 °C (SFT 2005).

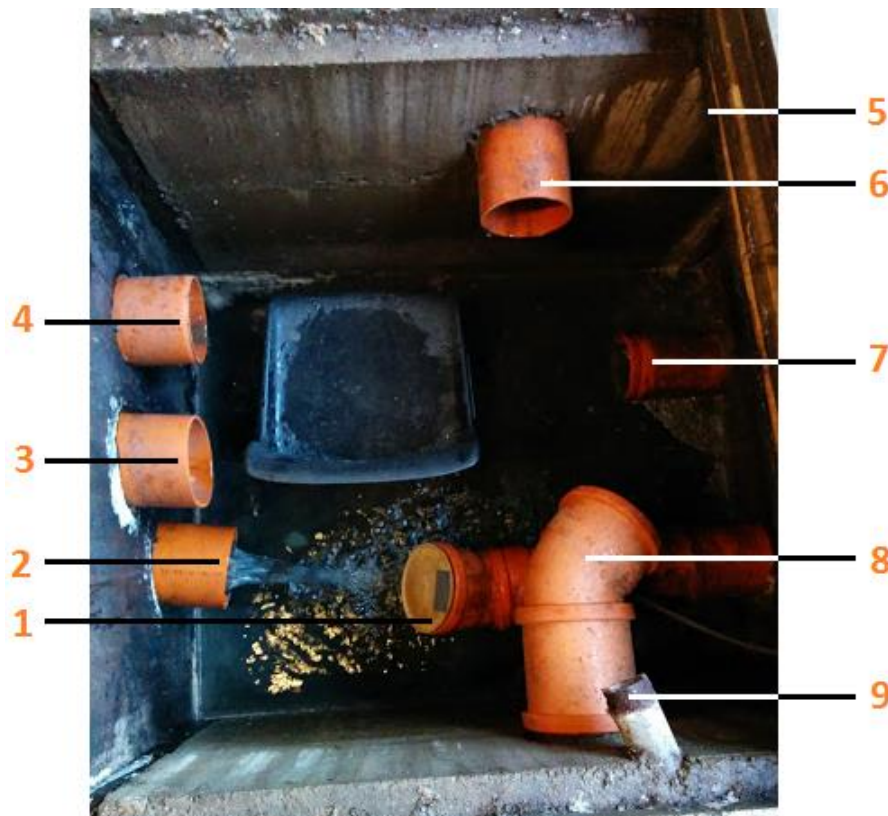
TS er et mål for totalt innhold av oppløst og partikulært stoff i en væske. Ved TS-analyse skal ikke prøven filtreres, men hele prøven tørkes som den er. På samme måte som SS bestemmes TS ved inndamping, ofte ved 105 °C, inntil all fukt har fordampet.

I dette forsøket ble et wedge wire-filter testet. Filteret tillater partikler som er mindre enn åpningene på 250 µm å falle igjennom. Vann vil bli transportert gjennom disse åpningene uten større problem, men noe av fuktigheten ligger igjen inni eller rundt partiklene som ikke passerer filteret. For å finne ut hvor tørt slammet er og hvor mye partikler som blir tatt ut i løpet av en periode, må SS- og TS-analyser utføres.

### 7.3.2 Forsøksrammer

Trommelfilteret, som er montert på en europall for enklere håndtering og mobilitet, ble satt opp i underetasjen på fiskelaboratoriet ved NMBU. Her befinner avløpskummen for hele anlegget seg, og det var nødvendig å plassere filteret i tilgjengelighet med den.

I avløpskummen (figur 7.4) samles og blandes overløpet fra alle de tre resirkuleringsenhetene på fiskelaben, inkludert tilbakespyling av trommelfiltrene. I tillegg kommer vannet fra vask/flushing av kar. Flushvannet går som tidligere nevnt direkte til avløpskummen, altså i en kortslutning utenom renseanlegget. Summen av alle avløpene gjør at kummen består av mange partikler i forskjellige størrelser. I kummen samles vannet og renner videre i et overløp til det kommunale avløpsnett. Der er også et utløp fra kummen som leder til Brønnerudbekken, men denne er forseglet. Trommelfilteret testes på vann fra avløpskummen, altså en blanding av alt som leder dit.



**Figur 7.4** Inn- og utløp i avløpskummen.

1. Utløp Brønnerudbekken
2. Overløp kaldtvann 1
3. Sluk i gulv
4. Overløp kaldtvann 1 (forseglet)
5. Overløp kaldtvann 2
6. Flush kaldtvann 2
7. Utløp kommunalt
8. Flush kaldtvann 1
9. Lufting

Avløpskummen fungerer som et blandekar, men her ligger det også gamle sedimenteringsrester fra tidligere. Kummen er kvadratisk utformet med uttaket plassert noen titalls centimeter over bunnen. Dette fører til at partikler sedimenteres og de gamle sedimenteringsrestene har ligget oksygenfattig over lengre tid og fermentert. En substans som minner om en blanding med høy massetetthet av sand og kull har dannet seg. Substansen sedimenterer raskt når den virvles opp, noe som igjen fører til at den holder seg i bunn av kummen. Kummen har blitt forsøkt tømt og rensert for tidligere avløps sediment, men uten hell. Det ble bestemt at kummen skal være som den er (etter allerede betraktelig rensing), og at filteret kan rense det den mottar fra pumpen. Et aber med denne løsningen er at disse partiklene sedimenterer raskt i forkammeret på filteret (figur 7.2, punkt 5), og noe av massen i vannstrømmen (Q) forsvinner. Før målingen av Q og prøveuttakingen starter er det derfor viktig å «mette» filteret med sedimentering i forkammeret, slik at forholdene blir så like som mulig fra gang til gang. Filteret kjøres 30 minutter hver dag før selve forsøket og målingen av Q starter, slik at filteret med sine sedimenteringssteder mettes mest mulig.

Grunnet begrenset tilgang på skittent avløpsvann (pumpen forsyner filteret med mer vann enn det som er tilgjengelig), føres det filtrerte vannet tilbake i avløpskummen slik at kummen ikke går tom. Filteret er plassert på kanten av kummen sånn at vannet renner tilbake. Dette skaper en loop i systemet hvor det samme vannet i prinsippet blir rensert igjen og igjen. Dette er en stor hake ved forsøksoppsettet, som blir videre drøftet i diskusjonen.

### ***Pumpen***

Vannstrømmen (Q) blir produsert av en senkepumpe som står i avløpskummen i kjelleren på fiskelaben. Pumpen er en Flygt GP 51. Den er av ukjent alder og ekstremt følsom på høyde; en endring i pumpehøyde på <10 cm kan gjøre store utslag på Q. På bakgrunn av dette måles Q hver dag under forsøksperioden. Nærmere informasjon og detaljer om pumpen kan innhentes hos Xylem, hvor pumpen Flygt DL 46-6 tilsvarer den utdaterte Flygt GP 51.

### ***Tilbakespyling***

Tilbakespylingsdysene forsynes med kommunalt nettvann fra en hageslange. Denne står på kontinuerlig under forsøkene. En reguleringsmekanisme er ikke tilgjengelig; en manuell styring av tilbakespylingen vil skape flere rom for feilkilder, derfor ble kontinuerlig tilbakespyling anvendt.

### 7.3.3 Vannstrømmen

For å gjennomføre sammenlignbare tester av RDF300 er det en forutsetning å kjenne vannstrømmen (Q) gjennom filteret. Sammen med vannstrømmen fra pumpen er det en ekstern kilde med vann fra det kommunale nettet som kommer via dysesystemet i filteret. For å finne Q ble det foretatt målinger ved utløpet av filteret (med tilbakespyling av filtertrommelen). Selve vanninntaket (dysen) på tilbakespylingen ble i tillegg målt separat. På grunn av tilbakespylingen vil Q være større ut av filteret enn inn i filteret. Foruten slammet og det lille vannet som følger med slammet over slamskraperen i utkastet, vil alt vannet som kommer inn i systemet gå ut via utløpet. Ved å korrigere for slammet, som måler i underkant av 0,5 liter på ti minutter, kan målinger av utløpet gi et forholdsvis korrekt bilde av vannstrømmen. En stoppeklokke ble brukt til å ta tiden for å fylle én tiltersbøtte. Ved tolv gjentak ble høyeste og laveste verdi strøket, og snittet av de resterende ti lagt til grunn for å regne ut Q. Vannstrømmen i filteret med tilbakespyling, tilbakespylingen alene og utkastet av slam og vann over slamskraperen ble målt hver dag under forsøksperioden (tabell 7.2). Q ble målt to ganger den siste dagen, før og etter forsøket, som en ekstra kontroll og sikkerhet. Rådata og utregninger er oppgitt i vedlegg K. Den nominelle kapasiteten til filteret, med en spalteåpning på 25 mm, er som kjent 422 L/min (tabell 7.1). I dette forsøksoppsettet forsynes filteret med kun 63 L/min i snitt. Det utgjør 15 % av den nominelle kapasiteten.

**Tabell 7.2** Vannstrømmen (Q) for RDF300 under forsøket, med standardavvik (STD).

	Inn i filteret (L/min)	Dysen (L/min)	Ut av filteret (L/min)	Utkastet (L/min)
Dag 1	59,3	2,2	61,5	0,051
Dag 2	58,9	-	61,1	0,032
Dag 3-1	67,0	-	69,2	0,039
Dag 3-2	64,8	-	67,0	-
Snitt	62,5	2,2	64,7	0,041
STD	3,9	-	3,9	0,010

### 7.3.4 Materiale og utstyr

Det ble benyttet standard laboratorieutstyr som destillert vann (dH<sub>2</sub>O) og glassutstyr, og plastbøtter, murerbaljer, stoppeklokke, rørdeler med mer. Alt av bøtter og baljer ble skylt grundig med nettvann fra en hageslange mellom forsøkene, mens aluminiumsbakker og filterposer ble byttet ut med nye. Filterposene har vært brukt ved en tidligere anledning, men de har blitt vasket i maskin og er rene og klare til bruk.



En detaljert beskrivelse over utstyr benyttet i dette studie, utenom standard laboratorieutstyr og annet nevnt over, er oppgitt i tabell 7.3.

**Tabell 7.3** Utstyr benyttet i forsøket, test av RDF300. I alfabetisk rekkefølge.

Utstyr	Spesifikasjoner	Leverandør
Aluminiumsbakk	2 L	Soft Style, Reitangruppen
Filterposer	PE 200 µm P10PF	TMC, Sterner Fish Tech
Senkepumpe	Flygt GP 51	Xylem
Tørkeskap	Termaks	
Vekt	PE22 DeltaRange 2000 g - 0.1 g	Mettler Toldeo

### 7.3.5 Forsøksplan

Metoden kan potensielt gi rom for store variasjoner og feilkilder. Med det som grunnlag utføres den samme testen tre individuelle ganger for sammenligning. På denne måten kan metoden evalueres og grunnlaget er større for å kunne si noe om resultatene. Forsøkene ble utført over tre dager: tirsdag 4., onsdag 5. og torsdag 6. november 2014. Ukedagene tirsdag, onsdag og torsdag ble valgt på grunnlag av en antagelse om at forholdene er relativt stabile: mengden vann og partikler er mest mulig likt over disse tre dagene. Mandager vil være påvirket av varierende og redusert rutine på fiskelaben over helgen, mens rutinene mandag til fredag er så å si identiske fra dag til dag. Kontrollen over når og hvor lenge det flushes er god, så grunnlaget for å gjennomføre de tre testene så like som mulig er tilstede.

For å få et best mulig bilde av hvor godt filteret renses, bør filteret belastes med veldig skittent og partikkelholdig vann. Dette er grunnen til at det flushes under forsøket. Overløpsvannet fra RAS alene er forholdsvis rent og lavt på partikkelinnhold, mens flushvannet er urensset vann med høyt partikkelinnhold. Hver test varer i én time, hvor flushingen gjennomføres et par minutter inn i forsøket. Som tidligere nevnt er flushrutinene varierende fra dag til dag, men siden driftsforholdene ikke spiller noen rolle i dette forsøket (da det kun er renseeffekten til filteret som blir målt), fokuseres det kun på å få så mye slam inn i avløpskummen som mulig. Ingeniørene ved fiskelaben utfører derfor flushingen noe annerledes i forsøksperioden, med mål om mest mulig slam ut i kummen.

Av praktiske årsaker ble SS-analyse utført på inntaket og utløpet av filteret. Og TS-analyse på slammet i utkastet.

### ***Innsamling av prøvene***

Prøvene på inntaket hentes ut fra stige-kammeret, like før selve trommelen i filteret (figur 7.2, punkt 7). Topplaten av filteret er skrudd av for å få direkte adgang til prøvevannet. Dette gir en mest mulig representativ prøve av det vannet som filteret skal behandle. I forsøksoppsettet oppstår det et problem ved at tunge partikler sedimenterer rett etter inntaket til filteret. Denne faktoren elimineres ved å ta prøvene etter denne sedimenteringsplassen, altså på toppen av stige-kammeret, rett før selve trommelen. Prøvene ble tatt som stikkprøver som blandes til en større blandeprøve. Stikkprøvene ble tatt med en tom plastbeholder (tidligere et syltetøybeger) på 0,8 liter og helle denne forsiktig over i en murerbalje. Dette gjentas én gang per minutt over en periode på én time.

Prøvene på utløpet hentes ved utløpet fra filteret (figur 7.2, punkt 2), der vannet har fritt fall tilbake i kummen (samme kum som inntaksvannet kommer fra). Også her ble det tatt stikkprøver til en større blandeprøve. Prøvene ble tatt i det frie fallet på tilsvarende måte som i inntaket: 0,8 liter per minutt over én time. Inntaks- og uttaksprøvene tas samtidig.

Prøvene fra utkastet samles opp over en periode på én time, samtidig med vannprøvene fra inntaket og utløpet. Partiklene sammen med vanndråper som legger seg på trommelen samles opp via en skrape som er fjærbelastet over trommelen (figur 7.2, punkt 3). Alt dette slammet går i en aluminiumsbakk (markert og veid) plassert under selve skrapen (figur 7.5). Den vil da samle opp slam og vann i hele perioden på én time. To bakker blir benyttet, da de fylles opp før forsøksperioden er over. dH<sub>2</sub>O blir brukt til å skylle skrapen fri for slam, slik at alt kommer med i bakkene. Mengden dH<sub>2</sub>O brukt blir trukket fra ved veiing av våtvekt.

Umiddelbart etter at oppsamlingen av blandeprøvene er fullført, filtreres prøvene på inntak og utløp gjennom posefiltre med en lysåpning på 200 µm. Filterposene har ligget i tørkeskap over natten og hver enkelt pose veies umiddelbart etter merking og tørking, før filtrering av blandeprøvene. Filterposene og aluminiumsbakkene, som nå inneholder slam, transporteres til vannlaboratoriet ved IMT (TF fløy V) for tørking. Her tørkes de i et tørkeskap på 105 °C over natten. Det er viktig at prøven blir varmet tilstrekkelig lenge så all fuktigheten fordamper. Etter tørking veies de umiddelbart igjen, for å unngå at prøvene tar til seg fuktighet fra omgivelsene. Vekten av prøvebeholderen subtraheres.



**Figur 7.5** Fra venstre: oppsamling av slam i utkastet og SS i utkastet etter tørking.

Det er viktig å være oppmerksom på at dette er en tilpasset SS-analyse, da SS-målinger med et 200  $\mu\text{m}$ -filter ikke er i henhold til noen kjent standard. Med denne metoden ble differansen mellom inntaksvannet og utløpsvannet funnet, og andelen partikler i størrelsesorden 200-250  $\mu\text{m}$  ble funnet.

## 7.4 Resultater

Dette forsøket ser på rensegraden til trommelfilteret RDF300. Andelen slam og tørrstoff (TS) som filteret fjernet har blitt fysisk målt i utkastet. Fjernet suspendert stoff (SS) har blitt beregnet ved å måle SS på vannet inn og ut av filteret. Observerte og beregnede resultater blir i det følgende sammenlignet. Detaljerte resultater, rådata og statistiske beregninger finnes i vedlegg L. Trommelfilterets spesifikasjoner er basert på væsker med SS på maks 200 mg/L. I dette forsøket ble ikke SS korrekt målt etter Norsk Standard (2005), da filterposene hadde en lysåpning på 200  $\mu\text{m}$  og ikke 1,2  $\mu\text{m}$  slik som beskrevet i standarden. Dermed er det ikke mulig å si sikkert hvor mye SS avløpsvannet holder. Basert på tallene tilgjengelig inneholder væsken i snitt 300 mg SS/L over 200  $\mu\text{g}$ .

### 7.4.1 Beregnet renseeffekt: inntak og utløp

Ingen god renseeffekt ble observert. Testene viser at beregnet rensegrad er på mellom 15 og 30 % (tabell 7.4), hvor variasjonen fra dag til dag er forholdsvis stor.

**Tabell 7.4** SS inn og ut av RDF300 og differansen mellom de to (oppgitt i gram, gram per liter og prosent) over tre dager.

Dag	Q inn (L/min)	Q ut (L/min)	Blandeprøve, L		SS, g		SS fjernet (g)	SS fjernet (g/L)	SS fjernet (%)
			Inn	Ut	Inn	Ut			
1	59,3	61,5	48	48	23,3	17,8	5,5	0,1146	23,6
2	58,9	61,1	48	48	9,9	7,0	2,9	0,0604	29,3
3	67,0	69,2	48	48	9,5	7,9	1,6	0,0333	16,8
Snitt	61,73	63,93	48	48	14,2	10,9	3,3	0,0694	23,2

Videre beregninger av resultatene (likning 7) viser at i snitt 1 084 g SS går inn i filteret, og 862 g SS passerer filteret og går ut med det rensede vannet i løpet av én time. Altså skal 222 g SS være fjernet på én time.

$$\left( \frac{\left( Q \frac{L}{min} * 60 min \right)}{48 L} \right) * SS g = SS \frac{g}{time} \quad (7)$$

Fra dag til dag er variasjonen ganske stor. Fra dag 1 til dag 3 varierer beregnet SS fjernet fra 359 g til 112 g (tabell 7.5). Det er en nedgang på så mye som 69 %.

**Tabell 7.5** Beregnet SS fjernet av RDF300 i løpet av én time.

Dag	SS inn (g)	SS ut (g)	Differanse (g)	STD på vekt (g)*
1	1727,11	1368,38	358,73	7,69
2	728,89	534,63	194,26	7,64
3	795,63	683,35	112,28	8,65
Snitt	1083,88	862,12	221,76	7,99

\*Vekten har en nøyaktighet på 0,1 g.

Vekten som ble benyttet til å veie prøvene har en nøyaktighet på 0,1 g. I løpet av én time med oppsamling av blandeprøvene kan unøyaktigheten gi et feilaktig utslag på ± 8 g (tabell 7.5).

Lysåpningen til filterposene var 200 µm, mens trommelfilteret hadde åpninger på 250 µm.

#### 7.4.2 Observert renseeffekt: utkastet

Resultatene fra utkastet viser noen litt andre tall: På én time separerer filteret i snitt 2,4 kg slam fra 3 882 L med vann, hvorav godt under 3 % av slammet er tørrstoff (tabell 7.6). Hvilket betyr at slammet har en vannandel på over 97 %.

**Tabell 7.6** Slam og TS fjernet fra avløpsvannet med RDF300 over én time i drift.

Dag	Q L/min	Q L/time	Prøve, L*	Slam g/time	TS g/time	TS g/L	TS %
1	61,5	3813	3,1	3 059	79,6	0,021	2,6
2	61,1	3666	1,9	1 930	27,6	0,008	1,4
3	69,2	4152	2,3	2 331	46,1	0,011	2,0
Snitt	64,7	3882	2,4	2 440	51,1	0,013	2,1

\*Prøve er mengde slam (L) samlet opp på én time (L/time).

### 7.4.3 Forholdet mellom SS og TS

Partikler som ble tatt ut i størrelse 200-250  $\mu\text{m}$  er beregnet SS, mens den faktiske mengden TS ble målt i utkastet (tabell 7.7). SS og TS er egentlig ikke sammenlignbare mål, men en viss sammenheng burde vært synlig. En klar sammenheng var ikke synlig.

**Tabell 7.7** Beregnet SS og observert TS i RDF300 i gram.

	Dag 1	Dag 2	Dag 3	Snitt
Beregnet SS (g)	358,73	194,26	112,28	221,76
Observert TS (g)	79,6	27,6	46,1	51,1
Differanse (g)	279,13	166,66	66,18	170,66

## 7.5 Diskusjon og mulige feilkilder

Dette var en tilpasset SS-analyse, da SS-målinger med et 200  $\mu\text{m}$ -filter ikke er i henhold til noen kjent standard. Det viktigste var at filterposene hadde mindre lysåpning enn RDF300, og at filterposene brukt på inntaket og utløpet var identiske. Med denne metoden ble differansen på SS av den gitte størrelsen mellom inntaksvannet og utløpsvannet funnet, og andelen partikler i størrelsesorden 200-250  $\mu\text{m}$  ble funnet.

### 7.5.1 Renseeffekt

Resultatene viser, som innledningsvis antatt, at trommelfilteret RDF300 på ingen måte er egnet til å rense utløpsvannet fra fiskelaboratoriet. Filteret har en nominell kapasitet på 26  $\text{m}^3/\text{h}$ , ved en spalteåpning på 0,25 mm. Pumpen gir en vannstrøm i underkant av 4  $\text{m}^3/\text{h}$  under en vanlig driftssituasjon. Dette utgjør bare 15 % av den nominelle kapasiteten. Ved en så lav belastning renses antagelig filteret dårligere enn hva det kunne ha gjort, siden «klaseeffekten» forsvinner. Med klaseeffekt menes effekten av at flere partikler ved friksjon vil binde seg delvis sammen, og samlet bevege seg over trommelen. Den partikkelbundne andelen (>0,45  $\mu\text{m}$ ) av COD, TN og TP utgjør henholdsvis 32 %, 11 % og 49 %. En større andel av partiklene må ha en størrelse på minst 250  $\mu\text{m}$  for at filtrering med RDF300 skal ha en effekt. Dette stemmer dårlig overens med Chen et al. (1993) sine funn: i et RAS forekommer 95 % av suspendert materiale med en

diameter  $<20 \mu\text{m}$ . Stokic (2012) studerte distribusjon av partikkelstørrelser og fant at små partikler ( $<30 \mu\text{m}$ ) dominerer på fiskelaben, riktignok i varmtvannskretsen som holder tilapia (*Oreochromis spp.*).

I tradisjonelle trommelfiltre med silduk, hvor tilbakespylingsvannet tar med seg slammet, vil mengden spylevann og slam normalt ligge mellom 0,2 og 3 % av inngående vannmengde på filteret (Lekang & Fjæra 2002). På RDF300 utgjør andelen slam av det inngående avløpsvannet 0,07 %, mens tilbakespylingsvannet går ut med det rensede vannet.

Slammet i utkastet ble samlet opp kontinuerlig over én time, mens prøvene inn og ut av filteret besto av en blandeprøve av stikkprøver samlet inn hvert minutt i én time. Ved beregninger skal det være mulig å finne en sammenheng mellom slammet i utkastet og målinger gjort av inn- og utløpet av filteret. Beregningene (likning 7) viser at differansen mellom innløpet (skittent vann) og utløpet (filtrert vann) er i snitt 222 g SS på én time, mens i utkastet ligger det kun 51 g TS. Teoretisk sett skal ikke det være mulig, i og med at TS inkluderer mye mer enn SS. I teorien skulle differansen mellom inntak og utløp vært lik utkastet.

Vekten måler ned til 0,1 g. Altså kan inntil 0,1 g måles feil, som utgjør et avvik på 8 g i beregningene. Fortsatt er det minst en differanse på 163 g mellom målt og beregnet TS/SS. Dette kan komme av at metoden for SS er følsom og usikker.

Sprekken ved slamskrapen ble utbedret etter beste evne. Likevel kan en lekkasje av innløpsvann ha oppstått slik at noe av innløpsvannet kan ha passert skrapen og trommelen uten å bli filtrert. Skrapen er i tillegg dårlig konstruert ved at den vil presse partikler som delvis har gått inn i sprekkene videre gjennom filteret og ut med det rensede vannet.

Variasjonen fra dag til dag er forholdsvis stor. Variasjonen er sånn sett relativ, da den kun varierte med 0,029 % fra høyeste til laveste målte rensegrad (i utkastet), derimot ved å sammenligne de isolert med hverandre ble rensegraden halvert fra en dag til neste, alt ettersom hvordan resultatene blir vurdert.

Sedimentering viste seg å være et problem i forsøksoppsettet. Ved å velge smarte plasser å hente prøvene fra, vil problemet delvis omgås. Sedimenteringen kan ha sammenheng med den lave vannstrømmen. 16 % av den nominelle kapasiteten til filteret er lite. AkvaFuture har utført tester på det eksakt samme filteret på et lukket oppdrettsanlegg, uten at de opplevde sedimentering i forkammeret. Der ble filteret belastet med cirka 250 L/min, altså nærmere 60 %

av nominell kapasitet (Schmidt 2014). AkvaFuture har ikke blitt kontaktet for nærmere opplysninger om deres forsøksresultater, men det kunne vært aktuelt i et eventuelt videre arbeid.

### **7.5.2 Metodekritikk**

I forsøksoppsettet var det mange faktorer som kunne virke inn på resultatene.

#### ***Pumpen***

Pumpens ekstreme følsomhet på høyde har mest sannsynlig påvirket resultatene. Selv om alt ble lagt til rette og anstrengelser ble gjort for så like forhold fra dag til dag som mulig, kan små variasjoner gi store utslag. For eksempel med noe så enkelt som små svingninger i stangen pumpen var festet i. Pumpen er en nødvendighet i dette forsøksoppsettet for å kunne forsyne filteret med vann. Et aber med denne løsningen er at pumpen er en stor påkjenning på avløpsvannet. Partikler blir mest sannsynlig knust i pumpen, og deler seg opp mange mindre partikler (McMillan et al. 2003). For at filteret skal være mest mulig effektivt bør partiklene være så store som mulig, og beholde sin størrelse helt frem til filteret. Hadde flushvannet vært koblet direkte inn på filteret, uten å være innom en pumpe, er det sannsynlig at filteret hadde kommet bedre ut av testen med en høyere rensesgrad. På en annen side kan det tenkes at partiklene allerede er ganske oppløst idet de ankommer kummen, siden flushing er en hard påkjenning i seg selv. Flushvannet kommer med stor fart ut av karene (en halv kubikk i minuttet på hvert av de store karene i hovedresirken), og partiklene spaltes ved slag i rørveggene og i kummen.

#### ***Vannstrømmen***

På grunn av den gamle og upålitelige pumpen varierte vannstrømmen forholdsvis mye fra dag til dag. Ved å måle vannstrømmen hver dag kartlegges denne variasjonen, og gjør det mulig å ta høyde for dette når resultatene sammenlignes. Ved å inkludere slike tiltak øker også mulighetene for feil ved målinger, både av menneskelig og teknisk art. Likevel er det høyst nødvendig å gjennomføre denne målingen og korrigeringen, for å kunne sammenligne resultatene.

Ved å hente ut vannprøver på innløpet til filteret fjernes noe av vannstrømmen, omtrent 0,8 liter per minutt. Totalt utgjør dette 48 liter gjennom forsøksperioden på én time. Det tilsvarer i underkant av ett minutt med vann, eller litt over én prosent av vannmengden. Dette kan hende har en innvirkning på resultatene, men det blir likevel sett bort ifra da volum fjernet er så lite og det antas å ha liten betydning. På den andre siden er 48 liter et lite volum som vil ha betydning i form av resultatforskjellen mellom TS i utkastet og SS inn og ut av filteret. SS inn

og ut av filteret bygger på en blandeprøve på 48 liter av totalt 3 882 liter som går gjennom filteret på én time. Det er et lite utvalg på 1,2 %, hvor små avvik vil gjøre store utslag for resultatene.

Syklusen i systemet (kum → pumpe → filter → kum) gjør at filteret omsider vil rense i teorien rent vann. Det vannet filteret sender ut er rensert så godt som filteret evner. Da vil ikke filteret kunne fjerne noe mer når det samme vannet sendes tilbake til filteret på ny. Dette er et reelt problem med forsøksoppsettet, men omstendighetene gjorde ingen andre løsninger mulige. Størrelsen på kummen og volumet den rommer er av en sånn art at problemet trolig ikke melder seg før mot slutten av forsøksperioden på én time. I tillegg er det såpass mye gamle sedimenteringsrester som konstant virvles opp av pumpen at det forsyner filteret med rikelig slam. Sånn sett viste det seg som en fordel at kummen ikke ble fullstendig rensert i forkant av forsøkene.

### ***Partikkelinnhold***

Trommelfilteret RDF300 er beregnet på væsker med et partikkelinnhold (suspendert stoff) på 200 mg/L. Partikkelinnholdet i inntaket ble målt til gjennomsnittlig 300 mg/L, hvor målingene kun inkluderte partikler med størrelse >200 µm. Høyere partikkelinnhold vil redusere strømningshastigheten (V&T Filtergroup). Redusert strømningshastighet opplevdes ikke som et problem i dette forsøksoppsettet, antagelig på grunn av at maks belastning ikke ble oppnådd (15 % av nominell kapasitet).

### ***Filterposene***

Filterposene skal ifølge produsenten ha en lysåpning på 200 µm. Som nevnt har disse vært brukt ved en tidligere anledning, men blitt vasket i forkant av dette forsøket. Filterposene opplevdes å ha en mindre lysåpning enn opplyst. Dette kan komme av at en runde i vaskemaskin har «tovet» filtermaterialet noe. Med andre ord kan den reelle lysåpning ha vært mindre enn 200 µm, og den eksakte verdien vites ikke.

### ***Tørking***

Etter at prøvene er tatt ut av tørkeskapet vil den umiddelbart begynne å ta til seg fuktighet fra omgivelsene. Bare de sekunden fra den første til den andre filterposen blir veid vil filterpose nummer to ha rukket å ta til seg kanskje betydelige mengder med fukt. I tillegg er det ingen kontroll eller oversikt over når og hva andre studenter setter prøver inn i tørkeskapet. Hvis en fuktig prøve blir satt inn like før prøvene til dette forsøket blir tatt ut vil de ha tatt til seg vann fra de våte prøvene, noe som vil påvirke resultatene. Hvor store utslag dette kan ha på



resultatene vites ikke, men det utgjør en usikkerhet som gjør metoden svakere. Mest sannsynlig har ikke et eventuelt fuktopptak hatt utsalg i størrelsesorden 150 gram, så hele avviket kan ikke forklares ved denne faktoren.

## **7.6 Konklusjon og egne refleksjoner**

Under forholdene til dette forsøksoppsettet viste filteret seg heller dårlig. Renseeffekt var vanskelig å bestemme. Metoden for måling av utkastet (TS) var ulik metoden for målinger av inntaket og utløpet (SS fra blandeprøve). Metoden kan sies å være heller dårlig.

Resultatene viser, som innledningsvis antatt, at trommelfilteret RDF300 på ingen måte er egnet til å rense utløpsvannet fra fiskelaboratoriet. Filteret har en nominell kapasitet på 26 m<sup>3</sup>/h, ved en spalteåpning på 0,25 mm. Pumpen leverte en vannstrøm i underkant av 4 m<sup>3</sup>/h under en vanlig driftssituasjon, som utgjør kun 15 % av den nominelle kapasiteten. Lav vannstrøm og feil bruksområde kan ha påvirket effekten. RDF300 egner seg trolig bedre til avløpsvann med større partikler, til tross for at trommelen med minst spalteåpning ble anvendt.

### ***Videre arbeid***

Tilbakespylingsvannet (figur 7.2) går ut av systemet sammen med det ferdig filtrerte vannet. Tilbakespylingsvannet er riktignok ikke like skittent som i et tradisjonelt trommelfilter, siden det meste av slammet går ut over slamskarpen. Men likevel er det en noe merkelig konstruksjon å sende tilbakespylingsvannet ut sammen med det filtrerte vannet. Videre forskning kan se på hvor mye slam og partikler som faktisk sendes ut sammen med det filtrerte vannet, og hvorvidt dette utgjør noe av betydning.

# Referanseliste

- Andreassen, O. & Robertsen, R. (2014). Nasjonale ringvirkninger av havbruksnæringen, 49/2014: Nofima. 30 s.
- Bergheim, A. & Åsgård, T. (1996). Waste Production from Aquaculture. I: Baird, D. J., Beveridge, M. C. M., Kelly, L. A. & Muir, J. F. (red.) *Aquaculture and Water Resource Management*, s. 50-80: Blackwell Science.
- Bergheim, A., Thorarensen, H., Dumas, A., Jøsang, A., Alvestad, O. & Mathisen, F. (2015). *Comparing water consumption and waste load in RAS and FTS farms in Canada - Iceland - Norway*. 2nd workshop on Recirculating Aquaculture Systems, Aalborg, Denmark.
- Blytt, L. D., Haraldsen, T. K., Helness, H., Paulsrud, B. & Ulgenes, Y. (2011). Håndtering av slam fra rensing av avløp i settefiskanlegg - Forprosjektrapport: SINTEF. 39 s.
- Borch, H., Yri, A., Løvstad, Ø. & Turtumøygard, S. (2007). Tiltaksplan for Årungen. *Bioforsk Rapport*, 52. Ås. 54 s.
- Borge, A. (2015). *PURA: Svar på henvendelse av 09.04.2015* (e-post til Kristine Lassemo 21.04.2015).
- Chen, S. L., Timmons, M. B., Aneshansley, D. J. & Bisogni Jr, J. J. (1993). Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. *Aquaculture*, 112 (2-3): 143-155.
- Cripps, S. J. & Kelly, L. A. (1996). Reductions in Wastes from Aquaculture. I: Baird, D. J., Beveridge, M. C. M., Kelly, L. A. & Muir, J. F. (red.) *Aquaculture and Water Resource Management*, s. 166-201: Blackwell Science.
- Cripps, S. J. & Bergheim, A. (2000). Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22 (1-2): 33-56.
- Dalsgaard, J., Lund, I., Thorarinsdottir, R., Drengstig, A., Arvonen, K. & Pedersen, P. B. (2013). Farming different species in RAS in Nordic countries: Current status and future perspectives. *Aquacultural Engineering*, 53: 2-13.
- Endut, A., Jusoh, A., Ali, N. & Nik, W. B. W. (2011). Nutrient removal from aquaculture wastewater by vegetable production in aquaponics recirculation system. *Desalination and Water Treatment*, 32 (1-3): 422-430.
- Eriksen, B. F. (2014). *Basic Aquaculture Engineering*: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (forelesning 16.01.2014).

- Ervik, A. & Aure, J. (1990). Miljøeffekter av fiskeoppdrett. I: Poppe, T. T. (red.) *Fiskehelse. Sykdommer, behandling, forebygging*, s. 32-39. Stavanger: John Grieg forlag.
- Euroslot Kdss. (2011). *Our Wedge Wire Technology*. Tilgjengelig fra: <http://www.euroslotkdss.com/filtration/wedge-wire/> (lest 28.04.2015).
- Fei, X. (2004). Solving the coastal eutrophication problem by large scale seaweed cultivation. *Hydrobiologia*, 512 (1-3): 145-151.
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensnig av forurensning av 1. juni 2004 nr. 931*.
- Hansen, B. R. (2014). *Samtale med avdelingsingeniør Bjørn Reidar Hansen ved Senter for fiskeforsøk* (16.12.2014).
- Helness, H. & Thorvaldsen, G. (2004). Karakterisering av avløpsvann for primærrensing, delprosjekt 3 i PRIMÆRRENS: SINTEF. 14 s.
- Holm, J. C. (2015). Laks på land - En utredning om egne tillatelser til landbasert matfiskeoppdrett av laks, ørret og regnbueørret med bruk av sjøvann: Nærings- og fiskeridepartementet. 49 s.
- Husa, V., Skogen, M., Eknes, M., Aure, J., Ervik, A. & Hansen, P. K. (2010). Oppdrett og utslipp av næringssalter. *Havforskningsrapporten 2010*: Havforskningsinstituttet. 79-81 s.
- Jobling, M. (1992). Energiomsetning og vekst. I: Døving, K. R., Eigil (red.) *Fiskens fysiologi*, s. 258-276. Stavanger: John Grieg forlag.
- Johnson, W. & Chen, S. L. (2006). Performance evaluation of radial/vertical flow clarification applied to recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 34 (1): 47-55.
- Kernler, D. (2014). *Empirical Rule*. Tilgjengelig fra: [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Empirical\\_Rule.PNG](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Empirical_Rule.PNG) (lest 10.05.2015).
- Klima- og forurensningsdirektoratet. (2008). *Økte utslipp av næringssalter fra fiskeoppdrett*. Tilgjengelig fra: [http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2008/Mars\\_2008/Okte\\_utslipp\\_av\\_naringssalter\\_fra\\_fiskeoppdrett/](http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2008/Mars_2008/Okte_utslipp_av_naringssalter_fra_fiskeoppdrett/) (lest 20.04.2014).
- Kristensen, T., Åtland, Å., Rosten, T., Urke, H. A. & Rosseland, B. O. (2009). Important influent-water quality parameters at freshwater production sites in two salmon producing countries. *Aquacultural Engineering*, 41 (2): 53-59.
- Lekang, O.-I. & Fjæra, S. O. (2002). *Teknologi for akvakultur*. Oslo: Landbruksforlaget. 419 s.
- Lekang, O.-I. (2013). *Aquaculture engineering*. 2. utg. Oxford: Wiley-Blackwell. 415 s.

- Liltved, H., Rosseland, B. O., Vogelsang, C. & Åtland, Å. (2007). Vannbehandling. I: Bjerknes, V. (red.) *Vannkvalitet og smoltproduksjon*, s. 159-183: Juul forlag.
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P., d'Orbcastel, E. R. & Verreth, J. A. J. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43 (3): 83-93.
- McMillan, J. D., Wheaton, F. W., Hochheimer, J. N. & Soares, J. (2003). Pumping effect on particle sizes in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 27 (1): 53-59.
- Meade, J. W. (1985). Allowable Ammonia for Fish Culture. *The Progressive Fish-Culturist*, 47 (3): 135-145.
- Merck Millipore. (2013a). *100613 - Certificate of quality - Spectroquant Nitrogen Cell Test*. Darmstadt.
- Merck Millipore. (2013b). *114543 - Certificate of quality - Spectroquant Phosphate Cell Test*. Darmstadt.
- Merck Millipore. (2013c). *114560 - Certificate of quality - Spectroquant COD Cell Test*. Darmstadt.
- Merck Millipore. (2014). *Spectroquant NOVA 60 Operating manual*. Merck KGaA (red.). Darmstadt.
- Norsk Standard. (1989). *NS-ISO 6060 Vannundersøkelse - Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk*: Standard Norge.
- Norsk Standard. (2005). *NS-EN 872 Vannundersøkelse - Bestemmelse av suspendert stoff - Metode for filtrering gjennom glassfiberfiltre*: Standard Norge.
- Norsk Standard. (2006). *ISO 5667-1 Water quality -- Sampling -- Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*: Standard Norge.
- Omsetnings- og sykdomsforskriften for akvatiske dyr. (2008). *Forskrift om omsetning av akvakulturdyr og produkter av akvakulturdyr, forebygging og bekjempelse av smittsomme sykdommer hos akvatiske dyr av 17. juni 2008 nr. 819*.
- Passaro, S. (2014). *Reference Guide of Proposed Terminology for Nutrient Management*. WERF Nutrient Challenge, Alexandria, Virginia, s. 17.
- Piedrahita, R. H. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226 (1-4): 35-44.

PlastOK Group. *Wedge-wire screens*. Tilgjengelig fra:

<http://www.enviropro.co.uk/entry/41511/PlastOk-Group/Wedgewire-screens/> (lest 28.04.2015).

PURA. (2014). Lokal tiltaksanalyse 2016-2021 for vannområde PURA, Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget: Vannportalen. 48 s.

PURA & NIVA. (2014). Årsrapport 2013. *Vannkvalitetesårvåkning*: PURA Vannområde Follo/Oslo. 158 s.

Rosseland, B. O., Jacobsen, P. & Grande, M. (1990). Miljørelaterte tilstander. I: Poppe, T. T. (red.) *Fiskehelse. Sykdommer, behandling, forebygging*, s. 279-287. Stavanger: John Grieg forlag.

Rosten, T. W., Azrague, K. & Toldnes, B. (2013). Primærrensing og aktuelle løsninger for slambehandling i norske settefiskanlegg, A24445: SINTEF. 125 s.

*Rotary Drum Screen Machine*. Tilgjengelig fra:

[http://willscreen.en.ec21.com/Rotary\\_Drum\\_Screen\\_Machine--5503510\\_6711596.html](http://willscreen.en.ec21.com/Rotary_Drum_Screen_Machine--5503510_6711596.html) (lest 10.04.2015).

Schmidt, Ø. (2014). *Test av filter ifm. masteroppgave* (e-post til Kristine Lassemo 03.11.2014).

Seymour, E. A. & Bergheim, A. (1991). Towards a reduction of pollution from intensive aquaculture with reference to the farming of salmonids in Norway. *Aquacultural Engineering*, 10 (2): 73-88.

SFT. (2005). Primærrensing - rapport om valg av rensemetode, 2088/2005. Oslo: Statens forurensningstilsyn. 140 s.

Skjelkvåle, B. L., Bjerknes, V., Hindar, A., Kaste, Ø., Kristensen, T., Rosseland, B. O., Salbu, B., Teien, H. C. & Åtland, Å. (2007). Vannkjemi. I: Bjerknes, V. (red.) *Vannkvalitet og smoltproduksjon*, s. 57-92: Juul forlag.

Stefansson, S., Bjerknes, V., Bjørn, P. A., Bæverfjord, G., Finn, R. N., Finstad, B., Fivelstad, S., Handeland, S., Hosfeld, C. D., Kristensen, T., et al. (2007). Fysiologiske egenskaper ved rogn, yngel og smolt. I: Bjerknes, V. (red.) *Vannkvalitet og smoltproduksjon*, s. 94-123: Juul forlag.

Stokic, J. (2012). *Particle size distribution in the Tilapia Resirculating Aquaculture System*. Master Thesis. Ås: Norwegian University of Life Sciences, Department of Mathematical Sciences and Technology. 45 s.

Summerfelt, S., Bergheim, A. & Colt, J. (2009). Preface. *Aquacultural Engineering*, 41 (2): 45.

- Takle, H. & Terjesen, B. F. (2010). *Aquaculture sludge can be recycled*. Tilgjengelig fra: <http://www.nofima.no/en/nyhet/2010/07/aquaculture-sludge-can-be-recycled> (lest 10.04.2015).
- Terjesen, B. F. & Rosseland, B. O. Produksjon og giftighet av ammoniakk hos fisk. Tilgjengelig fra: <http://www.nofima.no/filearchive/produksjon-og-giftighet-av-ammoniakk.pdf> (lest 20.04.2014).
- Tran, T. T. P. (2014). *Outlet of Nutrients from the Fish Laboratory at Norwegian University of Life Sciences (UMB)*. Master Thesis. Ås: Norwegian University of Life Sciences Department of Mathematical Sciences and Technology. 46 s.
- V&T Filtergroup. *Screenfilters*. [http://www.v-filtergroup.com/en/content/files/V&T\\_drumfilters\\_EN.pdf](http://www.v-filtergroup.com/en/content/files/V&T_drumfilters_EN.pdf). 4 s.
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltning av 15. desember 2006 nr. 1446*.
- Ødegaard, H. (red.). (2012). *Vann- og avløpsteknikk*: Norsk Vann. 704 s.
- Ås kommune. (2015). *Årsgebyrer vann og avløp 2015*. I: Christensen, T. & Opheim, I. O. (red.): Ås kommune. Tilgjengelig fra: <http://www.as.kommune.no/arsgebyrer.125575.no.html> (lest 29.04.2015).

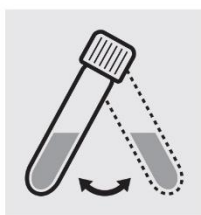
# Vedlegg

Vedlegg A. Manual 114560 Cell Test COD (Merck Millipore 2014).....	69
Vedlegg B. Manual 100613 Cell Test Nitrogen(total) (Merck Millipore 2014).....	70
Vedlegg C. Manual 114543 Cell Test Phosphate (Merck Millipore 2014) .....	71
Vedlegg D. Flytskjema hovedresirk .....	72
Vedlegg E. Biomasse, fôring og vannvolum i hovedresirken .....	73
Vedlegg F. Vannstrømmer i hovedresirken: Rådata og beregninger .....	74
Vedlegg G. Rådata og statistikk COD, TN og TP .....	76
Vedlegg H. Fortynning av vannprøvene .....	82
Vedlegg I. Beregninger COD, TN og TP, flere benevninger .....	83
Vedlegg J. Datablad fra V&T Filtergroup. Screenfilters: Rotary drumfilter s. 3-4 .....	85
Vedlegg K. Vannstrømmen til RDF300: Rådata og beregninger .....	87
Vedlegg L. Rådata og statistikk RDF300.....	88

## Vedlegg A. Manual 114560 Cell Test COD (Merck Millipore 2014)

<b>COD</b>	<b>114560</b>
Chemical Oxygen Demand	Cell Test

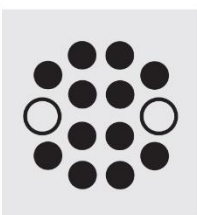
**Measuring range:** 4.0–40.0 mg/l COD or O<sub>2</sub>  
Expression of results also possible in mmol/l.



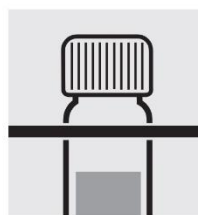
Suspend the bottom sediment in the cell by swirling.



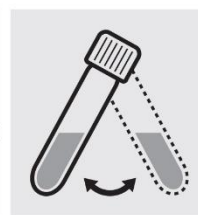
**Carefully** pipette 3.0 ml of the sample into a reaction cell, close tightly with the screw cap, and mix vigorously. **Caution, the cell becomes hot!**



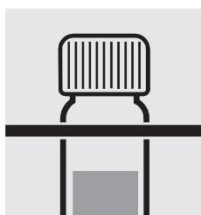
Heat the reaction cell in the thermoreactor at 148 °C for 2 hours.



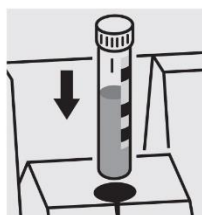
Remove the cell from the thermoreactor and place in a test-tube rack to cool.



Swirl the cell after 10 minutes.



Replace the cell in the rack for complete cooling to room temperature. **Very important!**



Place the cell into the cell compartment. Align the mark on the cell with that on the photometer.

### Quality assurance:

To check the measurement system (test reagents, measurement device, and handling) we recommended to use Spectroquant® CombiCheck 50, Cat.No. 114695, or the Standard solution for photometric applications, CRM, Cat.No. 125028.

To check for sample-dependent effects the use of addition solutions (e.g. in CombiCheck 50) is highly recommended.



## Vedlegg B. Manual 100613 Cell Test Nitrogen(total) (Merck Millipore 2014)

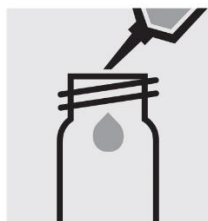
### Nitrogen (total)

100613

Cell Test

**Measuring** 0,5 – 15,0 mg/l N

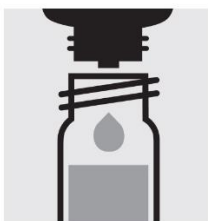
**range:** Expression of results also possible in mmol/l.



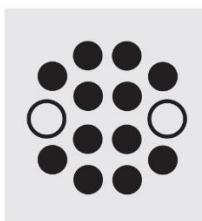
Pipette 10 ml of the sample into an empty round cell (Empty cells, Cat.No. 114724).



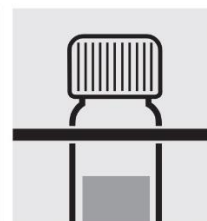
Add 1 level blue micro-spoon of **N-1K**.



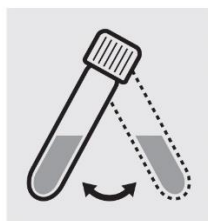
Add 6 drops of **N-2K**, close the cell with the screw cap, and mix.



Heat the cell in the thermoreactor at 120 °C (100 °C) for 1 hour.



Remove the cell from the thermoreactor and place in a test-tube rack to cool to room temperature: **pretreated sample**.



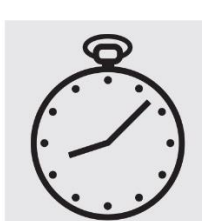
Swirl the cell after 10 minutes.



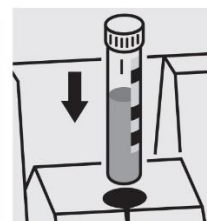
Pipette 1.0 ml of the **pretreated sample** into a reaction cell, **do not mix!**



Add 1.0 ml of **N-3K** with pipette, close the cell with the screw cap, and mix. **Caution, cell becomes hot!**



Reaction time: 10 minutes



Place the cell into the cell compartment. Align the mark on the cell with that on the photometer.

#### Quality assurance:

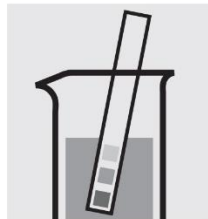


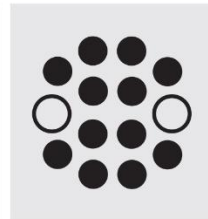
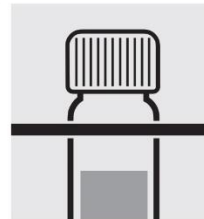


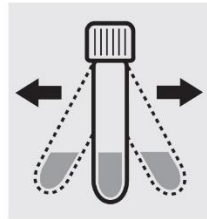

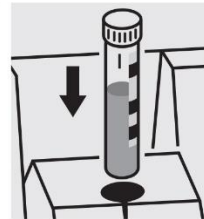
To check the measurement system (test reagents, measurement device, and handling) we recommended to use Spectroquant® CombiCheck 50, Cat.No. 114695, or the Standard solution for photometric applications, CRM, Cat.No. 125043 and 125044.

To check for sample-dependent effects the use of addition solutions (e.g. in CombiCheck 50) is highly recommended.

# Vedlegg C. Manual 114543 Cell Test Phosphate (Merck Millipore 2014)

<b>Phosphate</b>	<b>114543</b>
Determination of total phosphorus = sum of orthophosphate, polyphosphate, and organophosphate	Cell Test

<b>Measuring</b>	0.05 – 5.00 mg/l P
<b>range:</b>	0.2 – 15.3 mg/l PO <sub>4</sub>
	0.11 – 11.46 mg/l P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
	Expression of results also possible in mmol/l and also in P total (Σ P), and P org* [P(o)].

				
Check the pH of the sample, specified range: pH 0 – 10. If required, add dilute sulfuric acid drop by drop to adjust the pH.	Pipette 5.0 ml of the sample into a reaction cell, close with the screw cap, and mix.	Add 1 dose of <b>P-1K</b> using the green dose-metering cap, close the cell with the screw cap.	Heat the cell in the thermoreactor at 120 °C (100 °C) for 30 minutes.	Remove the cell from the thermoreactor and place in a test-tube rack to cool to room temperature.
				
Add 5 drops of <b>P-2K</b> , close the cell with the screw cap, and mix.	Add 1 dose of <b>P-3K</b> using the blue dose-metering cap, close the cell with the screw cap.	Shake the cell vigorously to dissolve the solid substance.	Reaction time: 5 minutes	Place the cell into the cell compartment. Align the mark on the cell with that on the photometer.

A differentiation between orthophosphate (PO<sub>4</sub>-P) and P org\* (P(o)) can be performed on the photometer. Prior to measuring, select the differentiation measurement and choose the corresponding citation form. Then measure the P total, press enter and measure the orthophosphate (see analytical procedure for orthophosphate). After pressing enter, the individual measuring values for PO<sub>4</sub>-P and P(o) are shown on the display.

\* P org is the sum of polyphosphate and organophosphate.

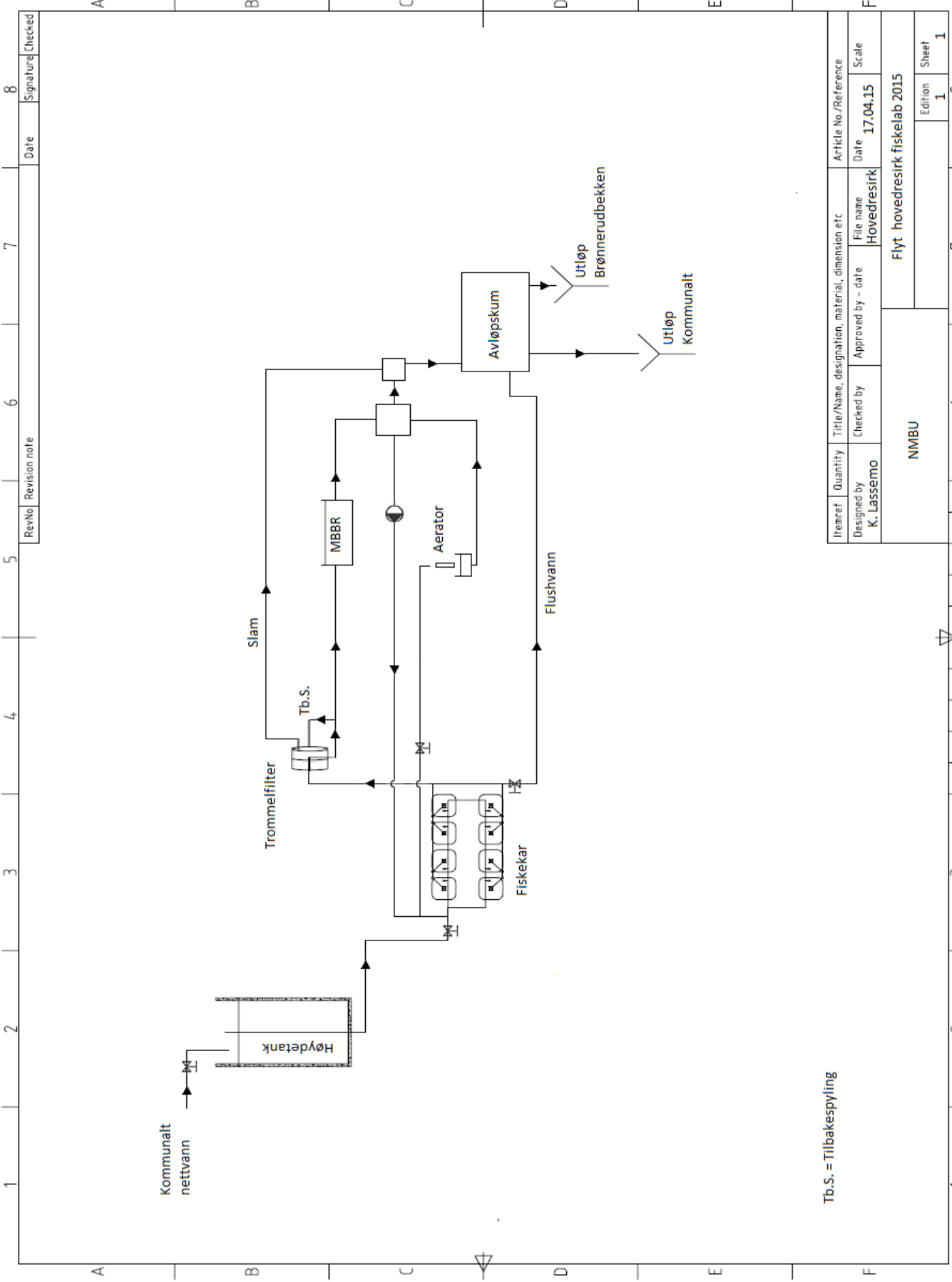
### Quality assurance:

To check the measurement system (test reagents, measurement device, and handling) we recommended to use Spectroquant® CombiCheck 10, Cat.No. 114676, or the Standard solution for photometric applications, CRM, Cat.No. 125046 and 125047.

Ready-for-use phosphate standard solution Certipur®, Cat.No. 119898, concentration 1000 mg/l PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, can also be used after diluting accordingly.

To check for sample-dependent effects the use of addition solutions (e.g. in CombiCheck 10) is highly recommended.

# Vedlegg D. Flytskjema hovedresirk



Tb.S. = Tilbakespyling

RevNo	Revision note	Date	Signature	Checked
8				

Itemref	Quantity	Title/Name, designation, material, dimension etc	Article No./Reference
Designed by K. Lassemo	Checked by	Approved by - date	File name Hovedresirk
			Date 17.04.15
			Scale
NMBU		Flyt hovedresirk fiskelab 2015	
		Edition	Sheet
		1	1

## Vedlegg E. Biomasse, fôring og vannvolum i hovedresirken

### Biomasse

Avdeling	Art	Antall kar	Vekt per fisk (g)	Antall fisk	Biomasse (kg)
APC-rom	Regnbueørret	15	150,00	30,00	4,50
Startfôring	Atlantisk laks	3			0,05
Fysiologilab	Regnbueørret	2	100,00	600,00	60,00
Stort kar 1	Regnbueørret	1	150,00	800,00	120,00
Stort kar 2	Regnbueørret	1	1 500,00	50,00	75,00
Total					259,55

### Fôring

Avdeling	Biomasse (kg)	Fôring (%)	Fôring (g)
APC-rom	4,50	1,5 %	67,50
Startfôring	0,05	0,0 %	-
Fysiologilab	60,00	1,5 %	900,00
Stort kar 1	120,00	1,5 %	1 800,00
Stort kar 2	75,00	1,0 %	750,00
Total			3 517,50

### Vannvolum

Avdeling	Antall kar	Størrelse kar (L)	Volum (m <sup>3</sup> )
APC-rom	15	250	3,75
Startfôring	3	400	1,20
Fysiologilab	2	750	1,50
Stort kar 1	1	14000	14,00
Stort kar 2	1	14000	14,00
MBBR			16,42
Rør			0,65
Total			51,52

### Resirkulering

Q i hovedresirk (L/min)	
Q nettvann	18,54
Q-main flow	300,00
Resirkuleringsgrad	93,82 %

### Oppholdstid

Oppholdstid til vann	
Q-main flow (L/min)	300
Volum (m <sup>3</sup> )	51,52
Oppholdstid i timer	2,86

### Vannvolum MBBR

MBBR	Vann (m <sup>3</sup> )
Del 1 (Ut av trommelfilter)	3,75
Del 2 (Biofilteret)	5,63
Del 3 (Pumpesumpen)	7,04
Total	16,42

## Vedlegg F. Vannstrømmer i hovedresirken: Rådata og beregninger

Målinger av vannstrømmen (Q) dag for dag under forsøket. Nettvann ble ikke målt første dag.

10.12.2014

Trommelfilter	Flush 1	Flush 2
444,31	4,53	4,03
	3,67	3,37
	3,60	2,83
	3,33	2,70
	3,17	3,30
	3,60	3,07
	3,57	3,80

Sum (sek)	444,31	25,47	23,10
Mean	444,31	3,64	3,30
Volum (L)	10,00	80,00	80,00
Q (L/sek)	0,02	3,14	3,46
Q (L/min)	1,35	188,46	207,79
Flush L		94,23	103,90

16.12.2014

Nettvann	Trommelfilter	Flush 1	Flush 2
3,27	444,69	4,53	4,57
3,23		3,97	3,13
3,43		3,63	3,03
<del>3,50</del>		3,70	2,53
3,27		2,57	2,57
<del>3,20</del>		3,70	2,93
3,40		3,57	3,70
3,30			
3,33			
3,47			
3,40			
3,20			

Sum (sek)	33,30	444,69	25,67	22,46
Mean	3,33	444,69	3,67	3,21
Volum (L)	1,00	10,00	80,00	80,00
Q (L/sek)	0,30	0,02	3,12	3,56
Q (L/min)	18,02	1,35	186,99	213,71
Flush L			93,49	106,86

18.12.2014

Nettvann	Trommelfilter	Flush 1	Flush 2
3,17	443,93	4,53	3,60
3,30		3,20	3,23
<del>3,60</del>		2,47	3,27
3,47		2,60	3,13
3,37		2,50	2,80
3,37		2,23	3,53
<del>3,10</del>		2,73	3,50
3,23			
3,17			
3,23			
3,30			
3,13			

Sum (sek)	32,74	443,93	20,26	23,06
Mean	3,27	443,93	2,89	3,29
Volum (L)	1,00	10,00	80,00	80,00
Q (L/sek)	0,31	0,02	3,95	3,47
Q (L/min)	18,33	1,35	236,92	208,15
Flush L			118,46	104,08

Gjennomsnitt av nettvann og trommelfilter over to og tre dager:

Nettvann		Trommelfilter	
Oppfyllingstid	3,30	Oppfyllingstid	444,31
STD	0,10	STD	0,38
Oppfylling med 95 % kofidens	3,25	Oppfylling med 95 % kofidens	443,37
Sekunder pr L	0,31	Sekunder pr L	0,02
Q (L/min)	18,44	Q (L/min)	1,35
Q (m <sup>3</sup> /uke)	185,83	Q (m <sup>3</sup> /uke)	13,64

Metode to for måling av Q flush:

Hovedresirk. Differanse vannivå i kar						
	10.12.2014		16.12.2014		18.12.2014	
	Flush 1	Flush 2	Flush 1	Flush 2	Flush 1	Flush 2
Start	19,00	67,00	600,00	75,00	600,00	75,00
Slutt	55,00	103,00	635,00	109,00	632,00	121,00
Δ (mm)	36,00	36,00	35,00	34,00	32,00	46,00
Diameter (m)	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
Δ volum	0,25	0,25	0,25	0,24	0,23	0,32
Tid (sek)	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
Q (L/min)	508,68	508,68	494,55	480,42	452,16	649,98

95 % kofidens	L/min
Min	443,25
Mean	515,75
Max	588,24
STD	69,08

Mengde vann ut av systemet på én uke (metode to for flush lagt til grunn):

m <sup>3</sup> /uke	
Overløpsvann	170,72
Flush	1,47
Trommelfilter	13,64

## Vedlegg G. Rådata og statistikk COD, TN og TP

Rødt indikerer verdier utenfor kitets gyldighetsområde; oppgitt verdi er estimert av spektrofotometeret. Blått indikerer stort avvik, og verdien er ikke brukt i videre kalkulasjoner. Alle prøver som ble fortynnet har blitt korrigert til faktisk verdi. Gjennomsnitt (mean) og standardavvik (STD) er også inkludert.

### COD

Lokalitet og prøvenr.	COD (mg/L)		
	10.12.2014	16.12.2014	18.12.2014
Nettvann 1	9,70	9,80	8,60
Nettvann 2	-	-	-
Nettvann 3	-	-	-
Trommelfilter 1	94,40	76,40	81,60
Trommelfilter 2	95,00	75,60	91,60
Trommelfilter 3	90,40	81,20	83,20
Overløpsvann 1	12,90	13,50	13,20
Overløpsvann 2	15,70	12,90	14,10
Overløpsvann 3	-	-	-
Flush 1 1	105,60	208,80	197,50
Flush 1 2	104,40	212,00	243,00
Flush 1 3	103,40	210,00	272,00
Flush 2 1	105,00	209,60	242,00
Flush 2 2	104,80	211,20	208,00
Flush 2 3	105,20	210,00	358,00
Nettvann 1 filtrat	8,80	11,30	9,10
Nettvann 2 filtrat	-	-	-
Nettvann 3 filtrat	-	-	-
Trommelfilter 1 filtrat	25,00	22,20	22,40
Trommelfilter 2 filtrat	25,00	22,30	21,20
Trommelfilter 3 filtrat	24,90	21,90	20,40
Overløpsvann 1 filtrat	12,30	13,60	12,50
Overløpsvann 2 filtrat	13,40	13,00	12,30
Overløpsvann 3 filtrat	-	-	-
Flush 1 1 filtrat	53,40	62,60	59,20
Flush 1 2 filtrat	53,60	60,40	50,00
Flush 1 3 filtrat	53,80	66,40	53,00
Flush 2 1 filtrat	50,90	55,60	53,80
Flush 2 2 filtrat	51,70	57,00	57,80
Flush 2 3 filtrat	49,50	52,20	53,40

## TN

Lokalitet og prøvenr.	TN (mg/L)		
	10.12.2014	16.12.2014	18.12.2014
Nettvann 1	0,8	0,6	0,7
Nettvann 2	1,2	0,6	0,8
Nettvann 3	0,9	0,7	0,7
Trommelfilter 1	9,2	7,5	7,9
Trommelfilter 2	9,0	7,8	7,5
Trommelfilter 3	8,5	7,7	7,6
Overløpsvann 1	4,9	4,6	5,1
Overløpsvann 2	5,0	4,7	5,2
Overløpsvann 3	5,1	4,8	4,9
Flush 1 1	16,4	18,2	15,0
Flush 1 2	18,2	19,8	15,6
Flush 1 3	16,2	18,0	15,0
Flush 2 1	13,6	15,2	14,8
Flush 2 2	13,2	13,6	16,0
Flush 2 3	13,2	14,0	15,0
Nettvann 1 filtrat	1,1	0,8	0,8
Nettvann 2 filtrat	0,8	0,6	0,7
Nettvann 3 filtrat	0,9	0,6	0,7
Trommelfilter 1 filtrat	5,4	5,5	5,8
Trommelfilter 2 filtrat	5,0	4,9	5,3
Trommelfilter 3 filtrat	5,4	4,9	5,4
Overløpsvann 1 filtrat	4,4	5,0	4,6
Overløpsvann 2 filtrat	5,2	4,6	4,8
Overløpsvann 3 filtrat	3,5	4,4	4,7
Flush 1 1 filtrat	7,5	7,4	7,2
Flush 1 2 filtrat	7,7	7,4	7,8
Flush 1 3 filtrat	8,1	7,7	7,2
Flush 2 1 filtrat	8,1	7,8	7,0
Flush 2 2 filtrat	7,2	7,0	7,0
Flush 2 3 filtrat	7,4	6,9	7,0



## TP

Lokalitet og prøvenr.	TP (mg/L)		
	10.12.2014	16.12.2014	18.12.2014
Nettvann 1	0,03	0,02	0,02
Nettvann 2	0,02	0,02	0,01
Nettvann 3	0,03	0,02	0,01
Trommelfilter 1	2,66	1,75	1,83
Trommelfilter 2	2,43	1,77	1,72
Trommelfilter 3	2,53	1,78	1,82
Overløpsvann 1	0,30	0,30	0,29
Overløpsvann 2	0,31	0,30	0,29
Overløpsvann 3	0,30	0,30	0,30
Flush 1 1	Over	17,44	19,40
Flush 1 2	Over	18,36	17,96
Flush 1 3	Over	19,92	17,76
Flush 2 1	Over	13,40	13,72
Flush 2 2	Over	13,92	15,20
Flush 2 3	Over	14,80	15,32
Nettvann 1 filtrat	0,30	0,03	0,02
Nettvann 2 filtrat	0,04	0,03	0,02
Nettvann 3 filtrat	0,03	0,03	0,02
Trommelfilter 1 filtrat	0,53	0,45	0,46
Trommelfilter 2 filtrat	0,53	0,45	0,45
Trommelfilter 3 filtrat	0,54	0,46	0,46
Overløpsvann 1 filtrat	0,26	0,26	0,24
Overløpsvann 2 filtrat	0,25	0,25	0,24
Overløpsvann 3 filtrat	0,25	0,26	0,24
Flush 1 1 filtrat	2,44	2,47	2,04
Flush 1 2 filtrat	2,48	2,29	2,03
Flush 1 3 filtrat	2,51	2,44	2,05
Flush 2 1 filtrat	1,51	1,59	1,52
Flush 2 2 filtrat	1,47	1,46	1,55
Flush 2 3 filtrat	1,40	1,59	1,82

## COD gjennomsnitt og standardavvik

		COD (mg/L)	
Dato	Lokalitet	mean	STD
10.12.2014	Nettvann	9,70	0
10.12.2014	Trommelfilter	93,27	2,50
10.12.2014	Overløpsvann	14,30	1,98
10.12.2014	Flush 1	104,47	1,10
10.12.2014	Flush 2	105,00	0,20
10.12.2014	Nettvann filtrat	8,80	0
10.12.2014	Trommelfilter filtrat	24,97	0,06
10.12.2014	Overløpsvann filtrat	12,85	0,78
10.12.2014	Flush 1 filtrat	53,60	0,20
10.12.2014	Flush 2 filtrat	50,70	1,11
16.12.2014	Nettvann	9,80	0,00
16.12.2014	Trommelfilter	77,73	3,03
16.12.2014	Overløpsvann	13,20	0,42
16.12.2014	Flush 1	210,27	1,62
16.12.2014	Flush 2	210,27	0,83
16.12.2014	Nettvann filtrat	11,30	0,00
16.12.2014	Trommelfilter filtrat	22,13	0,21
16.12.2014	Overløpsvann filtrat	13,30	0,42
16.12.2014	Flush 1 filtrat	63,13	3,04
16.12.2014	Flush 2 filtrat	54,93	2,47
18.12.2014	Nettvann	8,60	0,00
18.12.2014	Trommelfilter	85,47	5,37
18.12.2014	Overløpsvann	13,65	0,64
18.12.2014	Flush 1	237,50	37,55
18.12.2014	Flush 2	269,33	78,65
18.12.2014	Nettvann filtrat	9,10	0,00
18.12.2014	Trommelfilter filtrat	21,33	1,01
18.12.2014	Overløpsvann filtrat	12,40	0,14
18.12.2014	Flush 1 filtrat	54,07	4,69
18.12.2014	Flush 2 filtrat	55,00	2,43
Total	Nettvann	9,37	0,67
Total	Trommelfilter	85,49	7,50
Total	Overløpsvann	13,72	1,07
Total	Flush 1	184,08	63,70
Total	Flush 2	194,87	82,12
Total	Nettvann filtrat	9,73	1,37
Total	Trommelfilter filtrat	22,81	1,73
Total	Overløpsvann filtrat	12,85	0,57
Total	Flush 1 filtrat	56,93	5,43
Total	Flush 2 filtrat	53,54	2,80

## TN gjennomsnitt og standardavvik

		TN (mg/L)	
Dato	Lokalitet	mean	STD
10.12.2014	Nettvann	0,97	0,21
10.12.2014	Trommelfilter	8,90	0,36
10.12.2014	Overløpsvann	5,00	0,10
10.12.2014	Flush 1	16,93	1,10
10.12.2014	Flush 2	13,33	0,23
10.12.2014	Nettvann filtrat	0,93	0,15
10.12.2014	Trommelfilter filtrat	5,27	0,23
10.12.2014	Overløpsvann filtrat	4,37	0,85
10.12.2014	Flush 1 filtrat	7,77	0,31
10.12.2014	Flush 2 filtrat	7,57	0,47
16.12.2014	Nettvann	0,63	0,06
16.12.2014	Trommelfilter	7,67	0,15
16.12.2014	Overløpsvann	4,70	0,10
16.12.2014	Flush 1	18,67	0,99
16.12.2014	Flush 2	14,27	0,83
16.12.2014	Nettvann filtrat	0,67	0,12
16.12.2014	Trommelfilter filtrat	5,10	0,35
16.12.2014	Overløpsvann filtrat	4,67	0,31
16.12.2014	Flush 1 filtrat	7,50	0,17
16.12.2014	Flush 2 filtrat	7,23	0,49
18.12.2014	Nettvann	0,73	0,06
18.12.2014	Trommelfilter	7,67	0,21
18.12.2014	Overløpsvann	5,07	0,15
18.12.2014	Flush 1	15,20	0,35
18.12.2014	Flush 2	15,27	0,64
18.12.2014	Nettvann filtrat	0,73	0,06
18.12.2014	Trommelfilter filtrat	5,50	0,26
18.12.2014	Overløpsvann filtrat	4,70	0,10
18.12.2014	Flush 1 filtrat	7,40	0,35
18.12.2014	Flush 2 filtrat	7,00	0
Total	Nettvann	0,78	0,19
Total	Trommelfilter	8,08	0,66
Total	Overløpsvann	4,92	0,20
Total	Flush 1	16,93	1,68
Total	Flush 2	14,29	1,00
Total	Nettvann filtrat	0,78	0,16
Total	Trommelfilter filtrat	5,29	0,30
Total	Overløpsvann filtrat	4,58	0,48
Total	Flush 1 filtrat	7,56	0,30
Total	Flush 2 filtrat	7,27	0,42

## TP gjennomsnitt og standardavvik

		TP (mg/L)	
Dato	Lokalitet	mean	STD
10.12.2014	Nettvann	0,03	0,01
10.12.2014	Trommelfilter	2,54	0,12
10.12.2014	Overløpsvann	0,30	0,01
10.12.2014	Flush 1	Over	0,00
10.12.2014	Flush 2	Over	0,00
10.12.2014	Nettvann filtrat	0,04	0,01
10.12.2014	Trommelfilter filtrat	0,53	0,01
10.12.2014	Overløpsvann filtrat	0,25	0,01
10.12.2014	Flush 1 filtrat	2,48	0,04
10.12.2014	Flush 2 filtrat	1,46	0,06
16.12.2014	Nettvann	0,02	0,00
16.12.2014	Trommelfilter	1,77	0,02
16.12.2014	Overløpsvann	0,30	0,00
16.12.2014	Flush 1	18,57	1,25
16.12.2014	Flush 2	14,04	0,71
16.12.2014	Nettvann filtrat	0,03	0,00
16.12.2014	Trommelfilter filtrat	0,45	0,01
16.12.2014	Overløpsvann filtrat	0,26	0,01
16.12.2014	Flush 1 filtrat	2,40	0,10
16.12.2014	Flush 2 filtrat	1,55	0,08
18.12.2014	Nettvann	0,01	0,01
18.12.2014	Trommelfilter	1,79	0,06
18.12.2014	Overløpsvann	0,29	0,01
18.12.2014	Flush 1	18,37	0,89
18.12.2014	Flush 2	14,75	0,89
18.12.2014	Nettvann filtrat	0,02	0,00
18.12.2014	Trommelfilter filtrat	0,46	0,01
18.12.2014	Overløpsvann filtrat	0,24	0,00
18.12.2014	Flush 1 filtrat	2,04	0,01
18.12.2014	Flush 2 filtrat	1,63	0,17
Total	Nettvann	0,02	0,01
Total	Trommelfilter	2,03	0,39
Total	Overløpsvann	0,30	0,01
Total	Flush 1	18,47	0,98
Total	Flush 2	14,39	0,82
Total	Nettvann filtrat	0,03	0,01
Total	Trommelfilter filtrat	0,48	0,04
Total	Overløpsvann filtrat	0,25	0,01
Total	Flush 1 filtrat	2,31	0,21
Total	Flush 2 filtrat	1,55	0,12

## Vedlegg H. Fortynning av vannprøvene

Prosenten angir konsentrasjonsgrad i prøvene. <100 % betyr fortynning. Rødt indikerer for høy verdi til at spektrofotometeret kunne avlese eller estimere en verdi.

	10.12.2014			16.12.2014			18.12.2014		
	COD	TN	TP	COD	TN	TP	COD	TN	TP
Nettvann 1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Nettvann 2	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Nettvann 3	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Trommelfilter 1	50 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %
Trommelfilter 2	50 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %
Trommelfilter 3	50 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %	25 %	100 %	100 %
Overløpsvann 1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Overløpsvann 2	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Overløpsvann 3	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Flush 1 1	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	20 %	50 %	25 %
Flush 1 2	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	10 %	50 %	25 %
Flush 1 3	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	5 %	50 %	25 %
Flush 2 1	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	20 %	50 %	25 %
Flush 2 2	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	10 %	50 %	25 %
Flush 2 3	50 %	50 %	50 %	25 %	50 %	25 %	5 %	50 %	25 %
Nettvann 1 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Nettvann 2 filtrat	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Nettvann 3 filtrat	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Trommelfilter 1 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Trommelfilter 2 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Trommelfilter 3 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Overløpsvann 1 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Overløpsvann 2 filtrat	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Overløpsvann 3 filtrat	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %	-	100 %	100 %
Flush 1 1 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %
Flush 1 2 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %
Flush 1 3 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %
Flush 2 1 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %
Flush 2 2 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %
Flush 2 3 filtrat	100 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %	50 %	100 %	100 %

## Vedlegg I. Beregninger COD, TN og TP, flere benevninger

Utregningsgrunnlaget for omgjøring til flere benevninger. For lettere sammenligne med andres resultater.

Nettvann		Trommelfilter	
Oppfyllingstid (sek)	3,30	Oppfyllingstid (sek)	444,31
STD	0,10	STD	0,38
Oppfylling med 95 % kofidens	3,25	Oppfylling med 95 % kofidens	443,37
sekunder pr liter	0,31	sekunder pr liter	0,02
Q (L/min)	18,44	Q (L/min)	1,35
Q m <sup>3</sup> ni dager	238,92	Q m <sup>3</sup> ni dager	17,54

Flush vannnivå differanse	
Q flush /min	515,75
STD	69,08
L flushet med 95 % kofidens	588,24
Kubikkmeter flushet i løpet av ni dager	1,76

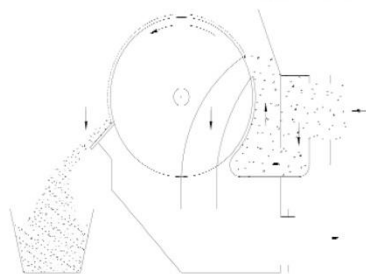
Vannmengder over ni dager	Kubikkliter	Fordeling	Liter
Overløpsvann	219,62	92 %	219 617
Flush	1,76	1 %	1 765
Trommelfilter	17,54	7 %	17 539
Totalt i Avløpsvann	238,92	100 %	238 920

Biomasse	
Biomasse (kg)	259,55
Fôring i løpet av ni dager (kg)	24,62
Feed Convertio Rate (FCR)	1,20
Endring i Biomasse ni dager (kg)	26,38

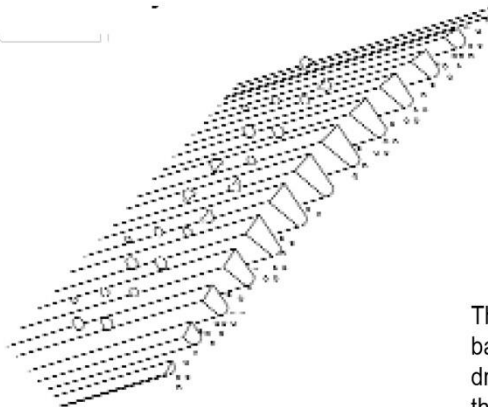
Utslipp (mg/L)	Ufiltrert			Filtrert		
	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	4,92	13,72	0,30	4,58	12,85	0,25
Flush	15,61	189,47	16,43	7,41	55,24	1,93
Trommelfilter	8,08	85,49	2,03	5,29	22,81	0,48
Fordeling av konsentrasjon (mg/L)	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	4,52	12,61	0,28	4,21	11,81	0,23
Flush	0,12	1,40	0,12	0,05	0,41	0,01
Trommelfilter	0,59	6,28	0,15	0,39	1,67	0,04
Totalt utslipp i mg/L	5,23	20,29	0,55	4,65	13,89	0,28
Utslipp mg/L pr kg biomasseprodusert	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	0,17	0,48	0,01	0,16	0,45	0,01
Flush	0,00	0,05	0,00	0,00	0,02	0,00
Trommelfilter	0,02	0,24	0,01	0,01	0,06	0,00
Totalt utslipp i mg/L pr kg biomasse	0,20	0,77	0,02	0,18	0,53	0,01
Produksjon ni dager (g)	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	1 080,51	3 013,14	65,89	1 005,84	2 822,08	54,90
Flush	27,55	334,36	28,99	13,08	97,48	3,41
Trommelfilter	141,71	1 499,37	35,60	92,78	400,05	8,42
Totalt utslipp i g	1 249,77	4 846,88	130,48	1 111,70	3 319,61	66,73
Utslipp g/kg fisk produsert	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	40,96	114,22	2,50	38,13	106,97	2,08
Flush	1,04	12,67	1,10	0,50	3,70	0,13
Trommelfilter	5,37	56,83	1,35	3,52	15,16	0,32
Totalt utslipp	47,37	183,72	4,95	42,14	125,83	2,53
Årlig produksjon av utslipp (kg)	TN	COD	TP	TN	COD	TP
Overløpsvann	43,82	122,20	2,67	40,79	114,45	2,23
Flush	1,12	13,56	1,18	0,53	3,95	0,14
Trommelfilter	5,75	60,81	1,44	3,76	16,22	0,34
Totalt utslipp	50,69	196,57	5,29	45,09	134,63	2,71

## Rotary Drumfilter - Simple - Efficient

The operation of the drumfilter is based on the principle of swimming and floating solids that stick on the rotating drum while the liquid flows through the slots of the wedge wire drum. By the rotating-drum the solids are carried out of the liquid and removed by a scraper mechanism. The scraper is pressed to the drum by an adjustable springmechanism. The scraper is made of brass or a wearing resistant plastic. The drum is driven by a motorreductor at a low number of revolutions. The whole construction is made of SS304



PRINCIPLE OF OPERATION



The spraymechanism (4-6 bar) at the inside of the drum prevents blocking of the slots from the backside caused by the scraper pressing the solids in the slots

Application for swimming and floating solids

### WASTEWATER/PROCESSWATER

- \* Meat and vegetable processing industry
- \* (Petro) Chemical industry
- \* Plastic handling industry
- \* Sewage treatment
- \* Wash-installations
- \* Animal waste and petfood industry
- \* Paper- en textile industry
- \* Sugarindustry

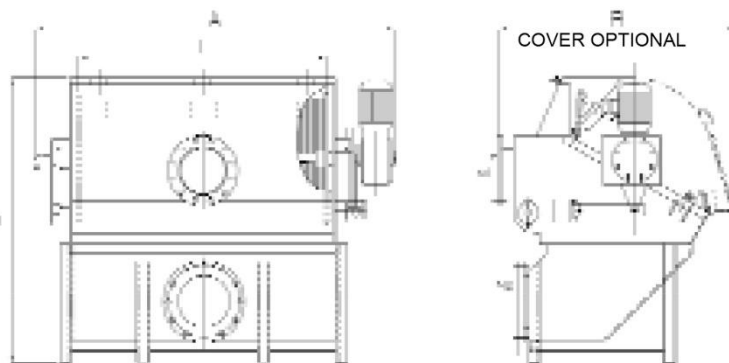




Type	RDF300	RDF600	RDF900	RDF1200	RDF1500	RDF 1800/B	RDF3000
Diameter Cylinder mm	630	630	630	630	630	630/916	916
Length Cylinder mm	300	600	900	1200	1500	1800/1800	3000
Motor kW	0,37	0,55	0,55	0,75	0,75	0,75/1,1	1,5
Weight empty (kg)	230	295	364	430	500	568/70	1360
Weight full (kg)	335	485	640	780	935	1090/1480	2540
A ( mm)	835	1130	1435	1765	2070	2370/2275	3505
B (mm)	1170	1170	1170	1170	1170	1170/1560	1560
H (mm)	1370	1370	1370	1385	1385	1385/1905	1905
Inlet (PN10)	DN100	DN150	DN200	DN250	DN300	DN300/350	DN300 (2x)
Outlet (PN10)	DN150	DN200	DN250	DN300	DN350	DN350/400	DN600
Slotsize in mm	Capacity m <sup>3</sup> /hour						
0,25 mm	26	52	78	103	128	156/195	318
0,50 mm	45	92	135	184	230	270/347	579
0,75 mm	61	123	189	246	307	336/477	759
1,00 mm	74	153	230	307	383	444/606	1011
1,25 mm	82	173	258	340	432	492/711	1186
1,50 mm	92	190	278	370	485	552/817	1362
2,00 mm	104	208	298	390	522	624/939	1566
2,50 mm	113	213	339	405	565	378/1062	1771
4,00 mm	113	213	339	405	565	678/1062	1771

ABOVE DATA ARE BASED ON LIQUIDS WITH A SUSPENDED SOLIDS CONTENT OF MAX. 200 MG/L; HIGHER DIRT-LOADS REDUCE THE FLOWRATE

ON REQUEST WE SUPPLY : COVER WITH WINDOW, LEVEL INDICATOR, OVERFLOW, HIGH TEMPERATURE DESIGN



V & T Filtergroup  
 Einsteinstraat 8  
 3281 NJ Numansdorp  
 The Netherlands  
 Tel : 0186 574151\*  
 Fax : 0186 573722  
 E-mail : info@v-filtergroup.com  
<http://www.v-filtergroup.com>

## Vedlegg K. Vannstrømmen til RDF300: Rådata og beregninger

Vannstrømmen (Q) ble funnet ved målinger av utløpet til filteret, med tilbakespyling av filtertrommelen. Dysene på tilbakespylingen ble i tillegg målt separat. En tidtaker målte tiden for å fylle én tiltersbøtte. Ved tolv gjentak ble høyeste og laveste verdi strøket, og snittet av de resterende ti lagt til grunn for Q. Q ble målt hver dag under forsøksperioden i tillegg til en fjerde gang som en kontroll og sikkerhet. Foruten slammet og vannet i utkastet, vil alt vannet som kommer inn i systemet gå ut via utløpet. Ved å summere utkastet (som måler i underkant av 0,5 liter på ti minutter) og utløpet (innløpet pluss dysen) finnes totale Q inn i filteret.

Tid på å fylle en tiltersbøtte regnet om til L/min

Gjentak	04.11.2014	05.11.2014	06.11.2014	Kontroll
1	59,29	59,06	69,77	<del>71,94</del>
2	60,00	61,22	68,34	64,79
3	58,71	61,35	69,36	70,26
4	63,36	63,56	72,29	68,57
5	<del>64,66</del>	63,16	66,67	65,08
6	59,06	61,54	67,87	66,67
7	<del>58,71</del>	61,54	67,04	<del>63,36</del>
8	62,96	<del>58,20</del>	70,84	68,81
9	63,97	<del>64,52</del>	67,87	64,45
10	62,11	60,36	<del>73,62</del>	67,11
11	62,50	59,06	<del>65,79</del>	67,11
12	62,96	60,00	71,60	66,89
Snitt	61,49	61,08	69,16	66,97
STD	2,00	1,52	1,93	1,87
Snitt over fire dager (L/min)			64,68	
STD over fire dager			3,94	

Q med 95 % konfidensintervall	
Min	63,42
Mean	64,68
Max	65,94

Q utkast over en periode på én time  
regnet om til L/min

04.11.2014	05.11.2014	06.11.2014
0,051	0,032	0,039
Snitt over tre dager (L/min)		0,0407
STD over tre dager		0,0095

## Vedlegg L. Rådata og statistikk RDF300

Mengde slam inn og ut av RDF300, målt ved filtrering og tørking av blandeprøve gjennom filterposer.

### Filterposer

Dato	Tom og tørrvekt (g)	Tørrvekt med slam (g)	Tørrslam (g)
04.11.2014 Inn	122,40	145,70	23,30
04.11.2014 Ut	122,70	140,50	17,80
05.11.2014 Inn	120,10	130,00	9,90
05.11.2014 Ut	119,80	126,80	7,00
06.11.2014 Inn	119,20	128,70	9,50
06.11.2014 Ut	119,10	127,00	7,90

Dato	Partikler tatt opp i RDF300 (g)
04.11.2014	5,50
05.11.2014	2,90
06.11.2014	1,60

Dato	Andel partikler fjernet
04.11.2014	23,61 %
05.11.2014	29,29 %
06.11.2014	16,84 %

Mengde slam og TS i utkastet, målt ved oppsamling og tørking i aluminiumsbakk.

Utkastet	04.11.2014	05.11.2014	06.11.2014
Vannstrøm (L/min)	61,49	61,09	69,17
Vannstrøm STD	2,00	1,52	1,93
Aluminiumsbakk 1 tomvekt (g)	24,50	23,70	23,20
Aluminiumsbakk 2 tomvekt (g)	24,00	23,70	23,80
Aluminiumsbakk 1 våtvekt med prøve (g)	1 661,50	796,70	1 148,60
Aluminiumsbakk 2 våtvekt med prøve (g)	1 446,00	1 180,90	1 229,10
Aluminiumsbakk 1 tørrvekt med slam (g)	67,90	38,50	47,20
Aluminiumsbakk 2 tørrvekt med slam (g)	60,20	36,50	45,90
Fordampet vann (g)	2 979,40	1 902,60	2 284,60
TS (g)	79,60	27,60	46,10
TS (%)	2,60 %	1,43 %	1,98 %

### Summen av aluminiumsbakk 1 og 2

Aluminiumsbakk tomvekt (g)	48,50	47,40	47,00
Aluminiumsbakk våtvekt med prøve (g)	3107,50	1977,60	2377,70
Aluminiumsbakk tørrvekt med slam (g)	128,10	75,00	93,10

	04.11.2014	05.11.2014	06.11.2014
Vannstrøm (L/min)	61,49	61,09	69,17
TS (g)	79,60	27,60	46,10
Tid (min)	60,00	60,00	60,00
TS (g/time)	79,60	27,60	46,10
TS (g/L)	0,02	0,01	0,01



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
67 23 00 00  
[www.nmbu.no](http://www.nmbu.no)