



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2019 30 stp**  
Miljø og naturressurser

## **Evaluering av en kompakt enhet for primær og sekundær rensing av gråvann**

Evaluation of a compact unit for primary and  
secondary treatment of greywater

**Simon Rummelhoff**  
Vann- og miljøteknikk



# FORORD

Denne masteroppgaven er skrevet ved fakultetet for miljø- og naturressurser ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) vår 2019, og markerer avslutningen på et femårig studie innen Vann- og miljøteknikk.

Hovedveileder for oppgaven har vært Professor Petter D. Jenssen (NMBU). Professor Arve Heistad (NMBU) har vært biveileder.

Anlegget som er testet i oppgaven er dimensjonert, finansiert og bygget av Ecomotive AS vår 2019, og jeg ønsker å takke for at jeg fikk lov til å ta del i en svært lærerik produktutviklings- og testfase.

Jeg ønsker å rette en stor takk til Petter D. Jenssen, Daniel Todt (Ecomotive AS) og Arve Heistad for god veiledning og oppfølging.

Videre vil jeg takke Melesse Eshetu og Andreas Högfeldt for hjelp med laboratorieforsøk, og Oliver Sahlmann (Ecomotive AS) som bygget testanlegget.

En takk rettes til bedriften som dumpet maling i gråvannssystemet. Dere har bidratt til å gjøre denne oppgaven langt mer utfordrende og kanskje også mer lærerik.

Til slutt vil jeg takke venner og familie for god moralsk støtte, og for at dere har vært tålmodige og forståelsesfulle mot, en til tider irritabel og overarbeidet masterskribent.

Norges miljø- og biovitenskapelige Universitet

Ås, 15. mai 2019

---

Simon Rummelhoff

# SAMMENDRAG

Vann er en forutsetning for alt liv på jorden. Det er også en begrenset ressurs. Teknologi som muliggjør redusert vannforbruk, samt løsninger for gjenbruk av vann, er derfor et svært aktuelt tema.

Dersom avløpsvannet fra et hus separeres til svartvann og gråvann åpner det for at over 90 % av avløpsvannet kan gjenbrukes. Ettersom forskning viser at gjenbruk av gråvann hovedsakelig vil skje i urbane områder med høy befolkningstetthet, vil det særlig være et behov for kompakte renseløsninger her.

Dykkede biofiltre (BAF) har vist seg å være en energieffektiv og rimelig løsning som tar lite plass. I denne avhandlingen testes et biofilter med gråvann. Dette for å undersøke potensialet i teknologien, og om mulig bruke denne til utvikling av en kompakt rensenhet for gråvann

I forsøket ble det benyttet fortynnet svartvann fra «Kaja», et leilighetskompleks for studenter på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Reaktoren som ble driftet med en oppadrettet strømning, hadde et indre diametermål på 0.24 m, med en fyllingsgrad på 74 %, og en filterdybde på 0.9 m. Som filtermateriale ble det benyttet flytende biofilmbærere.

Det fortynnede svartvannet hadde COD, BOD<sub>5</sub> og SS konsentrasjon mellom 313–665, 115–343 og 142.4-273 mg/L, noe som var representativt for et gråvann når det kom til innholdet av organisk stoff og partikler. I løpet av fire ukers testperiode viste reaktoren i snitt 82.7-93.6 % SS-reduksjon, 83.3-88.7 % reduksjon av BOD<sub>5</sub>, og 76.9-81.9 % reduksjon av COD ved hydrauliske belastninger mellom 100-300 L/d. Biofilteret viste god utnyttelse av tilført luft og fremstår som energieffektiv.

Totalt sett fremstår teknologien som lovende for gråvannrensing. Ettersom testingen ble gjort med fortynnet svartvann bør reaktoren imidlertid testes videre med ekte gråvann, for å avdekke teknologiens virkelige potensial.

## ABSTRACT

Water is a vital element of life. It is also becoming a perilously scarce resource. Technology facilitating reduced water consumption, and solutions permitting the re-utilisation of wastewater is therefore becoming extremely relevant.

If the wastewater from a household is separated into greywater and blackwater, recycling is facilitated and more than 90% of the total could be recycled. As greywater is to be recycled in densely populated areas compact greywater treatment systems are needed.

Biological aerated filters (BAF) has lately showed promising results as a low-cost technology offering small footprint and low energy consumption. In this thesis a BAF is tested with greywater, to reveal its potential as an element in a compact greywater treatment system.

In the experiment diluted blackwater from “Kaja”, a student dormitory at Norwegian University of Life Sciences (NMBU), were used. The reactor measured 0.24 m in diameter, with a filter dept of 0.9 m. Floating biofilm carriers were used as filtermedia, and it was operated in an upflow mode.

The diluted blackwater had COD, BOD<sub>5</sub> and TSS concentrations between 313–665, 115–343 and 142.4-273 mg/L respectively. Hence, representing a greywater by its organic matter and particle content. During 4 weeks of testing the reactor showed average 82.7-93.6% removal of TSS, 83.3-88.7 % removal of BOD<sub>5</sub>, and 76.9 -81.9 % removal of COD on loading rates between 100-300 L/d. The BAF used the supplied air effectively and showed great potential of energy efficiency.

Overall the reactor tested in this study showed promising results. However, as the experiments was conducted with diluted blackwater, testing with real greywater should be continued to give better uderstanding of the posseibilities and limitations of using BAFs in a compact system when treating greywater.

# Innholdsfortegnelse

---

<b>Forord</b> .....	<b>I</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>II</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>III</b>
<b>Liste over Figurer</b> .....	<b>VI</b>
<b>Liste over tabeller</b> .....	<b>VII</b>
<b>Forkortelser</b> .....	<b>VIII</b>
<b>1. Innledning</b> .....	<b>1</b>
1.1. Bakgrunn .....	1
1.2. Problemstilling og mål .....	2
<b>2. Teori</b> .....	<b>2</b>
2.1. Generelt om gråvann .....	2
2.2. Utslippskrav og grenseverdier for gjenbruk .....	3
2.3. Forbehandling, primær- og sekundær rensing .....	5
2.4. Sedimentering .....	5
2.5. Biologisk rensing .....	6
2.6. Filtrering .....	8
2.7. Dykket biofilter .....	9
2.8. Liknende renseteknologi .....	10
<b>3. Material og metode</b> .....	<b>10</b>
3.1. Gråvannet benyttet i forsøket .....	10
3.2. Forsøk, oppsett og drift .....	12
3.3. Analysemetoder .....	16
3.4. Prøvetaking .....	18
<b>4. Resultater og diskusjon</b> .....	<b>18</b>
4.1. Karakterisering av avløpsvannet .....	18
4.2. Organisk stoff .....	20
4.3. SS og turbiditet .....	26
4.4. Filterbrudd .....	31
4.5. O <sub>2</sub> tilførsel og forbruk .....	32
4.6. Nitrifikasjon .....	34
4.7. Temperatur og pH .....	35
4.8. Vaskesyklus .....	36
4.9. Slamvolum og karakteristikkk .....	39

4.10.	Mikrobiologisk forurensing.....	41
4.11.	Energiforbruk og arealeffektivitet.....	42
4.12.	Anvendelse og oppskalering .....	43
4.13.	Oppsummering .....	44
<b>5.</b>	<b>Konklusjon og videre arbeid .....</b>	<b>46</b>
<b>6.</b>	<b>Vedlegg .....</b>	<b>47</b>
<b>7.</b>	<b>Litteratur.....</b>	<b>50</b>

## LISTE OVER FIGURER

<b>Figur 2.1:</b> Sedimentasjon under filteret.....	6
<b>Figur 3.1:</b> Flytskjema for testanlegget.....	12
<b>Figur 3.2:</b> BWT S <sup>TM</sup> (Biowater Technology, 2011).....	13
<b>Figur 3.3:</b> Biofilteret påvirket av maling.....	13
<b>Figur 3.4:</b> Gråvann med innhold av maling.....	13
<b>Figur 4.1:</b> Inn og utløpskonsentrasjoner for COD(F).....	22
<b>Figur 4.2:</b> Inn- og utløpskonsentrasjoner for COD(F) .....	22
<b>Figur 4.3:</b> Utløpskonsentrasjon for COD(T) .....	25
<b>Figur 4.5:</b> Inn- og utløpskonsentrasjon for SS .....	27
<b>Figur 4.4:</b> Inn- og utløpskonsentrasjon for SS .....	27
<b>Figur 4.6:</b> Reduksjon og utløpskonsentrasjoner ved ulike filterhastigheter .....	28
<b>Figur 4.7:</b> Utløpsverdier for turbiditet ved ulike belastninger.....	30
<b>Figur 4.8:</b> Forhold mellom SS og turbiditet i avløpsblandingen benyttet i dette studiet.....	30
<b>Figur 4.9:</b> Sammenlikning av utløpskonsentrasjoner for SS og COD(T) .....	31
<b>Figur 4.10:</b> Oksygenkonsentrasjonen i reaktoren gitt ved spesifikk lufttilførsel .....	33
<b>Figur 4.11:</b> Oksygenkonsentrasjonen i reaktoren gitt ved spesifikk oksygentilførsel .....	34
<b>Figur 4.12:</b> Turbiditet i utløpet etter ulike vaskeprogram. ....	38
<b>Figur 4.13:</b> SS konsentrasjon i utløpet etter ulike vaskeprogram.....	38
<b>Figur 4.14:</b> Slamnivået i sedimentasjonstanken under en 53 minutter lang vaskesyklus. ....	39
<b>Figur 6.1:</b> Rådata, forhold i reaktoren.....	47
<b>Figur 6.2:</b> Rådata, innløp.....	48
<b>Figur 6.3:</b> Rådata, utløp.....	49



## LISTE OVER TABELLER

<b>Tabell 2.1:</b> Gråvannskarakteristikk i ulike deler av verden.....	3
<b>Tabell 2.2:</b> Grenseverdier for utslipp av gråvann i Lier Kommune. ....	4
<b>Tabell 2.3:</b> Veiledende grenseverdier ved gjenbruk av gråvann. ....	4
<b>Tabell 2.4:</b> Grenseverdier og krav til reduksjon ved primær og sekundær rensing. ....	5
<b>Tabell 2.5:</b> Oversikt over ulike dykkede biofiltre med oppadrettet strømning. ....	10
<b>Tabell 3.1:</b> Biomedie BWT S™ .....	12
<b>Tabell 3.2:</b> Dimensjoner og mål for biofilteret.....	13
<b>Tabell 3.3:</b> Dimensjoner og mål for sedimentasjonstanken.....	13
<b>Tabell 3.4:</b> Komponenter i testanlegget.....	14
<b>Tabell 3.5:</b> Forhold i filteret gitt ved ulike hydrauliske belastninger .....	14
<b>Tabell 3.6:</b> Analytiske metoder .....	16
<b>Tabell 4.1:</b> Karakterisering av avløpsvannet benyttet i dette studiet.....	18
<b>Tabell 4.2:</b> Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for filtrert COD.....	20
<b>Tabell 4.3:</b> Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for BOD <sub>5</sub> .....	23
<b>Tabell 4.4:</b> Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for COD(T) .....	25
<b>Tabell 4.5:</b> Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for SS .....	28
<b>Tabell 4.6:</b> Reduksjon, ut- og innløpsverdier for turbiditet.....	29
<b>Tabell 4.7:</b> Antall dager med filtergang før utslippsgrense for sekundærrensing overskrides	32
<b>Tabell 4.8:</b> Tilførsel av luft i reaktoren [L/min]. ....	33
<b>Tabell 4.9:</b> Oksygenkonsentrasjon i reaktoren [mg O <sub>2</sub> /L].....	33
<b>Tabell 4.10:</b> Nitrifikasjon gitt ved ulike belastninger.....	34
<b>Tabell 4.11:</b> Temperatur [°C] i reaktoren .....	35
<b>Tabell 4.12:</b> pH blanding 5 % .....	36
<b>Tabell 4.13:</b> pH blanding 10 %.....	36
<b>Tabell 4.14:</b> Utløpskonsentrasjoner for SS og turbiditet etter ulike vaskeprogrammer. ....	37
<b>Tabell 4.15:</b> Massebalanse for ulike vaskeprogrammer. ....	40
<b>Tabell 4.16:</b> Antall TKB og E. coli inn og ut av reaktoren .....	41
<b>Tabell 4.17:</b> Sammenlikning av reaktorens størrelse med andre biofiltre .....	43

# FORKORTELSER

<b>Akronym</b>	<b>Forklaring</b>
COD(T)	Totalt COD
COD(F)	Filtrert COD
300L/s (S)	«Sterk blanding», 10% svartvann resten ferskvann
TKB	Totalt koliforme bakterier
SS	Suspendert stoff
Pe	Person
BAF	Dykket biofilter

# 1. INNLEDNING

## 1.1. BAKGRUNN

Som følge av klimaendringer, befolkningsvekst og urbanisering har rent vann blitt et knapphetsgode og er en begrenset ressurs i store deler av verden (Li et al., 2009a). I 2010 rapporterte f. eks. Corcoran med flere (2010), at over halvparten av verdens befolkning er påvirket av aspekter relatert til vannmangel. Det er anslått at 68 % av verdens befolkning bor i urbane områder innen 2050 (FN, 2018).

Med dette som bakgrunn, forskes det på urbant landbruk med fokus på økt ressursutnyttelse og matsikkerhet i det EU finansierte prosjektet SiEUGreen. Prosjektet er internasjonalt og har testinstallasjoner i Danmark, Tyrkia, Kina og i Fredrikstad. I sistnevnte showcase, omgjøres gamle Fredrikstad sykehus til et stort leilighetskompleks utstyrt med moderne og miljøvennlig teknologi.

Leilighetene skal blant annet få installert et kildeseparasjonssystem. Det vil si et avløpssystem som går ut på å separere husholdningsavløpet i to fraksjoner, gråvann (kjøkken, bad, vaskerom) og svartvann fra toalettet. I forskningsprosjektet skal det demonstreres i stor skala og i et urbant område hvordan et kildeseparasjonssystem muliggjør effektiv gjenbruk av næringsstoffer, energi og vann fra avløpet. Ifølge forskningslederen for prosjektet vil det være mulig å redusere beboernes vannforbruk med 90 % (Løwe & Glosli, 2018) ved blant annet å innføre kildeseparasjon, vakuumpoletter og gjenbruk av rensset gråvann. Som mulige gjenbruksalternativer for rensset gråvann er det tidligere blitt foreslått blant annet vanning, vasking av bil, brannvann, toalettspyling og til å fylle opp grunnvannsreservoarene (Eriksson et al., 2002).

En forutsetning for at gjenbruk av gråvann kan utføres i urbane områder er imidlertid at renseteknologien er kompakt og fremdeles energieffektiv. At anlegget kan håndtere store volumstrømmer, og at teknologien trenger lite vedlikehold (Larsen et al., 2013).

Dykkede biofiltre (BAF) er beskrevet som en kompakt renseteknologi fordi biofiltre kombinerer partikkelfjerning og reduksjon av løst organisk materiale i samme reaktor. Videre har BAF vist seg å være egnet til å håndtere tynt avløpsvann. Biofilteret utnytter tilført luft på en effektiv måte (energieffektiv) og er lette å kombinere med andre enhetsprosesser (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999; Tchobanoglous et al., 2014).

Utfordringene skissert innledningsvis har skapt en økt interesse for en kompakt renseløsning av gråvann. Forskningsprosjektet SiEUGreen er et av flere eksempler som uttrykker et behov, økt interesse og et marked for slik teknologi.

Med dette som utgangspunkt bygget innovasjonsselskapet Ecomotive AS, i januar 2019 et testanlegg som første trinn i utviklingen av et nytt produkt rettet mot urbane områder.

## 1.2. PROBLEMSTILLING OG MÅL

Målet for denne avhandlingen er å teste et dykket biofilter og vurdere teknologiens potensial for videre utvikling av én kompakt enhet for forbehandling, primær- og sekundærrensing av gråvann.

Som et første trinn i utviklingen av et endelig produkt rettes det i denne oppgaven fokus mot filterets evne til å håndtere partikler og fjerne organisk materiale. I tillegg til å vurdere biofilterets rensekapasitet vurderes testanleggets areal- og energiforbruk og om det foreligger muligheter for oppskalering av teknologien.

For å kartlegge biofilterets potensiale og mulighet for videreutvikling vil det i avhandlingen stilles følgende spørsmål:

1. Er det forskjell i reduksjon av organisk løst stoff og partikler ved ulike belastninger?
2. Hvor lenge kan filteret kjøres før gjennombrudd?
  - a. Er det løst eller partikulært organisk stoff som først fører til filtergjennombrudd?
3. Hvor lang tid tar stabilisering av filteret etter vask?
4. Er det mulig å kombinere forbehandling, primær- og sekundærrensing av gråvann i en og samme enhet?

Ved å se på både vaskesyklus, filterbrudd, og filterets generelle renssegenskaper bidrar denne avhandlingen til å gi en bred og helhetlig forståelse av testanlegget. Denne tilnærmingen er valgt fordi den vil gi et godt grunnlag for videre utvikling av en kompakt rensenhet.

## 2. TEORI

### 2.1. GENERELT OM GRÅVANN

Gråvann er definert som avløpsvann fra kjøkken, bad og vaskerom. Gråvann inneholder ikke avløpsvann fra toalett (WHO, 2006). I noen sammenhenger blir gråvann videre inndelt i lyst og mørkt gråvann. Hovedforskjellen er at lyst gråvann ikke mottar spillvann fra kjøkkenet (Friedler et al., 2013) og inneholder derfor ikke matrester, olje, fett og oppvaskmidler (Ghaitidak & Yadav, 2013).

Gråvann utgjør om lag 75 % av en husstands totale avløp (Eriksson et al., 2002), men i tilfeller der det benyttes vakuuntoaletter kan gråvann utgjøre mer enn 90 % av det totale volumet (Hernández Leal et al., 2011). Mengde avløp og gråvann generert per person varierer etter livsstil, levestandard, alder, kjønn og vaner (Li et al., 2009b). I 2013 ble det rapportert om et spenn på 35-117 L/pe/d (Ghaitidak & Yadav, 2013).

I 2013 ble et gjennomsnitt fra 11 land beregnet til å være 148 L/pe/d avløpsvann, derav 108 L/pe/d gråvann (Friedler et al., 2013). I norske studentboliger med kildeseparert avløpssystem har det blitt målt 123 L gråvann, av totalt 131 L avløpsvann per person per døgn. (Todt et al., 2015).

Gråvann fra en husstand følger stort sett et klassisk strømningsmønster for avløpsvann. Det vil si en signifikant topp på morgenen mellom 06.00 -10.00 etterfulgt av en mindre topp på kvelden 19.00 – 23.00. (Friedler et al., 2013).

Gråvannets sammensetning og karakteristikk varierer stort på tvers av landegrensene og bestemmes i stor grad av livsstil, sosiale og kulturelle forhold (Friedler et al., 2013). Som man kan se av

**Tabell 2.1**, er det stor variasjon i rapporterte verdier. Særlig er den store variasjonen i organisk belastning ansett som en utfordring ved design av renseanlegg. Et anlegg som håndterer BOD<sub>5</sub> på 900 mg/L, er ikke nødvendigvis egnet for en belastning på 50 mg/L (Jefferson & Jeffrey, 2013).

**Tabell 2.1:** Gråvannskaraktetistikk i ulike deler av verden.

	<b>BOD<sub>5</sub></b> <b>[mg O<sub>2</sub>/L]</b>	<b>COD(T)</b> <b>[mg O<sub>2</sub>/L]</b>	<b>SS</b> <b>[mg/L]</b>	<b>Nitrogen</b> <b>[mg N/L]</b>	<b>Fosfor</b> <b>[mg P/L]</b>
I verden <sup>1</sup>	23-942	55-2000	11-2180	6.44-75 <sup>2</sup>	0.012 -51.58
Europa <sup>1</sup>	205-449	350-783	228 <sup>2</sup>	6.7-22	0.4 -8.2
Norge <sup>3</sup>	140-160	250-300	66-89	16 - 19	1.3 -1.6
Dette studiet <sup>4</sup>	76-343	239-665	110.3-285.4	75-150	8.75-17.5

*Merknad: <sup>1</sup>(Meinzinger & Oldenburg, 2009), <sup>2</sup>(Ansett som tynt dokumentert av kilden), <sup>3</sup>(Todt et al., 2015), <sup>4</sup>(Ikke snittverdier men maks og min.)*

Til tross for at avløpsvannet fra toalett holdes separert fra gråvannet, inneholder det fremdeles patogene mikroorganismer som kan være sykdomsfremkallende. Et litteraturstudie fra 2009 rapporterte om antall FKB i størrelsesorden 10 - 150 x 10<sup>6</sup> pr.100 mL, og TKB mellom 8.03 – 56 x 10<sup>7</sup> pr 100 ml. (Li et al., 2009b). I andre studier har det blitt rapportert om 15.8 – 631 x 10<sup>6</sup> TKB pr. 100 mL (Ottoson & Stenström, 2003).

Farmasøytiske restprodukter følger hovedsakelig med urin og avføring og er av den grunn lite tilstedeværende i gråvann. Derimot er det observert rester etter personlig pleieprodukter som såpe, solkrem, sjampo, parfyme, konserveringsmidler, vaskemidler, fargemidler og rensemidler i gråvann. Ifølge (Eriksson et al., 2002) ble det gjenkjent 900 ulike stoffer fra kjemiske produkter i husholdningen i gråvann.

Det er forsket lite på innholdet av tungmetaller (Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Pb, Hg, Zn, Ni, Cr) i gråvann, men en undersøkelse gjort i 2002 viste at innholdet i gråvann er i samme størrelsesorden som i et ordinært avløpsvann (Eriksson et al., 2002).

## 2.2. UTSLIPPSKRAV OG GRENSEVERDIER FOR GJENBRUK

Krav til rensing og håndtering av avløpsvann fra hytter eller avløpsanlegg med færre en 50 PE er styrt av «Forurensningsforskriften» kapittel 12. Bruksinteressen for resipienten og dens følsomhet er bestemmende for aktuelle grenseverdier.

Ved utslipp til gode sjøresipienter eller infiltrasjon i stedlige masser tillates direkte utslipp av gråvann. Typisk gode sjøresipienter er å finne langs kysten fra Lindesnes og nordover. (Ødegaard, 2014).

Ved utslipp til vann og vassdrag vurderes hver enkelt sak, og det er kommunene som er forurensningsmyndighet og vurderer i forhold til den aktuelle resipient. Som regel krever kommunene at det blir benyttet aksepterte renseløsninger med dokumentasjon på at anerkjent dimensjonering og utforming er benyttet (Ødegaard, 2014). En del kommuner har begynt å sette samme utslippskrav til gråvannrensaneanlegg som for minirensaneanlegg for sanitært avløpsvann. Et eksempel på det er Lier kommune.

**Tabell 2.2:** Grenseverdier for utslipp av gråvann i Lier Kommune. (Lier Kommune, 2010)

	<b>Utløpskonsentrasjon</b>
Tot-P [mg/L]	1.0
BOD <sub>5</sub> [mg/L]	25
TKB/E. coli	1000 stk./100mL (Kravet frafalles der restutslipp ledes til grunn)

Gjenbruk av gråvann er lite omtalt i norsk lovverk, og det eksisterer få offentlige retningslinjer. I et globalt perspektiv finnes det ikke en samlet standard for anbefalt vannkvalitet, og det opereres med ulike standarder og retningslinjer rundt om i verden.

I 2006 ga verdens helseorganisasjon (WHO) ut retningslinjer for gjenbruk av gråvann. Ved regulert vanning av jordbruksarealer skal ikke antall parasittegg overstige 1 pr. 1000 mL, og 10<sup>5</sup> E. coli pr 100 mL. For uregulert vanning, er det samme grenseverdi for parasittegg, mens 10<sup>3</sup> E. coli pr. 100 mL (WHO, 2006).

I en IWA-publisering fra 2009, er det utarbeidet en veileder basert på en rekke tidligere studier. Verdiene kan ses i **Tabell 2.3**, og grenseverdiene er satt etter ulike bruksformål (Li et al., 2009b)

**Tabell 2.3:** Veiledende grenseverdier ved gjenbruk av gråvann. (Li et al., 2009b)

	Rekreasjonsområde, vann og vassdrag		Gjenbruk i urbant område	
	<b>Åpent</b>	<b>Avgrenset</b>	<b>Åpent</b>	<b>Avgrenset</b>
BOD <sub>5</sub> [mg/L]	10	30	10	30
Tot-P [mg/L]	0.05	0.05	-	-
Tot-N [mg/L]	1	1	-	-
Turbiditet [NTU]	2	-	2	-
pH	6-9	6-9	6-9	6-9
FKB/100ml	10	10	10	10
TKB/100 ml	100	100	100	100
SS [mg/L]	-	30	-	30

I **Tabell 2.3** er «åpent» ment som rekreasjonsområder som dammer og innsjøer hvor det er tenkelig at man kan bade. Med «avgrenset» siktes det til eksempel vanning av golfbaner, lukkede parkanlegg og områder lite besøkt av offentligheten (Li et al., 2009b).

Med «Åpent» gjenbruk i urbant område, vises det til eksempler som toalettspyling, gjenbruk i vaskerom, prosessvann, aircondition, gatevann, brannvann, og vanning av frukt og grønt. Med «avgrenset» siktes det til vanning av parkanlegg, og punktvanning av ikke-spiselige planter, eventuelt grønnsaker som varmebehandles før bruk (Li et al., 2009b)

I løpet av de siste årene har det i flere land blitt oppfordret til å gjenbruke gråvann. I Australia er det eksempelvis etablert anvisninger og veiledere, samt blitt opprettet intensivordninger ved installasjon av ulike gråvannsystemer. Tilsvarende tilfeller er også registrert i USA, Japan, Jordan, Kypros og Israel. (Fountoulakis et al., 2016).

### 2.3. FORBEHANDLING, PRIMÆR- OG SEKUNDÆR RENSING

Forbehandling er et prosessstrinn, som kun har til hensikt å fjerne komponenter som kan føre til driftsproblemer i etterfølgende behandlingstrinn. Typisk er rister, siler og sand- og fettfang (Ødegaard, 2014).

Primærrensing og sekundærrensing er i Norge begreper som er knyttet til gitte krav til utslipp (Ødegaard, 2014). Rensekravene er definert i forurensningsforskriften og kan finnes i **Tabell 2.4** hentet fra (Lovdata, 2005), gjengitt uten særtilfeller eller unntak.

**Tabell 2.4:** Grenseverdier og krav til reduksjon ved primær og sekundærrensing. (Lovdata, 2005)

	Maksimal utløpskonsentrasjon			Minste reduksjon		
	<b>BOD<sub>5</sub></b> [mg/L]	<b>COD</b> [mg/L]	<b>SS</b> [mg/L]	<b>BOD<sub>5</sub></b> [%]	<b>COD</b> [%]	<b>SS [%]</b>
Primærrensing	40		60	20		50
Sekundærrensing	25	125	60 <sup>1</sup>	70	75	50 <sup>1</sup>

*Merknad: <sup>1</sup>(Med antagelse om at primærkravet er oppfylt ved sekundærrensing)*

### 2.4. SEDIMENTERING

«Stokes lov» gir det teoretiske grunnlaget for å forstå fysikken bak sedimentering.

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu} \quad (1)$$

Hvor:  $v_s$  er partikkelens synkehastighet,  $\mu$  er absolutt viskositet,  $\rho_p$  er partikkelens tetthet,  $\rho_w$  er vannets tetthet, og  $d_p$  er partikkelens diameter. Det er videre forutsatt små perfekte sfæriske partikler og lavt reynoldstall, samt at de er «diskrete», som vil si at de ikke forandrer form, tetthet eller størrelse under sedimenteringsforholdet (Ødegaard, 2014).

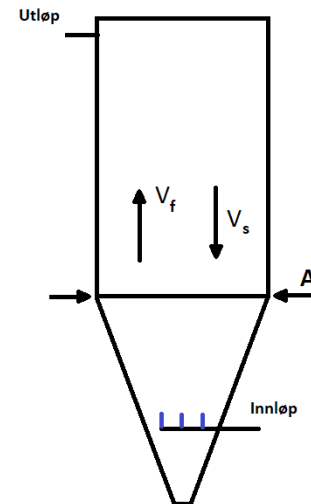
$$v_f = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

Amerikaneren Hazen viste i 1904 (Hendricks, 2006) at forholdet mellom bassengets overflateareal  $A$  og en gitt volumstrøm  $Q$ , kalt «overflatebelastning» ( $v_f$ ), og partikkelens synkehastighet gitt av likning (1), bestemmer om partikkelen sedimenterer i bassenget. Det vil si at en får sedimentasjon dersom  $v_s \geq v_f$ , og at dybden på bassenget i prinsippet ikke har noen betydning for sedimentasjonsresultatet.

Hazens overflatebelastningsteori tar utgangspunkt i en rekke forenklinger og forutsetninger, men er allikevel den viktigste dimensjoneringsparameter for sedimentasjonsbasseng (Ødegaard, 2014).

I et sirkulært oppstrøms sedimenteringsbasseng vil en kunne beregne aktuelle forhold med likning 1, 2 og figur 2.1.

Et sedimentasjonsbasseng med sidevegger utformet som en trakt, se figur 2.1, gjør det mulig å konsentrere og fortykke bunnefalte partikler og dermed gjøre det lettere å fjerne fra bassenget med minimalt vannforbruk. Helning på sideveggene vil videre kunne gi selvrensende effekt ved at partikulært materiale sklir ned til bunnen. (Johnson & Chen, 2006)



**Figur 2.1:** Sedimentasjon under filteret.

## 2.5. BIOLOGISK RENSING

I et biologisk rensetrinn benyttes mikroorganismer primært bakterier til å «spise» løste og partikulære stoffer som en ønsker å fjerne fra avløpsvannet. Det organiske stoffet omgjøres til enkle forbindelser som eksempel  $\text{CO}_2$  og til vekst av nye mikroorganismer. Vekstoverskuddet av bakterier (bioslam) kan så tas ut og fraskilles vannet. I biologiske renseprosesser kan man også fjerne ammonium gjennom nitrifikasjon og denitrifikasjon, og i spesielle tilfeller fosfor.

Man skiller hovedsakelig mellom aerobe og anaerobe biologiske prosesser. Sistnevnte benyttes som regel for svært konsentrert avløp og vil ikke bli videre omtalt. Aerobe prosesser kan man grovt dele opp i anlegg med suspendert bakteriekultur (aktivslamanlegg) og anlegg med fastsittende bakteriekultur (biofilmanlegg). Hovedforskjellen mellom disse er at man ikke trenger å returnere biomasse tilbake i reaktoren i et biofilmanlegg, fordi biomassen sitter på en vekstflate og ikke skylles ut.

Biofilmanlegg kan utformes på mange forskjellige måter. Blant de mest kjente renseprosessene er biorotor, rislefilter, dykkede biofiltre basert på granulært eller fast bæremateriale og MBBR.

Samtlige bruker en form for vokseflate der bakterier kan feste seg på overflaten og danne et belegg/clustere (biofilm). Organisk stoff, ammonium, oksygen, næringsstoffer og sporstoffer i avløpsvannet strømmer over biofilmen, noe diffunderer inn i biofilmen og dette gir grunnlag for mikrobiell omsetning og vekst av nye mikroorganismer. Overskuddet avskalles gjennom vaskesyklus og tas ut som bioslam.



Ettersom reaksjonsproduktene som diffunderer inn i biofilmen også må diffundere ut til vannfasen igjen, har biofilmens tykkelse en avgjørende rolle i forhold til hvor langt omsetningen kan forløpe. Generelt er det ønskelig med en tynn biofilm (Ødegaard, 2014).

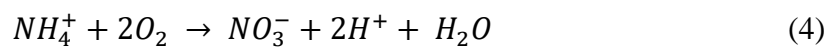
Den mikrobielle omsetningen er videre avhengig av å ha tilstrekkelig med næringstoffer og sporstoffer tilstede. F. eks. vil mangel på fosfor og nitrogen i gråvann kunne være en begrensende faktor for optimal biologisk rensing (Jefferson & Jeffrey, 2013)

Ved dimensjonering av biofilmprosesser tar man utgangspunkt i at mengde biomasse er tilnærmet proporsjonal med effektiv vokseflate (Ødegaard, 2014).

$$\text{Organisk flatebelastning} = \frac{Q_d \times C_0}{A_{eff}} \frac{\left(\frac{m^3}{d} \times \frac{g \text{ BOD}_5}{m^3}\right)}{m^2} \text{ (g BOD/m}^2\text{d)} \quad (3)$$

Hvor:  $Q_d$  er dimensjonerende vannføring,  $C_0$  er konsentrasjonen på avløpsvannet, og  $A_{eff}$  er totalt effektiv vekstflate for biofilm i reaktoren.

Nitrifikasjon er en biologisk prosess som konverterer ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) til nitritt og nitrat. Nitrifikasjonsprosessen skjer av en meget begrenset gruppe autotrofe mikroorganismer med lav veksthastighet som krever lav organisk belastning for å opptre (Ødegaard, 2014). Som vi kan se av likning 4, som er en forenklet reaksjon, forbraker prosessen alkalitet og fører til et fall i pH i renseprosessen.



Videre er det mulig å se at nitrifikasjon av ammonium forbraker oksygen. En prosess man vil unngå f. eks. i oksygensvake resipienter. Ved høy pH, vil ammonium også kunne foreligge som ammoniakk noe som er giftig for fisk.

### 2.5.1. BIOLOGISK RENSING AV GRÅVANN

Generelt er gråvannsrensing dominert av biologiske renseprosesser på grunn av deres evne til å takle variasjoner i organisk belastning (både volumstrøm og konsentrasjon), samt at gråvann har et høyt innhold av personlig pleieprodukter som er organiske. Videre holder et biologisk rensetrinn et lavt utslipp av organisk stoff, som er fordelaktig før et desinfeksjonstrinn som UV og klor (Jefferson & Jeffrey, 2013).

Faktisk er biologisk gråvannsrensing for tiden ansett som den mest vellykkede delen i et desentralisert og kildeseparert avløpssystem (Jefferson & Jeffrey, 2013).

Man skiller mellom intensive og ekstensive renseløsninger. Eksempler på førstnevnte er biorotor, anlegg med satsvis drift (SBR), dykkede biofiltre og membran bioreaktor (MBR) med UF/MF-membran. Felles for de «intensive» er at de er kompakte og har intensiverte biologiske prosesser ved høy tilbakeholdelse av biomasse (høy slamalder), eller har høy tilførsel av oksygen.

I motsetning til kompakte løsninger finnes ekstensive prosesser, som operer mer passivt ved at de ikke benytter aktiv lufting eller miksing. Eksempler på dette er konstruerte våtmarker og

biodammer. Noen av fordelene med disse er blant annet at de er ansett som bærekraftige og naturlige prosesser (Jefferson & Jeffrey, 2013), og kan klare svært høye utslippskrav og tertiærrensing ifølge VA/miljøblad nr. 49.

## 2.6. FILTRERING

Ved dybdefiltrering avsettes partikler i filteret. Filteret vil på et tidspunkt bli mettet, og en vil få en markant forverring av utløpskvaliteten, et gjennombrudd. Filteret må så vaskes. Det benyttes ulike typer filtermateriale etter formål, og av betydning er blant annet filterets korngradering, tetthet og porevolum. (Tchobanoglous et al., 2014)

Et filter fungerer prinsipielt ved at man først fører små partikler i kontakt med overflaten på filtermaterialet, for deretter å utnytte ulike tilbakeholdingsmekanismer. I avløpsrensing er det først og fremst siling som sperringsmekaniske som hindrer partikler i å følge vannstrømmen videre. (Tchobanoglous et al., 2014). Sedimentasjon i filteret og partikkelkollisjon som følge av treghet, fastklebing og diffusjon er andre bidragsytende mekanismer. I det en partikkel har kommet i kontakt med overflaten på filtermediet sørger kjemisk og fysisk adsorpsjon for at partikkelen holdes fast.

Bioflokkulering kan også oppstå i filteret. Dette skjer dersom man har en aktiv biomasse med bakteriefnokker som adsorberer dødt organisk materiale. Fnokkene tilbakeholdes så av overnevnte mekanismer.

Det som er særlig interessant i denne avhandlingen er effekten av biologisk vekst i filteret, noe som vil redusere porevolumet og kan styrke overnevnte tilbakeholdingsmekanismer. (Tchobanoglous et al., 2014)

$$v_f = \frac{Q}{A_f} \quad (5)$$

Filtersengens utforming har stor betydning for filterets renssegenskaper. En sentral dimensjoneringsparameter er filterhastigheten  $v_f$  [m/h] i likning 5, som er styrt av filterets tverrsnittareal  $A_f$  [m<sup>2</sup>] og volumstrøm  $Q$  [m<sup>3</sup>/h]. F. eks. vil en for høy hastighet hindre sedimentasjon, og kraftige strømminger vil kunne rive med seg partikler i vannstrømmen og redusere tilbakeholdelse.

Filterdybden vil påvirke vannets gjennomsnittlige oppholdstid i filteret, og totalt filtervolum vil styre tilgjengelig vekstflate til eksempel biofilm og hvor mye filteret har kapasitet til å «holde på» før det må spyles. Valg av strømningsretning, oppstrøms eller nedstrøms, og innløps og utløps arrangementer for å oppnå god fordeling og unngå kortslutning i filteret spiller også en viktig rolle for dets funksjonalitet.

Filteret må spyles og vaskes når det er mettet. For et minimalt energi- og vannforbruk er det viktig med en effektiv spyle- og vaskeløsning. Under vask økes vannstrømmen slik at filteret ekspanderer, filtermedia gnisses mot hverandre og avsatt partikulært materiale i filteret frigjøres

til vannstrømmen. Ved bruk av luft under spyling vil en gjerne kunne redusere forbruk av vaskevann (Tchobanoglous et al., 2014).

## 2.7. DYKKET BIOFILTER

Dykket biofilter (BAF, Biological aerated filter) er en biofilmprosess som kombinerer partikkelfjerning, nedbrytning av organisk materiale, og nitrifikasjon (fjerning av ammonium) i samme enhet. Biofiltre er kompakte og lett å kombinere med andre enheter og er derfor egnet ved oppgradering av anlegg hvor plassmangel er et tema (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999).

Prinsippet om å kombinere biologisk rensing og filtrering i samme reaktor er gammel, men renseløsningen som man kjenner den i dag, ble utviklet sent på 70-tallet. I dag fås den i utallige varianter med ulike oppsett.

Hovedsakelig skiller det mellom flytende eller synkende filtermateriale og oppstrøms eller nedstrøms strømningsretning.

Strømningsbildet i et dykket biofilter har blitt beskrevet som totalomblandet altså at konsentrasjonen er lik i hele reaktoren til enhver tid, men også som stempelstrøm som vil si at konsentrasjonene synker gjennom reaktoren. (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999).

Dykkede biofiltre har vist seg å kunne håndtere høy hydraulisk belastning, med rapportert filterhastigheter mellom 1- 10 [m/t] (Stensel et al., 1988), og en teoretisk oppholdstid på mellom 0.5 – 1.5 time. (Tchobanoglous et al., 2014). Undersøkelser gjort med bæremedier benyttet i MBBR prosesser, viser en nedgang i SS-reduksjon, men ikke lineært med økt filterhastighet (Liao & Ødegaard, 2002).

Ulike filtermaterialer benyttet i biofiltre kan inndeles i flytende og synkende samt granulært og syntetisk materiale. Felles for dem er at det er ønskelig å ha et stort overflateareal i filteret slik at reaktoren kan holde en høy biomassekonsentrasjon i systemet.

Mindre filtermedium fører til bedre filtrering og partikkelseparasjon og gir et større overflateareal til biofilm, men vil også føre til oftere behov for tilbakespyling og økte driftskostnader. Valg av størrelse blir derfor en overveining mellom lav utslippskonsentrasjon og høyt energiforbruk. (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999).

Typisk filterbybde er rapportert til 2-4 meter (Stensel et al., 1988). I 1997 ble det vist at ved bruk av bæremedie som filter, økte reduksjonsevnene med økt filterdybde (Mann & Stephenson, 1997).

Det er rapportert at vasking av et fullskala dykket biofilter, kan utgjøre opp til 15-20 % av det totale daglige energiforbruket (Rogalla et al., 1990). Vider kan vaskevannet utgjøre mellom 12-35 % av totalt rensed avløpsvann ved sekundærrensing. (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999). Mengde vann forbrukt til vaskecyklusen kan imidlertid reduseres dersom det benyttes trykkluft i vaskeprosessen (Tchobanoglous et al., 2014).

Dykkede biofiltre har vist evne til å håndtere høy organisk belastning. Noe av forklaringen ligger i at biomassen holdes igjen i reaktoren og følgelig gir en høy slamalder (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999).

Det er imidlertid vært reist spørsmål om hydrolyse og biologisk nedbrytning av oppsamlet organiske partikler i filteret kan hindre nedbrytning av løst organisk stoff (Rusten, 1984).

Dykkede biofiltre evner trolig å håndtere tynt avløpsvann på en god måte, men vil da mest sannsynlig være hydraulisk begrenset. (Tchobanoglous et al., 2014)

Biofiltre er kjent for å effektivt utnytte tilført luft. Noe av forklaringen ligger i at filteret sørger for at luftboblene får lang oppholdstid i filteret og at boblene blir distribuert godt i hele reaktoren. I et biofilter er det også rapportert om at luftboblene river av overflødig biofilm, og holder den tynn og effektiv (Rusten, 1984).

## 2.8. LIKNENDE RENSETEKNOLOGI

I denne oppgaven testes et dykket biofilter for rensing av «gråvann». Liknende teknologi er listet opp i **Tabell 2.5**. Som vi ser er det benyttet ulike typer filtermaterialer med forskjellige egenskaper og anvendelsesområder. Biostyr systemet er eksempelvis særlig utviklet for anlegg med nitrifikasjon/denitrifikasjon (Ødegaard, 2014), mens CFIC™ har vist god utnyttelse av luft og fremstår energieffektiv (Rusten et al., 2010). Det finnes lite forskning og litteratur på bruk av dykkede biofiltre for gråvannsrensing.

**Tabell 2.5:** Oversikt over ulike dykkede biofiltre med oppadrettet strømning.

Prosessnavn	Spesifikk tetthet	Filtermateriale	Spesifikt filterareal [m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	Overflatebelastning [m/t]
CFIC <sup>4</sup>	0.95	Biofilmbærere	500 - 828	≥0.5
Biofor <sup>3</sup>	1.6	Ekspandert leire	500 - 2000	4-10
Biostyr <sup>1</sup>	0.04 <sup>1</sup>	Polystyrenkuler	>1000	4-6 <sup>2</sup>

Merknad: <sup>1</sup>(Sperling, 2007), <sup>2</sup>(Tchobanoglous et al., 2014), <sup>3</sup>(Ødegaard, 2014), <sup>4</sup>(Biowater Technology, 2011)

## 3. MATERIAL OG METODE

### 3.1. GRÅVANNET BENYTTET I FORSØKET

I starten av forsøksperioden ble det benyttet gråvann fra «Kaja», et leilighetskompleks på 24 boenheter, med 48 fastboende studenter (Todt et al., 2015). Gråvannet føres til vanlig på selvføll til en slamavskiller. Fra slamavskillerens innløp pumpes gråvann til en 1500-liters lagringstank stående i laboratoriet. Tanken er utstyrt med en sakte omrører (30 rpm.) slik at gråvannet fremstår minst mulig forbehandlet. Gråvannets oppholdstid i overføringsledningene og lagringstanken er beregnet til å være mellom 36 – 48 timer (Todt et al., 2015). Fra lagringstanken ble gråvannet pumpet inn i testanlegget ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Bredel SPX10).

Fredag 08.03.19 etter at anlegget hadde blitt driftet i 18 dager, ble det oppdaget at reaktoren mottok unormalt «hvitt» gråvann fra Kaja.

Etter nærmere undersøkelse kom jeg frem til at ca. halvparten av leilighetene gjennomgikk oppussing og at et eksternt malefirma var engasjert i prosessen. Hvitfargen skyldtes trolig tømning av maling og whitespirit i vasken.

Det ble opprettet sak, og av særlig betydning for denne avhandlingen ble det besluttet at hele ledningsnettets med slamavskiller måtte rengjøres før videre drift av gråvannsystemet.

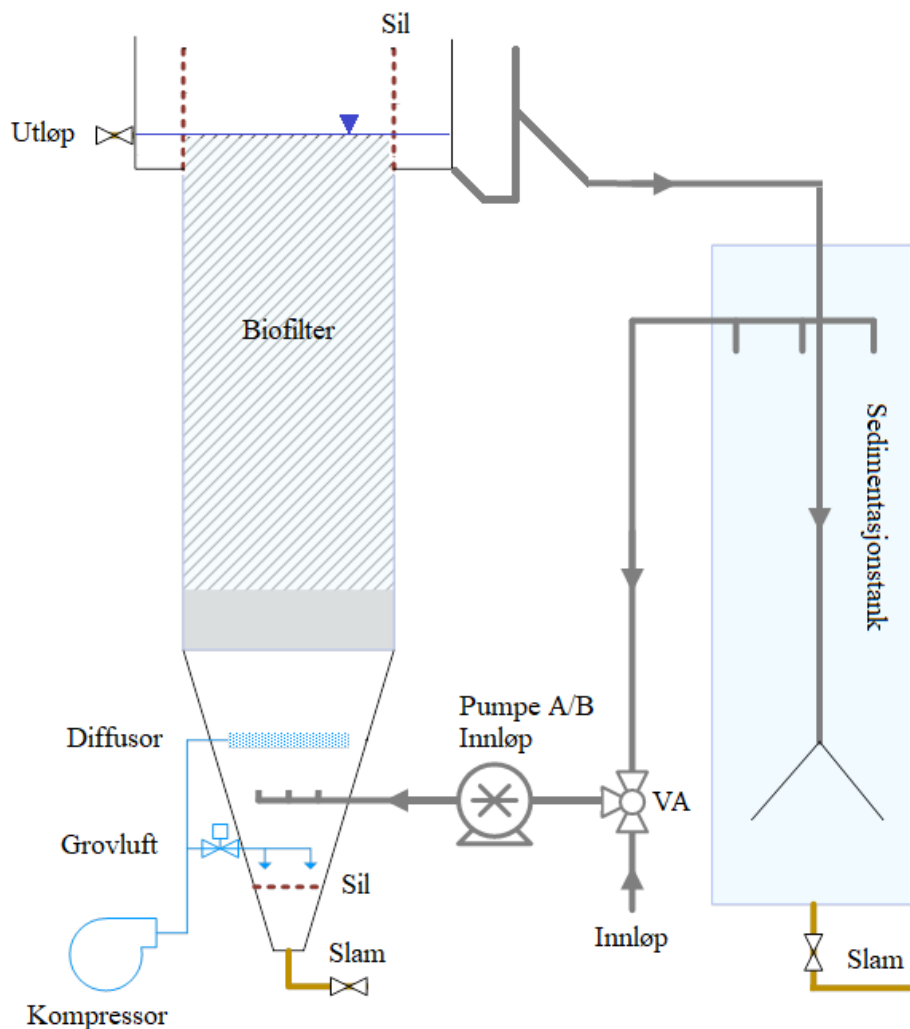
Som en provisorisk nødløsning ble det besluttet å konstruere et kunstig gråvann for at testingen av anlegget kunne fortsette. Det kunstige gråvannet ble laget ved å blande 950 liter springvann med 50 liter svartvann, oppbevart i 1500-literstanken beskrevet tidligere i dette avsnittet.

Karakterisering og sammenlikning av det kunstige gråvannet med «ordinært» gråvann er å finne i avsnitt 4.1. Kort forklart ble avløpsblandingen ansett som god nok til å teste anleggets evne til å tilbakeholde løst og partikulært organisk stoff.

## 3.2. FORSØK, OPPSETT OG DRIFT

### 3.2.1. BESKRIVELSE AV OPPSETTET

Testanlegget ble installert og driftet på vannlaboratoriet til fakultetet for realfag og teknologi på NMBU i perioden 19. februar til 08. april 2019. Renseanlegget består av et oppstrøms dykket biofilter (BAF), og en sedimentasjonstank, se **Figur 3.1**. Som filtermateriale er det benyttet et flytende biomedie (BWT S™) fra Biowater AS som har en beskyttet vekstflate på  $650 \text{ m}^2/\text{m}^3$  (Biowater Technology, 2011). Reaktoren har en fyllingsgrad på 74 %, og en filterdybde på 0.9m. Filterkolonnen er rund og gjennomsiktig med en indrediameter på 0.24 m.



**Figur 3.1:** Flytskjema for testanlegget

**Tabell 3.1:** Biomedie BWT S™

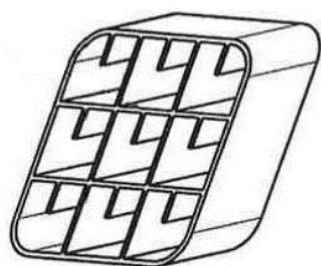
Spesifikk vekt [kg/L]	0.95
Beskyttet biofilm overflateareal [ $\text{m}^2/\text{m}^3$ ]	650
Materiale	Polyethylene, high density
Vekten av BWT S™ [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]	122

**Tabell 3.2:** Dimensjoner og mål for biofilteret

Filterdybde [m]	0.9
Fyllingsgrad [%]	74
Reaktorvolum [L]	54
Totalt beskyttet vekstflate [m <sup>2</sup> ]	26
Filterareal [m <sup>2</sup> ]	0.044
Helningsvinkel sedimentasjonskammer [°]	74
Filtervolum [L]	40
Totalt væskevolum [L]	50.6

**Tabell 3.3:** Dimensjoner og mål for sedimentasjonstanken

Volum sedimenteringstank [L]	97
Tverrsnittsareal [m <sup>2</sup> ]	0.065
Høyde [m]	1.5

**Figur 3.2:** BWT S™ (Biowater Technology, 2011).**Figur 3.3:** Biofilteret påvirket av maling.**Figur 3.4:** Gråvann med innhold av maling, rød kork.

Biofilteret luftes ved hjelp av to perforerte slanger («svette-slanger») tilkoblet en kompressor og volumstrømregulator. Luftesystemet kan anses som et middels finluftsystem med diffusorhull på rundt 1-5mm (Ødegaard, 2014).

Gråvannet tilføres ved horisontal utstrømning ca. 10 cm under luftearrangementet. Under filtersengen er reaktoren utformet som en trakt med 74° helning på veggene, slik at sedimentert slam og partikler lettere kan fjernes fra reaktoren.

Det filtrerte gråvannet renner av på toppen av filteret i et overløpsarrangement utformet med en vertikal 360° sil som har til hensikt å forstyrre strømningsbildet minst mulig.

Filteret vaskes ved hjelp av trykkluft og klart avløpsvann fra sedimentasjonstanken. Trykkluften ekspanderer filtersengen og skaper turbiditet og omrøring. Dette gjør at «død» biomasse «avskalles» og partikler avsatt i filteret blir frigjort i vannstrømmen. Økt hydraulisk belastning fører slam og partikler ut av reaktoren og inn i sedimentasjonstanken. Sedimentasjonstanken benyttes ikke til forbehandling av gråvannet, men som en komponent i forbindelse med vask av filteret.

**Tabell 3.4:** Komponenter i testanlegget

Del	Komponent	Type, beskrivelse
A	Kompressor <sup>1</sup>	6 liters trykktank, 1.5 kW, 220 L/min, maks trykk 8 bar
B	Tilførselspumpe	Bredel SPX10, frekvensstyrt
	Pumpe, vask	Albin ALP, frekvensstyrt
	Luftstrømmåler	SMC PFM725S-N01-E Digital Flow Switch

Merknad: <sup>1</sup>(Forsynte flere testinstallasjoner)

### 3.2.2. DRIFT

Etter at det ble oppdaget maling i gråvannet ble det gjennomført en lang og grundig vask av biofilteret, slik at ikke antibakterielle kjemikalier e.l. skulle påvirke videre testing. Filteret ble innledningsvis belastet med 50 L/d, for å raskt danne biofilm.

Deretter ble biofilteret testet med ulike hydrauliske og organiske belastninger. Henholdsvis 100, 200 og 300 L/d samt 2 filtersykluser med en hydraulisk belastning på 300 L/d med en mer konsentrert avløpsblanding.

I

**Tabell 3.5** foreligger det en estimert overflatebelastning og teoretisk oppholdstid ved ulike hydrauliske belastninger. De ulike belastningene ble valgt med bakgrunn i testresultater av CFIC i en tidlig testfase, hvor filterhastighet på 0.5 m/t og SS konsentrasjon på 85 mg/L, ga relativt høy utløpsverdi. Avløpsblandingen benyttet i dette studiet hadde høyere SS konsentrasjon og det var ønskelig med lav utløpskonsentrasjon, og filterhastigheten for denne reaktoren ble derfor holdt noe lavere. For hver volumstrøm ble det gjort fortløpende vurdering på hvordan biofilteret fungerte og om den aktuelle belastningen ble ansett som tilstrekkelig dokumentert. Vurderingen ble hovedsakelig basert på filterets reduksjon av SS, turbiditet og COD(F). Etter hver belastning ble det gjennomført en vaskesyklus.

**Tabell 3.5:** Forhold i filteret gitt ved ulike hydrauliske belastninger

Hydraulisk belastning [L/d]	50	100	200	300	300 (s)	300 (s)
Filterhastighet [m/t]	0.05	0.09	0.19	0.28	0.28	0.28
Organisk flatebelastning [g COD(f) /m <sup>2</sup> d] <sup>1</sup>	-	0.26	0.46	0.49	1.6	0.84
Teoretisk oppholdstid [t]	24.3	12.1	6.1	4	4	4
Filtergang [dager] <sup>1</sup>	7	12	6	2.9	1.7	1.9

Merknad: <sup>1</sup>(Beregnet i ettertidd)



### 3.2.3. VEDLIKEHOLDSLUFTING

For at biofilteret skulle være aerobt ble det kontinuerlig tilført luft, videre omtalt som «vedlikeholdslufting». Gjennom hele testperioden ble det tilført i snitt 0.878 L<sub>luft</sub> /min ( $Q_{luft}$ ), som tilsvarer ca.  $m_{O_2} = 0.34$  kg O<sub>2</sub>/dag. Beregnet med likning 6 og en antagelse om at oksygeninnhold i luft er på 20.95 % (Pedersen & Dannevig, 2018) og at luft har en tetthet på 1.32 g/L ( $\rho_{luft,20^{\circ}C}$ ) beregnet med ved 20 °C og under 1 meter vannsøyle. Lufttilførselsregulatoren forble uendret gjennom hele testperioden, og små variasjoner skyldtes trolig en liten trykkvariasjon i kompressorens trykktank. Det ble videre kontrollert at oksygenkonsentrasjonen i reaktoren aldri gikk under 2-3 mg O<sub>2</sub> /L som er ansett som tilstrekkelig for liknende biologiske renseprosesser (Tchobanoglous et al., 2014).

$$m_{O_2} = Q_{luft} \times \rho_{luft,20^{\circ}C} \times 0.2095 \quad (6)$$

### 3.2.4. VASKESYKLUS

Hver filtergang ble avsluttet med vasking av filteret. Over fire vaskesykluser ble det testet med ulik tid på vaskeprogrammet. For samtlige program ble det benyttet grovlufting som ga en kraftig omrøring i filteret, og ved hjelp av pumpe B ble det forsøkt å skifte ut et volum på 100 L, som tilsvarer to ganger reaktorens væskevolum.

Ved å øke lengden på vaskeprogrammet, uten å øke utskiftningen av volum, måtte nødvendigvis volumstrømmen nedjusteres. Hele hensikten med å øke vasketiden var å få lavere overflatebelastning på sedimentasjonstanken og bedre sedimentasjonsforhold.

I Figur 3.1, ser man at spylevannet ble hentet fra toppen av sedimentasjonstanken, mens vaskevannet med slam og partikler ble tilført i bunn av sedimentasjonstanken.

### 3.3. ANALYSEMETODER

Det ble tatt prøver av avløpsblandingen før og etter renseenheten. I **Tabell 3.6** er det en oversikt over de ulike analysemetodene for hver parameter.

**Tabell 3.6:** Analytiske metoder

Parameter	Analysemetode	Navn
SS	Vakumfiltrering	Whatman GF/C™, 1.2 µm glassfiberfilter 47mm.
BOD <sub>5</sub>	Manometrisk	Oxitop® OC 100, control measuring system
COD(T)	Foto kolorimetrisk	Hach Lange LCK 514
COD(F)	Foto kolorimetrisk	Hach Lange LCK 314
Turbiditet	Optisk	Hach, 2100N IS Turbidimeter
pH	Glasselektrode	pH20 VWR
Temperatur	Temperatur sensor	HQ 30d flexi
DO	Luminescens/optisk	HQ 30d flexi
TKB/E. coli	Mikrobiologisk	IDDEX Laboratories, Colilert- 18®
Nitrat	Foto kolorimetrisk	Hach Lange LCK 339
Ammonium	Foto kolorimetrisk	Hach Lange LCK 304
Nitritt	Foto kolorimetrisk	Hach Lange LCK 342

Biokjemisk oksygenforbruk ble målt ved hjelp av OxiTop® OC 100. Mellom 164- 432ml med vannprøve ble tilsatt 7 dråper nitrifikasjonsinhibitor og NaOH-kapsler. Vannprøvene ble inkubert ved 20 °C i fem døgn med konstant omrøring. BOD<sub>5</sub> angir det oksygenforbruket som kan forventes når bakterier bryter ned organisk stoff biokjemisk i 5 døgn. Gir en ganske god gjengivelse av hva som vil skje ute i resipienten, og er rimelig lett biologisk nedbrytbart.(Ødegaard, 2014).

Et annet mål for oksygenforbruket ved nedbrytning av organisk materiale er kjemisk oksygenforbruk. Total COD ble målt på ufiltrerte prøver ved hjelp av analysesett fra Hach Lange LCK 314 og LCK514 som benytter kaliumdikromat som oksidasjonsmiddel. Totalt COD representerer både lett nedbrytbart, tungt nedbrytbart og det ikke biologisk nedbrytbare organiske stoffet (Ødegaard, 2014). Kyvettene ble kokt ved hjelp av LT200 fra Hach Lange, i 2 timer og verdier avlest med Hach Lange DR3900 spektrofotometer.

Dersom vannprøven først filtreres gjennom et 1.2 µm glassfiberfilter for deretter å måle COD som beskrevet over, gir dette filtrert COD. Dette representerer oksygenforbruket til løst organisk stoff, og representerer det hurtig- og direkte nedbrytbare. (Ødegaard, 2014)

Analyse av suspendert stoff, representerer vannprøvens innhold av organisk og uorganisk stoff og partikler. Vannprøve på 50 – 250 mL, avhengig av partikkelmengede, ble filtrert gjennom et glassfiberfilter med poreåpning 1.2 µm (Whatman GF/C™, glassfiberfilter Ø47mm), ved hjelp av en vakuumpumpe. Filteret ble veid før filtrering. Etter filtrering, ble filteret tørket i 120 minutter på 105 °C, deretter veid på nytt. SS ble så beregnet ved hjelp av likning (7). Altså vektforskjellen på filteret før og etter filtrering samt mengde filtrert vann.

$$SS = \frac{(m_{etter} - m_{før})}{V} 10^6 \left[ \frac{mg}{L} \right] \quad (7)$$

Hvor  $m_{før/etter}$  er filterets vekt før/etter filtrering i gram (g). Filtrert væskevolum  $V$  i (ml). Filtrene ble tørket minimum 45 minutter før første veining, for å fordampe eventuell fuktighet i filteret, for å minimere en potensiell feilkilde.

Temperaturen i reaktoren ble målt ved hjelp av HQ 30d flexi, med nøyaktighet på 0.1°C

Turbiditet ble målt med «2100N IS turbidimeter» fra HACH, (ISO metode 7027). Instrumentet sender lys gjennom vannprøven. Lysstrålene vil få en spredning når de treffer partikler og kolloider og instrumentet omregner lysstrålens spredning til turbiditet (NTU).

For å kontrollere at det var aerobe forhold i reaktoren ble, den oppløste oksygenkonsentrasjonen (DO) målt i reaktoren. Det ble benyttet et oksygenmeter av typen HQ 30d flexi. DO-proben ble holdt ca. 2 cm under vannspeilet ved utløpet av biofilteret.

pH i vannet ble målt ved hjelp av pH20 fra VWR. Før hver måling ble det foretatt kalibrering av pH-meteret.

Den hydrauliske belastningen på reaktoren ble målt ved hjelp av målesylinder på 100 ml, og stoppeklokke av type CASIO F-91 W. For bestemmelse av volumstrømmen ble det gjort tre målinger og tatt gjennomsnittet av målingene.

Ammonium (NH<sub>4</sub>-N), nitritt (NO<sub>2</sub>-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) ble målt ved hjelp av Hach Lange LCK 339,304 og 342. Samtlige på filtrert prøve. Enkelte av prøvene ble fortynt ved hjelp av avionisert vann.

Det ble gjennomført analyser for E. coli og koliforme bakterier med analysemetoden Colilert-18® fra IDEXX Laboratories. Det ble benyttet avionisert vann for fortykning, og prøvene ble inkubert ved 37 °C i ca 20 timer. Analyse Brettene var av typen Quanti-Tray®/2000. Etter avlesning ble antall multiplisert med fortykningsfaktoren. Målingen oppgir kun et «mest sansylik tall» MPN/100mL. Måleresultatene indikerer fekal forurensing (fersk) i vannprøven.

Totalt tørrstoff oppgir i tillegg til SS vekten av oppløst materiale. Slammet ble veid før og etter tørking på 105 °C i mer enn 20 timer.

### 3.4. PRØVETAKING

Innløpsprøvene ble hentet fra lagringstanken og utløpsprøvene tappet ved utløpsventilen på toppen av reaktoren. For samtlige prøver ble det samlet inn minimum 250 ml på rene glassflasker. Før tapping av prøvene ble den aktuelle vannprøven ristet i flasken og tømt ut igjen før videre tapping. Etter innsamling av vannprøvene ble de analysert samme dag. Samtlige prøver ble ristet lett, før aktuell analysemetode for å unngå at sedimentasjon kunne påvirke prøven.

I vedlagt datasett **Figur 6.2** og **Figur 6.1**, kan en se at SS, turbiditet, pH, temperatur, DO og volumstrøm, ble målt daglig<sup>1</sup> mellom 19. mars og 08. april.

COD(T), COD(F) og BOD<sub>5</sub> ble målt for innløpet og utløpet, ved bruk av ny avløpsblanding og i slutten av hver filtersyklus. COD(F) ble målt noe oftere.

Før hver filterspyling ble innholdet av ammonium, nitritt og nitrat målt. TS ble målt i forbindelse med hver filterspyling. Innholdet av mikroorganismer ble kun undersøkt to ganger i løpet av testperioden, henholdsvis for 300 L/d og siste syklus på 300 (s) L/d.

## 4. RESULTATER OG DISKUSJON

### 4.1. KARAKTERISERING AV AVLØPSVANNET

**Tabell 4.1:** Karakterisering av avløpsvannet benyttet i dette studiet.

	8. mars	18. mars	26. mars	31. mars	4. april
<b>Svartvann [L]</b>	50	50	50	50	120
<b>Springvann [L]</b>	950	950	950	950	1080
<b>Konsentrasjon [%]</b>	5	5	5	5	10
<b>Totalt volum [L]</b>	1000	1000	1000	1000	1200
<b>Lagret antall dager</b>	10	8	5	4	4
<b>SS [mg/L]</b>	179	166.4	144.3	142.4	273.0
<b>Turbiditet [NTU]</b>	82	98.4	81.7	82.4	192
<b>BOD<sub>5</sub> [mg/L]</b>	115	160	-	135	343
<b>COD(F) [mg/L]</b>	52.3	82.8	68.7	75.2	175.8
<b>COD(T) [mg/L]</b>	315	417	313	292	665
<b>pH</b>	8.21	8.01	8.26	8.04	8.33

Ettersom gråvannsystemet fra Kaja måtte vedlikeholdes som nevnt i avsnitt 3.1, ble anlegget testet med «kunstig gråvann» eller mer presist fortynnet svartvann. I **Tabell 4.1** ser man en oversikt over de ulike blandinger som ble laget i løpet av testperioden. Prøvene og målingene er tatt dagen etter blandinger ble laget. Tanken for oppbevaring er den samme som beskrevet i avsnitt 3.1, 1500- liter med kontinuerlig omrøring og installert i samme rom som testanlegget.

<sup>1</sup> Med unntak av lørdag 23. og 30. Mars

Innholdet av BOD<sub>5</sub> og COD(T) kan i de fire første blandinger sammenliknes med et tynt avløpsvann. Blandingen laget 4. april kan anses som et middels sterkt avløpsvann. I begge tilfeller har blandinger benyttet i dette studiet et noe høyere SS innhold (Tchobanoglous et al., 2014).

Inneholdet av BOD<sub>5</sub> og COD(T) er i samme konsentrasjonsnivå som gråvannet fra Kaja (Norge), men blandingen har et vesentlig høyere innhold av SS (Todt et al., 2015). Sammenlignet med tall fra resten av verden, befinner det kunstige gråvannet seg i det lavere sjiktet for innholdet av BOD<sub>5</sub>, COD(T) og SS. (Ghaitidak & Yadav, 2013; Henze et al., 2013; Meininger & Oldenburg, 2009).

Blandingen som ble laget 4. april inneholdt 10 % svartvann og kan representere gråvann fra en husstand med et lavt vannforbruk, eventuelt spillvann fra kjøkken med et høyt organisk innhold (Li et al., 2009b).

En blanding av springvann og svartvann vil naturligvis være annerledes enn både gråvann og et middels sterkt avløpsvann. Med utgangspunkt i rapporterte verdier for svartvannet fra Kaja (Todt et al., 2015), inneholder det i snitt, 1500 mg N/L og 175 mg P/L. En blanding med 5 % svartvann vil derfor inneholde rundt 75 mg N/L og 8.75 mg P/L.

Sammenlignet med gråvannet fra Kaja, har avløpsblandingen brukt i dette studiet et meget høy nitrogen- og fosfor- innhold (Todt et al., 2015). Fosforinnholdet er imidlertid ikke mer enn i det øvre sjikt sammenlignet med rapporterte verdier i Europa hvor vaskemidlene inneholder fosfor (Meininger & Oldenburg, 2009).

Basert på 8 målinger av mikroorganismer foretatt av Ecomotive AS mellom slutten av februar og starten av april, inneholdt svartvannet omkring  $48.8 \times 10^6$  TKB /100 mL og  $29.1 \times 10^6$  E. coli /100 mL. En 5 % blanding kunne derfor grovt inneholde  $2.44 \times 10^6$  TKB/100 mL, og  $1.45 \times 10^6$  E. coli / 100 mL.

Sammenlignes det «kunstige gråvannet» benyttet i dette studiet med ekte gråvann, finnes det visse likheter. Innholdet av TKB stemmer godt med hva som er rapportert ( $0.63 - 3.98 \times 10^6$  /100mL) for gråvannet i Kaja (Moges et al., 2017). Men sammenlignet med hva Ottosen og Stenstrøm rapporterte i (2003),  $15.8 - 639 \times 10^6$  TKB /100 ml, inneholdt kloakkblandingen i dette studiet vesentlig færre TKB.

Det kunstige gråvannet brukt i dette studiet inneholdt flere E. coli enn hva som ble rapportert av Ottosen og Stenstrøm (2003)  $0.0016 - 1 \times 10^6$  E. coli /100mL. På den andre siden inneholdt det langt færre sammenlignet med det Li et al., (2009b) rapporterte.

Det kan derfor tyde på at blandingen benyttet i dette studiet representerer, overraskende nok, ekte gråvann på en god måte når det kommer til innhold av mikroorganismer.

Hvis en antar at drikkevannet i Ås er i henhold til anbefalte verdier i veileder til drikkevannsforskriften, kan en forvente en pH mellom 7.5 – 8.5. Kalsiuminnhold på 15 -25 mg Ca/L og alkalitet på 0.6-1 mmol/L (Ødegaard, 2014). Noe som tilsvarer et lite korrosivt, bløtt vann med høy alkalitet (syrenøytraliserende egenskaper). Svartvannet benyttet i blandingen kan ha pH helt opp til 9 (Todt et al., 2015). Dette forklarer hvorfor avløpsblandingen i dette studiet har høy pH. Til sammenlikning ble det rapportert en nøytral pH for gråvannet i Kaja (Todt et al., 2015).

Gråvann endrer karakter ved lengre oppholdstid i ledningsnett og tank. Det er gjort forsøk som viser at oppbevaring av ubehandlet gråvann i 24 timer forbedrer kvaliteten ved sedimentering av organiske partikler, men at oppbevaring lengre enn 48 timer kan endre kvaliteten drastisk med tanke på aerob mikrobiologisk vekst og dannelse av inert løst COD. Det ble vist at lagring medførte at oksygenet i gråvannet ble brukt opp, og at det trolig skjer kjemisk og biologisk degradering av kjemiske komponenter i vannet. (Dixon et al., 2000). I dette studiet ble det observert et synkende innhold av organisk stoff (BOD<sub>5</sub>, COD(F), COD(T)) i avløpsvannet ved lagring over tid. Denne observasjonen reiser spørsmål om nedbrytningen kan ha økt mengde inert COD i tanken, ved lagring over tid.

## 4.2. ORGANISK STOFF

### 4.2.1. COD(F)

Som vi kan se av **Tabell 4.2** ble det målt mellom 25.9 - 48.9 % reduksjon av filtrert COD. Høyeste utløpskonsentrasjon for hver hydraulisk belastning varierte mellom 36.1 – 69.8 mg/L. Den laveste utløpskonsentrasjonen ble målt til 29.4 mg/L. Den høyeste reduksjonen ble målt til 64.5 % etter 5 dagers drift med en hydraulisk belastning på 100 L/d. Den laveste reduksjonen ble målt til -3.4 % etter 12 dagers drift med belastning på 100 L/d.

**Tabell 4.2:** Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for filtrert COD, gitt ved ulike belastninger

Volumstrøm [L/d]		100	200	300	300 (s)	300 (s)
Drift i antall dager		12	6	2.9	1.7	1.9
Prøvepar		3	4	2	2	2
<b>Reduksjon i %</b>	Snitt	25.9	28.6	26.8	48.9	37.9
	Min.	-3.4	-1.5	0.3	37.5	15.1
	Maks	64.5	48.8	31.5	60.3	60.7
<b>Utløpskonsentrasjon [mg/L]</b>	Snitt	37.4	38.3	34.3	66.6	46.5
	Min.	29.4	35.9	32.4	63.3	29.5
	Maks	43	41.7	36.1	69.8	63.4
<b>Innløpskonsentrasjon [mg/L]</b>	Snitt	57.4	57.8	41.8	138.5	74.9

Ut i fra **Figur 4.2** kan det se ut til at utløpskonsentrasjonene øker omvendt proporsjonalt med redusert tilført av COD(F). Det kan også virke som at ved økt hydraulisk belastning når man raskere et punkt hvor det er lite forskjell mellom innløpskonsentrasjonen og utløpskonsentrasjonen.

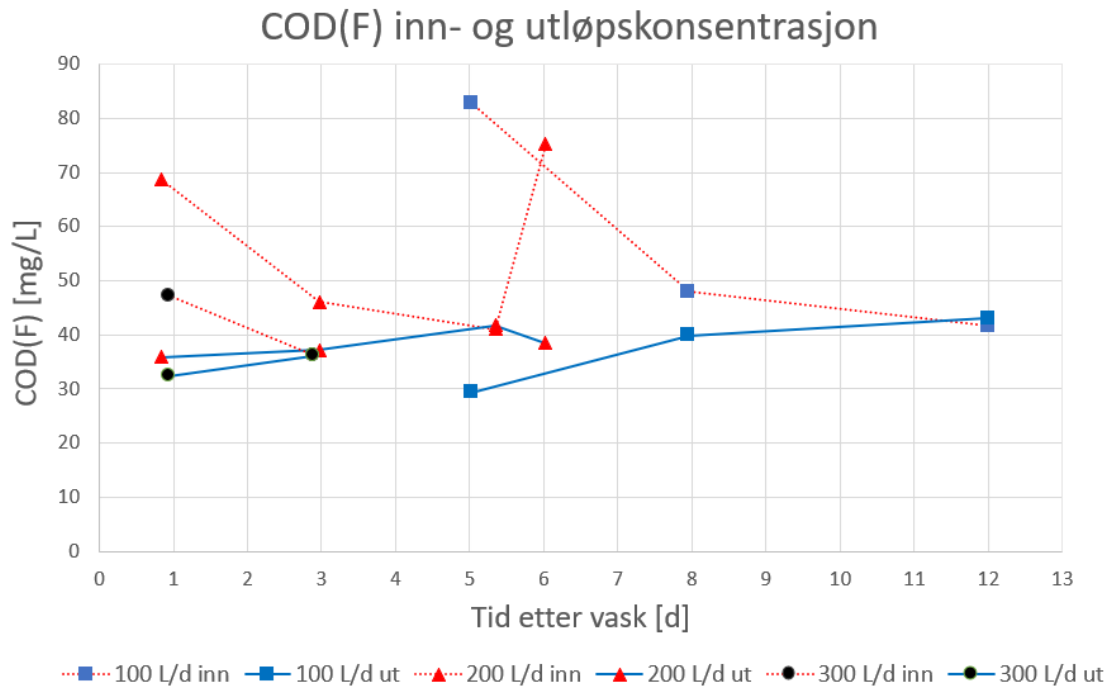
Sammenliknes **Figur 4.2** og **Figur 4.1** er det mulig å se at reaktoren får en høyere utløpskonsentrasjon ved økt organisk belastning. I **Tabell 4.2** ser man at reduksjonsevnen øker ved økt organisk belastning.

I løpet av testperioden ble det observert at innholdet av organisk materiale, herunder filtrert COD i det lagrede avløpsvannet, sank med tiden det ble oppbevart på tank. Når testanlegget ble driftet med en hydraulisk belastning på 100 og 200 L/d, ble blandingen skiftet ut i løpet av filtersyklusen. Som vi kan se i **Figur 4.2**, (rød stiplet linje og røde trekkanter), blir reaktoren

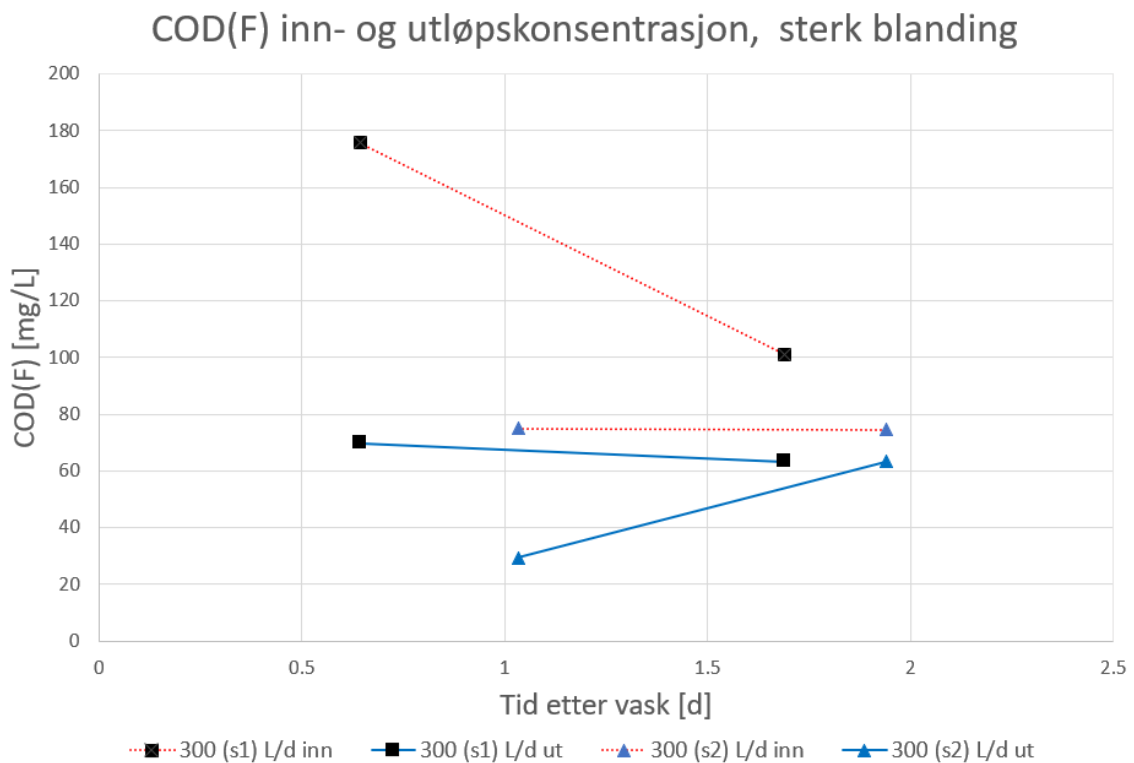
introdusert for ny blanding etter litt over 5 dagers drift, anskueliggjort ved at innløpskonsentrasjonen øker drastisk. Hendelsen fører til at utløpskonsentrasjonen overaskende går noe ned, mens prosentvis reduksjon går drastisk opp fra – 3.4 % til 47.7 %.

Av den grunn kan det virke som at oppgitt reduksjon (økt eller redusert), styres av tilgangen på og tilførsel av lett nedbrytbart materiale, og sier følgelig lite om hvordan filteret påvirkes i forhold til COD(F) over tid.

Det er altså problematisk å sammenlikne de ulike filtersyklusene med ulike hydrauliske belastninger, fordi de trolig er testet med avløpsblandinger med ulik andel inert COD. Med overnevnte observasjoner er det derfor vanskelig å utale seg om filteret begrenses av evnen til å redusere COD(F).



**Figur 4.2:** Inn- og utløpskonsentrasjoner for COD(F), gitt ved ulike hydrauliske belastninger. Blå heltrukken linje representerer utløp, mens rød stiptet innløp. Måling av drift på 100 L/d, begynte først etter 5 dager.



**Figur 4.1:** Inn og utløpskonsentrasjoner for COD(F). Ved hydraulisk belastning på 300 L/d, og sterk blanding.



#### 4.2.2. BOD<sub>5</sub>

Som vi kan se av **Tabell 4.3**, ble det målt BOD<sub>5</sub> reduksjon mellom 82.2 - 88.7 %, med et spenn i høyeste utløpsverdi for hver enkelt volumstrøm på 12.7 - 45 mg O<sub>2</sub> /L. Den laveste utløpskonsentrasjonen var på 11.2 mg/L. Den høyeste reduksjonen ble målt til 92.1 % etter 5 dager drift med en hydraulisk belastning på 100 L/d. Den laveste reduksjonen ble målt til 79.1 % med en utløpsverdi på 28.2 mg/L, etter 6 dagers drift med en belastning på 200 L/d.

**Tabell 4.3:** Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for BOD<sub>5</sub> gitt ved ulike belastninger.

Volumstrøm [L/d]		100	200	300	300 (s)	300 (s)
Drift i antall dager		12	6	2.9	1.7	1.9
Prøver		2	2	2 <sup>1</sup>	1	1
Reduksjon i %	Snitt	88.7	82.2	89.6 <sup>2</sup>	83.5	83.3
	Min.	85.3	79.1	-	-	-
	Maks	92.1	85.3	-	-	-
Utløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	12	20.3	17.6	45	28.2
	Min.	11.2	12.4	14.1	-	-
	Maks	12.7	28.2	21.1	-	-
Innløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	108.7	109.7	-	308	169

Merknad: <sup>1</sup>(To målinger for utløp), <sup>2</sup>(BOD<sub>5</sub> reduksjonen beregnet med innløpsverdi målt ca. 1 dag før.)

Målte utløpsverdier for vannføring 100, 200 og 300 L/d viser at 6 av 7 målinger har lavere verdi enn 25 mg/L, som er grenseverdien i Lier kommune ved utslipp av gråvann. Med tanke på gjenbruk av «gråvannet», viser 8 av 9 BOD<sub>5</sub> målinger lavere verdi enn 30 mg/L. Anlegget tilfredsstiller derfor nesten anbefalte grenseverdier fra IWA-rapporten i 2009 (Li et al., 2009a), for gjenbruk i skjermede rekreasjon- og urbane områder. Samtlige målinger tilfredsstiller sekundærenserekravet for BOD<sub>5</sub> fjerning (>70 %).

Når anlegget ble testet med høyere organisk belastning ble det ikke registrert noen markant endring i prosentvis reduksjon av BOD<sub>5</sub>, men en noe høyere utløpskonsentrasjon. Dette tyder på at ikke alt blir brutt ned eller holdt igjen i filteret ved høyere belastning.

På grunn av at det er tidkrevende og foreta BOD<sub>5</sub> målinger ble det ikke gjennomført mange analyser og følgelig er oppgitte reduksjonsverdier og utløpskonsentrasjoner basert på relativt få prøver. Det er imidlertid prioritert å måle utløpskonsentrasjonene i slutten av hver filtergang, med bakgrunn i en antagelse om at biofilterets renseevne svekkes etter lengre filtergang. De oppgitte målinger kan anses som konservative, og gir en pekepinn på anleggets renseevne for organisk stoff.

### 4.2.3. COD (T)

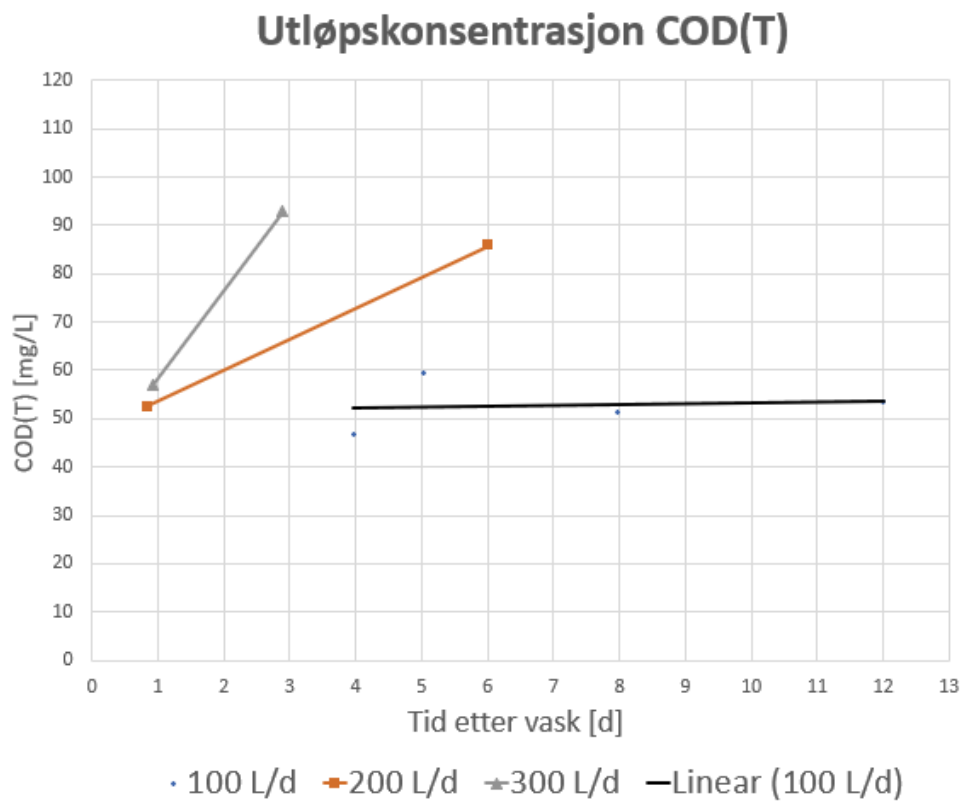
**Tabell 4.4** viser testanleggets reduksjon COD(T). Reduksjonen varierer mellom 76.9-81.9 %, med høyeste utløpsverdier mellom 59.3 – 115 mg/L. Den laveste utløpskonsentrasjonen ble målt til 51.3 mg/L. Den høyeste reduksjonen ble målt til 85.8 % ved en hydraulisk belastning på 100 L/d etter ca. 5 dagers drift. Den laveste reduksjonen, 70.6 %, ble målt etter 6 dagers drift med en belastning på 200 L/d.

Prøvene for COD(T) viste utløpsverdier lavere enn 125 mg/L, og høyere reduksjon enn 75 %, som er sekundærrensekravet. Én måling viste en reduksjon på 70.6 %, men hadde da en utløpskonsentrasjon på 85.8 mg/L.

$$COD = 1.96.15 BOD_5 + 49.4 \quad (8)$$

For et ordinært renset avløpsvann finnes det en sammenheng mellom BOD<sub>5</sub> og COD. Med utgangspunkt i likning 8 (Ødegaard, 2014) vil en BOD<sub>5</sub> verdi på 30 mg/L tilsvare 108.2 mg/L COD(T). 7 av 8 målinger for utløpskonsentrasjonen er under 108.2 mg/L og har dermed et COD(T) innhold som er i henhold til anbefalt grenseverdi fra IWA-rapporten nevnt i avsnitt 2.2. for gjenbruk av gråvann i avgrensede områder.

Som for BOD<sub>5</sub> ble det foretatt få målinger av total COD og tallene som foreligger sier mer om avløpsblandingen og utløpsverdier enn filterets reduksjonsevne. Som man kan se i **Tabell 4.4** forblir den gjennomsnittlige reduksjonsevnen tilnærmet uendret ved økt organisk belastning, mens den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen øker. I figur **Figur 4.3** sammenliknes utløpsverdiene for de ulike hydrauliske belastningene med like avløpsblandinger. Det er mulig å se at endringen i utløpskvaliteten øker raskere ved høyere hydraulisk belastning.



**Figur 4.3:** Utløpskonsentrasjon for COD(T) ved like blandinger og forskjellige hydrauliske belastninger.

**Tabell 4.4:** Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for COD(T) gitt ved ulike belastninger.

Volumstrøm [L/d]		100	200	300	300 (s)	300 (s)
Drift i antall dager		12	6	2.9	1.7	1.9
Prøvepar		3	2	1	1	1
Reduksjon i %	Snitt	81.9	76.9	78.6	78.4	76.9
	Min.	77.6	70.6	-	-	-
	Maks	85.8	83.2	-	-	-
Utløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	54.7	69.15	75.0	115	92.9
	Min.	51.3	52.5	57.1	-	-
	Maks	59.3	85.8	92.8	-	-
Innløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	315.3	302.5	267	598.5	403

## 4.3. SS OG TURBIDITET

### 4.3.1. SS

Som vi kan se i **Tabell 4.5**, ble det i løpet av testperioden observert en SS-reduksjon mellom 82.7-93.6 %, etter at filteret hadde stabilisert seg etter vask. Høyeste utløpsverdi ved ulike hydrauliske belastninger varierte mellom 20.5 – 44.2 mg/L. Den laveste utløpskonsentrasjonen ble målt til 7.93 mg/L. Den høyeste reduksjonen ble målt til 96 %, med en utløpsverdi på 10.6 mg/L, etter 1 døgn drift på 300 L/d og «sterk blanding». Den laveste ble målt til 71.7 % med en utløpskonsentrasjon på 40.3 mg/L, etter 6 dagers drift med en belastning på 200 L/d.

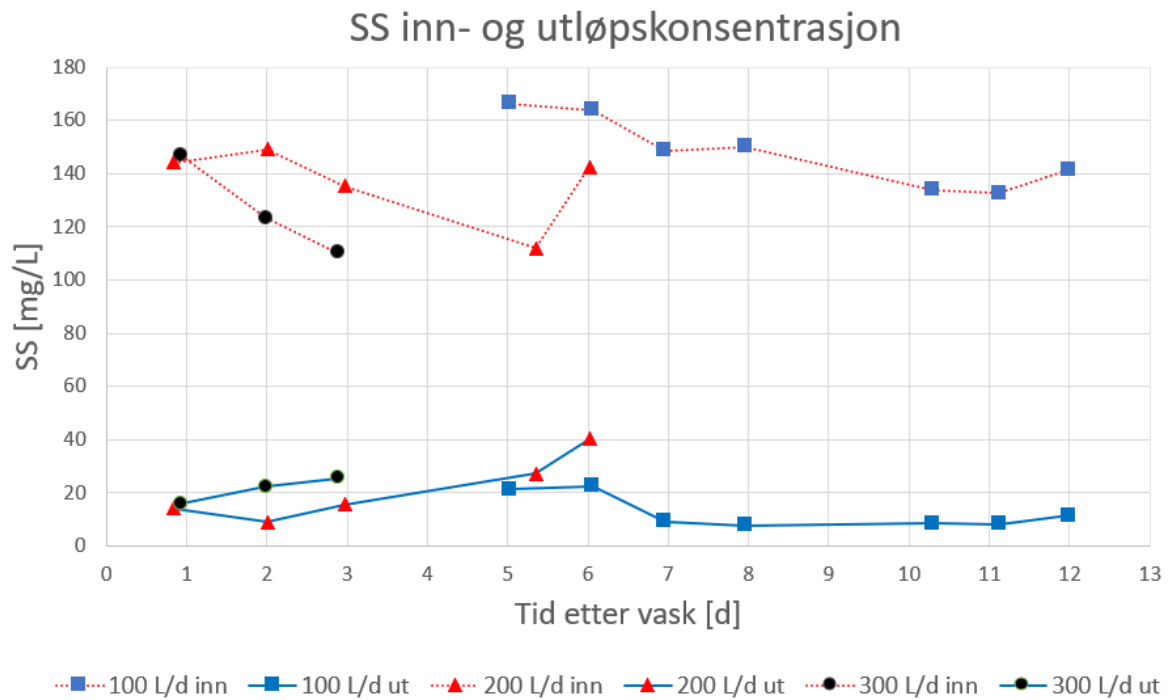
16 av 19 er under 30 mg/L som er anbefalt grenseverdi i IWA- rapporten nevnt i avsnitt 2.2, for gjenbruk av gråvann. Samtlige målinger av SS-reduksjon er høyere enn 50 %, og har lavere konsentrasjon enn 60 mg/L, som er kravet for primærensing.

I **Figur 4.5** og **Figur 4.4** ser man innløpskonsentrasjoner og filterets utløpskonsentrasjoner i et tidsperspektiv. For en hydraulisk belastning på 100 L/d forblir utløpskonsentrasjonen lav og tilnærmet uendret over 12 dager. For 200 L/d kan en se en endring i utløpskvaliteten 2 dager etter vask. For belastning på 300 L/d kan det se ut til at utløpskonsentrasjonen blir dårligere etter 1 døgn.

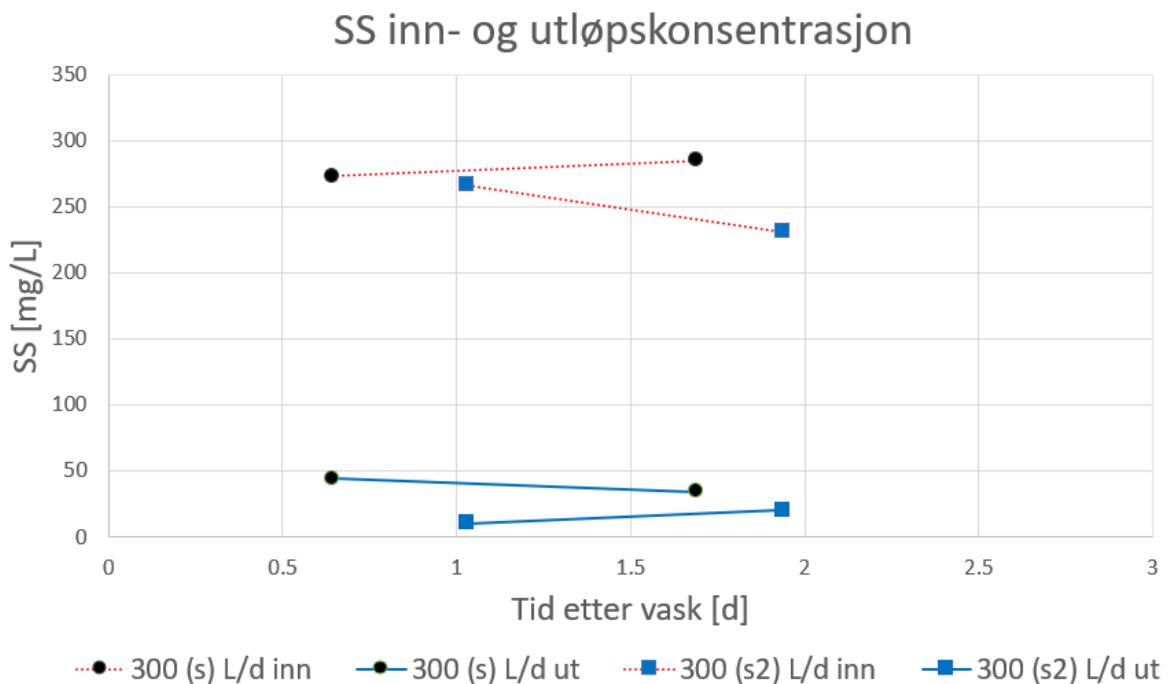
I **Figur 4.6**, kan en se at trendlinjen viser en nedgang i reduksjonsrate som følge av økt overflatebelastning. Det er også mulig å se en økning i utløpsverdiene ved økt hydraulisk belastning, noe som også kan leses i **Tabell 4.4**.

Måleresultatene er imidlertid ikke så entydig. Ved siste filtersyklus på 300 L/d (s), ble det målt en reduksjon på 96 % og en lav utløpskonsentrasjon på 10.6 mg/L.

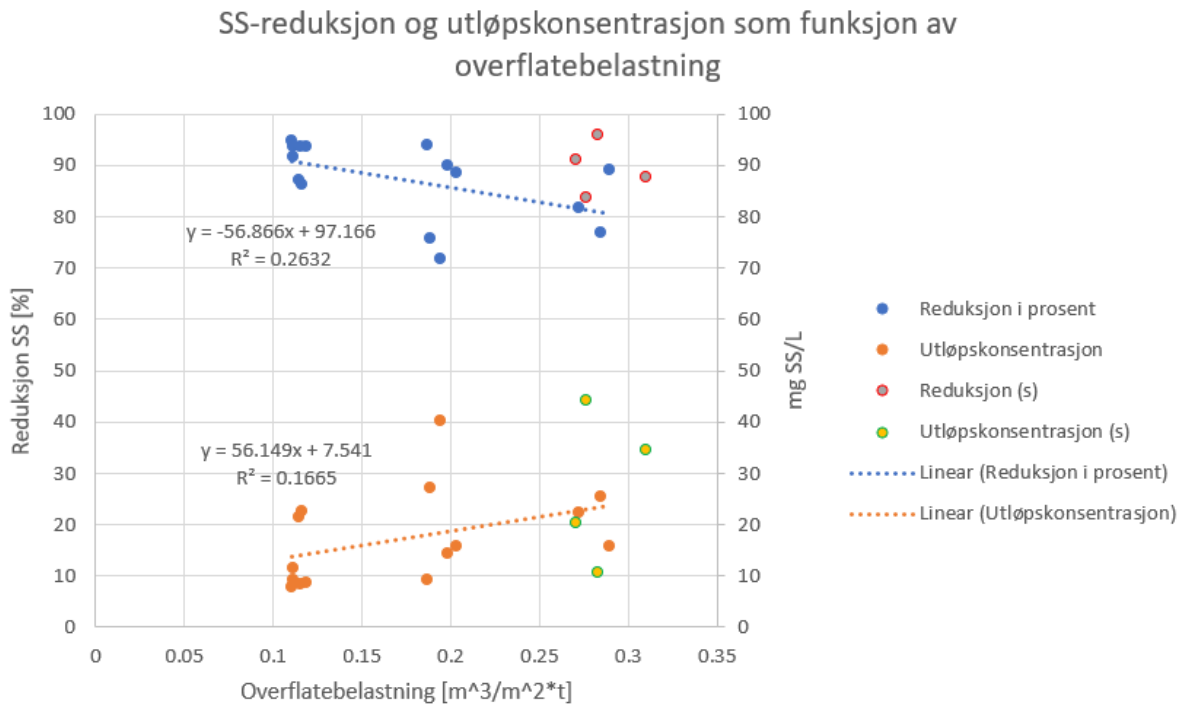
Denne observasjonen gjør at det er vanskelig å trekke noe slutning om filterets hydrauliske grense og om filteret begrenses ift. partikkelfjerning eller løst organisk stoff. Dette reiser spørsmålet om filteret i utgangspunktet er testet med høy nok hydraulisk belastning i løpet av studiet.



**Figur 4.5:** Inn- og utløpskonsentrasjon for SS ved lik blanding men ulike hydrauliske belastninger.



**Figur 4.4:** Inn- og utløpskonsentrasjon for SS ved sterk blanding og lik hydraulisk belastning.



**Figur 4.6:** Reduksjon og utløpskonsentrasjoner ved ulike filterhastigheter i filteret. Trendlinjene inkluderer ikke gule og røde punkter som representerer testing med sterkere avløpsblanding.

**Tabell 4.5:** Reduksjon, ut- og innløpskonsentrasjon for SS gitt ved ulike belastninger (etter at filteret har stabilisert seg).

Volumstrøm [L/d]		100	200	300	300 (s)	300 (s)
Drift i antall dager		12	6	2.9	1.7	1.9
Prøvepar		7	5	3	2	2
Reduksjon i %	Snitt	91.6	84.0	82.7	85.8	93.6
	Min.	86.2	71.7	76.9	83.8	91.1
	Maks	94.7	93.9	89.2	87.9	96.0
Utløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	12.8	21.3	21.2	39.4	15.5
	Min.	7.93	9.16	15.8	34.7	10.6
	Maks	22.6	40.3	25.4	44.2	20.5
Innløpskonsentrasjon [mg/L]	Snitt	148.2	136.7	126.8	279.2	248.7

### 4.3.2. TURBIDITET

I løpet av testperioden ble det observert en reduksjon i turbiditet mellom 79.6 - 93.5 %. Høyeste utløpsverdier etter vask var 9.5 – 27.8 NTU. Den laveste utløpsverdien var på 4.7 NTU. Den høyeste reduksjonen ble målt til 96.1 %, med 5.0 NTU registrert i utløpet etter ca. 1 dags drift med en hydraulisk belastning på 300 L/d (s). Den laveste reduksjonen på 56 %, med en utløpsverdi på 18.3, ble målt etter 5.3 dagers drift med belastning på 200 L/d.

For gjenbruk av gråvann i åpent området bør turbiditeten i utløpet være <2 NTU (Li et al., 2009a). Samtlige av 35 målinger hadde høyere turbiditet enn denne anbefalingen. Det er ikke oppgitt noen anbefalt grenseverdi dersom vannet skal benyttes i avgrensede områder.

Generelt er det ikke et definert forhold mellom turbiditet og konsentrasjonen av SS i ubehandlet avløpsvann. I utløpet fra et aktiv slamanlegg er det imidlertid mulig å vise en sammenheng mellom turbiditet og SS etter et separasjonstrinn. Separering ved sedimentasjon: k: 2.3- 2.4 og filtrert med granulært medium med k: 1.3 – 1.6. (Tchobanoglous et al., 2014).

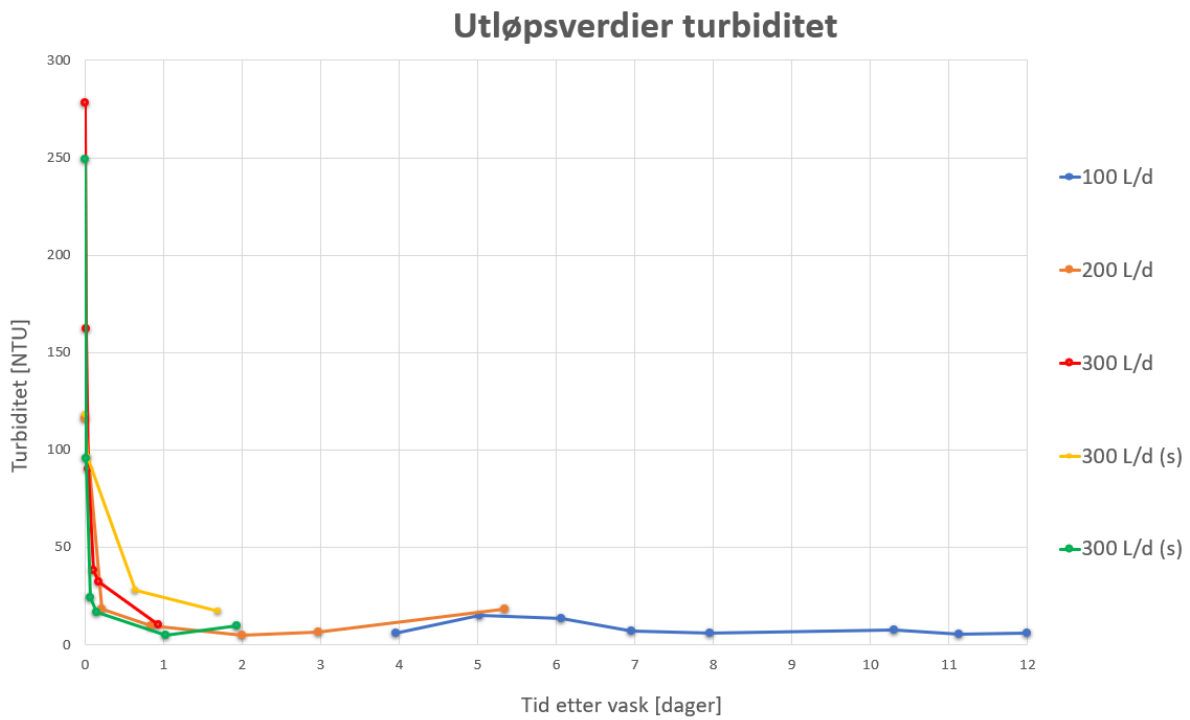
$$SS, \frac{mg}{L} \approx k(NTU) \quad (9)$$

I dette studiet varierte forholdet k, mellom 2.5 - 1.2, med et snitt på 1.8, av i alt 19 målinger. Variasjonen i forholdet viste ingen sammenheng med lavere eller høyere utløpsverdier. I **Figur 4.8** ser man forholdet mellom turbiditet og SS målt i dette studiet. Funksjonsuttrykket kan gi en indikator på utløpets innhold av SS med tanke på styring av vaskesyklus m.m. Det skal imidlertid understrekes at foreliggende tall kun er nyttig for kloakkblandingen benyttet i dette studiet, og har lite verdi utover å indikere SS-utløpskonsentrasjoner etter vask for anlegget testet i dette studiet.

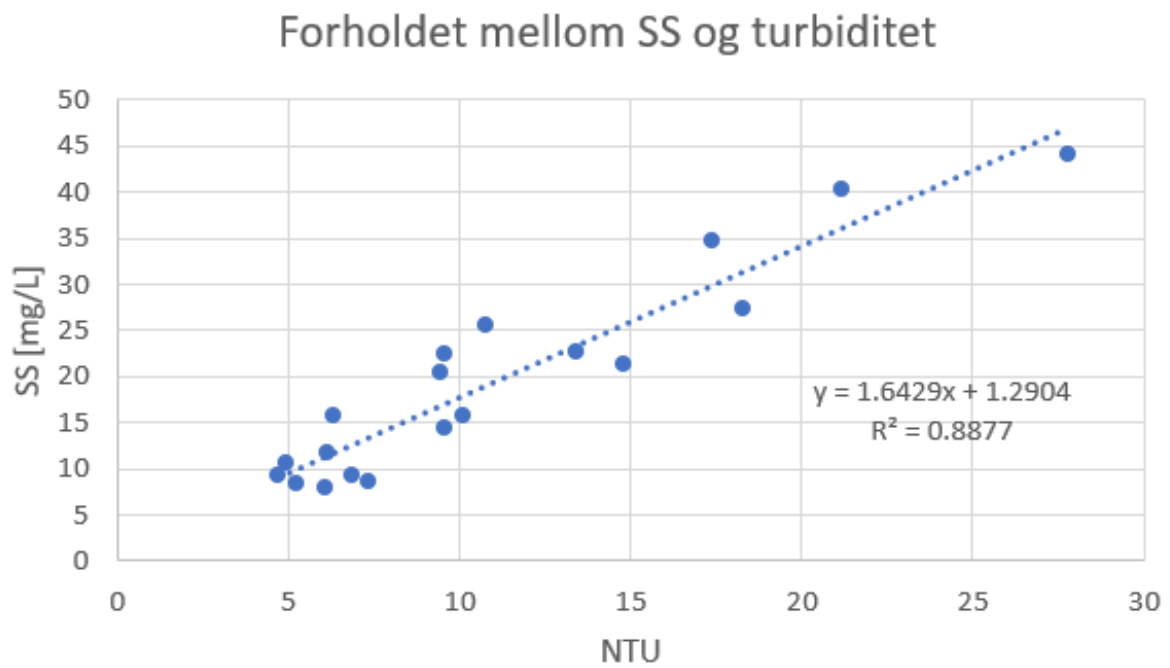
Med utgangspunkt i **Figur 4.7**, er det vanskelig å definere et filterbrudd. Det kan imidlertid bemerkes en endring i utløpsverdiene etter 2 dager ved hydraulisk belastning på 200 L/d og 1 dag for 300 L/d (s). Sistnevnte gjentok seg ikke under tilnærmet identiske forhold, hvilket tyder på at vaskesyklusen kan ha vel så stor betydning som belastningen på filteret.

**Tabell 4.6:** Reduksjon, ut- og innløpsverdier for turbiditet ved ulike belastninger (etter at filteret har stabilisert seg).

Volumstrøm [L/d]		100	200	300	300 (s)	300 (s)
Drift i antall dager		12	6	2.9	1.7	1.9
Prøvepar		7	5	3	2	2
Reduksjon i %	Snitt	88.4	80.1	79.6	87.5	93.5
	Min.	84.2	56.0	74.4	85.5	91.0
	Maks	91.1	93.1	84.4	89.4	96.1
Utløpskonsentrasjon [NTU]	Snitt	8.6	12.0	10.2	22.6	7.2
	Min.	5.3	4.7	9.55	17.4	5.0
	Maks	14.8	21.2	10.8	27.8	9.5
Innløpskonsentrasjon [NTU]	Snitt	71.2	66.4	51.9	178	116



**Figur 4.7:** Utløpsverdier for turbiditet ved ulike belastninger

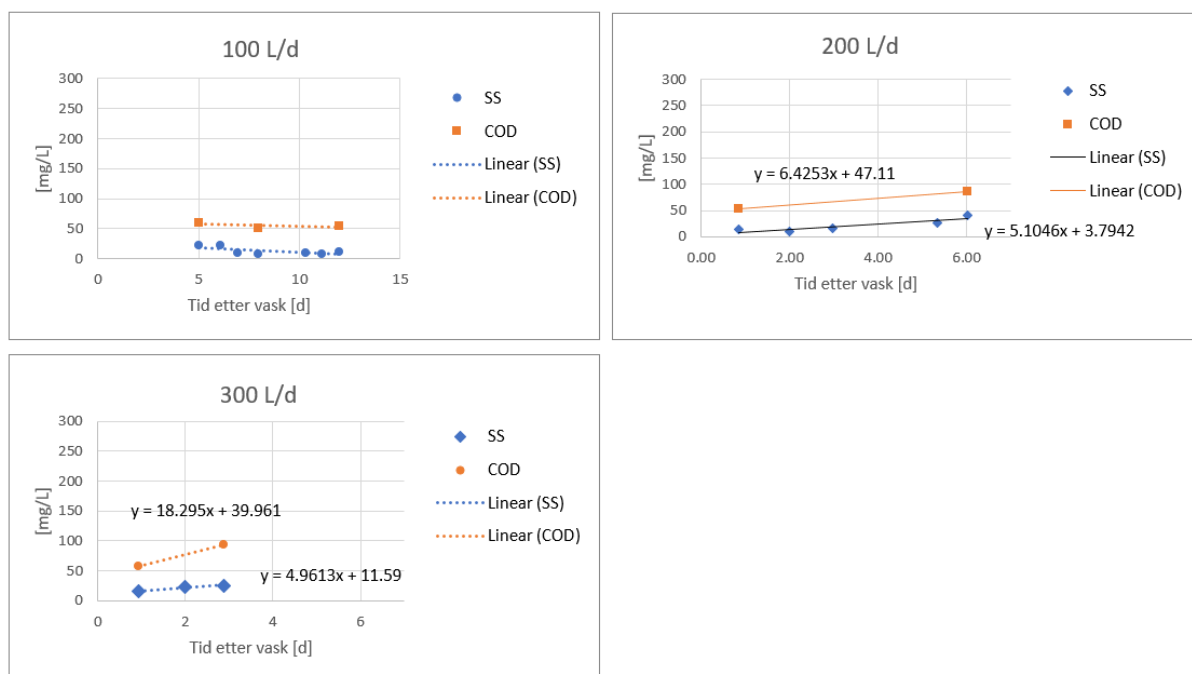


**Figur 4.8:** Forhold mellom SS og turbiditet i avløpsblandingen benyttet i dette studiet



## 4.4. FILTERBRUDD

Ved å sammenlikne filtersyklusene som hadde like avløpsblandinger er det mulig å estimere om det er COD eller SS utløpskonsentrasjonen som først overskrider en gitt utslippsgrense. Dersom en tar utgangspunkt i primær og sekundærrenserekravene, er utslippsgrensene på 60 mg/L for SS og 125 m/L for COD(T).



**Figur 4.9:** Sammenlikning av utløpskonsentrasjoner for SS og COD(T) ved ulike hydrauliske belastninger, og like blandinger.

Som man kan se i **Figur 4.9** forblir både utløpskonsentrasjonene for SS og COD(T) tilnærmet uendret ved en hydraulisk belastning på 100 L/d. Ved en belastning på 200 L/d, øker utløpskonsentrasjonene parallelt over seks dager. Ved 300 L/d, øker utløpskonsentrasjonen for COD(T) mer enn for SS.

I **Tabell 4.7** er det estimert med utgangspunkt i trendlinjene fra **Figur 4.9**, antall dager filteret kan driftes med de ulike volumstrømmene før SS og COD(T) utløpskonsentrasjonene overskrider utslippskravet for sekundærrensing.

I **Tabell 4.7** er det mulig å se at filteret fremstår relativt upåvirket med en økning fra 200 – 300L/d i forhold til SS håndtering. Derimot medfører en økning til 300L/d en vesentlig reduksjon i antall dager filteret kan driftes før utslippsgrensen for COD(T) overskrides.

Dette kan tyde på at biofilteret som ble testet i denne oppgaven, fikk en begrenset evne til å håndtere COD(T) ved en hydraulisk belastning på 300 L/d, mens ved 200 L/d er det tilnærmet lik tilbakeholdelse for SS og COD(T).

**Tabell 4.7:** Antall dager med filtergang før utslippsgrense for sekundærrensing overskrides, ved ulike hydrauliske belastninger. Beregnet med likninger fra **Figur 4.9**.

	100 L/d	200 L/d	300 L/d
Tid før overskridelse SS [dager]	-	11	9.7
Tid før overskridelse COD [dager]	-	12	4.65

## 4.5. O<sub>2</sub> TILFØRSEL OG FORBRUK

Som man kan se i **Tabell 4.8**, ble det tilført i snitt 0.9 L luft/min, noe som tilsvarer 0.35 kg O<sub>2</sub>/dag. Oksygeninnholdet i reaktoren sank med økt organisk belastning. Høyeste verdi ble målt til 8.78 mg O<sub>2</sub>/L i starten av testperioden ved 50 L/d etter ca. 6 dagers drift. Minste utløpskonsentrasjon ble målt til 2.58 mg O<sub>2</sub>/L etter 6 dagers drift med hydraulisk belastning på 200 L/d.

Av samtlige 20 målte verdier kan man se at innhold av løst oksygen var over 2-3 mg/L, som vil si at det har vært aerobe forhold i reaktoren under testperioden (Tchobanoglous et al., 2014). Forskning fra 2008 viser at oksygenkonsentrasjonen i et biofilter synker med økt høyde, derfor representerer trolig målte verdier på toppen av filteret de laveste oksygenkonsentrasjonene i filteret. (Stenstrom et al., 2008).

Luftesystemet i biologiske renseprosesser har stor økonomisk betydning (Rusten, 1984), og er således en viktig komponent for en energieffektiv renseenhet.

I **Figur 4.10**, kan en observere oksygenkonsentrasjonen i reaktoren mot spesifikk lufttilførsel. Ved tilførsel av ca. 10 m<sup>3</sup> luft /kg COD(T) vil reaktoren ha en oksygenkonsentrasjon på 4.5 mg/L. Ved 45 m<sup>3</sup> luft/kg COD(T) en oksygenkonsentrasjon på 6 mg/L.

Sammenliknet med testing gjort på et dykket biofilter med biofilmbærere som filtermedium og 1.38 m filterdybde, var det nødvendig å tilføre 25m<sup>3</sup> luft/kg COD(T) for å holde en oksygenkonsentrasjon på 4.5 mg/L i reaktoren (Rusten, 1984). Dette gir en indikasjon på at luftesystem er effektivt, og at biofilteret har god utnyttelse av tilført luft.

I ovennevnte rapport ble det testet med to ulike filtermaterialer hvor det med høyest overflateareal viste best utnyttelse av tilført luft. I dette forsøket er det benyttet et filtermateriale med over dobbelt så stort overflateareal per m<sup>3</sup>. Dette modererer sammenlikningsgrunnlaget, men viser samtidig at større overflateareal i filteret kan gi bedre utnyttelse av tilført luft, hvilket det også ble konkludert med i samme rapport (Rusten, 1984).

I en typisk MBBR prosess for BOD<sub>5</sub> fjerning, er det vanlig å tilføre 1 kg O<sub>2</sub> til vannfasen pr. kg BOD<sub>5</sub> (Ødegaard, 2014).

Som vi kan se i **Figur 4.11**, vil reaktoren i dette studiet ha en oksygenkonsentrasjon på ca. 4 mg/L ved å tilføre 4 kg O<sub>2</sub> pr kg BOD<sub>5</sub>. Dersom det antas at 10 % av oksygenet tilført reaktoren blir tatt opp i vannet, noe som kan anses som en høy oksygenoverføring (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999), indikerer også dette at testanleggets luftesystem er effektivt, og biofilteret gir god utnyttelse av tilført oksygen. 0.4 kg O<sub>2</sub>/ kg BOD<sub>5</sub> stemmer relativt godt med hva som

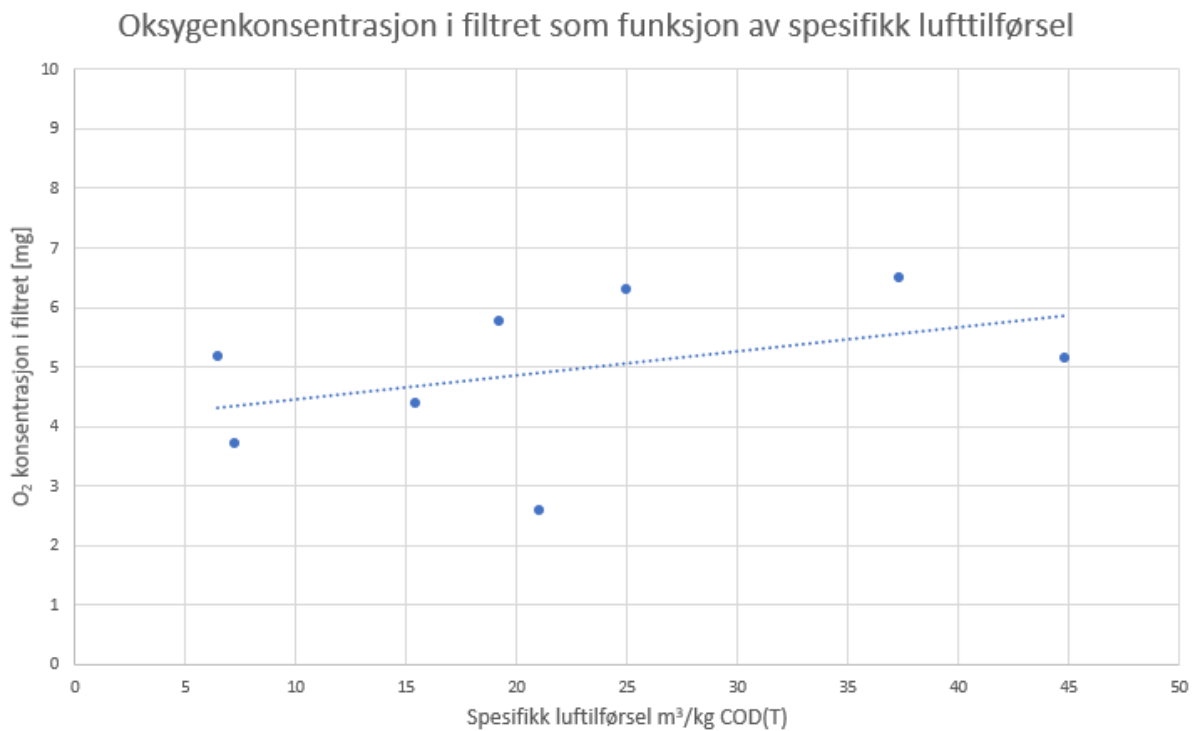
er rapportert for et storskala dykket biofilter i Kina, som oppgir spesifikk oksygen forbruk på 0.6 kg O<sub>2</sub>/ kg BOD<sub>5</sub> (Chang, 2010).

**Tabell 4.8:** Tilførsel av luft i reaktoren [L/min].

Maks	1.15
Min	0.7
Snitt	0.878
Antall avlesninger	20

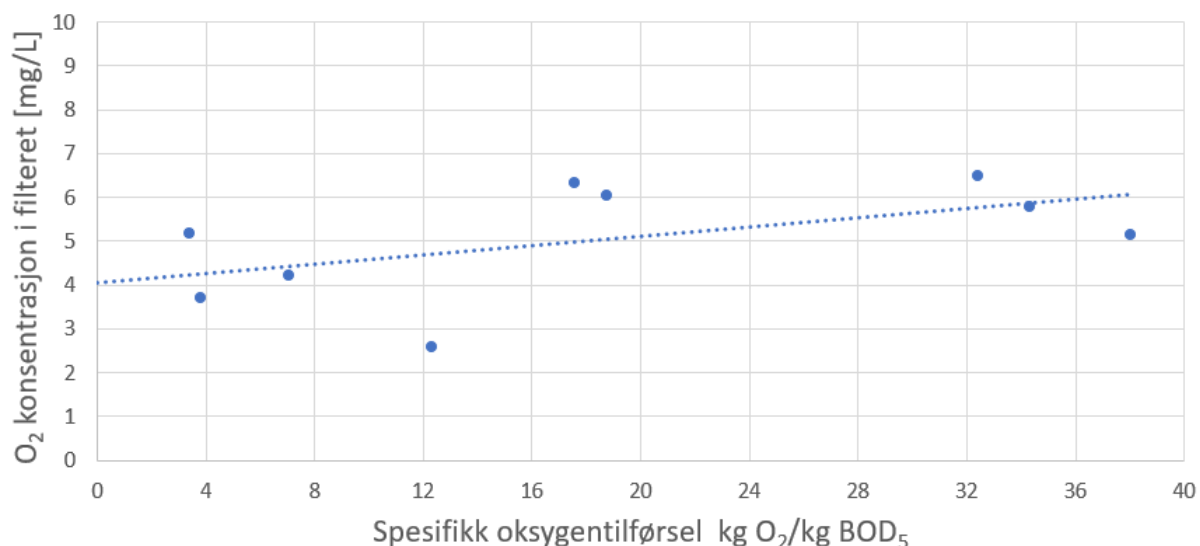
**Tabell 4.9:** Oksygenkonsentrasjon i reaktoren [mg O<sub>2</sub>/L].

Maks	8.78
Min	2.58
Snitt	5.39
Antall avlesninger	20



**Figur 4.10:** Oksygenkonsentrasjonen i reaktoren gitt ved spesifikk lufttilførsel, og organisk belastning i COD(T)

## Oksygenkonsentrasjon i filteret som funksjon av spesifikk oksygentilførsel



**Figur 4.11:** Oksygenkonsentrasjonen i reaktoren gitt ved spesifikk oksygentilførsel, og organisk belastning i BOD<sub>5</sub>.

## 4.6. NITRIFIKASJON

For å undersøke biofilterets nitrifikasjonsegenskaper ble det tatt prøver i slutten av hver filtersyklus. Høyeste reduksjon ble observert etter 12 dagers drift med en hydraulisk belastning på 100 L/d. Det ble målt en reduksjon på 60.2 % av ammonium (NH<sub>4</sub>-N), med utløpsverdi på 19.4 mg/L. Laveste NH<sub>4</sub>-N reduksjon ble målt til 10 % med en utløpskonsentrasjon på 80.6 mg NH<sub>4</sub>-N /L, dette var etter 2 dagers drift på 300 L/d og sterk blanding.

**Tabell 4.10:** Nitrifikasjon gitt ved ulike belastninger

Volumstrøm [L/d]		100 L/d	200 L/d	300 L/d	300 (s) L/d
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	Inn	48.8	50.2	51	89.6
	Ut	19.4	29.6	36.1	80.6
	<b>Reduksjon %</b>	<b>60.2</b>	<b>41</b>	<b>29.2</b>	<b>10</b>
Nitrat (NO <sub>3</sub> -N)	Inn	1.75	-	-	-
	Ut	35.2	64	21.6	13.4
Nitritt (NO <sub>2</sub> -N)	Inn	0.017	-	-	-
	Ut	0.229	0.36	0.286	0.428

Målingene bekrefter tilstedeværelsen av autotrofe mikroorganismer, og at det innledningsvis, ved lav hydraulisk belastning, er lite organisk stoff i avløpet og tilstrekkelig med oksygen for å oppnå nitrifikasjon. Videre kan en av resultatene se at nitrifikasjonsprosessen synker med økt organisk belastning. Dette samsvarer godt med kjent teori (Ødegaard, 2014).

Det er rapportert at nitrifikasjon har vært begrenset av oksygenkonsentrasjoner helt opp til 4-5 mg O<sub>2</sub>/L (Hem, 1992). Laveste oksygenkonsentrasjon i utløpet ble målt til 2.58 mg O<sub>2</sub>/L. I hvilken grad dette kan ha påvirket nitrifikasjonsprosessen undersøkes ikke ytterligere.

Avløpsblandingen som er benyttet i dette studiet inneholder unormalt høye verdier av nitrogen til å være gråvann. Den observerte nitrifikasjonen sier derfor lite om hva en kunne forvente ved rensing av ekte gråvann. Derimot bekrefter det først og fremst at anlegget hadde en aktiv biomasse, og at det var nok oksygen tilstede i forhold til den organiske belastningen.

## 4.7. TEMPERATUR OG PH

I løpet av prøveperioden ble temperaturen i reaktoren målt daglig. Temperaturen varierte mellom 12.4 -20.8 °C. Veksthastigheten av mikroorganismer styres av temperaturen. Lav temperatur, lav vekst. Et kjent forhold er at en temperaturforskjell på 10 °C, doubler omdanningshastigheten.

Ulike studier har imidlertid vist at dykkende biofiltre er mer stabile ved varierende temperaturer enn aktivslam prosess, (Koutsakos et al., 1992), rislefiltre og biorotor anlegg (Sakuma et al., 1993; Stensel et al., 1988; Tschui et al., 1994).

I denne avhandlingen har temperatur vært registrert, men det har ikke vært anledning til å studere temperaturpåvirkning på reaktoren i detalj.

**Tabell 4.11:** Temperatur [°C] i reaktoren

Maks	20.8
Min	12.4
Snitt	16.8
Antall avlesninger	20

Det ble målt pH på innløpet og utløpet daglig gjennom prøveperioden. For avløpsblandingen på 5 % ble den høyeste verdien for innløpet målt til 8.26, dette var dagen etter at blandingen ble laget. Den laveste målingen på innløpet ble målt til 7.31, etter at blandingen hadde vært oppbevart 7 dager på tank. Generelt, uten å undersøke det ytterligere, oppfattes dette som at pH synker raskt umiddelbart etter at den er satt på tank før den stabilisere seg på mellom pH 7.31 og 7.96.

For blandingen på 10 % ble det målt en pH på 8.33, 15 timer etter at blandingen ble satt på tank. Dette var ikke overaskende den høyeste målingen som ble registret, da pH i svartvann og springvann som beskrevet i avsnitt 4.1, begge er relativt høye.

I utløpet ble den laveste verdien målt til pH 6.14. Dette var etter 5 dagers drift med lav hydraulisk belastning (50 L/d). Samme dag ble innløpet målt til pH 8.21.

Generelt ble det observert et dropp i pH etter at det kunstige gråvannet hadde passert reaktoren. En slik endring kan tyde på at det har skjedd en nitrifikasjon i reaktoren som forbruker alkalitet og senker pH.

Det ble ikke undersøkt ytterligere om pH senkningen var lavere ved økt organisk belastning og lite nitrifikasjon.

**Tabell 4.12:** pH blanding 5 %

	Inn	Ut
Maks	8.26	6.98
Min	7.31	6.14
Antall målinger	16	16

**Tabell 4.13:** pH blanding 10 %.

	Inn	Ut
Maks	8.33	7.52
Min	7.92	7.22
Antall målinger	4	4

## 4.8. VASKESYKLUS

I løpet av testperioden ble filteret vasket fire ganger. Etter første vask (15min) ble det observert at vannet i sedimentasjonstanken halvveis i planlagt vaskeprogram (ca. etter 7 minutter), var meget turbid og følgelig lite hensiktsmessig å «vaske» filteret med. Basert på denne observasjonen ble vasketiden økt for å få lavere overflatebelastning på sedimentasjonstanken.

I **Tabell 4.14** vises en oversikt over hvordan utløpskonsentrasjonen endres ved økt vaskelengde. Høyeste utløpskonsentrasjon for SS var 432 mg/L mens laveste på 415 mg/L. Høyeste målt turbiditet etter vask var på 278 NTU, mens laveste var på 230 NTU. Turbiditeten etter vask ser ut til å bli noe lavere etter en 53 minutters vask, med tilsvarende noe raskere reduksjonsrate, - 70.4 NTU/t, etter endt vaskesyklus. På den andre siden ser det ut til at utløpskonsentrasjonen for SS, endrer seg lite som følge av lengre vask. Det skal dog legges til at siste vask, var med høyere konsentrert avløp enn første vask.

**Figur 4.14** viser en bildeserie over hvordan slamnivået i sedimentasjonstanken øker med tid under en vaskesyklus på 53 minutter. Vaskesyklusen på 25, 35 og 53 minutter ble avsluttet i det slamsjiktet kom høyt opp i sedimentasjonstanken og i nærheten av innsuget. Under den lengste vaskesyklusen ble det skiftet ut mest vann, noe som kan tyde på at lavere overflatebelastning på sedimentasjonstanken hadde betydning.

**Tabell 4.14:** Utløpskonsentrasjoner for SS og turbiditet etter ulike vaskeprogrammer.

	15 min	25 min	35 min	53 min
Tidligere vannføring [L/d]	200	300	300(s)	300(s)
SS hold igjen av filteret [g]	142.5	93.7	125.1	132.4
Utskiftet volum[L]	100 <sup>2</sup>	86.5	83.2	90.6
Volumstrøm pumpe [L/t]	404	207.5	142.7	102.52
Oppstrøms hastighet sedimentasjon kolonne [m/t]	6.2	3.2	2.2	1.6
Turbiditet etter vask [NTU]	278	118 <sup>1</sup>	249	230
SS etter vask [mg/L]	432.5	185.9 <sup>1</sup>	419.1	415
Endringsrate turbiditet etter vask [NTU/t]	-60.3	-44.8 <sup>1</sup>	-64.6	-70.4
Endringsrate SS etter vask [SS/t]	-91.7	-	-	-124.8

*Merknad:* <sup>1</sup>(Vedlikeholds lufting og hydraulisk belastning ble ikke skrudd på med en gang), <sup>2</sup>(Trolig ble en del gromsete vaskevann ført inn i filteret fra sedimentasjonstanken).

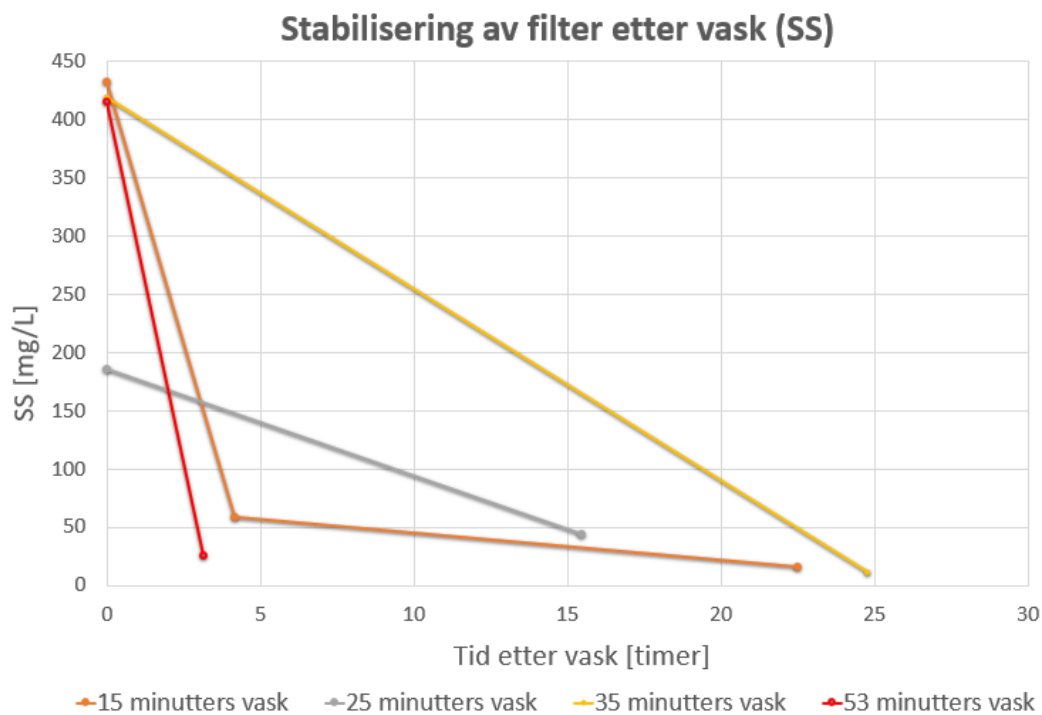
Dersom en tar utgangspunkt i en SS- utløpskonsentrasjon på 25 mg /L, som er utslippskravet for gråvannrensaneanlegg i Lier kommune, og benytter likningen fra Figur 4.8 kan vi anta at filteret har stabilisert seg «tilstrekkelig» når turbiditeten er under 14 NTU.

Med siste vaskesyklus på 53 minutter, og beste endringsrate målt til -70.4 NTU/t, kan en anta at filteret har stabilisert seg etter ca. 3 timer. Beregninger med endringsrate på -124.8 SS/t, gir omtrent tilsvarende tid. Med en hydraulisk belastning 300 L/d tilsvar 3 timer ca. 40 liter væske, som er litt under reaktorens væskevolum.

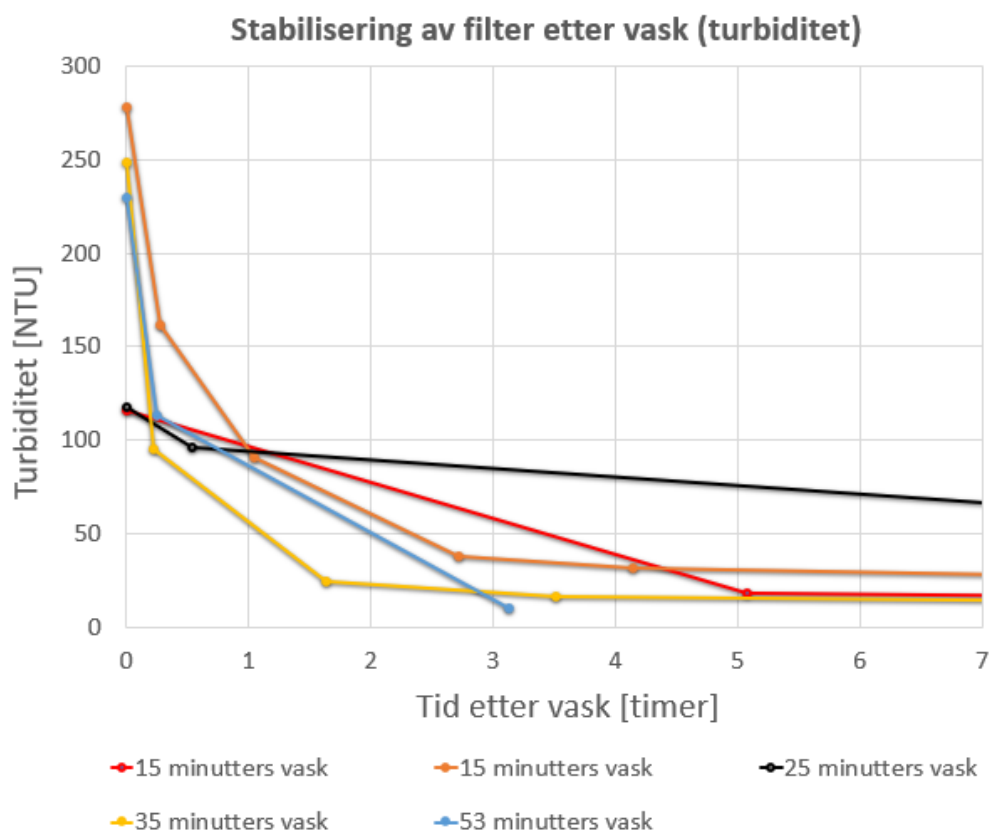
Til sammenlikning basert på grove og visuelle observasjoner fra graf (Rusten et al., 2010), viste et CFIC™ system i tidlig utviklingsfase å stabilisere seg på 90 mg/L etter 2.5 timer med en hydraulisk belastning på 480 L/d. Da med en gjennomsnittlig SS- innløpskonsentrasjon på 85 mg/L. Dette tilsvarte et volum på 50 L, altså mer enn 2.5 ganger utskiftning av reaktorens væskevolum.

For at prosessen skal være energieffektiv må vaskeprosessen brukte minst mulig luft og vann og fjerne mest mulig akkumulert slam og sedimenterte partikler fra filteret. Videre vil en lang vaskeprosess gi et langt tidsavbrudd der reaktoren ikke får rensset avløpsvann, noe som eventuelt kan resultere i at et hydraulisk utjevningvolum (eks: slamavskiller) må øke. Under denne testperioden er det mye som tyder på at det var sedimentasjonstanken som var «flaskehalsen» i vaskeprosessen. Med en større og bedre utformet sedimentasjonstank vil man trolig kunne redusere vasketiden, og øke oppstrøms hastighet både i filteret og sedimentasjonstanken.

I videre testing av systemet, bør det undersøkes hvordan sedimentasjonstanken kan optimaliseres, hvordan trykkluften kan nyttes best, hvor mye væske som bør skiftes ut, hastighet i filtret og når en vaskesyklus bør iverksettes. Videre bør man teste og gjøre bruk av automatiske analyseinstrumenter for å styre vaskesyklusen.

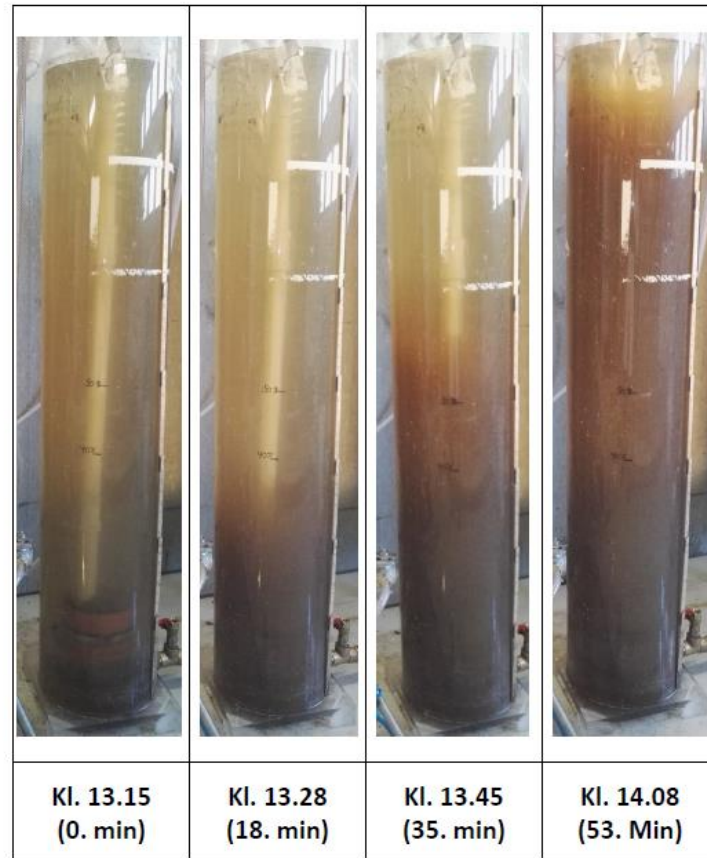


**Figur 4.13:** SS konsentrasjon i utløpet etter ulike vaskeprogram



**Figur 4.12:** Turbiditet i utløpet etter ulike vaskeprogram.





**Figur 4.14:** Slamnivået i sedimentasjonstanken under en 53 minutter lang vaskesyklus.

## 4.9. SLAMVOLUM OG KARAKTERISTIKK

Etter hver vask ble slammet tappet ut fra sedimentasjonstanken og analysert. Som en del av vaskesyklusen ble det også tappet slam fra bunnen av filteret (bunntrakt) før spyling. I **Tabell 4.15** kan man se at det ble tappet mellom 5 og 17 liter slam fra sedimentasjonstanken, og spennet i TS varierer mellom 3.85 - 7.02 g/L. Fra bunn av filteret ble det tappet mellom 3.2 og 5 liter og tørrstoffinnholdet på slammet varierte mellom 3.95 - 4.45 g/L.

Dersom man antar at alt slammet ble tappet ut av bunntrakten og sedimentasjonstanken, vil et lavt forholdstall mellom totalt oppsamlet SS (A) i filteret og totalt tappet TS (B+C), indikere god biologisk aktivitet og nedbrytning av organisk stoff. Dette kommer naturligvis an på hvor stor andel av det organiske stoffet som er partikulært, eventuelt hvor mye død biomasse som har blitt brutt ned i prosessen. Et lavt forholdstall kan også indikere at vaskeprosessen har vært ineffektiv. I **Tabell 4.15** kan man se at dette forholdet varierer mellom 39 – 81 %.

Ifølge ovennevnte resonnering, har filtersyklusen på 300 L/d (her som 25 min), enten vist omfattende nedbrytning, hatt en mislykket vaskesyklus eller hatt dårlig uthenting av slam fra sedimentasjonstanken.

Sedimentasjonstankens utforming gjorde at det var vanskelig å tappe det fortykkede slammet, og av den grunn ble det benyttet en pumpe til å suge det ut. Lavt forholdstall reflekterer mest sannsynlig at ikke alt slammet ble tatt ut med vask, at noe slam ble igjen i sedimentasjonstanken og litt nedbrytning i filteret. Dette kan indikerer at sedimentasjonstanken må videreutvikles og at vaskesyklusen kan forbedres.

**Tabell 4.15:** Massebalanse for ulike vaskeprogrammer.

		<b>15 min</b>	<b>25 min</b>	<b>35 min</b>	<b>53 min</b>
Volum passert reaktor under filtreringsperiode [L]		1234	855	522	568
Snitt SS innløp [mg/L]		136.7	130.7	279.2	248.7
SS inn og ut av filteret	Totalt tilført SS under filtreringsperiode [g]	168.8	111.8	145.7	141.2
	SS utløp [g]	26.3	18.1	20.6	8.8
	<b>(A) SS holdt igjen av filteret [g]</b>	<b>142.5</b>	<b>93.7</b>	<b>125.1</b>	<b>132.4</b>
Sedimentasjonstank	Tappet volum [L]	10	5	10	17
	TS [g/L]	4.44	3.85	5.26	7.02
	<b>(B) TS [g]</b>	<b>44.4</b>	<b>19.3</b>	<b>52.6</b>	<b>119.3</b>
Bunntrakt under filteret	Tappet volum [L]	4	4	5	3.2
	TS [g/L]	-	4.45	4.21	3.95
	<b>(C) TS [g]</b>	<b>-</b>	<b>17.78</b>	<b>13.46</b>	<b>11.85</b>
Total	<b>(D) Slam igjen i filteret [g], A-(B+C)</b>		57	59	25
	Andel av tilført slam tatt ut via vaskesyklus forhold (B+C)/A		<b>39 %</b>	<b>53 %</b>	<b>81 %</b>

## 4.10. MIKROBIOLOGISK FORURENSING

Det ble i testperioden gjennomført to undersøkelser for innhold av mikroorganismer. I **Tabell 4.16**, kan en se at det høyeste antall målt TKB i innløpet var på  $0.0248 \times 10^6$  /100ml, etter at en 10 %- blanding hadde vært oppbevart 3 dager og 15 timer på tank. For samme måling ble det høyeste tallet for antall E. coli målt til  $0.0205 \times 10^6$  /100ml. Høyeste antall i utløpet var 146 TKB og 109 E. coli pr 100 mL. Måleresultatene tilsvarte log-reduksjon mellom 1- 2.27 for E. coli og 1.35 – 2.23 for TKB.

Målte utløpskonsentrasjoner i dette studiet er i henhold til WHO's anbefaling for åpent gjenbruk av gråvann ( $10^3$  E. coli/100ml). Lier kommunes utslippskrav som operer med samme verdi, tilfredsstilles også. For gjenbruk av gråvann i åpne og lukkede områder er ikke utløpskvaliteten i dette studiet tilfredsstillende ifølge (Li et al., 2009b), som har anbefalt grense på  $<10$  E. coli /100ml og  $<100$  TCB/100ml.

Som omtalt i avsnitt 4.1, ble det anslått et innhold på  $2.44 \times 10^6$  TCB /100 ml, og  $1.45 \times 10^6$  E. coli /100 ml i det kunstige gråvannet benyttet i dette studiet. Måleresultatene viser imidlertid vesentlig færre mikroorganismer enn hva som var forventet. Dette kan delvis forklares ved store variasjoner i innholdet av mikroorganismer i avløpsvann. En annen årsak kan være bakteriedød som følge av lagring over lengre tid på tank. Dette støttes delvis av forskning gjort i 1991, hvor det ble rapportert at enteriske patogener som salmonella, shighella, campylobakter dør ved lagring over tid. I samme studie ble det imidlertid også nevnt at antall indikatororganismer økte med opp til 2 log ved lagring på 24-48 timer. (Rose et al., 1991)

Målt log-reduksjon på mellom 1 og 2.27 samsvarer godt med oppgitte tall for gråvannrensaneanlegget A02 fra Ecomotive AS, på 1-2 log (Moges et al., 2017). Likevel, som følge av få målinger og det faktum at det er benyttet fortynt svartvann, skal oppgitte verdier kun anses som en pekepinn på log-reduksjonen en kan forvente av biofilteret. Målingene har trolig størst verdi i forhold til å dokumentere en aktiv og fungerende biofilm, fremfor å indikere hva en kan forvente av mikroorganismer i utløpet i praktisk sammenheng.

**Tabell 4.16:** Antall TKB og E. coli inn og ut av reaktoren.

		INN	UT	Log reduksjon
03.04.2019	E. coli [antall/100 mL]	750	75	1
	TKB [antall/100mL]	2750	122	1.35
08.04.2019	E. coli [antall/100 mL]	20460	109	2.27
	TKB [antall/100mL]	24811	145	2.23

## 4.11. ENERGIFORBRUK OG AREALEFFEKTIVITET

I **Tabell 4.17** er det sammenlignet ulike biofiltre. Det dykkede biofilteret testet i dette studiet fremstår langt mer kompakt sammenlignet med et våtmarksfilter og A02. Både med tanke på reaktorvolum, nødvendig oppholdstid, og evnen til å håndtere større hydraulisk belastning [ $L/m^2/d$ ].

CFIC® har høyere fyllingsgrad og fremstår mer kompakt i forhold til å håndtere høyere hydraulisk belastning og følgelig lavere teoretisk oppholdstid. Anlegget ble imidlertid testet med et semi-syntetisk middels sterkt avløpsvann, med SS innløpskonsentrasjon på 85 mg/L. Under filtergang med et stabilisert filter, ble utløpskonsentrasjoner for SS målt mellom 50 – 90 mg/L. Hvilket i beste fall kun tilsvarer en reduksjon på rundt 41 %.

Å sammenlikne biofilteret med et våtmarksfilter er også til dels feilaktig ettersom de leverer helt ulike utløpskonsentrasjoner. Et riktig dimensjonert våtmarksfilter i kombinasjon med slamavskiller og forfilter, klarer meget høye utslippskrav, og i tillegg god fjerning av næringsstoffer ifølge VA/miljøblad nr. 49.

Det skal nevnes at i ovennevnte sammenlikninger er det kun tatt hensyn til selve filteret. Dersom teknologien blir videreutviklet til et komplett rensesystem er det flere forhold som vil gjøre at anlegget tar mer plass. Eksempelvis må volumet for en sedimentasjonstank i forbindelse med vask medregnes. Det vil også kunne bli nødvendig med et hydraulisk utjevningvolum for å håndtere strømningstoppene som skjer hver morgen og kveld. Pumpe, kompressor og eventuelt en etterpoleringsenhet må også medregnes.

Det er også mulig å sammenlikne biofilteret med en slamavskiller. Ifølge VA/miljøblad 48, kan en slamavskiller fjerne 30 – 60 % SS og 20-30 %  $BOF_7$ , når tanken er dimensjonert for 18 timers oppholdstid. Reaktorvolumet kan grovt anslås til å være 2000 L for en bolig på 5 personer, (med utgangspunkt i 200 L/pe pr døgn, slamtømming annethvert år, og gråvann). Til tross for at energiforbruket og renssegenskapene er forskjellige, gir det en pekepinn på hvor kompakt biofilteret er.

På grunn av at lufting i et biologisk rensetrinn er ansett som den mest energikrevende komponenten i et renseanlegg (Leu et al., 2009), er betraktninger rundt anleggets energieffektivitet først og fremst vurdert ut ifra luftesystemet. Som beskrevet i avsnitt 4.4, viste biofilteret god utnyttelse av tilført luft,

Ved oppskalering vil energivurderinger imidlertid også måtte omfatte pumper, og grovlufting benyttet undre vask. Når 15 – 20 % av det totale daglige energiforbruket kan gå med til å vaske filteret vil dette også være avgjørende å ta med i regnestykket.

**Tabell 4.17:** Sammenlikning av reaktorens størrelse med andre biofiltre

	<b>Dette studie</b>	<b>CFIC®<sup>3</sup></b>	<b>A02</b>	<b>Våtmarksfilter<sup>5</sup></b>
Volumstrøm [L/d]	300	480	600	500
Filtermedia	BWT-S™	BWT35™	Filtralite	-
Filterdybde [m]	0.9	0.5	0.5	5.7 <sup>4</sup>
Filterareal [m <sup>2</sup> ]	0.044	0.04	2	3.5
Reaktorvolum [L]	54	25.6	830 <sup>2</sup>	20000
Fyllingsgrad [%]	74	90	83	-
Filterhastighet [m/t]	0.28	0.5	0.0125	0.00595
HRT [t]	4	1	40	84 <sup>1</sup>
Organisk flatebelastning <sup>1</sup>	6.15	22	-	-
Hydraulisk belastning [L/m <sup>2</sup> /d]	6818	12000	300	143

Merknad: <sup>1</sup>([g COD(T)/m<sup>2</sup>d]), <sup>2</sup>(Kun filtermasse, ikke tatt med utjevningvolum m.m.), <sup>3</sup>(Testing i 2010), <sup>4</sup>(Filterlengde, horisontalt), <sup>5</sup>(Fra VA-miljøblad 49, grovt estimert)

## 4.12. ANVENDELSE OG OPPSKALERING

Som nevnt i avsnitt 2.1, produserer en person ca. 108 liter gråvann i døgnet (Friedler et al., 2013). Det vil si at dersom biofilteret testet i dette studiet skal anvendes i et hus eller i et leilighetskompleks må anlegget oppskaleres for å håndtere høyere volumstrøm. Ettersom det ble valgt å teste anlegget bredt, faller det utenfor denne avhandling å gå nærmere inn på dimensjonering for oppskalering. I det følgende skisseres imidlertid noen mulige konsepter og potensielle måter å anvende teknologien på.

Eksempelvis ved å øke filterarealet hensiktsmessig i forhold til en høyere hydraulisk belastning, er det ikke urealistisk å kunne rense opp til 1000 L/d med en reaktor. Videre kan flere reaktorer dele en sedimentasjonstank og eventuelt en slamfortykker for håndtering av vaskevannet.

Avhengig av hvordan det rensede gråvannet skal benyttes, kan enheten kombineres med et etterpoleringstrinn eller for eksempel en UF-membran. Sistnevnte vil kunne tilbakeholde E. coli og koliforme bakterier til under deteksjonsnivå.

Videre vil det være mulig å bruke de dykkede biofiltrene i serie, hvor den første reaktoren fjerner partikulært og løst organisk stoff, slik at neste reaktor kan få optimale nitrifiseringsforhold.

## 4.13. OPPSUMMERING

I dette studiet ble det benyttet en blanding av svartvann og drikkevann som følge av en uforutsett hendelse. Blandingen av svartvann og drikkevann viste seg å representere gråvann på en relativt god måte, både hva gjelder innhold av løst og partikulært organisk stoff samt mikroorganismer. Innholdet av næringsstoffer er trolig feilaktig representert i blandingen. Dette ble imidlertid vurdert som lite problematisk med tanke på oppgavens problemstilling og forskningsspørsmål. Derimot viste det seg at det bød på utfordringer å oppbevare avløpsvann på tank over lengre tid. Hydrolysering og nedbrytning av organisk stoff i tanken gjordet det vanskelig å uttale seg presist om anleggets evne til å håndtere løst organisk stoff.

### 1. Er det forskjell i reduksjon av organisk løst stoff og partikler ved ulike belastninger?

Samtlige parametre for organisk stoff viste økt gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon ved økt organisk og hydraulisk belastning. Det var imidlertid vanskelig å observere en tydelig sammenheng mellom redusert partikkelfjerning og økt filterhastighet. I avsnitt 4.4 er det forsøkt å svare på forskningsspørsmål 1 og 2. Ved en hydraulisk belastning på 300 L/d vil filteret først begrenses av evnen til å håndtere COD(T). Ved en hydraulisk belastning på 200 L/d overskrides utslippsgrensene både for COD(T) og SS på samme tidspunkt.

### 2. Hvor lenge kan filteret kjøres før gjennombrudd? Er det løst eller partikulært organisk stoff som fører til filtergjennombrudd?

Ut fra de data som foreligger, er det vanskelig å si hvorvidt biofilteret først får gjennombrudd som følge av løst organisk stoff eller partikler. COD(F) resultatene var vanskelig å tolke, og anlegget ble trolig ikke testet med høy nok hydraulisk belastning for å avdekke et filterbrudd forårsaket av SS og turbiditet.

Til tross for at forskningsspørsmål 2 forblir ubesvart, ser det ut til at det er mulig å trekke en slutning om at testanlegget takler svakt avløpsvann med en hydraulisk belastning på 300L/d, i ett døgn med utløpskonsentrasjon under 25 mg/L. Eventuelt et middels sterkt avløpsvann med utløpskonsentrasjoner under 60 mg/L.

### 3. Hvor lang tid tar stabilisering av filteret etter vask?

I avsnitt 4.8, ble det estimert at filteret kan stabilisere seg ca. 3 timer etter vask, med en SS-utløpskonsentrasjon på 25 mg/L, ved en hydraulisk belastning på 300 L/d og middels sterk avløpsblanding. Det ble videre observert at strømningshastigheten i sedimentasjonstanken, kan være det som eventuelt begrenser en kort vaskesyklus på eksempel 15 minutter.

### 4. Er det mulig å kombinere forbehandling, primær- og sekundærrensing av gråvann i en og samme enhet?

I avsnitt 4.2 ble det oppgitt snittreduksjon mellom 25.9 - 48.9 % av filtrert COD, med maks og min. utløpskonsentrasjoner mellom 29.4 - 69.8 mg/L. For BOD<sub>5</sub> ble snittreduksjonen målt mellom 83.3-88.7 %, med et spenn i utløpskonsentrasjon på 11.2-45 mg/L. I forhold til COD(t) ble det registrert snitt reduksjon mellom 76.9 - 81.9 %, med høyeste utløpskonsentrasjon målt til 115 mg/L og laveste 51.3 mg/L.

I avsnitt 4.3, ble det nevnt at testanlegget, etter å ha stabilisert seg, viste en snittreduksjon på SS mellom 82.7-93.6 %, med et spenn i utløpskonsentrasjon på 7.93 - 44.2 mg/L.

Gjennomsnittlig reduksjon i turbiditet varierte mellom 79.6 - 93.5 %, med høyeste og laveste utløpsverdier på 4.7 og 27.8 NTU.

Det dykkede biofilteret tilfredsstiller primær og sekundærkravet.

### **Oppskaleringspotensial samt areal- og energiforbruk**

Det dykkede biofilteret testet i denne avhandlingen fremstår relativt kompakt sammenliknet med andre energieffektive biofilterløsninger. Reaktoren utnytter tilført luft på en god måte og biofilteret fremstår derfor som en energieffektiv teknologi.

Avhengig av bruksformålet, kan enheten benyttes alene eller med et etterpoleringstrinn. Alternativt kan den kombineres for eksempel med en membran for å få en utløpskvalitet tilpasset et større bruksområde.

## 5. KONKLUSJON OG VIDERE ARBEID

Målet for avhandlingen var å teste et dykket biofilter for Ecomotive AS og vurdere teknologiens potensial for videreutvikling av en kompakt enhet for rensing av gråvann.

Biofilteret viste god evne til å tilbakeholde partikler og fjerne organisk stoff ved relativt høy hydraulisk belastning på 300 L/d. Anlegget ble trolig ikke testet med høy hydraulisk belastning over lang nok tid for å kartlegge filterets gjennombrudd. Dette bør gjøres i det videre arbeidet. Ettersom lagring av avløpet på tank medførte komplikasjoner, var det ikke mulig å utale seg eksakt om filterets håndtering av løst organisk stoff, COD(F). Det ble imidlertid sammenliknet måleresultater for COD(T) og SS, som viste at filteret begrenses av COD(T)- håndtering ved en hydraulisk belastning på 300L/d. Det ble estimert at filteret stabiliserte seg ca. 3 timer etter vask. I forhold til utslippskrav tilfredsstilte enheten både primær- og sekundærkravene. For gjenbruk av gråvann vil det trolig bli behov for etterpolering, slik at bruk ikke er forbundet med smittefare. På den måten vil vannet kunne anvendes til mange ulike formål. Teknologien fremstår kompakt og energieffektiv med et oppskaleringspotensial.

Totalt sett har testene vist lovende resultater. Ettersom anlegget bare ble testet med fortynnet svartvann, bør det dykkede biofilteret i det videre arbeidet testes med ekte gråvann for å avdekke teknologiens virkelige potensial.



## 6. VEDLEGG

I REAKTOR					
Dato	Kl.	Snitt Q [L/d]	Temp. [°C]	Luft inn [L/min]	O <sub>2</sub> [mg/l]
onsdag 20. februar 2019		27.72		1	
torsdag 21. februar 2019		51.73		1	
fredag 22. februar 2019		49.51		1.2	8.36
tirsdag 5. mars 2019					
onsdag 6. mars 2019		52.57	16.4	1.4	8.10
torsdag 7. mars 2019					
fredag 8. mars 2019		60.57	17.50	1.15	7.88
onsdag 13. mars 2019	09:45	49.39	12.4	1.15	8.78
mandag 18. mars 2019	09:30	117.42	18.2	0.9	5.78
tirsdag 19. mars 2019	11:00	120.99	17.6	0.9	6.31
onsdag 20. mars 2019	12:00	122.32	15.6	1.1	6.37
torsdag 21. mars 2019	09:30	117.36	18.4	0.9	5.68
fredag 22. mars 2019	09:30	116.51	14.6	1	6.5
søndag 24. mars 2019	17:45	125.19	19.3	0.8	5.09
mandag 25. mars 2019	13:30	121.66	15.8	0.9	5.96
tirsdag 26. mars 2019	10:30	117.69	18.7	0.8	5.15
tirsdag 26. mars 2019	12:40				
tirsdag 26. mars 2019	17:45				
onsdag 27. mars 2019	08:48	209.59	18.2	0.9	5.76
torsdag 28. mars 2019	12:45	197.55	15.9	0.9	5.81
fredag 29. mars 2019	12:00	214.78	14.5	0.9	6.04
søndag 31. mars 2019	21:00	198.69	20.8	0.8	4.21
mandag 1. april 2019	13:11	204.82	18.7	0.7	2.58
mandag 1. april 2019	14:11				
mandag 1. april 2019	14:28				
mandag 1. april 2019	15:14				
mandag 1. april 2019	16:54	291.00			
mandag 1. april 2019	18:20				
tirsdag 2. april 2019	12:40	305.31	18.4	0.9	4.39
onsdag 3. april 2019	14:00	287.53	16.9	0.8	4.92
torsdag 4. april 2019	11:30	300.85	12.6	0.9	5.41
torsdag 4. april 2019	18:33				
torsdag 4. april 2019	18:51				
torsdag 4. april 2019	19:05				
fredag 5. april 2019	10:00	291.84	13.2	0.9	5.16
lørdag 6. april 2019	11:05	327.05	16	0.7	3.70
lørdag 6. april 2019	12:36				
lørdag 6. april 2019	12:49				
lørdag 6. april 2019	14:14				
lørdag 6. april 2019	16:07				
søndag 7. april 2019	13:23	299.07	20.40		3.62
mandag 8. april 2019	11:10	286.02	20	0.7	4.21
mandag 8. april 2019	14:08				
mandag 8. april 2019	14:23				
mandag 8. april 2019	17:16				

Ng sykklus
Vask relatert
Avsluttende måling
Karakterisering ny blanding

Figur 6.1: Rådata, forhold i reaktoren

INN								
Dato	Kl.	Snitt Q [L/d]	pH	Turb [NTU]	SS [mg/L]	COD(F) [mg/l]	COD(T) [mg/l]	BOD <sub>5</sub> [mg/L]
onsdag 20. februar 2019		27.72						
torsdag 21. februar 2019		51.73						
fredag 22. februar 2019		49.51	6.95	71.9	105.10			146
tirsdag 5. mars 2019			7.02	125	73	135	335	
onsdag 6. mars 2019		52.57						
torsdag 7. mars 2019				2292	182			
fredag 8. mars 2019		60.57	7.00	2139	177.81		522	152
onsdag 13. mars 2019	09:45	49.39	8.21	82	179.03	52.4	315	115
mandag 18. mars 2019	09:30	117.42	7.75	61.4	145.89	43.9	272	84.4
tirsdag 19. mars 2019	11:00	120.99	8.01	98.4	166.43	82.8	417	160
onsdag 20. mars 2019	12:00	122.32	7.53	85	163.92			
torsdag 21. mars 2019	09:30	117.36	7.31	77.3	148.76			
fredag 22. mars 2019	09:30	116.51	7.83	64.8	150.13	47.9	290	90
søndag 24. mars 2019	17:45	125.19		63.32	134.02			
mandag 25. mars 2019	13:30	121.66	7.60	53.9	132.58			
tirsdag 26. mars 2019	10:30	117.69	7.67	55.9	141.61	41.6	239	76
tirsdag 26. mars 2019	12:40							
tirsdag 26. mars 2019	17:45							
onsdag 27. mars 2019	08:48	209.59	8.26	81.7	144.32	68.7	313	kommer
torsdag 28. mars 2019	12:45	197.55	7.55	68.1	149.17			
fredag 29. mars 2019	12:00	214.78	7.43	58.1	135.50	46.1		84.4
søndag 31. mars 2019	21:00	198.69	7.93	41.6	112.08	41.1		
mandag 1. april 2019	13:11	204.82	8.04	82.4	142.41	75.2	292	135
mandag 1. april 2019	14:11							
mandag 1. april 2019	14:28							
mandag 1. april 2019	15:14							
mandag 1. april 2019	16:54	291.00						
mandag 1. april 2019	18:20							
tirsdag 2. april 2019	12:40	305.31	7.63	64.9	146.61	47.3	267	
onsdag 3. april 2019	14:00	287.53	7.65	50.2	123.34			
torsdag 4. april 2019	11:30	300.95	7.96	40.6	110.30	36.2		
torsdag 4. april 2019	18:33							
torsdag 4. april 2019	18:51							
torsdag 4. april 2019	19:05							
fredag 5. april 2019	10:00	291.84	8.33	192	272.97	175.8	665	343
lørdag 6. april 2019	11:05	327.05	7.92	164	285.42	101.2	532	273
lørdag 6. april 2019	12:36							
lørdag 6. april 2019	12:49							
lørdag 6. april 2019	14:14							
lørdag 6. april 2019	16:07							
søndag 7. april 2019	13:23	299.07	8.00	127	266.32	75		
mandag 8. april 2019	11:10	286.02	8.12	105	231.12	74.7	403	169
mandag 8. april 2019	14:08							
mandag 8. april 2019	14:23							
mandag 8. april 2019	17:16							

Ny sykklus
Vask relatert
Avsluttende måling
Karakterisering ny blanding

Figur 6.2: Rådata, innløp

UT

Dato	Kl.	Snitt Q [L/d]	pH	Turb [NTU]	SS [mg/L]	BOD <sub>5</sub> [mg/L]	COD(F) [mg/l]	COD(T) [mg/L]
onsdag 20. februar 2019		27.72						
torsdag 21. februar 2019		51.73						
fredag 22. februar 2019		49.51	6.67	14.9	23.98	33.8		
tirsdag 5. mars 2019								
onsdag 6. mars 2019		52.57	6.53	154		2.8	37.8	
torsdag 7. mars 2019				178	20.2			
fredag 8. mars 2019		60.57	6.35	127	17.95	2.8	38.9	64.1
onsdag 13. mars 2019	09:45	49.39	6.14	3.5	2.37	under defined	30.9	-
mandag 18. mars 2019	09:30	117.42	6.35	6.07	9.40	10.4	36	46.8
tirsdag 19. mars 2019	11:00	120.99	6.44	14.8	21.36	12.7	29.4	59.3
onsdag 20. mars 2019	12:00	122.32	6.72	13.4	22.62			
torsdag 21. mars 2019	09:30	117.36	6.64	6.89	9.21			
fredag 22. mars 2019	09:30	116.51	6.81	6.09	7.93	0	39.9	51.3
søndag 24. mars 2019	17:45	125.19		7.34	8.54			
mandag 25. mars 2019	13:30	121.66	6.42	5.26	8.31			
tirsdag 26. mars 2019	10:30	117.69	6.35	6.15	11.62	11.2	43	53.6
tirsdag 26. mars 2019	12:40			116	69.77			
tirsdag 26. mars 2019	17:45			18.1	22.89			
onsdag 27. mars 2019	08:48	209.59	6.96	9.59	14.29	kommer	35.9	52.5
torsdag 28. mars 2019	12:45	197.55	6.85	4.73	9.16			
fredag 29. mars 2019	12:00	214.78	6.72	6.32	15.66	12.4	37.2	
søndag 31. mars 2019	21:00	198.69	6.48	18.3	27.26		41.7	
mandag 1. april 2019	13:11	204.82	6.68	21.2	40.32	28.2	38.5	85.8
mandag 1. april 2019	14:11			278	432.43			
mandag 1. april 2019	14:28			162	#N/A			
mandag 1. april 2019	15:14			90.4	#N/A			
mandag 1. april 2019	16:54	291.00		38.3	#N/A			
mandag 1. april 2019	18:20		7.49	32	58.10		37.6	
tirsdag 2. april 2019	12:40	305.31	6.98	10.1	15.82	14.1	32.4	57.1
onsdag 3. april 2019	14:00	287.53	6.83	9.55	22.38			
torsdag 4. april 2019	11:30	300.85	6.73	10.8	25.43	21.1	36.1	92.8
torsdag 4. april 2019	18:33			118	185.92			
torsdag 4. april 2019	18:51			#N/A	#N/A			
torsdag 4. april 2019	19:05			96.5	#N/A			
fredag 5. april 2019	10:00	291.84	7.45	27.8	44.16		69.8	
lørdag 6. april 2019	11:05	327.05	7.52	17.4	34.66	45	63.3	115
lørdag 6. april 2019	12:36			249	419.10			
lørdag 6. april 2019	12:49			95.6	#N/A			
lørdag 6. april 2019	14:14			24.1	#N/A			
lørdag 6. april 2019	16:07			16.5	#N/A			
søndag 7. april 2019	13:23	299.07	7.37	4.96	10.56		29.5	
mandag 8. april 2019	11:10	286.02	7.22	9.46	20.46	28.2	63.4	92.9
mandag 8. april 2019	14:08			230	414.96			
mandag 8. april 2019	14:23			113	#N/A			
mandag 8. april 2019	17:16			10.3	25.72			

Ny sykklus
Vask relatert
Avsluttende måling
Karakteringsring ny blanding

Figur 6.3: Rådata, utløp

## 7. LITTERATUR

- Biowater Technology. (2011). CFIC product sheet.
- Chang, Y. (2010). Greywater treatment within semi-centralized supply and treatment systems by the example of the Peoples Republic of China, PhD Thesis, Technische Universita t Darmstadt, Germany.
- Corcoran, E., Nellwmann, C., Baker, E., Bos, R. & Osborn, D. (2010). *Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development. A rapid response assessment*: UNEP/Earthprint.
- Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A. & Robinson, M. (2000). *Measurement and Modelling of Quality Changes in Stored Untreated Grey Water*, b. 1.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4 (null): 85.
- FN. (2018). World Urbanization Prospects 2018.
- Fountoulakis, M. S., Markakis, N., Petousi, I. & Manios, T. (2016). Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing. *Sci Total Environ*, 551-552: 706-11.
- Friedler, E., Butler, D. & Alfiya, Y. (2013). *Wastewater composition*. London: Iwa publishing.
- Ghaitidak, D. M. & Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (5): 2795-2809.
- Hem, L. (1992). Nitrification in a moving bed biofilm reactor. Dr.ing.-avhandling. Institutt for vassbygging. NTH.
- Hendricks, D. W. (2006). *Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical*.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G. A. & Brdjanovic, D. (2013). Biological wastewater treatment. *IWA Publishing*.
- Hernández Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G. & Buisman, C. J. N. (2011). Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*, 270 (1-3): 111-115.
- Jefferson, B. & Jeffrey, P. (2013). Aerobic elimination of organics and pathogens: greywater treatment.
- Jenssen, P. & Vråle, L. (2003). Greywater Treatment in Combined Biofilter Constructed Wetlands in Cold Climate.
- Johnson, W. & Chen, S. (2006). Performance evaluation of radial/vertical flow clarification applied to recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 34 (1): 47-55.
- Koutsakos, E., Smith, A. J. & Brignal, W. J. (1992). Temperature effects on the performance of a submerged aerated filter process.
- Larsen, T. A., Udert, K. M. & Lienert, J. (2013). *Source separation and decentralization for wastewater management*. null, b. null.
- Leu, S.-Y., Rosso, D., E Larson, L. & Stenstrom, M. (2009). *Real-Time Aeration Efficiency Monitoring in the Activated Sludge Process and Methods to Reduce Energy Consumption and Operating Costs*, b. 81.
- Li, F., Wichmann, K. & Otterpohl, R. (2009a). Evaluation of appropriate technologies for grey water treatments and reuses. *Water Science and Technology*, 59 (2): 249-260.

- Li, F., Wichmann, K. & Otterpohl, R. (2009b). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407 (11): 3439-3449.
- Liao, Z. & Ødegaard, H. (2002). Coarse media filtration for enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water science and technology*, 46 (4-5): 19-26.
- Lier Kommune. (2010). *Lokal forskrift om utslipp av sanitært avløpsvann fra bolighus, hytter m.v.*
- Lovdata. (2005). *Forskrift om begrensning av forurensning (Forurensningsforskriften)*.
- Løwe, K. & Glosli, K. (2018). *A NMBU-led project on urban agriculture has been granted funding from EU's Horizon 2020 program.* Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/en/faculty/mina/news/node/33444> (lest 30.04).
- Mann, A. T. & Stephenson, T. O. M. (1997). Modelling biological aerated filters for wastewater treatment. *Water research*, 31.
- Meinzinger, F. & Oldenburg, M. (2009). Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water Sci Technol*, 59 (9): 1785-91.
- Mendoza-Espinosa, L. & Stephenson, T. O. M. (1999). A Review of Biological Aerated Filters (BAFs) for Wastewater Treatment. *Environmental Engineering Science*, 16 (3): 201-216.
- Moges, M. E., Todt, D., Eregno, F. E. & Heistad, A. (2017). Performance study of biofilter system for on-site greywater treatment at cottages and small households. *Ecological Engineering*, 105: 118-124.
- Ottoson, J. & Stenström, T. A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water research*, 37 (3): 645-655.
- Pedersen, B. & Dannevig, P. (2018). Store Norske Leksikon, luft.
- Rogalla, F., Payaudeau, M., Bacquet, G., Bourbigot, M., Sibony, J. & Gilles, P. (1990). Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters.
- Rose, J. B., Sun, G., Gerba, C. P. & Sinclair, N. (1991). Microbial quality and persistence of enteric pathogens in graywater from various household sources. *IWA Publishing*, 24 (1): 37-42.
- Rusten, B. (1984). *Wastewater Treatment with Aerated Submerged Biological Filters*.
- Rusten, B., Stang, P., Rogne, E., Siljudalen, J. & Marcolini, L. (2010). *Development of a Compact, Cost Effective, and Energy Efficient Biofilm Reactor for Wastewater Treatment and Effluent Reuse (Whitepaper)*.
- Sakuma, H., Tanaka, T. & Maki, Y. (1993). *Studies on nitrification and COD removal using biological aerated filter*.
- Sperling, M. (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*: IWA Publishing.
- Stensel, H. D., Brenner, R. C., Lee, K. M., Melcer, H. & Rakness, K. (1988). *Biological aerated filter evaluation*.
- Stenstrom, M. K., Rosso, D., Melcer, H., Appleton, R., Occiano, V., Langworthy, A. & Wong, P. (2008). Oxygen Transfer in a Full-Depth Biological Aerated Filter. *Water Environment Research*, 80 (7): 663-671.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. & Metcalf, E. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery*. 5. utg.

- Todt, D., Heistad, A. & Jenssen, P. D. (2015). Load and distribution of organic matter and nutrients in a separated household wastewater stream. *Environmental Technology*, 36 (12): 1584-1593.
- Tschui, M., Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Mader, C. & Stengel, C. (1994). Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters.
- WHO. (2006). WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Volume 4.
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk 2. utgave.*



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway