



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for realfag og teknologi

Nanofiltrering av humusholdig overflatevann med ekstra fokus på reservevannforsyning i Halden kommune

Nanofiltration of surface water with high organic content, focusing on reserve water supply in Halden municipality

Gorm Walter Høili Pettersen

Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne mastergraden er skrevet ved fakultetet for realfag og teknologi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) våren 2019, og avslutter min tid på det femårige studiet Vann- og miljøteknikk. Hovedveileder for oppgaven har vært Zakhar Maletskyi (NMBU), biveiledere har vært Hans Jørgen Halvorsen (COWI AS) og Harsha Ratnawaeera (NMBU). Masteroppgaven er finansiert av Halden kommune.

Jeg vil rette en stor takk til Hans Jørgen Halvorsen og Zakhar Maletskyi for god oppfølging og veiledning gjennom denne perioden. Jeg vil takke Halden kommune for god hjelp med pilotoppsett og prøvetaking underveis. Takk til Madeleine Savela Nilsson fra DuPont Water Solution for levering av Filmtec-membraner til denne studien. En stor takk rettes til COWI AS som har gitt meg muligheten til å delta i et spennende forprosjekt knyttet til Halden kommune sin nye reservevannforsyning. Dette har vært en svært lærerik prosess som jeg vil ta med meg inn i arbeidslivet. Jeg ønsker å takke familie, kjæreste og venner for støtte og oppmuntring gjennom studietiden. Sist men ikke minst, takk til alle dere som har bidratt med hjelp til oppgaven.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 27. juni 2019

Gorm W. Høili Pettersen

Sammendrag

En av de største utfordringene med overflatevann som råvannskilde er høye konsentrasjoner av organisk materiale. Klimaendringer tyder på økte konsentrasjoner i årene som kommer, noe som generelt sett vil gi hyppigere driftsutfordringer for vannbehandlingsanlegg.

Nanofiltrering er godt integrert i det norske markedet og er en robust renseprosess som takler variasjoner i råvannskvalitet meget godt. Den nye drikkevannsforskriften ble gjeldene fra 1. januar 2017 og stiller strengere krav til vannverkens beredskap og forebygging av sikkerhetsarbeid. For å kunne levere tilstrekkelige mengder drikkevann til enhver tid har flere kommuner etablert reservevannforsyning. Halden er en av mange kommuner uten en fullgod leveringssikkerhet dersom hovedvannforsyningen skulle svikte og har blitt pålagt av Mattilsynet å fremskaffe en reservevannforsyning. Hovedformålet med denne studien er å evaluere nanofiltrering for fjerning av naturlig organisk materiale, med ekstra fokus på reservevannforsyning.

Den eksperimentelle delen av studiet ble gjennomført med et fullskala pilotanlegg i perioden februar til mars 2019. Anlegget ble driftet i Halden kommune for lett tilgang på råvann fra Femsjøen. 4 membraner med varierende karakteristikk har blitt kjørt under like driftsforhold, hver membran over en periode på 12 dager. Vannprøver har blitt analysert fortløpende gjennom driftsperioden med unntak av analyser for BDOC som ble nedfrost og analysert i perioden mai til juni.

Tilfredsstillende permeatkvalitet i henhold til reduksjon av naturlig organisk materiale ble observert for samtlige av membranene. Membranene SBNF – Trisep og NF270 – DOW Filmtec har prestert best etter en total vurdering. NF270 oppnådde en reduksjon av TOC på 95,5%, mens SBNF ga noe høyere fluks med en reduksjon av TOC på 93,9%. Til tross for en tilfredsstillende reduksjon av organisk materiale ga de fire membranene store variasjoner i hydrauliske parametere og permeatkvalitet. Den hydrofobe membranen NP010 presterte 83% reduksjon av TOC og ga hurtig fouling i starten av driftsperioden. Den trangeste membranen NF90 presterte som forventet høyest reduksjon av TOC, men produserte kun 70-85% fluks sammenlignet med de resterende membranene. Endring av driftstrykk viste store variasjoner i hastigheten på fouling. Ved optimal drift oppfyller nanofiltrering kravene til en sikker reservevannforsyning for humusholdig overflatevann.

Tre membraner presterte meget gode resultater for BDOC. NF270 og NF90 oppnådde verdier <0,15 mg BDOC/l, mens SBNF presterte 0,18 mg BDOC/l. NP010 ga 0,3 mg BDOC/l, en verdi som befinner seg i grensesjiktet mellom biostabilt og fare for biologisk vekst.

Litteraturstudier tyder på at AOC fremstår som en mer presis analyseparameter da denne tar høyde for de minste lavmolekylære organiske partiklene. Det lave innholdet av BDOC indikerer liten tilførsel av organisk næring for heterotrofe mikroorganismer og et lavt potensial for biologisk vekst, men dette kan ikke bekreftes uten analyser av AOC.

Abstract

High concentrations of organic material is one of the main issues with surface water as raw water source. Climate change indicates increasing concentrations in the future, this will give more frequent operational problems at water treatment plants. Nanofiltration is well established in the Norwegian market and a robust treatment method that tolerates variations in the raw water quality very well. The new drinking water regulation was established 1. January 2017 and makes stricter requirements to the readiness and safety work for the water treatment plants. To always secure enough drinking water for the consumer, many municipalities have introduced reserve water supply. Halden is one of many municipalities without a sufficient drinking water distribution if something happens to the main treatment plant. The Food safety authority has ordered Halden to provide a reserve water supply. The main purpose with this study is to evaluate nanofiltration for the removal of natural organic matter, with especially focus on reserve water supply.

The experimental part of the study was done with a full-scale pilot plant in the period of February to March 2019. The pilot plant was operated in Halden municipality for easy access to the raw water from Femsjøen. 4 membranes with different characteristics has been tested under the same operational conditions, every membrane was operated in 12 days. Water samples have been analyzed consecutively through the operational period, with exception of BDOC samples that were frozen and analyzed in the period of May to June.

High reduction of natural organic matter was observed for all the membranes. The membranes SBNF – Trisep and NF270 – DOW Filmtec have delivered best results after an overall evaluation. NF270 achieved a reduction of TOC at 95,5%, while SBNF performed a little bit higher permeate flux with a reduction of TOC at 93,9%. Despite satisfying reduction of organic matter, the four membranes gave variations in hydraulic parameters and permeate quality. The hydrophobic membrane NP010 gave 83% reduction of TOC and experienced rapid fouling in the start of the operational period. The tightest membrane NF90 achieved as expected highest reduction of TOC but produced 70-85% flux compared to the other membranes. It was observed big variations in fouling rate when changing the TMP. At optimal operation, nanofiltration seems to meet requirements for a secure reserve water supply for raw water with high concentration of organic matter.

Three membranes delivered very good results for BDOC. NF270 and NF90 achieved values <0,15 mg BDOC/l, while SBNF delivered 0,18 mg BDOC/l. NP010 gave 0,3 mg BDOC/l, a value that can give some biological growth. Literature studies shows that AOC is more precise than BDOC when it comes to potential of biological growth. The values of BDOC indicates low supply of organic nutrients for the heterophobia microorganisms and a low potential of biological growth, this can not be confirmed without analysis of AOC.

Innholdsfortegnelse

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	IV
LISTE OVER FIGURER.....	VIII
LISTE OVER TABELLER	IX
LISTE OVER FORKORTELSER.....	X
1 INNLEDNING	1
1.1 BAKGRUNN.....	2
1.2 HENSIKT OG PROBLEMSTILLING	2
2 LØST NATURLIG ORGANISK MATERIALE	4
2.1 HVA ER LØST NATURLIG ORGANISK MATERIALE?	4
2.2 LØST ORGANISK KARBON OG BIOLOGISK VEKST	5
2.3 HELSESKADELIGE BIPRODUKTER.....	7
2.4 ØKNINGEN AV NOM.....	7
2.5 SEPARASJON AV NOM.....	8
3 NANOFILTRERING.....	10
3.1 TEKNOLOGI OG OPPBYGNING	10
3.2 MEMBRANPRESTASJON	11
3.3 DRIFTSPARAMETERE.....	12
3.4 KARAKTERISERING AV MEMBRANER	14
3.5 FOULING.....	17
3.6 VASK AV MEMBRANER	19
3.7 MEMBRANANLEGG I NORGE.....	21
3.8 DRIFTSERFARING VED SKIFTE AV MEMBRAN FRA CA TIL SULFONERT PES	22
4 RESERVEVANNFORSYNING	23
4.1 FORSKRIFTER OG KRAV TIL RESERVEVANNFORSYNING	23
4.2 NANOFILTRERING SOM RESERVEVANNFORSYNING	25
4.3 NANOFILTRERING SAMMENLIGNET MED KOAGULERINGSANLEGG	27
5 MATERIALE OG METODE	29
5.1 OMRÅDET FOR PILOTKJØRINGEN.....	29
5.2 OPPSETT OG DRIFT AV PILOTANLEGG	29
5.3 MEMBRANER.....	32
5.4 PRØVETAKNING OG DATAINNSAMLING.....	34
5.5 ANALYSEMETODER	35
6 RESULTATER.....	38
6.1 RÅVANNSKVALITET.....	38
6.2 STANDARDISERING AV PERMEATPRODUKSJON	39
6.3 FLUKS OG SPESIFIKK FLUKS	40
6.4 FOULING.....	43
6.5 PERMEATKVALITET	44
7 DISKUSJON.....	47
7.1 RÅVANNSKVALITET I FEMSJØEN.....	47
7.2 SAMMENLIGNING AV MWCO OG NA ₂ CO ₃ -REDUKSJON.....	47
7.3 PERMEATFLUKS.....	48

7.4	FOULING.....	49
7.5	PERMEATKVALITET	51
7.6	NANOFILTRERING SOM RESERVEVANNFORSYNING	56
8	KONKLUSJON	57
9	VIDERE ARBEID	58
10	REFERANSER.....	59
11	VEDLEGG.....	I
	VEDLEGG A – UTVIKLINGEN AV ENKELTE ANALYSEPARAMETERE.....	I
	VEDLEGG B – BILDER FRA PILOTKJØRINGEN	III
	VEDLEGG C – UTVIDET FLYTSKJEMA.....	VI
	VEDLEGG D – ANALYSERAPPORT BDOC.....	VII
	VEDLEGG E – PILOTKJØRING FLAT-SHEET	IX
	VEDLEGG F – DRIFTSPARAMETERE	XI

Liste over figurer

Figur 1: Oppbygning av et spiral-wound membranelement.	10
Figur 2: Viser hva hydrofiliteten til membranen gjør med kontaktvinkelen mellom vandråpen og membranoverflaten.	15
Figur 3: Viser forskjellen på symmetrisk (a) og asymmetrisk (b) oppbygning av membran. .	16
Figur 4: Forenklet flytskjema av pilotforsøket.	30
Figur 5: Fluks for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.	40
Figur 6: Spesifikk fluks for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.	41
Figur 7: Normalisert fluks ved varierende driftstrykk.	42
Figur 8: Normalisert spesifikk fluks ved varierende driftstrykk.	42
Figur 9: Fouling raten for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.	43
Figur 10: Normalisert fouling rate for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.	44
Figur 11: Reduksjon av organisk materiale for de ulike membranene.	45
Figur 12: Reduksjon av andre analyseparametere for de ulike membranene.	45
Figur 13: Bionedbrytbart organisk materiale tilgjengelig i vannprøvene.	46
Figur 14: Endringen av UV-T i permeatet for hver enkelt membran.	I
Figur 15: Endringen av konduktiviteten i permeatet for hver enkelt membran.	I
Figur 16: Endringer av fargetall i permeatet for hver enkelt membran.	II
Figur 17: Endringen til enkelte råvannsparemetere over driftsperioden.	II
Figur 18: Endringen av TOC for permeat og råvann over driftsperioden.	III
Figur 19: Posefilter benyttet som forfilter. Foto: Undertegnede.	III
Figur 20: Ekstern matepumpe. Foto: Undertegnede.	III
Figur 21: Huset til forfilteret. Foto: Undertegnede.	IV
Figur 22: Råvannstanken etter forfilter. Foto: Undertegnede.	IV
Figur 23: Oversiktsbilde pilotanlegg. Grå slange er innløpet, blå slanger er konsentrat (nederst) og permeat (øverst). Foto: Undertegnede.	IV
Figur 24: Utløp fra pilotanlegg (konsentrat og permeat) som føres til avløpskum i pumpeastasjonen. Foto: Undertegnede.	IV
Figur 25: Styringsenheten til pilotanlegget med touch screen. Foto: Undertegnede.	V
Figur 26: Membranhus med sideinnløp i bunn, vertikalt utløp av permeatet i toppen og sideutløp av konsentratet i toppen. Foto: Undertegnede.	V
Figur 27: Skjermen til styringsenheten. Foto: Undertegnede.	V
Figur 28: Forseglet membran før bruk. Foto: Undertegnede.	V
Figur 29: Manuell tappeventil med gummislange. Foto: Undertegnede.	VI

Figur 30: Flasker benyttet til å hente ut vannprøver. Foto Undertegnede.	VI
Figur 31: Detaljert flytskjema av pilotanlegget.....	VI
Figur 32: Analyserapport for BDOC utarbeidet av Aquateam COWI.	VII
Figur 33: Resultatene ble mottatt 19.06, forsinkelsene skyldes at Eurofins ble utsatt for et løspengevirus.....	VIII
Figur 34: Pilotanlegget for batch-kjøring med flat-sheet membraner. Foto: AquaTeam COWI.	IX
Figur 35: Flytskjema for pilotanlegget med batch-kjøring.....	IX
Figur 36: Fargetallet til permeatet for de ulike flat-sheet membranene.....	X
Figur 37: Fluksen til de ulike flat-sheet membranene.	XI
Figur 38: Strømningshastigheten over membranene.	XI
Figur 39: Recovery for de ulike membranene.	XII

Liste over tabeller

Tabell 1: Konsekvenser av biofilm og bakterievekst på drikkevannsnettet.....	6
Tabell 2: Oversikt over egenskaper for de ulike membranmaterialene.	17
Tabell 3: Timeplan for drift av pilotanlegget med planlagte driftsforhold.	31
Tabell 4: Oversikt over flat-sheet membraner benyttet i pilotkjøring del 1.....	33
Tabell 5: Egenskaper til de ulike membranene benyttet i studiet.	33
Tabell 6: Antall analysedager og lokasjon for ulike analyseparametere over en driftsperiode på 12 dager.	35
Tabell 7: Råvannsdata fra Femsjøen i perioden februar til mars 2019.	38
Tabell 8: SUVA-verdier for Femsjøen hver fjerde dag under driftsperioden.....	39
Tabell 9: Gjennomsnittsverdien av permeatkvalitet for de enkelte membranene.....	46
Tabell 10: Driftsforhold (Trykk og temperatur) benyttet for de ulike flat-sheet membranene..	X

Liste over forkortelser

Forkortelse	Engelsk forklaring	Norsk forklaring
AOC	Assimilable organic carbon	Assimilerbart organisk karbon
BDOC	Biodegradable dissolved organic carbon	Biologisk nedbrytbart organisk karbon
CA	Cellulose acetate	Celluloseacetat
DOC	Dissolved organic carbon	Løst organisk karbon
DOM	Dissolved organic material	Løst organisk materiale
FA	Fulvic acid	Fulvic syre
HA	Humic acid	Humic syre
MWCO	Molecular weight cut-off	Porestørrelse
NF	Nanofiltration	Nanofiltrering
NOM	Natural organic matter	Naturlig organisk materiale
PA	Polyamide	Polyamid
PES	Polyethersulfone	Polyetersulfon
RO	Reverse osmosis	Omvendt osmose
SUVA	Specific ultraviolet absorbance	Spesifikk UV absorpsjon
TDS	Total dissolved solids	Totalt løst materiale
TFC	Thin film composite	Tynt ytterlag
TMP	Trans membrane pressure	Driftstrykk
TOC	Total organic carbon	Totalt organisk karbon
UV-T	UV transmission	Transmisjon av ultrafiolett lys

1 Innledning

I løpet av de siste tiårene har innholdet av naturlig organisk materiale steget kraftig for mange råvannskilder i Skandinavia. Forskere peker mot faktorer som er relatert til klimaendringer og vil bli forverret med årene fremover. Den stadig økende mengden organisk materiale har påført flere vannforsyningsanlegg driftsutfordringer og nødvendige utvidelser (Eikebrokk et al., 2004). Høyt innhold av organisk materiale i drikkevannet kan gi uønsket lukt, smakt og farge, samt større helseproblemer som redusert inaktivering av patogene mikroorganismer og uønskede biprodukter i kontakt med desinfeksjonstrinnet (Ødegaard et al., 2010).

Nanofiltrering er arealgjerrig, krever lite vedlikehold og er godt egnet mot variasjon av råvannskvalitet. Fargefjerning i kombinasjon med å utgjøre en hygienisk barriere bidrar til at nanofiltrering i nyere tid har utviklet seg til å bli en etablert renseprosess i Norge, med stadig økning av nye anlegg (Ødegaard et al., 2010).

For å hindre at biologisk vekst oppstår etter membranfiltrering må de lavmolekylære organiske partiklene reduseres i høy nok grad. Heterotrofe organismer benytter organisk materiale som næringsstoffer. Vekst av heterotrofe bakterier på ledningsnettet har lenge vært kjent (Lechevallier et al., 1987). Potensialet for utvikling av biofilm etter vannbehandling kan måles ved analyseparameterne assimilerbart organisk materiale (AOC) eller biologisk nedbrytbart løst organisk materiale (BDOC) (Huck, 1990).

I Norge eksisterer det mange kommuner uten en fullgod reservevannforsyning. Den nye drikkevannsforskriften som ble gjeldene fra 1 januar 2017 stiller strengere krav til vannverkens beredskap og forebygging av sikkerhetsarbeid (Drikkevannsforskriften, 2017). I dag stilles det krav til kommuner om å kunne fremstille rent drikkevann dersom hovedvannforsyningen skulle svikte. For mindre kommuner kan rent vann fremstilles ved utplassering av nødvann. Større kommuner må kunne distribuere rent vann gjennom det eksisterende ledningsnettet (Mattilsynet, 2017b).

Målet med denne oppgaven er å evaluere nanofiltrering for fjerning av naturlig organisk materiale fra overflatevann, med ekstra fokus på reservevannforsyning. Den eksperimentelle delen av studien utføres med et fullskala pilotanlegg i Halden kommune. Råvannet som

benyttes kan kategoriseres som et typisk norsk overflatevann. Mer spesifikt betyr dette lave verdier for alkalitet, pH og kalsium, med høyt innhold av organisk materiale.

1.1 Bakgrunn

Halden kommune har på lik linje med flere kommuner ingen fullgod reservevannforsyning. Kommunen har vurdert tilknytting mot nabokommunene Sarpsborg og Fredrikstad for tilgang på reservevann. Tilknytningen medfører store kostnader og det er ønsket en evaluering av muligheten for et nytt vannbehandlingsanlegg som skal tilfredsstillere kravene om reservevannforsyning.

I dag består kommunens renseprosess av Moldeprosessen etterfulgt av et GAC-filter hvor 80% av råvannet hentes fra Femsjøen. I tillegg til hovedforsyningen har Halden to mindre membranlegg som tar i bruk nanofiltrering. De små anleggene forsyner mindre folkemengder lenger unna sentrum av Halden kommune. Gode erfaringer med denne renseprosessen ligger til grunn for evaluering av nanofiltrering som rensemetode for den nye reservevannforsyningen.

Halden kommune har tidligere brukt en av membranene som benyttes i dette studiet. Riktig valg av membran og optimal drift av det nye reservevannanlegget kan gi Halden kommune en økonomisk gevinst.

1.2 Hensikt og problemstilling

Konklusjonen fra denne studien har til hensikt å bekrefte om nanofiltrering er godt egnet til å fjerne naturlig organisk materiale fra råvannet i Femsjøen. Resultatet vil kunne gi veiledning for valg av membran til den nye reservevannforsyningen. Hvilken membran som presterer best baseres på driftsprestasjoner i sammenheng med evnen til å redusere naturlig organisk materiale (NOM). Gjentetting av membranen, eller det som på engelsk kalles fouling, vil bli analysert ved å se på endringer av driftsparametere over den totale driftsperioden. Kvaliteten på permeatet vil hovedsakelig bli evaluert i forhold til parametere som baserer seg organisk materiale; TOC, UV-T, fargetall og BDOC. For å besvare hovedproblemstillingen kan arbeidet deles opp i flere delproblemstillinger:

- 1. Hvordan er de hydrauliske prestasjonene, samt evnen til å fjerne naturlig organisk materiale for de 4 membranene med ulik karakteristikk?*
- 2. Hvilken driftsprestasjon og permeatkvalitet kan oppnås ved varierende driftstrykk for hvert enkelt membranelement?*
- 3. Kan det observeres varierende evne til å redusere biologisk nedbrytbart organisk materiale for de valgte membranene?*
- 4. Oppfyller nanofiltrering kravene som stilles til en reservevannforsyning, eventuelt hvilke utfordringer kan oppstå?*

Ved å se på mengden BDOC som passerer gjennom de ulike membranene, sammenlignes prestasjonene til de fire membranene med hensyn til reduksjon av små organiske partikler. Det har blitt gjennomført lite forskning på BDOC som tar for seg sammenligning av ulike membrankarakteristikk. Resultatene for BDOC vil bli sammenlignet med verdier for dagens vannforsyning, råvannet til Femsjøen og den øvre grensen for biologisk stabilt vann: 0,15 mg BDOC/l (Servais et al., 1995).

2 Løst naturlig organisk materiale

Det finnes store mengder naturlig organisk materiale i jord, sedimenter og vann. I dette kapitlet omtales naturlig organisk materiale i overflatevann, med hovedvekt på løst naturlig organisk materiale.

2.1 Hva er løst naturlig organisk materiale?

Naturlig organisk materiale er en kompleks blanding av organiske bindinger som inneholder store deler karbon. NOM oppstår ved nedbryting og forråtnelse av planter, alger og mikroorganismer (Stevenson, 1994). Mesteparten av det organiske materiale består av humus som videre kan deles inn i tre kategorier; humin, humic syrer (HA) og fulvic syrer (FA). Humin er uløselig for alle pH-verdier og opptar den partikulære delen av organisk materiale. HA er løselige for $\text{pH} > 2$, mens FA er løselig for alle pH-verdier. HA og FA utgjør dermed den største delen av løst organisk materiale (DOM) (Lipczynska-Kochany, 2018). Det løste organiske materialet kan være hydrofilt eller hydrofobt og variere i ladning. HA er gjennomsnittlig større partikler og mer hydrofobe enn FA. Sammensetningen av høymolekylære hydrofobe partikler utgjør omtrent 45-60% karbon, 4-7% hydrogen, 25-45% oksygen og 2-5% nitrogen (VanLoon & Duffy, 2017). Fraksjonen av NOM bestående av ikke-humus utgjør 20-40% av løst organisk karbon (DOC) og er satt sammen av transfile syrer, proteiner, aminosyrer og karbohydrater. Disse er lavmolekylære og mer hydrofile enn humus fraksjonene (Aiken et al., 1992). Konsentrasjonen av organisk karbon i vannprøver utgjør ikke konsentrasjonen av DOM, men er en god indikator. Totalt organisk karbon (TOC) består av løst og partikulært organisk karbon, som skilles ved å filtrere det aktuelle vannet gjennom et filter på $0,45 \mu\text{m}$ (Crittenden et al., 2012).

SUVA er en parameter som kan indikere om det naturlige organiske materialet i råvannet er dominert av hydrofile lavmolekylære eller hydrofobe høymolekylære partikler. SUVA er definert som UV_{254} absorpsjon (m^{-1}) dividert med løst organisk materiale (mg/l). Ved $\text{SUVA} > 4$ er mesteparten av det løste organiske karbonet sammensatt av høymolekylære hydrofobe partikler, mens for $\text{SUVA} < 3$ dominerer lavmolekylære hydrofile partikler for sammensetningen av DOC (Hermann H. Hahn & Rudolf Klute, 1990).

2.2 Løst organisk karbon og biologisk vekst

Løst organisk karbon er delt opp i fire kategorier basert på karakteristikk og molekylær størrelse; sterkt hydrofobe syrer (VHA), svakt hydrofobe syrer (SHA), ladet hydrofilt materiale (CHA) og nøytralt hydrofilt materiale (NEU) (Chow et al., 2004). VHA og SHA er humusfraksjoner og vil vanligvis dominere sammensetningen av DOC i overflatevann med omtrent 70-90%. Disse fraksjonene er høymolekylære forbindelser som er utslagsgivende for vannets gulbrune farge. CHA og NEU er lavmolekylære forbindelser som er meget sterkt bionedbrytbare, disse partiklene relateres ofte til biologisk vekst, biofilmdannelse og fouling av membraner (Bjørnar Eikebrokk, 2009).

En biofilm kan bestå av organisk, uorganisk, levende og dødt materiale samlet på innsiden av ledningsvegger eller tilknyttet utfellinger og sedimenter i ledningsnett. Rapporten til Bruaset og Hem (2014) viste at slam fra ledningsnett kan bestå av to typer biofilm; tradisjonell biofilm med et dominerende innhold av mikroorganismer og organisk materiale. Eventuelt biofilm som stammer fra utfelt og sedimentert uorganisk materiale som tiltrekker seg organisk materiale og mikroorganismer i etterkant. Økt vekst av biofilm gir et økt behov for spyling av ledningsnett. Konsekvenser som kan oppstå av biofilmdannelse og bakterievekst på ledningsnett er vist i Tabell 1. Biofilmdannelse øker sjansen for mikroorganismer til å overleve. Lechevallier et al. (1987) viste at sporer og cyster kan overleve relativt høye klordoser ved biofilmdannelse i ledningsnett.

Tabell 1: Konsekvenser av biofilm og bakterievekst på drikkevannsnettet.

Kilde: Tabellen er hentet fra rapporten til Norsk Vann: Biostabilitet i drikkevannsnett.

Hygienisk	Estetisk/ kvalitetsmessig	Hydraulisk	Konstruksjon/ ledning
Mikroorganismer kan skape giftige substanser i drikkevannet	Lukt- og smaksproblemer kan oppstå	Økt ruhet på ledningsveggene som øker falltapet i ledningsnettet	Mikrobiell påvirket korrosjon
Biofilmene kan skape flere biologiske prosesser	Reduksjon av oppløst oksygen i drikkevannet		Redusert levetid av ledningsmaterialet
Biofilmene kan føre til vekst av koliforme og opportunistiske bakterier i drikkevannet	Problemer med rødt eller svart vann på grunn av jern- eller sulfatreduserende bakterier		
Tap av restklor på nettet			
Generelt økte bakterietall i drikkevannsnettet			

Potensialet for utvikling av biologisk vekst på ledningsnettet kan måles ved parameterne AOC eller BDOC (Huck, 1990). Servais et al. (1995) var en av de første til å foreslå en øvre grense på 0,15 mg BDOC/l med hensyn til biostabilt vann. Lechevallier et al. (1991) viste en begrenset biologisk vekst for AOC-verdier mellom 50 til 100 µg/l. Parameteren BDOC består hovedsakelig av høymolekylære partikler (polysakkarider og humic syrer), disse partiklene må av og til brytes ned til mindre partikler for at de heterotrofe bakteriene skal kunne ta til seg næring. AOC består av svært lavmolekylære organiske partikler som acetat, og er lett tilgjengelig for heterotrofe bakterier. Når AOC ikke reduseres i stor nok grad for en renseprosess, må store mengder desinfeksjonsmiddel tilsettes for å hindre vekst på ledningsnettet. Spesielt ved tilsetting av klor vil noe av det organiske materialet skape helseskadelige biprodukter (Hong et al., 2005).

2.3 Helsekadelige biprodukter

Ved å redusere det organiske materialet fra råvannet effektiviseres desinfeksjonstrinnet mot patogene mikroorganismer, samtidig som produksjon av biproduktet reduseres (Peltier et al., 2003). Helsekadelige biprodukter kan oppstå når organiske partikler reagerer med desinfeksjonstrinnet i et vannbehandlingsanlegg. Det er ikke bare klor som kan gi biprodukter i kontakt med NOM, de fleste former for desinfeksjon kan medføre biprodukter og biologiske reaktive bindinger i kontakt med NOM. Høymolekylære hydrofobe bindinger danner lettest biprodukter (Richardson et al., 2007). Klor omtales som den vanligste desinfeksjonsmetoden og mye forskning av biprodukter har blitt gjennomført. I tiden fremover er det spesielt viktig å kartlegge biprodukter som kan oppstå fra alternative desinfeksjonsmetoder (Richardson & Postigo, 2011).

2.4 Økningen av NOM

Det er forventet at klimaendringer vil øke hastigheten på vannets kretsløp. Globalt er det forventet en moderat økning av nedbør, men det er de økte forskjellene som er bemerkelsesverdige (IPCC, 2015). Områder med mye nedbør vil oppleve mer ekstremnedbør og hyppigere hendelser, mens områder med lite nedbør vil oppleve mer tørke og lenger tørkeperioder. I tillegg vil det økte innholdet av klimagasser i atmosfæren gi globalt økte temperaturer, raskere smelting av polarisene og endrede mønstre for ulike vær fenomener.

Det har blitt observert en kraftig økning av NOM i norske overflatevann de siste tiårene. Liknende observasjoner har blitt rapportert fra Nord-Amerika og deler av Europa. Økningen av NOM medfører utdaterte rensemetoder som ikke oppfyller rensekravene (Eikebrokk et al., 2004). Det er stor enighet om økte DOC-konsentrasjoner flere steder i nordlige landområder, men større uenighet om årsakene (Lipczynska-Kochany, 2018). Hruska et al. (2009) konkluderte med at økende DOC-konsentrasjoner korrelerte med kraftig reduksjon av ionestyrke. Evans et al. (2005) mente at DOC øker grunnet en kombinasjon av mindre sur nedbør og økende temperaturer. Delpla et al. (2011) forklarer at høyere regnintensitet gir økt avrenning av organisk karbon til overflatevann.

Norge er et land med store variasjon i regnintensitet grunnet beliggenheten og topografien. Hyppigere ekstremnedbør og økt avrenning kan i tiden fremover gi høyere konsentrasjoner av NOM i elver og innsjøer. Økt global temperatur vil føre til mer biologisk aktivitet i jord,

lenger vekstsesong i overflatevann og produksjon av mer løst organisk materiale. I dag er det godt dokumentert at DOM og ferskvannsorganismer kontrollerer biologisk vekst i overflatevann (Lipczynska-Kochany, 2018). Paul et al. (2004) viste at høymolekylære bindinger av DOM absorberer lys fra sola, noe som kan endre de kjemiske egenskapene og medføre økt produksjon av bionedbrytbare lavmolekylære organiske bindinger. Fremover må vi forvente mer lavmolekylære NOM-fraksjoner som er vanskeligere å fange opp og som kan skape økt biologisk vekst. Ueno et al. (2016) viste nylig at høymolekylære humus-partikler kan brytes ned til lavmolekylære biologisk tilgjengelige partikler under anaerobe forhold.

2.5 Separasjon av NOM

Globalt er trolig koagulering med flokkulering og sedimentering mest brukt til å redusere fargetall og fjerne NOM fra overflatevann. Den lave turbiditeten i norske råvannskilder gjør at mer kompakte rensemetoder som direkte- og kontaktfiltrering er mest brukt (Ødegaard et al., 2010). Effektiviteten til koagulering avhenger av fysisk og kjemisk karakteristik av råvannet (Ratnaweera et al., 1999). Koagulering egner seg bedre for råvann dominert av høymolekylære hydrofobe NOM-bindinger. Pivokonska et al. (2008) observerte spesielt lav reduksjon av lavmolekylære nøytrale hydrofile organiske bindinger ved koagulering.

Sammenhengen mellom råvannet og valg av membran er helt vesentlig for å oppnå en god separasjon av NOM og hindre reduksjon av fluks. Fouling av membraner har lenge vært problematisk og forskere er fremdeles ikke enige om hovedgrunnen til fenomenet. Det er flere faktorer som påvirker membranens evne til å separere NOM, MWCO fremstår som den viktigste (Boussu et al., 2008). Van der Bruggen et al. (2002) viste at polare komponenter på størrelse med MWCO er hovedgrunnen til fluksreduksjon ved poreblokkering og adsorpsjon inne i porene. For partikler mindre enn MWCO viste Braeken et al. (2005) en signifikant sammenheng mellom hydrofiliteten til den organiske partikkelen og membranens evne til å fange opp partikkelen. Hydrofile partikler har fler –OH eller =O grupper som kan danne hydrogenbinger med vannmolekylene og fanges dermed lettere opp enn hydrofobe partikler som er mindre polare og dermed mindre løselige. Hydrofiliteten har mindre betydning når størrelsen på partikkelen overstiger MWCO til membranen. Hydrofobe NOM-forbindelser fester seg enkelt til membraner, dette forårsaker beleggdannelse av membranoverflaten og er hovedgrunnen til fluksreduksjon (Chang et al., 2009).

(Meylan et al., 2007) observerte en begrenset reduksjon av nøytrale lavmolekylære organiske bindinger med nanofiltrering. 10-20% av de lavmolekylære organiske bindingene ble observert i permeatet, noe som kan resulter i et biologisk ustabil drikkevann. Det samme forsøket ble gjennomført med en RO-membran som viste vesentlig bedre reduksjon.

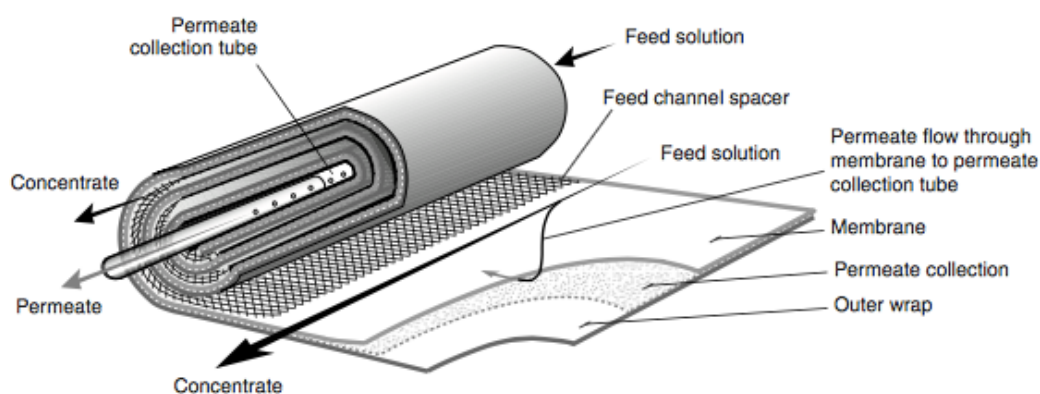
3 Nanofiltrering

Membranfiltrering tar for seg fire grupper som er kategorisert basert på porestørrelse og permeabilitet; mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) og omvendt osmose (RO). Disse gruppene kan videre deles inn i høytrykksmembraner (NF og RO) og lavtrykksmembraner (MF og UF). I dette kapittelet skal membranteknologi belyses med hovedvekt på nanofiltrering.

3.1 Teknologi og oppbygning

Nanofiltrering ble oppdaget på 1980-tallet med hovedfunksjon å fjerne divalente ioner med en porestørrelse på omtrent 1 nanometer. Siden den gang har teknologien utviklet seg kraftig og populariteten øker stadig (Crittenden et al., 2012). Valg av membran til drikkevannsbehandling avhenger av bruksområdet; avsalting, desinfeksjon, reduksjon av NOM og fjerning av ioner. Høyere permeabilitet gjør membranene mindre energikrevende og kan driftes på lavere trykk.

Membraner kan produseres på flere ulike måter, i dag dominerer hollow fibre og spiral wound oppbygningen av NF-elementer. Spiral wound er den eldste teknologien og benytter strømning horisontalt langs membranoverflaten, mens den nyere teknologien hollow fibre benytter dead-end filtrering vertikalt på membranoverflaten. Oppbygningen av et spiral-wound element er vist i Figur 1.



Figur 1: Oppbygning av et spiral-wound membranelement.

Kilde: Figuren er hentet fra boken: *Principles of Water Treatment*, 2012.

Oppbygningen består av ulike tynne ark som er rullet sammen til en tube. De tynne materialene består av permeatsamler, membranen og råvannsamler. Permeatsamleren fører

det filtrerte vannet til permeattuben sentralt i elementet. Råvannet som ikke blir presset gjennom membranen følger råvannsamleren ut av den andre enden, omtalt som konsentrat. Spiral-wound elementer er typisk 1-1,5 meter lange og 0,1-0,46 meter i diameter, hvor 0,2 m (8 inches) er mest vanlig. Hvert enkelt membranelement produserer 5-15% permeat. For å oppnå økt produksjon av permeat, plasseres 4-7 elementer i seriekobling, i tillegg benyttes ofte resirkulering av konsentrat for å oppnå høyere gjenvinningsgrad (Crittenden et al., 2012).

Det finnes ikke fysiske porer for størrelsesorden til RO/NF membraner, begrepet molecular weight cut-off (MWCO) er bedre egnet. MWCO er definert som den molekylære vekten (Dalton) der 90% av molekylene i løsningen fanges opp av membranen (Dey, 2012).

3.2 Membranprestasjon

Et membransystem driftes med konstant fluks eller med konstant TMP. Fluks og TMP henger nøye sammen, hvor den ene parameteren er et resultat av den andre. Konstant fluks er den vanligste måten å drifte et anlegg. For å opprettholde en konstant fluks vil TMP øke med tiden i og med at membranen blir mindre permeabel grunnet fouling (Guo et al., 2012).

Det er to hovedfaktorer som bestemmer prestasjonen til membranen med overflatevann som råvannskilde; kvaliteten på permeatet og hvor mye permeat som produseres. Nøkkelen for valg av riktig membran er en god balanse mellom kvalitet og kvantitet. Mengden produsert permeat omtales som fluks og defineres ofte som permeatstrømning delt på overflatearealet til membranen ($l/m^2/h$ eller LMH), se formel 1. Faktorer som påvirker reduksjon av fluks over tid vil diskuteres senere.

$$J = \frac{Q_P}{A} \quad (1)$$

J - fluks [$l/m^2/h$]

Q_P – Permeatstrømning [l/h]

A – Overflateareal membran [m^2]

Kvaliteten til permeatet kan beregnes ved å se på forholdet mellom konsentrasjonen til permeatet og råvannet, se formel 2. Det som ønskes fjernet fra råvannet kan være DOC, salter, divalente ioner, patogene mikroorganismer med mer (Crittenden et al., 2012).

$$Rej = \left(1 - \frac{C_P}{C_F}\right) * 100 \quad (2)$$

Rej – Reduksjonsevnen til membranen [%]

C_P – Konsentrasjon i permeatet [mg/l eller mol/l]

C_F – Konsentrasjonen i råvannet [mg/l eller mol/l]

3.3 Driftsparametere

Dette avsnittet tar for seg driftsparametere og egenskaper til råvannet som påvirker prestasjonen til membranen.

3.3.1 Temperatur

Temperaturen påvirker vannets viskositet og strukturen til membranmaterialet. Økt temperatur på vannet gir lavere viskositet som gjør det lettere for vannet å trenge gjennom membranen. Påvirkningsgraden til temperaturen varierer mellom ulike produkter og produsentene opererer med ulik konstant U, se formel 3 (Crittenden et al., 2012). Sharma et al. (2003) demonstrerte behovet for å normalisere permeat fluks ved en rekke ulike temperaturer.

$$TCF = e^{U\left(\frac{1}{298} - \frac{1}{273+T}\right)} \quad (3)$$

TCF – Korreksjonsfaktor for temperatur

U – Konstant som varierer mellom ulike membraner

T – Temperaturen som faktisk måles

3.3.2 Trykk

Driftstrykket (TMP) øker med minkende posestørrelse for en bestemt fluks, det vil si at kostnadene (kr/m³ behandlet) øker (Ødegaard, 2014). Formel 4 viser hvordan TMP blir beregnet. I teorien vil fluksen til membranen øke lineært med TMP dersom rent vann filtreres. Dette er ikke tilfellet ved bruk av forurenset råvann (Hu & Dickson, 2006). Chang et al. (2009) observerte signifikant høyere fluksreduksjon ved driftstrykk på 10,35 bar sammenlignet med 6,9 bar. Drift med høyere TMP vil føre til hyppigere fouling som igjen

medfører kraftig fluksreduksjon og raskere behov for vask. I tillegg observerte Chang et al. (2009) at økningen av TMP ikke reduserer evnen til å fange opp NOM.

$$TMP = \frac{P_f + P_r}{2} - P_p \quad (4)$$

P_f = Innløpstrykk, bar

P_r = Konsentrattrykk, bar

P_p = Permeattrykk, bar

3.3.3 Hastighet over membran

Råvannets hastighet over membranoverflaten omtales som crossflow. Chang et al. (2009) viste at økt crossflow ikke påvirker membranens evne til å fange opp organisk materiale. Det ble derimot observert at økt hastighet gir mer turbulente strømninger som hindrer fouling på membranoverflaten i større grad. Vrijenhoek et al. (2001) har tidligere vist at økt crossflow gir mindre fouling på membranoverflaten.

3.3.4 Gjenvinningsgraden

Gjenvinningsgraden (recovery) for et enkelt membranelement er 5-15%, mens membranlegg opererer med omtrent 80% (Crittenden et al., 2012). I Norge er det vanlig å drifte anlegg med lav recovery (<70%) (Ødegaard et al., 2010). Gorenflo et al. (2003) dokumenterte at en gjenvinningsgrad på 6, 30 og 85 % ga den samme fjerningsgraden av DOC med nanofiltrering. Formel 5 viser hvordan recovery beregnes (Crittenden et al., 2012).

$$Recovery = \frac{Q_p}{Q_f} * 100\% \quad (5)$$

Q_p = Permeat strømning ut av anlegget, l/h

Q_f = Matestrømning inn til anlegget, l/h

Resirkulering av konsentrat gir et oppkonsentrert råvann som er i kontakt med membranen, dermed større fare for fouling. Der det er liten tilgang på ferskvann vil høy recovery være nødvendig for å oppnå god utnyttelse av en begrenset naturressurs. Behandling av konsentrat kan være dyrt og energikrevende (Crittenden et al., 2012). Ved god tilgang på råvann, samt mulighet for direkteutslipp av konsentratet, kan lav recovery være bedre økonomisk egnet (Hem & Thorsen, 2008). Chen et al. (2004) forklarte at lav recovery og høy fluks ga høyere reduksjon av lavmolekylære partikler, sammenlignet med høy recovery og lav fluks.

3.4 Karakterisering av membraner

Produksjonen av membraner foregår med hemlighetsstemplet teknologi for å oppnå det beste produktet. MWCO til membranen er den viktigste egenskapen med hensyn til fluks, evnen til å fjerne uønskede partikler og fouling. I tillegg til MWCO påvirkes fluksen av overflateladning, hydrofilitet og ruheten til overflaten (Bellona et al., 2004). Toleranse ovenfor klor, temperatur og variasjon i pH-spekteret er avgjørende for grad av vedlikehold og vask av membraner. Krystalliseringsgraden av polymer avgjør den mekaniske stabiliteten, samt permeabiliteten til ikke-porøse membraner (Lalia et al., 2013).

De to vanligste materialene for RO/NF membraner er celluloseacetat (CA) og polyamid (PA). CA-membraner er ofte asymmetriske, mens PA-membraner er konstruert med et tynt ytterlag. Erfaring viser at PA-membraner er mer stabile, produserer høyere fluks og fanger opp mer ioner. PA-membraner er mer hydrofobe og utsatt for raskere gjentetting enn CA-membraner, i tillegg er PA-membraner nulltolerante ovenfor klor (<0,1 ppm.) (Crittenden et al., 2012).

3.4.1 Porestørrelse, MWCO

Siling eller størrelsesekskludering er den dominerende filtreringsmekanismen for nanofiltrering. Membranen fjerner opp mot 100% av partikler som har høyere molekylær vekt enn MWCO. Lengden til molekylet har større betydning enn bredden. Mindre partikler fanges ikke opp ved siling, men kan reduseres ved andre reduksjonsmekanismer (Chen et al., 2004).

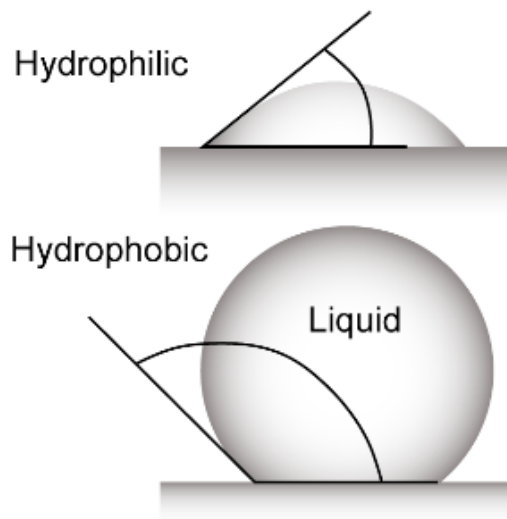
3.4.2 Overflateladning

Hoveddelen av NOM består av negativt ladde partikler (Hong & Elimelech, 1997). Det vil oppstå frastøtninger mellom en negativ membranoverflate og negativt ladde partikler, noe som vil resultere i høyere reduksjon. En økning i råvannets pH gir en økt negativitet for membranoverflaten og høyere reduksjon av negative partikler. Høyere konsentrasjon av kalsium i råvannet reduserer ladningen til membranoverflaten. Reduserte frastøtningskrefter påvirker kun reduksjon av partikler mindre enn porestørrelsen til membranen (MWCO) (Bellona & Drewes, 2005).

3.4.3 Hydrofilitet

Hydrofiliteten til membranoverflaten bestemmer tiltrekningen/frastøtningen av vann og kan bestemmes ved å måle kontaktvinkelen mellom en vandråpe og membranoverflaten. Dersom

membranoverflaten er hydrofil vil kontaktvinkelen være liten og vanddråpen spre seg utover overflaten. En hydrofob membranoverflate vil gi en stor kontaktvinkel med liten spredning av vanddråpen, se Figur 2 (Crittenden et al., 2012). Tidligere undersøkelser har vist at hydrofobe membraner opplever mer gjentetting enn hydrofile. Samtidig som råvann dominert av hydrofobe partikler gir økt gjentetting (Kimura et al., 2003).



Figur 2: Viser hva hydrofiliteten til membranen gjør med kontaktvinkelen mellom vanddråpen og membranoverflaten.

Kilde: Figuren er tilgjengelig fra: <https://www.detailingwiki.org/detailing-miscellaneous/what-is-hydrophilic/>

Hovedgrunnen til gjentetting av hydrofobe membraner skyldes mangelen på mulige hydrogenbindinger i bindingslaget mellom membranoverflaten og vannet. Dette medfører frastøtninger av vannmolekyler fra den hydrofobe membranoverflaten som gjør det lettere for partikler å adsorbere til overflaten. En hydrofil membranoverflate vil kunne danne et tynt vannlag ytterst på membranoverflaten, dette skyldes hydrogenbinder mellom membranoverflaten og vannmolekyler. Det vil kreve mer energi for hydrofobe partikler å bryte gjennom vannlaget og adsorbere til membranoverflaten (Liu et al., 2011).

3.4.4 Overflateruhet

Polyamid membraner opplever økt ruhet ved økt pH (Boussu et al., 2008). Overflateruhet er ikke en fast verdi og kan endre seg med tiden. Grovere overflate gir større overflateareal som gjør det lettere for partikler å feste seg, sammelignet med en glatt overflate (Vrijenhoek et al., 2001). Thin film composite (TFC) polyamid membraner gjentettes hyppigere enn celluloseacetat-membraner grunnet grovere membranoverfalte (Elimelech et al., 1997). Al-Jeshi og Neville (2006) viste at det ikke finnes noen lineær korrelasjon mellom overflateruhet og fluks.

3.4.5 Membranmaterial

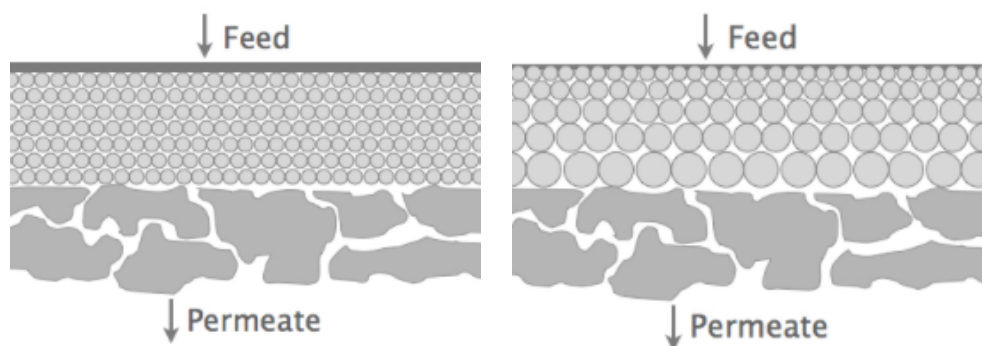
Polyetersulfon (PES) er et attraktivt material grunnet mekanisk, termisk og kjemisk stabilitet. Ulempen med PES er det sterkt hydrofobe materialet som raskt fører til gjentetting. Det har blitt gjennomført mange forsøk på å gjøre PES-materialet mer hydrofilt, hvor sulfonering anses som den mest brukte (Van der Bruggen, 2009). Cho et al. (1999) viste at fluksreduksjonen for materialene PES og sulfonert PES var lik ved filtrering av råvann dominert av hydrofile NOM-partikler, mens PES-membranen opplevde raskere fluksreduksjon med råvann dominert av hydrofobe NOM-partikler.

TFC-membraner med polyamid (PA) har over lenger tid dominert membranteknologien. Membranene er fabrikkert med interfacial polymerization (IP) som er fordelaktig ved å lage tynne aktive lag (<250nm) (Valentino et al., 2017). Membranen har prestert høy fluks med lavt trykk, samtidig meget resistent mot fouling. TFC har ført til økning i permeabilitet og selektivitet i forhold til vanlig PA membraner (Lau et al., 2012).

Celluloseacetat har historisk sett vært populært og kjent som det første materialet benyttet i RO/NF. I dag synker populariteten kraftig grunnet bedre alternativer. CA-membranen er asymmetrisk og mer hydrofil enn PA-membranen. Asymmetrisk vil si varierende struktur og porestørrelse, se Figur 3. Produksjonen er billig og enkel som gjør at materialet fremdeles benyttes. Dårlige termiske og kjemiske egenskaper, samt lav toleranse ovenfor klor gjør CA-membranen mindre attraktiv (Crittenden et al., 2012).

a) Symmetrisk oppbygning

b) Asymmetrisk oppbygning



Figur 3: Viser forskjellen på symmetrisk (a) og asymmetrisk (b) oppbygning av membran.

Kilde: Figuren er tilgjengelig fra: <http://www.mattenplant.com/reverse-osmosis-ro/ro-overview/>

Egenskapene til de tre ulike membranmaterialene nevnt ovenfor er oppsummert i Tabell 2.

Tabell 2: Oversikt over egenskaper for de ulike membranmaterialene.

Kilde: Tabellen er hentet fra artikkelen "A review on membrane fabrication: Structure, properties and performance relationship"

Materiale	Fordeler	Ulemper
Celluloseacetat	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrofil • Fleksibel i produksjon • Lave kostnader 	<ul style="list-style-type: none"> • Lav termisk toleranse (< 30°C) • pH toleranse 2 – 8 • Lav klor toleranse (<1 ppm.)
Polyetersulfon	<ul style="list-style-type: none"> • Høy termisk toleranse (Opp til 70°C) • pH toleranse 1-13 • God klor toleranse • Fleksibel i produksjon • God mekanisk karakteristikk 	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrofob
Polyamid	<ul style="list-style-type: none"> • pH toleranse 1-12 • God termisk toleranse • Gode mekaniske egenskaper 	<ul style="list-style-type: none"> • Svært lav klor toleranse (<0,1 ppm.)

3.5 Fouling

Fouling av membraner reduserer permeatproduksjonen og har lenge vært et av hovedproblemene ved membranteknologi. Resultatet gir høyere drift- og vedlikeholdskostnader. Nøkkelen for å løse problemet ligger i forståelsen av fouling (Li & Elimelech, 2004). Fouling avhenger av råvannskvaliteten og påvirkes av membrankarakteristikk fra avsnitt 3.4. I Norge skyldes fouling ofte overdimensjonert fluks i forhold til råvannskvaliteten (Ødegaard et al., 2010).

Hvilken mekanisme som sterkest bidrar til fouling er det stor usikkerhet om og forskere har observert store ulikheter. Det finnes ingen fasit for eksisterende fouling-mekanismer og de fleste er sterkt relatert til hverandre. De tre viktigste mekanismene som nevnes i de fleste artikler er i følge (Mohammad et al., 2015):

1. Poreblokkering: Størrelsen til partikkelen vil avgjøre om poren blokkeres helt eller delvis.
2. Beleggdannelse: Partikler som vanligvis er større en porene avsettes på membranoverflaten og danner et belegg. Konsentrasjonspolarisering kan gi et gelebelegg på membranoverflaten.
3. Adsorpsjon: Tiltrekningskrefter mellom partikler og membranen gir avsetninger på overflaten eller i porene til membranen.

Massetransport gir akkumulering og adsorpsjon av partikler på membranoverflaten og i porene. Klassifisering av uønskede partikler og typer fouling kan videre deles opp i fire kategorier (Mohammad et al., 2015):

- Organisk fouling: Avsetninger eller adsorpsjon av løste eller kolloide organiske partikler på membranoverflaten.
- Kolloid fouling: Avsetninger av kolloid og partikulært materiale på membranoverflaten.
- Skalering: Avsetninger av uorganiske salter som fester seg til membranoverflaten.
- Biofouling: Avsetninger og vekst av mikroorganismer på membranoverflaten.

NOM kan forårsake både reversibel og irreversibel fluksreduksjon, hvor reversibel fouling kan fjernes helt eller delvis ved kjemisk vask (Al-Amoudi, 2010). Irreversibel fouling kan oppstå ved beleggdannelse, adsorpsjon inne i porene eller ved sterke tiltrekningskrefter. Flere forskere mener irreversibel fouling forsterkes ved bruk av hydrofobe membraner (Mustafa et al., 2016). Qu et al. (2014) observert at både mindre MWCO og hydrofobe UF-membraner bidrar til mer irreversibel fouling. Divalente kationer som kalsium og magnesium bidrar til økt fouling av NOM ved brobygging (Mustafa et al., 2016). Kraftig organisk fouling oppstår vanligvis i det første membranelementet, men kan forekomme i flere elementer. Skalering og

silikat fouling forekommer mot slutten av membranfiltreringen ved høyere uorganisk konsentrasjon. Biofouling kan forekomme gjennom hele anlegget, men hurtig biofouling ble observert i større grad for det første membranelementet (Al-Amoudi, 2010). Lavmolekylære nøytrale hydrofile partikler (NEU) adsorberes inne i membranen og blokkerer porer. Det er vanskelig å fange opp NEU grunnet partikkelstørrelsen og nøytral ladning (Van der Bruggen et al., 2002). Nilson og DiGiano (1996) observerte at høymolekylære hydrofobe partikler var hovedgrunnen til reduksjon av fluks. (Carroll et al., 2000) konkluderte med at lavmolekylære hydrofile NOM komponenter var grunnen til fouling, mens komponenter fra humic og fulvic syrer hadde mindre påvirkning. Speth og Summers (1996) foreslo hvilke NOM-fraksjoner som fører til fouling av membraner etter rekkefølge; aromatisk polyhydrokso, proteiner, polysakkarider, og aminosyrer. Mye uenighet blandt forskere gjør det vanskelig å konkludere med noe sikkert når det kommer til hvilke NOM-komponenter som er hovedgrunnen til fouling av membraner. Til tross for mye usikkerhet er det ingen tvil om at membraner opplever fouling, uavhengig av råvannskvalitet og karakteristikker til membraner.

Biofouling anses som den mest problematiske foulingen og oppstår ved avsetning eller vekst av mikroorganismer på membranoverflaten. Vrouwenvelder og van der Kooij (2001) studerte biofouling i 30 NF/RO elementer fra 13 ulike anlegg, hvor 12 av anleggene opplevde biofouling. Høymolekylære organiske forbindelser som proteiner og karbohydrater ble observert som hovedgrunnen til biofouling i RO-elementer (Lee et al., 2009). Vrouwenvelder et al. (2010) viste at en lav konsentrasjon med fosfat ($0,3 \mu\text{g P/l}$) i råvannet begrenset trykktapet og produksjon av biomasse, selv ved høye konsentrasjoner av organisk materiale. Dette kan tyde på at tilsetning av fosfat i forbehandlingen kan gi økt fare for biofouling.

3.6 Vask av membraner

Fouling av membraner vil forekomme over lengre tid. Når reduksjon av fluks eller TMP overstiger fornuftige grenseverdier må det gjennomføres en vask. Vasken har til hensikt å fjerne blokkeringen/begroingen på membranen og gjenopprette makskapasiteten uten å påføre membranen ødeleggelser. Frekvensen for vasking henger nøye sammen med forbehandlingen av råvannet (Li & Elimelech, 2004). I Norge er forbehandlingen av råvann veldig enkel, ofte kun bestående av et forfilter på 10-50 mikrometer, noe som resulterer i hyppigere vask. Det er vanlig med en lettere kjemisk vask hver dag med varighet på omtrent en time. Den lette vasken består ofte av spyling, bruk av klor og ved noen anledninger vaskemiddel. 1-2 ganger i

året utføres det en utvidet kjemisk vask med bruk av syrer og/eller baser (Ødegaard et al., 2010).

For å gjenopprette kapasiteten til membranene kan det gjennomføres en fysisk eller kjemisk vask. Fysisk vask benytter seg av mekaniske krefter som river bort uønskede partikler; spyling, tilbakespyling, trykkpulser, vibrasjon og bruk av luft. Ved kjemisk vask tilsettes kjemikalener som løser opp eller fjerner uønskede partikler fra membranen. En kombinasjon av kjemisk og fysisk vask er ofte brukt (Al-Amoudi & Lovitt, 2007). For nanofiltrering er kjemisk vask mest brukt i og med at den mest effektive fysiske metoden tilbakespyling kan ødelegge strukturen til spiral wound elementene ved å løsne det tynne ytterlaget til membranen (Crittenden et al., 2012).

Kjemisk vask kan benyttes alene og fjerner løst organisk materiale i membranporene. Det finnes en rekke ulike kjemikalener på markedet og membranprodusenter spesifiserer foretrukne kjemikalener til sine membraner. Det er flere faktorer som påvirker effekten av kjemisk vask; temperatur, pH, mengde kjemikalener og kontakttid samtidig som tidligere nevnte driftsparametere og membranegenskaper spiller en viktig rolle (Al-Amoudi & Lovitt, 2007).

Liikanen et al. (2002) gjennomførte en undersøkelse med ulike kjemikalener av forløperen til NF270, NF255. Det ble observert at alkalisk vask er bedre egnet enn syrevask for å gjenvinne fluks. Alkalisk vask alene fjernet ikke alt av uorganisk materiale, noe som kan gjøre det nødvendig med en syrevask. Det viser seg at alkalisk vask reduserer membranenes evne til å fange opp ioner, mens syrevask av membranen gjenvinner denne evnen. Av de testede kjemikalener ga syrevask med sitronsyre og oksalsyre best gjenvinning av fluks. For alkalisk vask ga $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ – Na_4EDTA best effekt sammenlignet med vanlig alkalisk vask (Lut). Evnen til å fjerne organisk materiale ble ikke redusert etter vask, men konduktiviteten til permeatet økte. Lee et al. (2001) rapporterte at membraner gjentettet av hydrofobe partikler ble lettere gjenopprettet med alkalisk- og syrevask enn membraner gjentettet av hydrofile partikler. Det kom også frem at kjemisk vask med Lut er mer effektivt enn sitronsyre for membraner som er gjentettet med hydrofile NOM-fraksjoner.

Temperaturen ved kjemisk vask kan spille en viktig rolle. Li et al. (2005) dokumenterte at forvarming av vaskevannet opp til 42 grader gjorde en signifikant forskjell på å gjenvinne

fluksen sammenlignet med en temperatur på 25 grader for vaskevannet. Det varme vannet kan lettere løse opp uønskede partikler festet til membranen.

Klor er et billig og effektivt desinfeksjonsmiddel. Flere studier har vist at klor kan redusere prestasjonen til polyamid-membraner, samt redusere levetiden (Lau et al., 2012) (Do et al., 2012). Yu et al. (2013) dokumenterte virkningsgraden av et kloraminbasert desinfeksjonsmiddel for polyamid membraner, dichloroisocyanurate (DCC). Etter bruk av DCC viste RO-membranen gode resultater for fluks og salt-reduksjon. DCC trenger lettere inn i biofilmen enn klor, uten å ødelegge membranen.

3.7 Membrananlegg i Norge

I Norge er det registrert 154 membrananlegg, hvor 117 av disse er aktive (Mattilsynet, 2005). CA-membraner har lenge dominert, med noen tilfeller av PA-membraner. Typisk porestørrelse er 1000 – 2000 Da med et driftstrykk på 4 – 8 bar. Normal drift opereres med lav fluks (<20 l/m²h) og lav gjenvinningsgrad (<70%) (Ødegaard et al., 2010).

Som nevnt i avsnitt 3.6 er det vanlig med en enkel forbehandling i Norge, noe som fører til den høye frekvensen av vask. Den daglige vasken består som regel av oksidering med klor, men kan inneholde andre vaskekjemikaler. Vasken foregår omtrent en time hvor klor og kjemikaler sirkuleres i 20-30 minutter. Vasken avsluttes av en omfattende spyling med rent vann i 20-40 minutter (Ødegaard et al., 2010). Thorsen og Fløgstad (2006) viste at et forfilter med 5 og 100 µm ga 31-37% fouling for en driftsperiode på en måned. Den samme driftsperioden med et forfilter på 0.1µm ga tilsvarende 0% fouling.

Typiske norske overflatevann har lav turbiditet (<1 FTU), lavt innhold av kalsium (<5 mg Ca/l) og lav alkalitet (< 0,5). Membranfiltreringen reduserer både kalsium-konsentrasjonen (15-30%) og alkaliteten, noe som gir et økt behov for korrosjonskontroll etter filtreringen (Ødegaard et al., 2010) (Ødegaard, 2014).

Et pågående FOU-prosjekt (MEMINOR) som kartlegger informasjon rundt membrananlegg i Norge har til nå vist økt kommunalt interesse rundt mer stabile og robuste membraner (Norsk Vann, 2017a). Drøyt halvparten av de 20 anleggene som har svart på undersøkelsen, benytter seg av Hydracore 10 eller 50 elementer, mens de resterende fremdeles benytter CA-

membraner. Materialet til Hydracore 10 og 50 består av sulfonert polyetersulfon. Materialet er som nevnt tidligere meget tolerant ovenfor klor og pH, sammenlignet med CA-membraner. Det er den kjemisk, termisk og fysiske stabiliteten som gjør at dette produktet har blitt mer populært. Som nevnt i avsnitt 3.4.5 er PES veldig hydrofobt og egner seg dårlig i henhold til fouling. Det at materialet er sulfonert bidrar til mer hydrofil overflate som egner seg bedre (Rostum, 2019).

3.8 Driftserfaring ved skifte av membran fra CA til sulfonert PES

Jevnaker kommune byttet fra CA-membraner til sulfonerte PES-membraner for 4 år siden. Per Olinb har informert om driftserfaringen rundt membranskiftet. Grunnen til at CA-membranene ble byttet ut, var informasjon om mulig oppløsning etter 10 års drift. CA-membraner ble benyttet i 12 år uten å oppleve oppløsning eller irreversibel reduksjon av kapasiteten. I dag benyttes en identisk vaskeprosedyre; en time daglig vask med klor og skyllemiddelet SMN-01 bestående av natriumsitrat (trisodium citrate). En gang i året utføres en avansert basisk vask. Den nye membranen har vært i bruk over 4 år og fouling oppleves hyppigere med gradvis reduksjon av kapasiteten. Den årlige vasken oppnår ikke full gjenvinning av den tapte kapasiteten (10% gjenvinning). Begge membranene har blitt driftet med det samme innløpstrykket på 3-4 bar og produserer permeat med fargetall $< 0,5$ mg Pt/l (Olinb, 2019).

Det vurderes å prøve ut flere tiltak, hvor det neste som skal prøves ut er å erstatte basisk vask med syrevask. Andre alternativer som vurderes er å kombinere basisk- og syrevask, eventuelt gjennomføre en utvidet vask 2 ganger i året. Leverandøren (Biovac) mener forfilteret på 50 μm kan være årsaken og at porestørrelsen bør reduseres (Olinb, 2019).

Jevnaker kommune skal delta i et forskingsprosjekt sammen med Overhalla kommune og det private vannverket Enebakk for å oppnå mer informasjon rundt fouling av membraner. Prosjektet heter: *Verktøy for beslutningsstøtte og driftsoptimalisering av vannverk med membranrensing*. Det skal gjennomføres en obduksjon av brukte membraner i samarbeid med SINTEF (Olinb, 2019).

4 Reservevannforsyning

Mange kommuner mangler i dag en fullgod reservevannforsyning. Den nye drikkevannsforskriften som ble gjeldene fra 1 januar 2017 stiller strengere krav til vannverkens beredskap og forebygging av sikkerhetsarbeid. Strengere krav til sikkerhet gjør at enkelte kommuner må utføre flere tiltak dersom drikkevannsforskriften ikke oppfylles, tiltakene blir ofte pålagt av Mattilsynet. For å kunne levere tilstrekkelig mengder drikkevann til enhver tid har flere etablert reservevannforsyning. Dette har fått et økende fokus de senere årene.

4.1 Forskrifter og krav til reservevannforsyning

§ 9. Leveringssikkerhet

Vannverkseieren skal sikre at vannforsyningssystemet er utstyrt og dimensjonert samt har driftsplaner og beredskapsplaner for å kunne levere tilstrekkelige mengder drikkevann til enhver tid (Drikkevannsforskriften, 2017).

§ 11. Beredskap

Vannverkseieren skal sikre at det gjennomføres nødvendige beredskapsforberedelser og utarbeides beredskapsplaner i samsvar med helseberedskapsloven og forskrift om krav til beredskapsplanlegging (Drikkevannsforskriften, 2017).

Abonnenter skal til enhver tid ha tilgang på tilstrekkelig mengder helsemessig trygt vann til drikke, matlaging og hygiene. I tillegg skal samfunnet til enhver tid ha tilgang på tilstrekkelig mengder sanitærvann og sløkkevann. Med tilstrekkelige mengder menes nok vann til å dekke abonnenters daglige gjøremål, i tillegg til å dekke behovet for sløkkevann (Mattilsynet, 2017b). Fra EUs drikkevannsdirektiv opplyses det om et normalforbruk på 200 liter/person/døgn (EUs drikkevannsdirektiv, 1998). Fra hovedplanen til Halden kommune 2017-2020 er det oppgitt et minimumskrav om sløkkevann på 20 l/s for småhusbebyggelse og 50 l/s for annen bebyggelse (Halden kommune, 2017).

For å være tilstrekkelig forberedt stilles det krav om utarbeidelse av en beredskapsplan som skal avdekke alle utfordringer som kan oppstå ved ordinær drift og under krisesituasjoner (Mattilsynet, 2017b).

Dersom produksjon av drikkevann fra det eksisterende vannbehandlingsanlegget skulle bortfalle, stilles det krav til alternative måter å distribuere helsemessig trygt drikkevann.

Reservevann blir distribuert gjennom det eksisterende forsyningsnett og følger de vanlige kravene om vannkvalitet. Vannet hentes fra en alternativ råvannskilde, eventuelt samme råvannskilde med selvstendig renseprosess uavhengig av det opprinnelige vannbehandlingsanlegget (Mattilsynet, 2017a).

Nødvann kan være et alternativ til reservevann for mindre kommuner. Vannet utplasseres uten bruk av det eksisterende forsyningssystemet og har til hensikt å tilfredsstille kravet om tilstrekkelig vann til drikke, matlaging og hygiene. Nødvann kan leveres på flasker eller tanker og behovet oppstår dersom kritesituasjoner som krig eller naturkatastrofer rammer det eksisterende vannforsyningsanlegget. Mindre kommuner med små vannforsyningsystemer har større fleksibilitet og kan basere nødvann alene som en fullgod forsyningsikkerhet, den muligheten har ikke større kommuner (Mattilsynet, 2017b). Øvre grense for antall personer som kan forsynes med nødvann som fullgod reservevannløsning er ikke fastsatt. VA-bransjen vil besvare uklare spørsmål rundt reservevannforsyning ved erfaringsutveksling gjennom arbeidet med en kommende rapport: *Nødvannforsyning – erfaringer med og standard for nødvannsforsyningsutstyr* (Norsk Vann, 2017b).

Under helt spesielle situasjoner, åpner §9 tredje ledd for distribusjon av vann som ikke tilfredsstiller vannkvaliteten til forskriftene. Krisevann kan forekomme under uforutsigbare og sjeldne hendelser som er vanskelige å tilrettelegge for. Det er viktig å være klar over at §9 tredje ledd ikke kan brukes for å tilfredsstille kravene om leveringssikkerhet. Kommunelege og mattilsynet må godta bruken av krisevann og innbyggere må varsles om situasjonen. Hovedgrunnen til bruk av krisevann skyldes store samfunnsmessige konsekvenser ved bortfall av den ordinære vannforsyningen. Behovet for sløkkevann og vann til sanitære avløpssystemer er hovedgrunnen til bruk av krisevann, utplassering av trygt drikkevann vil forekomme parallelt som nødvann (Mattilsynet, 2017b).

Under kriser eller katastrofer i fredstid eller ved krig kan vannforsyningen opprettholdes for å sikre vann til nødvendige formål selv om konsentrasjonen av en eller flere parametere er over grenseverdiene i vedlegg 1. Dette kan bare gjøres etter avtale med kommunelegen i samsvar med folkehelseloven § 27 bokstav b og Mattilsynet, og etter at abonnentene er varslet i samsvar med kravene i § 23 andre ledd (Drikkevannsforskriften, 2017)

Alternative løsninger som oppfyller kravet om leveringssikkerhet:

- Råvann hentet fra reservekilde.

- Drikkevann produsert med et alternativt vannbehandlingsanlegg.
- Drikkevann som kobles inn på forsyningsnettet fra et annet vannforsyningsystem.
- Påfylling av drikkevannbassenget.
- Utplassering av tank med drikkevann (nødvann).
- Utlevering av flaskevann (nødvann).

Dersom kommuner ønsker veiledning rundt etablering og drift av beredskap mot tilsiktede og utilsiktede hendelser i vannforsyningen, har Mattilsynet utarbeidet en rapport: *“Veiledning i økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen”* (Mattilsynet, 2017c).

4.2 Nanofiltrering som reservevannforsyning

I dette kapittelet skal nanofiltrering som reservevannforsyning belyses. Hvordan et anlegg på best mulig måte kan driftes og overholde eventuelle krav. Reservevannforsyning er ikke vanlig utenfor Norges grenser som gjør at det finnes lite litteratur.

4.2.1 Responstid

Ved bortfall av ordinær vannforsyning er responstiden for oppstarten av reservevannforsyningen en viktig faktor. Halvorsen (2019) informerer om at den totale responstiden bestemmes av teknisk og organisatorisk responstid. Teknisk responstid er tiden det tar fra reserveanlegget startes til full drift er oppnådd. Organisatorisk responstid er tiden det tar fra eksisterende vannforsyning stopper, til reservevannforsyningen igangsettes. Krav til responstid avhenger av magasinivolum, dimensjonerende forbruk, hvilke muligheter vannverkseier har til å regulere levert mengde, menneskelige faktorer og foretrukket sikkerhetsreserve. Krav til responstid kan typisk variere fra 0-24 timer, avhengig av vannforsyningssystemets egenskaper. I Halden forventes en responstid fra eksisterende vannforsyning stopper, til 100% produksjon i løpet av seks timer.

4.2.2 Drift av anlegg

Det finnes ikke noe krav om hvordan et reservevannanlegg skal driftes, en balanse mellom lønnsomhet og leveringssikkerhet virker rimelig. Det kan være fornuftig med en beredskapsøvelse for å dokumentere at reserveanlegget fungerer optimalt med jevne mellomrom. Kontinuerlig drift av reserveanlegget gir en hurtig organisatorisk responstid dersom behovet for hele kapasiteten til anlegget skulle inntreffe. Ved kontinuerlig drift oppstår ikke behovet for installasjon av membranelementer eller tømning av konserveringsløsning. Driften kan styres digitalt fra eksisterende vannbehandlingsanlegg og

mobiltelefon. For å unngå stagnert vann i rørene som gir anaerobt vann, bakteriologisk vekst og økt korrosjonshastighet anbefales det en kontinuerlig drift på 5-40% av makskapasiteten. Oppstart av ubrukte anlegg kan være tidskrevende og skape uforutsette problemet, noe som unngås ved kontinuerlig drift (Halvorsen, 2019).

Løsninger for drift av reservevannforsyning:

1. Kontinuerlig drift med alle membraner installert til enhver tid. Driftes på lav kapasitet eller driftes med korte opphold uten produksjon.
2. Deler av anlegget driftes normalt, resterende membraner konserveres i membranhusene.
3. Deler av anlegget driftes normalt, resterende membraner oppbevares på alternative måter, se avsnitt 4.2.3.

Løsning nummer 1 vil gi kortest responstid med ferdig installerte membranelementer og mulighet for digital justering av kapasiteten. (Lyko, 2019a) bekrefter at perioder uten produksjon kan gi økt biologisk vekst ved produksjonsstopp lenger enn to døgn. I tillegg til perioden uten drift vil økning av temperatur ved produksjonsstans gi hurtigere biologisk vekst og dermed økt biofouling. Drift på lav kapasitet fremstår ikke som et problem i henhold til økt biologisk fouling. DOW bekrefter at membranelementer må konserveres ved driftsstopp lenger enn 48 timer. I tillegg oppgis det at konserveringsløsningen må fornyes omtrent hver måned (DOW, u.å.). For løsning nummer 2 vil dette medføre et behov for utskifting av konserveringsløsning ved jevne mellomrom, samt overvåking av riktig pH.

Membranelementer er ferdig installert, men det vil oppstå et behov for tømning av konserveringsmiddel og spyling over en kortere tidsperiode før drikkevann kan distribueres til forbruker. Tu et al. (2014) viste at konservering kan endre overflatestrukturen til membranen, noe som resulterer i lavere permeabilitet og redusert renseevne. Løsning nummer 3 kan gi høye kostnader for oppbevaring, i og med at oppbevaringstiden er begrenset. Installering av membranelementer er tidskrevende og kan ikke foretas digitalt slik som de andre løsningene.

4.2.3 Alternativ oppbevaring av membraner

Optimal lagring av membranelementer er ved tørre forhold, temperatur 5-15°C og uten eksponering av direkte sollys. Michael Lyko fra Microdyn Nadir informerer om at en membran kan oppbevares hos forbruker i et år før membranen påføres skade. I tillegg til denne tiden oppbevares membraner hos leverandøren i opp til et år. Dette gir til sammen en

total levetid på 2 år før membranen anbefales å tas i bruk. Det er få studier på hvor lenge en membran kan oppbevares i og med at dette sjeldent er en problemstilling. Ved oppbevaring av membraner lenger enn 2 år er det kapasiteten og levetiden som kan reduseres, ikke renseseffekten (Lyko, 2019b) (Hartz, 2019). Det er mulig å lagre membranelementer opp til 7-8 år. Forbeholdet for lagringstiden er tørrpakkede membranelementer og ikke fuktpakkede. Det kan forekomme noe reduksjon av permeatproduksjon (Lyko, 2019b). Andreas Hartz fra NOKA AS bekreftet at et samarbeid mellom forbruker (kommuner) og NOKA for hurtig utlevering av membraner kan være mulig. Denne løsningen forutsetter at membranleverandøren til enhver tid oppbevarer og fornyer antall membraner den aktuelle kommunen trenger. Betalingen som kreves for en slik tjeneste har ikke blitt diskutert. Dersom flere kommuner tar i bruk membranfiltrering som reservevannforsyning kan denne tjenesten være lønnsom for både forbruker og membranleverandør (Hartz, 2019).

Daels et al. (2016) studerte endringen av nanofibre bestående av polyamid. Ved en dimensjonal endring (>2%) av membranmaterialet, vil permeabiliteten og evnen til å fjerne bakterier reduseres kraftig.

4.3 Nanofiltrering sammenlignet med koaguleringsanlegg

I avsnitt 2.5 ble det nevnt at koagulering med direkte- eller kontaktfiltrering er vanlig metoder for vannbehandling i Norge. Dette avsnittet tar for seg fordeler og ulemper med nanofiltrering som reservevannforsyning sammenlignet med nettopp koagulering med direkte- eller kontaktfiltrering.

Det er mer ressurskrevende å drifte et anlegg bestående av koagulering med direkte- eller kontaktfiltrering (Eikebrokk, 2012). Ulike verdier for pH, doseringsmengde og strømningshastighet må optimaliseres og manuelt justeres i forhold til vannproduksjon og råvannskvalitet. Dette gjør et vannbehandlingsanlegg bestående av nanofiltrering mer betjeningsvennlig. I tillegg vil det bli produsert store mengder slam som må behandles ved et rensesanlegg, dette utgjør store kostnader og miljøbelastninger. Slammengden avhenger av hvor mye fellingskjemikalier som tilsettes. For nanofiltrering kan som regel konsentratet slippes direkte tilbake til råvannskilden ved tilgang på mye råvann. For hygienisk barrierehøyde oppnår nanofiltrering en svært god kreditering, bedre enn de fleste rensesprosesser (Ødegaard & Østerhus, 2014). Denne fordelene gir et mindre behov for

desinfeksjon etter renseprosessen. Mindre desinfeksjonsmiddel vil gi færre helseskadelige biprodukter som kan oppstå i drikkevannet. For nanofiltrering fremstår strømforbruket som en ulempe sammenlignet med koagulering med direkte- eller kontaktfiltrering. Nanofiltrering driftes med høyt trykk og mye rent drikkevann går med til spyling og daglig vask. Det høye strømforbruket blir ikke like negativt ved å ta i betraktning at slambehandling kan unngås. Responstiden til de to metodene fremstår som ganske lik.

Organiske mikroforurensninger fra industri, legemidler og personlig pleie er stadig et økende problem. Tradisjonelle rensemetoder reduserer disse forurensningene i mindre grad. adsorpsjon ved kullfilter, kjemisk oksidasjon, biofiltrering og nanofiltrering er bedre egnet (Ødegaard et al., 2015). Radjenovic et al. (2008) observerte god reduksjon av legemiddelrester for både NF og RO.

5 Materiale og metode

Dette kapittelet tar for seg hvordan den eksperimentelle delen av studiet har blitt gjennomført. Fremskaffelse av dokumentasjon omfatter både innhenting av driftsdata fra pilotanlegget og laboratorieundersøkelser av ulike analyseparametere. I tillegg inngår de utvalgte membranene, oppsettet for pilotanlegget og kartlegging av råvannskvaliteten for Femsjøen.

5.1 Området for pilotkjøringen

Pilotkjøringen ble gjennomført fra februar til mars og fant sted i en pumpestasjon langs Femsjøen i Halden kommune. Stasjonen pumper vann 80 høydemeter fra Femsjøen til Lille Erte. Nedbørsfeltet til Lille Erte er ikke stort nok og tilfredsstillende vannmengden som kreves for Halden kommune sitt vannforbruk, tilført vann er derfor en nødvendighet. Inntaket for råvann ligger ved en dybde på 12 meter.

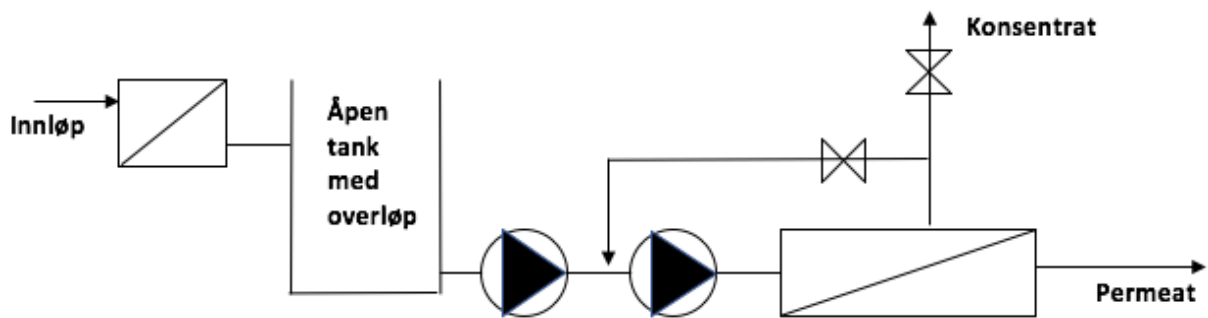
5.2 Oppsett og drift av pilotanlegg

Pilotanlegget ble lånt fra AquaTeam COWI som opprinnelig brukes til pilotkjøring med mindre keramiske membraner. Store deler av pilotanlegget kan justeres og driftes fra en styringsenhet med touch screen, mens enkelte ventiler justeres manuelt. Et membranhus, syrefaste rørdeler og tri-clamps overganger ble kjøpt inn og bygget om til å kunne kjøre spiral wound elementer for RO/NF med lengde 1 meter og diameter på 10 centimeter (4040-elementer). Sveisingen har blitt gjennomført av Halden kommune.

Kapasiteten til den integrerte pumpen for pilotanlegget var for dårlig til å oppnå ønskede driftsforhold. Det ble installert en sentrifugalpumpe som sugde vannet fra 5 cm over bunnen av råvannstanken og videre inn på pilotanlegget med drøyt 3,4 bar. Innløpstrykket til pilotanlegget kunne justeres med en manuell innløpsventil. Den integrerte pumpen var justerbar fra 10 – 100% gjennom kontrollpanelet. Figur 4 viser et forenklet flytskjema av oppsettet. En mer detaljert oversikt av oppsettet vises i Vedlegg C – Utvidet flytskjema. Bilder av oppsettet og utstyr er vedlagt i Vedlegg B – Bilder fra pilotkjøring.

Utstyr som har blitt benyttet i tillegg til pilotanlegget:

- Forfilter, 50 µm
- Råvannstank, 310L
- Ekstern sentrifugalpumpe, pumpekapasitet 3,4 bar



Figur 4: Forenklet flytskjema av pilotforsøket.

Råvannet var satt under et trykk på 6 bar og ble tappet fra en reguleringsventil i pumpestasjonen. Forbehandlingen besto av et grovt posefilter på 50 μm før vannet samlet seg opp i råvannstanken. For å unngå at råvannstanken tømte seg, var det viktig å sørge for mer vann inn til tanken enn pilotanlegget brukte. Det var kjent at vannforbruket til pilotanlegget ville reduseres med tiden grunnet fouling. Vannstrømningen til overløpet ble målt med bøtte og stoppeklokke i starten av hvert driftstrykk.

For å oppnå riktig driftsforhold i henhold til Tabell 3 ble justering av ventilåpninger foretatt både digitalt gjennom styringsenheten og manuelt. Driftstrykk, gjenvinningsgrad og strømningshastighet over membranen var driftsparameterne som ble vektlagt ved justering av ventilåpninger. Ventilene for innløp, resirkulering og konsentrat ble justert for å oppnå riktig driftsforhold. I dette studiet ble pilotanlegget driftet med konstant TMP som ga en selvjustering av pumpekapasiteten til den integrerte pumpen. Det var lettere å ha oversikt over synkende fluks og vannforbruk i forhold til økende TMP og vannforbruk. Det var utfordrende å oppnå en konstant strømningshastighet over membranen, se Vedlegg F – Driftsparametere. Hastigheten varierte mellom 1100 – 1600 l/h for hele driftsperioden. Stor variasjon var kortsiktig knyttet til selvjustering av pumpa og langsiktig knyttet til fouling av membranen som ga redusert fluks.

Forfilteret ble skiftet hver åttende dag for å ha tilstrekkelig forbehandlet råvann og unngå gjentetting av filteret.

Membranene ble testet under like driftsforhold for å enkelt kunne sammenligne resultatene. Tiden for å gjennomføre den eksperimentelle delen var begrenset. For å effektivisere driftsperioden ble gjenvinningsgraden til systemet satt til 65 - 70% over en periode på 12

dager med kontinuerlig drift for hvert element. Ved å øke TMP hver fjerde dag ble det utført en trykktest. Resultatene fra trykktesten indikerte prestasjonene til membranen ved ulike driftstrykk. Ved en trykktest er det ønskelig å finne sammenhengen mellom mengde produsert permeat, kvaliteten på permeatet og evnen til å unngå gjentetting på kort sikt, uten vask. Tabell 3 viser den totale driftsperioden med planlagte driftsforhold.

Tabell 3: Timeplan for drift av pilotanlegget med planlagte driftsforhold.

Total driftsperiode, dager	Relativ driftsperiode, dager	Membran	TMP, bar	Gjenvinningsgrad, %
4	4	SBNF	3	65
8	8		4	65
12	12		5	70
16	4	NF270	3	65
20	8		4	65
24	12		5	70
28	4	NF90	3	65
32	8		4	65
36	12		5	70
40	4	NP010	3	65
44	8		4	65
48	12		5	70

Det ble ikke gjennomført noe vask av membranene mellom hver økning av TMP, men en spyling ble foretatt ved å øke strømningshastigheten over membranen til omtrent 3000 l/h i noen minutter. Under spylingen ble anlegget driftet på lavt trykk uten gjenvinning og permeatventilen var lukket.

Ved oppstart av pilotkjøringen var det ikke mulig å fremstille en gjenvinningsgrad for systemet på 65% med kun en justerbar ventil gjennom styringsenheten. Det var nødvendig å installere en manuell reguleringsventil ved konsentratutløpet. Installeringen ble gjennomført etter den første TMP-kjøringen på 3 bar. De fire første dagene ble pilotanlegget driftet med en

gjenvinningsgrad på 31%. Endringen av recovery over driftsperioden for de fire membranene kan observeres i Vedlegg F – Driftsparametere.

Permeatet og konsentratet ut fra pilotanlegget ble ledet til sluket i pumpestasjonen. Tappingen av vannprøver for permeat og konsentrat ble foretatt direkte fra pilotanlegget med tynne gummislanger og manuelle ventiler. For å unngå gammelt vann ved prøvetaking, rant vannet noen sekunder før tapping. Råvannet ble tappet fra en reguleringsventil i pumpestasjonen.

5.3 Membraner

Utvelgelsen av membraner ble gjennomført i samarbeid med hovedveileder Zakhar Maletskyi, som er ekspert på membranteknologi. For å oppnå et bredt omfang i studiet, varierer de ulike membranegenskapene i stor grad. Hovedfokuset for utvelgelsen var å se om driftsparametere og reduksjon av organisk materiale påvirkes av ulike membranegenskaper. De valgte membranene kan alle benyttes til drikkevannsbehandling. Membranelementet SBNF fra Trisep har over en lenger periode blitt brukt på de mindre vannforsyningsanleggene til Halden kommune.

Sommeren 2018 ble seks ulike flat-sheet membraner benyttet som et forprosjekt for utvelgelsen av membraner til pilotkjøringen basert på spiral-wound, se Tabell 4. Det ble foretatt en 5 liter batch-kjøring med gjenvinning av konsentrat. Membranene som presterte best skulle benyttes videre i pilotkjøring del 2 med spiral-wound. Det ble forsøkt å kjøre membranene under like driftsforhold, noe som viste seg å være vanskelig med store variasjoner i membrankarakteristikk. Høyere permeabilitet for enkelte membraner førte til mindre motstand og lavere driftstrykk. Gjenvinning av konsentrat førte til kraftig variasjon i temperaturen basert på filtreringshastigheten og driftstrykket. Det har ikke blitt foretatt normalisering av resultatene fra pilotkjøring del 1. Grunnet varierende driftsforhold har den upresise sammenligningen av membraner førte til at utvelgelsen av videre testing ble delvis basert på resultater fra pilotkjøring del 1, mens hovedvekten ble lagt på egenskapene til membranene. SB90 og NP030 presterte laves fluks og har lavest MWCO av membranene fra samme produsent. Driftsforhold, resultater og oppsett av pilotkjøring del 1 kan ses i Vedlegg E – Pilotkjøring flat-sheet.

Tabell 4: Oversikt over flat-sheet membraner benyttet i pilotkjøring del 1.

Membran, Produsent	Pore size/ molecular weight	Material
SB90, TriSep	150 Da	Celluloseacetat
SBNF, TriSep	2000 Da	Celluloseacetat
NF270, DOW	200 - 400 Da	Polyamide-TFC
NF90, DOW	200 - 400 Da	Polyamide-TFC
NP010, Microdyn Nadir	1000 - 1200 Da	Polyetersulfon
NP030, Microdyn Nadir	500 - 600 Da	Polyetersulfon

Tabell 5 viser egenskapene til de fire membranene benyttet videre i dette studiet.

Tabell 5: Egenskaper til de ulike membranene benyttet i studiet.

Kilde: Tabellen er satt sammen av ulike kilder som vises under tabellen.

	SBNF	NF270	NF90	NP010
Fabrikant	Trisep	Filmtec Dow	Filmtec Dow	Microdyn Nadir
MWCO (Da)	2000 ^b	200-400 ^b	200-400 ^b	1000-1200 ^b
NaCl reduksjon, %	40-60 ^b	50 ^b	90-96 ^b	5-15 ^d
MgSO₄ reduksjon, %		98 ^b	98 ^b	20-30 ^a
Membranmateriale	Celluloseacetat ^b	Polyamid (TFC) ^b	Polyamid (TFC) ^b	Polyetersulfon ^b
Hydrofilitet	Hydrofil ^b	Hydrofil ^c	Hydrofil ^c	Hydrofob ^d
Overflateladning	Negativ ^b	Negativ ^c	Negativ ^c	Negativ ^a
Overflateareal, m²	7,4 ^b	7,6 ^b	7,6 ^b	7,5 ^b
pH-toleranse	2 – 7,5 ^b	2 – 11 ^b	2 – 11 ^b	0 – 14 ^b
Maks temperatur, °C	32 ^b	45 ^b	45 ^b	95 ^b
Klortoleranse, ppm	1,0 ^b	< 0,1 ^b	< 0.1 ^b	100 ^b

^a(Nicolini et al., 2016) ^bfabrikant ^c(Nghiem & Coleman, 2008) ^d(Cassano et al., 2016)

Det ble forsøkt å starte opp med pilotkjøringen i oktober 2018. Grunnet mangel av trykktransmitter på konsentratsiden ble ikke TMP loggført. TMP er en av de mest sentrale parameterne som resulterte i å starte pilotkjøringen på nytt i 2019. Membranene SBNF og NF270 ble driftet 10 dager i oktober 2018. Etter driftsperioden ble membranene vasket etter foretrukne metoder og konservert med natriummetabisulfitt. Begge elementene ble spylt og vasket med permeat. Spyling av membranen ble foretatt før og etter vaskeprosessen. Vaskemiddel som kommunen tidligere hadde brukt til SBNF og klor ble benyttet for vask av SBNF. Alkalisk vask med pH-verdi på 11,5 ble benyttet for vask av NF270. Vask av de to membranene kan ha noe påvirkning på permeabiliteten.

5.4 Prøvetakning og datainnsamling

Vannprøver har blitt samlet inn hver dag for hele driftsperioden på 48 dager. Store deler av driftsperioden har Halden kommune bistått med innsamling av vannprøver. Prøver har blitt hentet ut i en felles vannprøve, for senere å bli fordelt i mindre vannprøver med tanke på de ulike analysene. Undertegnede har foretatt analyser hver fjerde dag av de oppsamlede vannprøvene på laboratoriet til Lille Erte vannverk. Oppsamlede vannprøver for parameteren UV₂₅₄ har blitt analysert på NMBU av undertegnede hver 12 dag. TOC har blitt analysert hver fjerde dag av samarbeidslaboratoriet til Halden kommune, ALS i Sarpsborg. Alle vannprøver har blitt lagret i kjøleskap frem til analyse. Tabell 6 viser en oversikt over hvor ofte, hvilken lokasjon og hva som analyseres for de ulike parameterne.

Tabell 6: Antall analysedager og lokasjon for ulike analyseparametere over en driftsperiode på 12 dager.

Analyser	Analysedager	Hvor	Prøver
Fargetall	12	Halden	Permeat, Råvann, Konsentrat
Turbiditet	12	Halden	Permeat, Råvann, Konsentrat
pH	12	Halden	Permeat, Råvann, Konsentrat
Alkalitet	4	Halden	Permeat, Råvann
Konduktivitet	12	Halden	Permeat, Råvann, Konsentrat
UV-T	12	NMBU	Permeat, Råvann
Kalsium	4	Halden	Permeat, Råvann
TOC	4	ALS	Permeat, Råvann
BDOC	1	AquaTeam COWI	Permeat, Råvann

Driftsparametere ble lagret automatisk på en minnepenn hvert tiende sekund. Dataene kunne hentes ut som en CVC-fil etter driftsperioden og åpnes med Excel for videre analyse.

De viktigste driftsdataene pilotanlegget logget:

- Trykk, bar
- Temperatur, °C
- Strømningshastigheter, l/h
- Gjenvinningsgraden, %
- Dato og klokkeslett
- Åpningsgraden til ventiler, %

5.5 Analysemetoder

Analysemetoder som har blitt benyttet for kartlegging av vannkvaliteten til permeat, råvann og konsentrat for de ulike membranene er vist under.

Fargetallet ble analysert med Spectroquant® NOVA 60A, Merck. Det ble benyttet en 5 cm kyvette. Kyvetten ble skylt med det aktuelle prøvevannet før analyse. Deteksjonsgrense: 0,2

mg Pt/l. Instrumentet ble defekt $\frac{3}{4}$ ut i driftsperioden og måtte erstattes. Analyse av fargetallet for det siste membranelementet ble foretatt med Spectroquant® Prove 100, Merck. Benyttet samme kyvette.

Turbiditet ble analysert med Turbiquant® 1500 T, Merck. Glassbeholderen ble fylt opp med prøvevann og satt inn i instrumentet. Glassbeholderen ble skylt med det aktuelle prøvevannet før analyse. Deteksjonsgrense: 0,02 NTU.

pH ble analysert med instrumentet inoLab® pH 7110, WTW. Vannprøven var i en glassbeholder med magnetrører i bunn. I tillegg til pH-verdi registrerte instrumentet temperatur.

Kalsium og Alkalitet ble analysert ved titreringsutstyr fra CalVer®. Kalsium- og alkalitetsindikator ble tilsatt vannprøven som gjorde et fargeomslag etter titrering. Mengden kalsium/alkalitet kunne beregnes etter mengde titrert løsning.

Konduktivitet ble lest av med konduktivitetsmeteret Copenhagen CDM3. Sensoren ble holdt i nærkontakt med prøvevannet, mens resultatet ble lest av på konduktivitetsmeteret. Det ble kun benyttet glassbeholdere til vannprøvene.

UV-T ble analysert med UV-T500PRO fra Metaspec. Det ble brukt 5 cm kyvette. Kyvetten ble skylt med det aktuelle prøvevannet før analyse. Den aktuelle analysedagen ble instrumentet kalibrert.

TOC ble analysert hos Halden kommune sitt samarbeidslaboratorium i Sarpsborg, ALS Laboratory Group Norway. Benyttet metode er NS-EN 1484 (1997) med en måleusikkerhet på 15%.

BDOC ble analysert hos Aquateam COWI i samarbeid med Eurofins. Servais et al. (1987) var først ute med metoden som er modifisert av Louis Kaplan ved Strouds Water Research Center i Pennsylvania, USA. Vannprøvene har vært nedfrost. Nedfrosne vannprøver skal ikke påvirke innholdet av det organiske materialet, men BDOC-analyse av frosne vannprøver har ikke blitt gjennomført ved tidligere anledning hos AquaTeam. Metoden er basert på endring

av konsentrasjon for løst organisk karbon over en periode på 28 dager. Suspenderte bakterier benyttet som inokulum har blitt hentet fra Maridalsvannet. Vannprøvene inkuberes mørkt ved 20°C. Benyttede glassrør har på forhånd blitt syrevasket og brent ved 550°C.

6 Resultater

I dette kapittelet er dataene fra forsøksperioden fremstilt med tabeller og grafer. For å gjøre det lettere å håndtere logget driftsdata, samt å fremlegge oversiktlige grafer, har alle målinger for hvert tiende sekund blitt brukt til å beregne en gjennomsnittsverdi for hver time.

6.1 Råvannskvalitet

Tabell 7 viser råvannskvaliteten i Femsjøen for perioden 08 februar til 27 mars. Verdiene i tabellen presenterer minste, gjennomsnittlige og høyeste verdi for hver enkelt parameter.

Tabell 7: Råvannsdata fra Femsjøen i perioden februar til mars 2019.

Parameter	Enheter	Min.	Gjen.	Maks.
Fargetall	mg Pt/l	34,2	37,2	40,9
Turbiditet	NTU	1,32	1,80	2,32
Alkalitet	mmol/g	0,11	0,12	0,15
pH		6,59	6,64	6,78
Konduktivitet	mS/m	5,10	5,80	6,50
Kalsium	mg Ca/l	0,92	3,60	4,92
UV-T	%	1,90	2,40	2,81
TOC	mg C/l	6,00	8,00	8,80

25. april ble det sendt inn en råvannsprøve for å bekrefte at DOC og TOC tilsvarer omtrent samme verdi. DOC ble målt til 9,0 mg/l hos ALS, noe som bekrefter lignende verdier. SUVA kan dermed bli beregnet med TOC-verdier fra driftsperioden. For å kunne beregne SUVA må UV-T omgjøres til UV absorpsjon (m^{-1}). Før omgjøringen til absorpsjon, må verdiene for UV-T (%T 50mm) med 5 cm kyvette, omgjøres til UV-T (%T 10mm). Omgjøring fra %T50 til %T10 har blitt gjennomført med formel 6 i henhold til rapporten; *veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann* (Eikebrokk et al., 2008).

$$\%T10 = (\%T50/100)^{(0,01/0,05)} \quad (6)$$

Omgjøring fra UV-T (%T 10mm) til UV absorpsjon (cm^{-1}) har blitt beregnet med formel 7:

$$UV \text{ Adsorpsjon} = 2 - \log_{10}(\%T10) \quad (7)$$

SUVA har blitt beregnet med formel 8:

$$SUVA = \frac{UVA}{TOC} * 100 \quad (8)$$

Tabell 8: SUVA-verdier for Femsjøen hver fjerde dag under driftsperioden.

UV-T (5 cm)	UV-T (1 cm)	UV-A cm ⁻¹	TOC mg C L ⁻¹	SUVA L mg ⁻¹ m ⁻¹
2,54	48,0	0,32	8,20	3,89
2,68	48,5	0,31	8,20	3,83
2,57	48,1	0,32	6,00	5,30
2,64	48,3	0,32	8,10	4,01
2,26	46,9	0,34	7,70	4,45
2,37	47,3	0,34	7,17	4,70
2,35	47,2	0,33	8,60	3,79
2,05	46,0	0,35	8,26	4,29
1,91	45,3	0,36	8,80	4,12
2,03	45,9	0,36	8,46	4,20
2,26	46,9	0,34	8,30	4,13
2,27	46,9	0,34	8,30	4,12

6.2 Standardisering av permeatproduksjon

Endringer i råvannskvalitet og driftsparametere kan gi store forskjeller i fluks og kvaliteten til permeatet. For å kunne sammenligne ulike driftsdata er det viktig å standardisere dataene (Crittenden et al., 2012). Standardiseringen har blitt gjort i henhold til: ”Standard Practice for Standardizing Reverse Osmosis Performance Data” tilsendt fra veileder. Formel 8 er vist under med forklaring av hver parameter. Standard driftsforhold er basert på verdier fra starten av hver driftstrykkperiode.

$$Q_{ps} = \frac{\left(P_{fs} - \frac{\Delta P_{fbs}}{2} - P_{ps} - \pi_{fbs} + \pi_{ps} \right) * TCF_s}{\left(P_{fa} - \frac{\Delta P_{fba}}{2} - P_{pa} - \pi_{fba} + \pi_{pa} \right) * TCF_a} * Q_{pa} \quad (8)$$

Q_{ps} = Standardisert permeatstrømning

P_{fs} = Innløpstrykk ved standard driftsforhold, kpa

$\frac{\Delta P_{fbs}}{2}$ = Halvparten av trykkreduksjonen over membranen ved standard driftsforhold

P_{ps} = Permeattrykket ved standard driftsforhold, kpa

π_{fbs} = Innløp – konsentrat osmotisk trykk ved standard driftsforhold, kpa

π_{ps} = Osmotisk permeattrykk ved standard driftsforhold, kpa

TCF_s = Temperatur korreksjonsfaktor ved standard driftsforhold

Q_{pa} = permeatstrømning ved faktiske driftsforhold

P_{fa} = innløpstrykk ved faktiske driftsforhold, kpa

$\frac{\Delta P_{fba}}{2}$ = Halvparten av trykkredusksjonen ved faktiske driftsforhold

P_{pa} = permeattrykket ved faktiske driftsforhold, kpa

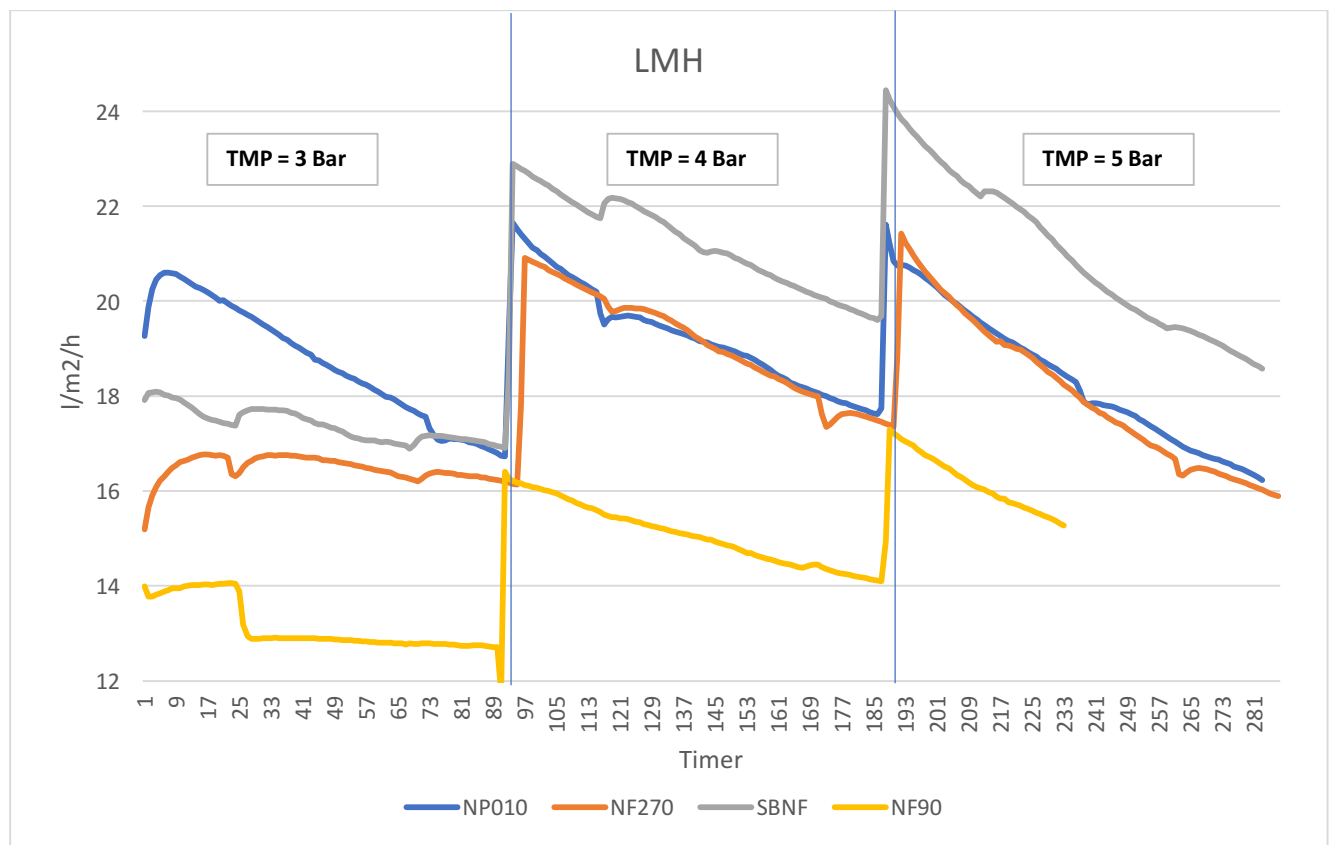
π_{fba} = innløp – konsentrat osmotisk trykk ved faktiske driftsforhold, kpa

π_{pa} = Osmotisk permeattrykk ved faktiske driftsforhold, kpa

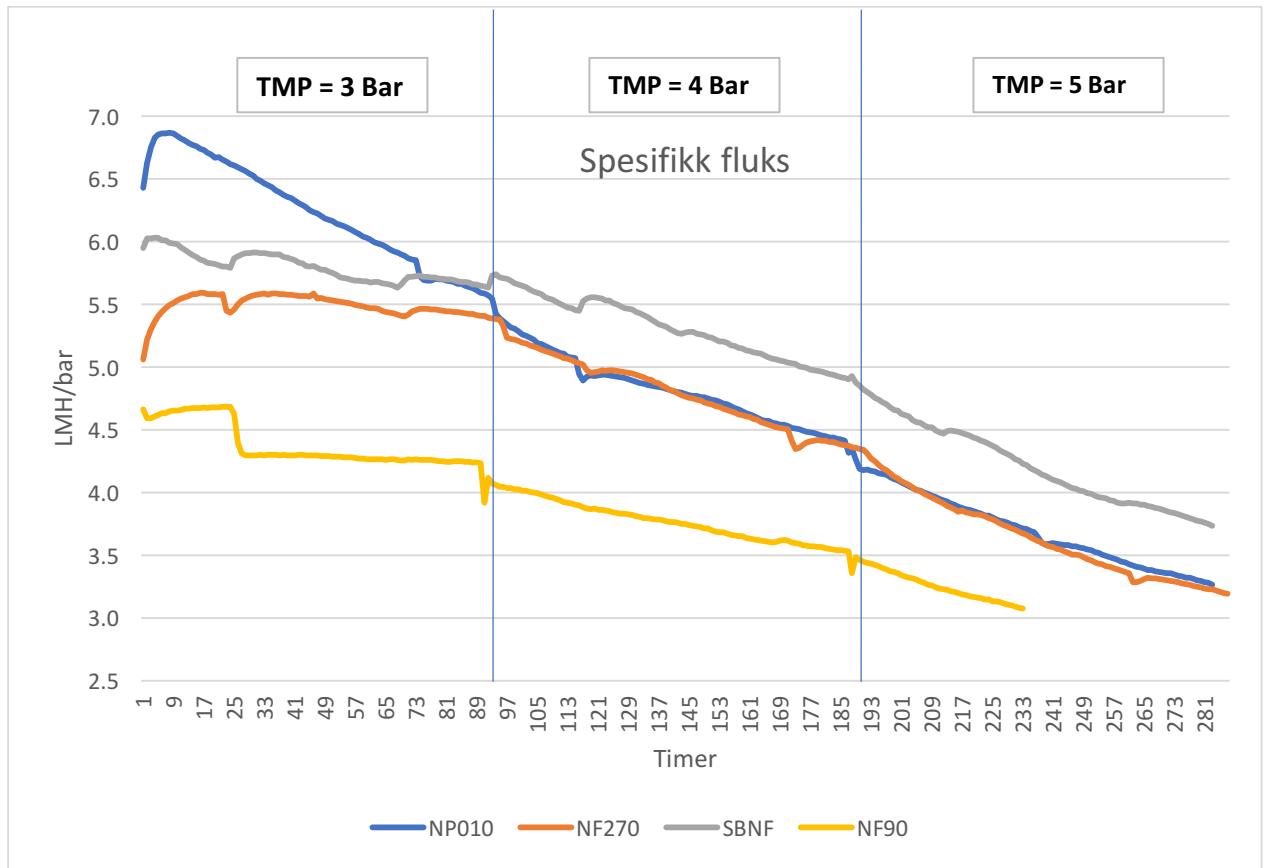
TCF_a = temperatur korreksjonsfaktor ved faktiske driftsforhold

6.3 Fluks og spesifikk fluks

Figur 5 og Figur 6 presenterer fluks og spesifikk fluks for hver enkelt membran over den aktuelle driftsperioden. Grunnet defekt avløpspumpe i pumpestasjonen måtte driften av NF90 avbrytes 2 dager før planlagt. De små hakkene på grafen skyldes tapping av konsentrat fra pilotanlegget. Trykket i systemet faller når konsentratventilen åpnes, noe som reduserer fluksen. Brå åpning eller langsom åpning av ventilen kan ha påvirket utslaget på grafene.



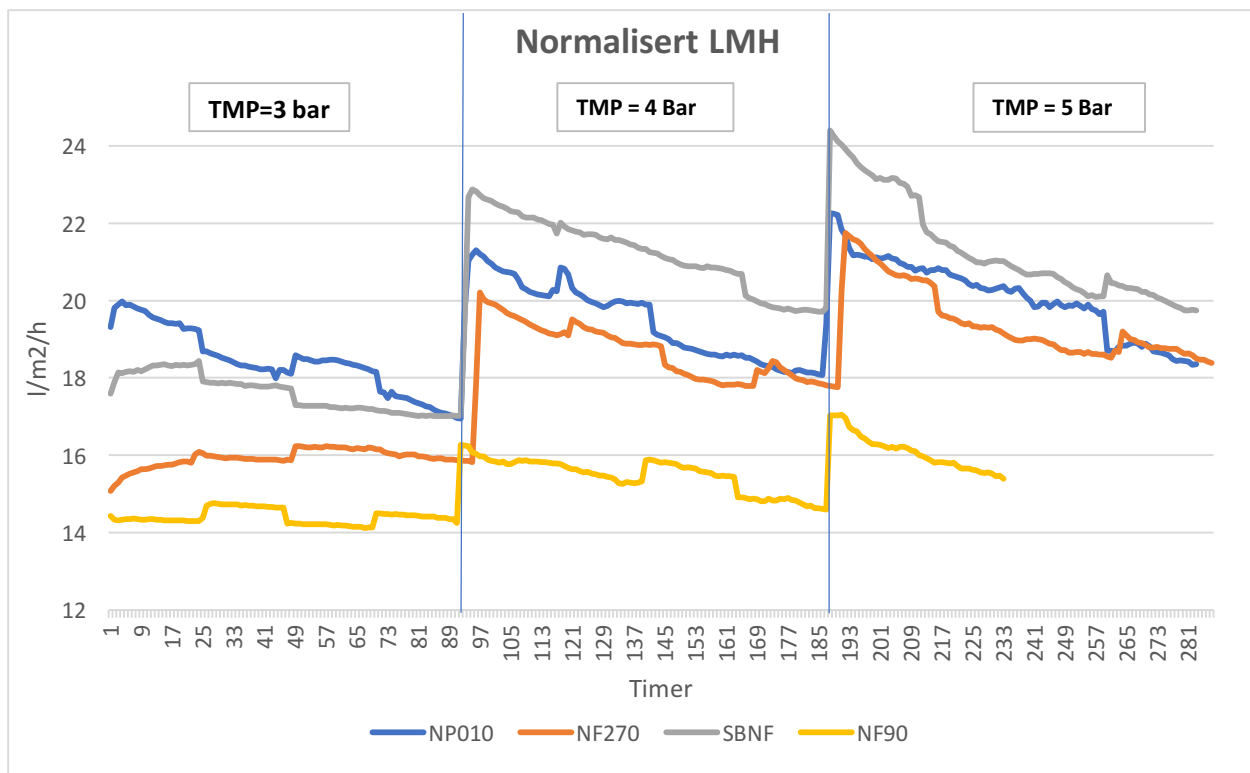
Figur 5: Fluks for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.



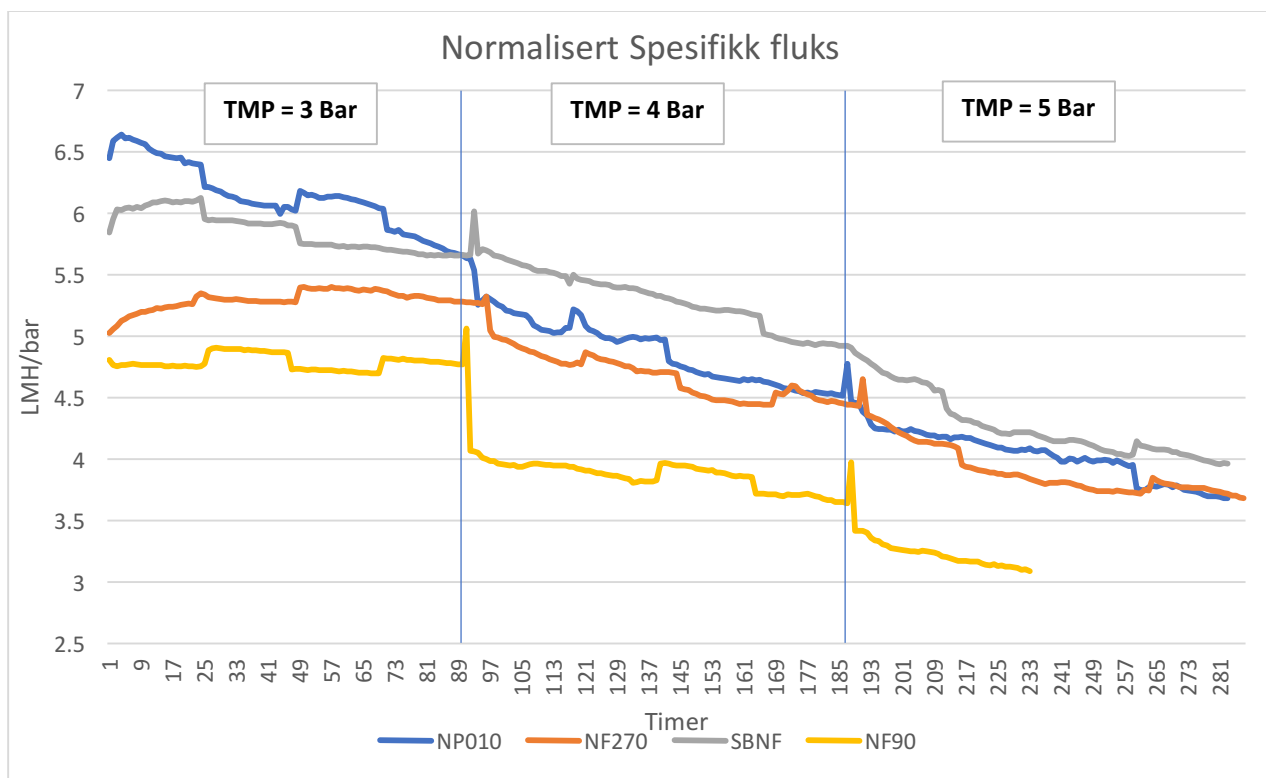
Figur 6: Spesifikk fluks for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.

Figur 7 og Figur 8 presenterer normaliserte grafer for fluks og spesifikk fluks.

Normaliseringen har blitt gjennomført som vist i avsnitt 6.2. For å se den faktiske prestasjonen til membranene må endringer av råvannet over tid tas hensyn til. For å beregne π_{fbs} trengs parameteren totalt løst materiale (TDS) til råvannet. Ulempen med normalisering i dette tilfellet er kun en måling av TDS hvert døgn. TDS-verdien har en stor påvirkning for normaliseringen og burde blitt målt online av pilotanlegget. En måling i døgnet forklarer de hakkete grafene med 24 timers mellomrom. TDS har blitt beregnet fra konduktivitet. Veileder har informert om at for råvann kan konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) gjøres om til TDS (PPM) med en faktor på 1,2-1,7. Det beste hadde vært å finne denne faktoren på laboratoriet, men i dette tilfellet har faktoren 1,5 blitt benyttet.



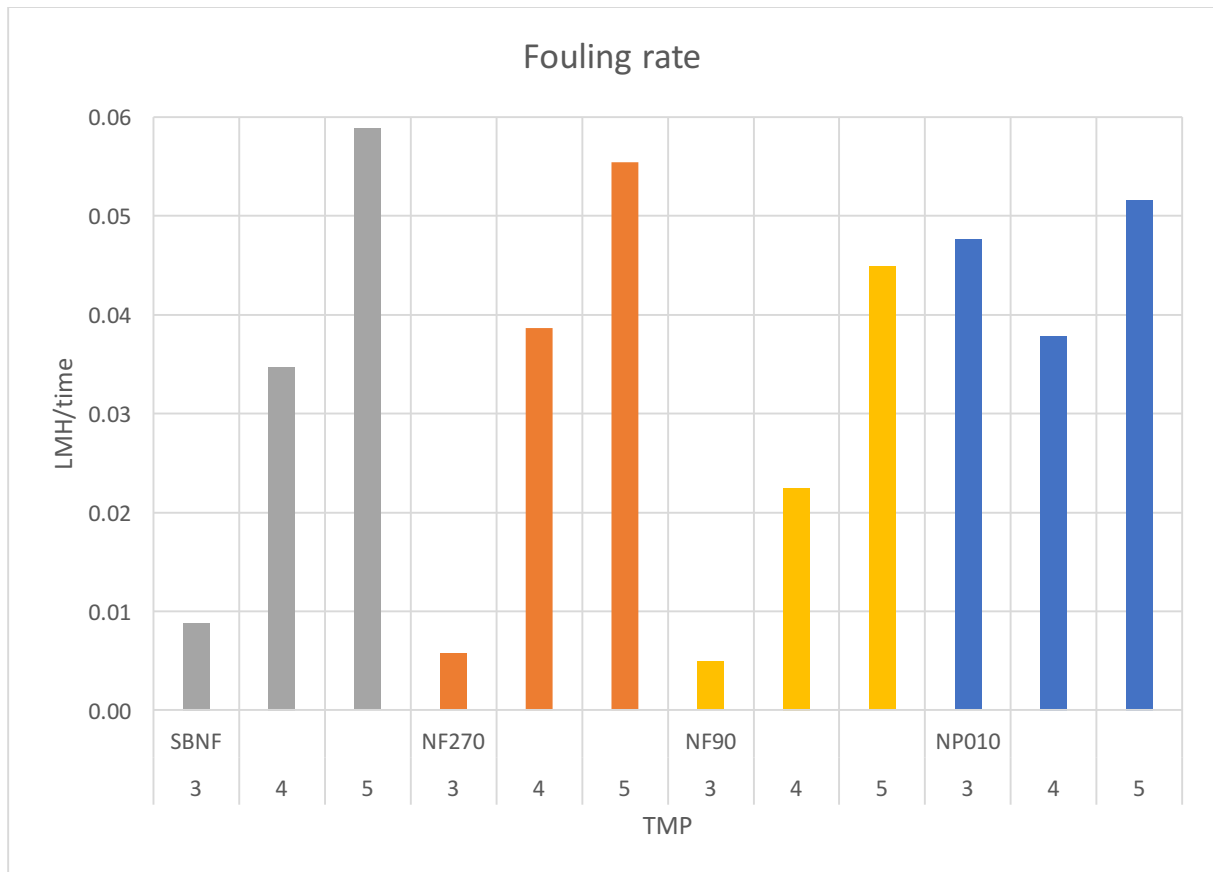
Figur 7: Normalisert fluks ved varierende driftstrykk.



Figur 8: Normalisert spesifikk fluks ved varierende driftstrykk.

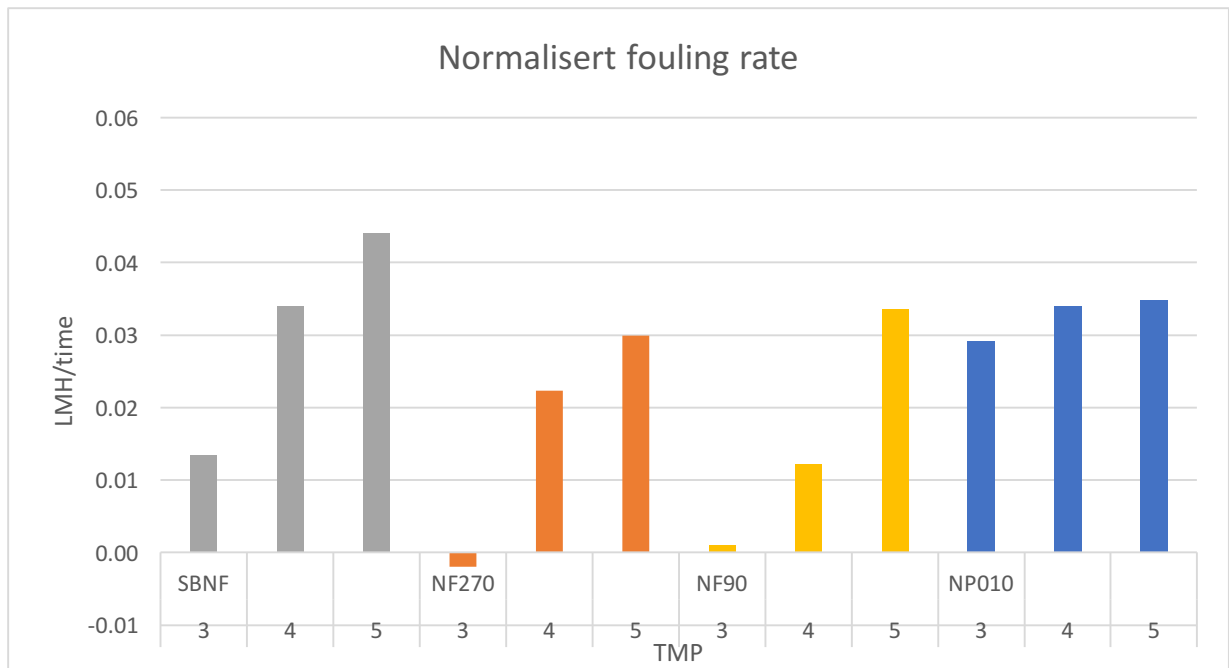
6.4 Fouling

Figur 9 viser fouling raten til de ulike membranene ved varierende driftstrykk. Verdiene er beregnet ved å se på stigningstallene til grafene fra Figur 5. Det har ikke blitt gjennomført noen form for vask av membranene.



Figur 9: Fouling raten for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.

Figur 10 representerer den normaliserte fouling raten. Verdiene er beregnet fra Figur 7. Det er i utgangspunktet ikke mulig å oppnå negativ fouling som vist for NF270 med driftstrykk på 3 bar. Den negative foulingen kan knyttes til TDS-verdiene benyttet til normalisering og en lenger stabiliseringsperiode de første driftstimene.

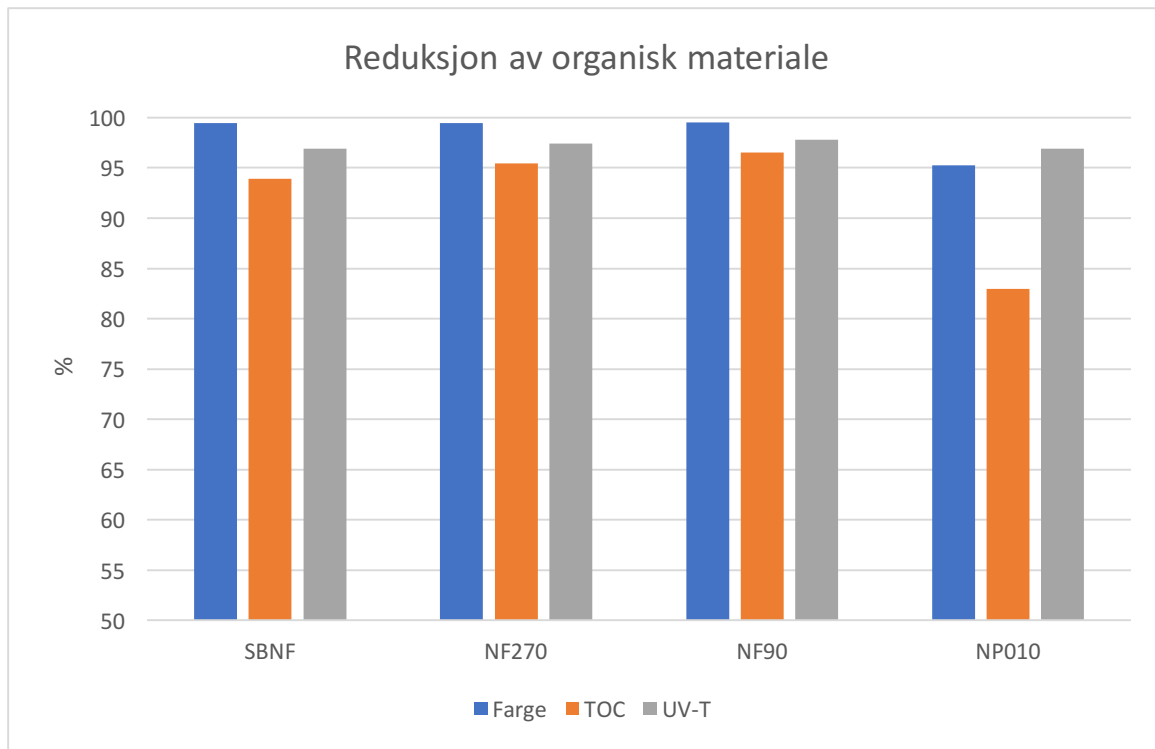


Figur 10: Normalisert fouling rate for de ulike membranene ved varierende driftstrykk.

6.5 Permeatkvalitet

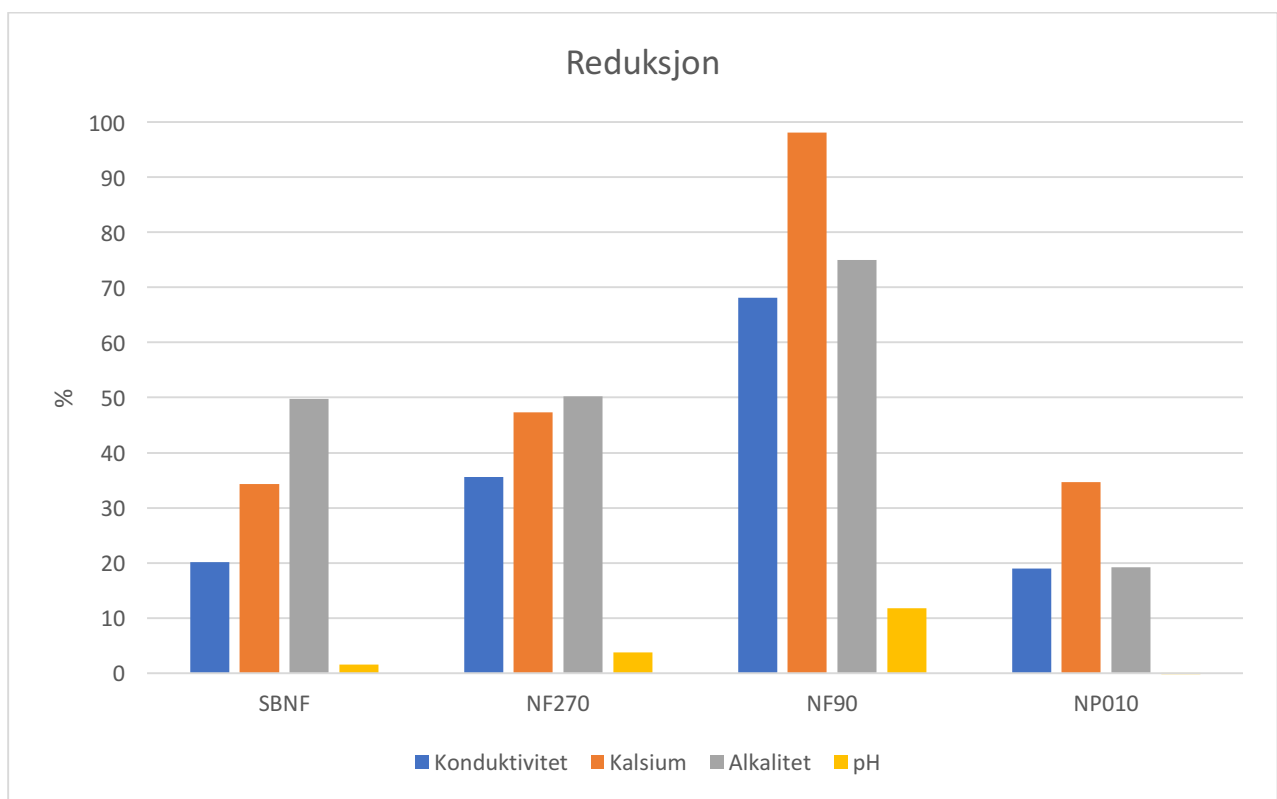
Reduksjonen av alle analyseparametere er beregnet fra en gjennomsnittsverdi over hele driftsperioden. Verdien for analyseparametere endres ikke med driftstrykket og er tilsvarende konstant gjennom driftsperioden. Endringen av parametere kan observeres i Vedlegg A – Utviklingen av enkelte analyseparametere.

Figur 11 viser reduksjon av organisk materiale ved å sammenligne innholdet i permeatet og råvannet.



Figur 11: Reduksjon av organisk materiale for de ulike membranene.

Figur 12 viser reduksjon av analyseparametere som ikke baseres på organisk materiale.



Figur 12: Reduksjon av andre analyseparametere for de ulike membranene.

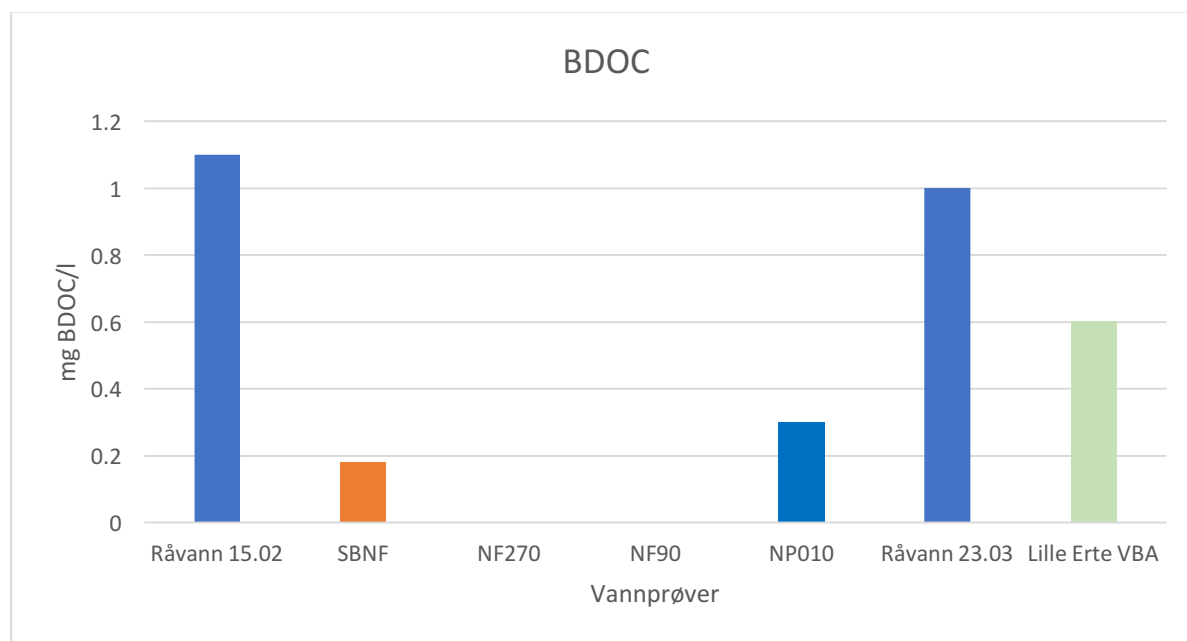
Tabell 9 viser gjennomsnittsverdiene til de ulike membranene som har blitt benyttet til å beregne reduksjonen for ulike analyseparametere.

Tabell 9: Gjennomsnittsverdien av permeatkvalitet for de enkelte membranene.

Membran	Fargetall	TOC	UV-T	Turbiditet	pH	Konduktivitet	Kalsium
	Mg Pt/l	mg C/l	%	NTU		µs/cm	mg Ca/l
SBNF	0,2	0,45	84,9	0,02	6,58	50,9	1,95
NF270	0,2	0,35	99,1	0,02	6,35	39,2	1,70
NF90	0,2	0,29	99,5	0,02	5,79	17,3	0,10
NP010	1,8	1,42	70,2	0,16	6,73	42,3	2,75

Bionedbrytbart løst organisk materiale

Figur 13 viser hvor mye DOC som har blitt brutt ned av heterotrofe mikroorganismer over 28 dager. I tillegg til de fire membranene fra studiet er drikkevannet fra vannbehandlingsanlegget Lille Erte og råvann ved start og slutt av driftsperioden analysert. NF270 og NF90 oppnår god reduksjon av DOC (<0,3 mg C/l), som er benyttet til å fremstille BDOC-verdier. De lave verdiene kommer utenfor deteksjonsgrensen og BDOC-verdier kan dermed ikke fremstilles i figuren. For DOC-verdier og full rapport se Vedlegg D – Analyserapport BDOC.



Figur 13: Bionedbrytbart organisk materiale tilgjengelig i vannprøvene.

7 Diskusjon

I dette kapittelet skal resultatene analyseres og de ulike membranene skal sammenlignes. Permeatfluks og evnen til å unngå reduksjon av fluks står meget sentralt. Fluksen skal ses i sammenheng med permeatkvaliteten, spesielt med hensyn til naturlig organisk materiale.

7.1 Råvannskvalitet i Femsjøen

Råvannskvaliteten i Femsjøen kan kategoriseres som en typisk norsk innsjø. Lave verdier for alkalitet, pH og kalsium, med høyt innhold av organisk materiale. Temperaturen for driftsperioden var ganske stabil mellom 6 og 9 grader celsius. Fargetall og turbiditet ble sammenlignet før og etter forfilteret uten å observere noen ulikheter i råvannskvaliteten.

Parameteren SUVA sier noe om egenskapene til det organiske materialet i råvannet. Fra Tabell 8 er tre SUVA-verdier rett i underkant av 4, mens de resterende verdiene er over 4. Fra avsnitt 2.1 indikerer dette at DOC domineres av høymolekylære hydrofobe partikler. Mesteparten av de høymolekylære partiklene er for store til å absorbere inne i membranporene og danner et belegg på membranoverflaten. De hydrofobe partiklene fanges lettere opp av membranen og bidrar til hurtigere fouling enn lavmolekylære hydrofile partikler (Nilson & DiGiano, 1996). Fan et al. (2001) mente at høy SUVA-verdi indikerer større mengder kolloide NOM-molekyler som gir mer fouling enn lave verdier for SUVA i råvannet. Videre ble det vist at høymolekylære fraksjoner av NOM (>30kDa) var hovedgrunnen til fluksreduksjon.

7.2 Sammenligning av MWCO og NaCl-reduksjon

Membranprodusenter kategoriserer ulike membraner ved prosent reduksjon av salter eller MWCO. Reduksjon av NaCl kan undersøkes i brakkvann eller saltvann, men er dårligere egnet for ferskvann (Taylor et al., 2000). Det eksisterer ingen standard metode for karakterisering av MWCO. Betydningen av MWCO kan variere mellom ulike produsenter. Det er flere driftsforhold som påvirker bestemmelsen av MWCO og sjeldent rapporteres disse: strømningshastighet, temperatur, trykk, opprinnelig konsentrasjon i vannprøven. Det finnes ingen enkel metode for å måle MWCO, noe som gjør MWCO til en grov estimering av membranens evne til å fjerne partikler (Sharma & Sharma, 2013). Konsentrasjonen i løsningen som skal filtreres, driftstrykk og temperatur er faktorer som også påvirker

reduksjon av salter (Hilal et al., 2005). Bestemmelsen av NaCl reduksjon utføres som MWCO ikke i henhold til noe standard og kan variere mellom membraner.

Bruken av MWCO for de ulike membranene kan fra resultatene i denne studien fremstå som upresis. For NF270 og NF90 omtales begge membranene med en cut-off på MWCO 200-400 Dalton av produsent, mens reduksjon av NaCl er oppgitt til 50 og 90-96%. Fra og ikke kunne separere trangheten til membranene med MWCO til å observere store forskjeller for fluks og reduksjon av ulike parametere, fremstår reduksjon av NaCl som en mer presis betegnelse for trangheten til membranene. NF90 og NF270 består av samme materialet, har lik ladning og begge er hydrofile. Ved å sammenligne membranene NP010 (MWCO 1000 Da, NaCl reduksjon 10%) og SBNF (MWCO 2000 Da, NaCl reduksjon 40-60%) omtales NP010 som den trangeste i henhold til MWCO, mens SBNF fremstår som den trangeste i henhold til reduksjon av NaCl. Ved å se på resultatene fra denne studien fremstår SBNF som den trangeste i og med at NP010 oppnår høyest fluks til å starte med og lavest reduksjon av samtlige analyseparametere. SBNF (NaCl reduksjon 40-60%) og NF270 (NaCl reduksjon 50%) oppnår omtrent lignende resultater fra Figur 5 og Tabell 9. Noe høyere reduksjon for NF270, mens SBNF oppnår noe høyere fluks. Like resultatene for SBNF (MWCO 2000 Da) og NF270 (200-400 Da) stemmer dårlig overens med trangheten basert på MWCO, 5-10 ganger så trang membran burde gitt større observerte forskjeller i prestasjonene. NaCl reduksjonen er omtrent den samme for SBNF og NF270 noe som stemmer overens med resultatene.

7.3 Permeatfluks

Produksjonen av permeat øker som forventet når TMP oppjusteres. Økningen er ikke lineær, dette kan observeres ved å se på fluksen i starten av hvert driftstrykk fra Figur 5. Ikke-lineær stigning er forventet for filtrering av råvann og skyldes hurtigere fouling ved høyere driftstrykk. Økningen av fluks ved å oppjustere TMP fra 4 til 5 bar var overraskende lav og opplevdes som svært moderat sammenlignet med økningen fra 3 til 4 bar. Årsaken til liten økning av fluks skyldes trolig at membranene driftes kontinuerlig og ikke vaskes mellom hver økning av TMP. En membran med beleggdannelse vil oppleve større problemer med å øke fluksen, sammenlignet med en upåvirket membran. Dersom membranene hadde startet med den samme kapasiteten for hvert driftstrykk ville trolig høyere fluks blitt oppnådd ved økning

av TMP. Hvordan de ulike membranene responderer på vask for å gjenvinne kapasiteten kan variere mellom ulike membraner.

NF90 produserer betraktelig mindre mengder permeat (70 – 85%) sammenlignet med de andre membranene. Det er ikke mulig å frigjøre et råvann fra uønskede partikler. Reduksjon av de minste partiklene vil kreve mye energi, eventuelt mindre produksjon av permeat for å oppnå ekstremt rent drikkevann. NF90 er den trangeste membranen som ikke overraskende produserer lavest fluks. Den mest åpne membranen NP010 i henhold til NaCl reduksjon, produserer som forventet høyest fluks til å starte med. Kraftig fluksreduksjon for NP010 gjør SBNF til membranen som produserer høyest fluks etter drøyt 90 timer med driftstrykk på 3 bar.

Vist fra Figur 5 og Figur 6 synker grafene til SBNF og NF270 i tilsvarende hastighet og holder jevn avstand for driftstrykk på 4 og 5 bar. Avstanden er mindre for driftstrykk på 3 bar noe som skyldes en gjenvinningsgrad på 33% for SBNF. Dersom SBNF hadde vært driftet med gjenvinningsgrad på 65% ville trolig fluksen vært høyere, samtidig som reduksjon av fluks kunne inntruffet noe raskere.

7.4 Fouling

Uenighet blant forskere og flere ubesvarte spørsmål angående fouling, gjør det vanskelig å bekrefte om membranene i denne studien utsettes for irreversibel eller reversibel fouling, samt om det oppstår biologisk vekst på membranene under driftsperioden. Råvannet som domineres av høymolekylære hydrofobe partikler tyder på at foulingen domineres av nettopp slike partikler. Beleggdannelse på membranoverflaten av partikler som er større enn porene er trolig hovedgrunnen til fluksreduksjon. Resultatene fra denne studien bekrefter Cho et al. (1999) sine observasjoner om at hydrofobe membraner gjentettes raskere enn hydrofile membraner for råvann dominert av høymolekylære hydrofobe partikler.

Fra Figur 5 kan fouling raten observeres ved å studere helningen på grafene. Liten helning ved driftstrykk på 3 bar for de hydrofile membranene tyder på moderat til ingen fouling, mens bratt helning ved driftstrykk på 5 bar tyder på kraftig fouling. Fluksen etter 4 dager med driftstrykk på 5 bar er lavere enn fluksen etter 4 dager med driftstrykk på 4 bar. Dette bekrefter Chang et al. (2009) sine observasjoner om hurtigere fouling ved høyere driftstrykk.

Det eksisterer ingen fasit for forholdet som egner seg mellom fluks og fouling rate, alt avhenger av ønsket vaske/spylefrekvens, permeatproduksjon og størrelse på vannbehandlingsanlegg.

Det er tydelig at membranen NP010 er mest utsatt for fouling i starten av driftsperioden. Fluksen reduseres kraftig ved et driftstrykk på kun 3 bar, hvor de andre membranene opplever liten fouling. Den kraftige foulingen i starten øker ikke i takt med oppjustering av TMP. Foulingen holder seg rimelig konstant og ser ut til å oppnå den samme fouling raten som de hydrofile membranene ved driftstrykk på 4 og 5 bar. Dette indikerer at hovedgrunnen til sterk fouling ved start skyldes fouling av hydrofobe partikler til den hydrofobe membranen. Etter membranen er delvis mettet for fouling følges et fouling-mønster som ligner de hydrofile membranene. Fan et al. (2001) observerte raskere gjentetting av en hydrofob membran, sammenlignet med en hydrofil membran. Kraftig fouling ved lavt driftstrykk kan oppstå som et stort problem for et reservevannanlegg som driftes på lav kapasitet store deler av tiden. Liu et al. (2011) forklarte at adsorpsjon av hydrofobe partikler forekommer lettere for hydrofobe membraner, dette skyldes frastøtning mellom vannmolekyler og den hydrofobe membranoverflaten som gjør det lettere for partikler å adsorbere.

SBNF opplever som forventet mindre fouling i starten sammenlignet med NP010, mens raten øker kraftig i takt med driftstrykket. Det samme fouling-mønsteret viser seg for de tre hydrofile membranene, med noe raskere fouling ved produksjon av høyere fluks. Zularisam et al. (2006) observerte at hydrofobe PES membraner tettes dobbelt så raskt som hydrofile CA membraner ved ultrafiltrering av overflatevann. Det er mulig fouling raten ville sett noe annerledes ut ved å vaske membranen mellom hver økning av TMP. Det virker fornuftig at fouling raten øker i takt med driftstrykket, men ved et tidspunkt skulle man tro membranoverflaten ble mettet på fouling og fluksen stabiliserte seg. Trolig observeres en minimal stabilisering av fluks grunnet den korte driftsperioden. Membranen NP010 kan ha blitt noe mettet på fouling etter driftsperioden på 3 bar, grunnet den konstante fouling raten for alle driftstrykk. Kimura et al. (2003) forklarte at det skal filtreres mye råvann for å oppnå mettede forhold på membranoverflaten med hensyn til fouling.

De to polyamid membranene oppnår lavest verdier for fouling, spesielt NF90, noe som kan ses i sammenheng med mindre porer og lavere produksjon av permeat. Figur 10 viser en overraskende kraftig fouling rate ved driftstrykk på 5 bar for NF90, dette kan forklares fra

Figur 7. Alle membranene opplever noe stabilisering i løpet av hver driftsperiode med varierende driftstrykk. Dette kan vises ved å observere en brattere kurve i starten av driftstrykk-perioden, sammenlignet mot slutten. Driftsperioden for NF90 måtte avbrytes før tiden, noe som gjør at kun den bratteste delen utgjør fouling raten ved et driftstrykk på 5 bar.

Elimelech et al. (1997) observerte at TFC polyamid membraner tettes noe hyppigere enn CA membraner grunnet grovere membranoverflate. Dette kan ikke bekreftes ved denne studien.

7.5 Permeatkvalitet

Det ble ikke observert noen endring i permeatkvalitet ved oppjustering av driftstrykk. Chang et al. (2009) observerte minimal endring av NOM-reduksjon ved å øke TMP fra 6,9 til 10,4 bar. Ingen observert endring i reduksjon for de ulike parameterene indikerer at permeatkvaliteten ikke reduseres ved økende driftstrykk.

7.5.1 Organisk materiale

De tre hydrofile membranene oppnådde et fargetall på 0,2 for permeatet, tilsvarende 100% reduksjon. PES-membranen oppnådde et fargetall på 1,8. Fargetallet for PES-membranen ble analysert med et annet instrument noe som kan påvirke resultatene, men andre analyseparametere for organisk materiale indikerer at høyere fargetall stemmer. Fargen til råvannet kommer som nevnt i avsnitt 2.2 av de høymolekylære hydrofobe bindingene. Disse partiklene er lettere å fjerne enn lavmolekylære bindinger og kan vises ved den høye reduksjonen for samtlige av membranene. Den hydrofobe membranen oppnår lavest reduksjon av fargetallet på 95,3%. Lavest reduksjon kan ses i sammenheng med mest åpen membran i henhold til informasjon om lavest NaCl reduksjon fra membranprodusent (10%). Lavest reduksjon kan også ses i sammenheng med hurtig fouling for hydrofobe partikler på hydrofobe membraner. Hydrofobe partikler adsorberer lett til hydrofobe membranoverflater og delvis inne i porene, dette gir lavere NOM-reduksjon (Verliefde et al., 2009). Lavere reduksjon av hydrofobe partikler kan være noe av årsaken til svakest NOM-reduksjon til tross for relativ lav MWCO på 1000 Da.

Ved å analysere TOC for permeatet tilsvarer dette verdien for DOC i og med at vannet filtreres gjennom veldig trange porer ($\ll 0,45\mu\text{m}$). TOC tar hensyn til flere organiske partikkelstørrelser og ikke bare høymolekylære. De høymolekylære partiklene som trenger gjennom membranen NP010 og gir utslag for fargetallet, vises dermed også for

analyseparameteren TOC. Fra Figur 11 kan det observeres et lignende mønster for reduksjon av TOC, som for reduksjon av fargetall med lavere reduksjon for samtlige membraner. Den mest åpne membranen (NP010) i henhold til prosent NaCl reduksjon oppnår som forventet lavest reduksjon av TOC (83%). De tre resterende membranene oppnår omtrent samme reduksjon med små variasjoner (93,9 – 96,5%). Det er tydelig at membranene SBNF og NF270 (40-60% NaCl reduksjon) oppnår god nok reduksjon av TOC, på lik linje med den trange membranen NF90 (90-96% NaCl reduksjon). Noen resultater for TOC ble oppgitt som < 0,5 mg/l og er ikke nøyaktige verdier. Dette gjelder for de tre trangeste membranene som trekker ned gjennomsnittet for prosentvis reduksjon.

Evnen til å absorbere UV-lys varierer mellom ulike partikler og avhenger av den elektroniske strukturen til molekylet. For absorpsjon av UV-lys med bølgelengde 200 – 380 nanometer dominerer de aromatiske molekylene (Weishaar et al., 2003). Det at UV₂₅₄ er sensitiv ovenfor aromatiske komponenter gjør at analyseparameteren enkelt kan vise tilstedeværelse av høymolekylære humic og fulvic syrer i varierende størrelser (Zularisam et al., 2006). Da råvannet fra denne studien domineres av høymolekylære hydrofobe partikler, vil UV-lys hovedsakelig absorberes av høymolekylære aromatiske molekyler. En mer presis bestemmelse av den dominerende molekylærstørrelsen i råvannet og de ulike permeatene kunne blitt gjennomført med metoden high-performance liquid chromatography (HPSEC). Det er mindre interessant å se på reduksjon av UV-T (5 cm) fra Figur 11, da alle membranene oppnår høy reduksjon av høymolekylære partikler. Tabell 9 viser ekstremt god kvalitet på permeatet til NF270 og NF90 med hensyn til UV-T. Membranen NF270 oppnår som observert ved tidligere NOM-parametere gode resultater, rett i underkant av den trangeste membranen NF90. Membranen NP010 oppnår lavest UV-T for permeatet med 70,2%, noe som er forventet med tanke på lavest reduksjon av fargetall og TOC. Verdiene for UV-T viser overraskende stor forskjell mellom membranene NF270 og SBNF. Begge membranene har blitt påvist omtrent samme reduksjon av fargetall og TOC. Det at NF270 har omtrent 5 ganger så liten MWCO burde blitt observert ved tidligere analyseparametere og kan ikke anses som hovedgrunnen. Høyere konsentrasjoner av NOM i råvannet under drift av SBNF kan være årsaken, men dette virker lite sannsynlig fra Figur 17. Mer trolig gir UV-T av permeatet til membranen SBNF utslag for lav reduksjon av lavmolekylære aromatiske partikler. Ferdig kalibrert instrument for UV-T da undertegnede startet analysene av SBNF kan være en annen feilkilde. Kalibreringen kan ha blitt gjennomført med en annen type destillert vann. På laboratoriet til NMBU finnes det flere flasker med destillert vann, hvor undertegnede har

observert noe variasjon for UV-T. De tre siste membranene ble kalibrert av undertegnede med samme type destillert vann.

Lavmolekylære organiske partikler

Resultatene for BDOC viser tilsvarende prestasjonsmønster som for de andre analyseparameterne for organisk materiale. Evnen til å redusere BDOC ser ut til å variere med trangheten til membranene. NF90 og NF270 oppnår så god reduksjon av organisk materiale at verdiene for DOC kommer utenfor deteksjonsgrensen på 0,3 mg C/l. SBNF oppnår gode resultater for BDOC med en verdi på 0,18 mg BDOC/l. NP010 oppnår som forventet lavest reduksjon av bionedbrytbart organisk materiale, med en BDOC-verdi på 0,3 mg BDOC/l. Eikebrokk (2012) forklarte at flere faktorer spiller inn for å unngå biologisk vekst på ledningsnettet; temperatur, konsentrasjon av næringssalter, sporstoffer, restklor osv. For typiske kaldtvannsystemer uten restklor foreslås det en maksverdi på 0,2-0,4 mg BDOC/l for å unngå biologisk vekst (Eikebrokk, 2012). Disse verdiene er noe høyere enn grenseverdien 0,15 mg BDOC/l som (Servais et al., 1987).

DOC-verdiene til SBNF ble benyttet til å beregne BDOC, og er overraskende høye sammenlignet med tidligere TOC-analyser fra ALS i Tabell 9. Tidligere TOC-analyser viser omtrent 0,45 mg C/l, mens DOC-verdiene benyttet til å fremskaffe BDOC-verdier er oppgitt til 0,94 mg C/l. Verdiene for de andre membranene stemmer godt overens. Det kan tenkes at DOC-innholdet har blitt påvirket ved nedfrysing av vannprøve. Dette er lite trolig da SBNF er den eneste membranen med store variasjoner. Det kan være mer tenkelig at vannprøven benyttet til BDOC-analyse har blitt utsatt for forurensning ved prøvetaking eller under analyse. Det ble kun foretatt en vannprøve til BDOC-analyse.

BDOC-verdiene for råvannet er analysert til 1,1 og 1,0 mg BDOC/l med 36 dagers mellomrom. Grovt estimert gir dette en BDOC-reduksjon for de ulike membranene på:

- SBNF: 83%
- NF270: >90%
- NF90: >90%
- NP010: 71%

Det er vanskelig å oppgi eksakt verdi for NF270 og NF90, men reduksjonen er trolig i underkant av 100%. Disse verdiene korrelerer godt med verdiene for UV-T fra Tabell 9. Dette

tyder på at analyseparameteren UV-T gir utslag for lavmolekylære partikler som er tilgjengelig for biologisk vekst. Korrelasjonen er noe overraskende da BDOC forhåpentligvis skulle ta høyde for mindre lavmolekylære partikler enn UV-T. Dersom denne korrelasjonen kan observeres ved andre studier, vil UV-T med 5 cm kyvette være mye rimeligere enn BDOC-analyser. Den eksisterende vannbehandling til Halden kommune består av Moldeprosessen med GAC-filer i etterkant. Anlegget oppnår en BDOC-reduksjon på 57%, lavere enn samtlige membraner.

Eikebrokk (2012) rapporterte god korrelasjon mellom BDOC og innholdet av hydrofile NOM-fraksjoner, mens det ikke ble observert noen korrelasjon mellom hydrofobe NOM-fraksjoner og BDOC. Noble et al. (1996) sammenlignet reduksjon av TOC og potensialet for biologisk vekst for tre ulike renseprosesser: 1. Koagulering, flokkulering og aktivt kullfilter. 2. Koagulering, flokkulering og sandfilter 3. Nanofiltrering med MWCO 1000 Da. Nanofiltrering ga best reduksjon av TOC (95%), mens sandfilteret ga best reduksjon av AOC (85%). NF-membranen presterte dårligst med 8% reduksjon av AOC. Dette kan tyde på at nanofiltrering hindrer biologisk vekst i mindre grad enn forventet. Escobar et al. (2000) presterte 97% reduksjon av BDOC med en TFC-membran, MWCO 200 Da. Den samme membranen presterte lavere enn 10% reduksjon av AOC. Meylan et al. (2007) observerte at AOC reduseres i mindre grad enn samtlige NOM-fraksjoner og kan ikke direkte relateres. Videre anbefaler han å benytte et aktivt kullfilter eller sandfilter etter membranfiltrering for å fjerne alle AOC-partikler. For å unngå vekst av E.coli må AOC-verdiene være lavere enn 0,54 µg/l (Lechevallier et al., 1991).

Escobar et al. (2001) observerte en signifikant sammenheng mellom AOC og vekst av heterotrofe bakterier. Denne sammenhengen ble ikke observert for BDOC og vekst av heterotrofe bakterier. Bazri et al. (2012) observerte en sterk korrelasjon mellom parameterne AOC og BDOC. Escobar og Randall (2001) observerte en økning på 127% av AOC etter ozonering, mens BDOC økte med 49%. Videre ble det konkludert med at potensialet for bakteriologisk vekst kan under- eller overdimensjoneres ved å kun analysere en av parameterne.

Det er liten tvil om at nanofiltrering reduserer høymolekylært organisk materiale godt. I tillegg oppnås et lavt potensiale for biologisk vekst med hensyn til BDOC. Større tvil stilles til BDOC som en godt nok egnet indikator ovenfor potensialet for biostabilt drikkevann.

Litteraturstudier tyder på at AOC er mer presis enn BDOC for å uttrykke potensialet for biologisk vekst på ledningsnettet. AOC er trolig en liten del av BDOC og består av de minste partiklene som alle er tilgjengelige for biologisk vekst. Enkelte partikler for BDOC er trolig ikke tilgjengelige for biologisk vekst, og må brytes ned til mindre partikler før de blir tilgjengelige. Det er behov for flere studier som sammenligner BDOC og AOC med varierende vannkilder og inokulum. Det hadde vært meget interessant å sammenligne BDOC og AOC i denne studien, men AquaTeam hadde dessverre ikke muligheten til å analysere AOC.

7.5.2 Fysiske/kjemiske egenskaper

Analyseparameterne som ikke tar hensyn til organisk materiale bekrefter at NF90 er den trangeste membranen. Membranen befinner seg i overgangen mellom NF og RO, noe som kommer tydelig frem ved reduksjonen av divalente kalsium-ioner (98,1%). Det bekreftes at PES-membranen NP010 er mest åpen, noe som har blitt observert ved tidligere analyseparametere og permeatfluks. Dette stemmer også overens med opplysninger om 10% reduksjon av NaCl.

Det er ikke ønskelig å redusere parameterne kalsium, alkalitet og pH da disse verdiene må heves med hensyn til korrosjonskontroll etter vannbehandling. Konduktivitet er mindre viktig for behandling av overflatevann grunnet lave verdier sammenlignet med saltvann og brakkvann. De ulike reduksjonene sier noe om trangheten til membranene og kan gjenspeiles i reduksjon av NOM. Figur 12 viser på lik linje med Figur 11 at prosent reduksjon av NaCl er en bedre indikator for trangheten til membranene sammenlignet med MWCO.

Fra tidligere observert fluks og reduksjon av NOM ligner membranene SBNF og NF270 mest i prestasjoner, dette kan bekreftes fra Figur 12. Noe større fluks og lavere reduksjon av NOM for SBNF gir som forventet noe lavere reduksjon av parameterne uten hensyn til NOM. Alkalitet og kalsium har blitt gjennomført ved fire titreringsanalyser for hvert enkelt membranelement. Et fåtall av analyser gir økt usikkerhet.

De tre hydrofile membranene oppnår som forventet reduksjon av pH. Hvor kraftig reduksjonen er kan ses i sammenheng med trangheten til membranene. Den trangeste membranen oppnår høyest reduksjon av pH med 11,7%. Den hydrofobe membranen oppnår tilsvarende uendret pH med 0,15% reduksjon. Den uendrede pH-en kan ses i sammenheng

med størst poreåpning. Formelen for $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$. Den logaritmiske formelen betyr større reduksjon av H^+ -ioner for NF90 enn den prosentvise forskjellen mellom 11,7 og 0,15%.

7.6 Nanofiltrering som reservevannforsyning

Fra avsnitt 4.2.2 fremstår løsningen med kontinuerlig drift av hele anlegget på lav kapasitet som den best egnede metoden. Denne metoden gir lavest kostnader da oppbevaring og konservering ikke er nødvendig. I tillegg gir denne løsningen raskest responstid ved at membranelementene er ferdig installert, og tømning/spyling av uønsket væske ikke er nødvendig. Rask responstid, god beredskapssikkerhet og ingen ekstra kostnader sammenlignet med nanofiltrering for et vanlig drikkevannsanlegg, gjør nanofiltrering til en godt egnet reservevannforsyning.

Dersom hele anlegget skal driftes på lav kapasitet, fremstår ikke fouling av membraner som et stort problem ved valg av en hydrofil membran. Perioder uten produksjon kan gi økt biologisk fouling, mens drift på lav kapasitet utgjør ingen økt fare for biologisk fouling. Den daglige desinfeksjonen med spyling fremstår som vesentlig, for å unngå biologisk vekst på membranene. Polyamid-membranene har nulltoleranse ovenfor klor, noe som kan fremstå som et problem for den daglige desinfeksjonen. Klor er rimelig og effektivt derav det mest brukte desinfeksjonsmiddelet for nanofiltrering i Norge (Ødegaard et al., 2010).

Nanofiltrering gir god reduksjonen av NOM (Noble et al., 1996), samt mindre krav for desinfeksjon etter filtrering sammenlignet med andre renseprosesser, dette tilsier at dannelsen av helseskadelige biprodukter ikke vil fremstå som et stort problem. I tillegg medfører betjeningsvennligheten ingen stor økning i arbeidsbelastning for vannverkseier.

8 Konklusjon

Alle fire membranene har prestert tilfredsstillende reduksjon av naturlig organisk materiale. Membranene SBNF – Trisep og NF270 – DOW Filmtec er hydraulisk sterke og har prestert best etter en total vurdering. NF270 oppnådde en reduksjon av TOC på 95,5%, mens SBNF ga noe høyere fluks med en reduksjon av TOC på 93,9%. Fouling av membranen SBNF inntraff noe raskere enn for NF270. NF90 presterte høyest reduksjon av organisk materiale, men produserte for lav fluks til behandling av overflatevann. Membranen befinner seg på grensen til omvendt osmose med 70-85% av fluksen til de andre membranene og 98,1% reduksjon av kalsium. NP010 oppnådde en reduksjon av TOC på 83%, noe som resulterte i dårligst prestasjon av samtlige membraner. Hovedproblemet til den hydrofobe membranen for behandling av overflatevann var den hurtige foulingen, selv med et lavt driftstrykk på 3 bar.

Tre membraner presterte meget gode resultater for BDOC. NF270 og NF90 presterte verdier <0,15 mg BDOC/l, mens SBNF presterte 0,18 mg BDOC/l. NP010 oppnådde 0,3 mg BDOC/l, en verdi som befinner seg i grensesjiktet mellom biostabilt og fare for biologisk vekst. Litteraturstudier tyder på at AOC fremstår som en mer presis analyseparameter da denne tar høyde for de minste lavmolekylære organiske partiklene. Det lave innholdet av BDOC indikerer liten tilførsel av organisk næring for heterotrofe mikroorganismer og et lavt potensiale for biologisk vekst, dette kan ikke bekreftes uten analyser av AOC. På grunnlag av denne studien kan det ikke konstateres et lavt potensiale for biologisk vekst etter nanofiltrering, til tross for gode indikasjoner.

Økte konsentrasjoner av NOM og strengere krav til kommunal leveringssikkerhet gjør reservevannforsyning med nanofiltrering til en løsning med stort potensiale. Gode resultater for reduksjon av organisk materiale med enkel forbehandling, gjør nanofiltrering til en godt egnet renseprosess for humusholdig overflatevann. I tillegg bidrar betjeningsvennligheten til liten økning i arbeidsbelastning for vannverkseieren. Rask responstid og god beredskapssikkerhet oppfyller kravene til en sikker reservevannforsyning.

9 Videre arbeid

For den eksperimentelle delen av studiet har det blitt benyttet et fåtall membranelementer. For å oppnå et større omfang ville det vært gunstig å benytte flere membraner. Dette var ikke aktuelt for denne studien grunnet begrenset budsjett og tid. Blant annet membranmaterialet sulfonert polyetersulfon som er godt utbredt i Norge ville vært interessant å teste.

I dette studiet har ikke gjenvinning av kapasitet blitt undersøkt. Begge membranene SBNF og NF270 har hver sine begrensninger når det kommer til toleranse ovenfor vask og desinfeksjon, se Tabell 5. I tillegg til begrensninger må det tas forbehold om at vaskeprosedyrer kan virke med varierende effekt mellom de ulike membranene. Fra avsnitt 3.8 erfarte Jevnaker kommune redusert gjenvinningskapasitet ved å skifte membran og benytte samme vaskeprosedyre. Optimal vask- og desinfeksjonsprosedyre er viktig for en god drift av et membranlegg.

Analyser av patogene mikroorganismer har ikke blitt gjennomført i dette studiet. Dette kunne vært interessant, men strenge krav til rengjøring, desinfeksjon og prøvetaking ville gitt stor usikkerhet i resultatene. Oppholdsstedet for pilotkjøringen hadde ikke tilgang på rent vann, noe som ville gjort disse analysene utfordrende. Patogene mikroorganismer fremstår ikke som et problem med porestørrelsene for membranene benyttet i dette studiet.

10 Referanser

- Aiken, G. R., Mcknight, D. M., Thorn, K. A. & Thurman, E. M. (1992). Isolation of Hydrophilic Organic-Acids from Water Using Nonionic Macroporous Resins. *Organic Geochemistry*, 18 (4): 567-573. doi: Doi 10.1016/0146-6380(92)90119-I.
- Al-Amoudi, A. & Lovitt, R. W. (2007). Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. *Journal of Membrane Science*, 303 (1-2): 6-28. doi: 10.1016/j.memsci.2007.06.002.
- Al-Amoudi, A. S. (2010). Factors affecting natural organic matter (NOM) and scaling fouling in NF membranes: A review. *Desalination*, 259 (1-3): 1-10. doi: 10.1016/j.desal.2010.04.003.
- Al-Jeshi, S. & Neville, A. (2006). An investigation into the relationship between flux and roughness on RO membranes using scanning probe microscopy. *Desalination*, 189 (1-3): 221-228. doi: 10.1016/j.desal.2005.08.001.
- Bazri, M. M., Barbeau, B. & Mohseni, M. (2012). Impact of UV/H₂O₂ advanced oxidation treatment on molecular weight distribution of NOM and biostability of water. *Water Research*, 46 (16): 5297-5304. doi: 10.1016/j.watres.2012.07.017.
- Bellona, C., Drewes, J. E., Xu, P. & Amy, G. (2004). Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment - a literature review. *Water Research*, 38 (12): 2795-2809. doi: 10.1016/j.watres.2004.03.034.
- Bellona, C. & Drewes, J. E. (2005). The role of membrane surface charge and solute physico-chemical properties in the rejection of organic acids by NF membranes. *Journal of Membrane Science*, 249 (1-2): 227-234. doi: 10.1016/j.memsci.2004.09.041.
- Bjørnar Eikebrokk, G. T. (red.). (2009). *NOM-fraksjonering og BDOC-analyser: Effektive verktøy for diagnose av vann- behandlingsprosesser og vurdering av optimaliseringstiltak?*, Norsk Vannforening, 16.11.2009.
- Boussu, K., Vandecasteele, C. & Van der Bruggen, B. (2008). Relation between membrane characteristics and performance in nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 310 (1-2): 51-65. doi: 10.1016/j.memsci.2007.10.030.
- Braeken, L., Ramaekers, R., Zhang, Y., Maes, G., Van der Bruggen, B. & Vandecasteele, C. (2005). Influence of hydrophobicity on retention in nanofiltration of aqueous solutions containing organic compounds. *Journal of Membrane Science*, 252 (1-2): 195-203. doi: 10.1016/j.memsci.2004.12.017.
- Bruaset, S. & Hem, L. (2014). *Biostabilitet i drikkevannsnett*. Hamar, Norge.
- Carroll, T., King, S., Gray, S. R., Bolto, B. A. & Booker, N. A. (2000). The fouling of microfiltration membranes by NOM after coagulation treatment. *Water Research*, 34 (11): 2861-2868. doi: Doi 10.1016/S0043-1354(00)00051-8.
- Cassano, A., Cabri, W., Mombelli, G., Peterlongo, F. & Giorno, L. (2016). Recovery of bioactive compounds from artichoke brines by, nanofiltration. *Food and Bioproducts Processing*, 98: 257-265. doi: 10.1016/j.fbp.2016.02.004.
- Chang, E. E., Chen, Y. W., Lin, Y. L. & Chiang, P. C. (2009). Reduction of natural organic matter by nanofiltration process. *Chemosphere*, 76 (9): 1265-1272. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.04.053.
- Chen, S. S., Taylor, J. S., Mulford, L. A. & Norris, C. D. (2004). Influences of molecular weight, molecular size, flux, and recovery for aromatic pesticide removal by nanofiltration membranes. *Desalination*, 160 (2): 103-111. doi: Pii S0011-9164(03)00585-X
Doi 10.1016/S0011-9164(04)90000-8.

- Cho, J. W., Amy, G. & Pellegrino, J. (1999). Membrane filtration of natural organic matter: Initial comparison of rejection and flux decline characteristics with ultrafiltration and nanofiltration membranes. *Water Research*, 33 (11): 2517-2526. doi: Doi 10.1016/S0043-1354(98)00498-9.
- Chow, C. W. K., Fabris, R. & Drikas, M. (2004). A rapid fractionation technique to characterise natural organic matter for the optimisation of water treatment processes. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 53 (2): 85-92.
- Crittenden, J. C., Howe, K. J., Hand, D. W., Tchobanoglous, G. & Trussell, R. R. (2012). *Principles of water treatment*. Third edition, Student edition. utg. Hoboken: Wiley.
- Daels, N., Harinck, L., Goethals, A., De Clerck, K. & Van Hulle, S. W. H. (2016). Structure changes and water filtration properties of electrospun polyamide nanofibre membranes. *Water Science and Technology*, 73 (8): 1920-1926. doi: 10.2166/wst.2016.033.
- Delpla, I., Baures, E., Jung, A. V. & Thomas, O. (2011). Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of the Total Environment*, 409 (9): 1683-1688. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.01.033.
- Dey, T. (2012). *Nanotechnology for water purification*: BrownWalker Press.
- Do, V. T., Tang, C. Y. Y., Reinhard, M. & Leckie, J. O. (2012). Degradation of Polyamide Nanofiltration and Reverse Osmosis Membranes by Hypochlorite. *Environmental Science & Technology*, 46 (2): 852-859. doi: 10.1021/es203090y.
- DOW. (u.å.). *DOW Technical Manual*. Tilgjengelig fra: http://msdssearch.dow.com/PublishedLiteratureDOWCOM/dh_095b/0901b8038095b91d.pdf?filepath=liquidseps/pdfs/noreg/609-00071.pdf (lest 09.05.2019).
- Drikkevannsforskriften. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann* Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> (lest 13.02.2019).
- Eikebrokk, B., Vogt, R. D. & Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Natural Organic Material Research: Innovations and Applications for Drinking Water*, 4 (4): 47-54.
- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L. & Gjerstad, K. (2008). *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*. Norsk vann rapport nr.164.
- Eikebrokk, B. (2012). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Rapport fra Norsk vann nr.188.
- Elimelech, M., Zhu, X. H., Childress, A. E. & Hong, S. K. (1997). Role of membrane surface morphology in colloidal fouling of cellulose acetate and composite aromatic polyamide reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 127 (1): 101-109. doi: Doi 10.1016/S0376-7388(96)00351-1.
- Escobar, I. C., Hong, S. K. & Randall, A. A. (2000). Removal of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon by reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 175 (1): 1-17. doi: Doi 10.1016/S0376-7388(00)00398-7.
- Escobar, I. C. & Randall, A. A. (2001). Assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC): Complementary measurements. *Water Research*, 35 (18): 4444-4454. doi: Doi 10.1016/S0043-1354(01)00173-7.
- Escobar, I. C., Randall, A. A. & Taylor, J. S. (2001). Bacterial growth in distribution systems: Effect of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon.

- Environmental Science & Technology*, 35 (17): 3442-3447. doi: DOI 10.1021/es0106669.
- EUs drikkevannsdirektiv. (1998). *kvaliteten af drikkevand*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A31998L0083> (lest 13.02.2019).
- Evans, C. D., Monteith, D. T. & Cooper, D. M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137 (1): 55-71. doi: 10.1016/j.envpol.2004.12.031.
- Fan, L. H., Harris, J. L., Roddick, F. A. & Booker, N. A. (2001). Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes. *Water Research*, 35 (18): 4455-4463. doi: Doi 10.1016/S0043-1354(01)00183-X.
- Gorenflo, A., Velazquez-Padron, D. & Frimmel, F. H. (2003). Nanofiltration of a German groundwater of high hardness and NOM content: performance and costs. *Desalination*, 151 (3): 253-265. doi: Pii S0011-9164(02)01018-4
Doi 10.1016/S0011-9164(02)01018-4.
- Guo, W. S., Ngo, H. H. & Li, J. X. (2012). A mini-review on membrane fouling. *Bioresource Technology*, 122: 27-34. doi: 10.1016/j.biortech.2012.04.089.
- Halden kommune. (2017). *Hovedplan VA*. Tilgjengelig fra: [https://www.halden.kommune.no/Planer/temaplaner/Documents/Hovedplan VA_2017.pdf](https://www.halden.kommune.no/Planer/temaplaner/Documents/Hovedplan_VA_2017.pdf) (lest 13.02.2019).
- Halvorsen, H. J. (2019). *Epost angående responstid fra Hans Jørgen Halvorsen i COWI Fredrikstad* (13.02.2019).
- Hartz, A. (2019). Telefonsamtale engående oppbevaring av membraner for et reservevannsanlegg (Februar 2019).
- Hem, L. & Thorsen, T. (2008). *Driftserfaringer med membranfiltrering*.
- Hermann H. Hahn & Rudolf Klute. (1990). *Chemical Water and Wastewater Treatment*. Madrid, Spania: Springer-Verlag Berling Heidelberg.
- Hilal, N., Al-Zoubi, H., Mohammad, A. W. & Darwish, N. A. (2005). Nanofiltration of highly concentrated salt solutions up to seawater salinity. *Desalination*, 184 (1-3): 315-326. doi: 10.1016/j.desal.2005.02.062.
- Hong, S. K. & Elimelech, M. (1997). Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 132 (2): 159-181. doi: Doi 10.1016/S0376-7388(97)00060-4.
- Hong, S. K., Escobar, I. C., Hershey-Pyle, J., Hobbs, C. & Cho, J. W. (2005). Biostability characterization in a full-scale hybrid NF/RO treatment system. *Journal American Water Works Association*, 97 (5): 101-110.
- Hruska, J., Kram, P., Mcdowell, W. H. & Oulehle, F. (2009). Increased Dissolved Organic Carbon (DOC) in Central European Streams is Driven by Reductions in Ionic Strength Rather than Climate Change or Decreasing Acidity. *Environmental Science & Technology*, 43 (12): 4320-4326. doi: 10.1021/es803645w.
- Hu, K. & Dickson, J. M. (2006). Nanofiltration membrane performance on fluoride removal from water. *Journal of Membrane Science*, 279 (1-2): 529-538. doi: 10.1016/j.memsci.2005.12.047.
- Huck, P. M. (1990). Measurement of Biodegradable Organic-Matter and Bacterial-Growth Potential in Drinking-Water. *Journal American Water Works Association*, 82 (7): 78-86.
- IPCC. (2015). *Climate Change 2014 Synthesis Report*. Geneva, Switzerland.

- Kimura, K., Amy, G., Drewes, J. & Watanabe, Y. (2003). Adsorption of hydrophobic compounds onto NF/RO membranes: an artifact leading to overestimation of rejection. *Journal of Membrane Science*, 221 (1-2): 89-101. doi: 10.1016/S0376-7388(03)00248-5.
- Lalia, B. S., Kochkodan, V., Hashaikeh, R. & Hilal, N. (2013). A review on membrane fabrication: Structure, properties and performance relationship. *Desalination*, 326: 77-95. doi: 10.1016/j.desal.2013.06.016.
- Lau, W. J., Ismail, A. F., Misdan, N. & Kassim, M. A. (2012). A recent progress in thin film composite membrane: A review. *Desalination*, 287: 190-199. doi: 10.1016/j.desal.2011.04.004.
- Lechevallier, M. W., Babcock, T. M. & Lee, R. G. (1987). Examination and Characterization of Distribution-System Biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 53 (12): 2714-2724.
- Lechevallier, M. W., Schulz, W. & Lee, R. G. (1991). Bacterial Nutrients in Drinking-Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 57 (3): 857-862.
- Lee, H., Amy, G., Cho, J. W., Yoon, Y. M., Moon, S. H. & Kim, I. S. (2001). Cleaning strategies for flux recovery of an ultrafiltration membrane fouled by natural organic matter. *Water Research*, 35 (14): 3301-3308. doi: Doi 10.1016/S0043-1354(01)00063-X.
- Lee, J., Jung, J. Y., Kim, S., Chang, I. S., Mitra, S. S. & Kim, I. S. (2009). Selection of the most problematic biofoulant in fouled RO membrane and the seawater intake to develop biosensors for membrane biofouling. *Desalination*, 247 (1-3): 125-136. doi: 10.1016/j.desal.2008.12.018.
- Li, Q. L. & Elimelech, M. (2004). Organic fouling and chemical cleaning of nanofiltration membranes: Measurements and mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 38 (17): 4683-4693. doi: 10.1021/es0354162.
- Li, X. F., Li, J. G., Fu, X. Q., Wickramasinghe, R. & Chen, J. (2005). Chemical cleaning of PS ultrafilters fouled by the fermentation broth of glutamic acid. *Separation and Purification Technology*, 42 (2): 181-187. doi: 10.1016/j.seppur.2004.07.005.
- Liikanen, R., Yli-Kuivila, J. & Laukkanen, R. (2002). Efficiency of various chemical cleanings for nanofiltration membrane fouled by conventionally-treated surface water. *Journal of Membrane Science*, 195 (2): 265-276. doi: Doi 10.1016/S0376-7388(01)00569-5.
- Lipczynska-Kochany, E. (2018). Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review. *Science of the Total Environment*, 640: 1548-1565. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.376.
- Liu, F., Hashim, N. A., Liu, Y. T., Abed, M. R. M. & Li, K. (2011). Progress in the production and modification of PVDF membranes. *Journal of Membrane Science*, 375 (1-2): 1-27. doi: 10.1016/j.memsci.2011.03.014.
- Lyko, M. (2019a). *Telefonsamtale angående biologisk vekst på membraner ved driftstopp med Michael Lyko fra Microdyn Nadir.*
- Lyko, M. (2019b). *Telefonsamtale angående oppbevaring av membraner før de tas i bruk (Februar 2019).*
- Mattilsynet. (2005). Oversikt over vannforsyningsystemer.
- Mattilsynet. (2017a). *Ny drikkevannsforskrift og reviderte veiledere.* Tilgjengelig fra: <http://www.heva.no/innhold/uploads/2017/10/Ny-drikkevannsforskrift-og-reviderte-veiledere-PDF.pdf> (lest 13.02.2019).
- Mattilsynet. (2017b). *Veileder drikkevannsforskriften.* Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091.

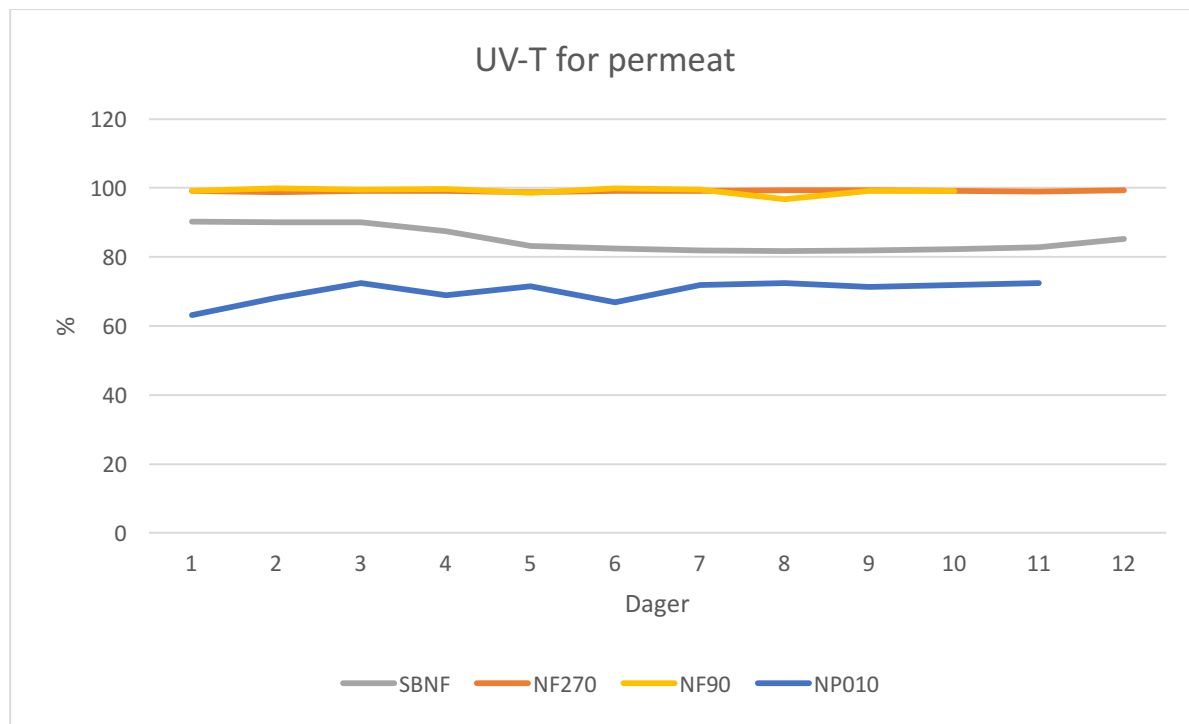
- Mattilsynet. (2017c). *Veiledning i økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen*. Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/vannforsyningssystem/okt_sikkerhet_og_beredskap_i_vannforsyningen_fra_ros_til_operativ_beredskap.1894 (lest 18.02.2019).
- Meylan, S., Hammes, F., Traber, J., Salhi, E., von Gunten, U. & Pronk, W. (2007). Permeability of low molecular weight organics through nanofiltration membranes. *Water Research*, 41 (17): 3968-3976. doi: 10.1016/j.watres.2007.05.031.
- Mohammad, A. W., Teow, Y. H., Ang, W. L., Chung, Y. T., Oatley-Radcliffe, D. L. & Hilal, N. (2015). Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects. *Desalination*, 356: 226-254. doi: 10.1016/j.desal.2014.10.043.
- Mustafa, G., Wyns, K., Buekenhoudt, A. & Meynen, V. (2016). New insights into the fouling mechanism of dissolved organic matter applying nanofiltration membranes with a variety of surface chemistries. *Water Research*, 93: 195-204. doi: 10.1016/j.watres.2016.02.030.
- Nghiem, L. D. & Coleman, P. J. (2008). NF/RO filtration of the hydrophobic ionogenic compound triclosan: Transport mechanisms and the influence of membrane fouling. *Separation and Purification Technology*, 62 (3): 709-716. doi: 10.1016/j.seppur.2008.03.027.
- Nicolini, J. V., Borges, C. P. & Ferraz, H. C. (2016). Selective rejection of ions and correlation with surface properties of nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*, 171: 238-247. doi: 10.1016/j.seppur.2016.07.042.
- Nilson, J. A. & DiGiano, F. A. (1996). Influence of NOM composition on nanofiltration. *Journal American Water Works Association*, 88 (5): 53-66.
- Noble, P. A., Clark, D. L. & Olson, B. H. (1996). Biological stability of groundwater. *Journal American Water Works Association*, 88 (5): 87-96.
- Norsk Vann. (2017a). *Nyere erfaringer med membranteknologi for vannbehandling*. Upublisert manuskript.
- Norsk Vann. (2017b). *Nødvannsforsyning – erfaringer med og standard for nødvannsforsyningsutstyr*. Upublisert manuskript.
- Olinb, P. (2019). *Telefonsamtale angående driftserfaringer ved membranskifte med Per Olinb fra Jevnaker kommune* (26.04.19).
- Paul, A., Hackbarth, S., Vogt, R. D., Roder, B., Burnison, B. K. & Steinberg, C. E. W. (2004). Photogeneration of singlet oxygen by humic substances: comparison of humic substances of aquatic and terrestrial origin. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 3 (3): 273-280. doi: 10.1039/b312146a.
- Peltier, S., Cotte, M., Gatel, D., Herremans, L. & Cavard, J. (2003). Nanofiltration: improvements of water quality in a large distribution system. *3rd World Water Congress: Water Services Management, Operations and Monitoring*, 3 (1-2): 193-200.
- Pivokonska, L., Pivokonsky, M. & Tomaskova, H. (2008). Optimization of NOM removal during water treatment. *Separation Science and Technology*, 43 (7): 1687-1700. doi: 10.1080/01496390801997465.
- Qu, F. S., Liang, H., Zhou, J., Nan, J., Shao, S. L., Zhang, J. Q. & Li, G. B. (2014). Ultrafiltration membrane fouling caused by extracellular organic matter (EOM) from *Microcystis aeruginosa*: Effects of membrane pore size and surface hydrophobicity. *Journal of Membrane Science*, 449: 58-66. doi: 10.1016/j.memsci.2013.07.070.

- Radjenovic, J., Petrovic, M., Ventura, F. & Barcelo, D. (2008). Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment. *Water Research*, 42 (14): 3601-3610. doi: 10.1016/j.watres.2008.05.020.
- Ratnaweera, H., Gjessing, E. & Oug, E. (1999). Influence of physical-chemical characteristics of natural organic matter (NOM) on coagulation properties: An analysis of eight Norwegian water sources. *Water Science and Technology*, 40 (9): 89-95. doi: Doi 10.1016/S0273-1223(99)00644-7.
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R. & DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research-Reviews in Mutation Research*, 636 (1-3): 178-242. doi: 10.1016/j.mrrev.2007.09.001.
- Richardson, S. D. & Postigo, C. (2011). Drinking Water Disinfection By-products. I: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-12512-5>
- Rostum, W. (2019). *Telefonsamtale angående informasjon om norske membranlegg med Willy Rostum fra SINTEF*.
- Servais, P., Billen, G. & Hascoet, M. C. (1987). Determination of the Biodegradable Fraction of Dissolved Organic-Matter in Waters. *Water Research*, 21 (4): 445-450. doi: Doi 10.1016/0043-1354(87)90192-8.
- Servais, P., Laurent, P. & Randon, G. (1995). Comparison of the Bacterial Dynamics in Various French Distribution-Systems. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 44 (1): 10-17.
- Sharma, R. R., Agrawal, R. & Chellam, S. (2003). Temperature effects on sieving characteristics of thin-film composite nanofiltration membranes: pore size distributions and transport parameters. *Journal of Membrane Science*, 223 (1-2): 69-87. doi: 10.1016/S0376-7388(03)00310-7.
- Sharma, V. & Sharma, A. (2013). Nanotechnology: An Emerging Future Trend in Wastewater Treatment with its Innovative Products and Processes. *International journal of enhanced research in science technology & engineering*.
- Speth, T. F. & Summers, R. S. (1996). Evaluating membrane foulants from conventionally-treated drinking waters. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*, 212: 6-Envr.
- Stevenson, F. J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2 utg.: John & Sons, Inc.
- Taylor, J. S., Chen, S. S., Mulford, L. A. & Norris, C. D. (2000). *Development and Verification of ICR Membrane Protocol for Bench and Pilot Studies*: AWWA Research Foundation The American Water Works Association.
- Thorsen, T. & Fløgstad, H. (2006). Nanofiltration in drinking water treatment, Literature Review. *TECHNEAU*.
- Tu, K. L., Chivas, A. R. & Nghiem, L. D. (2014). Effects of chemical preservation on flux and solute rejection by reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 472: 202-209. doi: 10.1016/j.memsci.2014.08.052.
- Ueno, A., Shimizu, S., Tamamura, S., Okuyama, H., Naganuma, T. & Kaneko, K. (2016). Anaerobic decomposition of humic substances by *Clostridium* from the deep subsurface. *Scientific Reports*, 6. doi: ARTN 18990 10.1038/srep18990.

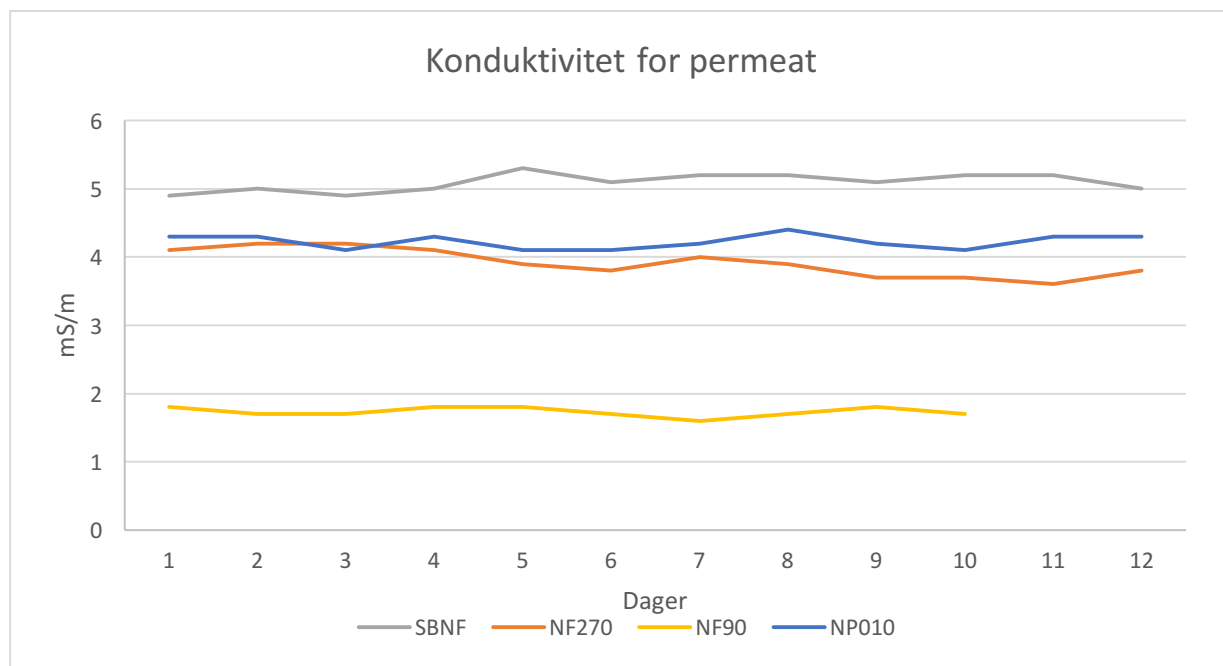
- Valentino, L., Matsumoto, M., Dichtel, W. R. & Marinas, B. J. (2017). Development and Performance Characterization of a Polyimine Covalent Organic Framework Thin-Film Composite Nanofiltration Membrane. *Environmental Science & Technology*, 51 (24): 14352-14359. doi: 10.1021/acs.est.7b04056.
- Van der Bruggen, B., Braeken, L. & Vandecasteele, C. (2002). Evaluation of parameters describing flux decline in nanofiltration of aqueous solutions containing organic compounds. *Desalination*, 147 (1-3): 281-288. doi: Pii S0011-9164(02)00553-2
Doi 10.1016/S0011-9164(02)00553-2.
- Van der Bruggen, B. (2009). Chemical Modification of Polyethersulfone Nanofiltration Membranes: A Review. *Journal of Applied Polymer Science*, 114 (1): 630-642. doi: 10.1002/app.30578.
- VanLoon, G. & Duffy, S. (2017). *Environmental Chemistry a Global Perspective*. 4 utg. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.
- Verliefde, A. R. D., Cornelissen, E. R., Heijman, S. G. J., Petrinic, I., Luxbacher, T., Amy, G. L., Van der Bruggen, B. & van Dijk, J. C. (2009). Influence of membrane fouling by (pretreated) surface water on rejection of pharmaceutically active compounds (PhACs) by nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 330 (1-2): 90-103. doi: 10.1016/j.memsci.2008.12.039.
- Vrijenhoek, E. M., Hong, S. & Elimelech, M. (2001). Influence of membrane surface properties on initial rate of colloidal fouling of reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 188 (1): 115-128. doi: Doi 10.1016/S0376-7388(01)00376-3.
- Vrouwenvelder, J. S. & van der Kooij, D. (2001). Diagnosis, prediction and prevention of biofouling of NF and RO membranes. *Desalination*, 139 (1-3): 65-71. doi: Doi 10.1016/S0011-9164(01)00295-8.
- Vrouwenvelder, J. S., Beyer, F., Dahmani, K., Hasan, N., Galjaard, G., Kruithof, J. C. & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Phosphate limitation to control biofouling. *Water Research*, 44 (11): 3454-3466. doi: 10.1016/j.watres.2010.03.026.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R. & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 37 (20): 4702-4708. doi: 10.1021/es030360x.
- Yu, J., Baek, Y., Yoon, H. & Yoon, J. (2013). New disinfectant to control biofouling of polyamide reverse osmosis membrane. *Journal of Membrane Science*, 427: 30-36. doi: 10.1016/j.memsci.2012.09.057.
- Zularisam, A. W., Ismail, A. F. & Salim, R. (2006). Behaviours of natural organic matter in membrane filtration for surface water treatment - a review. *Desalination*, 194 (1-3): 211-231. doi: 10.1016/j.desal.2005.10.030.
- Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. & Eikebrokk, B. (2010). NOM removal technologies - Norwegian experiences. *Drinking Water Engineering and Science*.
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk*.
- Ødegaard, H. & Østerhus, S. (2014). *Microbial barrier analysis (MBA)*. Rapport fra Norsk Vann nr.202.
- Ødegaard, H., Brandt, J., Forberg, S. & Østerhus, S. (2015). *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*. Norsk vann rapport nr.212.

11 Vedlegg

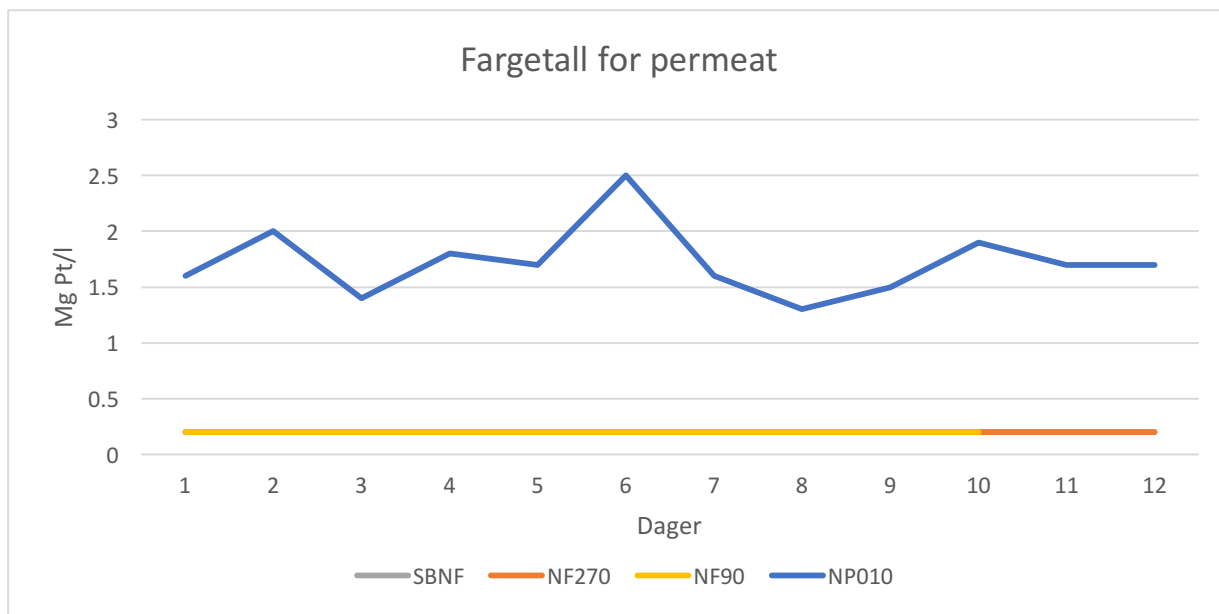
Vedlegg A – Utviklingen av enkelte analyseparametere



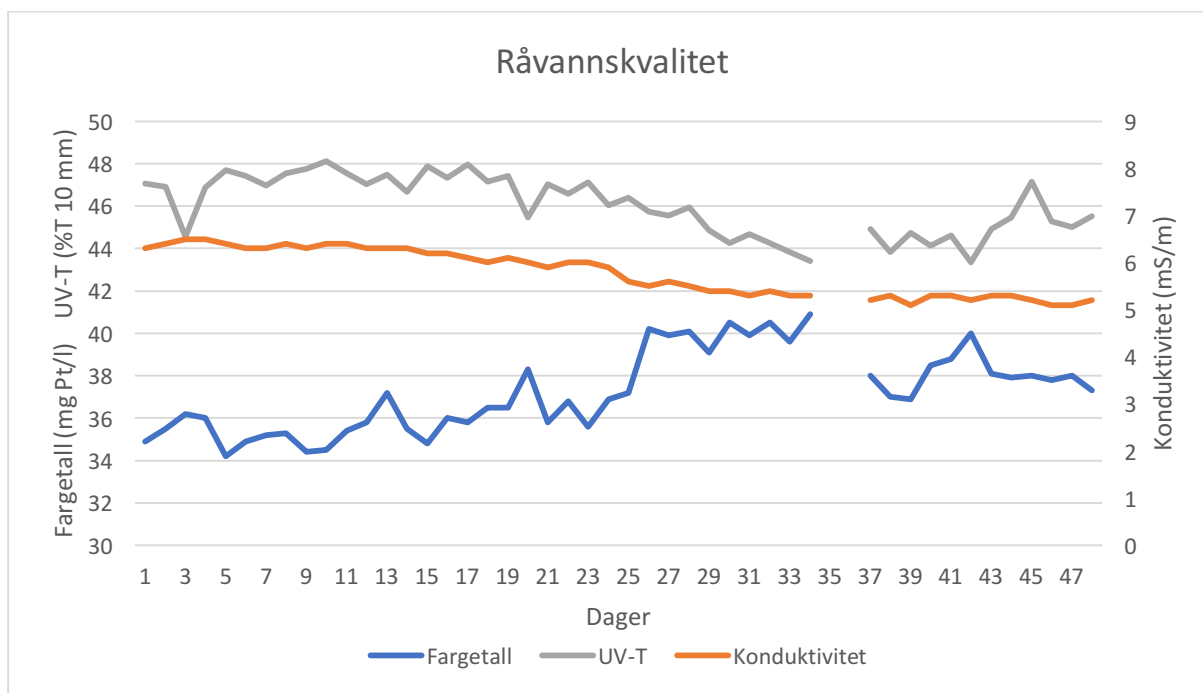
Figur 14: Endringen av UV-T i permeatet for hver enkelt membran.



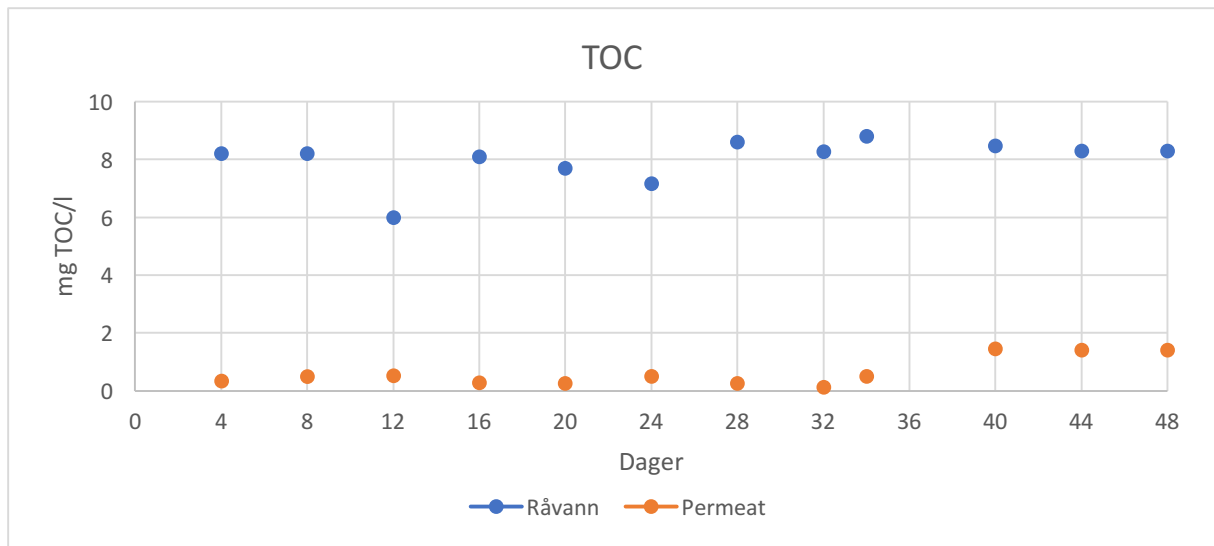
Figur 15: Endringen av konduktiviteten i permeatet for hver enkelt membran.



Figur 16: Endringer av fargetall i permeatet for hver enkelt membran.



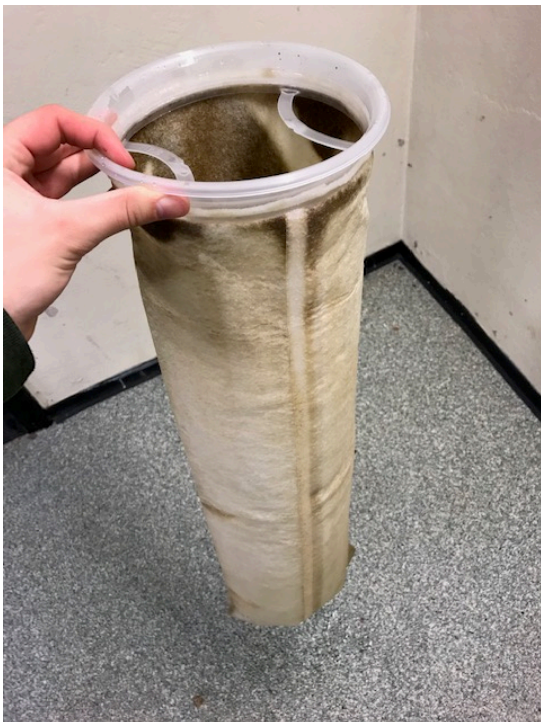
Figur 17: Endringen til enkelte råvannsparemetere over driftsperioden.



Figur 18: Endringen av TOC for permeat og råvann over driftsperioden.

Vedlegg B – Bilder fra pilotkjøringen

Tilleggsutstyr



Figur 19: Posefilter benyttet som forfilter. Foto: Undertegnede.



Figur 20: Ekstern matepumpe. Foto: Undertegnede.



Figur 21: Huset til forfilteret. Foto: Undertegnede



Figur 22: Råvannstanken etter forfilter. Foto: Undertegnede

Oppsett av pilotanlegg



Figur 23: Oversiktsbilde pilotanlegg. Grå slange er innløpet, blå slanger er konsentrat (nederst) og permeat (øverst). Foto: Undertegnede.



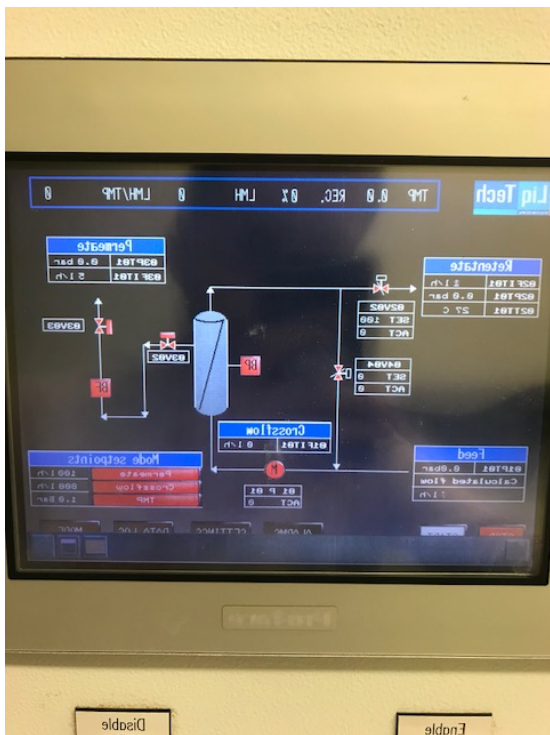
Figur 24: Utløp fra pilotanlegg (konsentrat og permeat) som føres til avløpskum i pumpestasjonen. Foto: Undertegnede.



Figur 25: Styringsenheten til pilotanlegget med touch screen. Foto: Undertegnede.



Figur 26: Membranhus med sideinnløp i bunn, vertikalt utløp av permeatet i toppen og sideutløp av konsentratet i toppen. Foto: Undertegnede.



Figur 27: Skjermen til styringsenheten. Foto: Undertegnede



Figur 28: Forseglet membran før bruk. Foto: Undertegnede

Prøvetaking

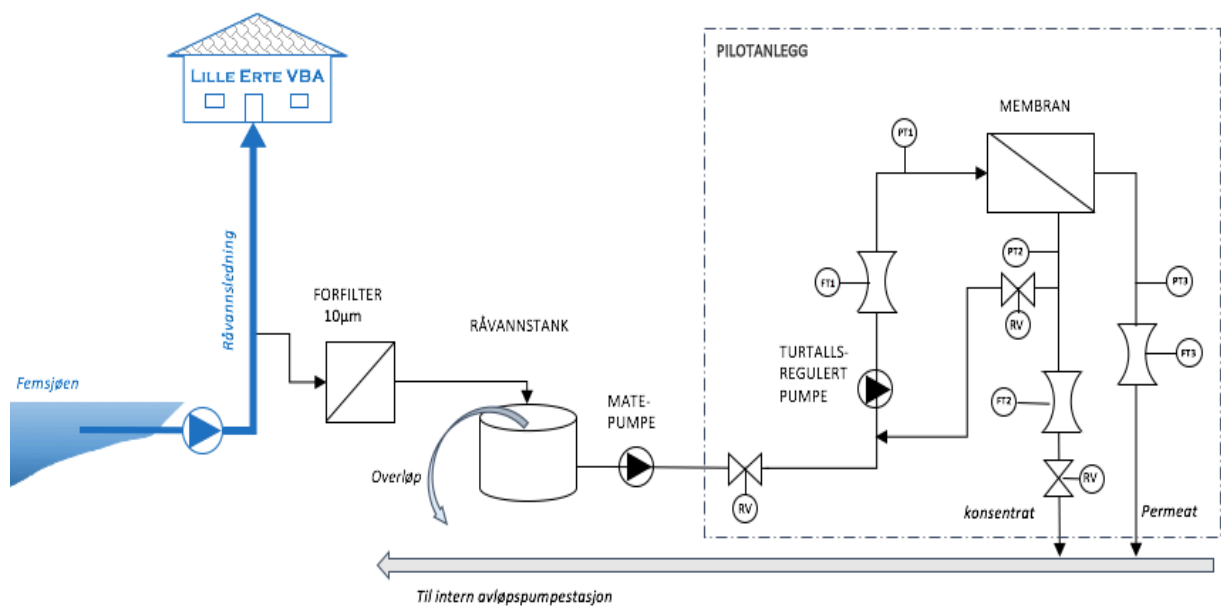


Figur 29: Manuell tappeventil med gummislange.
Foto: Undertegnede



Figur 30: Flasker benyttet til å hente ut vannprøver. Foto Undertegnede.

Vedlegg C – Utvidet flytskjema



Figur 31: Detaljert flytskjema av pilotanlegget

Vedlegg D – Analyserapport BDOC



Kunde: COWI Fredrikstad

Halden reserv vannforsyning
(Gorm, masteroppgave)

Dato: 18.06.2019
Prosjekt: A111218-001

Analyserapport

Prøvemottak: 25.04.2019
Analyseperiode: 02.05-30.05.2019

Prøvenr Referanse

1 Råvann 15.02.2019
2 Permeate 15.02.2019
3 Permeate 27.02.2019
4 Permeate 11.03.2019
5 Råvann 23.03.2019
6 Permeate 23.03.2019
7 Lille Erte 27.03.2019

Referanse
Intern metode

Prøvepunkter	Analyseparametre							
	DOC Dag 0	DOC Dag 28	BDOC					
måleenheter	mg/l	mg/l	mg C/l					
1	7,9	6,8	1,1					
2	0,94	0,76	0,18					
3	<0,3	<0,3	---					
4	<0,3	<0,3	---					
5	7,7	6,7	1,0					
6	1,4	1,1	0,3					
7	2,7	2,1	0,6					

Denne rapporten må ikke gjengis i utdrag uten særskilt tillatelse fra laboratoriet. Der det ikke finnes dokumentasjon om analyseusikkerhet, kan denne fås tilsendt på forespørsel. For mikrobiologiske analyser er det ikke beregnet analyseusikkerhet.

Kommentarer til analysene:

Prøvene merket 3 og 4 har så lavt innhold av karbon at de kommer utenfor deteksjonsgrense.

Mett hilsen

Ocelie Kjønn
Laboratorieansvarlig

Figur 32: Analyserapport for BDOC utarbeidet av Aquateam COWI.

Eurofins Scientific angrepet av virus

Vi ønsker med dette å informere om at Eurofins Scientific har blitt angrepet av et løsepengevirus, og hvilke følger dette kan få for deg som kunde. Angrepet har skapt forstyrrelser i informasjonssystemene våre både internt og også eksternt. Du som kunde vil oppleve redusert tilgjengelighet i våre nettløsninger, samt noe lengre svartider på analyser.

Vi har klare rutiner for å håndtere slike angrep. Forebyggende er flere servere avstengt, spesielt for å hindre spredning. Det jobbes kontinuerlig med å gjenopprette alle IT-systemer til normal drift. På det nåværende tidspunkt er det ingen indikasjoner på uautoriserte overføringer eller misbruk av data. Det er ikke mulig å forutsi noen tidsramme for når alle systemer er tilbake til normal drift. Oppdatert informasjon vil bli publisert på Eurofins hjemmesider.

Prøver blir analysert kontinuerlig. Vi prioriterer analyser som påvirker liv og helse. Ved positive eller mistenkelige mikrobiologiske resultater vil kunde bli informert per telefon eller e-post. Vi tar i mot alle prøver som normalt, og vil etterhvert sende ut en midlertidig ordrebekreftelse og rapport. Akkreditert rapport ettersendes når alt er tilbake til normalt.

Allerede innsendte oppdrag: Det er p.t. begrenset mulighet til å gi informasjon om resultater på prøver. Så snart systemene våre er operative igjen, vil vi komme tilbake med informasjon om fremdrift.

Vi jobber døgnet rundt for å sikre fortsatt god kvalitet, tilgjengelighet og pålitelighet. Vi er ydmyke ovenfor de følger dette angrepet måtte få for våre kunder, og vi beklager på det sterkeste at det har skjedd.

Hva kan du som kunde gjøre?

Prøver du må ta, sender du inn som normalt. Vi jobber helt manuelt og prioriterer prøver som er tidskritiske og innebærer fare for liv og helse (bakterier). For prøveuttak som evt. kan skyves på kan dette lette situasjonen for oss i øyeblikket.

For mer informasjon: <https://www.eurofins.com/media-centre/press-releases/2019-06-03-8/>

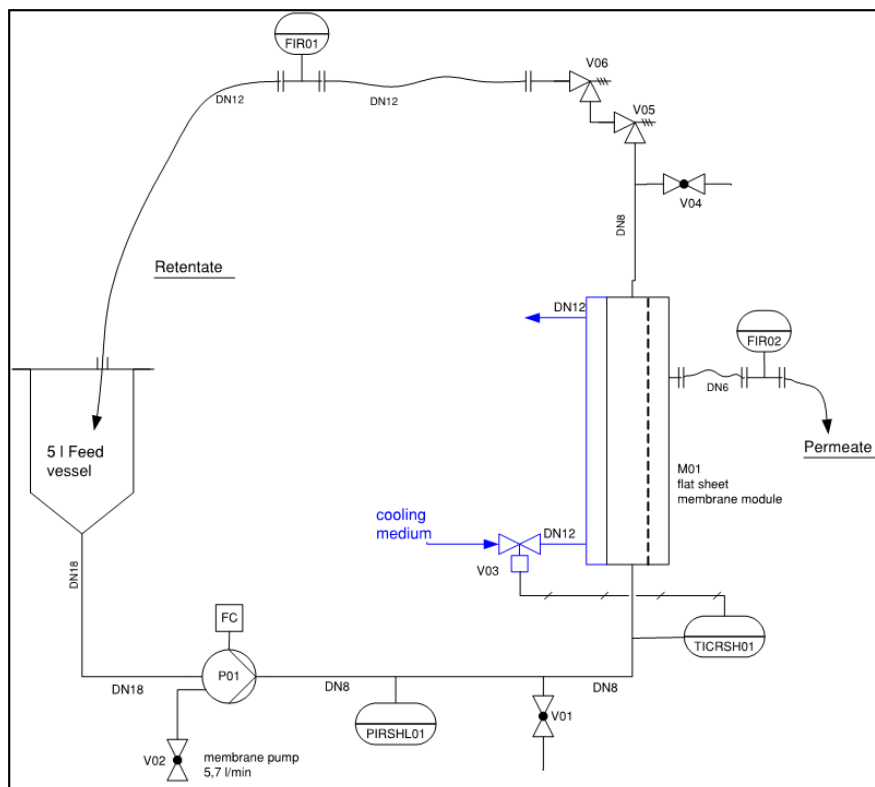
Kontakt oss hvis du har spørsmål på miljo@eurofins.no eller 09440. Se ellers kontaktinfo: <https://www.eurofins.no/om-oss/kontakt-oss/>

Figur 33: Resultatene ble mottatt 19.06, forsinkelsene skyldes at Eurofins ble utsatt for et løsepengevirus.

Vedlegg E – Pilotkjøring flat-sheet



Figur 34: Pilotanlegget for batch-kjøring med flat-sheet membraner. Foto: AquaTeam COWI.

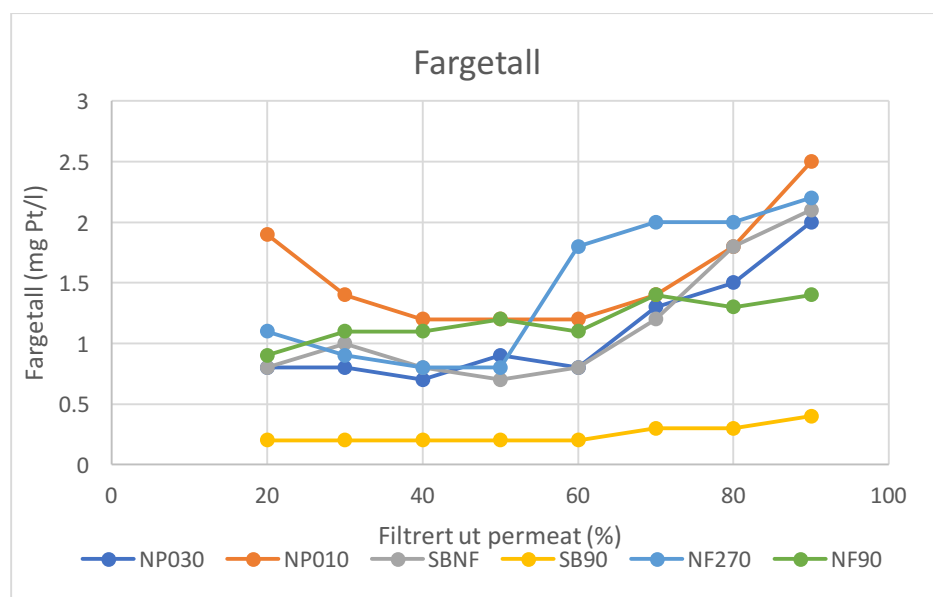


Figur 35: Flytskjema for pilotanlegget med batch-kjøring.

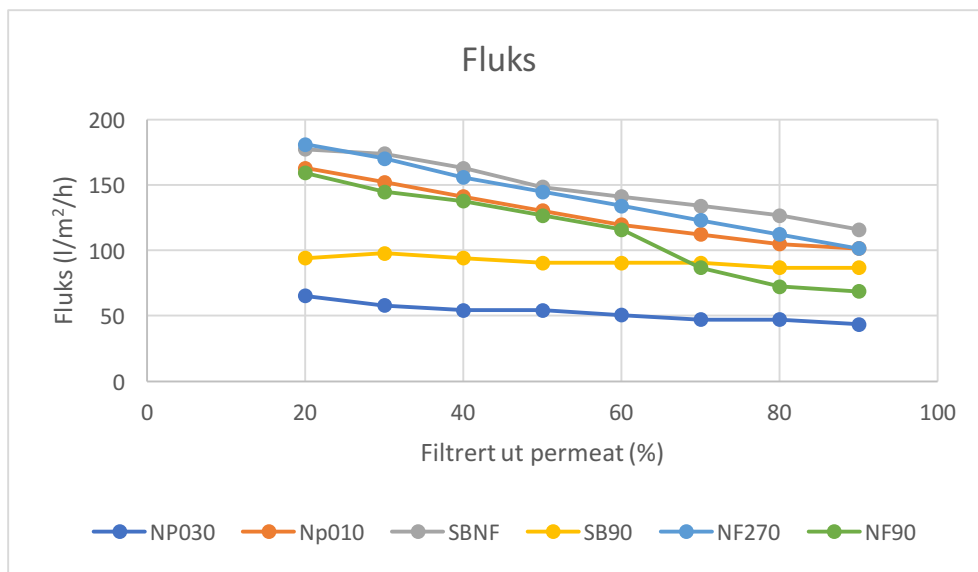
Tabell 10: Driftsforhold (Trykk og temperatur) benyttet for de ulike flat-sheet membranene.

Filtrert ut permeat (%)		Innløpstrykk (Bar)					
		NP030	NP010	SBNF	SB90	NF90	NF270
20	30	4,8	4,9	4,8	4,5	4,5	3,7
40	50	4,7	4,6	4,7	4,4	4,3	3,9
60	70	4,6	4,5	4,6	4,4	4,3	3,9
80	80	4,6	4,4	4,5	4,4	4,2	3,9
90	90	4,5	4,3	4,5	4,4	4,2	3,9
20	30	4,5	4,3	4,5	4,3	4,7	3,9
40	50	4,5	4,3	4,5	4,3	4,8	3,8
60	70	4,4	4,2	4,4	4,3	4,7	3,8
80	80	4,4	4,2	4,4	4,3	4,7	3,8
90	90	4,4	4,2	4,4	4,3	4,7	3,8

Filtrert ut permeat (%)		Temperatur(°C)					
		NP030	NP010	SBNF	SB90	NF90	NF270
20	30	24,6	23,0	21,3	25,1	18,8	18,0
40	50	24,7	25,0	23,5	25,5	20,9	19,9
60	70	24,7	25,0	24,3	25,5	23,4	20,3
80	80	24,7	25,0	24,4	25,5	24,8	21,6
90	90	24,7	25,0	24,7	25,5	25,0	22,9
20	30	24,7	25,0	24,9	25,5	25,0	24,5
40	50	24,7	25,0	24,8	25,5	25,2	24,6
60	70	24,7	25,0	24,8	25,4	25,1	24,7
80	80	24,7	25,0	24,8	25,4	25,1	24,7
90	90	24,7	25,0	24,8	25,4	25,1	24,7

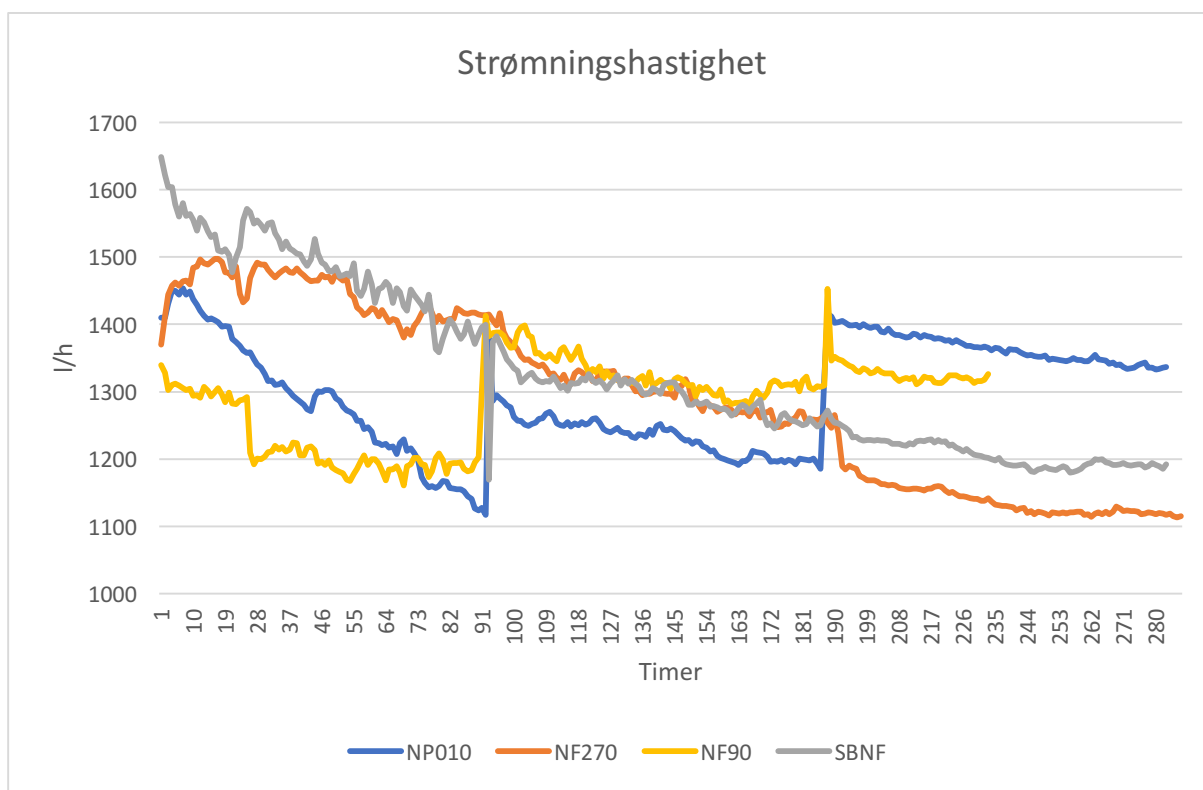


Figur 36: Fargetallet til permeatet for de ulike flat-sheet membranene.

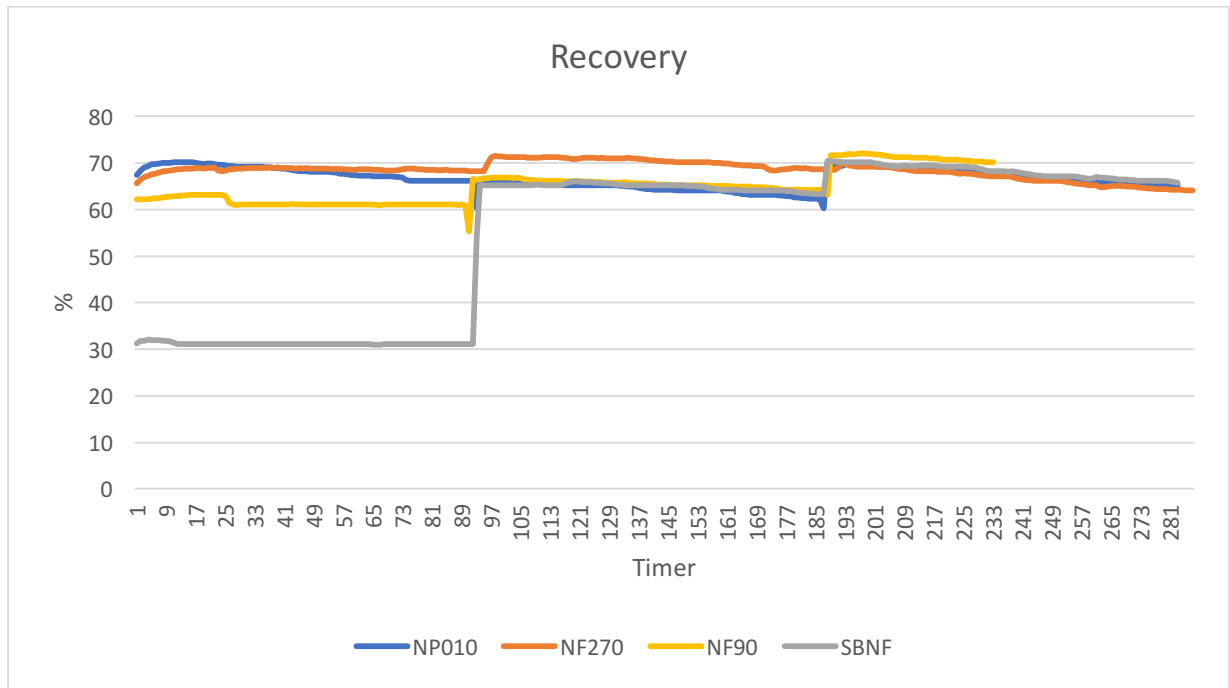


Figur 37: Fluksen til de ulike flat-sheet membranene.

Vedlegg F – Driftsparametere



Figur 38: Strømningshastigheten over membranene.



Figur 39: Recovery for de ulike membranene.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway