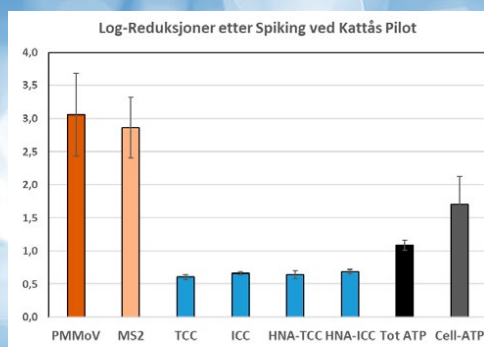




Vannbehandlingsbarrierer, vannverkslam og returstrømmer

– Resultater fra spleiselagsprosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Rapporten oppsummerer resultatene fra FoU-prosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR som ble gjennomført i 2019-2024 som et spleiselag mellom Norsk Vann og 10 norske og et skotsk vannverk. Et viktig mål var å kartlegge og dokumentere hygieniske vannbehandlingsbarrierer, med hovedvekt på koagulerings- og filtreringsprosesser. I fullskala og pilotanlegg ble det målt betydelig log-reduksjon av spesifikke virus og fekale indikatorbakterier, men lavere log-reduksjon av de uspesifikke parameterne ATP og spesielt totaltallet bakterier. Desinfeksjonsbarrierer var ikke tema i prosjektene. Et hovedmål var å kartlegge mengde og sammensetning av slam og returstrømmer fra deltagende vannverk. Det ble også gjennomført forsøk for å undersøke driftssituasjoner og prosessutforminger som kan bidra til barrieresvikt, herunder forhold knyttet til sub-optimal koagulering og returstrømmer fra filtermodning og slambehandling. For prosessovervåking ble det vist at partikkel telling og UV-absorbans kan være egnede driftsparametere som tidlig fanger opp redusert vannkvalitet. Rapporten inneholder også en gjennomgang av aktuelle bruksområder for vannverksslam.

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportens tittel

Vannbehandlingsbarrierer, vannverkslam og returstrømmer
– Resultater fra spleiselagsprosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR

Forfattere

B. Eikebrokk
A. C. Wennberg,
G. Hageskal
M. Myrmel
P. H. Pellikainen
U. S. Lea
J. Brandt

Rapportnummer: 289/2024

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

ISSN 1504-9884 (trykt utg.)

ISBN 978-82-414-0488-7

Emneord, norsk

Vannbehandling, koaguleringsanlegg, hygieniske barrierer, barriereindikatorparametere, driftsparametere, avanserte mikrobiologiske analyser, molekylære metoder, flowcytometer, ATP, virus, returstrømmer og vannverksslam

Key Words

Water treatment; Coagulation processes; Treatment barriers; Operational barrier indicators; Advanced microbial analyses; Molecular methods; Flow cytometry (FCM); Adenosine triphosphate (ATP); Virus (PMMoV, MS2); Water treatment sludge/residuals; Return flows

Forord



Denne rapporten oppsummerer resultatene fra de to store spleiselagsprosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR. Prosjektene startet opp i 2019 etter initiativ fra Bjørnar Eikebrokk (SINTEF, nå Drikkevannskonsult) og Jon Mobraaten (ABV IKS). Prosjektene faller inn under serien av spleiselagsprosjekter som skal stimulere til økt samarbeid og kunnskapsutveksling mellom forskningsinstitusjoner og vannverk, som også inkluderer utvikling og utprøving av nye analysemetoder. Korona-pandemien førte til noen utfordringer og forsinkelser i prosjektgjennomføringen, blant annet stenging av laboratorier og analyseaktiviteter i deler av 2020 og 2021. BARRiNOR og SLAMiNOR begynte som to separate prosjekter, men vi fant fort ut at det var hensiktsmessig å samkjøre prosjektene, både i møter og i denne sluttrapporten. Hovedmålet med prosjektene var å kartlegge og dokumentere hygieniske vannbehandlingsbarrierer, med hovedvekt på koagulerings- og filtreringsprosesser (BARRiNOR). Desinfeksjonsbarrierer var derfor ikke tema i disse prosjektene. Videre var det et hovedmål å kartlegge mengde og sammensetning av slam og returstrømmer fra deltagende vannverk og pilotanlegg (SLAMiNOR). Det var også et viktig mål å identifisere driftssituasjoner og prosessutforminger som kan bidra til barrieresvikt, herunder forhold knyttet til prosessmessig stress (sub-optimal koagulering) og returstrømmer fra filtermodning og slambehandling. Videre er det foretatt vurderinger av konvensjonelle og alternative driftsmessige barriereindikatorparametere som er godt egnet for prosessovervåkning. Rapporten inneholder også en gjennomgang av aktuelle bruksområder for vannverkslam.

Tusen takk til alle vannverkene (10 norske vannverk og ett fra Skottland) som deltok med økonomiske midler og betydelig egeninnsats i prosjektene, både faglige innspill og ikke minst ved uttak og forsendelse av en rekke vann- og slamprøver. Noen vannverk bidro med ekstra mye egentid, og en spesiell takk til ABV IKS med Vigdis Bjerke i spissen og IVAR IKS som gjennomførte egne forsøk for å kartlegge log-reduksjoner av tilsatte (spikede) bakterier og virus i sine pilotanlegg, og til Bergen Vann som kjørte slike forsøk i fullskala, inkludert stresstesting.

En rekke ulike mikrobiologiske analyser av vann, slam og returstrømmer ble utført av NIVA, NMBU og SINTEF. Analysemetoder og metodikk som ble etablert i BARRiNOR-samarbeidet er også benyttet i andre prosjekter gjennom disse 5 årene, og noe av dette kan leses om i Norsk Vann rapport 279/2023: «Overvåkning av vannkvalitet på distribusjonsnettet – erfaringer fra vannbransjen». Betydelige ressurser fra BARRiNOR ble benyttet for å etablere metoder for DNA-isolering og sekvensering ved

SINTEF, for å bestemme sammensetning av bakterielt samfunn i råvann, filtrert vann og ulike returstrømmer og vannverkslam. Tusen takk til Tone Haugen og Tonje MB. Heggeset fra SINTEF som gjorde en stor jobb med metodeutvikling, analyse og behandling av data fra DNA-sekvensering og bakterielle ddPCR-analyser. Disse metodene er benyttet videre i prosjektene «Ny kunnskap om mikrobiologisk vannkvalitet i vandistribusjonssystem med bergsprengte drikkevannsmagasiner», «OPTIFILMS – Ny kunnskap om filterdrift og mikrobiologisk liv i ozonerings-biofilteranlegg» og «Drikkevannets mikrobiom» med delfinansiering fra FHI – Program for teknologutvikling i vannbransjen (2022-2024).

Hovedmålet med prosjektene var å kartlegge hygieniske vannbehandlingsbarrierer, samt mengde og sammensetning av slam og returstrømmer fra deltagende vannverk

Takk også til Trine M. Hårberg fra NTNU som utførte ATP-analyser og fysisk-kjemiske analyser og Syverin Lierhagen (NTNU) og Marianne Kjos (SINTEF) som utførte elementanalyser på ICP-MS av innsendte vann- og slamprøver fra alle vannverkene, og til Svein Forberg Liane fra Norconsult som bidro med faglige innspill.

Denne rapporten fra BARRiNOR- og SLAMiNOR-prosjektene er blitt svært omfattende. I løpet av 3-4 år er det gjennomført svært mange prøveuttak og analyser, og ulike metoder er prøvd ut. For å dokumentere det som er gjort, samt vurdere ulike metoders egnethet for å kartlegge hygienisk barriereeffekt (log-reduksjon) eller som driftsparameter/barriereindikatorparameter, er det tatt med resultater og diskusjoner rundt metoder som både viste seg å fungere bra og mindre bra, med oppsummerende anbefalinger. Rapporten inkluderer også en grundig innføring i temaene vannbehandlingsbarrierer, barriere-dynamikk og barriereindikatorer.

Analysene og forsøkene som er foretatt i BARRiNOR- og SLAMiNOR-prosjektene har bidratt med verdifull innsikt, og flere av resultatene er formidlet underveis i prosjektet, blant annet på Norsk Vanns Fagtreff i 2023. Resultatene er også å finne i denne sluttrapporten, og vil implementeres når Norsk Vann nå skal i gang med å oppdatere veilederne våre om drift av koaguleringsanlegg. Rapporten er skrevet av Bjørnar Eikebrokk (Drikkevannskonsult), Aina Charlotte Wennberg (NIVA), Gunhild Hageskal (SINTEF), Mette Myrmel (NMBU), Paula Pellikainen (Bergen Vann, nå Optiva), Unni Synnøve Lea (IVAR IKS) og Jon Brandt (Asplan Viak). Tusen takk for alt arbeidet dere har lagt ned i både metodeetablering, vann- og slamanalyser, litteraturstudie/kunnskapssammenstilling, faglige diskusjoner og ikke minst med å samle alt i denne sluttrapporten.

Oslo, oktober 2024
Ingun Tryland, Norsk Vann

Sammendrag

En sikker og bærekraftig drikkevannsforsyning må baseres på effektive og stabile hygieniske barrierer, samt bærekraftige løsninger for behandling og disponering av restprodukter/slam og returstrømmer. Rapporten oppsummerer resultatene fra spleiselagsprosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR som hadde som mål å bidra til mer kunnskap om dette. Prosjektens hovedmål var å kartlegge og dokumentere de hygieniske vannbehandlingsbarrierene, samt mengde og sammensetning av slam og returstrømmer ved 11 deltagende vannverk, hvorav 10 i Norge og ett i Skottland, samt ett norsk pilotanlegg.

Vannbehandlingen på deltagende vannverk var basert på koagulering, med unntak av to anlegg: ett med alkalisk filtrering og ett med ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering. Koaguleringsanleggene omfattet anlegg med ulike prosessdesign, herunder kontaktfiltrering, direktefiltrering og konvensjonell filtrering med forbehandling og grovseparasjon før filtertrinnet. Anleggene hadde ulike filterdesign, herunder én-medium, to-media (2-M) og tre-media (3-M) filtersenger, samt ulike former for korrosjonskontroll, deriblant bruk av kalkvann, mikronisert marmor og alkaliske filter.

Kartleggingen ble foretatt via omfattende prøvetaking og analyser, herunder fire sesongmessige prøverunder fra alle vannverkene, samt egne forsøk og prøvesekvenser på utvalgte anlegg, inkludert risikobaserte prøverunder, spikingsforsøk med tilsats av virus og bakterier, og langtidsforsøk/tidsserier for å kartlegge barrieredynamikk og barriereindikatorer. Videre ble oppnådd barriereeffektivitet sammenholdt med innrapporterte, utvalgte driftsdata fra anleggene for å vurdere egnede barriereindikatorparametere og parameterverdier.

Analysene omfattet fysisk-kjemiske og mikrobiologiske rutineparametere, samt mer avanserte mikrobiologiske analyser, inkludert adenosin trifosfat (ATP), flowcytometri (FCM), digital droplet PCR (ddPCR) og DNA-sekvensering (for å bestemme bakteriesammensetningen), samt virusanalyser.

Det henvises til rapportens kapittel 1-10 for en fullstendig beskrivelse av prosjektens mål, bakgrunnsinformasjon/teori, gjennomføring, resultater og diskusjoner. Et utvidet sammendrag og oppsummering kan leses i kapittel 11.

Hovedpunkter

- 1) Det ble foretatt en kartlegging av vannkvalitet, hygieniske vannbehandlingsbarrierer, slam og returstrømmer ved 11 norske vannverk, inkludert et pilotanlegg, og ett vannverk i Skottland. Ni av de elleve fullskala vannbehandlingsanleggene

anvendte koaguleringsbasert vannbehandling, mens de to andre anleggene brukte henholdsvis alkalisk filtrering og ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering (OBF). Norske råvann inneholder generelt lave nivåer av fekal forurensning. Kartlegging av log-reduksjoner ved vannbehandlingsanleggene måtte derfor hovedsakelig baseres på analyse av generelle biologiske parametere som ATP og totalantall bakterier (totale og intakte med FCM, totale med ddPCR), eller ved å tilsette bakterier og virus i egne spikeforsøk.

- 2) Kartleggingen var basert på analyse av fire sesongprøver fra anleggene (vår, sommer, høst og vinter), langtidsforsøk med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser (10-12 timer), samt egne spikeforsøk med tilsats av bakterier, virus og bakteriofager.
- 3) Analysene av vann og slam omfattet tradisjonelle fysisk-kjemiske og mikrobiologiske analyser, samt utradisjonelle mikrobiologiske analysemetoder, herunder adenosin-trifosfat (ATP), flow-cytometri (FCM), PCR og DNA-sekvensering. Analysene gir informasjon om total mikrobiologisk aktivitet (ATP), totalantall bakterier (TCC og ddPCR), intakte bakterietall (ICC), sammensetning av bakteriesamfunnet (sekvensering) og virusinnhold (PCR og PFU). For virus har man fokusert spesielt på paprikavirus (PMMoV) og bakteriofager (MS2).
- 4) Analyser av sesongprøvene fra koaguleringsanleggene viste midlere log-reduksjoner fra råvann til filterutløpsvann innen området 1.1-2.0 for cellulær (mikrobiell) ATP, 0.5-1.2 for TCC, 0.5-0.8 for ICC, 0.7-1.8 for ddPCR, og 1.9-3.6 for paprikavirus (PMMoV). Virusanalysene omfatter resultatet fra risikobasert prøvetaking ved 4 av koaguleringsanleggene der råvannskilden også fungerer som resipient for avløpsvann. Storvolum analyse (ultrafiltrering av 10-100 L av råvann og filterutløpsvann) muliggjorde påvisning av betydelige mengder paprikavirus (PMMoV) i råvannet til disse 4 anleggene.
- 5) For de to anleggene med alkalisk filter og OBF var de målte log-reduksjoner i middel 0.6 for cellulær (mikrobiell) ATP for begge anlegg. For TCC, ICC, og ddPCR lå middelverdiene i områdene 0.0-0.1 for anlegget med alkalisk filter, og 0.4-0.7 for anlegget med OBF. For OBF-anlegget, som inkluderer desinfeksjon med ozon og betydelig biologisk vekst i filterene, så vil målt log-reduksjon av ATP og totalantall bakterier fra råvann til filterutløpsvann gi et lite egnet bilde av rensetrinnetes faktiske barriereeffektivitet. Dette ble bekreftet av sekvenseringsanalysene som viste at bakteriesamfunnet ut av filterene fra OBF-anlegget var svært ulikt bakteriesamfunnet i råvannet.

- 6) Spennet mellom minimums- og maksimumsverdier for log-reduksjon ved koaguleringsanleggene kan gjenspeile sesongvariasjonene i råvannskvalitet. Men det kan også være en indikasjon på driftsstatus på anleggene, herunder grad av prosessoptimalisering og tilpasning til variasjonene i råvannskvalitet. For cellulær ATP og totalinnhold av bakterier (TCC og ddPCR) er spennet for alle koaguleringsanlegg henholdsvis 0.4-2.6, 0.4-1.3 og 0.1-1.8. For virus (PMMoV) er spennet 1.8-3.8 (4 anlegg).
- 7) Med unntak av virus (PMMoV) viser tallene høyere log-reduksjoner av cellulær ATP, TCC, ICC og ddPCR på anlegg med Fe-basert enn Al-basert koagulering. Det synes imidlertid ikke å være noen forskjell i log-reduksjoner på koaguleringsanlegg med forbehandling (konvensjonell filtrering) enn ved kontaktfiltreringsanlegg.
- 8) Tallene for log-reduksjon angir målt barriereeffekt (log-reduksjon) i vannbehandlingen, eksklusiv desinfeksjonstrinnet. Dette vil komme i tillegg ved vurdering av anleggets totale barriereeffekt. Det må også bemerkes at generelle parametere som cellulær ATP og totalantall bakterier ikke skiller mellom bakterier som stammer fra råvannet eller fra mulig oppvekst eller løsrivelse i selve vannbehandlingsprosessen. Målt log-reduksjon/barriere-effekt for disse parameterne er derfor ikke nødvendigvis representative for sykdoms-fremkalende bakterier (med fekal opprinnelse).
- 9) Resultatene fra sesongprøvene gir kun et øyeblikksbilde av situasjonen på prøvetakings-tidspunktet, og utgjør et dårlig grunnlag for egnethetsvurderinger av driftsmessige barriereindikatorer slik som eksempelvis turbiditet, farge, TOC og rest-koagulantinnhold (Al, Fe). Dette fordi variasjonsområdene for utløpsvannkvalitet blir for snevert, siden anleggene stort sett opereres under nær optimale driftsforhold og siden prøvene tas ut i den stabile del av filtersyklusene.
- 10) For vurdering av barriereindikatorer er derfor lagtidforsøkene med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser, inklusive modningsperioder lagt til grunn. Her er det god korrelasjon mellom turbiditet og mikrobiologisk kvalitet i filterutløpsvann (e.g. $R^2 = 0.56$, 0.77 og 0.81 for henholdsvis cellulær ATP, ICC og TCC). Men UV-absorbans gir enda bedre korrelasjon (0.67 , 0.81 og 0.87). UV-abs fremstår derfor som en aktuell barriereindikatorparameter. Dette også fordi den kan måles online med utstyr som allerede finnes på markedet og som i stor grad benyttes på vannverkene. Totalantall bakterier (totale og intakte med FCM) og ATP er parametere som kan måles relativt enkelt, og for disse parameterne finnes også semi-online instrumenter. Dette er derfor parametere (barriereindikatorer) som kan være nyttige i den daglige prosess-overvåkingen ved større vannverk, og som derved kan bidra til å fange opp svikt i hygieniske barrierer. ddPCR for totalantall bakterier er en mer omfattende analyse, både med hensyn til forbehandling av prøver og kostnadsnivå, og slike analyser anses ikke realistiske å utføre i daglig drift.
- 11) Driftsmessig stress i form av sub-optimale koagulantdoser og/eller brå økninger i filtreringshastighet kan påvirke barriereeffektene (log-reduksjonene) i betydelig grad. Under fullskalaforøk på Svartediket VBA med spiked (tilført) MS2-virus og enterokokker ble det oppnådd log-reduksjoner på minst 4.6 for enterokokker og 3.2 for naturlig forekommende koliforme bakterier. Log-reduksjonen for infeksjøs MS2 (PFU) var minst 2.1, mens midlere log-reduksjon av total MS2 (qPCR) var 2.4 under forøk med optimale forhold, og 1.8 ved stressede forhold med betydelig redusert koagulantdose. Reduksjonen av enterokokker var stabil og mindre påvirket av driftsforhold, mens reduksjonen av totale MS2 ble negativt påvirket av brå hastighetsendringer, spesielt under suboptimal koagulantdosering.
- 12) Resultatene viser at kontaktfiltreringsprosessen er robust mot kortsiktige, suboptimale forhold, takket være Fe-hydroksider i filtersengen som kan fortsette å adsorbere mikroorganismer over tid. Resultatene fra Svartediket VBA viste også hvordan driftsparametere som partikkeltelling og UV-absorbans tidlig kan indikere redusert vannkvalitet under stressede driftsforhold.
- 13) Spikeforøk over fulle filtersykluser ved Kattås Pilot ga log-reduksjoner i området 2.5-4.0 og 2.2-3.6 for henholdsvis paprikavirus (PMMoV) og bakteriofager (MS2). Tabascosaus viste seg som en god og høykonsentrert kilde til paprikavirus (PMMoV), og sausen ble benyttet i spikeforøkene i Kattåspiloten for å kartlegge log-reduksjon av virus.
- 14) Forøkene viste også at slike virusanalyser ikke kan utføres på filterinnløpsvann tilsatt koagulant (3.5 mg/L). Supplerende forøk og virusanalyser av råvann med og uten koagulant ble derfor foretatt for korreksjon av virustallene.
- 15) Spikeforøk med tilsatt av E. coli, Enterococcus faecium og MS2 inn på filterene (etter ozon) ved piloten på Langevann VBA (IVAR) viste totale log-reduksjoner etter alkalisk filtrering og biofiltrering i området 0.6-1.8 for E. coli, 0.7-2.1 for enterokokker og 0.1-0.9 for MS2.
- 16) Returstrømmer fra koaguleringsanlegg omfatter filtermodningsvann, dekanteringsvann fra slam-

fortykking og rejektivann fra slamsentrifugering, og rapporten angir sammensetningen av disse. Rejektivann har dårlig kvalitet og bør under ingen omstendighet returneres.

- 17) Forsøk med retur av en blanding av modningsvann og dekantat ved Kattås Pilot (5 % av råvannsstrømmer) viser ingen prosessmessige effekter av betydning. Retur av vann med dårligere (hygienisk) kvalitet enn innkommende råvann kan over tid medføre risiko for akkumulering av mikroorganismer. En enkel massebalanse kan være et verktøy for styring av blandingsforholdet mellom modningsvann og dekantat, samt for vurdering av effekter og behov for en eventuelt supplerende behandling av dekanteringsvannet.
- 18) DNA-sekvenseringen viser at alle vannbehandlingsanleggene har et rikt og mangfoldig bakteriesamfunn, noe som kan motvirke oppvekst av opportunistiske bakterier. Sammensetningen av dominerende bakterier var relativt lik og stabil gjennom behandlingsprosessen for alle koaguleringsanleggene, mens noen prøver fra slam og returstrømmer viste tydelige endringer i bakteriesamfunnet. I OBF anlegget (IVAR) var bakteriesamfunnet i vannet ut fra biofilteret veldig ulikt råvannet, og sammensetningen av bakterier varierte vesentlig mer gjennom prosessen.
- 19) Mengden slam fra koaguleringsanlegg domineres av bidraget fra koagulanten og til dels støv/finkorn fra alkaliske filterlag, og kan best beregnes fra modeller.
- 20) Prosjektet har kartlagt sammensetningen av slam, både fra Al- og Fe-basert koagulering og påpekt ulikheter mellom disse slamtypene, primært i henhold til innhold av Al, Fe og Ca. I likhet med situasjonen i Sverige synes det å være et spesielt potensial for bruk av jernholdig koaguleringslam for kontroll av uheldig sulfiddannelse i biogassanlegg for behandling av husdyrgjødsel og husholdningsavfall/matavfall. En rekke andre aktuelle bruksområder for vannverksslam er også angitt.

- 21) Ved mange vannbehandlingsanlegg sendes fortykket spyleslam til kommunalt avløpsnett og blir med fram til avløpsrensaneanlegget og slambehandlingen der. Koagulantrestene i vannverksslammet vil i gitte tilfeller kunne redusere forbruket av fellingskjemikalier på avløpsrensaneanlegget. Avvannet slam fra koaguleringsanlegg går i dag ofte til deponi eller anvendes som jordforbedringsmiddel. Vannverksslam bør betraktes som en ressurs og ikke som et avfallsprodukt. Jernholdig koaguleringslam synes å ha et betydelig potensial som middel for å felle ut uønsket sulfid som jernsulfid under biogassproduksjon, og synes spesielt aktuelt ved biogassproduksjon fra husdyrgjødsel og husholdningsavfall med begrenset jerninnhold. For informasjon om avvanning og disponering av slam, samt bærekraftsvurderinger av lokal kontra sentral slambehandling (på avløpsrensaneanlegg), henvises til gode studier fra Sverige.

English summary

**This report is published in Norwegian by
Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).**

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norsk vann.no
Website: www.norsk vann.no

Report no: 289 – 2024
Report title: Water Treatment Barriers, Sludge
and Return Flows - Results from the
BARRiNOR and SLAMiNOR projects
Date of issue: October 2024
Author: B. Eikebrokk
A. C. Wennberg,
G. Hageskal
M. Myrmel
P. H. Pellikainen
U. S. Lea
J. Brandt

Summary

In the BARRiNOR and SLAMiNOR projects, water treatment barriers, water treatment residuals (sludge) and return flows were investigated at 11 full scale drinking water treatment plants (WTPs) in Norway (10) and Scotland (1). Nine of the eleven plants applied coagulation-based treatment. One utility applied ozonation-alkaline filtration-biofiltration (OBF) treatment, and one utility applied alkaline filtration (ALK-F) only.

The coagulation-based treatments included conventional filtration (4 WTPs), direct filtration (2), and contact filtration (3) processes. All utilities applied UV-disinfection, but no post-UV samples were taken as the primary objective here was not disinfection but mapping of the water treatment barrier efficiencies. The contact filtration utilities applied Fe-based coagulation and 3-M filtration using Filtralite/anthrachite, sand and a deep alkaline bottom layer (crushed calcium carbonate). The remaining six coagulation utilities applied Al-based coagulation (alum or poly-Al) combined with 2-M Filtralite/anthrachite-sand or 1-M sand filtration (one utility). The direct filtration utilities (2) applied flocculation only as pre-treatment prior to filtration, whereas the conventional filtration utilities applied different pretreatments including flocculation, flotation, or settling (Actiflo, Pulsator).

In addition to the activities at the eleven full-scale utilities mentioned above, samplings and experiments were also performed at one full-scale plant and two pilot plants. These experiments included frequent samplings during complete filtration cycles (10-12 hours) and spiking with bacteria and viruses, thus providing information also on barrier stability and variability during a filter run, and barrier efficiency against spiked organisms. Spiking with testorganisms was necessary to assess treatment barrier efficiency and to allow calculations of log-reductions as the raw water sources in Norway normally have low levels of pathogens and indicator organisms.

Sludge treatment included thickening by settling. Dewatering by centrifugation was applied at four utilities. Return flows included filter ripening water and decant water from sludge thickening. Reject water was not returned at any utility.

Four rounds of seasonal samplings were performed at each utility and included influent (raw) and effluent water, sludge, filter ripening water, as well as decant

water and reject water from sludge thickening (settling) and dewatering (sentrifugation), respectively. Risk based samplings were also done at some utilities where the raw water source was also recipient for wastewater. The water quality analyses included conventional physical-chemical and microbial parameters as well as novel and more unconventional parameters and analyses including adenosine triphosphate (ATP), flow cytometry (FCM) for total bacterial cell counts (TCC) and intact cell counts (ICC), droplet digital PCR (ddPCR) for total bacteria (16S-rRNA) and virus, and 16-S DNA sequencing, as well as Pepper Mottle Mold virus (PMMoV) and bacterial coliphage MS2. In addition to the physical-chemical and microbial analyses mentioned above, relevant operational parameters were also analysed and/or monitored to link barrier efficiency and operation performance, thereby assessing and identifying the best barrier indications to be applied in the daily operations.

The results from the seasonal samplings at the nine coagulation-based WTPs showed average log-reductions from raw water to effluent water within the ranges of 1.2-2.1, 0.6-1.9, 0.5-0.8, and 1.0-1.9 for cellular ATP, TCC, ICC and ddPCR-bact, respectively. For PMMoV the average removals were within the range of 1.9-3.6 logs among the four utilities that analysed for PMMoV.

For the two WTPs not applying coagulation, the log-reductions were lower for all measured parameters (0.0-0.7). The average log-reduction of ATP were similar at the OBF and ALK-F utilities (0.6). However, log-reductions of 0.4, 0.7 and 0.7 for TCC, ICC and ddPCR-bact were detected at the OBF utility, while no significant log reduction of TCC, ICC or ddPCR-bact was detected at the ALK-F utility (0.0-0.1). For the OBF process, which includes disinfection with ozone and significant biological growth in the filters, the measured log-reductions from raw water to filter effluent water, based on the general parameters ATP and total bacterial count, will not reflect the actual barrier efficiency. This was confirmed by the DNA-sequencing, which showed that the bacterial community out of the filters from the OBF plant was very different from the bacterial community in the raw water.

In addition to the variability in the log-reductions obtained for the different microbial parameters at the different coagulation-based WTPs, there was also significant variability among the four seasonal samples taken at each utility (0.1-1.6 logs between min and max values). In addition to uncertainties in sampling and analysis, this may reflect differences in raw water quality and concentration levels of microorganisms, but

it may also reflect differences in operation performance and thereby also indicate the presence of optimization potentials at some utilities.

Except for PMMoV, the obtained log-reductions of ATP, TCC, ICC and dd-PCR-bact were higher for the three utilities employing Fe-based coagulation and 3-M filtration compared to the six utilities using Al and 2-M or 1-M filtration. However, the number of utilities and the number of samples were limited.

Results from the seasonal sampling campaign may only show a snapshot of the log-reduction at the time of sampling. In order to identify the dynamic behaviour of barriers (log-reductions) during different phases of the water treatment cycle, on-line monitoring and/or frequent samplings during full filtration cycles must be implemented. Such monitoring/sampling regimes could also form the basis for identification of the best operational tools/adequate barrier indicator parameters. Long term samplings during full filter cycles (10-12 hours) at Kattås Pilot (Fe; 3-M) show that turbidity and UV-abs correlated well with the microbial parameters in filter effluent water. Regarding turbidity, the correlation coefficients were 0.6, 0.8 and 0.8 for ATP, TCC and ICC. For UV-Abs (254 nm) the correlations were even better (0.7; 0.8 and 0.9). The experiments investigating operational stress factors at SVD WTP also confirmed that turbidity and UV-abs along with particle counters are good tools to ensure a safe operational performance.

Spiking experiments at Kattås Pilot showed log-reductions within 2.5-4.0 and 2.2-3.6 during full filter cycles for PMMoV and MS2, respectively. Spiking with *E. coli*, *Enterococcus faecium* and MS2 after ozone treatment at Langevatn VBA (IVAR), showed log reductions over the alkaline filtration and biofiltration in the ranges of 0.6-1.8, 0.7-2.1 and 0.1-0.9, respectively. Spiking at SVD WTP (Fe; 3-M filter) showed average log reductions over the filter cycle of more than 4.6 for enterococcus and 3.2 for coliforms during optimum coagulation conditions. While the log reductions of enterococcus seemed insignificantly affected by operational stress and sub-optimum coagulation conditions, the log reduction of total MS2 (qPCR), was reduced from 2.4 during optimum coagulation condition to 1.8 during sub-optimal operation (i.e. reduced coagulant dose; sudden increase in filtration rate). The results demonstrate how operational stress significantly reduces the efficiency of virus removal, also during optimal coagulation conditions. It is suggested that these effects (lack of sensitivity to suboptimum operation compared to conventional coagulation-filtration treatment) are related to the fact that Fe-hydroxides deposited within

the 3-M contact filter bed may adsorb microorganisms for long time after the coagulant dosing is reduced or even stopped, and that the coagulation pH was maintained at optimal range despite lowering the coagulant dose to suboptimal level.

Analyses of filter ripening water, decant water from sludge thickening and reject water from sludge dewatering (centrifugation) show that reject water is of poor quality and should not be recycled without significant pretreatment. Filter ripening water has equal or better quality than untreated raw water for most parameters, and could thus be returned to the inlet of the treatment process or used for filter backwashing in most cases. Decant water have poorer quality than raw water for most parameters. In order to avoid accumulation of unwanted substances over time, return water should have at least as good quality as untreated raw water. To achieve this goal, a mass balance model is suggested to calculate allowable amounts of ripening and decant water to be returned, and/or additional treatment requirements of decant water prior to return.

The quality of treatment residuals (water treatment sludge) was also investigated. Models are presented to calculate the amount of sludge produced, with contributions from raw water, as well as the coagulation and corrosion control treatments (e.g. dosing of lime, alkaline filtration). However, the main contributor to sludge production is the applied coagulant dose.

Regarding sludge quality, there are significant differences between thickened sludge generated by Fe-coagulation and 3-M filtration compared to Al-coagulation and 2-M or 1-M filtration processes, especially in terms of Al, Fe and Ca contents. The average contents of Al, Fe and Ca is 140; 9 and 10 g/kg TS in sludge generated from Al-coagulation and 2-M or 1-M filtration processes. In sludge generated by Fe-coagulation and 3-M filtration, the corresponding numbers are 7; 206 and 47 g/kg TS. The average dry solids contents are 1.0 and 0.5 %, with glow residues of 47 and 59 %, respectively for the two processes. Regarding ATP (pg/mL), TCC, and ICC (mill/mL) the contents are rather similar for the two types of sludge.

The higher content of Fe and Ca in the sludge from Fe-3-M plants make this sludge attractive as a supplement/source to avoid unwanted sulphide formation during biogas production, especially from manure and municipal waste where the content of Fe is too low to bind up sulphide in the form of FeS. Today drinking water treatment sludge is applied for improved soil structure and in biogas production. However, a number of alternative applications/uses are presented in the report.

DNA sequencing (16S rRNA gene) show a rich and diverse microbial community across all utilities that may prevent growth of opportunistic bacteria. For the coagulation utilities, the microbial community was relatively stable and similar during the treatment process. However, some samples from the sludge and return flows showed significant changes. As expected for the OBF process, the ozonation process imposed significant changes in the bacterial community of the raw water, and introduced more variability during the treatment process.

Innhold

1. Bakgrunn og mål	14		
1.1. BARRiNOR	14		
1.2. SLAMiNOR	14		
2. Prosjektopplegg og gjennomføring	16		
2.1. Spleiselagsprosjekter	16		
2.2. Prosjektpartnere	16		
2.3. Forsøksrunder og vannprøver i BARRiNOR	17		
2.3.1. Sesongmessige prøver	17		
2.3.2. Prøvetaking under driftsmessig stress	17		
2.3.3. Langtidsforsøk	17		
2.3.4. Forsøk med spiking av bakterier og virus	17		
2.3.5. Risikobaserte prøverunder	18		
2.4. Analyser og analyseparametere i BARRiNOR	18		
2.4.1. ATP-analyser	18		
2.4.2. Elementanalyser (ICP-MS)	19		
2.4.3. FCM-analyser	19		
2.4.4. ddPCR og sekvensering	20		
2.4.5. Virusanalyser	23		
2.4.6. Indikatorer	24		
2.5. Prøvetaking og analyser i SLAMiNOR	26		
2.6. Benchmarking av barriereeffektivitet, driftsforhold og slamkvalitet	27		
3. Vannbehandlingsbarrierer	28		
3.1. Hva er en hygienisk barriere?	28		
3.2. Barrierer og barriereindikatorer	29		
3.2.1. Dynamikk i koaguleringsbarrierer	30		
3.2.2. Svikt i barrierene	31		
3.3. Vurdering av «norske» koaguleringsbarrierer	34		
4. Vannverksslam og returstrømmer	38		
4.1. Om vannverksslam og bruken av dette	38		
4.2. Kvalitetskrav til slam som gjødsel	39		
4.3. Krav til returstrømmer	40		
4.4. Slam fra koaguleringsanlegg	41		
4.4.1. Slammengder	41		
4.5. Risikovurderinger ved bruk av vannverksslam	44		
5. Vannkvalitet og barrierer	45		
5.1. Sesongmessige prøverunder	45		
5.1.1. Råvannskvalitet	45		
5.1.2. Sesongmessig variasjon i råvannskvalitet	49		
5.1.3. Kvalitet på filterutløpsvann	50		
5.1.4. Sesongmessig kvalitetsvariasjon i filterutløpsvann	54		
5.1.5. Barriereeffektivitet - Log-reduksjoner	55		
5.1.6. Koaguleringsanlegg - Effekter av for- og etterbehandling	60		
5.1.7. Driftsforhold	61		
5.1.8. Vannverkenes egne fysiske-kjemiske og mikrobiologiske rutineanalyser	64		
5.1.9. Mikrobiologisk vannkvalitet og log-reduksjoner	64		
5.1.10. Sesongmessige analyser og barriereindikator-parameterverdier	66		
		5.1.11. Stabilitet i barriereeffekt/log-reduksjoner	68
		5.1.12. Adenosin trifosfat - ATP	69
		5.1.13. Flow cytometri - FCM	69
		5.1.14. ddPCR og Sekvensering	71
		5.1.15. Virusanalyser	86
		5.2. Risikobaserte prøverunder	87
		6. Barrierdynamikk og barriereindikatorer	89
		6.1. Sesongmessige prøver og barriereindikatorer	89
		6.2. Langtidsforsøk, spikeforsøk og driftsmessig stresstesting	94
		6.3. Langtidsforsøk og spikeforsøk ved Kattås Pilot	94
		6.3.1. Barriereindikatorer	105
		6.4. Stresstesting og spikingsforsøk ved SVD VBA	106
		6.5. Spikingsforsøk ved IVAR	118
		7. Barriereeffektivitet og benchmarking	120
		7.1. Benchmarking av barriereeffektivitet basert på sesongprøver	120
		8. Mengde og sammensetning av vannverksslam	126
		8.1. Slammengder og slambehandling	126
		8.1.1. Litt om Al-baserte og Fe-baserte koagulanter	126
		8.1.2. Al-basert kontra Fe-basert koaguleringslam	126
		8.1.3. Fortykking og avanning	126
		8.1.4. Eksempel - slammengder og sammensetning av Fe-slam	127
		8.2. Karakterisering av slam	128
		8.2.1. Fortykket slam	128
		8.2.2. Avvannet slam	132
		8.2.3. Slam fra Kattås Pilot	133
		9. Returstrømmer	136
		9.1. Filtermodningsvann	139
		9.1.1. Kvalitetsendringer i filtermodningsvann	141
		9.2. Dekanteringsvann	142
		9.2.1. Kvalitetsendringer i dekanteringsvann	143
		9.3. Retur av modningsvann og dekantat	145
		10. Behandling og bruk av vannverksslam	151
		10.1. Aktuelle bruksområder for vannverksslam	151
		11. Oppsummering og konklusjoner	161
		11.1. Kvalitet på råvann og filterutløpsvann	161
		11.2. Status for hygienisk barriereeffektivitet.	163
		11.3. Stabilitet i barriereeffekt	164
		11.4. Barriereindikatorparametere	165
		11.5. Barriereforhold under driftsmessig stress	168
		11.6. Returvann	168
		11.7. Sammensetning og endringer i bakteriesamfunnet	169
		11.8. Slammengde og slamkvalitet	169
		11.9. Bruksområder for slam fra koaguleringsanlegg	171
		Tidligere utgitte rapporter	173

Forkortelser, begreper og definisjoner

AOC - Assimilerbar Organisk Carbon: Andelen av organisk karbon i en vannprøve som kan konverteres til biomasse av nærmere angitte bakterier. Mengde konvertert biomasse relateres til den som oppnås med et kjent substrat (i.e. acetat-ekvivalenter).

BDOC - Bionedbrytbar Organisk Carbon: Andelen (mg/L) av løst organisk karbon (DOC) i en vannprøve som kan omsettes av mikroorganismer under nærmere angitte forhold. BDOC kan måles batchvis som nedgang i DOC-konsentrasjon etter en gitt oppholdstid (e.g. 30 døgn ved romtemperatur), eller som forskjell i DOC-konsentrasjon i innløpsvann og utløpsvann fra en rekke seriekoblede småskala biofilterkolonner ved romtemperatur. AOC og BDOC er begge et mål på bionedbrytbarheten av vannets DOC-innhold.

TCC - Totalt innhold av bakterier (levende og døde): Antall bakterier pr. mL vann analysert via Flowcytometri (FCM) etter farging med SYBRGreen1.

ICC - Innhold av intakte (levende) bakterier: Antall intakte (levende) bakterier pr. mL vann analysert via Flowcytometri (FCM) etter farging med kombinert SYBRGreen1 og propidium jodid.

TOC - Total Organisk Carbon: Total mengde organisk karbon i en vannprøve (løst og partikulært).

DOC - Løst Organisk Carbon: Løst mengde organisk karbon i en vannprøve (etter 0.45 µm filtrering).

NOM - Naturlig Organisk Materiale: Innhold av naturlig organisk materiale i en vannprøve.

DOM - Løst Organisk Materiale: Innhold av løst naturlig organisk materiale i en vannprøve (etter 0.45 µm filtrering).

ATP - Adenosin trifosfat: Energibæreren i alle levende celler, og et mål for innhold av alle levende organismer i en vannprøve. Total ATP minus løst (extracellulær) ATP (0.1 µm) = Cellulær ATP (intracellulær ATP, innbakt i cellene).

1-M filter – Én-medium filterseng, vanligvis bestående av et lag med sand, eksempelvis med lagtykkelse på 1 m og kornstørrelse 0.4-1.0 mm. Oppstrøms 1-M sandfiltre har normalt tykkere filterlag og mer grovkornet sand, for eksempel 2 m og 1-3 mm.

2-M filter – To-media filter, vanligvis bestående av et filterlag med anthrasitt eller Filtralite med lav korndensitet, som ligger over et lag med mer fingradert sand med høyere korndensitet.

3-M filter – Tre-media filter, eksempelvis bestående av et filterlag med anthrasitt eller Filtralite med lav korndensitet over et lag med mer fingradert sand med høyere korndensitet som igjen ligger over et bunnlag med enda mer fingradert granatsand med enda høyere korndensitet. I norske vannbehandlingsanlegg er det dog mer vanlig med et bunnlag (2-3 m) bestående av en alkalisk masse/knust kalkstein («Filterkalk») med kornstørrelse 1-3 mm.

Filtralite – Et filtermateriale som er laget av leire (ved oppvarming til ca. 1200 °C), som så er knust og siktet til ønskede kornstørrelsesfraksjoner.

Filtralite Mono-Multi – Et filter som består av to Filtralite-lag med ulike kvaliteter (ulik kornstørrelse og korndensitet) der et lag med grovkornet Filtralite med lav densitet ligger over et lag med mer finkornet Filtralite med høyere korndensitet.

SUVA: Spesifikk UV-Absorbans (= UV absorbans (1/m)/DOC (mg/L)).

ddPCR-bakt og ddPCR-vir: Droplet digital polymerase chain reaction. Tredje generasjons PCR teknologi som her er brukt til direkte påvisning og kvantifisering av henholdsvis bakterier og virus i prøvene vha. spesifikke markør-gener. I rapporten er betegnelsene ddPCR og ddPCR-bakt brukt om hverandre der ddPCR er anvendt for påvisning og kvantifisering av bakterier. Der ddPCR er anvendt for påvisning og kvantifisering av virus er de spesifikke virustypene angitt (PMMoV og MS-2).

Barriereindikatorparameter: Mattilsynets veiledning til drikkevannsforskriften av 2001 inneholdt en tabell (Tabell C) med indikatorparametere for hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegg med koagulering. Disse barriereindikatorparametrene og parameterverdiene er beholdt også i Mattilsynets veileder til Drikkevannsforskriften av 2017¹⁾, men her i form av en veiledende punktliste som angir hva som skal til for at de ulike vannbehandlingsmetodene normalt bør fungere som hygienisk barriere. Ved koagulering vil erfaringsmessig restinnholdet av aluminium eller jern i drikkevannet være mindre enn 0.15 mg/l, samtidig som fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l. Videre vil da også mengden organisk materiale være mindre enn 3 mg C/l. Turbiditeten er da erfaringsmessig mindre enn 0.2 FNU. Det reviderte drikkevannsdirektivet fra EU angir «monitoring programmes» for å kartlegge driftsstatus og eventuelle vannkvalitetsproblemer, og bruker der betegnelsen «operational parameters».

Logaritmisk reduksjon (Log-Red): $\text{Log-Red} = \log_{10} (c_{\text{inn}}/c_{\text{ut}})$. Logaritmisk reduksjon anvendes ofte innen mikrobiologien for å angi konsentrasjonsreduksjoner av mikroorganismer, eksempelvis som følge av vannbehandling og desinfeksjon. I denne rapporten er log-red beregnet ut fra konsentrasjonene i ubehandlet råvann (c_{inn}) og filterutløpsvann (c_{ut}). Unntaket er spikeforsøkene, der c_{inn} er målt eller beregnet konsentrasjon i spiket filterinnløpsvann. Sammenhengen mellom log-red og renseeffekt (% fjerning) er som følger: 1-log = 90 %; 2-log = 99 %; og 3-Log = 99.9 %.

¹⁾ [§ 13 Vannbehandling | Veileder til drikkevannsforskriften | Mattilsynet](#)

1. Bakgrunn og mål

1.1. BARRiNOR

En sikker drikkevannsforsyning skal i henhold til drikkevannsforskriften av 2017 være fundert på *at vannbehandlingen og kildebeskyttelsen til sammen skal gi tilstrekkelige hygieniske barrierer*. Vurderingen av hva som er et tilstrekkelig antall barrierer skal i følge den samme forskriften (§6) baseres på en *farekartlegging* for det aktuelle vannforsynings-systemet.

Mer enn halvparten av Norges totale befolkning forsynes med vann fra behandlingsanlegg som anvender koagulerings- og filtreringsprosesser. For slik vannbehandling er de vurderinger av barriereeffekter/log-reduksjoner som benyttes her til lands nesten utelukkende basert på erfaringer og litteratordata fra utlandet. Dette til tross for at råvannskvaliteter, prosessutforminger, filtertyper, driftsforhold, etc. kan være svært forskjellige fra de man finner i Norge. Oppnådde barriereeffekter vil være svært avhengige av driftsrutiner og driftskompetanse samt metoder for prosesskontroll og driftsovervåking på det enkelte vannverk.

Effekten av slike lokale, anleggs-spesifikke forhold gjenspeiles da også i en betydelig spredning i rapporterte barriereeffekter/log-reduksjoner fra anlegg – selv med tilsynelatende lik utforming. Det er ikke uvanlig å finne variasjoner innen området 0.5-5 log.

Det er derfor et stort behov for en kartlegging/dokumentasjon av barriereeffekter ved norske vannbehandlingsanlegg. Dette kan omfatte oppnådde log-reduksjoner og barrierestabiliteter for ulike typer av mikroorganismer og indikatororganismer. En bedre dokumentasjon av barriereeffekt vil kunne bidra til å styrke basisgrunnlaget for valg av vannbehandlingsprosess, til en mer optimal prosessutforming/design, samt en mer hygienisk sikker drift av anleggene. Det er også et behov for å vurdere driftsmessige barriereindikatorparametre og parameterverdier, både de som allerede er etablert og alternative parametre.

BARRiNOR har derfor som hovedmålsetting å bidra til en sikrere drikkevannsforsyning ved å kartlegge og dokumentere barriereeffektene ved norske vannbehandlingsanlegg, herunder typisk norske prosessutforminger og driftsformer. Slik dokumentasjon er mangelfull i dag. Dette inkluderer en identifikasjon av driftssituasjoner og prosessutforminger som kan utgjøre potensielle kandidater for barrieresvikt, herunder også disponering av returstrømmer. Videre er det et mål for BARRiNOR at man kan identifisere effektive tiltak for å unngå eller redusere risikoen for barrieresvikt. I dette ligger også mulige innovative løsninger for så vel anleggsutforminger og driftsrutiner, prosessovervåkings- og kontrollsystemer. Dette prosjektet omfatter kartlegging av den barrieren som ligger i vannbehandlingen (koaguleringsprosessen). Den totale barriereeffekten i et vannforsyningssystem vil i tillegg til vannbehandlingsbarrieren også inkludere en desinfeksjonsbarriere (klor, ozon, UV), men desinfeksjonsbarrierer har ikke vært tema i BARRiNOR-prosjektet.

BARRiNOR vil slik sett generere viktig kunnskap om hygienisk sikkerhet i drikkevannsforsyningen generelt, samt mer anleggsspesifikk kunnskap om hygienisk sikker drift ved hvert enkelt vannverk.

1.2. SLAMiNOR

Vanlige vannbehandlingsmetoder omfatter ofte en kombinasjon av enhetsprosesser, slik som koagulering, flokkulering, sedimentering eller flotasjon, dybdefiltrering, membranfiltrering (mikro-, ultra- og nanofiltrering), sorpsjonsprosesser (ionebytte, aktiv kullfiltrering, etc), biofiltrering, m.v. Desinfeksjonsprosessene omfatter normalt klorering, UV-bestråling eller ozonering.

Vannbehandlingen og desinfeksjonen sørger for å fjerne eller inaktivere uønskede stoffer fra vannet. Dette dreier seg vanligvis om partikler, organisk stoff, metaller, næringssalter, mikroforurensninger, og mikroorganismer som parasitter, bakterier og virus. Noen av stoffene kan være helseskadelige, og noen av mikroorganismene kan være sykdomsfremkallende (patogene).

Normalt omfatter vannbehandlingen også såkalt korrosjonskontroll, noe som innebærer tilsats av ulike stoffer (e.g. kalk, vannglass/natrium-silikat, soda, lut). Dette for å justere vannkvaliteten, slik at man via økt pH, alkalitet og kalsiuminnhold kan redusere korrosjonen på ledningsmaterialer og installasjoner innomhus.

Restproduktene fra vannbehandlingen, det såkalte vannverksslammet, inneholder stoffene som er fjernet fra vannet eller tilsatt i vannbehandlingen. Vannverksslam (VVS) har historisk sett blitt betraktet - og behandlet/disponert som et avfallsprodukt som man søkte å kvitte seg med på enklest og billigst mulig måte, gjerne til avløpsnett eller til en nærliggende vannresipient (innsjø, elv eller sjø) eller deponert på avfallsfyllinger. Dette til tross for at slik disponering i mange tilfeller kan medføre hygieniske/helsemessige og miljømessige ulemper og utfordringer. Mange land klassifiserer vannverksslam som farlig avfall, særlig på grunn av innholdet av tungmetaller og patogene mikroorganismer, og slammet blir derfor ofte brent mens asken blir deponert på fylling.

I SLAMiNOR-prosjektet har man kartlagt mengder og sammensetning av ulike typer slam og returstrømmer, herunder spyleslam fra filtre, fortykket slam, avvannet slam, filtermodningsvann og dekanteringsvann fra slamfortykking, samt rejektivann fra sentrifugebasert slamavvanning. Prøvetaking og analyseopplegg er i stor grad samordnet med BARRiNOR.

Man har også vurdert aktuelle bruksformer for vannverksslam, slik som mulige råvarer i produksjonen av sement, keramiske fliser, Filtralite-produkter, bygningsmaterialer/murstein, renseprosesser for avløpsvann, biogassanlegg for å binde sulfid, våtmarksanlegg, gjenvinning av koagulant, etc.

I Norge er bruk av vannverksslam på landbruksarealer regulert av den såkalte gjødselwareforskriften²⁾. Denne omfatter gjødselvarer av organisk opphav, herunder vannverksslam, og forskriften gjelder anvendelse og spredning av det aktuelle produktet på jordbruksarealer, grøntarealer, som ingrediens i organisk gjødsel, jordforbedringsmidler, dyrkingsmedier og som del av andre produkter, samt lokal lagring.

For tilvirkning av produkter fra nærmere spesifiserte råvarer, herunder vannverksslam, stilles det krav til produktkvalitet, herunder tungmetaller, organiske miljøgifter, plantevernmidler, o.a., samt smittestoffer. Mer om dette senere.

²⁾ FOR-2003-07-04-951. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet

2. Prosjektopplegg og gjennomføring

2.1. Spleiselagsprosjekter

Etter modell av NOMiNOR, et nylig gjennomført spleiselagsprosjekt mellom Norsk Vann, Svenskt Vatten og 10 deltagende vannverk i Skottland, Sverige, Finland og Norge, ble BARRiNOR og SLAMiNOR lagt opp som tilsvarende brukerorienterte spleiselagsprosjekter. Målet var å måle/kartlegge faktisk oppnådde barriereeffekter/log-reduksjoner for ulike typer mikroorganismer/parametere målt med ulike analysemetoder, i anlegg med koagulering og/eller filtrering, herunder også anlegg basert på alkalisk filtrering og ozon-biofiltrering.

Som en forberedende aktivitet ble det gjennomført et mer FoU-rettet forprosjekt (BARRIEREKONTROLL) knyttet til testing og utvikling av analysemetoder for mikroorganismer med Oslo VAV som prosjekteier og prosjektleder og med midler fra RFF Hovedstaden³⁾.

2.2. Prosjektpartnere

Prosjektene ble gjennomført som et samarbeid mellom Norsk Vann BA som prosjekteier og følgende aktører:

- Vannverk:
 - Oslo VAV – Nye Oset VBA
 - ABV – Aurevann VBA
 - ABV/VAV – Kattås Pilot
 - FREVAR*
 - Nedre Romerike Vannverk (NRV) – Hauglifjell VBA
 - Bergen kommune/Bergen Vann – Svartediket VBA, Espeland VBA og Kismul VBA
 - Porsgrunn – Valleråsen VBA
 - Arendal – Rorevann VBA
 - HIAS*
 - IVAR – Langevatn VBA
 - Scottish Water** – Carron Valley WTW
 - Vansjø Vannverk
- FoU-miljøer og analyseinstanser:
 - SINTEF Community og SINTEF Industri
 - NIVA
 - NMBU, veterinærhøgskolen
- Rådgivende ingeniørfirmaer (deltok primært til selvkost):
 - Norconsult og Asplan Viak

*) FREVAR og HIAS deltok i prosjektet, men uten å delta i prøvetakings- og analyseprogrammet.

**) Claire Thoms Ph.D-studium (Glasgow Univ) var knyttet til BARRiNOR-prosjektet, med informasjonsutveksling ang. analyser og analysemetoder, resultater, risikovurderinger, m.v.

³⁾ Wennberg, A.C., Eikebrokk, B., Myrmel, M., Hageskal, G og Hem, L. (2020). Vurdering av mikrobiologiske analysemetoder for å dokumentere mikrobiell barriereeffekt i partikkelfjerningstrinnet på vannbehandlingsanlegg. NIVA rapport 7492-2020

2.3. Forsøksrunder og vannprøver i BARRiNOR

2.3.1. Sesongmessige prøver

Det ble foretatt fire sesongmessige uttak av vannprøver (vinter, vår, sommer og høst) fra nærmere angitte prøvepunkter på hvert vannverk: Ubehandlet råvann; Returstrømmer (filtermodningsvann; dekanteringsvann fra slamfortykking); Etter Koagulering/flokkulering; Etter sedimentering eller flotasjon; Spikeløsning; Etter dybdefilter, evt. alkalisk filter og biofilter.

Prøvetakings- og analyseplanen innebar i utgangspunktet 20 vannprøver fra hvert vannverk, og totalt 220 vannprøver i sum fra de 11 deltagende vannbehandlingsanleggene. Prøvetakingen ble fordelt over to år, med 4 sesongmessige prøver fra gjennomsnittlig 5 prøvepunkter ved 5-6 vannverk årlig. Fordelingen over to år ble gjort av hensyn til analysekapasiteten.

Resultatene fra de sesongmessige prøvene sier lite om dynamikken i anleggenes barriereeffekter (eksempelvis gjennom en filtersyklus), men de dokumenterer oppnådde log-reduksjoner på de tidspunktene da prøvene ble tatt. Slik sett kan de sies å representere en normalsituasjon under vanlig stabil drift, med tilhørende sesongmessige variasjoner. Siden sesongprøvene ble uttatt under tilnærmet optimale driftsforhold på anleggene, utgjør disse prøvene et dårlig grunnlag for å vurdere egnetheten av ulike aktuelle barriereindikatorparametere/driftsparametere (e.g. turbiditet, farge, restkoagulant) siden variasjonsområdet for disse er svært begrenset.

I tillegg til sesongmessige prøveuttak ble det derfor foretatt mer intensive prøvetakingsrunder under driftsmessig stress slik som suboptimale koaguleringsbetingelser og varierende filtreringshastighet (SVD VBA), langtidsforsøk med fulle filtersykluser (Kattås Pilot), og spikeforsøk med tilsetning av mikroorganismer (SVD, Kattås og IVAR). Disse forsøkene er nærmere omtalt nedenfor.

2.3.2. Prøvetaking under driftsmessig stress

Analyse av vannprøver under sub-optimale driftsforhold (driftsmessig stress) ble utført ved to anlegg, Svartediket VBA og Kattås Pilotanlegg. Stresstestingen med tilhørende vannprøvetaking og analyse ble utført i tillegg til den sesongmessige prøvetakingen nevnt over. Under stresstestingen ble det foretatt egne og mer intensive prøverunder for kartlegging av log-reduksjoner også i perioder med driftsforhold som innebar økt risiko for barrieresvikt, e.g. perioder med varierende råvannskvalitet, filtermodning, belastningsvariasjoner, ulike mengder av returstrømmer (modningsvann og dekantat), samt perioder nær filterspyling og tidspunkt for forventet turbiditetsgjennombrudd.

Resultatene fra periodene med driftsmessig stress viser hvordan suboptimale driftsforhold kan påvirke barriereeffekter og log-reduksjoner.

2.3.3. Langtidsforsøk

I tillegg til de sesongmessige og stressrelaterte prøvetakingsrunder, ble det ved Kattås (ABV Pilot) foretatt langtidsprøvetakinger med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser (10-12 timer). Dette for å avdekke dynamikken i barriereeffekt og log-reduksjoner, dvs. hvordan disse kan variere i de ulike fasene av en filtersyklus (i.e. filtermodning, stabil driftsfase, nær spyling).

2.3.4. Forsøk med spiking av bakterier og virus

Siden råvannet ved de deltagende vannverk i mange tilfeller ikke inneholder tilstrekkelige mengder av spesifikke mikroorganismer til at log-reduksjoner kan beregnes, ble det utført forsøk med tilsetning av mikroorganismer (spiking) og tilhørende prøvetakingsrunder ved tre vannverk:

- Svartediket VBA: Spiking med bakterier (*Enterococcus faecium*) og bakteriofager (MS2)
- Langevatn VBA, IVAR: Spiking med bakterier (*Enterococcus faecium*, *E. coli*) ATCC 8739 og bakteriofager (MS2)
- Kattås Pilot: Spiking med virus (Pepper Mild Mottle Virus - PMMoV) og bakteriofager (MS2)

Vannbehandlingsprosessen ved Svartediket VBA i Bergen og Kattås Pilot var kontaktfiltrering (Fe-koagulering; 3-M filter), mens vannbehandlingen ved Langevatn (IVAR, Stavanger) var ozonering, alkalisk forfiltrering og biofiltrering. Under disse forsøkene var prøvetakingen hyppigere og mer omfattende, og de ble også koblet til stresstesting. Følgelig kunne stresstesting utvides til også å omfatte kartlegging av log-reduksjoner av spikede organismer, ikke bare under stabil drift, men også i perioder med filtermodning, belastningsvariasjoner, returstrømmer, før filter-spyling, i forkant av gjennombrudd, m.v.

2.3.5. Risikobaserte prøverunder

I tillegg til forsøkene nevnt over ble det utført egne runder med risikobasert prøvetaking og storvolum analyse (ultrafiltrering av 10-100 L) av råvann og filterutløpsvann fra utvalgte vannverk med størst sannsynlighet for positive funn i råvannet (i.e. Kattås Pilot/Holsfjorden, HIAS/Mjøsa, Movar/Vansjø, NRV/Glomma, Rore/Rorevann). Prøvene ble analysert for paprikavirus (PMMoV), som er et plantevirus som infiserer chili- og paprikaplantar. Viruset finnes i menneskets tarm fordi vi spiser produkter som inneholder disse fruktene. Man finner derfor viruset i vannkilder som er forurenset med avløpsvann.

2.4. Analyser og analyseparametere i BARRiNOR

De anvendte analysemetodene er nærmere beskrevet nedenfor, og de ulike metodene ble anvendt på parallelt uttatte prøver. Vi anser de valgte metodene som bedre egnet for undersøkelse av barriereeffekt og log-reduksjon i koagulerings- og filteringsanlegg enn metoder basert på dyrkbare organismer/kimtall, siden sistnevnte omfatter < 1 % av totalt bakterieinnhold. I tillegg til de nevnte analysene foretok vannverkene egne fysisk-kjemiske og dyrkingsbaserte mikrobiologiske rutineanalyser (inkl. kimtall) på parallelle vann- og slamprøver.

Analysene inkluderte følgende parametere:

- ICP-MS for elementanalyser, herunder Al, Fe, Mn, mm.
- ATP (adenosintrifosfat): energibæreren i alle levende celler
- FCM (flow cytometri) for telling av totale og intakte bakterieceller
- Paprikaviruset PMMoV og bakteriofagen MS2
- Molekylærbiologiske metoder basert på PCR og sekvensering:
 - ddPCR-bact for analyse av totale bakterietall (16S rRNA-genmarkør) før og etter filtertrinnet. Noe metodeutvikling ble også foretatt.
 - Sekvensering av 16S rRNA for å beskrive det bakterielle samfunnet. Dette gir et bilde av hvilke grupper av bakterier som er til stede/dominerer før og etter behandling.
 - ddPCR-vir for kvantifisering av modellvirusene PMMoV og MS2 (bakteriofag).

I BARRiNOR-prosjektet ble alle disse metodene anvendt i parallell på alle vannprøver fra alle deltagende vannverk, med de samme analyseinstrumenter og det samme analysepersonalet. Dette reduserer mulige feilkilder og forenkler sammenligninger mellom prøveserier og vannverk. På denne måten kan man sammenligne resultatene direkte, og man vil få frem styrker og svakheter ved de ulike metodene. En vurdering av de aktuelle analysemetodene og deres egnethet til formålet ble også foretatt i det tidligere nevnte RFF-prosjektet *BARRIEREKONTROLL*.

En nærmere beskrivelse av analysemetodene er gitt nedenfor.

2.4.1. ATP-analyser

Adenosin trifosfat (ATP) er energibæreren i alle levende organismer, og analysen (Figur 2.1) er basert på at ATP gir en lysreaksjon etter tilsats av et ildflue-enzym (*Luciferase*). Lysintensiteten måles og sammenlignes med en standard-kurve, og ATP-innholdet kan derved kvantifiseres. Metoden finnes også i en semi-online versjon, og enkelte vannverk (bl.a. Zürich) anvender denne metoden for overvåking av begroingstilstanden i ledningsnett. Her har man over tid etablert et godt referansegrunnlag, med etablerte varslings- og alarmgrenser for vannets ATP-innhold.

ATP-analysene av prøvene fra de rutinemessige sesongprøvene, stressforsøkene og spikeforsøkene ved Svartediket og IVAR ble gjennomført iht. metode beskrevet av Hammes et al. 2010⁴⁾. Det sterile røret med 10 ml prøve varmes ved 38 °C i 2 min. i varmeblokk. 50 µl reagens tilsettes i prøvekyvetten og varmes ved 38 °C i 2 min. før 0,5 ml prøve overføres til kyvetten. ATP ble målt i en ATP-måler (Hygiena Pi -102). ATP ble analysert i filtrerte (0,1 µm) og ufiltrerte prøver (total ATP), og cellulær ATP ble beregnet som forskjellen mellom ufiltrert (total) ATP og ekstracellulær (filtrert) ATP. Resultatene ble angitt som nmol/L og pg/mL total og cellulær ATP for vannprøver, og nmol ATP/kg TS for slamprøver. Angitte tall representerer et gjennomsnitt av tre parallelle målinger. Tilsvarende ble TOC angitt som mg TOC/L i vannprøver, og som µg TOC/kg TS for slamprøver.

For analyser av langtidsprøvene tatt som tidsserier ved Kattås Pilot ble ATP målt etter en annen protokoll tilpasset mange samtidige prøver. ATP ble her analysert i filtrerte (0,22 µm) og ufiltrerte prøver og behandlet med samme reagens som sesongprøvene (BacTiter-Glo™ Reagent (Microbial Cell Viability Assay (Cat # G8231) Promega), men ifølge protokoll fra produsent og tilpasset avlesning i plateleser med 96-brønnplate: 100 µl prøve ble blandet med 100 µl reagens og inkubert ved romtemperatur (20-22 °C) i 5 minutter før avlesning med intern kalibreringskurve på hver plate på en plateleser for luminisens (Softmax). Siden filteret i disse analysene hadde større poreåpning (0,22 µm) enn ved analysene av døgnprøvene (0,1 µm), vil ekstracellulær ATP være høyere og intracellulær ATP lavere enn i analysene av døgnprøvene, mens total ATP ikke vil påvirkes av filterets poreåpning. Ved analyse med plateleser er også deteksjonsgrensen dårligere, og renset vann var ofte under kvantifiseringsgrensen i langtidsprøvene fra Kattås Pilot.

2.4.2. Elementanalyser (ICP-MS)

Metallanalyser ble gjennomført med ICP-MS. Resultatet er oppgitt som µg/L for vannprøver, og som µg/kg (våt-slam), og µg/kg TS for slamprøver.

2.4.3. FCM-analyser

Et flowcytometer (FCM) er en avansert partikkelteller (Figur 2.1 og 2.2). Bakterieceller skilles fra andre partikler av instrumentet ved å måle fluorescense fra et fargestoff som tilsettes prøvene og som binder seg til arvestoffet til bakteriene. Ved å bruke forskjellige fargestoff som trenger inn i alle celler (SYBRGreen) eller bare celler med ødelagt cellemembran (propidium jodid) kan man også skille mellom intakte (levende) og ødelagte (døde) celler.

Fordelen med denne metoden sammenlignet med kimtallsanalysen er at man fanger opp alle bakterier i prøven, ikke bare de få (< 1 %) som kan dyrkes i laboratoriet. Ulempen er at selv med farging av døde bakterier kan man ikke vite om alle de intakte cellene er levedyktige. FCM-instrumenter finnes både som avanserte og mindre avanserte laboratorieinstrumenter, og som online analyseinstrumenter tilpasset drikkevannsbransjen. FCM som analysemetode begynner å få mer og mer utbredelse, og inngår eksempelvis sammen med ATP som rutineanalyser i overvåkingen av drikkevannet i Zürich, Sveits.

FCM analysene ble enten gjort på ferske prøver innen ett døgn fra prøvetaking, eller på prøver som var tilsatt glyserol og nedfrosset frem til analyse. Vannprøver ble fortynnet 1:10 med fosfat buffer (PBS) før farging med SYBRGreen for analyse av totalt celletall (TCC) og med propidium jodid og SYBRGreen for intakt celletall (ICC). Prøver som inneholdt synlige partikler ble først behandlet med en løsning av natriumpyrofosfat og kraftig vortex for å løsne bakteriene fra partiklene, og deretter fortynnet med PBS for å sikre rett pH før farging. Fargede prøver ble inkubert i 96-brønnplater ved 35 °C i 10 minutter før analyse med Novocyte Advanteon flowcytometer med plateleser. Analyse av resultatene ble gjort i programmet NovoExpress (Agilent).

I rapporten er det vist resultater for TCC- og ICC-innhold, samt for innhold av TCC- og ICC-celler med høyt eller lavt innhold av nukleinsyrer/arvestoff (High nucleic acid (HNA) eller Low Nucleic Acid (LNA)). Bakterier med høyt innhold av nukleinsyrer er antatt å være mer metabolsk aktive og potensielt i vekst, mens de med lavt nukleinsyre-

⁴⁾ Hammes et al. 2010. Measurement and interpretation of microbial adenosine tri-phosphate (ATP) in aquatic environments. Water Research 44(13): 3915-3923. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135410002551?via%3Dihub>

innhold potensielt kan være i dvale, men det er også bakteriearter som naturlig er små eller store⁵⁾. HNA og LNA er ikke godt definerte begreper, men er basert på en skjønnsmessig vurdering under analyseprosessen som deler bakteriepopulasjonen i to. Alle prøvene i BARRiNOR er vurdert under ett ut fra de samme kriterier.

2.4.4. ddPCR og sekvensering

DNA-sekvensering er en molekylærbiologisk metode som brukes for å lese av organismenes genetiske kode for bl.a. å identifisere ulike grupper av mikroorganismer i en prøve. Denne genetiske koden kan leses av i en sekvenseringsmaskin. Det finnes ulike markørgener som brukes til analyse av ulike organismer. 16S rRNA-genet finnes i alle bakterier og har endret seg lite gjennom evolusjonen, siden det har en grunnleggende funksjon i cellas proteinfabrikk. Samtidig har det enkelte områder som varierer mye mellom bakterieslekter som gjør det mulig å skille mellom disse. Derfor er 16S rRNA-genet en fin markør for å kartlegge det bakterielle samfunnet i ulike prøver. I dette prosjektet ble sekvensering av 16S rRNA-genet gjennomført for å kartlegge sammensetningen av bakteriesamfunn gjennom koaguleringsprosessen. Etterfølgende bearbeiding av sekvensdata (bioinformatisk analyse) avdekket sammensetningen av bakterier i en prøve uttrykt som relativ forekomst av taksonomiske grupper (Operational Taxonomic Units, OTU), som f.eks. bakterieslekter, og man kan basert på dette også sammenligne variasjonen i bakteriesammensetning mellom prøver.

Droplet digital PCR (ddPCR, Figur 2.1) er tredje generasjons PCR teknologi som muliggjør direkte påvisning og kvantifisering av f.eks. bakterier i en prøve vha. markør-genet 16S rRNA eller andre mer artsspesifikke målsekvenser. DNA fra en prøve fordeles i ca. 20000 dråper, kopiering av målsekvensen skjer så separat i hver enkelt dråpe, før hver enkelt dråpe måles basert på fluoresens-signal, og blir registrert som positiv eller negativ på bakgrunn av en statistisk Poisson-analyse. Slik telles positive signal opp og gir et absolutt kvantitativt tall på forekomst av markøren, i dette tilfellet kopier av 16S rRNA, som et mål på antall bakterier i en prøve.

For analyse av RNA-virus med ddPCR må det først lages en komplementær DNA-kopi (cDNA) fra virus RNA (ved hjelp av revers transkripsjon), som så brukes som utgangspunkt for deteksjon og kvantifisering.

Både ddPCR og sekvensering er avhengig av mengde og kvalitet av DNA/RNA isolert fra en prøve. I dette prosjektet har vi videreutviklet metodikk både for opparbeidelse av prøver og DNA-isolering fra prøvene. Forekomst av forbindelser (som f.eks. NOM, metaller, andre partikler) som kan binde til eller fragmentere DNA og/eller inhibere PCR-reaksjoner er ofte til stede i miljøprøver, og ulike strategier ble derfor benyttet for å rense DNA og minimere risikoen for dette. ddPCR er dessuten rapportert å være mindre påvirket av slike inhibitorer sammenlignet med tilsvarende metoder som qPCR.⁶⁾

Prøveoppbeiring og DNA-isolering ble gjennomført på følgende måte: 3 paralleller av 200 ml vannprøve ble filtrert (0.22 µm Sterivex filter (Millipore)) og frosset ned (-20 °C) for videre analyse. Filtermembranen ble kuttet fra filterholderen manuelt og overført til sterile eppendorfrør. DNA ble først isolert med ZymoBIOMICS DNA miniprep kit og rensset med Zymo Genomic clean&cons. (Zymo Research).

Metodeutvikling i løpet av prosjektperioden medførte at DNA-isoleringsprotokollen ble endret til en modifisert versjon av protokollen Beckman GenFind V3 (Beckman Coulter). Konsentrasjon og kvalitet av ekstrahert DNA ble analysert med Nanodrop 1000 (Thermo Fisher Scientific). Digital droplet PCR (ddPCR) ble utført på QX200™ Droplet Digital™ PCR system (Bio-Rad) med ddPCR™ Supermix for EvaGreen.

⁵⁾ Bouvier, T., Del Giorgio, P. A., & Gasol, J. M. (2007). A comparative study of the cytometric characteristics of high and low nucleic-acid bacterioplankton cells from different aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*, 9(8), 2050-2066.

⁶⁾ Quan, P.L., Sauzade, M., Brouzes, E., 2018. dPCR: A Technology Review. *Sensors* 18.

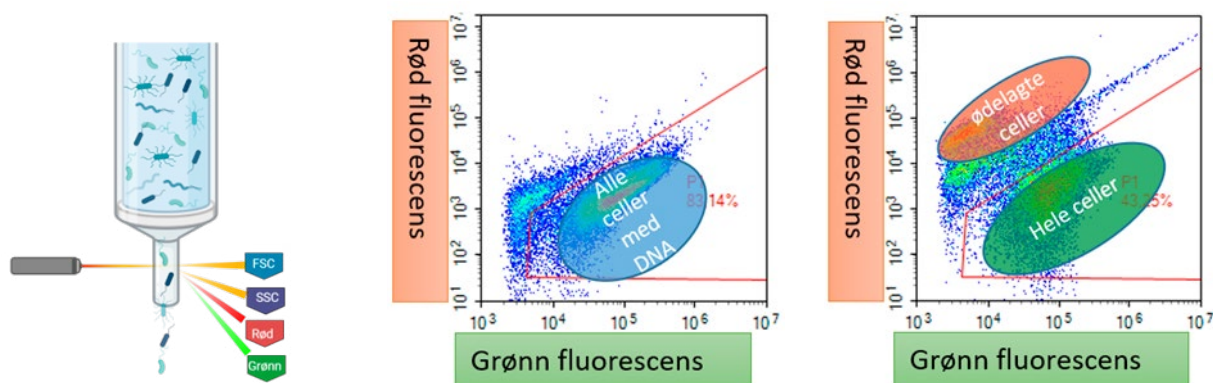
Sekvensering av 16S rRNA (region V3-V4, Illumina guide 15044223b) ble utført på en Illumina MiSeq sekvensator og bioinformatisk analyse av sekvensdata ble gjort i programvaren CLC Genomics Workbench med tilleggsmodulen «Microbial Genomics Module» (Qiagen, versjon 23). Antall kopier av 16S-genet i ei bakteriecelle kan variere fra 1 til mer enn 15⁷⁾. Dette betyr at sekvensbaserte analyser kan gi en noe misvisende overrepresentering av enkelte bakterieslekter og underrepresentering av andre. For å korrigere noe av denne skjevheten ble verktøyet «Normalize OTU Table by Copy Number (beta)» kjørt. Denne metoden bruker multiplikasjonstabeller fra PICRUSt⁸⁾. For ddPCR-bact-analysen ble DNA fra 3 paralleller analysert hver for seg, for sekvenseringsanalysen ble de 3 parallellene fra en vannprøve slått sammen. Både ddPCR-bact og sekvensering ble gjennomført på til sammen 253 vannprøver.

⁷⁾ Omáš Větrovský, Petr Baldrian. 2013. The Variability of the 16S rRNA Gene in Bacterial Genomes and Its Consequences for Bacterial Community Analyses. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057923>

⁸⁾ Douglas, G. M., et al. 2020. PICRUSt2 for prediction of metagenome functions. *Nature Biotechnology*, 38(6):685-688.



Figur 2.1. Illustrasjon av instrumenter og analyser: i) ATP-analysator, med varmeblokk (venstre øverst), ii) Flow-cytometer-FCM (høyre øverst), og iii) ddPCR-analyser (nederst).



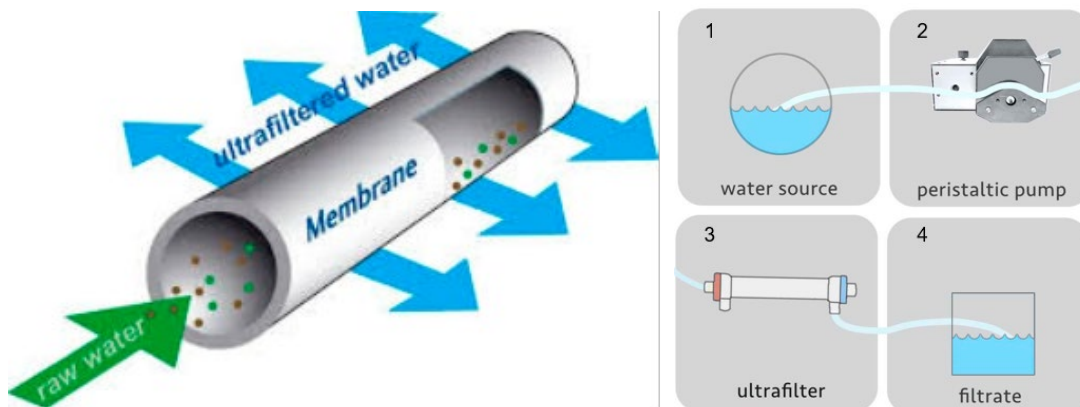
Figur 2.2. Illustrasjon av FCM-analysemetoden: Bakteriene passerer laser en og en og blir identifisert med fire sensorer: lyspredning fremover (FSC) og sidelengs (SSC) samt rød og grønn fluorescens. Hver bakterie vises som en prikk i diagrammene til høyre: I midten er bakteriene farget med SYBRgreen som bindes til alle celler og til høyre er bakteriene farget med både SYBRgreen og propidium jodid som skiller mellom ødelagte og intakte bakterieceller.

2.4.5. Virusanalyser

Det optimale for dette prosjektet ville vært å kvantifisere virus i en prøve uten forutgående oppkonsentrering. Da hadde vi redusert både arbeidsmengde og usikkerhet rundt tap av virus. Det finnes høye konsentrasjoner av virus (hovedsakelig bakteriofager) i en vannkilde og innledningsvis testet vi FCM som vil kunne plukke opp alle virus. FCM ble etablert ved å analysere kjent virus som ble spiket i naturlige vannprøver. Vi benyttet SYTO9 som gir fluorescens ved binding til både RNA og DNA. Det vil si at potensielt alle virus kunne påvises.

Innledningsvis fungerte metoden tilsynelatende godt. Vi lagde fortynningsrekker av RNA- og DNA-virus ved å benytte naturlig råvann og fikk logiske resultater. Da prosjektet startet og vi begynte å jobbe med rå- og rentvann opplevde vi at behandlet vann kunne ha høyere nivå av fluoriserende partikler enn råvann. Bakgrunnen for det antar vi kan skyldes at rester av koagulanter binder SYTO9. Metoden ble derfor ikke benyttet videre i prosjektet og vi gikk over til kvantifisering av virus ved å bruke ddPCR.

Virus har ikke et felles markør-gen slik bakterier har. Det gjør at vi ikke kan påvise «alle virus» ved PCR, men vi må bruke en PCR som er designet for det enkelte viruset. Da mister vi fordelen av å ha høye konsentrasjoner av virus totalt i naturlige vannprøver, og virus må oppkonsentreres. Til dette benyttet vi to runder med ultrafiltrering (UF), der et relativt stort prøvolum ble benyttet. I første runde ble rå- og rentvann filtrert på vannverket ved hjelp av ultrafiltre som ble sendt ut til vannverkene (Figur 2.3). Filteret ble deretter sendt tilbake til NMBU der det ble tilbakespylt med en buffer som løser ut virus og annet materiale fra filteret. Videre fulgte ultrafiltrering av tilbakespylingsvannet (Figur 2.4)



Figur 2.3. Prinsippet for ultrafiltrering (venstre) og illustrasjon av ultrafiltreringsprosessen som ble utført på vannverk (høyre).



Figur 2.4. Illustrasjon av tilbakespyling av ultrafilter brukt på store volum (venstre) og ultrafilter for små volum (høyre, filteret sitter inne i røret som sentrifugeres) som ble benyttet på NMBU.

Etter siste runde med oppkonsentrering, ble RNA og DNA ekstrahert fra prøven og benyttet i PCR. RT-ddPCR benyttes når man skal kvantifisere RNA og ikke DNA. I prosjektet ble to modellvirus benyttet (PMMoV og MS2) som begge har RNA som genmateriale. Fordi PCR brukes til å påvise DNA, lager vi først en DNA-kopi (cDNA) av virus-RNA. Videre påvisning er som beskrevet for ddPCR, men vi benyttet fluoriserende prober som er spesifikke for PMMoV og MS2, i stedet for EVAGreen.

2.4.6. Indikatorer

Drikkevannsforskriften inneholder krav til minimumsantall og typer av mikrobiologiske analyser for drikkevann og råvann, men analysekravene inkluderer i dag kun bakterielle indikatorer som analyseres ved dyrking. I den kommende reviderte Drikkevannsforskriften inkluderes somatiske kolifager som operativ parameter/barriereindikatorparameter: «Somatiske kolifager blir bare obligatorisk å analysere for i drikkevannet dersom råvannsanalysene viser at det er mer enn 50 PfU/100 ml råvann. Somatiske kolifager skal da analyseres for i drikkevannet etter hvert trinn i vannbehandlingsprosessen for at fastslå log-reduksjonen i eksisterende barrierer og for å vurdere om risikoen for penetrering av patogene virus er under tilstrekkelig kontroll.»

Norsk råvann er generelt lite belastet med fekal forurensning, og det vil nok sjelden være mer enn 50 PfU/100 ml somatiske kolifager i råvannet, selv om det kan være tilfeldige «slengere». Dette ble bekreftet i BARRINOR-prosjektet der NMBU analyserte for kolifager i 7 råvannsprøver og der 2 av dem viste mer enn 50 PfU/100 ml. Internasjonale studier viser at det gjerne er i størrelsesorden 1 log mindre somatiske kolifager enn *E. coli* i kloakkpåvirket overflate-

vann. Det er sjelden mer enn 500 *E. coli*/100 mL i norsk råvann, og på samme måte er det derfor sjelden mulig å kvantifisere log-reduksjoner av fekale indikatorbakterier på norske vannbehandlingsanlegg. Et unntak er etter hendelser der unormalt mye avløpsvann når råvannsinntaket, eller i noen vannkilder der antall koliforme bakterier øker betydelig på sensommeren på grunn av oppvekst i vannkilden.

I veileder for mikrobiell barriereanalyse (MBA) er barrierehøyden/behovet for log-reduksjoner også basert på bruk av fekale indikatorbakterier i råvannsovervåkingen (Norsk Vann 2014). Grunnen til at man fokuserer på indikatorbakterier er at disse er mye lettere å analysere enn virus og parasitter og fordi de generelt finnes i høyere konsentrasjoner.

Ved vurdering av hygieniske barrierer ønsker man å vite hvor stor reduksjon man har av patogener på en log 10-skala. Når råvannet i utgangspunktet ofte har så lave konsentrasjoner at dagens metoder i liten grad kan detektere dem, er man avhengig av å se på alternativer til analysemetodene og anvende surrogater/indikatorer som erstatning for patogener⁹⁾. Man har da alternative strategier for å gjøre vurderinger av oppnådd log-reduksjon og hygienisk barriereeffekt:

Alternativ 1: Man kan bruke en indikator som finnes i store nok konsentrasjoner i råvannet, noe som muliggjør måling av reduksjonsgrader opp til 3-log. Indikatoren må ha egenskaper som er sammenfallende med de patogener den representerer og den barrieren som skal analyseres. Partikkelstørrelse, partikkeldensitet, overflatestruktur, overflate-ladning/zetapotensial, hydrofob, hydrofil, m.v. er egenskaper som vil være bestemmende for hvilke reduksjoner man kan oppnå i vannbehandlingen.

Metoder som ser på totaltall av bakterieceller vil kunne være gode verktøy for å vurdere/måle reduksjonsgrad av bakterier. Dette kan være dyrkings-uavhengige metoder som flowcytometri (FCM) og molekylærbiologiske metoder som droplet digital PCR (ddPCR). ATP-analyser er også raske metoder som gir bedre informasjon om det totale bakterieinnholdet i vann enn dyrkingsbaserte metoder. ATP og FCM er raske metoder som også finnes i semi-online utstyrsutgaver, noe som gjør dem spesielt interessante for driftskontroll og prosessovervåking.

ddPCR har de senere årene blitt brukt til rask, high-throughput, sensitiv og spesifikk deteksjon av vannbårne mikrober ved bruk av spesifikke genmarkører for f.eks. *E. coli* 2012)¹⁰⁾. Ved bruk av totaltall bakterier vil nok de dominerende bakteriene maskere de vanligste vannbårne humanpatogene bakterier, fordi forekomsten av disse vil være så små i sammenligning. Totaltall-metoder vil likevel være gode prosessparametere, og ddPCR- og sekvenseringsteknologi har potensial til at også norsk vannforskning skal få ta del i den bioteknologiske utviklingen som har gitt ny informasjon om mikrobiologien i vannsystemer verden over¹¹⁾.

For virus kan det være aktuelt å anvende indikatorer som bakteriofager (kolifager som F-spesifikke RNA bakteriofager og somatiske DNA bakteriofager), planteviruset PMMoV og enkelte grupper av patogene virus som finnes i relativt store mengder i avløpsvann (adeno- og enterovirus). Dette krever at metodene for prøvetaking og forbehandling/filtrering blir optimalisert for oppkonsentrering av mikrober, reduksjon av tid- og ressursbruk, samt for sikrere analyseverdier og mer pålitelige analyser.

Alternativ 2: Man kan tilsette en egnet indikator (spike) til vannet i et pilot-anlegg for å oppnå høye nok konsentrasjoner til å gjøre gode vurderinger av oppnådd log-reduksjon. Spiking kan være formålstjenlig og nødvendig, spesielt for virus som er små av størrelse og utfordrende å oppkonsentrere. Det finnes, per i dag, ingen generisk metode for virusanalyse, tilsvarende det som kan benyttes for bakterier. Man må derfor analysere på spesifikke virus, og da blir konsentrasjonene ofte for lave i naturlig råvann. Vi ville spike med bakteriofagen MS2 fordi dette viruset kan dyrkes opp til høye konsentrasjoner og derfor benyttes til store vannvolum. Her er 10 000 liter vann trolig det maksimale volumet vi kan spike uten oppkonsentrering, mens en god metode for oppkonsentrering av virus tillater spiking av enda større vannvolumer.

⁹⁾ Wennberg, A. C. og Hultman, M. T. (2018). Hurtigmetoder for online deteksjon av mikrobiell forurensing i vann. NIVA-rapport 7288

¹⁰⁾ Lancaster and Lee 2023. Advanced preparedness for drinking water emergency: Ensuring safe microbial quality with rapid microbial source tracking and *E. coli* methods. Environmental Advances 13: 100426.

¹¹⁾ Li et al. 2017. Microbial communities shaped by treatment processes in a drinking water treatment plant and their contribution and threat to water safety. Frontiers in Microbiology 8: 2465

Tilgang til forsøkskjøring i pilotanlegg (IVAR; Kattås Pilot) muliggjør spiking. Dette gjør at viruskonsentrasjonene i behandlet vann blir målbare og log-reduksjonene kan beregnes med større grad av sikkerhet. Utløpsvannet fra pilotanlegg er begrenset i mengde og kan lettere behandles, desinfiseres og nøytraliseres før utslipp til avløpsnett og renseanlegg.

I løpet av prosjektet fant vi ut at også PMMoV kunne benyttes til spiking ved å bruke produkter som inneholdt høye konsentrasjoner av viruset. Ved Kattås ble det derfor gjennomført en pilot der både MS2 og PMMoV ble benyttet til spiking av store vannvolum.

2.5. Prøvetaking og analyser i SLAMiNOR

I SLAMiNOR omfattet prøvetakingen i utgangspunktet 4 sesongmessige prøveuttak (stikkprøver/blandprøver), med analyser av innløps- og utløpsvann fra filtre, modningsvann, spylevann/slam, fortykket slam og dekantat, samt avvannet slam og rejekt fra de 3 vannverkene som har slamavvanning. Dette for å kartlegge nivåer og variasjonsområder.

Foruten de 4 sesongprøvene fra de deltagende vannverk ble det foretatt supplerende prøverunder som egne tidsserier ved utvalgte vannverk. Tidsseriene omfattet modningsvann, spylevann og returvann, og ble utført for å få frem normale prosessmessige kvalitetsvariasjoner.

Foruten måling av mengder og volumstrømmer inkluderte analysene av vann- og slamprøver inkl. returstrømmer typisk følgende parametere:

- Suspendert og totalt tørrstoffinnhold
- Gløderest/glødetap
- pH, Turbiditet, TOC; ATP (total og cellulær)
- Al, Fe, Mn, Ca, Hg, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn og As
- FCM for totale og intakte bakterieceller
- Dyrking av bakteriofager (kolifager, plakktelling)
- ddPCR for totale bakterietall
- Sekvensering for kartlegging av mikrobefunn, herunder 16S rRNA som en bakteriespesifikk markør

SINTEF Community utførte analysene av suspendert og totalt tørrstoffinnhold; gløderest/glødetap; pH, Turbiditet, TOC, og ATP, samt elementanalysene på ICP-MS (underleverandør NTNU/SINTEF Industri). NIVA analyserte innholdet av bakterier (totale og intakte bakterieceller) i vann, slam og returstrømmer via flowcytometri (FCM). NMBU analyserte bakteriofager (kolifager) i vann, slam og returstrømmer ved hjelp av en plakk-metode (ISO-standard), mens SINTEF Industri kvantifiserte totalt bakterieinnhold ved hjelp av ddPCR-metodikk, samt kartla mikrobefunnet/ulike grupper via sekvensering. For begge disse metodene kan prøvene filtreres, og filtrene ble frosset ned og lagret for eventuell senere analyser.

Som et supplement til overnevnte analyser, foretok vannverkene uttak og rutineanalyser av parallelle vann- og slamprøver.

2.6. Benchmarking av barriereeffektivitet, driftsforhold og slamkvalitet

Ved å benytte flere ulike mikrobielle analysemetoder og teknikker, og sammenligne resultatene fra disse, kunne man også få frem fordeler og svakheter ved de ulike metodene for dokumentasjon av barriereeffektivitet og log-reduksjoner. Oppnådde barriereeffekter og log-reduksjoner ved hvert enkelt vannverk kunne også sammenholdes med, og linkes til driftsdata, slik at man på slikt grunnlag kunne angi gunstige/ugunstige driftsforhold og gi anbefalinger for prosess-utforming, prosessovervåking mv. med tanke på en hygienisk sikker drift. Dette innebar at de mikrobielle analysene ble supplert med - og vurderert i lys av - parameterverdier for vannkvalitet og driftsmessige barriereindikatorer, slik som turbiditet, restkoagulant, TOC/DOC, farge/UV-absorbans, m.v.

3. Vannbehandlingsbarrierer

Dette kapittelet gir en introduksjon til begrepet hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Resultatene fra kartleggingen av vannbehandlingsbarrierene på de deltagende vannverkene presenteres i kapittel 5.

3.1. Hva er en hygienisk barriere?

Norsk vannforsyning skal være sikker og bærekraftig, og drikkevannsforskriften¹²⁾ krever da også at alle vannforsyningssystemer skal baseres på tilstedeværelse av tilstrekkelige hygieniske barrierer.

En hygienisk barriere er ikke et absolutt begrep, men i drikkevannsforskriftens §3 er denne definert som en «Naturlig eller konstruert hindring eller tiltak som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre mikroorganismer, eller som fortynner, fjerner eller omdanner kjemiske stoffer til et nivå hvor de ikke lenger utgjør en helseisiko».

Mattilsynet har i sin veiledning til Drikkevannsforskriften¹³⁾ følgende formuleringer om hygieniske barrierer og barriereindikatorer under §13 Vannbehandling:

«Vannbehandlingen skal fjerne eller drepe mikroorganismer. Kravet er blant annet at drikkevannet ikke skal inneholde virus, bakterier eller parasitter i antall eller konsentrasjon som utgjør en helsefare. I mange tilfeller kan kravet være oppfylt om 99,9 % (3 log) av virus og bakterier er fjernet. Tilsvarende hvis 99 % (2 log) av parasitter er fjernet. Behandlingen kan bestå av desinfeksjon, fysiske barrierer, eller kombinasjoner av dette».

De fleste norske vannverk benytter UV, ozon og/eller klor for desinfeksjon. Dose-responsforholdene, dvs. sammenhengen mellom anvendt desinfeksjonsdose og resulterende barriereeffekt/inaktiveringsgrad (log-reduksjon) er relativt godt kartlagt for de aller fleste vannrelevante bakterier, virus og parasitter. Noe usikkerhet er det selvsagt knyttet til disse tallene, men usikkerhetene er på langt nær så høye som for koaguleringsbarrierer. Usikkerhetene i dose-responsforhold for UV-anlegg omfatter eksempelvis ulikheter i UV-respons mellom laboratoriedyrkede testorganismer og mikroorganismer som lever i vannmiljøer, forskjeller mellom lavtrykks- og mellomtrykks UV-aggregater, organisme-spesifikke effekter av ulike UV-bølgelengder, særlig lavbølget UV-lys < 240 nm (såkalte aksjonsspektra), samt ulike effekter av enzymatiske reparasjonssystemer (lys- og mørkereparasjon), etc.

Desinfeksjonsbarrierer var derfor ikke et hovedtema i BARRiNOR, som primært fokuserte på koaguleringsbaserte vannbehandlingsprosesser, herunder konvensjonelle filteranlegg med forbehandling (sedimentering, flotasjon, e.l.) samt direkte- og kontaktfiltreringsanlegg. I tillegg undersøkte man i noen grad barrierene i behandlingsanlegg med alkalisk filtrering, og anlegg med ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering (dvs anlegg uten koagulering).

Vannforsyningssikkerheten er utsatt for trusler fra en rekke hold: Klimaendringer, økt reiseaktivitet, introduksjon/forekomst av nye og mer varmekjære arter av dyr og mikroorganismer, nye smitteveier, nye sykdommer og nye patogener. Enkelte virus er resistente mot UV-bestråling med dosene vi bruker i Norge, og store vannbårne utbrudd forårsaket av *Giardia* og *Cryptosporidium* i Norge og Sverige de siste tiårene har tydelig vist at disse parasittene er resistente mot klor. I det store utbruddet forårsaket av *Cryptosporidium* i Milwaukee USA i 1993, der mer enn 400 000 personer ble smittet og 100 døde, var sannsynligvis svikt i koagulerings- og filtreringsbarrieren en medvirkende årsak.

Dette tilsier at barrierene i vannforsyningssystemene ikke bare må være installert i form av vannbehandlings- og desinfeksjonstrinn – de må også være stabile og fungere til enhver tid.

¹²⁾ <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868> Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften) - Lovdata

¹³⁾ <https://www.mattilsynet.no/drikkevannsforsyning/veileder-til-drikkevannsforskriften?kapittel=13--13-vannbehandling>

3.2. Barrierer og barriereindikatorer

En vannbehandlingsprosess basert på koagulering og filtrering slik man har på mer enn 120 anlegg i Norge kan utgjøre en effektiv barriere mot så vel mikroorganismer som en rekke andre organiske og uorganiske stoffer.

En god barriereeffekt er imidlertid betinget av at vannbehandlingsanlegget drives optimalt, og i Veiledningen til drikkevannsforskriften av 2001 ble det angitt indikatorverdier for sentrale driftsparametere som måtte oppfylles for at en koaguleringsprosess skulle utgjøre en hygienisk barriere (Tabell 3.1). Det kreves blant annet at utløpsturbiditeten fra hver enkel filterenhet ikke skal overstige et nivå på 0,2 NTU.

Andre land, eksempelvis USA og Storbritannia har lignende barriereindikatorkrav for koaguleringsanlegg, men har lagt seg på en noe strengere linje, med krav om kontinuerlig målte turbiditetsverdier fra enkeltfiltre som ikke overstiger 0.1 NTU. Det er påvist at log-reduksjonen av en rekke mikroorganismer økes betydelig ved å redusere utløpsturbiditeten fra 0.2 til 0.1 NTU (Xagoraki 1995).

Man har lagt seg på bruk av nevnte barriereindikatorer siden det kan være en utfordring å måle direkte på innholdet av mikroorganismer og/eller patogener. Dette ut fra HMS-hensyn, lave konsentrasjonsnivåer, mangel på egnede analysemetoder, etc.

Tabell 3.1. Indikatorverdier for hygienisk barriereeffekt for vannbehandling med koagulering og filtrering (Tabell C i veilederen til Drikkevannsforskriften av 2001)

Parameter	Verdi	Kommentar
Farge (mg Pt/L)	< 10	Normalt < 5 ved Al- eller Fe-koagulering
Turbiditet (FNU)	< 0.2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig
TOC (mg C/L)	< 3.0	Måles når levert vannmengde > 10 000 m ³ /døgn
Aluminium (mg Al/L)	< 0.15	Når Al benyttes som koagulant
Jern (mg Fe/L)	< 0.15	Når Fe benyttes som koagulant
Partikler 2-400 µm (antall/mL)	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig

Mattilsynet har i sin veiledning til Drikkevannsforskriften¹⁴⁾ følgende formuleringer om barriereindikatorer og indikatorverdier:

«I denne punktlisten har vi angitt hva som skal til for at de ulike vannbehandlingsmetodene normalt bør fungere som hygienisk barriere. Punktlisten angir derfor ikke krav til de ulike metodene, men er en faglig veiledning. Dere selv skal kunne dokumentere at vannbehandlingen og kildebeskyttelsen til sammen gir tilstrekkelige hygieniske barrierer.

- Ved klorering bør mengde restklor være over 0,05 mg Cl₂/l. Fritt klor over 0,05 etter minst 30 minutters kontakttid gir normalt en tilfredsstillende hygienisk barriere mot bakterier og virus. Hvis klorering er eneste hygieniske barriere bør dosen økes, men likevel ikke overskride 5 mg Cl₂/l. Klorering fungerer normalt ikke mot parasitter og bakteriesporer.
- Ved UV-bestråling anses UV-dose over 30 mWs/cm² for å være en hygienisk barriere ovenfor både bakterier, virus og parasitter. Denne doseverdien beregnes. Hvis bakteriesporer også skal inaktiveres bør UV-dosen være over 40 mWs/cm². Denne doseverdien måles basert på dosimetertest.
- Ved ozonering bør rest-ozon være over 0,2 mg O₃/l etter minst 10 minutters kontakttid for at dette skal være en hygienisk barriere ovenfor bakterier og virus. Her er reaktorens utforming vesentlig. Hvis råvannet inneholder over 50 µg bromid/l, bør dannelsen av bromat ved ozonering tas med i betraktningen. Hvis *Cryptosporidium*, *Giardia* og bakteriesporer også skal inaktiveres, bør rest-ozon i vannet være over 5 mg O₃/l etter minst 10 minutter kontakttid.

¹⁴⁾ <https://www.mattilsynet.no/drikkevannsforsyning/veileder-til-drikkevannsforskriften?kapittel=13--13-vannbehandling>

- Ved membranfiltrering er det viktig med god tverrstrøm over membranen. Den nominelle poreåpningen bør være maksimalt 10 nanometer for å hindre bakterier, parasitter, bakteriesporer og virus. En slik poreåpning fjerner også vanligvis kjemiske stoffer på over 100 kilodalton. En nominell poreåpning på maksimalt 100 vil vanligvis være en hygienisk barriere ovenfor større mikroorganismer som bakterier, bakteriesporer og parasitter. En nominell poreåpning på maksimalt 1000 vil kunne være en hygienisk barriere ovenfor parasitter.
- Ved koagulering vil erfaringsmessig restinnholdet av aluminium eller jern i drikkevannet være mindre enn 0,15 mg/l, samtidig som fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l. Videre vil da også mengden organisk materiale være mindre enn 3 mg C/l. Turbiditeten er da erfaringsmessig mindre enn 0,2 FNU».

For koaguleringsanlegg er anbefalingene i tråd med de som ble angitt i Tabell 3.1, selv om formuleringene er noe endret.

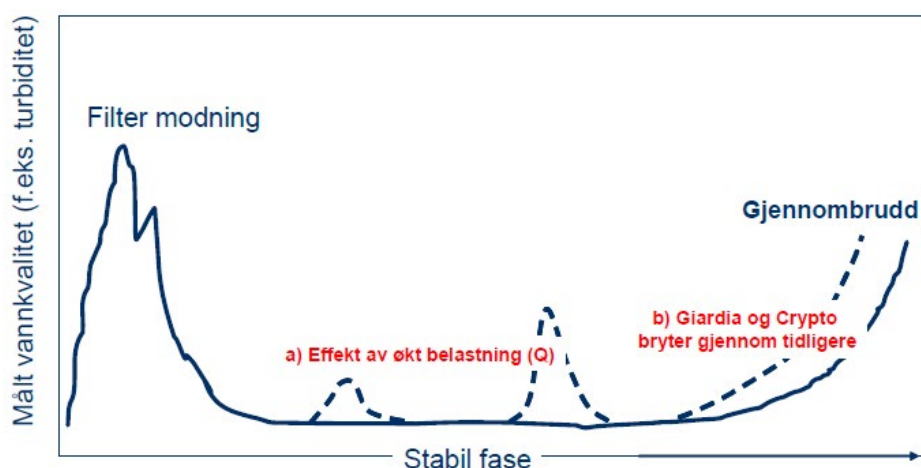
Effekten av ulike vannbehandlingsmetoder på fjerning/log-reduksjon av mikroorganismer er mangelfullt kartlagt i Norge. Det som finnes er gjerne utenlandske erfaringer, bl.a. fra USA. Det kan og bør diskuteres i hvilken grad effekten av typisk norske vannbehandlingsløsninger basert på koagulering og flermedia filtrering stemmer med erfaringsdata fra USA. I Norge er nær sagt alle vannbehandlingsanlegg dimensjonert for fjerning av naturlig organisk materiale (NOM), noe som krever høye koagulantdoser og nitid kontroll/styring av koagulerings-pH. I tillegg anvendes to- eller tre-media filtre i stor utstrekning.

Ved koagulering med jernkloridsulfat vil filtertrinnets alkaliske bunnlag (Filterkalk) samle opp restinnhold av Fe svært effektivt ved at det felles ut jernhydroksid under de gunstige pH-betingelsene som der råder (pH 5-8). Slik jernhydroksid er en utmerket adsorbent for organisk stoff, kolloider og mikroorganismer, og dette alkaliske filterlaget vil derfor gi en tilleggseffekt til den hygieniske barriereeffekten og log-reduksjonen. Dette gjelder også for virus, siden den proteinkappen virus omgir seg med i stor grad vil oppføre seg som organisk stoff/kolloider.

Flere vannverk er imidlertid nå i ferd med å anskaffe utstyr (bl.a. flowcytometere) for bedre å kunne dokumentere barriereeffekter i vannbehandlingen.

3.2.1. Dynamikk i koaguleringsbarrierer

Kvaliteten på utløpsvannet fra et vannbehandlingsanlegg basert på koagulering og filtrering har et typisk og dynamisk forløp, slik som illustrert i Figur 3.1, med typiske risikoperioder under filtermodning, i perioder med økt filtreringshastighet og når filtersengen nærmer seg metning (gjennombrudd). Barrierefunksjonen (log-reduksjonen av ulike mikroorganismer) vil ha et tilsvarende dynamisk forløp.



Figur 3.1. Typisk forløp av utløpsvannkvalitet og barrierefunksjon over en filtersyklus, med modning, effekt av belastningsøkninger (støtbelastninger) og gjennombrudd.

3.2.2. Svikt i barrierene

Grunnen til at vannkvaliteten får et forløp som vist i figuren over er at slike filtersenger må rengjøres ved tilbakespyling med vann og evt. luft, typisk 1-2 ganger pr døgn. Når filteret settes i drift etter en fullført returspyling vil man få en såkalt filtermodningsperiode (typisk 15-60 minutter) med forringet vannkvalitet og barrierefunksjon.

Tilsvarende svikt i barrierefunksjon kan oppstå som følge av brå belastningsøkninger (eksempelvis som følge av at et filter tas ut av drift for tilbakespyling, mens vannføringen fordeles på gjenværende filtre i drift). Utløpsvannkvaliteten må overvåkes (gjørne via kontinuerlig, on-line turbiditetsmåling) for å sikre tilbakespyling til rett tid, dvs. før det oppstår turbiditetsgjennombrudd og forringelse av utløpsvannkvalitet og barrierefunksjon.

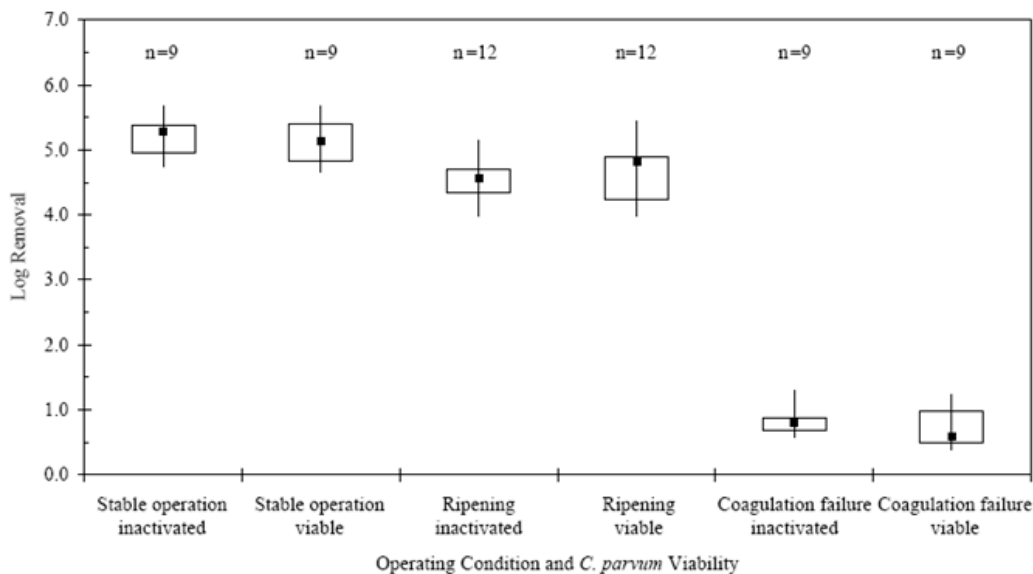
Forringelse av utløpsvannkvalitet og barrieresvikt i koagulerings-/filtertrinnet kan derved oppstå som følge av uheldig prosessutforming og ikke-optimal drift, eksempelvis:

- 1) I perioder med hel eller delvis svikt i koaguleringen (feil dose og pH), herunder perioder med utilstrekkelig prosessovervåking og kontroll, mangelfull tilpasning av koaguleringsbetingelser til den rådende råvannskvalitet, m.v.
- 2) Under filtermodning (særlig ved påfylling av ny alkalisk masse som gir forlenget modningsperiode)
- 3) Ved drift av filtre ut over tidspunktet for gjennombrudd
- 4) I perioder med varierende filterbelastning (eksempelvis ved brå økning i filtreringshastighet som følge av spyling av parallelle filterenheter)
- 5) I perioder med dårlig filtertilstand (utilstrekkelig tilbakespyling, forekomst av slamklumper (mudballs), forstyrret lagdeling i én eller flere filterenheter)
- 6) Ved ugunstige håndtering/disponering av returstrømmer (f.eks. modningsvann, og dekantat fra slamfortykking)

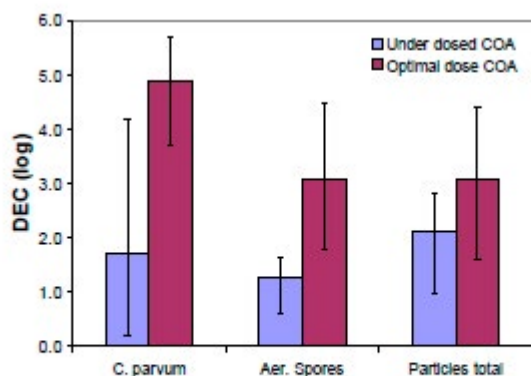
Siden utløpsvannkvalitet og nivåene for barriereeffekt er svært avhengig av hvordan et koagulerings-filtreringsanlegg utformes og drives, vil det naturlig nok være store variasjoner i rapporterte log-reduksjoner.

Figur 3.2 viser et eksempel på hvordan log-reduksjonen av så vel levende som inaktiverte *Cryptosporidium* oocyster varierer over en typisk filtersyklus (ref. Figur 3.1). Det er vist hvordan en svikt i koaguleringsforholdene medfører en sviktende barrierefunksjon, fra nær 5-log under normal drift til ca. 1-log reduksjon under en koaguleringssvikt. Dette forholdet er ytterligere illustrert i Figur 3.3, som viser hvordan oppnådde log-reduksjoner av ulike typer mikroorganismer påvirkes av en driftssituasjon med underdosering av koagulant¹⁵⁾.

¹⁵⁾ Emelko, M. B. (2003). Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri-media filtration. Water Research 37, 2998-3008



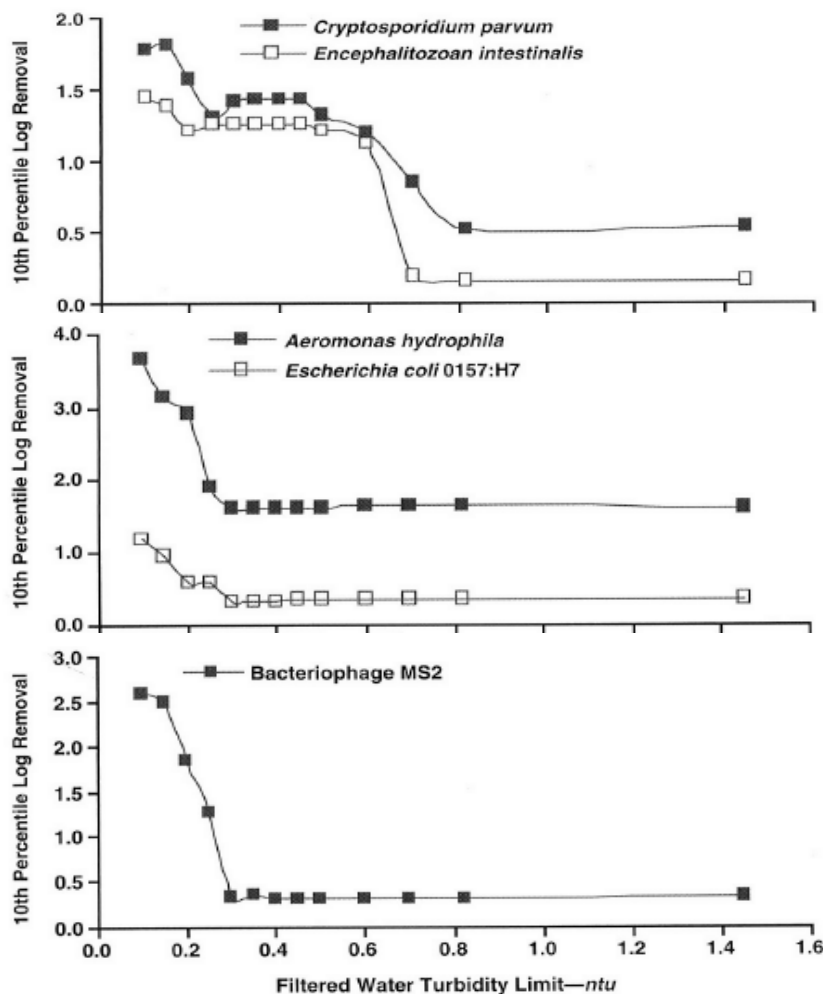
Figur 3.2 Fjerning av levende og inaktiverte *Cryptosporidium parvum* oocyster ved koagulering (Al-sulfat) og tomedia filtrering under stabil filterfase, filtermodning (ripening), og i perioder med svikt (failure) i koaguleringen (n = antall prøvepar). (Emelko, 2003).



Figur 3.3. Oppnådde log-reduksjoner av *Cryptosporidium*, aerobe sporer og totalinnhold av partikler under perioder med underdosering og optimal koagulantdosering¹⁶⁾.

Sammenhengen mellom utløpsturbiditet fra filterenheter og log-reduksjoner av ulike mikroorganismer er illustrert i Figur 3.4. Det fremgår at log-reduksjonen av de undersøkte mikroorganismer økes betydelig når utløpsturbiditeten senkes fra 0.2 til 0.1 NTU. Dette reiser spørsmålet om barriereindikatorverdien for norske koaguleringsanlegg burde vært redusert fra 0.2 til 0.1 NTU.

¹⁶⁾ Dugan, N., Fox, K., Owens, J. & Miltner, R. 2001 Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. J. Am. Wat. Wks Assoc. 93(12), 64-76.



Figur 3.4. Sammenheng mellom utløpsturbiditet fra filtre og målt log-reduksjon av ulike mikroorganismer¹⁷⁾.

Det hevdes at koagulering er mer effektiv for fjerning (log-reduksjoner) av bakterier og parasitter enn for fjerning av virus. I denne sammenheng bør nevnes at de tilgjengelige undersøkelser av dette ofte er basert på internasjonale erfaringer og litteraturkilder. Det foreligger få eller ingen adekvate undersøkelser av oppnådde log-reduksjoner av ulike typer mikroorganismer ved norske koaguleringsanlegg, der man normalt anvender høye koagulantdoser for NOM-fjerning, nitid pH-kontroll innenfor optimalt område og flermedia filtersenger, ofte 2-media filtre eller 3-media filtre med dype bunnlag av alkalisk masse.

Hijnen and Medema¹⁸⁾ foretok en omfattende analyse av oppnådde, rapporterte log-reduksjoner av ulike aktuelle typer mikroorganismer ved ulike vannbehandlingsprosesser. De vektet resultatene via en såkalt Full-Scale index (FS), der fullskalaforsøk med naturlig forekommende mikroorganismer (miljø-organismer) ble tillagt høyest vekt (FS 5), deretter laborieforsøk med dyrkede mikroorganismer, mens bruk av surrogatorganismer fikk lavest vekt (FS 1-3). Pilotforsøk ble vektet mellom fullskala og laborieforsøk (FS 2-5).

$$MEC = \sum (DEC \cdot FS) / \sum FS$$

¹⁷⁾ Xagorarakis et al, Journal AWWA 2004. Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators by pilot-scale conventional treatment

¹⁸⁾ Hijnen, A.M. and Medema, G. 2010. Elimination of micro-organisms by water treatment processes. KWR/IWA Publishing, London, UK. ISBN 9781843393733

Ut fra dette ble vektete log-reduksjoner (Microbial Elimination Credit, MEC), beregnet for en rekke vannbehandlingsprosesser. For direkte- eller kontaktfiltrering (i.e. det man her kaller «in-line coagulation») ble MEC-verdiene som vist i Tabell 3.2:

Tabell 3.2. Beregnede nivåer for MEC (log-reduksjon) for ulike mikroorganismer ved bruk av in-line koagulering (direkte- eller kontaktfiltrering)¹⁹⁾.

Type mikro-organisme	Antall datasett	Midlere FS-indeks	MEC (Log-reduksjon)		
			Avg±StDev	Median (P50)	Min-Maks
Virus	90	3.0	0.9±0.5	0.9	0.1-1.5
Bakterier	31	3.0	1.4 ±0.4	1.4	0.8-2.1
Bakteriesporer	30	3.8	2.3±0.7	2.2	1.5-3.9
Cryptosporidium	238	2.7	3.0±1.4	2.9	0.1-5.4
Giardia	105	3.0	2.9±1.1	3.0	0.8-4.7

Som vist i Tabell 3.2 er spennet i rapporterte log-reduksjoner svært stort, noe som primært skyldes følgende forhold:

- Ulike filterutforminger
- Ulike filtermaterialer, lagtykkelser og kornstørrelser
- Ulike filtreringshastigheter
- Ulike koaguleringsforhold (koagulanttype, koagulantdose, pH)
- Ulike driftsrutiner (herunder returstrømmer) og spylrutiner
- Ulike hovedmålsettinger med vannbehandlingen (f.eks. «enkel» turbiditetsfjerning, kontra NOM-fjerning med høyere koagulantdoser og streng pH-kontroll), osv.

Koagulerings- og filtreringsforholdene, samt driftsbetingelsene, m.v. påvirker altså barriereeffekt (log-reduksjon) i stor grad. Dersom en koaguleringsprosess drives utenfor optimale områder hva gjelder koagulantdose og koagulerings-pH, så vil normalt de oppnådde log-reduksjoner bli lave. Det samme vil være tilfellet dersom filteret ikke er optimalt utformet med hensyn til kornstørrelser, lagtykkelser, støttelag og filterbunn, eller dersom det ikke drives optimalt hva gjelder filtreringshastigheter, filtersykluslengder, spyletidspunkter, spylrutiner og spylefrekvenser, jevne filterbelastninger uten brå økninger i filtreringshastighet, m.v.

Tabell 3.2 indikerer at det i koaguleringsprosesser synes vanskeligere å fjerne virus (lavere log-reduksjon) enn bakterier, bakteriesporer og parasitter. Bakteriesporer og spesielt protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium* fjernes imidlertid mer effektivt, men variasjonene er også størst for disse.

Det må bemerkes at man i Tabell 3.2 ikke skiller mellom prosessene direktefiltrering (med flokkulering) og kontaktfiltrering.

3.3. Vurdering av «norske» koaguleringsbarrierer

Mange norske koaguleringsanlegg er utformet som kontaktfiltreringsanlegg, dvs. uten flokkulering eller sedimentering/flotasjon forut for filtertrinnet. Videre er de fleste norske koaguleringsanlegg utformet og drevet med tanke på effektiv NOM-fjerning («enhanced coagulation»), noe som innebærer bruk av høyere koagulantdoser enn ved konvensjonell turbiditetsfjerning, og en nitid kontroll/justering av koagulerings-pH.

¹⁹⁾ Hijnen, A.M. and Medema, G. 2010. Elimination of micro-organisms by water treatment processes. KWR/IWA Publishing, London, UK. ISBN 9781843393733

Flere norske koaguleringsanlegg har vært gjenstand for omfattende optimaliseringsforsøk og -tiltak i de senere år. Dette fordi optimale verdier for koagulantdose og koagulerings-pH ikke bare er svært viktige kriterier for å oppnå en effektiv NOM-fjerning, men også for å oppnå en stabil, sikker og bærekraftig/ressurseffektiv drift, herunder en effektiv fjerning (log-reduksjon) av mikroorganismer. Lite er imidlertid kjent om hvorvidt optimale driftsforhold for NOM-fjerning er sammenfallende med de som gjelder for fjerning av mikroorganismer. Siden overflateegenskapene/overflateladningen på de substanser som skal fjernes varierer fra type til type (i.e. partikler, kolloider, NOM, virus, bakterier, protozoer), er det ikke gitt at de samme optimalbetingelser gjelder for koagulering av mikroorganismer (i.e. koagulantdose og koagulerings-pH) som for fjerning av NOM, noe de fleste anlegg i dag styrer prosessen etter.

Farer og uønskede hendelser som kan påvirke vannbehandlingen/ koaguleringsprosessen kan omfatte følgende:

- 1) Svikt i koagulantdoseringen kan gi svikt i behandlingsbarrieren ved at kravverdiene til turbiditet, rest-Fe, farge eller TOC overskrides. Dette kan videre gi svikt også i desinfeksjons-barrieren via uheldige skyggeeffekter, økt spredning av UV-lys i UV-aggregatet, redusert UV-transmisjon og redusert UV-dose.
- 2) Feilaktig koagulerings-pH kan gi svikt i behandlingsbarrieren og overskridelse av barriereindikatorkravene til utløpsturbiditet, rest-Fe, farge eller TOC. Dette kan videre gi svikt også i desinfeksjonsbarrieren via uheldige skyggeeffekter, økt spredning av UV-lys i UV-aggregatet, redusert UV-transmisjon og redusert UV-dose.
- 3) Feilaktig CO₂-dosering kan gi feilaktig koagulerings-pH og derved – som beskrevet ovenfor – gi svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarrieren. Dette gjelder spesielt anlegg som anvender kalkvann og Al-basert koagulering.
- 4) Dårlig tilstand på filtersengen kan gi redusert vannkvalitet, redusert filtersykluslengde og redusert produksjonskapasitet. Dette kan derfor medføre svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarriere av årsaker som beskrevet over.
- 5) Tap av filtersand kan gi redusert vannkvalitet, redusert filtersykluslengde og redusert produksjonskapasitet. Dette kan derfor medføre svikt i så vel behandlingsbarriere som desinfeksjonsbarriere av årsaker som beskrevet over.
- 6) Svikt i UV-anlegget kan medføre svikt i desinfeksjonsbarrieren (bakterier, virus og parasitter) og økt risiko for sykdomsutbrudd dersom anlegget ikke stenges.
- 7) Svikt i strømforsyningen kan gi svikt i så vel behandlingsbarrierer som desinfeksjonsbarrierer dersom nødstrømsforsyning mangler/svikter eller er utilstrekkelig.
- 8) Svikt i den generelle driften av anlegget kan gi svikt i så vel behandlingsbarrierer som desinfeksjonsbarrierer.

På mange anlegg i utlandet har turbiditetsfjerning tradisjonelt vært hovedmålet med vannbehandlingen. Dette innebærer ofte langt lavere krav til pH-styring/kontroll og bruk av lavere koagulantdoser. Dette fordi uorganiske partikler/turbiditet er langt enklere å fjerne enn NOM. Mye av den betydelige variasjonen i rapporterte log-reduksjoner kan skyldes forhold knyttet til ulikheter i utforming og drift av vannbehandlingsanlegg som nevnt over.

Siden NOM-fjerning normalt er påkrevd, kan det være grunn til å tro at de høye koagulantdosene og den strenge/ nitide kontrollen av koagulerings-pH som benyttes i Norge kan gi log-reduksjoner som befinner seg i øvre sjikt av de som er rapportert fra utlandet og beskrevet over. Videre vil bruk av to- eller flermedia filtre kunne være fordelaktige fremfor én-medium sandfiltre, noe som fortsatt brukes mye i andre land (e.g. Sverige, Skottland).

Tre-media (3-M) filtre bestående av antrasitt eller Filtralite over sand og med et dypt (e.g. 2 m) bunnlag av alkalisk masse (knust marmor, filterkalk) brukes også i stor utstrekning i Norge. Slike filtre brukes også på Jordalsvatnet VBA, der jernkloridsulfat anvendes som koaguleringsmiddel. Erfaring fra mange slike anlegg viser at rester av jern (og flere andre metaller) felles ut som hydroksider, og fjernes derved svært effektivt i det alkaliske filterlaget. Slik jernhydroksid er, i likhet med aluminiumhydroksid, kjent som en utmerket adsorbent, og vil derfor binde/holde tilbake organisk stoff (NOM), partikler/kolloider, og mikroorganismer. Slik sett vil det alkaliske filterlaget med utfelt metallhydroksid bidra til den totale renseeffektiviteten og log-reduksjonen av mikroorganismer som oppnås på vannbehandlingsanlegget. Denne effekten er, som nevnt over, dessverre ennå ikke kvantifisert på norske vannbehandlingsanlegg av denne typen.

Dette er derfor god grunn til å anta at man i godt drevne kontaktfiltreringsanlegg, kanskje spesielt med bruk av jernbaserte koagulanter og tre-media filtersenger kan oppnå log-reduksjoner i øvre del av det som er angitt av utenlandske erfaringer i Tabell 3.2, eller sogar høyere. Under pilotskala kontaktfiltreringsforsøk med Al-basert

koagulering (PAX) og to-media filtrering (Filtralite NC og sand) fant Nilsen et al²⁰⁾ midlere log-reduksjoner under den stabile filtreringsfasen på henholdsvis 2.5; 3.0 og 4.5 for spikedede (tilsatte) bakterier (*Salmonella typhimurium*), bakteriofager (MS2) og *E. coli*. Saltsyre (HCl) ble anvendt for justering av koagulerings-pH, mens anvendte nivåer for koagulantdose og filtreringshastighet var 1.5 mg Al/L og filtreringshastighet på 7 m/t. Resultatene demonstrerte dynamikken i barriereeffekt under en filtersyklus. Man fant at turbiditetsgjennombrudd og gjennombrudd av virus (MS2) oppsto omtrent samtidig, mens *E. coli* brøt gjennom noe tidligere enn turbiditet.

I en hygienisk sammenheng vurderes det også som positivt at man unngår å sende returvann (rejekt) fra slamavvanning tilbake til innløpet av vannbehandlingsanlegget. Andre strømmer, herunder filtermodningsvann og dekanteringsvann (dekantat) fra slamfortykking sendes imidlertid ofte i retur. Returstrømmer som sendes til innløpet kan, foruten å innebære driftsmessige utfordringer, representere et økt koagulantbehov, en økt filterbelastning og økt hygienisk risiko. Den ekstra hygieniske risikoen en slik returstrøm innebærer vil imidlertid normalt være ganske liten (Røstum og Eikebrokk, 2010)²¹⁾.

For returstrømmer er det imidlertid viktig med god fordrøyning for å unngå uheldige støtbelastninger på vannbehandlingsanlegget. Det faktum at en filtermodning tar lengre tid enn normalt ved innfylling av ny alkalisk filtermasse i 3-M filtre med alkalisk bunnlag, bør også hensyntas i en slik sammenheng. Mengde, sammensetning og prosessmessige effekter av ulike returstrømmer er kartlagt og vurdert i BARRiNOR (kap. 9).

Barriereeffektene/log-reduksjonene ved norske kontaktfiltreringsanlegg er dårlig kartlagt, eller i beste fall svært mangelfullt dokumentert. De vurderes ut fra overstående å befinne seg i øvre del av de som er angitt i Tabell 3.2, noe som baseres på gode norske driftsrutiner, herunder den strenge kontrollen av koaguleringsbetingelser og den gode tilpasningen av disse til den rådende råvannskvalitet, samt en god kontroll/overvåking av filtreringstrinnet og av eventuelle returstrømmer som modningsvann og dekanteringsvann.

I motsetning til avløpsslam, er det gjort svært lite på feltet behandling og disponering av vannverksslam og returstrømmer i Norge. Norske råvannskvaliteter og vannbehandlingsmetoder er til dels også ganske unike, med utstrakt bruk av overflatevann med høyt NOM-innhold, lav turbiditet, lav alkalitet, og lavt Ca-innhold, Fe-basertkoagulering og kontaktfiltrering i 3-M filtre med alkaliske bunnlag. Dette innebærer at det er relativt lite relevant informasjon å hente fra utlandet og fra faglitteraturen.

Behovet for mer kunnskap om optimal behandling og disponering av vannverksslam og returstrømmer er derved stort og udekket, og spørsmålene nedenfor oppsummerer i tråd med dette de viktigste målene med SLAMiNOR-prosjektet:

- Hvordan bør slam fra koaguleringsanlegg behandles i et bærekraftperspektiv, og utnyttes som en ressurs, og ikke som avfall?
- Hvilke muligheter finnes for disponering/bruk av vannverksslam, og hvilke kvalitetskrav stilles til de ulike bruksformer?
- Hvilke stoffer kan - og bør - gjenvinnes?
- Kan returstrømmer fra filtermodning og slambehandling sendes tilbake til innløpet av vannbehandlingsanlegget - uten negative konsekvenser på sikt?
- Hvordan kan man unngå at returstrømmer som sendes tilbake til vannbehandlingsanlegget har negativ innflytelse på koagulerings- og/eller filtreringsprosessen (for eksempel i form av støtbelastninger, høy pH, etc)?
- Hva har det å si for behandling, bruk og disponering av slam og returstrømmer at slammet inneholder Al eller Fe med og uten kalkstøv fra spyling av alkaliske filtre/filterlag?
- Bør det stilles kvalitetskrav til returvann, og bør slike returstrømmer gjennomgå en egen behandling/desinfisering, slik man gjør i enkelte andre land?
- Hva er erfaringene og utfordringene med å sende vannverksslam til et avløpsrensseanlegg, og hvordan kan fordelene med dette utnyttes, og eventuelle ulemper unngås eller minimaliseres?

²⁰⁾ Nilsen, V., Christensen, E., Myrmel, M. and Heistad, A. (2019). Spatio-temporal dynamics of virus and bacteria removal in dual-media contact filtration for drinking water. *Water Research*, 156, 9-22

²¹⁾ Røstum, J. og Eikebrokk, B. (2010). Sikkerhet i vannforsyningen – en selvfølge? «Be prepared to water safety plans. VANN, No 1, 2010

- Hvilke andre bruksformer kan være aktuelle for vannverksslam?
- Vil høye energi- og kjemikaliepriser, samt redusert tilgang på vannbehandlingskjemikalier gjør gjenvinning mer aktuelt og lønnsomt?

Et annet risikoforhold bør nevnes spesielt, nemlig kombinasjonen av økt NOM og økt algeinnhold. Økt NOM krever økt koagulantdose, noe som i sin tur gir økt slamproduksjon, raskere trykktapsutvikling, kortere filtersykluser og økt spylevannsforbruk. Et fremtidig økt algeinnhold, eksempelvis som følge av klimaendringer, vil kunne gi utfordringer knyttet til lukt, smak og algetoksiner. Dette vil også kunne påvirke koaguleringsprosessen negativt, og kan videre medføre driftsmessige utfordringer knyttet til økte trykktap, samt risiko for undertrykk med tilhørende frigivelse av luftbobler og blokkering av filtersenger (Tabell 3.3). Dette vil i neste omgang gi kortere filtersykluser, økt spylevannsforbruk og økt andel modningsvann.

Tabell 3.3. Algerelaterte utfordringer i vannbehandlingen (Hall et al., 2005).

Algal Class	Example genera	Water treatment problems
Cyanophyceae (Blue-green algae)	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> .	Filter blockage, taste and odour, toxic metabolites.
Chlorophyceae (Green algae)	<i>Chlorella</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Spirogyra</i> .	Taste and odour, filter blockage.
Bacillariophyceae (Diatoms)	<i>Asterionella</i> , <i>Fragilaria</i> , <i>Melosira</i>	Taste and odour, filter blockage.

4. Vannverksslam og returstrømmer

4.1. Om vannverksslam og bruken av dette

Vannverksslammet håndteres på ulike måter ved vannverkene. Flere faktorer påvirker hvilke løsninger for slamhåndtering som velges. I det etterfølgende er det fokusert på slam fra koaguleringsanlegg som gir høyere slamproduksjon og et mer utfordrende vannverksslam enn andre prosessløsninger. Anlegg med partikkelfjerning med siler, sandfilter eller alkaliske filter samt nanofilteranlegg og ozonering-biofiltreringsanlegg leder normalt spyleavløp tilbake til vannkilde, egnet lokal resipient eller lokale infiltrasjonsanlegg uten annen form for slamfortykking eller slambehandling.

Slamhåndteringen ved norske koaguleringsanlegg kan i hovedsak deles inn i:

- Anlegg uten lokal slamavvanning
 - Slam tilføres lokal resipient
 - Slam tilføres offentlig avløpsnett og behandles sammen med avløpsvann/-slam
- Anlegg med lokal slamavvanning
 - Slam blandes med avvannet avløpsslam og håndteres sammen med dette
 - Slam benyttes i ulike jordblandinger
 - Slam benyttes til å redusere H₂S-dannelse i biogassanlegg

Tidligere var den vanlige løsningen å slippe ut vannverksslammet sammen med annet prosessavløp til lokale resipienter. Spesielt var det vanlig i mindre anlegg med nærhet til god sjøresipient. Dette gjøres fremdeles ved mange mindre vannverk og det foreligger i varierende grad utslippstillatelser for slam.

For koaguleringsanlegg som ligger i nærheten av avløpsnett tilknyttet kommunalt renseanlegg, er ofte den foretrukne løsningen å føre vannverksslammet til avløpsnettet. Enkelte avløpsrenseanlegg opplever dette som en utfordring, spesielt hvis vannverksslammet tilføres støtvis som f. eks ved tømning av satsvise gravitasjonsfortykkere. Utfordringene er normalt størst i små anlegg med primærrensekrav og enkel mekanisk rensing som for eksempel båndsilere der vannverksslammet kommer som et støt med svært høy SS og går rett gjennom renseprosessen. Slike anlegg vil derfor kunne ha problemer med å tilfredsstille rensekravene.

Renseanlegg med koagulering/sedimentering vil normalt tåle belastningen fra vannverksslammet godt. Vannverksslammet vil imidlertid «stjele» noe kapasitet fra anleggene, og spesielt mindre renseanlegg som tar imot koaguleringslam fra større vannverk vil kunne oppleve kapasitetsutfordringer i slambehandlingen. Det er lite nedbrytbart stoff i vannverksslammet så biogasspotensialet er begrenset.

Men man kan se for seg at tilførsel av vannverksslammet kan redusere koagulantforbruket. Enkelte renseanlegg har forsøkt å tilpasse driften slik at man bruker samme koagulant i avløpsrensingen som i vannbehandlingen.

Avvannet vannverksslam benyttes normalt i ulike jordblandinger, enten ved at det blandes med avløpsslam og behandles sammen med dette eller ved separat innblanding. Ulike aktører håndterer denne verdikjeden.

Ifølge Grønn vekst²²⁾ har vannverksslammet en del positive egenskaper. Den fysiske konsistensen ligner sterkt omdannet torv og har som torv også lavt innhold av fosfor og nitrogen i forhold til organisk innhold.

Koagulantrester, som jern og aluminium, vil kunne binde fosfor i jorda og gi fosforbegrensning for plantene. Det følger også med noe tungmetaller som sammen med tungt nedbrytbar polyakrylamid gjør at bruken begrenses. Gjødelsvareforskriften setter krav om at det maks kan blandes inn 30 volumprosent slam og kompost i jordblandingen. Innblanding av mye vannverksslam vil kunne begrense mulighetene for å blande inn mer næringsrikt avløpsslam og kompost.

²²⁾ Notat - Grønn vekst's vurderinger av vannverksslam mht regelverk og håndtering, Turid Neby Berge, 2023.

I anlegg for produksjon av biogass med utgangspunkt i organisk avfall fra husholdningene og/eller husdyrgjødsel, tilsettes ofte jern for å felle ut sulfider som jernsulfat for å unngå dannelse av hydrogensulfid. Enkelte slike biogass-anlegg har erstattet jernklorid med jernholdig vannverksslam.

Drikkevann må normalt gjennomgå behandling og desinfeksjon for å sikre at vannkvaliteten oppfyller gjeldende kvalitetskrav. Vanlige vannbehandlingsmetoder oppfatter ofte en kombinasjon av enhetsprosesser, slik som koagulering, flokkulering, sedimentering eller flotasjon, dybdefiltrering, membranfiltrering (mikro-, ultra- og nanofiltrering), sorpsjonsprosesser (ionebytte, aktiv kullfiltrering, etc), biofiltrering, m.v. Desinfeksjonsprosessene omfatter normalt klorering, UV-bestråling eller ozonering. Vannbehandlingen og desinfeksjonen sørger for å fjerne eller inaktivere uønskede stoffer fra vannet. Dette dreier seg vanligvis om partikler, organisk stoff, metaller, næringssalter, mikroforurensninger, og mikroorganismer som parasitter, bakterier og virus. Noen av stoffene kan være helseskadelige, og noen av mikroorganismene kan være sykdomsfremkallende (patogene). Normalt omfatter vannbehandlingen også såkalt korrosjonskontroll, noe som innebærer tilsats av ulike stoffer (e.g. kalk, vannglass/natrium-silikat, soda, lut). Dette for å justere vannkvaliteten, slik at man via økt pH, alkalitet og kalsiuminnhold kan redusere korrosjonen på ledningsmaterialer og installasjoner innomhus.

Restproduktene fra vannbehandlingen, det såkalte vannverksslammet, inneholder stoffene som er fjernet fra vannet eller tilsatt i vannbehandlingen. Vannverksslam (VVS) har historisk sett blitt betraktet - og behandlet/disponert som et avfallsprodukt som man søkte å kvitte seg med på enklest og billigst mulig måte, gjerne til avløpsnett eller til en nærliggende vannresipient (innsjø, elv eller sjø) eller deponert på avfallsfyllinger. Dette til tross for at slik disponering utvilsomt kan medføre hygieniske/helsemessige og miljømessige ulemper og utfordringer.

Mange land klassifiserer vannverksslam som farlig avfall, særlig på grunn av innholdet av tungmetaller og patogene mikroorganismer, og slammet blir derfor ofte brent mens asken blir deponert på fylling. I Norge har man regulert bruken av vannverksslam under den såkalte gjødselvarerforskriften²³⁾. Denne omfatter gjødselvarer av organisk opphav, herunder vannverksslam, og forskriften gjelder anvendelse og spredning av det aktuelle produktet på jordbruksarealer, grøntarealer, som ingrediens i organisk gjødsel, jordforbedringsmidler, dyrkingsmedier og som del av andre produkter, samt lokal lagring. For tilvirkning av produkter fra nærmere spesifiserte råvarer, herunder vannverksslam, stilles det krav til produktkvalitet, herunder tungmetaller, organiske miljøgifter, plantevernmidler, o.a., samt smittestoffer. Forskriftens krav til maksimalt innhold av tungmetaller (mg/kg tørrstoff) er vist i Tabell 4.1.

4.2. Kvalitetskrav til slam som gjødselvarer

Gjødselvarerforskriftens krav til maksimalt innhold av tungmetaller (mg/kg tørrstoff) er vist i Tabell 4.1.

Tabell 4.1. Gjødselvarerforskriftens krav til produktkvalitet: Tungmetaller²⁴⁾

Kvalitetsklasser:	0	I	II	III
	mg/kg tørrstoff			
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	2	5
Bly (Pb)	40	60	80	200
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,6	3	5
Nikkel (Ni)	20	30	50	80
Sink (Zn)	150	400	800	1500
Kobber (Cu)	50	150	650	1000
Krom (Cr)	50	60	100	150

²³⁾ FOR-2003-07-04-951. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet

²⁴⁾ FOR-2003-07-04-951. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet

Vedrørende kvalitetsklasser og bruksområder sier forskriften følgende:

Kvalitetsklasse 0 kan brukes på jordbruksarealer, private hager, parker, grøntarealer og lignende. Tilført mengde må ikke overstige plantenes behov for næringsstoffer.

Kvalitetsklasse I kan brukes på følgende måter:

- a) På jordbruksarealer, i private hager og i parker kan produktet brukes med inntil fire tonn tørrstoff per dekar i løpet av en tiårsperiode.
- b) På grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster kan produktet legges ut i lag på maksimalt fem centimeters tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.

Kvalitetsklasse II kan brukes på følgende måter:

- c) På jordbruksarealer, i private hager og i parker kan produktet brukes med inntil to tonn tørrstoff per dekar i løpet av en tiårsperiode.
- d) På grøntarealer og lignende arealer der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster kan produktet legges ut i lag på maksimalt fem centimeters tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.

Kvalitetsklasse III kan brukes på følgende måter:

- e) På grøntarealer og lignende arealer der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster kan produktet legges ut i lag på maksimalt fem centimeters tykkelse i løpet av en tiårsperiode og blandes inn i jorda på bruksstedet.
- f) Som toppdekke på avfallsfyllinger kan dekkjiktet være maksimalt 15 centimeter.

Forskriften sier videre at den som produserer eller omsetter produkter etter denne forskriften skal vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å begrense og forebygge at produktet inneholder organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk.

Produktene skal ikke inneholde salmonellabakterier eller infektive parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2500 pr. gram tørrstoff (TS).

For jordblandinger kreves at produktet skal være godt egnet til dyrking av planter og det må ikke ha veksthemmende effekt. Jordblandingen kan bestå av opptil 30 volumprosent (før blanding) av et produkt som kommer inn under denne paragraf. Jord må ikke tas fra deponi, industriområder eller lignende arealer som kan være forurenset med tungmetaller eller andre miljøgifter.

Alle produkter som kommer inn under forskriftens del II skal registreres hos Mattilsynet før import, markedsføring og omsetning starter, og produsentene skal gi opplysninger til Mattilsynet om omsatt mengde. Mattilsynet fastsetter skjema for rapportering og bestemmer hyppigheten og frister for rapportering. Mattilsynet kan pålegge ansvarlig firma å gi opplysninger om omsatt mengde av hvert enkelt produkt. Mattilsynet kan også pålegge årlig oppgave som er attestert av revisor (aksjeselskap) eller regnskapsfører (enkeltmannsforetak) over omsetning av hvert produkt. For produsenter av avløpsslam skal opplysningene omfatte både produsert og omsatt mengde angitt i tørrstoff, disponeringsmåte samt slammets sammensetning. Det stilles også spesifiserte krav til merking, varedeklarasjon og omsetning.

4.3. Krav til returstrømmer

I Norge har man ingen egen forskrift for disponering av returstrømmer fra behandling av drikkevannsslam, selv om flere anlegg returnerer modningsvann eller en blanding av filtermodningsvann og dekanteringsvann fra slamfortykking til innløpet av vannbehandlingsanlegget.

I USA har man siden 2001 hatt en egen forskrift for å adressere risiki forbundet med slike returstrømmer²⁵⁾. Lovverket omfatter følgende typer av returstrømmer:

- 1) Spylevann fra filtre
- 2) Supernatant fra slamfortykking (dekanteringsvann/dekantat)
- 3) Rejektvann fra slamavvanning

Av de 12 utbrudd av cryptosporidiose man hadde i USA inntil 2001, ble tre knyttet til kontaminert drikkevann fra vannverk der returstrømmer ble identifisert som en mulig årsak. Forskriften krever at returstrømmer som angitt over føres tilbake til innløpet slik at de gjennomgår alle vannbehandlingstrinn. Bakgrunnen for dette er at man ønsker at returstrømmene ikke skal påvirke koaguleringsprosessen negativt, og at resirkulert vann i likhet med råvann, gjennomgår en adekvat behandling med tanke på oppnåelse av minst 2-log reduksjon av *Cryptosporidium*.

Mer detaljert er kravene i forskriften som følger:

- 1) Alle vannverk med returstrømmer må sende en skriftlig melding om at man praktiserer slik resirkulering til staten (delstaten/godkjenningsmyndigheten).
- 2) Et flytdiagram må følge meldingen. Her må det opplyses om opprinnelse og mengde av alle returstrømmer, transportform, tilbakeføringspunkt, høyeste observerte vannstrøm gjennom anlegget det siste år, dimensjonerende vannstrøm, og godkjent driftskapasitet der slik er bestemt av godkjenningsmyndigheten.
- 3) Alle vannverk må samle inn og lagre informasjon for gjennomgang av staten:
 - a) Kopi av melding om resirkulering
 - b) Liste over alle strømmer som resirkuleres, med frekvens
 - c) Midlere og maksimale verdier for mengde filterspylevann og varighet på filterspylingen

På dette grunnlaget kan godkjenningsmyndigheten godkjenne resirkuleringsopplegget, eller kreve modifisering av resirkuleringssted eller resirkuleringspraksis.

I likhet med USA stiller flere land krav til behandling og disponering av returvannstrømmer som tilbakeføres til vannbehandlingsprosessen. Eksempelvis kreves det i noen land at returstrømmene maksimalt kan utgjøre 10 % av totalstømmen gjennom anlegget. Mens man i Skottland krever at slikt returvann kan ha en turbiditet på maksimalt 10 NTU, kreves det i Tyskland og Nederland ultrafiltrering av slike strømmer før de kan føres tilbake til innløpet av et vannbehandlingsanlegg.

4.4. Slam fra koaguleringsanlegg

Koagulering inngår som en sentral enhetsprosess i svært mange vannbehandlingsanlegg verden over, og dette utgjør den største kilden til vannverksslam både globalt og nasjonalt.

I det følgende beskrives modeller for stipulering av slamproduksjonen fra koaguleringsanlegg. Basert på resultatene fra uttatte slamprøver vil sammensetningen av vannverksslam fra koaguleringsanlegg bli beskrevet senere i rapporten. Der vil man også komme inn på ulike former for bruk og gjenbruk av slikt vannverksslam, hovedsakelig med utgangspunkt i litteraturopplysninger.

4.4.1. Slammengder

Koaguleringsbaserte vannbehandlingsprosesser har flere bidrag/kilder til slamproduksjon:

- Slam/suspendert stoff som tilføres fra råvannet
- Slam som dannes i koaguleringsprosessen
- Slam som tilføres i korrosjonskontrollprosessen

²⁵⁾ Filter Backwash Recycling Rule, FBRR (USEPA, Fed. Reg. /Vol. 66, No. 111, June 8, 2001)

Følgende ligning kan derved settes opp for dette:

$$SP \text{ (mg STS/L)} = STS_{\text{Råvann}} + STS_{\text{Koagulering}} + STS_{\text{Korrosjonskontroll}} \quad (1)$$

der

SP	= Total SlamProduksjon (mg STS/L)
$STS_{\text{Råvann}}$	= Slaminholdet i råvannet (mg STS/L)
$STS_{\text{Koagulering}}$	= Slamproduksjonen fra koaguleringstrinnet (mg STS/L)
$STS_{\text{Korrosjonskontroll}}$	= Slamproduksjonen fra korrosjonskontrollen (mg STS/L)

For norske vannverk med inntak dypt i innsjøkilder, er bidraget fra råvannet ofte så lite (< 1 mg STS/L) at det kan neglisjeres.

Slamproduksjonen fra koaguleringen er det dominerende bidraget, og størrelsen og sammensetningen av denne avhenger primært av anvendt type og dose av koaguleringsmiddel. Slammet består da i hovedsak av utfelte metallforbindelser (e.g. aluminium- eller jernhydroksider) samt stoffer som adsorberes til slike metallhydroksider (NOM, mikroorganismer, metaller, kolloider, etc).

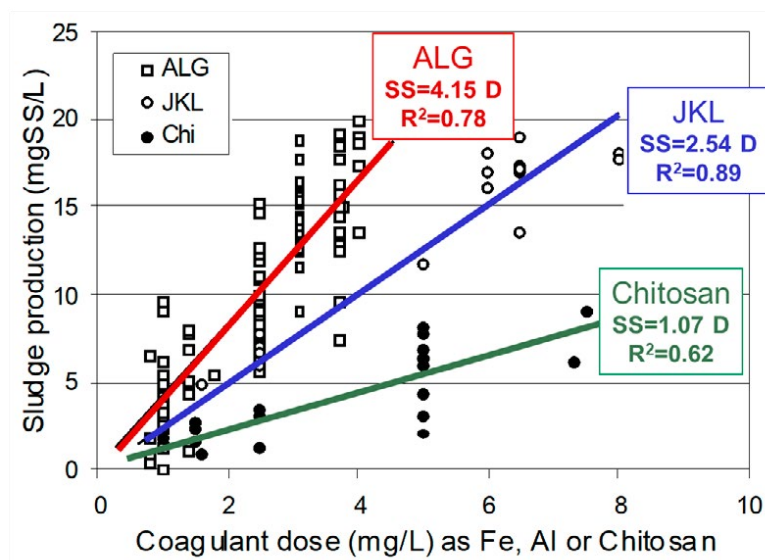
Basert på en lang rekke pilot- og fullskalaforsøk lanserte Eikebrokk²⁶⁾ følgende empiriske modeller for slamproduksjon ved koagulering av NOM-holdig råvann med aluminium, jern eller kitosan:

$$SP_{\text{Al}} = 4.2 \cdot D_{\text{Al}} \quad (2a)$$

$$SP_{\text{Fe}} = 2.5 \cdot D_{\text{Fe}} \quad (2b)$$

$$SP_{\text{Ki}} = 1.1 \cdot D_{\text{Ki}} \quad (2c)$$

der SP_{Al} , SP_{Fe} og SP_{Ki} angir slamproduksjonen fra koagulering med henholdsvis aluminiumsulfat, jernkloridsulfat og kitosan.



Figur 4.1. Målte (punkter) og modellerte (linjer) for slammengder i pilotforsøk med ulike koagulanter (Al, Fe, Chi)²⁷⁾

²⁶⁾ Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. Norsk Vann-rapport 188-2012. ISBN 978-82-414-0330-9; ISSN 1504-9884 (trykket utgave); ISSN 1890-8802 (elektronisk utgave).

²⁷⁾ Eikebrokk, B. (2002) Fargetallet øker i norske vannkilder: Potensialer for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg. Den 3. nordiske Drikkevannskonferansen, Gøteborg, 2-3 September 2002

Erfaringstallene og ligningene over gjelder for koaguleringsprosesser der koagulantdosene er nær optimalt tilpasset råvannskvaliteten, og der innholdet av restkoagulant og/eller turbiditet i filterutløpsvannet normalt var bestemmende faktorer for de nødvendige koagulantdoser. Videre er det brukt lut eller mettet kalkvann og CO₂ for justering/kontroll av koagulerings-pH. Bidraget til slamproduksjonen fra denne type tilsetningsstoffer vil normalt være marginalt. Dette i motsetning til korrosjonskontrollprosesser basert på bruk av mikronisert marmor eller alkaliske filtre, der uopløste partikler av mikronisert marmor og/eller støv/utspyte partikler fra det alkaliske filtertrinnet kan bidra signifikant til slamproduksjonen. Dette er nærmere beskrevet nedenfor.

Mikronisert marmor. Ved bruk av mikronisert marmor vil uopløst marmor kunne bidra til økt slamproduksjon i koaguleringsstrinnet, og mengden av uopløst marmor vil primært være avhengig av anvendt type og mengde mikronisert marmor. Anvendt mengde marmor vil også være avhengig av råvannskvalitet og ønsket rentvannskvalitet, type og mengde koaguleringsmiddel, pH og tilgjengelig oppholdstid for oppløsning av marmoren. Oppløsningshastigheten er sterkt avhengig av pH, CO₂-dose og kornstørrelse/type mikronisert marmor, og oppløsningen går raskere jo lavere pH er og jo mer finmalt marmoren er. I dette ligger også hovedårsaken til at mikronisert marmor normal ikke kan benyttes for sluttkontroll av pH i behandlet vann for å oppnå pH 8-8.5. Marmoren må derved tilsettes i forkant av koaguleringsstrinnet slik at dette kan fjerne eventuelle uopløste marmorpartikler.

Alkaliske filtre/filterlag. Også alkaliske filterenheter vil bidra til økt slamproduksjon. Dette skjer i form av finkornet filtermasse/kalkstøv som spyles ut med filterspylevannet. Størrelsen på dette bidraget vil primært avhenge av mengde finstoff til stede i filtersengen, noe som igjen vil være avhengig av type og mengde alkalisk filtermasse, samt driftstid siden forrige innfylling av ny alkalisk masse. Videre vil spylrutinene påvirke uttransporten av slam/finstoff, og økt spyleintensitet og/eller økt varighet på spylingen vil normalt gi økt slamproduksjon, dvs. økt mengde finstoff i filteret. Spyleslammets sammensetning vil også påvirkes av slike forhold, og slammets tørrstoffinnhold, kalsiuminnhold, mm vil være høyere i de første spylinger etter påfyll av ny alkalisk masse.

Et viktig forhold som påvirker slamproduksjonen på anlegg som har filtre med alkaliske filterlag eller egne alkaliske etterfiltre, er at den nødvendige koagulantdosen (Fe) kan reduseres noe (normalt 20-30 %) i forhold til anlegg uten slike alkaliske filtre/filterlag. Dette fordi innholdet av restkoagulant normalt vil være bestemmende for den koagulantdoseringen som er nødvendig for å oppfylle barriereindikatorkravet (< 0.15 mg/L av Fe eller Al). Siden alkaliske filterlag i betydelig grad evner å redusere innholdet av restkoagulant, særlig jern, innebærer en slik ekstra fjerning av restkoagulant at man kan anvende noe lavere koagulantdose på slike anlegg, uten at dette går på bekostning av vannkvalitet og barriereeffektivitet. Og en redusert koagulantdose vil gi redusert slamproduksjon (se ligning 2 over).

De relativt komplekse sammenhenger som råder ved bruk av mikronisert marmor og alkaliske filtre/filterlag innebærer at det er vanskelig å angi eksakte verdier for slamproduksjon på koaguleringsanlegg som benytter mikronisert marmor eller alkaliske filtre for pH/korrosjons-kontroll. Dette fordi slamproduksjonen her vil være svært avhengig av lokale forhold, herunder rå- og rentvannskvalitet, anvendte kjemikalietyper og doser, filterspylerutiner (intensiteter og varigheter), samt øvrige driftsforhold.

Erfaringer fra andre vannverk. Resultater fra Jordalsvannet VBA i Bergen²⁸⁾ viste at slamproduksjonen fra dette anlegget ved ulike Fe-koagulantdoser (2.2-4.3 mg/L) var ca. 2 mg STS/L høyere enn det slamproduksjonsmodellen angir (ligning 2b ovenfor). Dybden på det alkaliske filterlaget var her ca. 1.5 m, altså mindre enn det som er vanlig (2-2.5 m).

Erfaringer fra Svartediket VBA i Bergen²⁹⁾ har vist at slamproduksjonsbidraget fra det alkaliske filterlaget (2 m dypt) utgjorde anslagsvis 2-4 mg STS/L. Filterne ble her spylt med luft (60 m³/t) og vann (15 m³/t) samtidig i 3 minutter, forut for en avsluttende vannspyling (53 m³/t i 4 minutter) for restratifisering av filterlagene. Med et 2 meter dypt alkalisk filterlag og spylrutiner som angitt over kan man derfor grovt sett anslå slambidraget fra korrosjonskontrollen (det alkaliske filterlaget) til 2-4 mg STS/L.

²⁸⁾ Eikebrokk.B. (2010). TECHNEAU Case Study Bergen Optimization of water treatment. EU TECHNEAU WA7.11.3B

²⁹⁾ Pellikainen, P. (2021) Pers komm.

I tillegg til slammet som genereres i vannbehandlingen slik som omtalt over, anvendes det normalt kjemikalier i slambehandlingen for å effektivisere fortykkings- og avvannings-prosessene. Her anvendes ofte metallbaserte koagulanter og/eller polymerforbindelser. Koagulantene kan også her felle ut som metallhydroksider og bidra til å øke den totale slamproduksjonen. Mengdene det dreier seg om i slambehandlingen er imidlertid normalt vesentlig mindre enn de som dannes i vannbehandlingen. Eksempelvis tilsettes gjerne Fe i en tilsvarende dose som i koaguleringen (e.g. 2-5 mg Fe/L), men siden slamstrømmen normalt utgjør 5 % eller mindre av vannstrømmen gjennom anlegget, blir bidraget fra slambehandlingen/slamfortykkingen relativt marginalt (ca. 5 % av bidraget fra koaguleringen).

Ligningen for den totale slamproduksjonen fra et koaguleringsanlegg med 3-M filtre og et alkalisk bunnlag kan derved modifieres og uttrykkes slik:

$$SP_{TOT} \text{ (mg STS/L)} = STS_{Råvann} + STS_{Koagulering} + STS_{Korrosjonskontroll} + STS_{Slambehandling} \quad (3)$$

4.5. Risikovurderinger ved bruk av vannverksslam

Mens gjødselvarerforskriften setter differensierte krav til maksimumsverdier av tungmetaller for de ulike kvalitetsklassene, er det uavhengig av kvalitetsklasse et felles krav om at bruk av vannverksslam ikke skal medføre fare for overføring av smitte til mennesker, dyr og planter.

Dokumentasjon av eventuell smittespredning knyttet til vannverksslam kan være en utfordring. Laboratoriene tilbyr analyse av TKB og Salmonella i slam, men gjødselvarerforskriften setter også krav om at det ikke skal være infektive parasittegg. Det er ingen gode standardanalyser på infektive parasittegg. Mens avløpsrensaneanleggene får dokumentasjon på tilstrekkelig hygienisk sikkerhet gjennom prosessovervåkning (høy nok temperatur) i hygieniseringen må vannverksslam som ikke hygieniseres vurderes på annen måte.

Dette vil gjerne innebære at det utføres en risikovurdering for å avdekke sannsynligheten for at vannverksslammet kan gi smittespredning, både for menneske-, dyre- og plantesykdommer. Enkelte vannverk har gjort en slik vurdering av risiko for spredning av humanpatogene mikroorganismer. Stikkord for en slik risikovurdering er: menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, beitedyr og vilt, vannbehandling og slambehandling, vurdering av andre mikrobiologiske parametre. For godt beskyttede vannkilder med god mikrobiologisk råvannskvalitet vurderes risikoen for smittespredning generelt som liten.

Vannverksslam fra vannverk med krevende råvannskilder går gjerne til mellomagring mens man får analysert på TKB og salmonella før man tilfører slammet i jordblandinger. Dersom prøvene overskrider hygienekravene i gjødselvarerforskriften går slammet til deponi. Pr. i dag er det ingen norske vannbehandlingsanlegg som har som standardrutine at slammet hygieniseres før det benyttes i jordblandinger.

5. Vannkvalitet og barrierer

I det følgende presenteres resultatene fra de fysisk/kjemiske og mikrobiologiske vannkvalitetsanalysene av de sesongmessige vannprøvene som ble tatt ut på vannverkene. Dette inkluderer resultater fra de rutinemessige analysene utført i regi av SINTEF og av vannverkene selv, samt de mer avanserte mikrobiologiske analysene utført av SINTEF, NIVA og NMBU (ATP, FCM, PCR, etc.).

Disse resultatene danner grunnlaget for beregning av de barriereeffekter (log-reduksjoner) som oppnås med hensyn til de analyserte mikrobiologiske parameterne (ATP, TCC, ICC, virus og bakterier (ddPCR)). Vannkvaliteter og log-reduksjoner presenteres sammen med sentrale driftsparametere fra anleggene, gjeldende ved de ulike prøvetakingstidspunktene.

Videre presenteres resultatene fra 16S rRNA-sekvenseringen av vannprøvene som viser sammensetningen av bakteriesamfunnet og hvorvidt/hvordan denne endres gjennom vannbehandlingen.

Resultatene fra langtidsforsøkene og forsøkene med spiking, der man kartlegger dynamikken i barriereeffektene og oppnådde log-reduksjoner for spikedde (tilsatte) mikroorganismer, i.e. virus (PMMoV), bakterier (*Enterococcus faecium*) og bakteriofager (MS2), blir presentert i kapittel 6.

5.1. Sesongmessige prøverunder

5.1.1. Råvannskvalitet

Tabell 5.1 viser analysedata fra SINTEF for råvannskvalitet under de fire sesongmessige prøveuttakene fra hvert vannverk. Foruten sentrale rutineparametere angis også SUVA-verdien ($SUVA = UV-Abs/DOC$). UV-abs er målt ved 254 nm bølgelengde. SUVA sier noe om råvannets behandlingsbarhet ved koagulering, og verdier over 4 angir normalt godt koagulerbare råvann (ref. til USA).

Tabell 5.2 viser resultatene fra elementanalysene (ICP-MS) av råvannet. Grunnet lavere analyseantall og plasshensyn er arsen og klorid utelatt fra tabellen, men resultatene viser råvannsinhold på $0.14 \pm 0.06 \mu\text{g/L}$ for As og $3949 \pm 2496 \mu\text{g/L}$ for Cl ($Avg \pm StDev$), med minimums- og maksimumsverdier på henholdsvis 0.05-0.24 og 1000-8873 $\mu\text{g/L}$.

På tilsvarende måte viser Tabell 5.3 analysedata fra SINTEF, NIVA og NMBU for mikrobiologiske råvannsparametere. Med ddPCR menes her bakterieinnhold målt med ddPCR-bact. Analyse av paprikavirus (PMMoV) med ddPCR-vir er angitt som innhold av PMMoV pr. liter.

Tabell 5.1. Fysisk-kjemisk råvannskvalitet i sesongmessige prøverunder

VBA	Prøvedato	pH	Farge mg Pt/L	UV-Abs _{uf} 1/m	UV-Abs _f 1/m	Turb NTU	TOC mg/L	DOC mg/L	SUVA L/mg m
SVD	13.10.2019	6,08	33	17,73	16,12	0,78	3,79	3,63	4,4
	02.03.2020	5,93	18	9,78	8,79	0,55	2,17	1,91	4,6
	15.06.2020	6,11	12	7,43	7,17	0,60	1,65	1,62	4,4
	14.09.2020	6,90	26	15,87	12,70	4,02	7,06	5,80	2,2
	Avg±StDev	6,26±0,38	22±8	12,70±4,23	11,19±3,48	1,49±1,46	3,67±2,11	3,24±1,66	3,9±1,0
VAL	25.11.2020	6,83	39	24,93	24,39	0,49	6,03	5,99	4,1
	24.02.2020	6,64	43	26,00	25,28	0,64	6,50	6,32	4,0
	08.06.2020	6,33	43	25,61	25,07	0,45	5,89	5,76	4,4
	07.09.2020	6,35	40	22,39	23,14	0,40	5,58	5,30	4,4
	Avg±StDev	6,54±0,21	41±2	24,73±1,40	24,47±0,84	0,50±0,09	6,00±0,33	5,84±0,37	4,2±0,2
RORE	07.12.2020	5,63	34	19,93	19,26	0,45	4,82	4,80	4,0
	15.03.2021	6,22	40	22,77	21,97	0,56	5,40	5,21	4,2
	28.06.2021	5,82	35	21,54	19,69	1,21	5,25	4,86	4,1
	25.10.2021	5,76	32	21,07	18,81	1,14	5,23	4,72	4,0
	Avg±StDev	5,86±0,22	35±3	21,33±1,02	19,93±1,22	0,84±0,34	5,17±0,21	4,90±0,19	4,1±0,1
KIS	23.11.2021	6,26	41	20,81	19,84	0,46	5,04	4,87	4,1
	15.02.2022	6,32	31	17,13	16,18	0,33	4,16	3,97	4,1
	02.05.2022	6,24	29	16,92	15,59	0,40	3,71	3,60	4,3
	16.08.2022	6,31	28	15,54	14,78	0,33	3,56	3,46	4,3
	Avg±StDev	6,28±0,03	32±5	17,60±1,95	16,60±1,94	0,38±0,05	4,12±0,58	3,97±0,55	4,2±0,1
AUR	13.12.2021	6,47	53	33,48	31,60	0,59	8,30	7,99	4,0
	14.03.2022	6,56	45	31,59	30,26	0,50	7,18	7,04	4,3
	30.05.2022	6,45	48	29,67	28,39	0,41	7,50	7,37	3,9
	05.09.2022	6,58	48	25,44	23,63	0,41	5,68	5,47	4,3
	Avg±StDev	6,52±0,06	48±3	30,04±3,44	28,47±3,48	0,48±0,07	7,16±1,10	6,97±1,07	4,1±0,1
NRV	19.10.2020	7,05	34	20,18	17,98	5,85	7,79	4,99	3,6
	22.02.2021	7,02	22	13,28	12,34	1,03	3,45	3,09	4,0
	31.05.2021	7,15	29	16,95	15,90	1,90	3,74	3,69	4,3
	30.08.2021	7,31	18	11,68	10,75	1,06	3,17	2,87	3,7
	Avg±StDev	7,13±0,11	26±6	15,52±3,30	14,24±2,85	2,46±1,99	4,54±1,89	3,66±0,82	3,9±0,3
NYOS	12.04.2021	6,56	32	21,05	20,04	0,63	5,28	5,01	4,0
	23.08.2021	6,35	29	19,04	18,47	0,54	4,79	4,56	4,1
	29.11.2021	6,66	24	17,22	16,38	0,61	5,06	4,87	3,4
	25.04.2022	6,35	25	16,91	16,01	1,26	4,37	4,42	3,6
	Avg±StDev	6,48±0,13	28±3	18,55±1,65	17,72±1,63	0,76±0,29	4,88±0,34	4,71±0,24	3,8±0,3
VAN	11.05.2021	6,91	70	46,97	38,49	11,20	9,87	8,70	4,4
	14.09.2021	6,60	64	42,12	35,26	8,75	8,88	7,68	4,6
	07.12.2021	7,06	60	41,30	35,02	8,50	9,82	9,46	3,7
	29.03.2022	6,80	67	39,84	35,92	8,33	8,14	8,02	4,5
	Avg±StDev	6,84±0,17	65±4	42,56±2,67	36,17±1,38	9,19±1,17	9,18±0,72	8,47±0,68	4,3±0,4
CAR	18.10.2021	6,91	67	40,19	37,98	1,87	9,85	8,92	4,3
	31.01.2022	7,06	85	44,05	40,70	4,07	7,65	7,38	5,5
	17.05.2022	6,80	47	25,05	23,67	1,37	5,54	5,52	4,3
	22.08.2022	6,80	44	27,83	25,83	1,52	7,02	6,47	4,0
	Avg±StDev	6,89±0,11	60±17	34,28±8,02	32,04±7,40	2,21±1,09	7,51±1,55	7,07±1,25	4,5±0,6
IVAR-Ny	25.05.2021	6,21	5	3,59	3,27	0,64	1,08	0,97	3,4
	27.09.2021	6,26	6	4,76	4,61	0,41	1,59	1,40	3,3
	10.01.2022	6,14	14	8,44	7,65	0,31	2,19	2,11	3,6
	04.04.2022	6,09	8	5,02	4,60	0,32	1,41	1,21	3,8
	Avg±StDev	6,18±0,07	8±3	5,45±1,81	5,03±1,61	0,42±0,13	1,57±0,40	1,42±0,43	3,5±0,2
ESP	20.09.2021	5,91	6	4,25	3,60	0,29	1,05	0,87	4,1
	25.01.2022	6,02	9	5,53	4,99	0,43	1,14	1,14	4,4
	25.04.2022	5,91	7	4,15	3,52	0,30	0,98	0,94	3,7
	27.06.2022	6,05	6	4,75	3,83	0,36	1,08	1,00	3,8
	Avg±StDev	5,97±0,06	7±1	4,67±0,54	3,98±0,59	0,34±0,06	1,06±0,06	0,99±0,10	4,0±0,3
AVG-Alle		6,45	34	20,68	19,08	1,73	4,99	4,66	4,0
StDev		0,41	19	11,61	10,42	2,62	2,56	2,37	0,5
Min		5,63	5	3,59	3,27	0,29	0,98	0,87	2,2
Max		7,31	85	46,97	40,70	11,20	9,87	9,46	5,5
N		44	44	44	44	44	44	44	44

Tabell 5.2. Elementanalyser av råvannskvalitet i sesongmessige prøverunder (ICP-MS)

Råvann		Elementinnhold (µg/L)													
VBA	Prøvedato	Al	Si	P	S	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
SVD	14.10.2019	129	544	4,5	402	694	0,08	7,0	118	0,23	0,80	2,6	0,019	0,01	0,35
	02.03.2020	108	423	2,2	608	803	0,10	6,7	14	0,10	0,42	3,5	0,018	0,01	0,22
	15.06.2020	81	378	2,0	524	1237	0,28	6,9	65	0,26	0,86	4,4	0,038	0,01	0,79
	14.09.2020	134	531	6,0	1825	10667	0,26	7,4	306	1,40	2,50	12,0	0,093	0,05	0,42
	Avg±StDev	113±21	469±70	3,7±1,7	840±574	3350±4229	0,18±0,09	7,0±0,3	126±110	0,50±0,53	1,14±0,80	5,6±3,7	0,042±0,031	0,02±0,02	0,44±0,21
VAL	25.11.2020	148	457	4,9	764	2595	0,27	5,4	138	0,27	1,28	7,0	0,015	0,01	0,11
	24.02.2021	186	1963	4,2	926	2643	0,10	1,4	90	0,10	1,00	7,4	0,018	0,01	0,09
	08.06.2021	202	2445	4,1	727	2643	0,15	6,9	205	0,36	8,70	11,0	0,026	0,01	0,13
	07.09.2020	171	2203	<5	634	2485	0,18	10,5	172	0,32	1,70	9,1	0,050	0,05	0,15
	Avg±StDev	177±20	1767±775	4,4±0,4	763±105	2591±65	0,18±0,06	6,1±3,3	151±43	0,26±0,10	3,17±3,20	8,6±1,6	0,027±0,014	0,02±0,02	0,12±0,02
RORE	07.12.2020	248	1246	2,6	543	791	0,11	14	41	0,43	6,60	12,7	0,060	0,01	0,61
	23.11.2021	225	1088	4,8	576	943	0,12	11	106	0,35	0,88	7,4	0,059	0,01	0,52
	28.06.2021	258	1193	2,0	581	819	0,11	213	143	0,37	1,20	10,0	0,083	0,01	1,00
	25.10.2021	371	1891	3,8	643	962	<1	310	272	<2	5,4	15,0	0,120	<0,2	5,80
	Avg±StDev	276±56	1355±315	3,3±1,1	586±36	879±75	0,11±0,00	137±129	141±84	0,38±0,03	3,52±2,52	11,3±2,9	0,081±0,025	0,01±0,00	1,98±2,21
KIS	23.11.2021	160	589	2,1	537	1428	0,15	4,4	56	0,30	0,69	4,1	0,019	0,02	0,30
	15.02.2022	177	677	11,5	598	1374	0,27	4,6	46	0,58	0,82	5,3	0,019	0,02	0,27
	02.05.2022	151	534	0,5	504	1181	0,16	3,9	57	0,29	0,72	4,6	0,020	0,02	0,28
	16.08.2022	118		2,0	480	1317		2,8	21	2,20	0,53	3,4	0,020		0,19
	Avg±StDev	152±21	600±59	4,0±4,4	530±44	1325±92	0,19±0,05	3,9±0,7	45±14	0,84±0,79	0,69±0,10	4,4±0,7	0,020±0,001	0,02	0,26±0,04
AUR	13.12.2021	282		23	530	2396	1,70	78	179	1,00	3,09	9,6	0,20	1,00	0,42
	14.03.2022	209		41	491	2438	2,00	35	117	1,00	2,10	7,6	0,20	0,20	0,28
	30.05.2022	183		16	404	2395	0,23	18	109	0,14	2,00	7,1	0,01	0,01	0,25
	05.09.2022	101		7	390	2436	0,10	55	108	0,10	(67,2)	1,6	0,02	0,01	0,20
	Avg±StDev	194±65		21,8±12,5	454±59	2416±21	1,01±0,85	47±22	128±29	0,56±0,44	2,40±0,49	6,5±3,0	0,108±0,093	0,30±0,41	0,29±0,08
NRV	19.10.2020	29	1606	2,5	949	4873	0,15	1,8	65	0,45	1,70	2,2	0,020	0,02	0,14
	22.02.2021	38	1653	<2	1024	4607	0,14	6,5	86	0,48	1,80	4,2	0,010	0,01	0,27
	31.05.2021	51				4183		11	105						
	30.08.2021	46		9,5	1154	5228	0,12	14	130	0,57	2,20	4,5	0,005	0,02	0,21
	Avg±StDev	41±8	1630±24	6,0±3,5	1042±85	4723±382	0,14±0,01	8,3±4,6	97±24	0,50±0,05	1,90±0,22	3,6±1,0	0,012±0,001	0,02±0,01	0,21±0,05
NYOS	12.04.2021	122	1750	5,0	575	2203	0,11	3,0	38,0	0,23	0,40	4,4	0,017	0,02	0,04
	23.08.2021	142	1761	6,6	583	2182	0,12	8,6	60,0	0,25	0,52	5,1	0,021	0,02	0,06
	29.11.2021	108	1593	5,1	631	2315	0,09	8,9	37,0	0,26	0,47	3,7	0,019	0,02	0,06
	25.04.2022	127	2528	12,1	804	2520	0,12	11,2	47,0	0,29	0,61	4,1	0,011	0,02	0,05
	Avg±StDev	125±12	1908±364	7,2±2,9	648±92	2305±134	0,11±0,01	7,9±3,0	46±9	0,26±0,02	0,50±0,08	4,3±0,5	0,017±0,004	0,02	0,05±0,01
VAN	11.05.2021	285	2242	11,0	1585	4290	0,42	16	338	1,20	1,80	3,0	0,017	0,02	0,29
	14.09.2021	415	2494	21	1755	5050	0,65	109	633	1,70	2,20	3,3	0,021	0,02	0,41
	07.12.2021	354		18	2097	5354	0,61	13	396	1,20	2,00	2,1	0,020	0,10	0,27
	29.03.2022	182	1733	8,6	1851	4445	0,39	21	311	1,30	1,90	2,4	0,010	0,02	0,26
	Avg±StDev	309±87	2156±317	14,7±5,0	1822±185	4785±434	0,52±0,11	40±40	420±127	1,35±0,21	1,98±0,15	2,7±0,47	0,017±0,004	0,04±0,04	0,31±0,06
CAR	18.10.2021	71				4213		51	374						
	31.01.2022	113				3676		29	508						
	17.05.2022	41				3540		15	219						
	22.08.2022	14				4093		25	63						
	Avg±StDev	60±37				3881±280		30±13	291±167						
IVAR	25.05.2021	43				499		5,7	15						
	27.09.2021	47				629		5,3	46						
	10.01.2022	82				623		2,1	21						
	04.04.2022	60				639		5,0	21						
	Avg±StDev	58±15				598±57		4,5±1,4	26±12						
ESP	20.09.2021	47				491		8	70						
	25.01.2022	47				421		2	18						
	25.04.2022	40				558		3,5	34						
	27.06.2022	44				539		2,9	19						
	Avg±StDev	45±3				502±53		4,0±2,1	35±21						
AVG-Alle		141	1397	8,4	829	2487	0,32	27	137	0,59	1,9	5,9	0,041	0,06	0,47
StDev		96	720	8,5	474	1973	0,44	56	139	0,52	1,9	3,4	0,049	0,18	1,00
Min		14	378	0,5	390	421	0,08	1	14	0,10	0,4	1,6	0,005	0,01	0,04
Max		415	2528	41,0	2097	10667	2,00	310	633	2,20	8,7	15,0	0,200	1,00	5,80
N		44	24	29	31	44	29	44	44	30	30	31	31	31	31

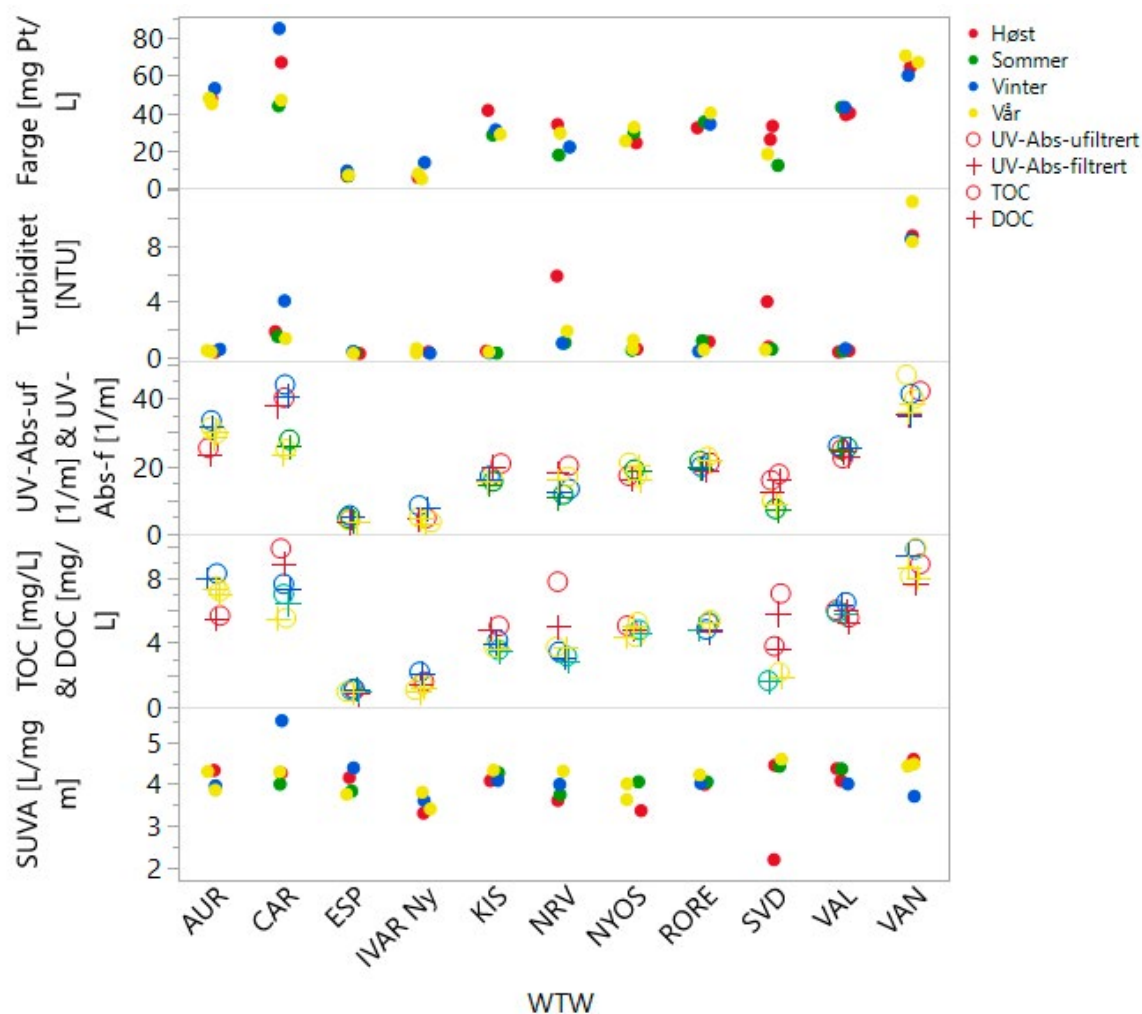
Tabell 5.3. Mikrobiologisk råvannskvalitet i sesongmessige prøverunder (ddPCR = ddPCRBakterier)

VBA	Prøvedato	ATP-Tot pg/mL	ATP-Cell pg/mL	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	ICC %	ddPCR mill/mL	PMM0V/L
SVD	14.10.2019	91,5	66,5	2,416	1,280	0,136	0,087	6	0,108	
	02.03.2020	61,7	44,6	1,241	0,728	0,192	0,025	15	0,024	
	15.06.2020	20,5	13,3	0,833	0,415	0,284	0,131	34	0,055	
	14.09.2020	37,6	35,5	2,386	1,170	0,504	0,291	21	0,431	
	Avg±StDev	52,8±26,7	40,0±19,1	1,719±0,697	0,898±0,347	0,279±0,140	0,133±0,098	19±10	0,155±0,163	
VAL	25.11.2020	46,2	41,3	1,944	0,932	0,112	0,079	6	0,110	
	24.02.2020	39,9	30,1	0,890	0,466	0,185	0,112	21	0,239	
	08.06.2020	57,7	51,4	1,144	0,606	0,280	0,168	25	0,151	
	07.09.2020	44,8	36,4	0,886	0,508	0,275	0,174	31	0,095	
	Avg±StDev	42,7±6,5	39,8±7,8	1,216±0,433	0,628±0,183	0,213±0,0697	0,133±0,0394	21±9	0,149±0,056	
RORE	07.12.2020	40,4	33,2	0,980	0,468	0,407	0,099	42	0,178	0
	15.03.2021	53,9	36,2	0,960	0,399	0,301	0,036	31	0,483	
	28.06.2021	48,0	44,4	1,202	0,748	0,093	0,059	8	0,298	960
	25.10.2021	43,2	37,3	1,320	0,787	0,571	0,411	43	0,279	380
	Avg±StDev	46,4±5,1	37,8±4,1	1,115±0,152	0,601±0,169	0,343±0,173	0,151±0,152	31±14	0,309±0,110	447±395
KIS	23.11.2021	31,9	29,0	1,066	0,514	ND	ND		0,348	
	15.02.2022	40,5	40,5	0,829	0,497	0,361	0,202	44	0,351	
	02.05.2022	32,9	29,9	0,862	0,483	ND	ND		0,409	
	16.08.2022	17,3	15,5	0,559	0,296	0,272	0,158	49	0,135	
	Avg±StDev	30,6±8,4	28,7±8,9	0,829±0,180	0,448±0,088	0,316±0,045	0,180±0,022	46±3	0,311±0,104	
AUR	13.12.2021	114,9	81,2	1,155	0,565	0,733	0,410	63	0,538	
	14.03.2022	98,9	96,8	1,207	0,628	0,615	0,285	51	0,495	
	30.05.2022	31,7	30,3	1,586	0,737	0,098	0,058	6	0,431	
	05.09.2022	14,0	13,1	1,808	1,240	0,311	0,126	17	0,206	
	Avg±StDev	64,9±42,9	55,3±34,6	1,439±0,270	0,793±0,266	0,439±0,250	0,220±0,137	34±24	0,418±0,128	
NRV	19.10.2020	198,3	188,5	1,786	1,070	0,978	0,617	55	0,433	35390
	22.02.2021	33,1	22,7	0,700	0,433	0,367	0,234	52	0,048	300
	31.05.2021	118,5	102,5	1,069	0,472	0,186	0,065	17	0,476	940
	30.08.2021	110,2	103,7	1,438	0,820	0,235	0,047	16	0,534	395
	Avg±StDev	115,0±58,5	104,4±58,6	1,248±0,406	0,699±0,262	0,441±0,317	0,241±0,229	35±18	0,373±0,191	9256±15090
NYOS	12.04.2021	37,9	32,8	0,979	0,467	0,699	0,403	71	0,371	60
	23.08.2021	31,0	23,2	0,861	0,381	0,312	0,040	36	0,347	500
	29.11.2021	54,3	46,8	1,072	0,434	0,106	0,042	10	0,555	440
	25.04.2022	47,3	39,6	1,424	0,772	0,298	0,089	21	0,846	300
	Avg±StDev	42,6±8,9	35,6±8,7	1,084±0,210	0,513±0,152	0,354±0,215	0,144±0,151	35±23	0,530±0,200	325±169
VAN	11.05.2021	131,6	85,6	2,510	1,150	0,338	0,175	13	0,104	
	14.09.2021	135,7	114,4						0,626	7090
	07.12.2021	68,7	49,1	1,997	0,945	0,182	0,091	9	0,530	10300
	29.03.2022	162,7	99,1	2,715	1,470	0,366	0,085	13	0,760	
	Avg±StDev	124,7±34,5	87,1±24,2	2,407±0,302	1,188±0,216	0,295±0,081	0,117±0,0410	12±2	0,505±0,245	8695±1605
CAR	18.10.2021	154,2	140,7						0,300	0
	31.01.2022	81,6	67,2	2,206	1,360	0,998	0,499	45	0,447	0
	17.05.2022	144,3	140,1	0,555	0,320	0,032	0,015	6	0,553	
	22.08.2022	149,8	148,6	0,892	0,534	0,410	0,250	46	0,639	
	Avg±StDev	132,5±29,6	124,1±33,1	1,218±0,712	0,738±0,448	0,480±0,397	0,255±0,198	32±19	0,485±0,127	0±0
IVAR-Ny	25.05.2021	35,3	28,4	0,939	0,393	0,052	0,023	6	0,119	0
	27.09.2021	36,4	30,3	1,464	0,568	0,043	0,025	3	0,217	
	10.01.2022	28,2	24,3	0,927	0,473	0,046	0,029	5	0,305	
	04.04.2022	24,4	13,1	0,816	0,447	0,277	0,143	34	0,380	
	Avg±StDev	31,1±5,0	24,0±6,7	1,037±0,251	0,470±0,0634	0,104±0,100	0,055±0,051	12±13	0,255±0,097	0±0
ESP	20.09.2021	25,3	18,4	0,834	0,411	0,038	0,019	5	0,251	
	25.01.2022	28,1	17,3	0,653	0,343	0,279	0,192	43	0,263	
	25.04.2022	31,5	28,0	0,415	0,220	0,084	0,046	20	0,445	
	27.06.2022	26,2	24,1	0,803	0,440	0,044	0,019	5	0,051	
	Avg±StDev	27,8±2,4	21,9±4,3	0,676±0,166	0,354±0,085	0,111±0,098	0,069±0,072	18±15	0,252±0,140	
AVG-Alle		65,0	54,4	1,246	0,652	0,302	0,151	26,118	0,340	3566
StDev		46,6	41,7	0,570	0,315	0,236	0,143	18,617	0,198	8689
Min		14,0	13,1	0,415	0,220	0,032	0,015	2,903	0,024	0
Max		198,3	188,5	2,715	1,470	0,998	0,617	71,319	0,846	35390
N		44	44	42	42	40	40	40	44	16

5.1.2. Sesongmessig variasjon i råvannskvalitet

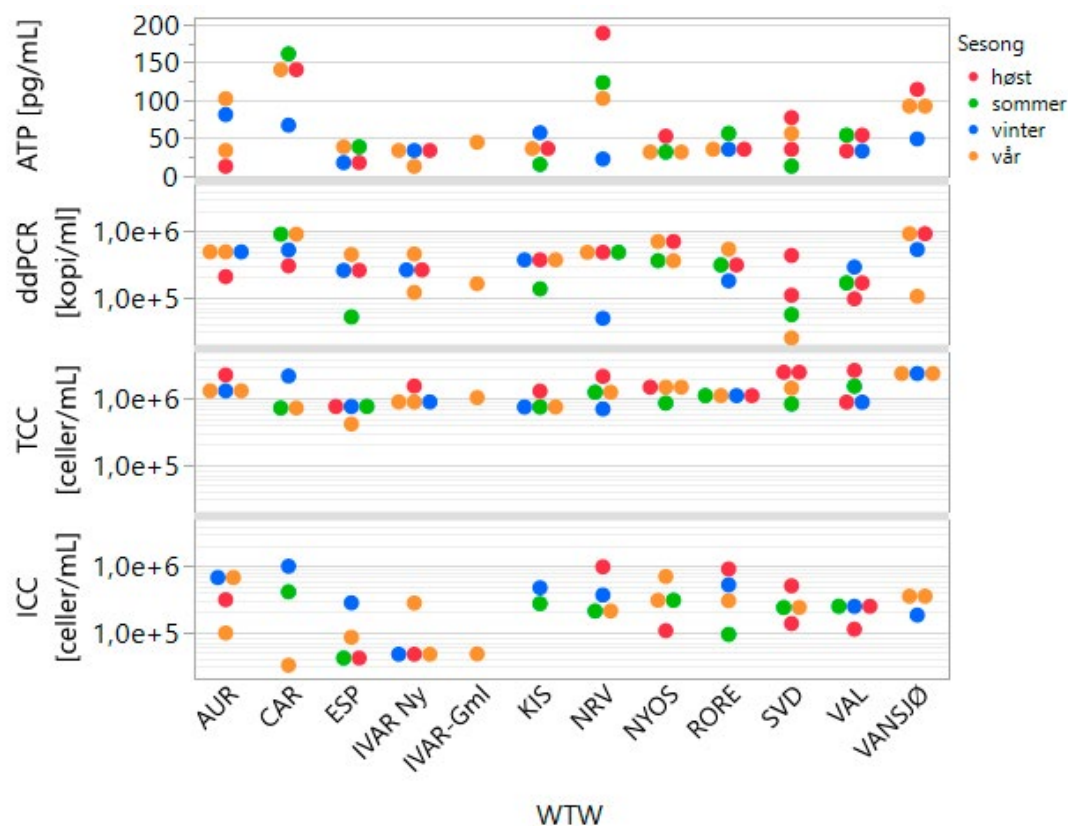
For å identifisere eventuelle sesongmessige trender i råvannskvalitet, viser Figur 5.1 plott av verdiene for farge, turbiditet, UV-abs, TOC og DOC samt SUVA i råvannsprøver tatt høst, sommer, vinter og vår.

Selv om enkelte parametre, særlig turbiditet og TOC, har de høyeste verdiene på høsten (røde symboler) og våren (oransje) på noen av vannverkene, synes det ikke å være noen klar sesongmessig variasjon i råvannskvaliteten.



Figur 5.1. Sesongplott av fysisk/kjemiske råvannskvalitetsparametre (høst, sommer, vinter, vår).

På tilsvarende måte viser Figur 5.2 plott av de mikrobiologiske analyseverdiene for ATP, ddPCR-bact, TCC og ICC i råvannsprøver tatt høst, sommer, vinter og vår. Også her synes det på noen vannverk å være en viss overvekt av høye verdier for noen parametre på høsten (røde symboler) og våren (oransje symboler).



Figur 5.2. Sesongplott av mikrobiologiske råvannskvalitetsparametre (høst, sommer, vinter, vår; ddPCR=ddPCRBakterier).

5.1.3. Kvalitet på filterutløpsvann

På tilsvarende måte som for råvannskvaliteten viser Tabell 5.4 fysisk-kjemiske analysedata for filterutløpsvann under de fire sesongmessige prøveuttakene fra hvert vannverk, mens Tabell 5.5 viser resultatene fra elementanalysene. Grunnet lavere analyseantall og plasshensyn er arsen og klorid utelatt fra tabellen, men resultatene viser innhold i filterutløpsvann på $0.09 \pm 0.04 \mu\text{g/L}$ for As og $8668 \pm 4429 \mu\text{g/L}$ for Cl ($\text{Avg} \pm \text{StDev}$), med minimums- og maksimumsverdier på henholdsvis 0.03-0.19 og 1164-17948 $\mu\text{g/L}$. Økningen i kloridinnhold i forhold til råvannet (Tabell 5.2) skyldes primært kloridholdige koagulanter. Tabell 5.6 viser mikrobiologiske analysedata for filterutløpsvann.

Tabell 5.4. Fysisk-kjemisk kvalitet på filterutløpsvann i sesongmessige prøverunder (1-M: Én-medium sandfilter; 2-M: Tomediafilter; 3-M: Tremedia filter)

VBA	Prøvedato	pH	Farge mg Pt/L	UV-Abs _{uf} 1/m	UV-Abs _f 1/m	Turb NTU	TOC mg/L	DOC mg/L	SUVA L/mg m
SVD 3-M	14.10.2019	8,1	3	1,61	1,86	0,13	0,90	0,90	2,1
	02.03.2020	8,3	2	1,01	0,99	0,07	0,77	0,61	1,6
	15.06.2020	8,2	1	1,11	0,96	0,11	0,72	0,55	1,8
	14.09.2020	7,5	2	1,97	1,88	0,12	1,08	1,11	1,7
	Avg±StDev	8,0±0,3	2±1	1,42±0,39	1,42±0,45	0,11±0,02	0,87±0,14	0,79±0,23	1,8±0,2
VAL 3-M	25.11.2020	7,9	3	3,39	3,34	0,15	1,76	1,66	2,0
	24.02.2020	7,9	3	2,98	2,99	0,20	2,18	1,70	1,8
	08.06.2020	8,1	4	3,21	3,42	0,13	1,55	1,60	2,1
	07.09.2020	8,1	3	2,77	2,79	0,10	1,97	1,77	1,6
	Avg±StDev	8,0±0,1	3±0	3,09±0,23	3,13±0,26	0,15±0,04	1,86±0,23	1,68±0,06	1,9±0,2
RORE 3-M	07.12.2020	7,9	5	4,23	3,92	0,25	1,74	1,73	2,3
	15.03.2021	8,0	2	2,48	2,54	0,03	1,79	1,64	1,5
	28.06.2021	8,0	5	4,59	4,14	0,25	2,02	2,09	2,0
	25.10.2021	8,2	2	2,54	2,47	0,05	1,66	1,45	1,7
	Avg±StDev	8,0±0,1	3±2	3,46±0,96	3,27±0,77	0,14±0,11	1,80±0,13	1,72±0,23	1,9±0,3
KIS 2-M	23.11.2021	7,0	2	4,45	4,22	0,17	1,91	1,67	2,5
	15.02.2022	7,0	0	1,59	1,67	0,03	0,87	0,87	1,9
	02.05.2022	7,2	4	3,28	3,19	0,03	1,63	1,60	2,0
	16.08.2022	Forurenset prøvestuss							
	Avg±StDev	7,1±0,1	2±1	3,11±1,18	3,03±1,05	0,08±0,07	1,47±0,44	1,38±0,36	2,2±0,3
AUR 2-M AVG: 2 linjer	13.12.2021	6,0	3	5,05	5,03	0,09	2,30	2,28	2,2
	14.03.2022	6,0	4	3,78	3,77	0,21	1,99	1,99	1,9
	30.05.2022	5,9	3	4,41	4,41	0,09	2,31	2,23	2,0
	05.09.2022	6,2	4	4,76	4,71	0,03	2,05	2,05	2,3
	Avg±StDev	6,0±0,1	4±1	4,50±0,47	4,48±0,46	0,11±0,07	2,16±0,15	2,14±0,12	2,1±0,2
NRV 2-M	19.10.2020	7,2	4	3,81	3,84	0,14	2,00	1,91	2,0
	22.02.2021	7,1	2	2,80	2,78	0,07	1,49	1,49	1,9
	31.05.2021	7,2	3	3,23	3,24	0,12	1,43	1,48	2,2
	30.08.2021	7,4	4	2,67	2,70	0,55	1,61	1,31	2,1
	Avg±StDev	7,3±0,1	3±1	3,13±0,44	3,14±0,45	0,22±0,19	1,63±0,22	1,55±0,22	2,0±0,1
NYOS 2-M	12.04.2021	6,6	3	4,00	3,70	0,27	1,88	1,88	2,0
	23.08.2021	6,5	2	3,22	3,10	0,09	1,75	1,63	1,9
	29.11.2021	6,4	2	3,80	3,57	0,15	2,06	2,01	1,8
	25.04.2022	Feilprøve							
	Avg±StDev	6,5±0,1	2±1	3,67±0,33	3,46±0,26	0,17±0,07	1,90±0,13	1,84±0,16	1,9±0,1
VAN 2-M	11.05.2021	6,5	3	5,43	5,25	0,31	2,70	2,60	2,0
	14.09.2021	6,5	4	5,81	5,73	0,06	3,01	2,97	1,9
	07.12.2021	6,1	2	6,23	5,83	0,49	3,14	2,98	2,0
	29.03.2022	6,3	5	6,15	6,01	0,40	3,93	3,09	1,9
	Avg±StDev	6,4±0,2	4±1	5,90±0,31	5,70±0,28	0,31±0,16	3,20±0,45	2,91±0,18	2,0±0,0
CAR 1-M	18.10.2021	6,8	4	5,36	5,28	0,12	2,55	2,42	2,2
	31.01.2022	6,5	3	4,19	4,13	0,05	1,69	1,68	2,5
	17.05.2022	6,5	4	3,13	3,10	0,04	1,52	1,49	2,1
	22.08.2022	6,4	5	4,77	4,52	0,07	2,13	2,06	2,2
	Avg±StDev	6,6±0,2	4±1	4,36±0,82	4,26±0,79	0,07±0,03	1,97±0,40	1,91±0,36	2,2±0,1
IVAR-Ny Ut Biofilter	25.05.2021	7,7	2	1,67	1,53	0,14	0,98	1,10	1,4
	27.09.2021	8,0	2	1,79	1,78	0,08	1,38	1,34	1,3
	10.01.2022	7,7	6	4,27	4,14	0,11	1,72	1,64	2,5
	04.04.2022	7,8	4	2,69	2,48	0,13	1,35	1,22	2,0
	Avg±StDev	7,8±0,1	4±2	2,61±1,04	2,48±1,02	0,11±0,02	1,36±0,26	1,32±0,20	1,8±0,5
ESP Ut Alk-Filter	20.09.2021	7,3	6	3,65	3,32	0,15	1,11	0,99	3,4
	25.01.2022	7,1	9	4,89	4,56	0,22	1,11	1,03	4,4
	25.04.2022	7,0	7	3,57	3,30	0,28	1,01	0,89	3,7
	27.06.2022	7,5	7	4,16	3,65	0,43	1,25	1,11	3,3
	Avg±StDev	7,2±0,2	7±1	4,07±0,52	3,71±0,51	0,27±0,10	1,12±0,09	1,00±0,08	3,7±0,5
AVG-Alle		7,2	4	3,58	3,47	0,16	1,76	1,66	2,1
StDev		0,7	2	1,31	1,25	0,12	0,65	0,60	0,6
Min		5,9	0	1,01	0,96	0,03	0,72	0,55	1,3
Max		8,3	9	6,23	6,01	0,55	3,93	3,09	4,4
N		42	42	42	42	42	42	42	42

Tabell 5.5. Elementanalyser av filterutløpsvann under sesongmessige prøverunder (ICP-MS)

Filterutløpsvann		Elementinnhold (µg/L)													
VBA	Prøvedato	Al	Si	P	S	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
SVD	14.10.2019	42	528	1,9	1832	15994	0,06	3,9	7,0	0,75	0,18	6,3	0,009	0,001	0,01
	02.03.2020	41	424	2,0	2012	17188	0,10	1,7	1,8	0,45	0,21	0,9	0,010	0,010	0,03
	15.06.2020	16	375	2,0	1678	16186	0,10	3,3	1,9	0,68	1,80	1,3	0,016	0,010	0,01
	14.09.2020	19	489	5,0	1793	18869	0,10	1,5	2,3	0,70	0,10	0,5	0,050	0,050	0,05
	Avg ± StDev	30 ± 12	454 ± 59	2,7 ± 1,3	1829 ± 120	17059 ± 1139	0,09 ± 0,02	2,6 ± 1,0	3,3 ± 2,2	0,65 ± 0,12	0,73 ± 0,76	2,3 ± 2,3	0,021 ± 0,017	0,018 ± 0,019	0,03 ± 0,02
VAL	25.11.2020	18	445	2,0	5419	21613	0,12	1,4	40	0,96	0,71	2,5	0,002	0,010	0,03
	24.02.2020	31	1891	1,8	6861	23495	0,10	0,7	22	1,40	1,20	4,1	0,010	0,010	0,10
	08.06.2020	26	2063	2,0	6545	26712	0,10	2,5	18	1,30	1,30	2,5	0,010	0,010	0,05
	07.09.2020	45	2167	5,0	5497	24538	0,23	2,8	14	1,50	0,82	1,3	0,149	0,050	0,17
	Avg ± StDev	30 ± 10	1642 ± 698	2,7 ± 1,3	6081 ± 633	24090 ± 1842	0,14 ± 0,05	1,8 ± 0,9	24 ± 10	1,29 ± 0,20	1,01 ± 0,25	2,6 ± 1,0	0,043 ± 0,061	0,020 ± 0,017	0,09 ± 0,05
RORE	07.12.2020	53	1328	2,0	718	13636	0,10	14,5	101	0,48	1,00	1,1	0,018	0,010	0,06
	15.03.2021	69	1080	3,2	357	14572	0,10	8,0	4	0,33	0,23	0,6	0,010	0,010	0,00
	28.06.2021	33	1212	2,0	1602	17594	0,10	28,0	63	0,91	0,64	3,4	0,028	0,010	0,26
	25.10.2021	84	1141	2,1	493	16384	0,10	6,7	12	0,37	0,21	0,8	0,010	0,020	0,01
	Avg ± StDev	60 ± 19	1190 ± 92	2,3 ± 0,5	793 ± 485	15547 ± 1541	0,10 ± 0,00	14,3 ± 8,4	45 ± 40	0,52 ± 0,23	0,52 ± 0,33	1,5 ± 1,1	0,017 ± 0,007	0,013 ± 0,004	0,08 ± 0,10
KIS	23.11.2021	20	548	4,5	502	16151	0,04	5,8	2,8	0,42	0,26	2,4	0,017	0,020	0,03
	15.02.2022	27	654	8,7	132	10079	0,07	6,3	1,8	0,91	0,32	4,8	0,022	0,020	0,02
	02.05.2022	17	460	2,3	470	14344	0,10	5,6	1,2	0,58	0,33	1,8	0,013	0,020	0,03
	16.08.2022	Forurenset prøvestuss													
	Avg ± StDev	21 ± 4	554 ± 79	5,2 ± 2,7	368 ± 167	13525 ± 2546	0,07 ± 0,02	5,9 ± 0,3	1,9 ± 0,7	0,64 ± 0,20	0,30 ± 0,03	3,0 ± 1,3	0,017 ± 0,004	0,020 ± 0,000	0,03 ± 0,00
AUR	13.12.2021	60		1,5	6277,0	7227	0,10	1,5	1,0	0,16	0,73	4,5	0,016	0,100	0,03
	14.03.2022	63		6,2	6331,5	7014	0,20	1,8	1,7	0,64	0,58	3,3	0,020	0,020	0,01
	30.05.2022	49		14,0	5385,0	7023	0,13	7,7	2,5	0,15	0,57	3,9	0,010	0,005	0,01
	05.09.2022	28		7,0	4818,0	6257	0,10	48,5	2,1	0,10	2,10	2,5	0,020	0,010	0,20
	Avg ± StDev	50 ± 14		7,2 ± 4,5	5703 ± 634	6880 ± 370	0,13 ± 0,04	14,8 ± 19,6	1,8 ± 0,6	0,26 ± 0,22	0,99 ± 0,64	3,5 ± 0,7	0,016 ± 0,004	0,034 ± 0,039	0,06 ± 0,08
NRV	19.10.2020	20	1585	3,6	918	10480	1,30	5,2	1,6	0,29	0,10	1,5	0,020	0,02	0,06
	22.02.2021	9	1497	2,0	952	8381	0,09	6,0	0,7	0,39	0,48	0,8	0,010	0,01	0,03
	31.05.2021	13				8300		5,6	0,6						
	30.08.2021	50		6,6	1205	10111	0,02	3,1	1,1	0,43	0,55	0,5	0,005	0,02	0,02
	Avg ± StDev	23 ± 16	1541 ± 44	4,1 ± 1,9	1025 ± 128	9318 ± 987	0,47 ± 0,59	5,0 ± 1,1	1,0 ± 0,4	0,37 ± 0,06	0,38 ± 0,20	0,9 ± 0,4	0,012 ± 0,006	0,017 ± 0,005	0,04 ± 0,02
NYOS	12.04.2021	101	1580	4,1	558	8383	0,03	1,2	1,0	0,19	0,8	3,2	0,013	0,02	0,06
	23.08.2021	57	1661	4,4	546	9002	0,03	2,2	1,4	0,36	1,7	4,8	0,012	0,02	0,15
	29.11.2021	65	1532	1,3	619	8484	0,04	3,7	1,2	0,32	1,1	3,3	0,010	0,02	0,08
	25.04.2022	Feil prøvepunkt													
	Avg ± StDev	74 ± 19	1591 ± 53	3,3 ± 1,4	574 ± 32	8623 ± 271	0,03 ± 0,00	2,4 ± 1,0	1,2 ± 0,2	0,29 ± 0,07	1,20 ± 0,37	3,8 ± 0,7	0,012 ± 0,001	0,020 ± 0,000	0,10 ± 0,04
VAN	11.05.2021	56	2059	1,6	1488	7534	0,05	4,9	1,3	0,74	0,7	2,5	0,015	0,020	0,03
	14.09.2021	43	1979	4,0	1673	10038	0,06	71	3,2	0,91	0,9	12,0	0,015	0,020	0,11
	07.12.2021	150		2,1	1948	7560	0,10	1,3	1,4	0,83	1,5	24,0	0,020	0,100	0,64
	29.03.2022	95	1723	2,0	1752	6840	0,10	15	2,1	1,10	1,0	11,0	0,010	0,020	0,24
	Avg ± StDev	86 ± 42	1920 ± 143	2,4 ± 0,9	1715 ± 165	7993 ± 1215	0,08 ± 0,02	23,1 ± 28,1	2,0 ± 0,8	0,90 ± 0,13	1,04 ± 0,28	12,4 ± 7,7	0,015 ± 0,004	0,04 ± 0,04	0,26 ± 0,23
CAR	18.10.2021	13				8568		6,4	1,2						
	31.01.2022	8				9519		2,8	1,1						
	17.05.2022	8				8373		1,3	1,3						
	22.08.2022	14				7491		2,4	4,4						
	Avg ± StDev	11 ± 3				8488 ± 721		3,2 ± 1,9	2,0 ± 1,4						
IVAR BIO-F	25.05.2021	26				17393		0,1	4						
	27.09.2021	43				20126		0,2	12						
	10.01.2022	47				20764		0,1	13						
	04.04.2022	44				22319		0,1	9						
	Avg ± StDev	40 ± 8				20151 ± 1781		0,1 ± 0,0	9,5 ± 3,6						
ESP ALK-F	20.09.2021	29				26528		7,1	39						
	25.01.2022	31				20342		1,6	15						
	25.04.2022	23				18519		3,1	18						
	27.06.2022	31				22415		2,6	13						
	Avg ± StDev	29 ± 3				21951 ± 2980		3,6 ± 2,1	21 ± 10						
AVG-Alle		41	1236	3,7	2427	14103	0,13	7	11	0,63	0,8	3,9	0,020	0,02	0,09
StDev		28	610	2,7	2227	6192	0,22	13	19	0,37	0,5	4,7	0,026	0,02	0,13
Min		8	375	1,3	132	6257	0,02	0	1	0,10	0,1	0,5	0,002	0,00	0,00
Max		150	2167	14,0	6861	26712	1,30	71	101	1,50	2,1	24,0	0,149	0,10	0,64
N		42	23	29	29	42	29	42	42	29	29	29	29	29	29

Tabell 5.6. Mikrobiologisk kvalitet på filterutløpsvann i sesongmessige prøverunder (1-M: Én-medium sandfilter; 2-M: To-mediafilter; 3-M: Tre-media filter; ddPCR = ddPCRBakterier).

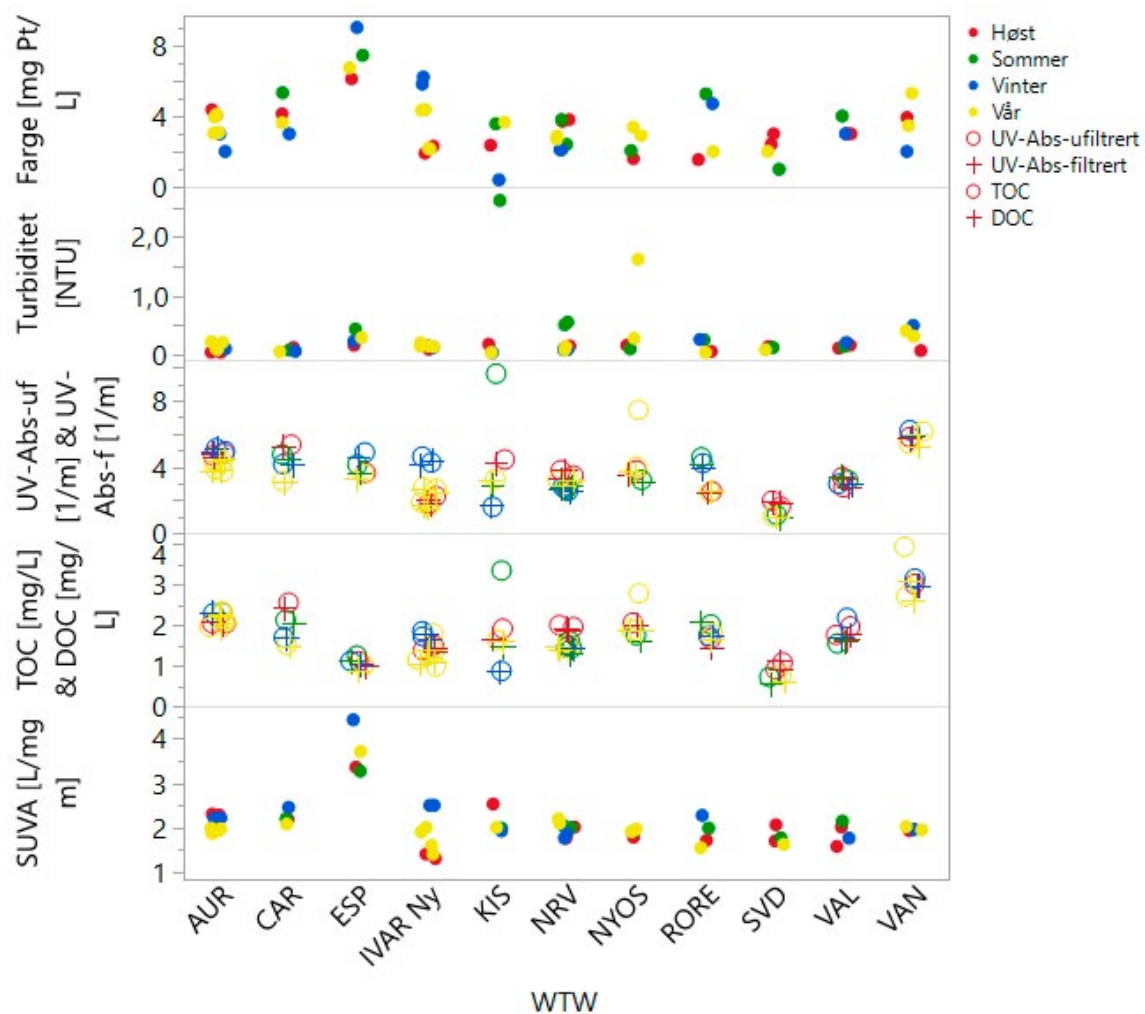
VBA	Prøvedato	ATP-Tot pg/mL	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	HNA (TCC) #/mL	ICC #/mL	HNA (ICC) #/mL	ICC %	ddPCR #/mL	PMMOV/L
SVD 3-M	14.10.2019	0,7	0,5	151300	73900	28170	12700	19	1795	
	02.03.2020	0,8	0,3	61820	37500	33850	20800	55	433	
	15.06.2020	0,7	0,4	46450	25400	21050	11700	45	789	
	14.09.2020	0,8	0,7	153400	75100	75770	41400	49	8087	
	Avg±StDev	0,7±0,1	0,5±0,2	103243±49413	52975±21950	39710±21307	21650±11936	42±14	2776±3107	
VAL 3-M	25.11.2020	0,9	0,6	127500	59400	49120	11000	39	2475	
	24.02.2020	0,8	0,4	116200	74800	56730	32800	49	8967	
	08.06.2020	0,9	0,8	150700	85700	72470	43100	48	28700	
	07.09.2020	0,7	0,1	109800	66700	56380	30200	51	5933	
	Avg±StDev	0,8±0,1	0,5±0,3	126050±15579	71650±9771	58675±8524	29275±11602	47±5	11519±10182	
RORE 3-M	07.12.2020	1,3	0,6	209317	129067	133050	90183	64	33867	0
	15.03.2021	0,9	0,6	107592	58892	63867	44367	59	38000	
	28.06.2021	0,9	0,5	217167	139333	40133	25817	18	224967	25
	25.10.2021	0,9	0,7	115000	66167	62667	39117	54	21807	20
	Avg±StDev	1,0±0,2	0,6±0,1	162269±51116	98365±36111	74929±34862	49871±24237	49±18	79660±84104	15±11
KIS 2-M	23.11.2021	1,6	1,3	167700	96600	ND	ND		27533	
	15.02.2022	0,9	0,9	85550	41900	53580	30000	63	28680	
	02.05.2022	2,2	0,7	150500	88300	ND	ND		53067	
	16.08.2022	Forurenset prøvestuss		112100	60100	70580	41400	63	552867	
	Avg±StDev	1,5±0,5	1,0±0,2	128962±32146	71725±21898	62080±8500	35700±5700	63±0	165537±223857	
AUR 2-M AVG: 2 linjer	13.12.2021	5,7	4,5	319750	203000	162750	70350	51	105633	
	14.03.2022	2,0	1,2	238250	140500	103050	44100	43	49167	
	30.05.2022	3,0	2,3	303500	148000	30335	9960	10	41267	
	05.09.2022	5,9	4,9	379050	304500	119100	33900	31	27333	
	Avg±StDev	4,2±1,7	3,2±1,5	310138±50133	199000±65516	103809±47715	39578±21661	34±15	55850±29786	
NRV 2-M	19.10.2020	17,0	14,6	579500	389000	330200	226000	57	37400	60
	22.02.2021	2,0	1,4	141200	89100	97980	61800	69	7820	0
	31.05.2021	10,3	7,4	257000	172000	46730	37200	18	231878	0
	30.08.2021	7,7	6,6	470700	357000	59370	29200	13	95823	0
	Avg±StDev	9,3±5,4	7,5±4,7	362100±172409	251775±125230	133570±115083	88550±80261	39±24	93230±86084	15±25
NYOS 2-M	12.04.2021	4,1	3,5	351 200	207 900	226 100	144 000	64	107267	
	23.08.2021	2,2	1,8	233 300	176 800	88 170	13 670	38	49000	245
	29.11.2021	5,3	3,0	394 700	274 300	49 330	18 000	12	151200	0
	25.04.2022	Feilprøve		318 000	236 500	111 800	24 000	35	125200	
	Avg±StDev	3,9±1,3	2,8±0,7	324300±59162	223875±35963	118850±65815	49918±54442	37±18	108167±37562	123±123
VAN 2-M	11.05.2021	2,3	0,6	124000	95900	36150	25900	29	36251	
	14.09.2021	3,6	2,7						25733	
	07.12.2021	0,9	0,7	374800	270000	97630	29300	26	52067	0
	29.03.2022	9,0	1,2	297000	233000	125500	12000	42	45467	
	Avg±StDev	3,9±3,1	1,3±0,8	265267±104819	199633±74890	86427±37327	22400±7484	32±7	39879±9912	0±0
CAR 1-M	18.10.2021	16,8	6,0						106800	20
	31.01.2022	4,0	1,8	286000	226000	181200	114000	63	31333	0
	17.05.2022	7,9	2,6	1254000	565000	82500	48400	7	96200	
	22.08.2022	8,3	6,9	639000	392000	188200	109000	29	164533	
	Avg±StDev	9,3±4,7	4,3±2,2	726333±399980	394333±138406	150633±48262	90467±29816	33±23	99717±47276	10±10
IVAR-Ny Ut Biofilter	25.05.2021	8,6	7,9	269500	62000	ND	ND		52869	0
	27.09.2021	10,7	9,5	465800	124000	ND	ND		54800	
	10.01.2022	4,7	3,5	401700	101000	ND	ND		26700	
	04.04.2022	4,1	3,6	501800	114000	59000	31100	12	57400	
	Avg±StDev	7,0±2,7	6,1±2,6	409700±88529	100250±23541	59000±0	31100±0	12±0	47942±12369	0±0
ESP Ut Alk-Filter	20.09.2021	10,1	8,5	517800	198000	48030	21200	9	136200	
	25.01.2022	10,6	6,9	529500	263000	220000	134000	42	135867	
	25.04.2022	13,4	7,4	375500	202000	79000	42800	21	295667	
	27.06.2022	7,9	2,8	544300	259000	51000	26800	9	181133	
	Avg±StDev	10,5±2,0	6,4±2,2	491775±67785	230500±30566	99508±70608	56200±45612	20±13	187217±65265	
AVG-Alle		4,8	3,2	301165	166247	92177	48142	38	81045	28
StDev		4,5	3,2	216134	115081	65356	44564	19	98988	65
Min		0,7	0,1	46450	25400	21050	9960	7	433	0
Max		17,0	14,6	1254000	565000	330200	226000	69	552867	245
N		42	42	42	42	37	37	37	44	13

5.1.4. Sesongmessig kvalitetsvariasjon i filterutløpsvann

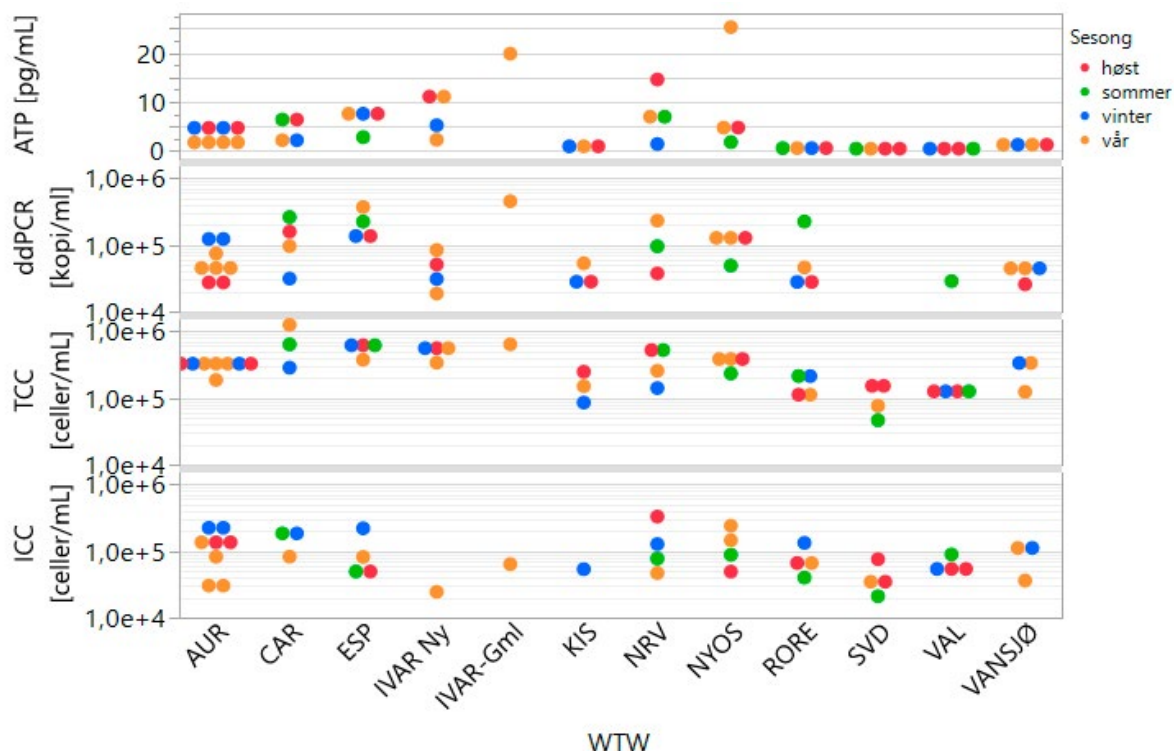
På tilsvarende måte som for råvannskvaliteten, viser Figur 5.3 plott av verdiene for farge, turbiditet, UV-abs, TOC og DOC samt SUVA i de sesongmessige prøvene av filterutløpsvann som ble tatt høst, sommer, vinter og vår.

På tilsvarende måte viser Figur 5.4 plott av de mikrobiologiske analyseverdiene for ATP, ddPCR-bact, TCC og ICC i prøver av filterutløpsvann tatt høst, sommer, vinter og vår.

For filterutløpsvann synes det i liten grad å være noen systematisk sesongmessig overrepresentasjon av høye verdier for noen parametere. Siden høye verdier i råvannet i liten grad kan gjenfinnes i filterutløpsvannet, kan dette indikere at vannverkene er gode til å tilpasse vannbehandlingen til den rådende råvannskvaliteten.



Figur 5.3. Sesongplott av fysisk/kjemiske kvalitetsparametre for prøver av filterutløpsvann (høst, sommer, vinter, vår).



Figur 5.4. Sesongplott av mikrobiologiske parametre i filterutløpsvann høst, sommer, vinter, vår (ddPCR=ddPCRBakterier).

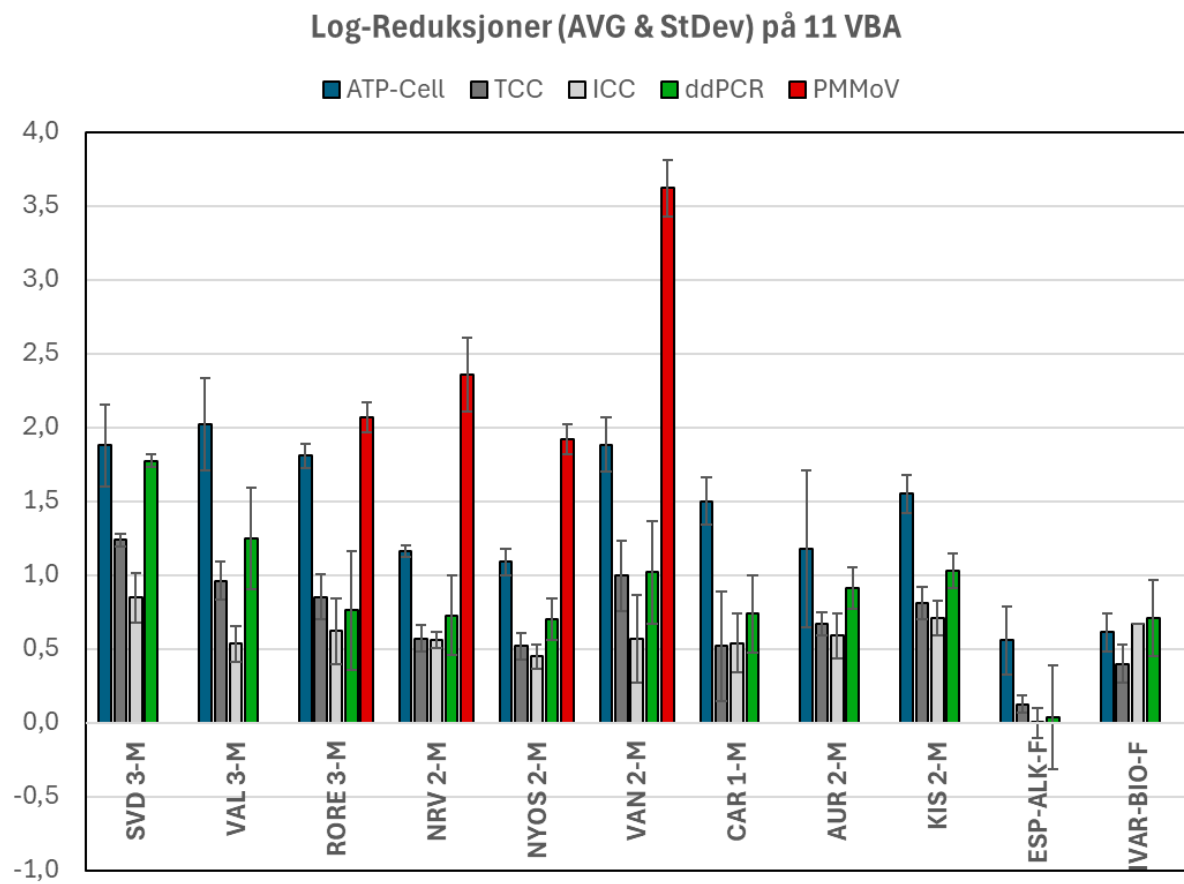
5.1.5. Barriereeffektivitet – Log-reduksjoner

Basert på sesongprøvene fra de deltagende vannverk viser Figur 5.5 middelverdier og standardavvik for oppnådde log-reduksjoner av cellulær ATP, TCC, ICC, ddPCR og PMMoV.

Tabell 5.7 angir i tillegg minimums- og maksimumsverdier for log-reduksjoner fra råvann til filterutløpsvann for alle de anvendte mikrobiologiske analyseparameterne. For beregning av log-reduksjoner for virus (PMMoV) har man erstattet verdier på null i filterutløpsvann i Tabell 5.6 med deteksjonsgrensen for analysemetoden (28/10 L, dvs. 2.8/L). Dette innebærer at de angitte log-reduksjoner for PMMoV i disse tilfellene er å betrakte som minimumsverdier.

Figur 5.5 og Tabell 5.7 viser at høyest barriereeffekt oppnås for paprikavirus (PMMoV), med midlere log-reduksjoner i området 1.9-3.6 for de fire vannverkene der råvannet hadde målbare konsentrasjonsnivåer og der dette viruset ble analysert. Spennvidden i alle resultatene for log-reduksjon av PMMoV (Min-Maks) er 1.8-3.8.

For de andre mikrobiologiske analyseparameterne gir Cellulær ATP de høyeste verdiene for midlere log-reduksjon, etterfulgt av ddPCR, TCC og ICC. Midlere log-reduksjoner for koaguleringsanleggene ligger i områdene 1.1-2.0 for Cellulær ATP, 0.5-1.2 for TCC, 0.4-1.2 for HNA-TCC, 0.5-0.9 for ICC, 0.3-0.8 for HNA-ICC, og 0.7-1.8 for ddPCR.



Figur 5.5. Log-reduksjoner av ATP-Cell, TCC, ICC, ddPCR (bakterier) og PMMoV (AVG og StDev for fire sesongmessige prøveuttak)

Tabell 5.7. Oppnådde log-reduksjoner (gjennomsnitt, standardavvik, min- og maksverdier; ddPCR = ddPCRBakterier)

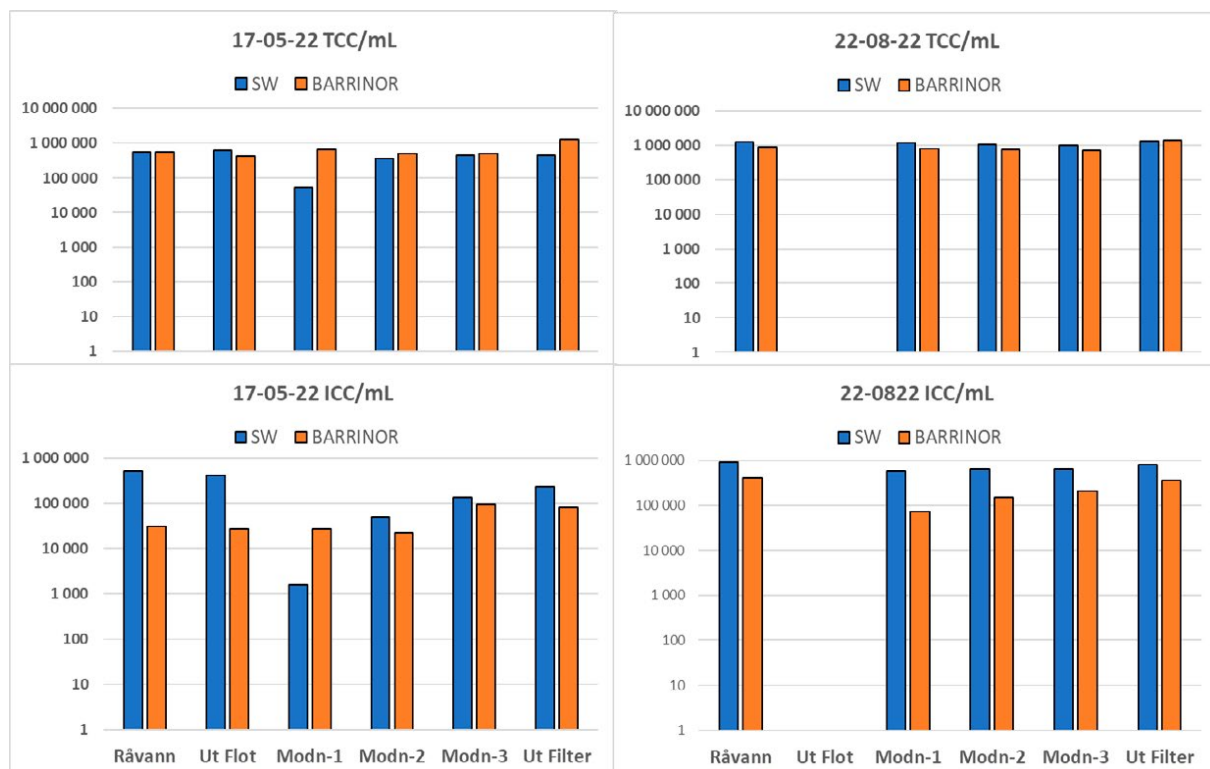
Vannverk		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	PMMOV
SVD 3-M	AVG	1,88	1,24	1,23	0,85	0,70	1,77	
	StDev	0,28	0,04	0,04	0,17	0,37	0,04	
	Min-Max	1,5-2,2	1,2-1,3	1,2-1,3	0,7-1,1	0,1-1,1	1,7-1,8	
VAL 3-M	AVG	2,02	0,96	0,93	0,54	0,69	1,25	
	StDev	0,31	0,13	0,16	0,12	0,13	0,34	
	Min-Max	1,8-2,6	0,9-1,2	0,8-1,2	0,4-0,7	0,5-0,9	0,7-1,7	
RORE 3-M	AVG	1,81	0,85	0,78	0,62	0,33	0,76	2,07
	StDev	0,08	0,15	0,19	0,22	0,43	0,40	0,10
	Min-Max	1,7-1,9	0,7-1,1	0,6-1,1	0,4-1,0	0-1,1	0,1-1,1	2,1-2,1
NRV 2-M	AVG	1,16	0,57	0,48	0,56	0,36	0,73	2,36
	StDev	0,04	0,09	0,12	0,05	0,15	0,27	0,25
	Min-Max	1,1-1,2	0,5-0,7	0,4-0,7	0,5-0,6	0,2-0,6	0,3-1,1	2,1-2,8
NYOS 2-M	AVG	1,09	0,52	0,35	0,45	0,46	0,70	1,92
	StDev	0,09	0,09	0,11	0,08	0,07	0,14	0,10
	Min-Max	1,0-1,2	0,4-0,7	0,2-0,5	0,3-0,6	0,4-0,6	0,5-0,9	1,8-2,0
VAN 2-M	AVG	1,88	1,00	0,81	0,57	0,72	1,02	3,62
	StDev	0,18	0,24	0,22	0,30	0,16	0,35	0,19
	Min-Max	1,6-2,2	0,7-1,3	0,5-1,1	0,5-0,9	0,5-0,9	0,5-1,4	3,4-3,8
CAR 1-M	AVG	1,50	0,52	0,46	0,54	0,50	0,74	
	StDev	0,16	0,37	0,32	0,20	0,14	0,26	
	Min-Max	1,3-1,7	0,2-0,9	0,1-0,8	0,3-0,7	0,4-0,6	0,5-1,2	
AUR1 2-M	AVG	1,16	0,69	0,62	0,60	0,73	0,92	
	StDev	0,56	0,09	0,10	0,18	0,14	0,15	
	Min-Max	0,4-2,0	0,6-0,8	0,5-0,8	0,4-0,9	0,5-0,9	0,7-1,1	
AUR2 2-M	AVG	1,20	0,65	0,59	0,58	0,73	0,89	
	StDev	0,49	0,07	0,12	0,11	0,07	0,13	
	Min-Max	0,5-1,9	0,6-0,7	0,4-0,7	0,4-0,7	0,6-0,8	0,7-1,1	
KIS2-M	AVG	1,55	0,81	0,85	0,71	0,83	1,03	
	StDev	0,13	0,11	0,16	0,12		0,12	
	Min-Max	1,4-1,7	0,7-1,0	0,7-1,1	0,6-0,8	0,8-0,8	0,9-1,1	
ESP-ALK-F	AVG	0,56	0,13	0,22	0,00	0,05	0,04	
	StDev	0,23	0,06	0,10	0,10	0,10	0,35	
	Min-Max	0,3-0,9	0,0-0,2	0,1-0,3	0-0,1	0-0,2	0-0,3	
IVAR-BIO-F	AVG	0,61	0,40	0,68	0,67	0,66	0,71	
	StDev	0,13	0,13	0,08	0,00	0,00	0,26	
	Min-Max	0,5-0,8	0,2-0,5	0,6-0,8	0,7	0,7	0,4-1,1	

Den lange transporttiden fra anlegget i Skottland (CAR) og den lange tiden mellom prøvetaking og analyse kan ha påvirket FCM-resultatene fra dette anlegget. I den sammenheng viser Tabell 5.8 og Figur 5.6 resultatene fra FCM-analyser foretatt av Scottish Water (SW) og av NIVA (BARRiNOR) (TCC og ICC) på parallelt uttatte vannprøver.

Det fremgår av resultatene at mens TCC-tallene er godt sammenlignbare, så er ICC-tallene svært forskjellige. Dette kan tyde på at tiden mellom prøvetaking og analyse har stor betydning for ICC-tallene, og at konsentrasjonen av ICC raskt avtar med økende (transport)tid, spesielt når transporttiden overskrider 2 døgn så kjøleelementene tiner og temperaturene i prøvene stiger.

Tabell 5.8. Resultater fra FCM-analyser (TCC og ICC) av parallelle vannprøver fra Carron Valley (CAR), analysert av Scottish Water (SW) og NIVA (BARRINOR). Prøver tatt 17.05.22 ankom NIVAs lab etter 2 dager før de ble konserverert og nedfrosset før analyse. Prøver tatt 22.08.22 ankom lab etter 2 døgn og ble analysert samme dag.

Prøve	Dato	Parameter	FCM - SW	FCM - BARRINOR
Råvann	17.05.22	ICC/ml	510 800	30 830
Ut Flot	17.05.22	ICC/ml	412 000	27 000
Modn-1	17.05.22	ICC/ml	1 600	27 330
Modn-2	17.05.22	ICC/ml	49 600	22 330
Modn-3	17.05.22	ICC/ml	132 800	96 520
Ut Filter	17.05.22	ICC/ml	230 400	82 500
Råvann	17.05.22	TCC/mL	543 200	555 200
Ut Flot	17.05.22	TCC/mL	622 800	434 800
Modn-1	17.05.22	TCC/mL	54 400	663 800
Modn-2	17.05.22	TCC/mL	357 200	502 200
Modn-3	17.05.22	TCC/mL	448 000	502 200
Ut Filter	17.05.22	TCC/mL	440 400	1 254 000
Råvann	22.08.22	ICC/mL	888 000	410 300
Ut Flot	22.08.22	ICC/mL	-	-
Modn-1	22.08.22	ICC/mL	580 000	73 500
Modn-2	22.08.22	ICC/mL	646 400	146 800
Modn-3	22.08.22	ICC/mL	660 000	204 000
Ut Filter	22.08.22	ICC/mL	795 200	362 700
Råvann	22.08.22	TCC/mL	1 202 400	892 300
Ut Flot	22.08.22	TCC/mL	-	-
Modn-1	22.08.22	TCC/mL	1 174 000	804 800
Modn-2	22.08.22	TCC/mL	1 027 600	734 300
Modn-3	22.08.22	TCC/mL	997 200	690 500
Ut Filter	22.08.22	TCC/mL	1 287 600	1 374 000
AVG	ICC/ml		446 073	134 892
StDev			290 106	130 509
Min			1 600	22 330
Max			888 000	410 300
AVG	TCC/mL		741 345	764 373
StDev			392 539	291 656
Min			54 400	434 800
Max			1 287 600	1 374 000



Figur 5.6. Resultater fra FCM-analyser (TCC og ICC) utført av Scottish Water (SW) og NIVA (BARRiNOR) på parallelle vannprøver fra Carron Valley WTW (CAR).

En rapport fra International Water Association (IWA), basert på omfattende litteraturstudier, angir rapporterte variasjonsområder for log-reduksjon av virus, bakterier, bakteriesporer, og protozoer (*Cryptosporidium* og *Giardia*) i konvensjonelle filteranlegg og i direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg som vist i Tabell 5.9.

Rapporten angir at prosessdesignet (type flokkulering, type separasjon (sedimentering, flotasjon, etc), type filter (1-M; 2-M, etc) har liten effekt på log-reduksjonene, mens driftsforholdene har stor effekt.

Tabell 5.9. Variasjonsområder for log-reduksjon av ulike typer mikroorganismer rapportert i litteraturen³⁰⁾

Vannbehandlingsprosess	Virus	Bakterier	Bakteriesporer	Crypto	Giardia
Konvensjonell Filtrering (RGFcoag)	0.2-2.5	0.4-1.5	0.5-2.9	0.0-2.3	0.3-4.1
Direkte/kontaktfiltrering (RGFcoag)	0.1-1.5	0.8-2.1	1.5-3.9	0.1-5.4	0.8-4.7

I forhold til litteraturverdiene angitt i Tabell 5.9 viser de kartlagte nivåer for barriereeffektivitet (log-reduksjoner) i BARRiNOR-prosjektet en relativt høy log-reduksjon for virus (PMMoV), mens verdiene for bakterier stort sett er innenfor de variasjonsområdene for log-kreditt som er rapportert i litteraturen.

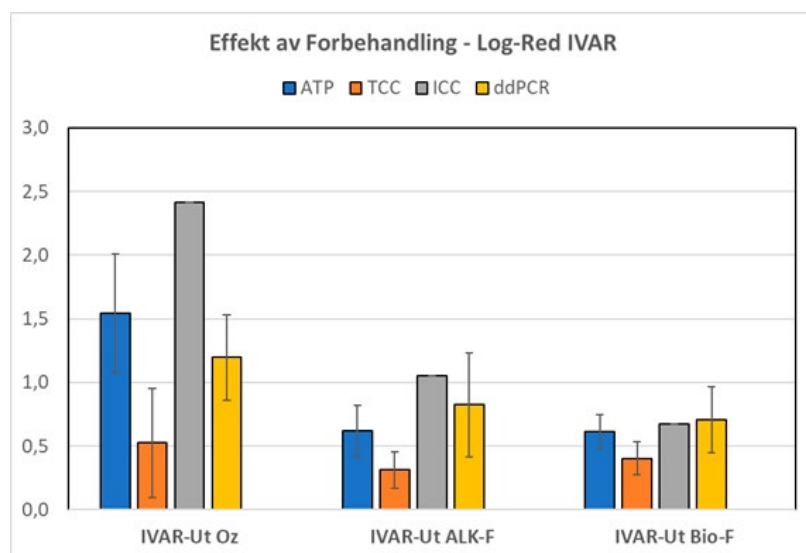
For anlegget med alkalisk filtrering (ESP) var de kartlagte log-reduksjonene betydelig lavere enn i koaguleringsanleggene for alle de mikrobiologiske analyseparametere. For anlegget med ozon, alkalisk filtrering og biofiltrering (IVAR) var log-reduksjonene mer på nivå med det som ble oppnådd i koaguleringsanleggene, med unntak av cellulær ATP der verdien var lavere ved IVAR. Det er imidlertid ozoneringstrinnet som står for mye av log-reduksjonene ved IVAR, mens log-reduksjonene avtar etter alkalisk filtrering og biofiltrering, noe som skyldes ny biologisk vekst og konkur-

³⁰⁾ Hijnen, A.M. and Medema, G. 2010. Elimination of micro-organisms by water treatment processes. KWR/IWA Publishing, London, UK. ISBN 9781843393733

ranse mellom mikroorganismer etter at ozoneringstrinnet har desinfisert bort de fleste mikroorganismer. Dette innebærer betydelige endringer i bakteriesamfunnet fordi ozoneringen i tillegg til å fjerne (desinfisere) de fleste mikroorganismer i råvannet, har økt det mikrobiologiske vekstpotensialet ved å oksidere/gjøre noe av det organiske stoffet mer biologisk nedbrytbart. I tillegg vil ozoneringen bryte komplekser mellom organisk stoff (NOM) og metaller som eksempelvis Fe, noe som vil lette utfellingen av adsorberende jernhydroksid i etterfølgende filtre. Tallene i Figur 5.7 viser nettoeffekten av flere mekanismer i filteret: 1) biologisk vekst, 2) adsorpsjon/tilbakeholdelse av mikroorganismer i filtersengen, og 3) løsrivelse av tidligere avsatte mikroorganismer fra belegg i filteret. Det er ikke mulig å skille mellom disse mekanismene med de analysemetodene vi har brukt.

Log-reduksjoner i det alkaliske og det biologiske filteret kan skyldes fjerning av mikroorganismer via adsorpsjon til metalliske avsetninger (Fe, Al, Mn, etc). Eksempelvis avtar det midlere Fe-innholdet over det alkaliske filteret fra 26 til 16 mg Fe/m³, og videre over biofilteret fra 16 til 10 g Fe/m³. Spyleslammet fra de to filterne inneholder 56 og 40 g Fe/kg tørrstoff (TS). På Espeland avtar Fe-konsentrasjonen fra 44 til 27 g Fe/m³ over det alkaliske filteret, mens spyleslammet inneholder 78 g Fe/kg TS. Spyleslammet fra alle filtre inneholder betydelige mengder mikroorganismer målt som ATP, TCC, ICC og ddPCR-Bakt. De høyeste verdiene finner man i spyleslammet fra biofilteret ved IVAR, noe som kan skyldes biologisk vekst og biofilmdannelse i dette filtertrinnet.

I tillegg til adsorpsjon er det også sannsynlig at bakteriesamfunnet i alkalisk filter metaboliserer enkle organiske forbindelser (som dannes i ozoneringen), jern og mangan, mens det i biofilteret i tillegg er et stabilt bakteriesamfunn som hindrer oppvekst av opportunist (som mange patogener). Mikrobene metaboliserer karbonforbindelser, og nedstrøms ozoneringstrinnet skjer det derfor en biologisk vekst med dreining mot andre bakterietyper. Dette er forenlig med resultater fra sekvenseringsanalyser av filtermasse fra alkalisk filter og biofilter gjennom en filtersyklus hos IVAR i OPTIFILMS-prosjektet. Resultatene fra spiking-forsøket som ble gjennomført i piloten ved IVAR i BARRINOR viser imidlertid gode log-reduksjoner for *E. coli* (1.82) og *Enterococcus faecium* (2.06) over filterene (Kap. 25), noe som trolig kan forklares med at enkeltbakteriene som ble spiket inn ble utkonkurrert av bakteriesamfunnet i filterene. Dette resultatet gjenspeiles ikke i tallmaterialet for totalbakterie-analysene, fordi totalantall bakterier overskygger enkeltbakterier da disse er så få i sammenligning med dominerende bakteriegrupper.

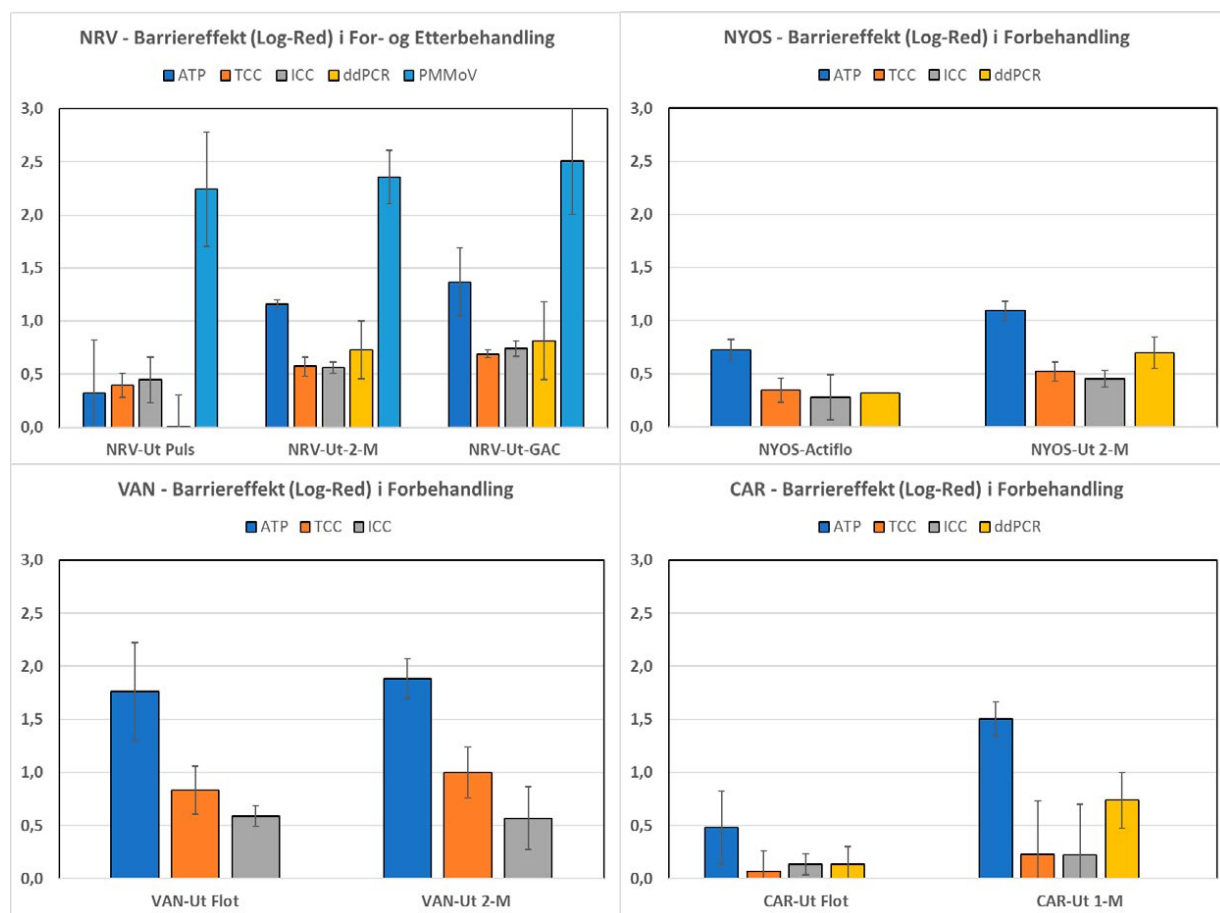


Figur 5.7. Log-reduksjoner av Cellulær ATP, TCC, ICC og ddPCR etter ozonering, alkalisk filtrering (ALK-F) og biofiltrering (Bio-F) ved IVARs OBF-anlegg. Alle log-reduksjoner er beregnet ut fra råvannskvaliteten.

5.1.6. Koaguleringsanlegg - Effekter av for- og etterbehandling

Noen av filtertrinnene på koaguleringsanleggene har for- og/eller etterbehandlingsprosesser. Dette gjelder NRV (Pulsator, GAC-filter), NYOS (Actiflo), VAN (flotasjon), og CAR (flotasjon). Effektene av slik for- og etterbehandling på log-reduksjonene er vist i Figur 5.8.

En forbehandling i form av pulsator (NRV) synes å gi effektiv fjerning av PMMoV. Videre synes Actiflo-trinnet på NYOS, og flotasjonstrinnet (VAN og CAR) å bidra med en betydelig log-reduksjon av ATP, spesielt på VAN. Dette kan skyldes at flotasjon er kjent som en effektiv metode for å fjerne alger (VAN og CAR), mens virus i stor grad er partikkelbundet og fjernes sammen med partiklene (NRV). Virus (PMMoV) ble ikke analysert etter flotasjonstrinnet ved VAN og CAR, så det er vanskelig å si hvordan flotasjonen påvirket virusfjerningen. De er imidlertid sannsynlig at flotasjonen bidro med betydelig log-reduksjon også for virus.



Figur 5.8. Effekter av for- og etterbehandling på barriereeffekt (log-red) ved NRV, NYOS, VAN og CAR. Alle log-reduksjoner er beregnet ut fra råvannskvaliteten.

5.1.7. Driftsforhold

Som beskrevet i litteraturen, har driftsforholdene i vannbehandlingsanlegget stor betydning for barriereeffektivitet og oppnådde log-reduksjoner³¹⁾.

For å kunne vurdere de oppnådde nivåer for vannkvalitet og log-reduksjoner og relatere disse til driften av vannbehandlingsanleggene, må man kjenne driftsforholdene som rådet under prøvetakingsperiodene. I koblingen mellom driftsforhold og oppnådd vannkvalitet og log-reduksjoner ligger det også informasjon om egnede/uegnede barriereindikatorparametere og parameterverdier som kan anvendes i den daglige driften.

Tabell 5.10 viser sentrale driftsdata og Tabell 5.11 supplerende driftsdata fra koaguleringsanleggene under de sesongmessige prøverundene ved vannbehandlingsanleggene.

³¹⁾ Hijnen, A.M. and Medema, G. 2010. Elimination of micro-organisms by water treatment processes. KWR/IWA Publishing, London, UK. ISBN 9781843393733

Tabell 5.10. Data for driftsforhold under de sesongmessige prøverundene på koaguleringsanleggene.

Prosess	VBA	Prøvedato	Forbehandling før filter	Driftsbetingelser															Koag- pH	Polymer- dose -mg/L	Filterings- hastighet - m/t tid - minutter	Modnings- tid - minutter	Filtersyklus- lengde - timer
				Spesifikk koagulantdose (mg/L)																			
				Al	Fe	µmol/L	µmol/mg Pt	µmol/NTU	µmol/UV-A-f	µmol/UV-A-f	µmol/DOC	µmol/TOC	µmol/DOC	µmol/pg ATP-Cell	µmol/pg ATP-Cell	µmol/pg ATP-Cell	µmol/pg ATP-Cell	µmol/pg ATP-Cell					
Kontaktfiltrering-Fe	SVD 3-M	14.10.2019	Fe-Koag	4,2	75	2,3	97	4,2	4,7	4,1	20	21	1131	4,0	3,8	39	38	38	4,0	3,8	39	38	38
		02.03.2020		2,0	36	2,0	65	3,7	4,1	16	19	803	4,6	2,9	45	86	86	4,6	2,9	45	86	86	
		15.06.2020		2,3	40	3,4	67	5,4	5,6	24	25	3029	4,4	3,3	3029	4,4	3,3	3029	4,4	3,3	3029	4,4	3,3
		14.09.2020		3,6	64	2,5	16	4,1	5,1	9	11	1817	4,3	2,9	50	38	38	4,3	2,9	50	38	38	
Kontaktfiltrering-Fe	VAL 3-M	25.11.2020	Fe-Koag	6,9	124	3,2	252	5,0	5,1	21	21	2992	4,0	2,8	44	20	20	4,0	2,8	44	44	20	
		24.02.2020		6,7	120	2,8	188	4,6	4,7	18	19	3986	4,0	2,5	44	24	24	4,0	2,5	44	44	24	
		08.06.2020		6,9	124	2,9	273	4,8	4,9	21	21	2404	4,0	2,5	45	24	24	4,0	2,5	45	45	24	
		07.09.2020		6,7	120	3,0	297	5,4	5,2	22	23	3296	4,0	2,7	45	24	24	4,0	2,7	45	45	24	
Kontaktfiltrering-Fe	RORE 3-M	07.12.2020	Fe-Koag	3,5	63	1,8	139	3,1	3,3	13	13	1886	4,7	3,2	60	27	27	4,7	3,2	60	60	27	
		15.03.2021		3,5	63	1,6	113	2,8	2,9	12	12	1731	4,7	4,1	60	20	20	4,7	4,1	60	60	20	
		28.06.2021		3,5	63	1,8	52	2,9	3,2	12	13	1411	4,7	4,1	60	26	26	4,7	4,1	60	60	26	
		25.10.2021		3,5	63	2,0	55	3,0	3,3	12	13	1679	4,7	2,7	60	26	26	4,7	2,7	60	60	26	
Diffilt-Al	KIS 2-M	23.11.2021	Al-Koag	2,6	96	2,3	211	4,6	4,9	19	20	3319	7,5	3,7	15	16	16	7,5	3,7	15	15	16	
		15.02.2022		2,5	93	3,0	281	5,4	5,7	22	23	2290	7,5	3,7	15	16	16	7,5	3,7	15	15	16	
		02.05.2022		2,4	89	3,1	221	5,3	5,7	24	25	2979	7,6	4,0	15	16	16	7,6	4,0	15	15	16	
		16.08.2022		2,5	93	3,3	284	6,0	6,3	26	27	5975	7,7	4,5	15	16	16	7,7	4,5	15	15	16	
Diffilt-Al	AUR 2-M	13.12.2021	Al-Koag+Flokk	3,7	135	2,6	230	4,0	4,3	16	17	1669	6,0	4,1	52	16	16	6,0	4,1	52	52	16	
		14.03.2022		3,7	135	3,0	269	4,3	4,5	19	19	1400	5,9	7,9	36	12	12	5,9	7,9	36	36	12	
		30.05.2022		3,4	127	2,7	308	4,3	4,5	17	17	4203	5,9	0,12	52	16	16	5,9	0,12	52	52	16	
		05.09.2022		2,9	107	2,2	258	4,2	4,5	19	20	8173	6,0	0,08	52	15	15	6,0	0,08	52	52	15	
Pulsator-Al	NRV 2-M	19.10.2020	Al-Koag+Pulsator	2,8	103	3,1	18	5,1	5,8	13	21	549	7,4	0,09	45	81	81	7,4	0,09	45	45	81	
		22.02.2021		2,3	83	3,8	81	6,3	6,8	24	27	3666	7,3	3,6	45	61	61	7,3	3,6	45	45	61	
		31.05.2021		2,3	87	3,0	46	5,1	5,5	23	23	846	7,1	0,09	45	52	52	7,1	0,09	45	45	52	
		30.08.2021		2,0	73	4,2	69	6,3	6,8	23	26	708	7,4	0,09	45	92	92	7,4	0,09	45	45	92	
Actiflo-Al	NYOS 2-M	12.04.2021	Al-Koag+Actiflo	2,2	82	2,5	129	3,9	4,1	15	16	2486	6,2	0,11	20	12	12	6,2	0,11	20	20	12	
		23.08.2021		2,2	82	2,8	151	4,3	4,4	17	18	3513	6,3	0,16	20	16	16	6,3	0,16	20	20	16	
		29.11.2021		2,0	74	3,1	122	4,3	4,5	15	15	1584	6,3	0,33	20	42	42	6,3	0,33	20	20	42	
		25.04.2022		1,9	70	2,8	56	4,2	4,4	16	16	1778	6,4	0,21	20	21	21	6,4	0,21	20	20	21	
Flot-Al	VAN 2-M	11.05.2021	Al-Koag+Flokk+Flot	3,5	130	1,8	116	2,8	3,4	13	15	1515	6,0	0,13	40	43	43	6,0	0,13	40	40	43	
		14.09.2021		3,8	141	2,2	161	3,3	4,0	16	18	1231	6,0	0,11	50	43	43	6,0	0,11	50	50	43	
		07.12.2021		3,5	130	2,2	15,3	3,1	3,7	13	14	2642	6,0	0,11	40	43	43	6,0	0,11	40	40	43	
		29.03.2022		3,7	137	2,0	16,5	3,4	3,8	17	17	1384	6,1	0,10	40	43	43	6,1	0,10	40	40	43	
Flot-Al	CAR 1-M	18.10.2021	Al-Koag+Flokk+Flot	3,5	130	2,0	70	3,2	3,4	13	15	928	6,0	1,20	390	38	38	6,0	1,20	390	390	38	
		31.01.2022		4,0	148	1,8	37	3,4	3,7	20	20	2236	6,2	0,82	30	22	22	6,2	0,82	30	30	22	
		17.05.2022		3,4	126	2,7	93	5,1	5,4	23	23	911	6,3	0,10	78	46	46	6,3	0,10	78	78	46	
		22.08.2022		2,4	126	2,9	83	4,6	4,9	18	20	852	6,0	0,10	74	40	40	6,0	0,10	74	74	40	

Tabell 5.11. Supplerende driftsdata for koaguleringsanleggene.

Prosess	VBA	Prøvedato	Forbehandling før filter	Anmerkning
Kontaktfiltrering-Fe	SVD 3-M	14.10.2019	Fe-Koagulering	Økt Fe under modning; Modningstid er til 0.15 NTU v/5.7-6.6 m/t
		02.03.2020		15 min tillegg for modning til 0,07 NTU (3.2-4.2 m/t)
		15.06.2020		Fe-dose fortykker: 3-3.5 mg/L; Poldose 0.4 mg/L
		14.09.2020		Spyl: L+V (60+15) i 3 min, så vann 53 m/t i 4 min
	VAL 3-M	25.11.2020	Fe-Koagulering	Avtagende filtreringshast mot sykluslutt pga trykktap (2,8--> 0,9 m/t)
		24.02.2020		Modning 1 med 10 m/t i 15 min, så 2,4-2,8 m/t i 29-30 min
		08.06.2020		Modningsdose 6.9-7,1 mg Fe/L mot 6,7-6,9 ved normaldrift
	RORE 3-M	07.12.2020	Fe-Koagulering	Ingen polymerdos til slambeh - påvirker slamproduksjon, slamkvalitet og dek-vann
		15.03.2021		Modning: 60 min (157 m ³); Koag-pH er anslått til 4.7 i Runde 2-4
		28.06.2021		CO ₂ (mg/L): 4.3-3.2-3.5-3.1; Koag-pH 4.7 i R1 den 07.12.2020 - antar samme verdi i R2-4
Dirfilt-Al	KIS 2-M	25.10.2021	Al-Koagulering	Spyl: 62 m/t i 2 min (rykk) + 60 m/t vann i 4.8 min
		23.11.2021		PAX18+MM. Polymerdoser 0.11; 0.11; 0.12; 0.12 mg/L (til flokkuleringstrinnet)
		15.02.2022		
		02.05.2022		
Dirfilt-Al	AUR 2-M	16.08.2022	Al-Koagulering	
		13.12.2021		ALS; 4,3 % Al; 1,3 g/cm ³ ;
		14.03.2022		85-85-80-67 mg ALS/L er dosert; Al=0,043 ALS
		30.05.2022		Polymerdose: 0.10; 0.16; 0.12; 0.08 mg/L
Pulsator-Al	NRV 2-M	05.09.2022	Al-Koagulering+Flokk	6.7 m/t under modning
		19.10.2020		
		22.02.2021		ALS; 9,0 ± 0,2 vekt-% Al; 1.36 g/cm ³ + MM
		31.05.2021		Polymerdose: 90 mg/m ³ , dvs 0,09 mg/L. Pågående testing Pulsator: Økt turb 22.02.2021
Actiflo-Al	NYOS 2-M	30.08.2021	Al-Koagulering+Pulsator	Modning 30-60 min til < 0.02 NTU; GAC: 5.9; 7.9; 7.6; 7.1m/t; EBCT: 10.2; 7.6; 7.9; 8.5 min
		12.04.2021		Spyl: 540 m ³ /t i 1 min+1800 m ³ /t i 8 min
		23.08.2021		
		29.11.2021		
Flot-Al	VAN 2-M	25.04.2022	Al-Koagulering+Actiflo	Ekofloc. 7-6-7-7 filtre å 70 m ² i drift
		11.05.2021		Polymerdoser: 0.11; 0.16; 0.33; 0.21 mg/L
		14.09.2021		Modning: Normalt: 20 min, men opptil 60 min, evt < 1000 m ³ hvis turb >0,2
		07.12.2021		Alle filtre: 90000 m ³ før spyling
Flot-Al	CAR 1-M	29.03.2022	Al-Koag+Flokk+Flotasjon	ALG (Al ₂ (SO ₄) ³ 14.3 H ₂ O
		18.10.2021		Polymerdoser: 0.13; 0.11; 0.11; 0.10 mg/L
		31.01.2022		Spyl: 8-9 m/t i 3.7 min (luft+vann), så 55-57 m/t i 8 min (vann)
		17.05.2022		Modningsperioden er satt til 43 min - er angitt til 40-45 min ved alle prøverunder
Flot-Al	CAR 1-M	22.08.2022	Al-Koag+Flokk+Flotasjon	
				PAC tilsatt 18.10 - øker modningstiden
				ALG (Al ₂ (SO ₄) ³ 18 H ₂ O
				Polymerdoser: 1.2; 0.82; 0.10; 0.10 mg/L

Selv om hovedfokus i BARRiNOR og SLAMiNOR-prosjektene har vært på koaguleringsanlegg, er det to anlegg med en annen type vannbehandling: 1) IVAR med ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering, og 2) Espeland med alkalisk filtrering. Tabell 5.12 viser sentrale driftsdata for disse to anleggene. Kvaliteten på råvann og filterutløpsvann fra disse to anleggene er tidligere angitt i Tabell 5.3 og 5.4 sammen med data fra koaguleringsanleggene.

Tabell 5.12. Driftsdata fra de sesongmessige prøverundene på anlegg med annen behandling enn koagulering.

Vannverk	Prøvedato	For - Beh	Ozondose		CO ₂ mg/L	EBCT (min)		Filtreringshast (m/t)		Modningstid (min)		Sykluslengde (døgn)		Spylehast (m/t)		Spyletid (min)	
			mg O ₃ /L	mg O ₃ /mg DOC		Alk-F	Bio-F	Alk-F	Bio-F	Alk-F	Bio-F	Alk-F	Bio-F	Alk-F	Bio-F	Alk-F	Bio-F
ESP Alk-Filter	20.09.2021	Ingen			13	12		6,1		20		7		24		13	
	25.01.2022				13	12		5,9		20		7		24		13	
	25.04.2022				13	11		5,9		20		7		24		13	
	27.06.2022				13	13		5,8		20		7		24		13	
IVAR-Ny Ut Ozon Ut Alk-Filter Ut Biofilter	25.05.2021	Ozon	0,8	0,83	19	35	37	10,4	8,7	20	20	33	63	24	28	11	8
	27.09.2021		0,9	0,57	19	42	40	9,6	8,0	20	20	33	63	24	28	11	8
	10.01.2022		1,2	0,38	19	30	39	9,7	8,1	20	20	33	63	24	28	11	8
	04.04.2022		0,8	0,66	19	34	38	9,8	8,2	20	20	33	63	24	28	11	8

5.1.8. Vannverkens egne fysisk-kjemiske og mikrobiologiske rutineanalyser

I tillegg til analyseresultatene nevnt over, ble det på noen vannverk foretatt prøvetaking parallelt med sesongprøvene, og med analyse av fysisk/kjemiske og mikrobiologiske rutineparametere (Tabell 5.13). Som vist ble Salmonella ikke påvist i noen av prøvene.

Tabell 5.13. Resultater fra vannverkens egne analyser av vannprøver (øverst) og slamprøver (CP: Clostridium perfringens; IE: Intestinale enterokokker).

Vannprøver		Alk	CP	IE	Kimtall	E.coli	Coliforme	Salmonella
		mmol/L	cfu/100 mL	cfu/100 mL	cfu/mL (22 °C)	MPN/100 mL	MPN/100 mL	#/500 mL
AUR	Råvann	0.17±0.11	<1	0	44±30	0	7.5±6.9	0
	Ut 2-M L1	0.05±0.02	<1	0	18±26	0	0	0
	Ut 2-M L2	0.05±0.01	<1	0	33	0	0	0
	Modningsvann	0.07±0.03	<2	0	20±11	0	1±0	0
	Dekantat	0.07±0.05	<1	0	467±280	0	1±0	0
NYOS	Råvann		2±1	0.7±0.5	112±51	3.3±4.0	38±51	
	Ut Actiflo		1	<1	<8	<10	<10	
	Ut 2-M		<1	<1	4±3	<10	<10	
ESP	Råvann	0.01±0.01	<1	<1	67±23	<2	<2	
	Ut Alk-F	1.1±0.2	<1	<1	46±20	<3	<3	
	Modningsvann	0.9±0.1	<1	<1	77±56	<1	<1	
Kattås P	Råvann	0.30±0.02	<1	<1	15±8	<1	<1	
	Returvann	0.56±0.01	<1	<1	185±15	<1	<1	
	Ut 3-M	0.76±0.07	<1	<1	<1	<1	<1	

Slamprøver		CP	IE	Kimtall	E.coli	Coliforme	Salmonella
		MPN/g	MPN/g	MPN/g	MPN/g	MPN/g	#/25 g slam
AUR	Fortykket Slam	5	100	17000	<20		Ikke påvist
	Avvannet Slam				<20		Ikke påvist
NYOS	Fortykket Slam				<20	<40	Ikke påvist
	Avvannet Slam				<20	<20	Ikke påvist
ESP	Spylevann-Alk-F	13±1	<1	1518±1047	8±9	135±178	

5.1.9. Mikrobiologisk vannkvalitet og log-reduksjoner

Resultatene fra analyser av vannkvalitet og oppnådde log-reduksjoner av ulike mikrobiologiske parametere ved de deltagende vannverk er presentert og diskutert tidligere. I Tabell 5.14 og 5.15 er resultatene gruppert på ulike prosess-typer:

- 1) Alle koaguleringsanlegg samlet (Tabell 5.14)
- 2) Al-koaguleringsanlegg med 1-M eller 2-M filter
- 3) Fe-koaguleringsanlegg med 3-M filter
- 4) Anlegg med ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering
- 5) Anlegg med alkalisk filtrering

For alle koaguleringsanlegg viser Tabell 5.14 oppnådde log-reduksjoner for analyseparametere ATP, TCC, HNA-TCC, ICC, HNA-ICC, ddPCR og PMMoV (AUR har sendt prøver fra to filterlinjer, og teller derfor som to i angivelsen av antall vannverk (N).

Tabell 5.14. Oppnådde log-reduksjoner på alle koaguleringsanlegg.

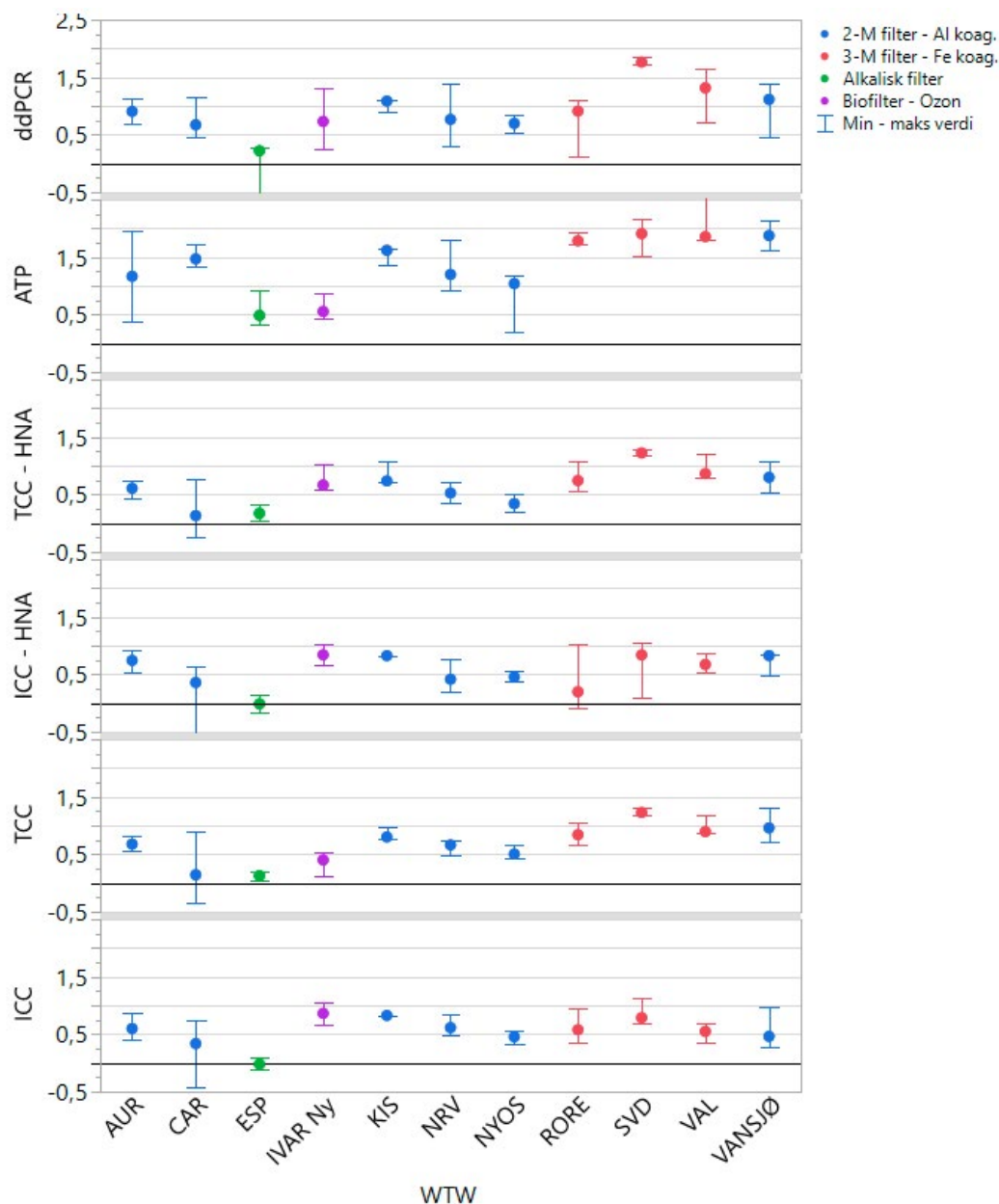
Type Vannbehandling	Prøvested	Log-Red						
		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	PMMoV
Alle Koaguleringsanlegg	AVG-Ut Filter	1,53	0,78	0,71	0,60	0,61	0,98	2,49
	StDev-Ut Filter	0,36	0,24	0,26	0,11	0,17	0,33	0,77
	Min-Ut Filter	1,09	0,52	0,35	0,45	0,33	0,70	1,92
	Max-Ut Filter	2,02	1,24	1,23	0,85	0,83	1,77	3,62
	N-Ut Filter	10	10	10	10	10	10	4

Tabell 5.15 viser resultatene fordelt på koaguleringsanlegg med Al- eller Fe-basert koagulering, og på anlegg med ozon-alkalisk filtrering-biofiltrering, samt anlegg med ren alkalisk filtrering.

Tabell 5.15. Oppnådde log-reduksjoner for de anvendte mikrobiologiske analyseparametre fordelt på koaguleringsanlegg med Al- eller Fe-basert koagulering, anlegg med ozon-alkalisk filtrering og biofiltrering, samt anlegg med ren alkalisk filtrering. Midlere log-reduksjoner for alle parametre samlet sett er også angitt (AVG – Alle parametre; ddPCR = ddPCRbakterier).

Type Vannbehandling	Prøvested	Log-Red (alle prøverunder)						
		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	AVG - Alle Parametre
Al-Koaguleringsanlegg - 2-M (6)	AVG-Ut Filter	1,4	0,6	0,6	0,5	0,6	0,9	0,8
	StDev-Ut Filter	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
	Min-Ut Filter	1,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,7	0,4
	Max-Ut Filter	1,9	1,0	0,8	0,8	0,8	1,0	1,1
								3,6
Fe-Koaguleringsanlegg - 3-M (3)	AVG-Ut Filter	1,9	1,0	1,0	0,7	0,6	1,3	1,1
	StDev-Ut Filter	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2
	Min-Ut Filter	1,8	0,9	0,8	0,5	0,3	0,8	0,8
	Max-Ut Filter	2,0	1,2	1,2	0,8	0,7	1,8	1,3
								2,1
OBF-Anlegg (1)	AVG-Ut Ozon	1,5	0,5	1,1	2,4	3,3	1,2	1,7
	StDev-Ut Ozon	0,5	0,4	0,4			0,3	0,4
	Min-Ut Ozon	1,0	0,2	0,7	2,4	3,3	0,7	1,4
	Max-Ut Ozon	2,2	1,3	1,7	2,4	3,3	1,5	2,1
	AVG-Ut Alk-F	0,6	0,3	0,8	1,1	1,0	0,8	0,8
	StDev-Ut Alk-F	0,1	0,1	0,2			0,4	0,2
	Min-Ut Alk-F	0,4	0,1	0,6	1,1	1,0	0,3	0,6
	Max-Ut Alk-F	0,9	0,5	1,0	1,1	1,0	1,3	1,0
	AVG-Ut Bio-F	0,6	0,4	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6
	StDev-Ut Bio-F	0,2	0,1	0,1			0,3	0,2
	Min-Ut Bio-F	0,5	0,2	0,6	0,7	0,7	0,4	0,5
	Max-Ut Bio-F	0,8	0,5	0,8	0,7	0,7	1,1	0,8
Alkalisk Filteranlegg (1)	AVG-Ut Alk-F	0,6	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,2
	StDev-Ut Alk-F	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2
	Min-Ut Alk-F	0,3	0,0	0,1	-0,1	-0,1	-0,6	0,0
	Max-Ut Alk	0,9	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3	0,3

Som en oppsummerende oversikt viser Figur 5.9 medianverdier, samt minimums- og maksimumsverdier for oppnådde log-reduksjoner av mikrobiologiske analyseparametre ved de ulike vannverkene. Typer av vannbehandling og filterutforming er angitt til høyre på figuren (Al-koagulering og 2-M filtrering: blå punkter; Fe-koagulering og 3-M filtrering: røde punkter).



Figur 5.9 Log-reduksjon pr. analyseparameter og vannverk. Punktene representerer medianverdier og stolpene minimums- og maksimumsverdier for de fire sesongprøvene. Punkt-fargene representerer vannbehandlingen og filtersengens utforming (blå: Al-koagulering og 2-M filter; rød: Fe-koagulering og 3-M filter; ddPCR = ddPCRbakterier).

5.1.10. Sesongmessige analyser og barriereindikatorparameterverdier

De sesongmessige prøverundene er basert på uttak av prøver i den stabile filtreringsfasen, dvs. i god tid etter avsluttet filtermodning og før iverksetting av filterspyling.

Resultatene fra analyse av sesongprøvene er følgelig øyeblikksbilder av situasjonen på prøvetakingstidspunktet, og sier lite om tidsforløp og trender i vannkvalitet, barriereeffekter/log-reduksjoner, mm. Resultatene fra sesongprøvene oppfyller derved også i stor grad kravene til de fleste anvendte barriereindikatorparametere, slik som restkoagulantinnhold (< 0.15 mg/L Al eller Fe), turbiditet (< 0.2 NTU), farge (< 5 mg Pt/L) og TOC (< 3 mg/L) slik som vist i Tabell 5.14. Tabellen angir målte maksimalverdier for filterutløpskvalitet, og viser at samtlige døgnprøver på alle

anlegg oppfylte kravet til restkoagulantinnhold (Al eller Fe < 150 µg/L) og farge (5 mg Pt/L), mens alle unntatt ett anlegg oppfylte kravet til TOC (< 3 mg/L). Turbiditet synes å være den barriereindikatorverdien som er vanskeligst å oppfylle, og her ble indikatorverdien oppfylt på 4 anlegg, mens ytterligere to var marginalt over verdien på 0.2 NTU.

Resultater for UV-absorbans er også angitt i Tabell 5.16. Selv om denne parameteren ikke er blant de vanlig anvendte barriereindikatorparameterne for koaguleringsanlegg, så kan den være en mulig kandidat. Dette også fordi det for UV-absorbans eller UV-transmisjon i likhet med turbiditet finnes gode og relativt rimelige on-line instrumenter, og fordi mange anlegg allerede har denne parameteren i sitt måleprogram fordi de har installert UV-desinfeksjonsanlegg.

Tabell 5.16. Analyseverdier (max-data) for vanlig anvendte barriereindikatorparametere fra sesongprøvene. Barriereindikatorverdier angitt i drikkevannsforskriften (turbiditet, farge, TOC, rest-Al og rest-Fe) er vist i nederste linje (BARR-IND-Verdi-DVF).

MAX Ut Filter	Turb NTU	Farge mg Pt/L	UVAuf 1/m	UVAf 1/m	TOC mg/L	DOC mg/L	Al µg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
SVD-3M	0.13	3	2.0	1.9	1.1	1.1	42	7	4
VAL 3-M	0.20	4	3.4	3.4	2.2	1.8	45	40	3
RORE 3-M	0.25	5	4.6	4.1	2.0	2.1	84	101	7
KIS 2-M	0.17	4	4.5	4.2	1.9	1.7	27	3	6
AUR 2-M	0.21	4	5.1	5.0	2.3	2.3	63	3	49
NRV 2-M	0.55	4	3.8	3.8	2.0	1.9	50	2	6
NYOS 2-M	0.27	3	4.0	3.7	2.1	2.0	101	1	4
VAN 2-M	0.31	5	6.2	6.0	3.9	3.1	150	3	71
CAR 1-M	0.12	5	5.4	5.3	2.6	2.4	14	4	6
BARR-IND Verdi-DVF	0.20	5	-	-	3.0	-	150	150	-

Resultatene for prøver av filterutløpsvann (Tabellene 5.4-5.6) viser øyeblikksbilder av vannkvaliteten i den stabile filtreringsfasen (kfr. Figur 3.1). Log-reduksjonene (Tabellene 5.14 og 5.15) gir på tilsvarende måte et bilde av barriereeffektene i den stabile filterfasen på anleggene, og vil slikt sett kunne indikere hvorvidt man har lyktes med å identifisere og implementere optimale eller nær optimale driftsforhold. Med en god tilpasning av prosessbetingelsene til den rådende råvannskvaliteten, vil variasjonene i filterutløpskvalitet være relativt små mellom de sesongmessige prøvene og mellom anleggene, som jo alle har optimal drift som et mål.

Siden variasjonsområdene i filterutløpskvalitet er relativt begrenset, vil slike sesongmessige prøveuttak ha begrenset verdi som basis for vurderinger av egnede barriereindikatorer, parameterverdier og eventuelle alternative barriereindikatorparametere.

For å kunne foreta gode vurderinger rundt slike forhold, er langtidsforsøk med og uten spiking langt bedre egnet. Her er spennet i verdier for vannkvalitet og driftsforhold langt større enn det som er tilfellet under de sesongmessige prøveuttakene i den stabile filtreringsfasen.

For korrelasjonsanalyser mellom driftsmessige barriereindikatorparametere og oppnådde barriere-effekter (log-reduksjoner), samt vurderinger av egnede og alternative barriereindikatorer og indikatornivåer henvises det derfor til kapittel 6, der man presenterer resultatene fra langtidsforsøk og spikeforsøk ved Kattås Pilot og Svartediket Vannbehandlingsanlegg.

Før vi kommer dit, skal vi først se litt på stabiliteten i barriereeffektene.

5.1.11. Stabilitet i barriereeffekt/log-reduksjoner

Tabell 5.17 viser data for sesongmessige log-reduksjoner og variasjoner i disse for vannverkene. Det er interessant å registrere at forskjellene i log-reduksjon er betydelige, ikke bare mellom ulike typer av vannbehandlingsanlegg (koagulering, alkalisk filtrering og ozon-biofiltrering), men forskjellene er betydelige også innenfor gruppen av koaguleringsanlegg, og mellom de ulike mikrobiologiske analyseparametrene. Foruten å være relatert til den anvendte vannbehandlingsmetoden, kan forskjellene også være indikasjoner på i hvilken grad anleggene driftes på en hygienisk sikker og optimal måte. Men det er også interessant å se på variasjonene innenfor hvert enkelt vannverk. En svært varierende log-reduksjon kan være en indikasjon på dårlig prosesstilpasning til de sesongmessige variasjoner i råvannskvalitet.

Tabell 5.17. Sesongmessige log-reduksjoner med variasjoner. Det er angitt middelerverdier (AVG), Standardavvik (StDev), minimums- og maksimumsverdier (Min-Max) for de 4 sesongprøvene. Statistiske data for alle koaguleringsanleggene samlet er vist nederst (ddPCR = ddPCRBakterier).

Vannverk		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	PMMoV
SVD	AVG	1,9	1,2	1,2	0,8	0,7	1,8	
	StDev	0,3	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	
	Min-Max	1,5-2,2	1,2-1,3	1,2-1,3	0,7-1,1	0,1-1,1	1,7-1,8	
VAL	AVG	2,0	1,0	0,9	0,5	0,7	1,3	
	StDev	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3	
	Min-Max	1,8-2,6	0,9-1,2	0,8-1,2	0,4-0,7	0,5-0,9	0,7-1,7	
RORE	AVG	1,8	0,9	0,8	0,6	0,3	0,8	2,1
	StDev	0,1	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,0
	Min-Max	1,7-1,9	0,7-1,1	0,6-1,1	0,4-1,0	0-1,1	0,1-1,1	2,1-2,1
NRV	AVG	1,2	0,6	0,5	0,6	0,4	0,7	2,4
	StDev	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3
	Min-Max	1,1-1,2	0,5-0,7	0,4-0,7	0,5-0,6	0,2-0,6	0,3-1,1	2,1-2,8
NYOS	AVG	1,1	0,5	0,4	0,5	0,5	0,7	1,9
	StDev	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	Min-Max	1,0-1,2	0,4-0,7	0,2-0,5	0,3-0,6	0,4-0,6	0,5-0,9	1,8-2,0
VAN	AVG	1,9	1,0	0,8	0,6	0,7	1,0	3,6
	StDev	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,2
	Min-Max	1,6-2,2	0,7-1,3	0,5-1,1	0,5-0,9	0,5-0,9	0,5-1,4	3,4-3,8
CAR	AVG	1,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	
	StDev	0,2	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	
	Min-Max	1,3-1,7	0,2-0,9	0,1-0,8	0,3-0,7	0,4-0,6	0,5-1,2	
AUR1	AVG	1,2	0,7	0,6	0,6	0,7	0,9	
	StDev	0,6	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	
	Min-Max	0,4-2,0	0,6-0,8	0,5-0,8	0,4-0,9	0,5-0,9	0,7-1,1	
AUR2	AVG	1,2	0,7	0,6	0,6	0,7	0,9	
	StDev	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
	Min-Max	0,5-1,9	0,6-0,7	0,4-0,7	0,4-0,7	0,6-0,8	0,7-1,1	
KIS	AVG	1,6	0,8	0,9	0,7	0,8	1,0	
	StDev	0,1	0,1	0,2	0,1		0,1	
	Min-Max	1,4-1,7	0,7-1,0	0,7-1,1	0,6-0,8	0,8-0,8	0,9-1,1	
ESP-ALK-F	AVG	0,6	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	
	StDev	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	
	Min-Max	0,3-0,9	0,0-0,2	0,1-0,3	0-0,1	0-0,2	0-0,3	
IVAR-BIO-F	AVG	0,6	0,4	0,7	0,7	0,7	0,7	
	StDev	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	
	Min-Max	0,5-0,8	0,2-0,5	0,6-0,8	0,7	0,7	0,4-1,1	
AVG-Koag	AVG	1,5	0,8	0,7	0,6	0,6	1,0	2,5
	StDev	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
	Min-Max	0,4-2,6	0,2-1,3	0,1-1,3	0,3-1,1	0-1,1	0,1-1,8	1,8-3,8

5.1.12. Adenosin trifosfat – ATP

ATP-analysene gir et mål for totalinnholdet av mikroorganismer inklusiv alger, men eksklusiv virus som ikke inneholder ATP. Intracellulær ATP kan slippe ut gjennom ødelagte cellevegger, og forskjellen mellom total ATP i ufiltrerte prøver og ATP i filtrerte (0.1 µm) prøver (ekstracellulær ATP) gir derved et mål for ATP-innholdet i intakte celler (cellulær ATP).

Som vist i Tabell 5.17 gir cellulær ATP (ATP-Cell) med få unntak de høyeste log-reduksjoner blant de mikrobiologiske analyseparameterne som er anvendt, med unntak for virusanalysene av paprikavirus (PMMoV). Midlere log-red i sesongprøvene fra koaguleringsanleggene ligger i området 1.1-2.0, med sesongmessige variasjoner innen området 0.4-2.6. For alkalisk filtrering og OBF er midlere log-reduksjon for ATP-Cell 0.6 for begge anlegg.

ATP er en enkel og tilsynelatende robust analysemetode som også finnes i en semi-online utgave, noe som gjør den aktuell som en alternativ barriereindikatorparameter og driftsparameter. Analysen kan i likhet med virusanalyser ikke brukes på vannprøver som inneholder metalliske koagulanter som eksempelvis jern.

5.1.13. Flow cytometri – FCM

For FCM analysene er både totalt celletall (TCC) og intakt celletall (ICC) rapportert, i tillegg til andelen av disse som har høy andel nukleinsyrer (HNA-TCC og HNA-ICC). HNA bakterier er antatt å være mer aktive (i vekst) enn de med lav, og kan dermed være en bedre indikator på levende bakterier.

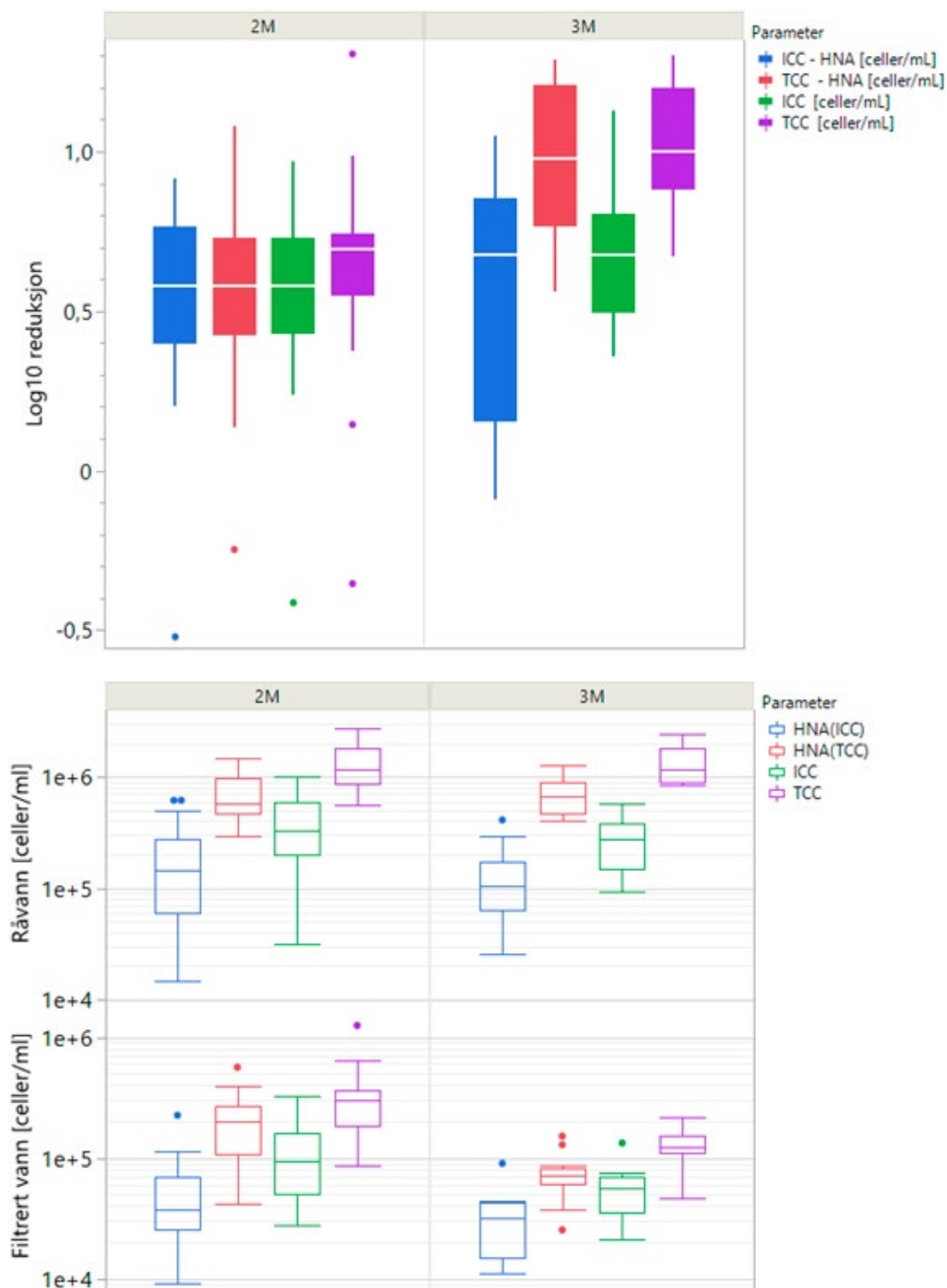
Generelt krever FCM analyser av bakterier minimalt med prøveoppbeining, og har dermed få kilder til usikkerhet fra analysemetoden når prøvene analyseres ferske. Det var derimot noen forhold som påvirket påliteligheten for noen prøver i dette prosjektet:

- 1) Prøver fra slambehandling med synlig mengde partikler: her måtte bakteriene løses fra andre partikler eller aggregater før FCM-analyse. Dette ble gjort med kjemisk (natriumpyrofosfat) og fysisk (vorteks) behandling, men det vil fortsatt være noe usikkert hvorvidt alle bakterier ble telt.
- 2) Nedfrysing av prøver i påvente av analyse: I noen tilfeller der det ikke var mulig å analysere prøvene samme dag som de ble mottatt, ble prøvene i stedet tilsatt glyserol og frosset. Det ble testet ut i et forprosjekt at denne metoden ikke påvirket tellingene signifikant, men fordi prøvene måtte fortynnes etter opptining for å fjerne påvirkning av glyserol ble deteksjonsgrensen dårligere. Det førte til at intakt celletall (ICC) fra filterutløpsprøver ble mer usikker for vannverk der verdiene var lave. Det betyr at log reduksjon for ICC ofte kan sees som minimumsestimater, og at de kan være høyere enn angitt. I følgende tilfeller var støysignalet fra glycerol så sterkt at ICC-resultatet ikke kunne rapporteres: i) IVAR ut av ozonkontakttank, ut alkalisk filter og ut biologisk filter, i tre av fire prøverunder, og ii) Kismul råvann, ut filter og modningsvann, for to av de totalt fire sesongmessige prøverundene.

Log-reduksjonen for de fire parameterne fra FCM-analysene varierte i intervallet 0-1.3 for filterutløpsvann relativt til råvann. Et fåtall negative verdier (høyere antall ut av filter enn i råvann for enkelte prøver) ble også registrert.

Samlet sett for alle koaguleringsanleggene viser Figur 5.10 (øverst) relativt liten forskjell i log-reduksjon mellom de ulike FCM-parameterne når man ser på medianverdier og på spennet mellom minimums- og maksimumsverdier. TCC gir høyest log-reduksjon blant FCM-parameterne, og log-reduksjonen er noe høyere på anlegg med Fe-koagulering (3-M) enn på anlegg med Al-koagulering (2-M).

På tilsvarende måte viser nedre del av Figur 5.10 konsentrasjonsnivåene (celler/mL) av HNA-ICC, HNA-TCC, ICC og TCC i råvann (høyre øverst), og i filterutløpsvann (nederst).



Figur 5.10. Øverst: Log-reduksjon av HNA-ICC, HNA-TCC, ICC og TCC presentert som boksplott for filterutløpsvann på anlegg med 2-M (5 vannverk) og 3-M filtre (3 vannverk). Boksplottet har median som midtlinje, øvre boks for 75 % verdi (Q3), nedre boks for 25 % (Q1) og linjer som representerer minste og største verdi. Nederst: Målte verdier (celler/mL) i råvann (øverst) og filterutløpsvann (nederst) fordelt på anlegg med 2-M eller 3-M filtre.

5.1.14. ddPCR og Sekvensering

Prøveopparbeiding og DNA-isolering for de molekylære analysemetodene er basert på både filtrering og flere fortynningstrinn, noe som kan være kilde til usikkerhet i analysemetodene. I tillegg er prøvematerialet fra koaguleringsprosessen veldig spesielt med høyt innhold av metaller, fellingskemikalier, organisk materiale og andre partikler. Alt dette kan påvirke DNA-isolering og flere trinn i analysene. I starten av prosjektet opplevde vi problemer med å få nok DNA med god nok kvalitet (renhet og fragmentering) fra prøvene. Det var også problemer med å få opp PCR-produkt i sekvenseringsanalysen for enkelte prøvepunkter, sannsynligvis pga. stoffer som binder til DNA og virker inhiberende i analysen. Metodetilpassing og re-analyser underveis i prosjektet gjorde likevel at vi fikk tilfredsstillende DNA og resultater fra de fleste prøvene.

Resultater fra ddPCR-analysene fra de sesongmessige prøverundene er rapportert tidligere sammen med andre mikrobiologiske parametere. Log-reduksjoner fra råvann til ut fra filtertrinnet varierte fra $0.7-1.8 \pm 0.3$ for alle koaguleringsanlegg, og resultatene fra ddPCR-analysene var signifikant best korrelert med ATP-resultatene, hvis man beregner korrelasjon på log-reduksjoner fra råvann til filterutløpsvann samlet.

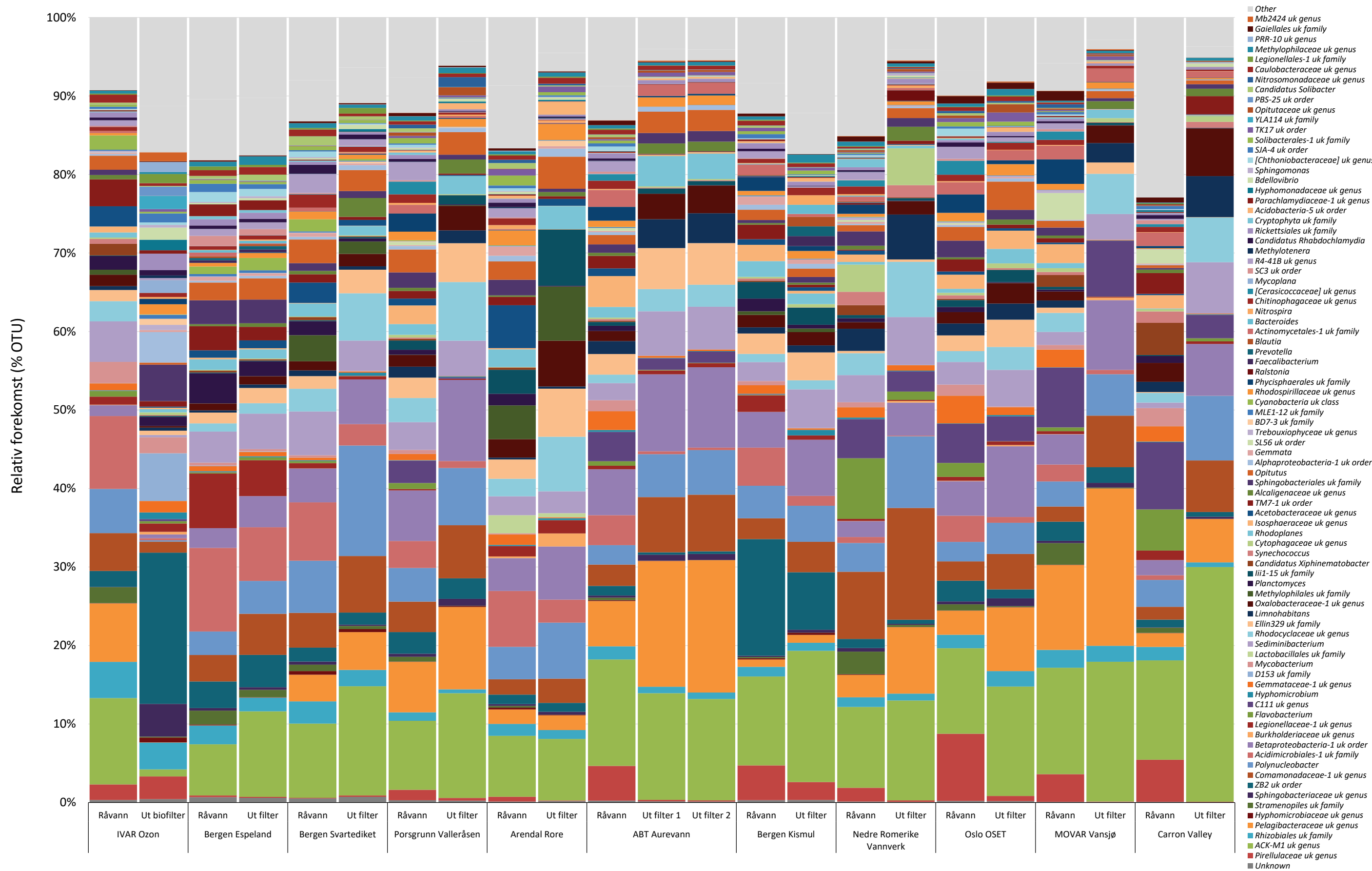
Sekvenseringsanalysene gir en oversikt over sammensetningen av bakteriesamfunnet i prøvene. Resultatene er her angitt på slekts-nivå (genus), samlet for å vise oversikt over fingerprintet/mønsteret til bakteriesamfunn i råvann og filterutløpsvann på tvers av vannverk (Figur 5.11 A), og separat for alle prøvepunkter og vannverk hver for seg (Figur 5.11 B-L).

I drikkevann har det mikrobiologiske fokuset naturlig nok vært på desinfeksjon og fjerning av bakterier. Det er lite som er kjent rundt bakteriesamfunnets betydning for den mikrobielle stabiliteten gjennom vannforsyningssystemer som vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystemer. Bakteriesamfunnet i et vannforsyningssystem er et komplekst økosystem som består av mange forskjellige arter som hele tiden utsettes for et sterkt seleksjonspress. Dette bakteriesamfunnet er sannsynligvis viktig for å opprettholde stabilitet i mikrobiologien i vannet. Opportunistene, f. eks. uønskede patogene bakterier, vil klare seg dårligere i stabile miljø der det er sterk bakteriekonkurranse om mattilgangen. Derfor vil det være gunstig å ha et rikt sammensatt bakteriesamfunn som holder seg mest mulig stabilt over tid. Dette prinsippet har lenge vært benyttet aktivt i f.eks. biofilter i resirkuleringsanlegg (RAS) innen fiskeoppdrett³²⁾.

I et koaguleringsanlegg har man antatt at bakteriesamfunnet endrer seg radikalt fra råvannet og ut etter filterkolonna. Resultatene fra BARRINOR viser at dette ikke er tilfellet, selv om vi kan se at den relative forekomsten av enkelte bakteriegrupper, som f.eks. ACK-M1 (grønn søyle), øker noe fra råvann til etter filteret (Fig. 5.11 A), ser sammensetningen av dominerende bakterier ut til å være relativt lik og stabil i alle koaguleringsvannverk, bortsett fra ozon-biofilteranlegget IVAR, der er bakteriesamfunnet i vannet ut fra biofilteret veldig ulikt råvannet. Dette er godt synlig i separat-plottet for IVAR (Fig 5.11 F, omtalt lenger ned). Vi ser også at de to filterlinjene hos Aurevann har tilnærmet identisk bakteriesamfunn. En annen bakteriegruppe, familien *Pirellulaceae* (rød søyle), ser ut til å minke fra råvann og ut filteret i flere av vannverkene, og separatplottene viser at disse bakteriene stort sett fjernes i slambehandlingen. Det er dermed forskjell på de ulike bakteriene i samfunnet mtp. hvordan de påvirkes av koaguleringsprosessen.

³²⁾ Skjermo, J., Salvesen, I., Øie, G., Olsen, Y., Vadstein, O., 1997. Microbially matured water: a technique for selection of a nonopportunistic bacterial flora in water that may improve performance of marine larvae. *Aquaculture International* 5, 13–28.

Figur 5.11 A. Sammensetning av bakterielt samfunn i prøver fra råvann og filterutløpsvann for alle vannverk. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter (gjennomsnitt av 4 prøveomganger), basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



Hvis vi ser på de individuelle søylediagrammene for hvert enkelt vannverk (Fig. 5.11 B-L), ser kjernesammensetningen av dominerende bakterieslekter i alle prøver ut til å være stabil over tid og mindre påvirket av årstid. Et unntak fra dette er ozon-biofilteranlegget ved IVAR (Fig. 5.11 F) som har et ustabilt bakteriesamfunn, men dette kan forklares med ozonerings desinfiserende virkning og at IVAR tok i bruk et nytt ozoneringsanlegg i prøvetakingsperioden. Bakteriesamfunnet ble da forandret og rakk sannsynligvis ikke å stabilisere seg i perioden på ca. et år som prøvetakingen pågikk. En ukjent bakterieslekt i familien ACK-M1 dominerer bakteriesamfunnet i alle koaguleringsvannverkene, noe fjernes med dekantat og ulike slam-fraksjoner, men de er fortsatt til stede i vannet etter filteret og i modningsvannet. ACK-M1 er veldig vanlig i jord og ferskvann, de tilhører actinomycetene, og ble i en svensk studie beskrevet som resistente mot UV og å ha evne til å vokse i lagret vann³³). Disse bakteriene kan også produsere geosmin, et lukkestoff vi gjenkjenner som lukten av jord³⁴). Carron Valley (Fig. 5.11 D) skiller seg noe ut med stor økning av ACK-M1 etter filteret, og denne gruppa utgjør 40-60 % av bakteriesamfunnet i modningsvannet i prøveomgang 3 og 4. En mulig forklaring kan være at tiden fra uttak til analyse tok lang tid (3-4 dager i posten) for prøvene fra Carron Valley. Vi kan dermed ikke utelukke oppvekst av bakterier i prøvene, spesielt i den varme årstiden (prøveomgang 3 og 4 som ble tatt i mai og august).

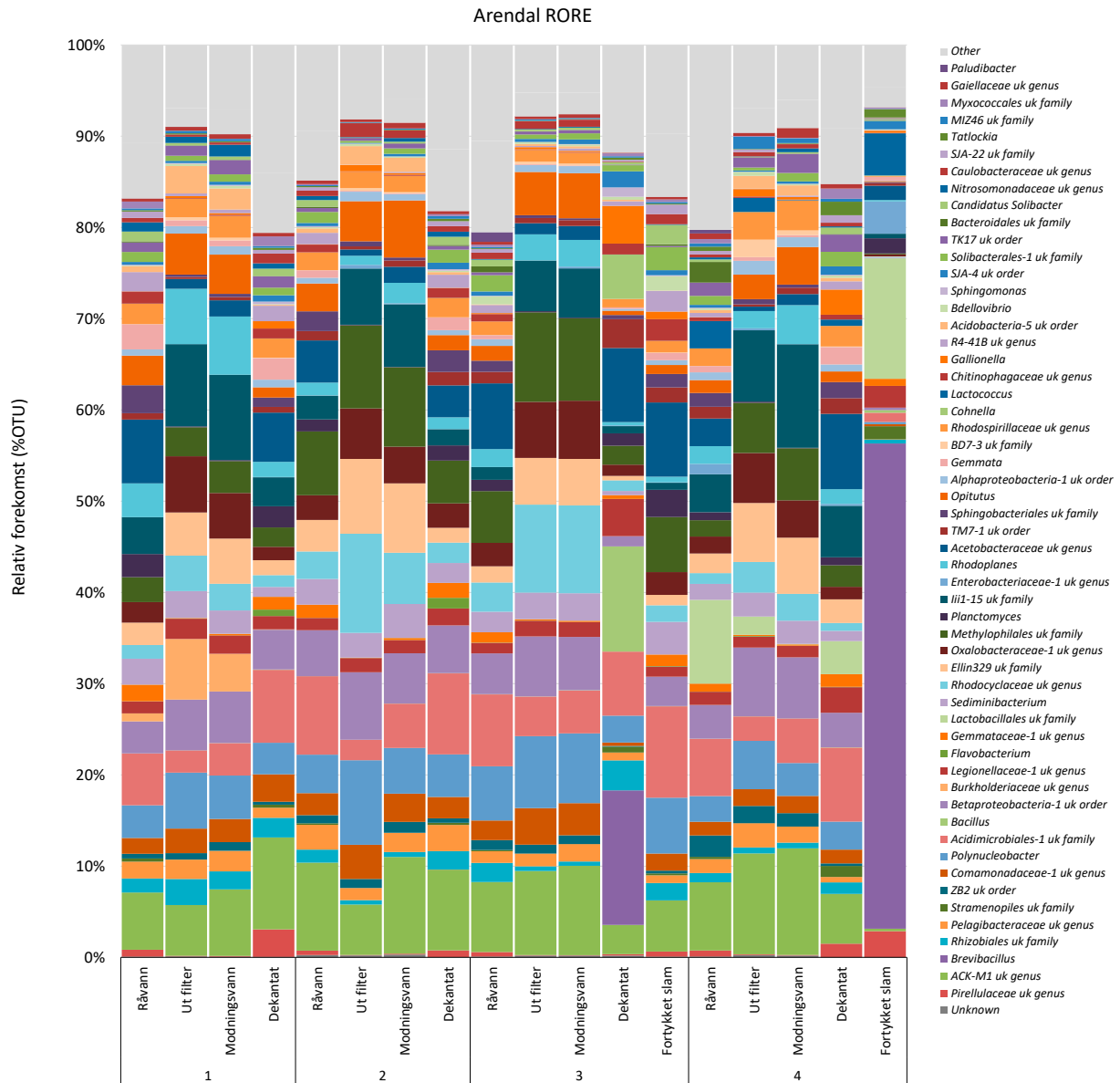
Med tanke på vurdering av vannverksslam i SLAMINOR-delen av prosjektet (se også Kap. 8 og 9) kan disse resultatene også være interessante, da relativ forekomst av enkelte bakteriegrupper var spesielt stor i slamfraksjoner og returstrømmer i noen av vannverkene. Dette kan man se i separatplottene for Aurevann, Kismul, Oset og Vansjø (Fig. 5.11 B, G, I, L) der en ukjent slekt i familien *Pirellulaceae* (rød søyle) dominerte i slammet, og til en viss grad også for Rore og Oset (Fig. 5.11 B, I), der bakterieslekten *Brevibacillus* (lilla søyle) dominerte i dekantat og slam. *Brevibacillus* er vanlige miljøbakterier, de er i sjeldne tilfeller rapportert som patogener hos immunsvekkede mennesker, og de har agroøkologisk interesse som potensielt gunstige rhizobakterier for økt plantevekst³⁵). Familien *Pirellulaceae* er akvatiske bakterier som er mest vanlig i sjø og ferskvann, men også i jord og aktivert slam³⁶). Ut fra den begrensede litteraturen som finnes om disse to bakteriegruppene, er det ingen ting som tyder på at slammet vil være uegnet til bruk på bakgrunn av dette.

³³) Pullertis et al. 2020. Impact of UV irradiation at full scale on bacterial communities in drinking water. NPJ Clean Water 3 (11). <https://doi.org/10.1038/s41545-020-0057-7>

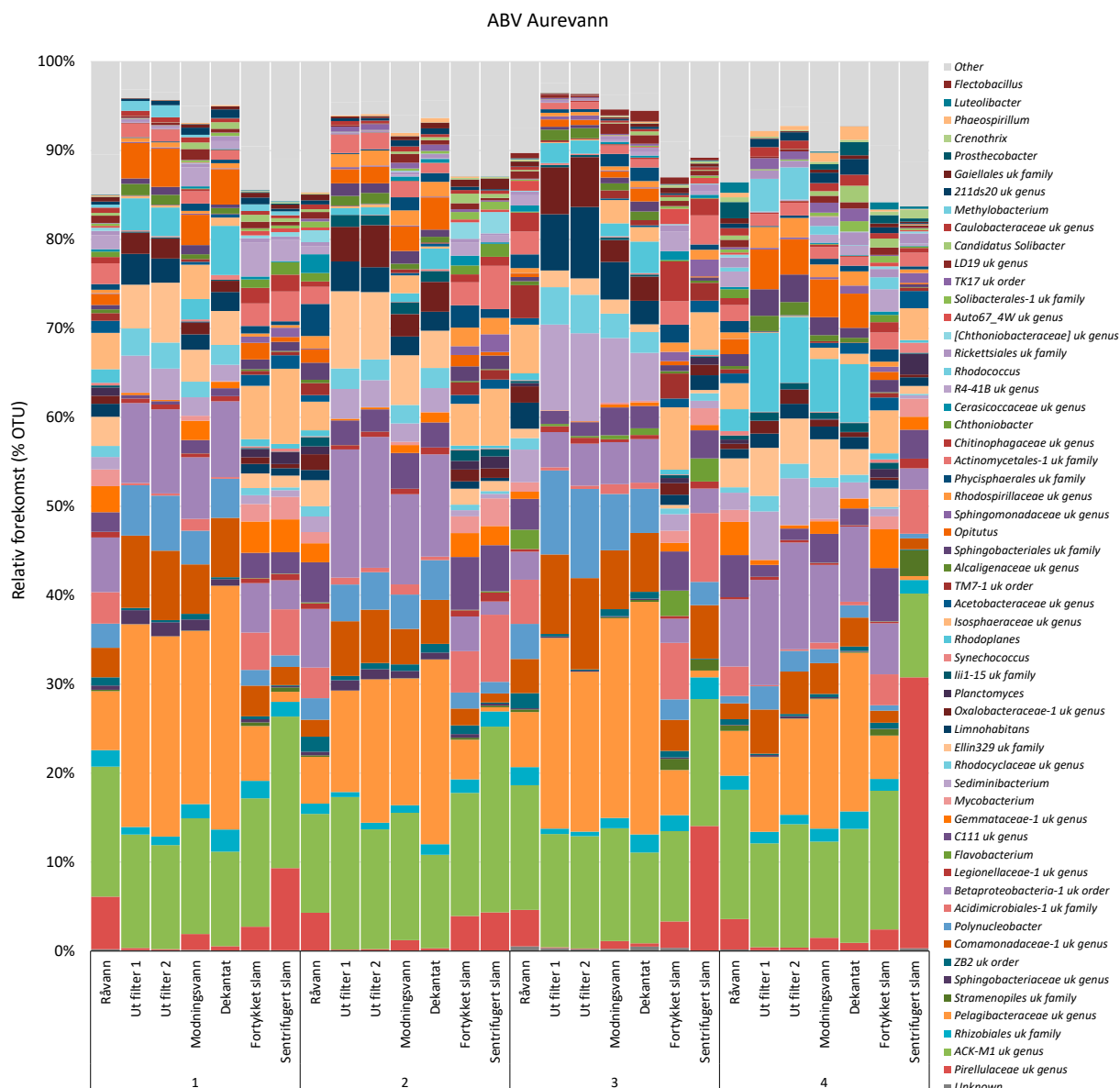
³⁴) Li et al. 2015. Annual periodicity in planktonic bacterial and archaeal community composition of eutrophic Lake Taihu. Scientific Reports, 5: 15488.

³⁵) Sanket Ray et al. 2020. Members of the genus *Brevibacillus* are rod-shaped endospore-forming motile Gram-positive bacteria. In: Beneficial Microbes in Agro-Ecology, 2020.

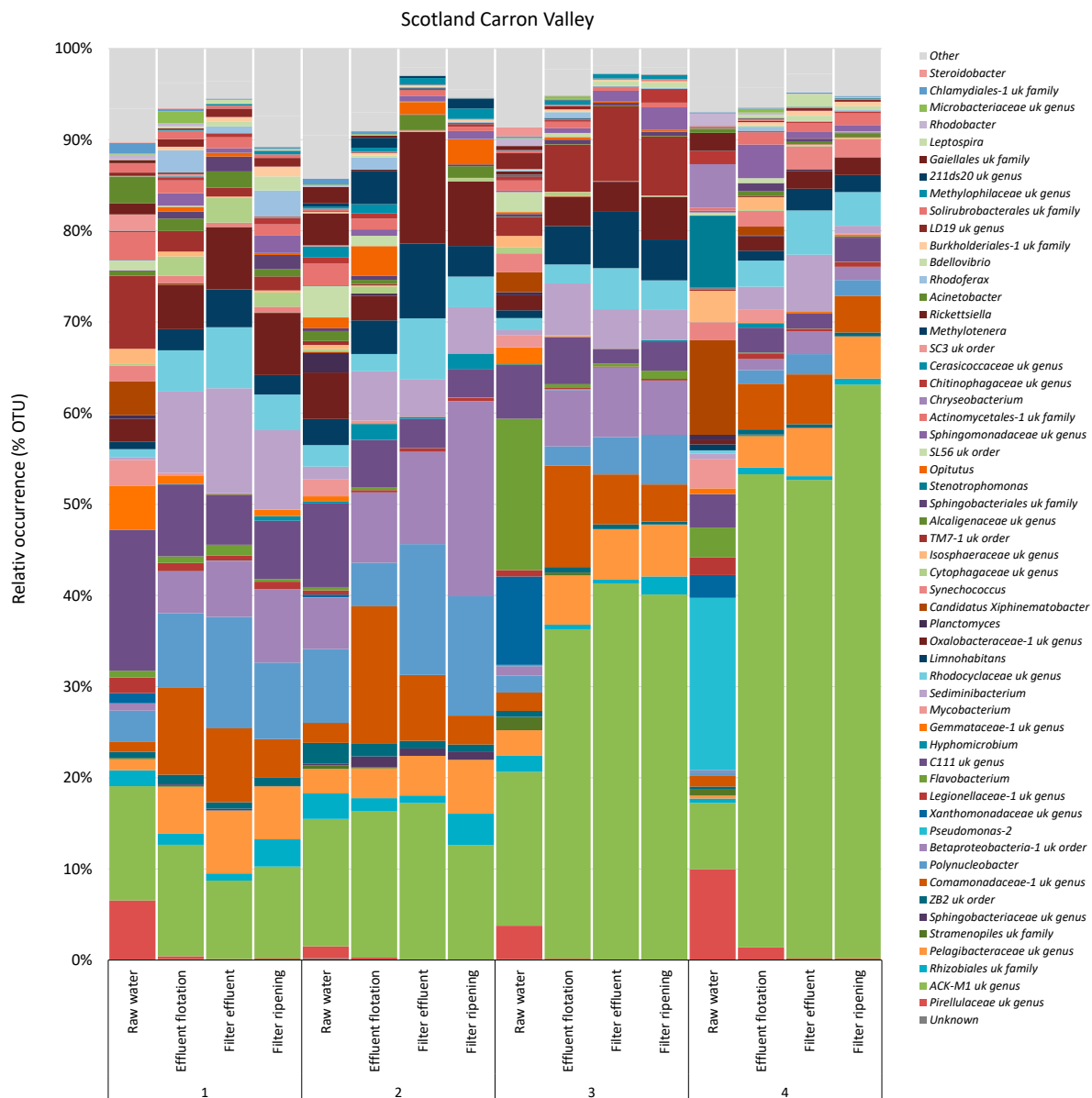
³⁶) Kulichevskaya et al. 2022. *Anatilimnocola floriformis* sp. nov., a novel member of the family *Pirellulaceae* from a boreal lake, and emended description of the genus *Anatilimnocola*. Antonie van Leeuwenhoek 115:1253-1264.



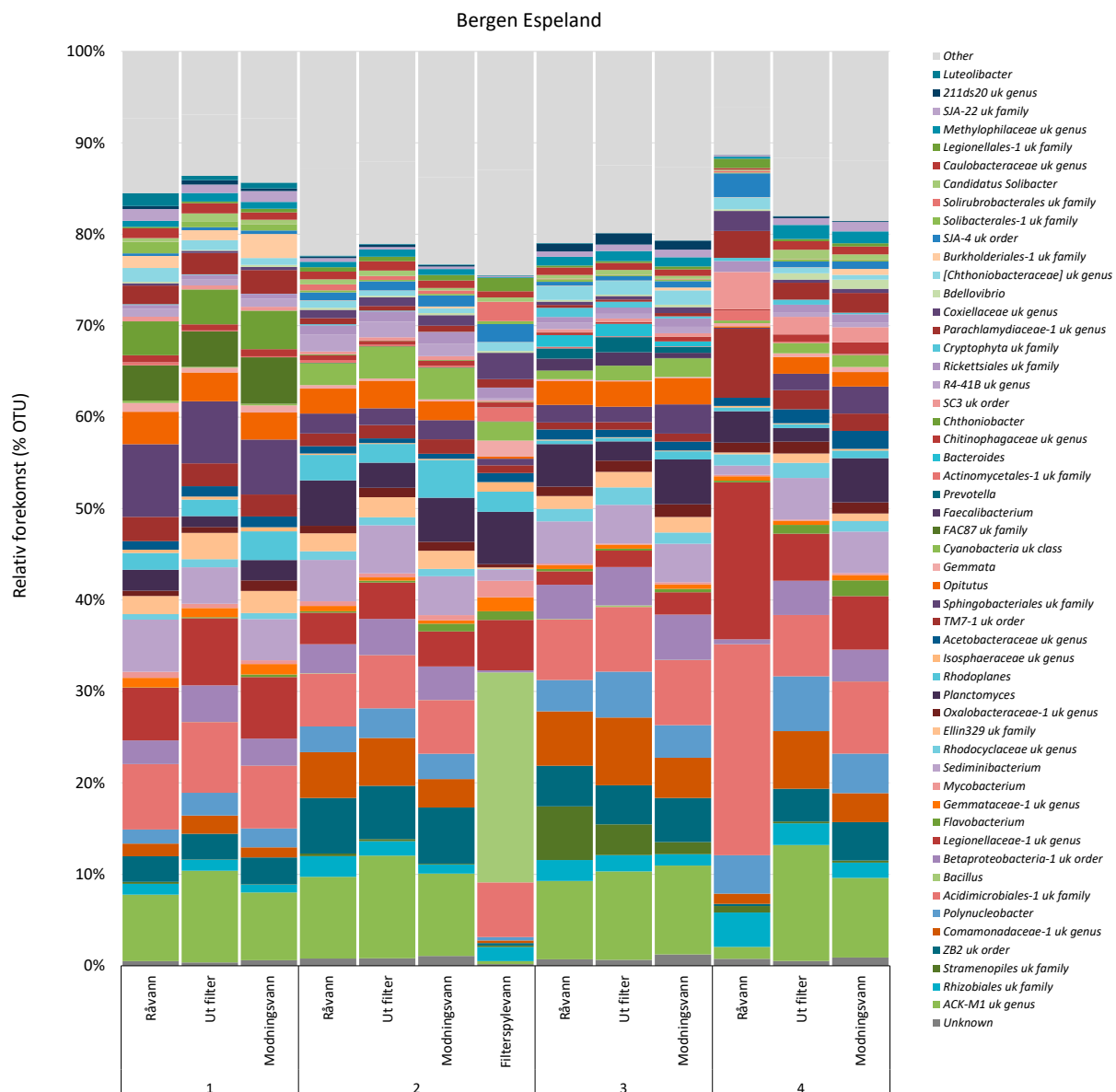
Figur 5.11 B. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Rore vannverk. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



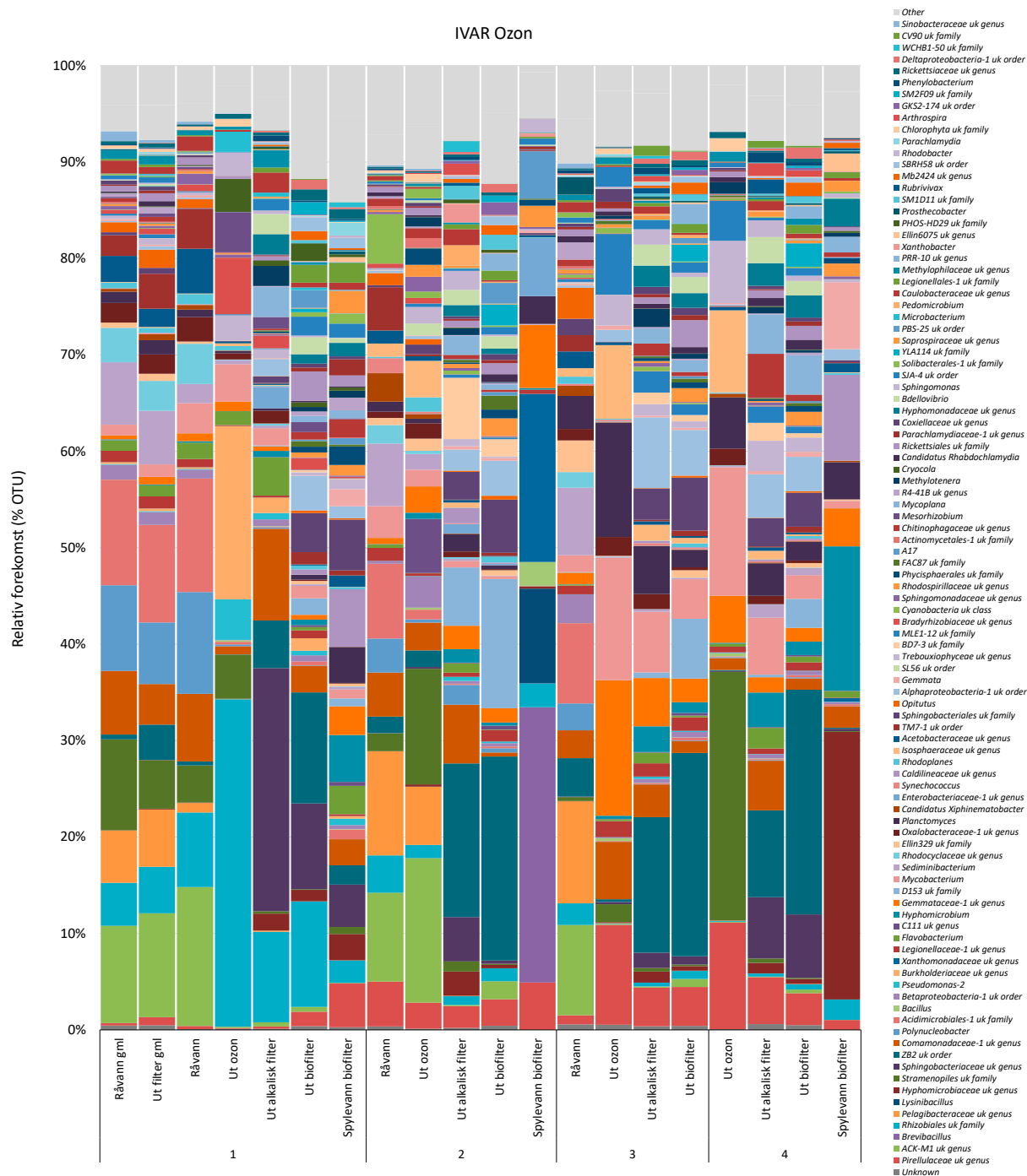
Figur 5.11 C. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Aurevann vannverk i Asker og Bærum. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



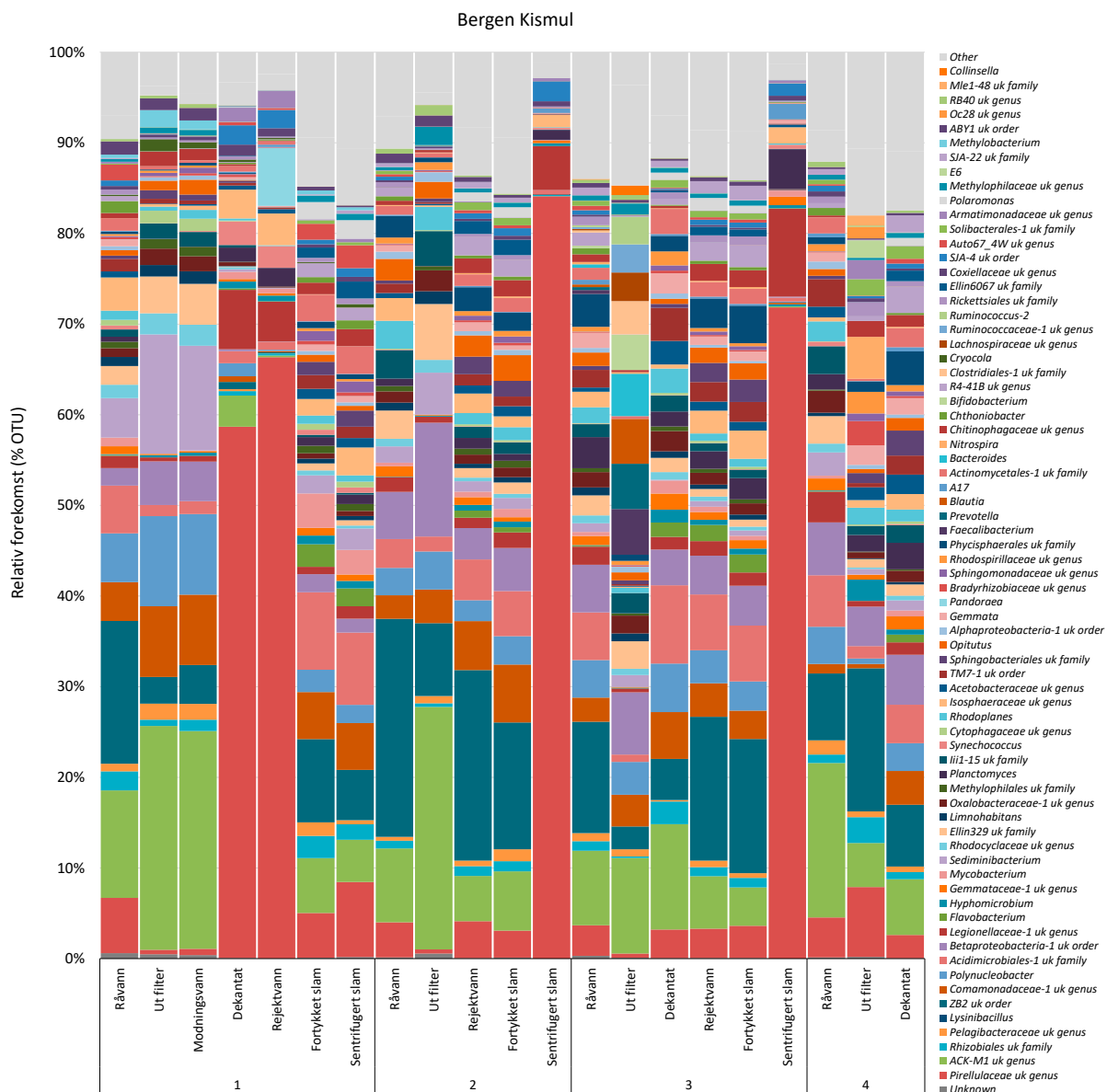
Figur 5.11 D. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Carron Valley vannverk i Scotland. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



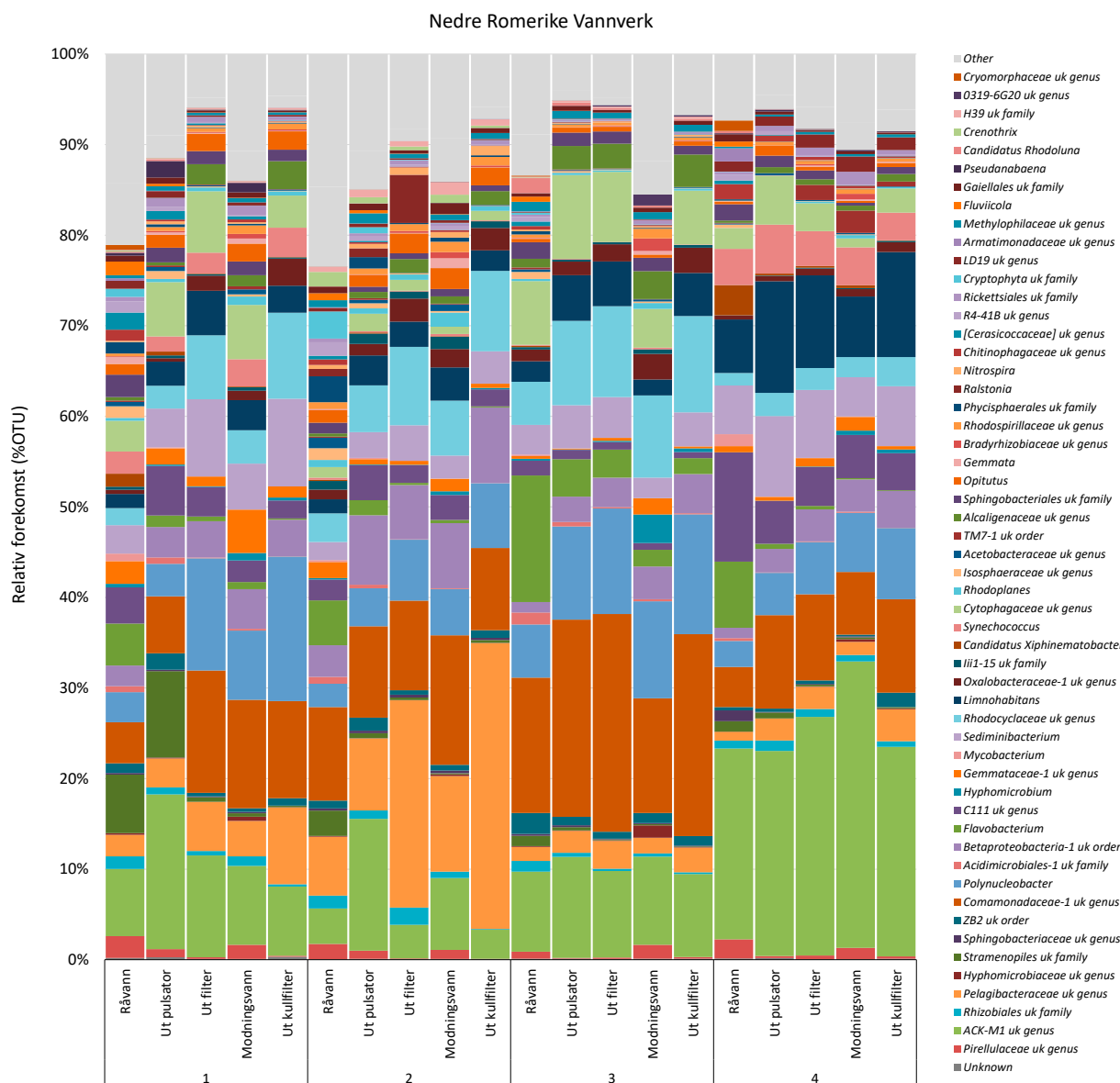
Figur 5.11 E. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Espeland vannverk i Bergen. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



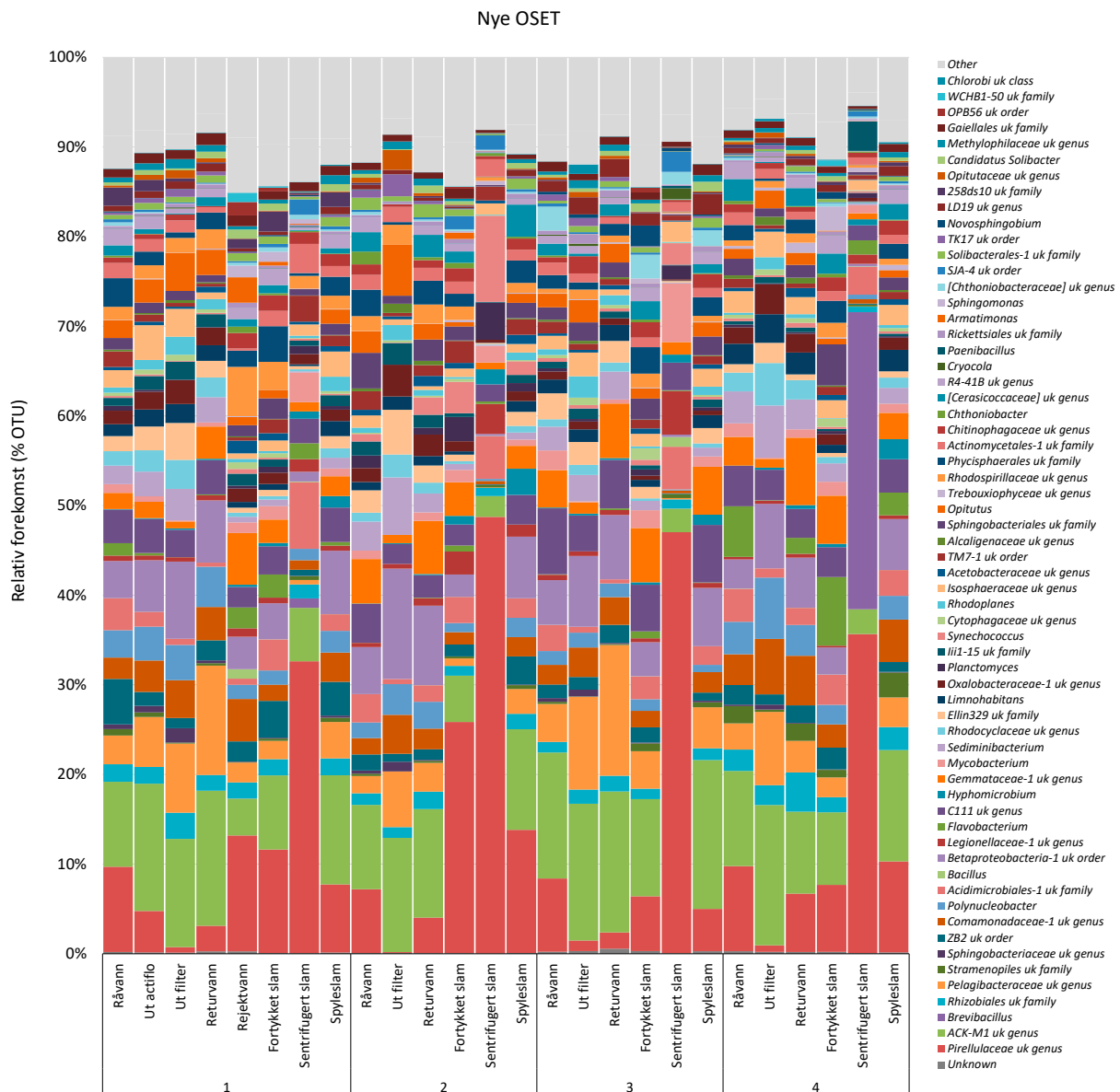
Figur 5.11 F. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra ozon-biofilteranlegget hos IVAR IKS. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter i alle prøver og prøveomganger, basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



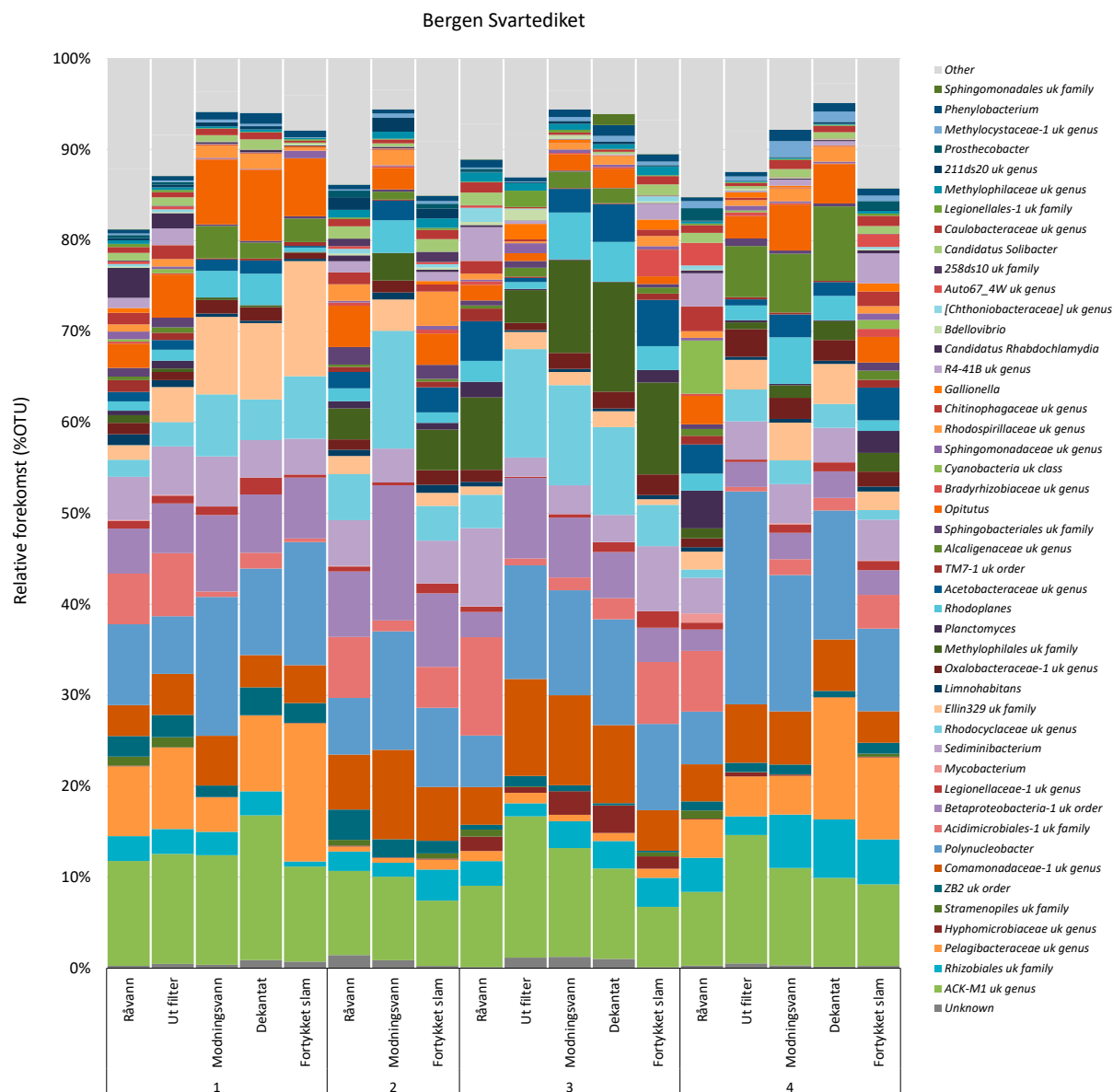
Figur 5.11 G. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Kismul vannverk i Bergen. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



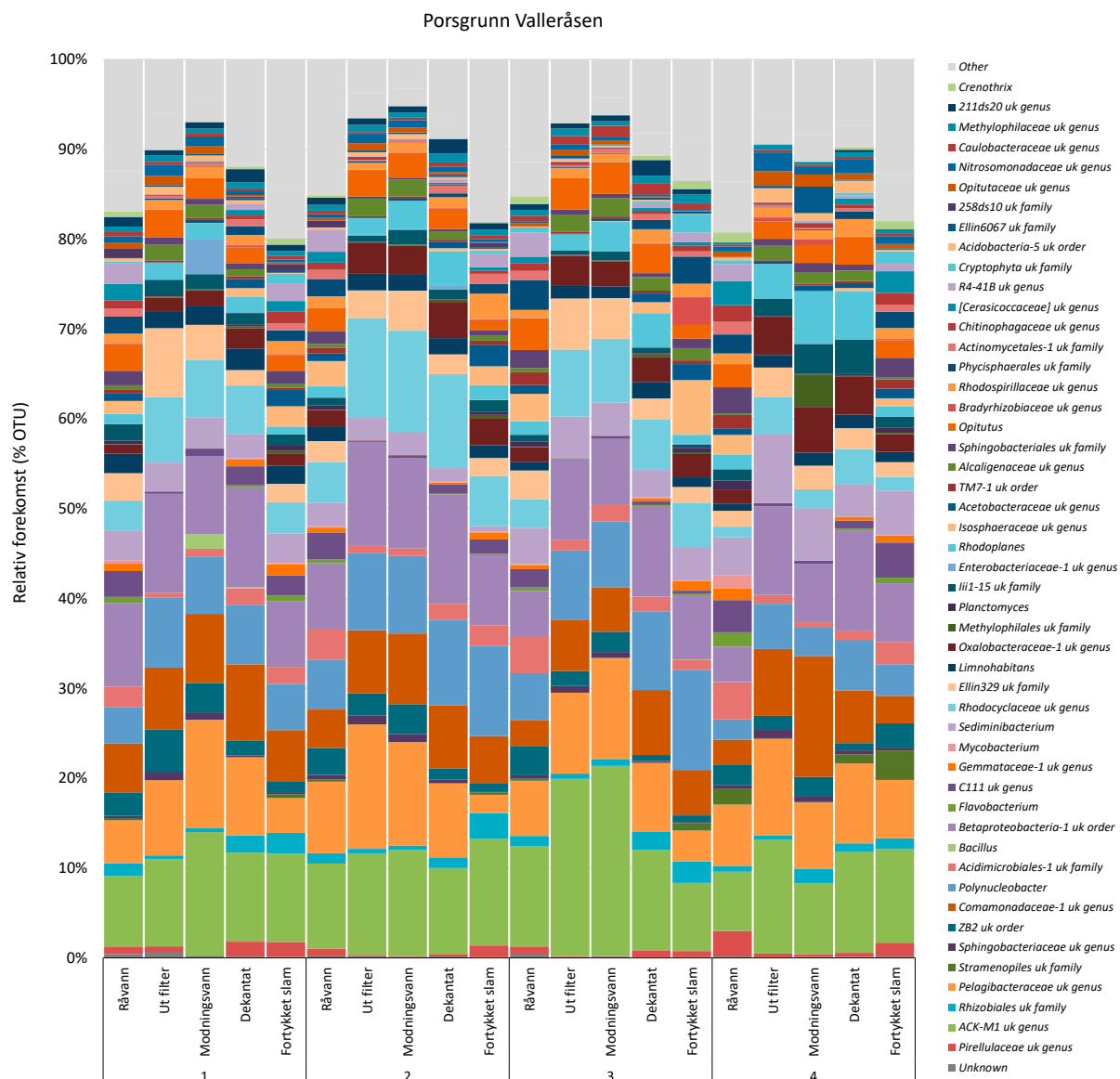
Figur 5.11 H. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Nedre Romeriket Vannverk. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



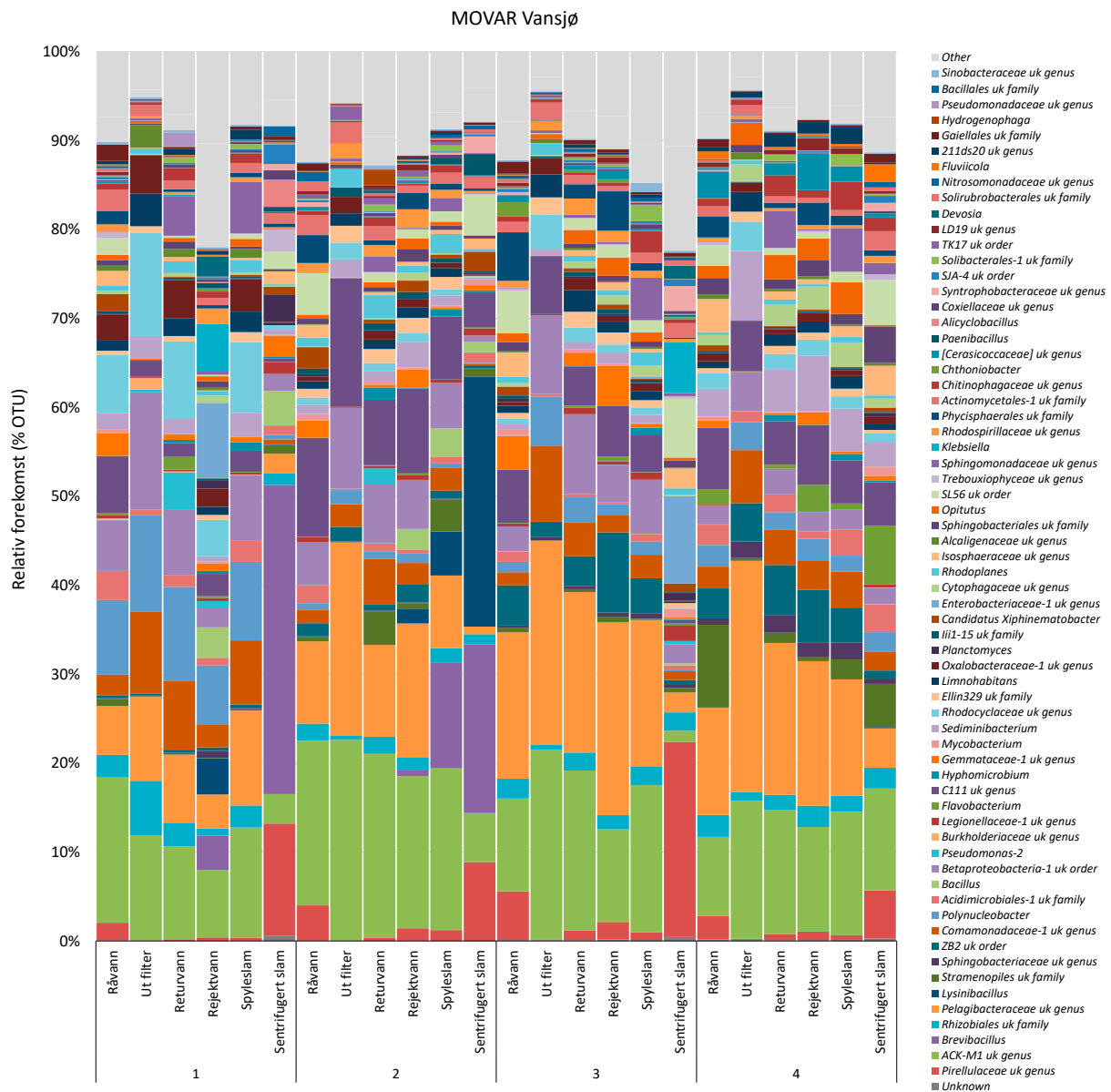
Figur 5.11 I. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra nye Oset vannverk i Oslo. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



Figur 5.11 J. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Svartediket vannverk i Bergen. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.



Figur 5.11 K. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Valleråsen vannverk i Porsgrunn. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.

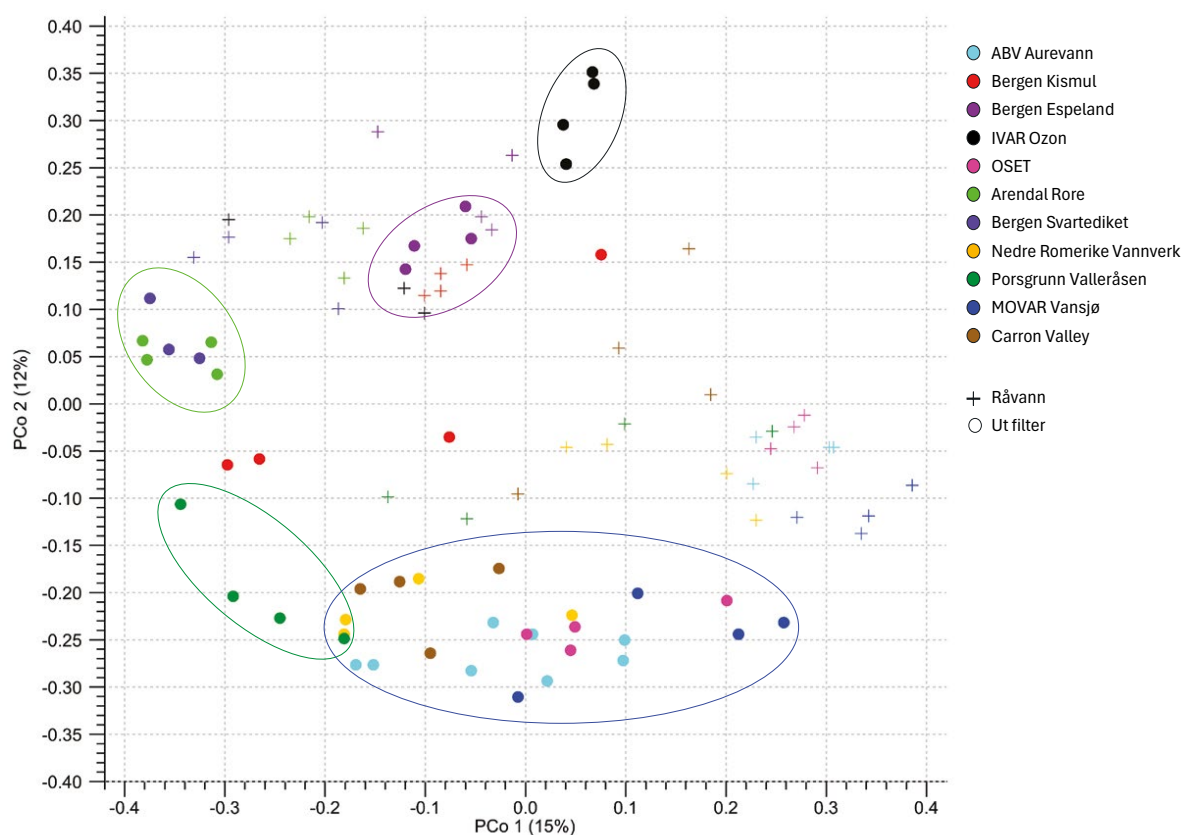


Figur 5.11 L. Sammensetning av bakterielt samfunn i alle prøver og prøveomganger fra Vansjø vannverk hos MOVAR IKS. Relativ forekomst (%) av bakterieslekter basert på 16S rRNA-sekvensering. Fargene på søylene representerer ulike bakterieslekter og er beskrevet til høyre i figuren.

For å undersøke variasjonen i bakteriesamfunn mellom prøver, såkalt beta-diversitet, og fange opp variasjon i bakteriediversitet mellom vannverk og prøveomganger kan man bruke en statistisk metode kalt prinsipalkomponentanalyse (PCoA) for å sammenligne likhet mellom datasett og estimere sammenhenger og tolke dataene visuelt. Prøver/variable som er lokalisert i nærheten av hverandre i PCoA-plottet har sammenfallende egenskaper og man sier at prøvene er korrelert med hverandre og har lignende variasjon. Figur 5.11 M viser at det dannes grupperinger av vannverk med lignende bakteriesamfunn i filterutløpsvannet. Bakteriesamfunnet i vannet ut fra biofilteret hos IVAR skilte seg naturlig nok mest fra de andre vannverkene. Filterutløpsvannet hos Espeland vannverk hadde tilsvarende bakteriediversitet som i råvannet fra Espeland, IVAR og Kismul vannverk. Espeland har den enkleste formen for behandling med alkalisk filtrering uten tilsats av koagulant, og hadde også lavest oppnådde log-reduksjoner, så dette var ikke overraskende. Rore og Svartediket hadde lignende bakteriesamfunn, og Valleråsen skilte seg også ut som

egen gruppering. Disse tre vannverkene har lignende type råvannskilde og kontaktfiltrering (Moldeprosess), noe som sannsynligvis bidrar til at bakteriesammensetningen var ulik sammenlignet med Aurevann, Oset, NRV, Vansjø og Carron Valley, som alle hadde lignende bakteriediversitet i filterutløpsvannet. Bakteriesamfunnet i filterutløpsvannet fra Kismul vannverk ser ut til å være mest påvirket av sesongvariasjoner av alle vannverkene, selv om bakteriesamfunnet i de fire råvannsprøvene var like.

Denne statistiske PCoA-analysen forklarer bare 27 % (PCo1 + PCo2) av den systematiske variasjonen i bakteriediversiteten mellom prøvepunktene, hvilket viser den beste sammenhengen (korrelasjonen) mellom de ulike prøvene. I tillegg samsvarer hovedtrendene med de ulike vannbehandlingsmetodene og råvannstypene til vannverkene, og til dels også oppnådde log-reduksjoner, slik at det er sannsynlig at resultatene beskriver vesentlige korrelasjoner og variasjoner i bakteriesamfunnene.



Figur 5.11 M. PCoA-plott som beskriver variasjonen i bakteriediversitet i råvann (+) og filterutløpsvann (o) for alle vannverk og prøveomganger. Vannverkene har ulike farge, mens prøverundene har samme farge innen hvert vannverk. De store sirklene viser grupperinger av vannverk med lignende bakteriediversitet i filterutløpsvann.

5.1.15. Virusanalyser

Resultatene for PMMoV fra de sesongmessige prøveuttakene er vist i Tabell 5.3 (Råvann), Tabell 5.6 (Filterutløpsvann) og Tabell 5.15 (log-reduksjoner).

Når man skal vurdere i hvilken grad virus fjernes i vannbehandlingen, skulle vi ideelt sett gjort det på råvann som inneholder så store mengder patogene virus at de også vil finnes i relativt høye konsentrasjoner i ut-vannet. Da kunne vi analysert på de virusene vi faktisk ønsker å fjerne, uten å oppkonsentrere dem, og uten å erstatte negative resultater med LOD/LOQ-verdier. Slikt vann benytter vi ikke i Norge, så løsningen blir å studere modellvirus med de ulempene det medfører (varierende fasong og overflateladning). Vi kan ikke påvise summen av alle virus, slik man

kan med bakterier, så vi må fremdeles oppkonsentrere virus fra vannet og påvise dem individuelt. Likevel får vi ofte negative resultater i ut-vannet. Det er altså mange muligheter for å introdusere feil.

Det ville vært fordelaktig å analysere for flere modellvirus, men i praksis var det kun PMMoV vi analyserte for i sesongmessige og risikobaserte uttak. MS2, som er det mest benyttede modellviruset, ble ikke funnet i høye nok konsentrasjoner i råvannet. Dette viruset har samme runde struktur som viktige patogene virus som noro-, rota- og adenovirus. PMMoV har en avlang struktur, noe som kanskje kan innvirke på effekten av vannbehandlingen.

Det viktigste feilkilden er trolig oppkonsentreringen av virus der vi filtrerer ganske store vannvolum. Virus er små og krever ultrafiltrering, det vil si at annet partikulært og organisk materiale i vannet også holdes tilbake av filteret. Ved tilbakespyling av filteret benyttes en buffer som skal løse ut organisk materiale, men vi kan ikke utelukke at vi mister noe av dette, inklusive virus. Noe organisk materiale vil også følge med RNA/DNA og kan påvirke den molekylære analysemetoden, men ddPCR er mindre følsom for dette enn en standard PCR.

Når vi sammenlikner våre resultater på log-reduksjon av virus (PMMoV) med verdier som er oppgitt i andre studier (0.1-2.5), ser vi at RORE (2.1) og NYOS (1.8-2.0) ligger i det øverste området. NRV (2.1-2.8) og spesielt VAN (3.4-3.8) ligger imidlertid i et høyere sjikt. NRV og VAN er de anleggene der viruskonsentrasjonen i råvannet er høyest, noe som også gjør det mulig å påvise en høyere log-reduksjon. Angående den ekstra høye log-reduksjonen hos VAN, så er det naturlig å tenke at mengden organisk materiale i vannet kan ha innvirket på resultatet. VAN har det høyeste innholdet av TOC og DOC i både råvann og filterutløpsvann. Ved filtrering av 100 liter filterutløpsvann (3.2 mg TOC/L og 2.9 mg DOC/L) og 10 liter råvann (9.2 mg TOC/L og 8.5 mg DOC/L) kan noe av den høye log-reduksjonen skyldes størst tap av virus under ultrafiltreringen av den store mengden filterutløpsvann. Andre publiserte studier påvirkes trolig av de samme feilkildene, selv om de skulle ha benyttet andre måter for oppkonsentrering, som eksempelvis adsorpsjon/eluering eller flokkulering.

5.2. Risikobaserte prøverunder

Siden virusnivåene i rå- og rentvann på mange vannverk var svært lave eller ikke påvisbare, ble det på utvalgte vannverk gjennomført egne risikobaserte storvolum prøverunder med ultrafiltrering (UF) av råvann (10 eller 20 liter) og filterutløpsvann (100 liter). Dette for å styrke vurderingsgrunnlaget og grunnlaget for beregning av log-reduksjoner for utvalgte virus. Vannverkene som ble valgt ut til risikobasert prøvetaking har alle råvannskilder som også er resipienter for avløpsvann (Holsfjorden, Mjøsa, Rorevann, Glomma og Vansjø).

Oppsettet for ultrafiltrering er vist i Figur 5.12.



Figur 5.12. Ultrafiltrering for uttak av storvolumprøver (10-100 L) ved Rore.

Slike risikobaserte prøverunder ble foretatt ved Kattås Pilot (ABV), HIAS, RORE, NRV og VAN (Vansjø). Prøvene ble ultrafiltrert og analysert for PMMoV med RT-ddPCR som tidligere beskrevet. Resultatet er angitt som kopier pr. 10 L prøve (Tabell 5.18).

For de tre anleggene som også deltok i sesongmessig prøveuttak, viser prøver fra risikobasert uttak omtrent samme log-reduksjon for Rore, mens NRV har en mye høyere log-reduksjon under den risikobaserte prøvetakingen, noe som trolig skyldes høyere virusnivåer i råvannet. For VAN er resultatet motsatt, med lavere virusnivå i råvannet og lavere log-reduksjon under den risikobaserte prøvetakingen. Her må det imidlertid påpekes at log-reduksjonene som er beregnet på VAN i stor grad er basert på konsentrasjonen i filterutløpsvann som er lik eller lavere enn deteksjonsgrensen (LOD), noe som betyr at de faktiske log-reduksjonene er høyere enn angitte verdier i Tabell 5.18.

Tabell 5.18. Resultater fra risikobasert prøvetaking og virusanalyse (PMMoV) ved utvalgte vannverk. Vannprøvene ble ultrafiltrert før analyse, med volumer på 10 eller 20 L for råvannsprøver og 100 L for prøver av filterutløpsvann.

Vannverk	Prøvedato	Prøvested	Volum UF	# Kopier/10 L	Log-Red ¹⁾	AVG Log-Red
Kattås Pilot	02.06.2022	Råvann 1	20 liter	8 400		
		Råvann 1	20 liter	20 600		
		Ut 3-M Filter	100 liter	32	2,4	2,5
		Ut 3-M Filter	100 liter	60	2,5	
	28.11.2022	Råvann 1	20 liter	3 200		
		Råvann 1	20 liter	1 400		
		Ut 3-M Filter	100 liter	<28	>2,1	>1,9
		Ut 3-M Filter	100 liter	<28	>1,7	
HIAS	17.01.2023	Råvann	10 liter	400 000		
		Ut 3-M Filter	100 liter	360	3,0	
RORE	28.06.2021	Råvann		7200		
	25.10.2021	Råvann		3200		
	28.06.2021	Ut 3-M Filter		32	2,4	2,2
	25.10.2021	Ut 3-M Filter		32	2,0	
NRV	08.11.2022	Råvann 1	10 liter	204 400		
		Råvann 1	10 liter	193 200		
		Ut GAC	100 liter	<28	>3,9	>3,8
		Ut GAC	100 liter	32	3,8	
VANSJØ	22.11.2022	Råvann 1	10 liter	17 667		
		Råvann 1	10 liter	14 667		
		Råvann 2	10 liter	44 400		
		Råvann 2	10 liter	58 400		
		Råvann 3	10 liter	38 545		
		Råvann 3	10 liter	37 818		
		Ut 2-M Filter 1	100 liter	<28	>2,8	>3,1
		Ut 2-M Filter 1	100 liter	<28	>2,7	
		Ut 2-M Filter 2	100 liter	<28	>3,2	
		Ut 2-M Filter 2	100 liter	28	3,3	
		Ut 2-M Filter 3	100 liter	<28	>3,1	
		Ut 2-M Filter 3	100 liter	<28	>3,1	
1) Hvis antall kopier er <28/10 L (deteksjonsgrensen), er 28/10 L anvendt for beregning av log-red, som da er angitt som større enn (>)						

6. Barrieredynamikk og barriereindikatorer

Som angitt tidligere, utgjør de fire sesongmessige prøveuttakene øyeblikksbilder av barriereeffektiviteten (log-reduksjonen) ved prøvetakingstidspunktene på anleggene. Sesongprøvene viser status for barriere-effektiviteten på prøvetakingstidspunktet, men de gir et begrenset grunnlag for å vurdere dynamikken i barrierefunksjonen, eksempelvis hvordan barrierene påvirkes av filtermodning, endringer i filtreringshastighet eller som følge av suboptimale koaguleringsforhold.

Som vist i Figur 3.1 er det betydelig og typisk variasjon i kvaliteten på filterutløpsvannet i løpet av en filtersyklus. Filtermodning, suboptimale koaguleringsforhold, belastningsøkninger og for sent iverksatt filterspyling, dvs. filterdrift etter at gjennombrudd har oppstått, kan gi betydelig forringelse av kvaliteten på filterutløpsvann, herunder også barriereeffekt og log-reduksjoner. Det er viktig å kartlegge denne dynamikken/tidsforløpet i vannkvalitet og barrierefunksjon, herunder forhold som gjør at barrierene kan svikte.

De sesongmessige prøveuttakene av filterutløpsvann ble foretatt i den stabile filtreringsfasen (jfr. Figur 3.1), under optimale eller nær optimale driftsforhold på anleggene. Dette gjør at vannkvaliteten jevnt over var god, med begrenset variasjonsbredde i parameterverdier. Dette gjelder både mellom de fire sesongprøvene og mellom de ulike vannverkene, siden vannverkene jo alle tilstreber en mest mulig optimal drift. Som driftsmessige verktøy i en slik sammenheng har man tradisjonelt anvendt farge, turbiditet, restkoagulant, TOC og partikkelinnhold som barriereindikatorparametere. Av disse har kontinuerlig måling av turbiditet fra enkeltfiltre hatt en sentral rolle, med en barriereindikatorverdi på 0.2 NTU.

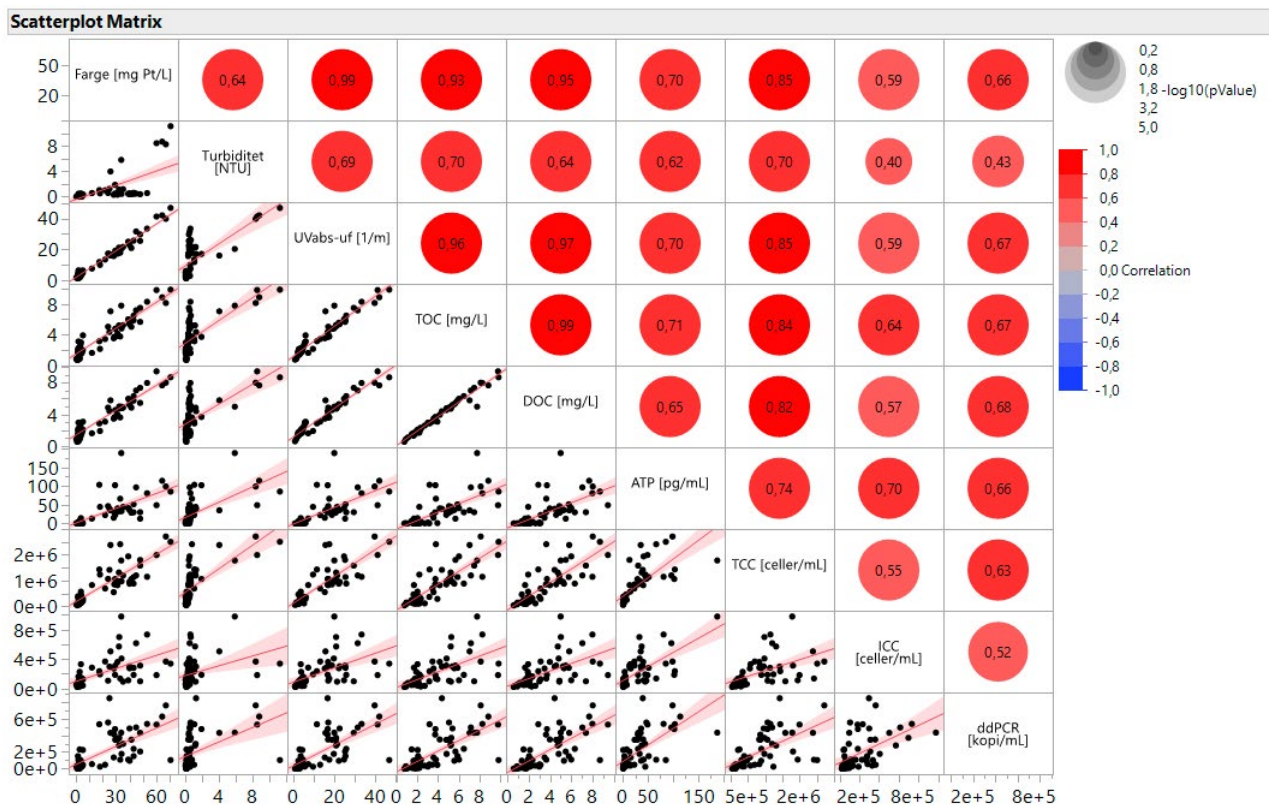
Sesongprøvene utgjør derfor et mangelfullt grunnlag for vurdering av ulike driftsmessige barriereindikatorparametere og parameterverdier. Slike vurderinger og koblinger mellom driftsforhold og oppnådd barriereeffekt bør baseres på kartlegging av dynamiske barriereforløp, dvs. tidsforløpet over hele filtersykluser, i perioder med driftsmessig stress i form av belastningsvariasjoner, returvanntilførsler, sub-optimale koaguleringsforhold, etc. For å kunne drive vannbehandlingsanleggene på en sikker og bærekraftig måte, er det følgelig viktig å kartlegge denne dynamikken/tidsforløpet av vannkvalitet og log-reduksjoner.

For kobling av driftsforhold og oppnådde barriereeffekter (log-reduksjoner) skal vi likevel kort vise noen resultater fra sesongprøvene. Deretter presenteres resultatene fra langtidsforsøkene (hele filtersykluser), forsøkene under driftsmessig stress, samt forsøkene med spiking.

6.1. Sesongmessige prøver og barriereindikatorer

For å finne ut i hvilken grad de forskjellige analysemetodene for bakterier er sammenlignbare ble det satt opp en korrelasjonsanalyse mellom de forskjellige metodene. For å vurdere hvilke parametere som kan utgjøre gode verktøy for en hygienisk sikker drift av vannbehandlingsanleggene, er det videre foretatt analyser av graden av samvariasjon (korrelasjon) mellom vanlig brukte (rutinemessige) fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametere og de ulike mikrobiologiske analyseparametere som her er anvendt.

Figur 6.1 viser resultatene fra en korrelasjonsanalyse av samtlige sesongprøver av råvann og filterutløpsvann fra koaguleringsanleggene. Figuren viser at det samlet sett er relativt god samvariasjon (korrelasjon) mellom sentrale fysisk/kjemiske vannkvalitetsparametere (i.e. farge og turbiditet) og mikrobiologiske analyseparametere i sesongprøvene av råvann og filterutløpsvann.

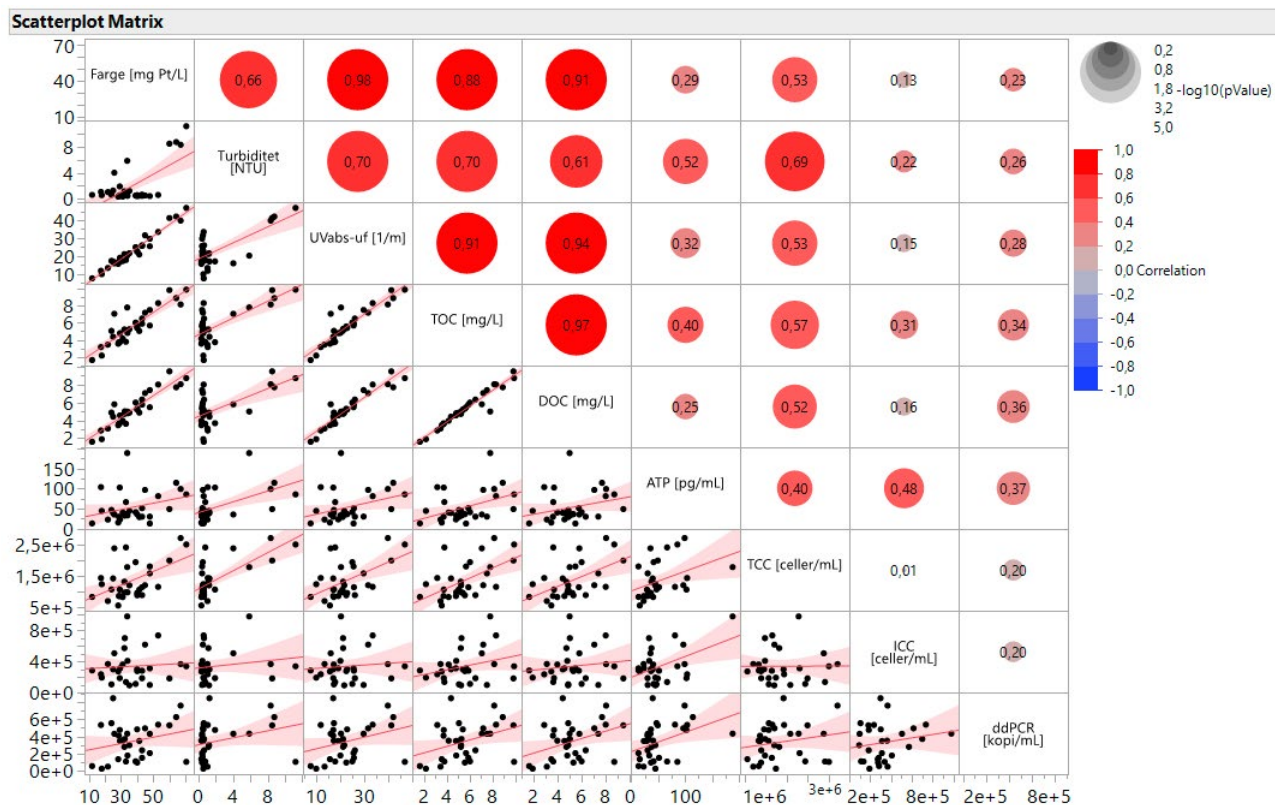


Figur 6.1. Analyseresultater for samtlige sesongprøver av råvann og filterutløpsvann (N=68) fra koaguleringsanleggene. Korrelasjon er vist mellom farge, turbiditet, UV-abs ufiltrert, TOC og DOC mot cellulært ATP, totalt celledtall (TCC), intakt celledtall (ICC) og 16S rRNA genkopier (ddPCR-Bact). Hver av parameterne er plottet mot hverandre og modellert korrelasjon er vist som en rød strek med skygge som viser usikkerheten i modellen (95 % konfidensnivå.). I kvadratene over diagonalen vises korrelasjonsfaktoren, mens størrelsen på sirkelen viser signifikansnivået, med økende signifikans med økende størrelse.

Figur 6.1 viser at det samlet sett for sesongprøvene av råvann og filterutløpsvann var statistisk signifikante korrelasjoner mellom alle parameterne: råvann har høye verdier av alle parametere og rentvann har lave verdier av alle og dermed får man en korrelasjon mellom alle metoder som følger samme trend. Det var imidlertid stor forskjell i korrelasjonsfaktorene, fra den laveste på 0.40 mellom turbiditet og ICC og til den høyeste på 0.85 mellom TCC og både farge og UV abs. Vi ser her bort fra korrelasjonene mellom parametere fra samme analysemetode (FCM) og de fysisk-kjemiske parameterne (farge, turbiditet, UV-abs, TOC, DOC). UV-abs hadde helt tilsvarende korrelasjon mot bakteriemetodene som farge, mens TOC var parameteren som hadde sterkest korrelasjon mot alle bakteriemetodene.

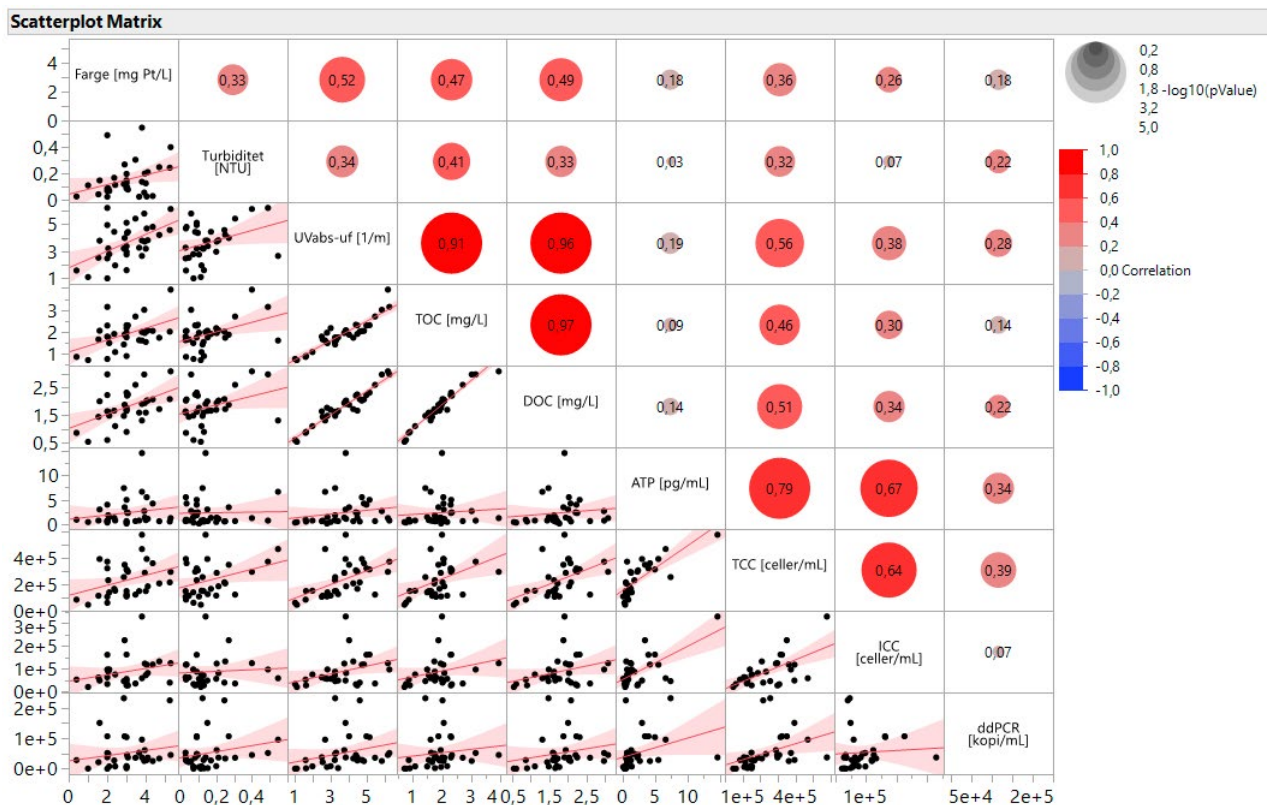
For å vurdere praktisk bruk av alternative metoder bør man se på råvann og rentvann hver for seg siden vannkvalitetsforskjellene er betydelige mellom råvann og filterutløpsvann. Derfor er det foretatt tilsvarende korrelasjonsanalyser mellom fysisk-kjemiske og mikrobiologiske parametere for råvann og filterutløpsvann hver for seg. Her er det større variasjon og ikke signifikant korrelasjon mellom alle parametere.

For råvannsprøvene (Figur 6.2) hadde TCC en signifikant korrelasjon mot alle fysisk-kjemiske analyseparametere, mens den eneste andre signifikante korrelasjonen mellom bakteriemetoder og fysisk-kjemiske parametere var ATP mot turbiditet. Det var også mangel på korrelasjon mellom bakterieanalysene, med unntak av mot ATP. Spesielt kan nevnes at TCC og ICC ikke korrelerer i råvann. Mangelen på korrelasjon kan skyldes at det i prosjektet kun er tatt fire prøver fra hvert råvann, og at det er stort spenn i type råvann. Det kan derfor tenkes at det kan være korrelasjoner mellom flere parametere dersom råvann fra samme kilde følges over tid for hvert enkelt vannverk.



Figur 6.2. Korrelasjonsanalyse for sesongmessige prøver av råvann (N=32). (Se nærmere forklaring i figurteksten til Figur 6.1).

For filterutløpsvann (Figur 6.3) var det også TCC som hadde sterkest korrelasjon mot fysisk-kjemiske parameterne med UV-abs som den sterkeste korrelasjonen, mens ATP hadde dårligst. ATP hadde sterk korrelasjon mot TCC og ICC, men ikke signifikant korrelasjon mot ddPCR-bakt. Betydningen av dette for vurdering av farge, turbiditet og UV-abs som indikatorer for mikrobiell vannkvalitet og hygienisk barriereeffekt er at alle parameterne synes å kunne indikere/skilte mellom råvann med høyt og lavt innhold av bakterier. Men for behandlet vann med lavere turbiditets- og bakterienivåer er ikke variasjonen i turbiditet korrelert med variasjonen i bakteriemengde. Farge ser derimot ut til å være korrelert med bakteriemengden også i behandlet vann, men ikke signifikant, mens UV-abs hadde signifikant korrelasjon mot TCC. Som beskrevet tidligere, kan manglende signifikant korrelasjon skyldes at variasjonsområdet for turbiditet i filterutløpsvann var svært snevert i sesongprøvene av filterutløpsvann.



Figur 6.3. Korrelasjonsanalyse for sesongmessige prøver av filterutløpsvann med unntak av to ikke-representative prøver (N=36): KIS 16.08.2022 og NYOS 25.04.2022 (hhv. dårlig spylt prøvekran og feil prøvepunkt). Nærmere forklaring er gitt i figurteksten til Figur 6.1.

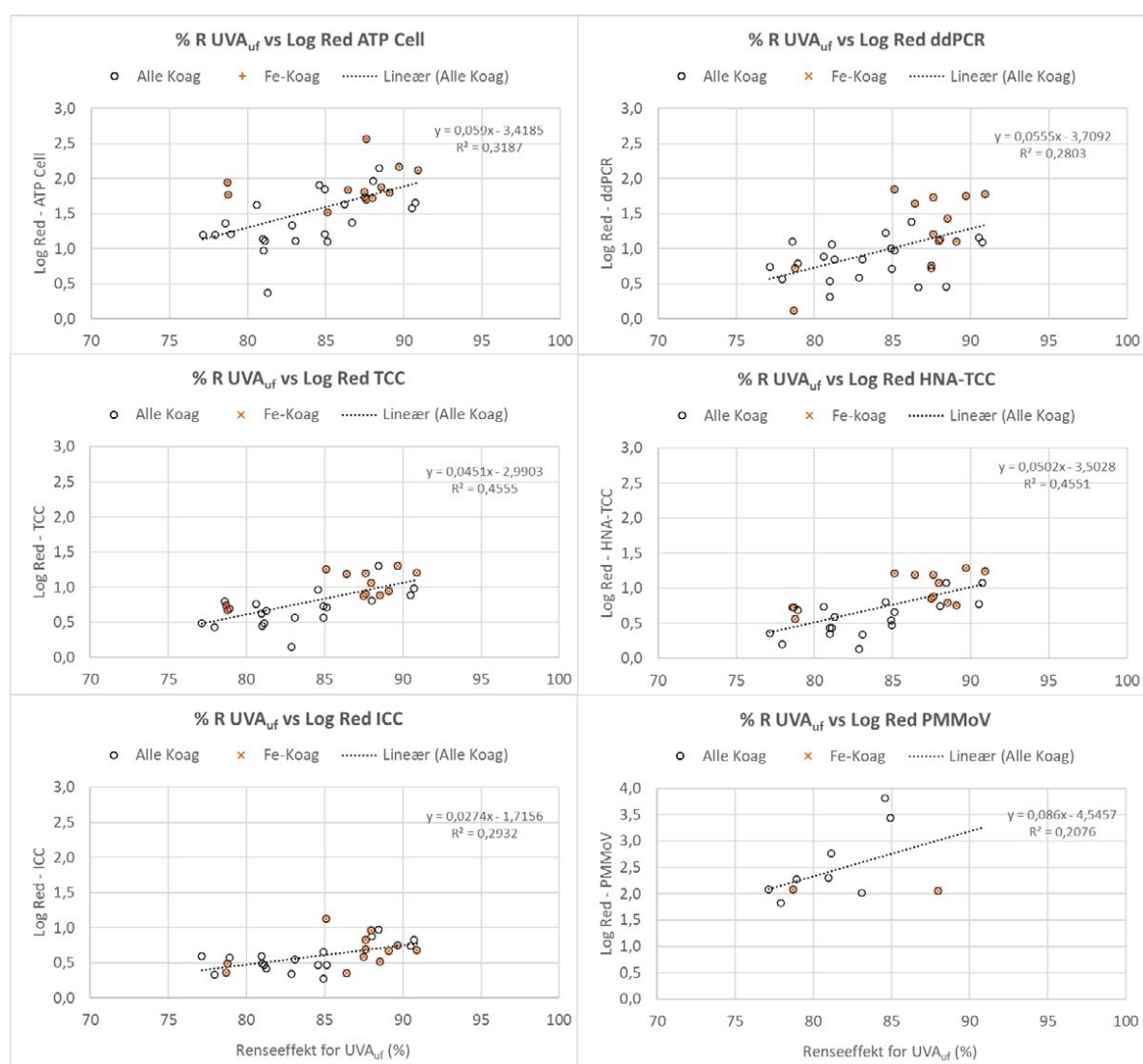
De tre mikrobiologiske analysemetodene som er benyttet i dette prosjektet benytter ulike prinsipper for kvantifisering av bakterieinnholdet: ATP for aktivitet, FCM for antall celler og ddPCR for antall genkopier. Basert på prinsippene for metodene ville man forventet at ICC skulle korrelere mot ATP siden bakterier med intakt membran skulle være mer aktive og inneholde mer ATP. Tilsvarende skulle en forvente at TCC og ddPCR burde korrelere sterkere siden totalt celletall og 16S-genkopier begge inkluderer både døde og levende bakterier, selv om antallet 16S genkopier kan variere mellom forskjellige bakteriearter.

Resultatene viser derimot bare svake korrelasjoner mellom ddPCR og TCC i råvann og filterutløpsvann hver for seg, mens ATP har korrelasjon mot både TCC og ICC som forventet. Dårligst korrelasjon med de andre metodene har ddPCR, noe som kan skyldes at antallet 16s genkopier kan variere mellom cellene, og at dette er en metode som krever mer prøveopparbeiding og som kan være påvirket av både PCR-inhibitorer og forskjell i gjenvinningsgrad fra filtrering og DNA-ekstraksjon.

Blant de anvendte analysemetodene for bakterier er det ATP som korrelerer best med de andre, og kan være en enkel hurtigmetode for sammenligning av relativ mikrobiell aktivitet mellom prøver. ATP hadde derimot dårlig korrelasjon mot fys-kjemiske parametere i filterutløpsvann. ATP-analyser kan i likhet med FCM-analyser også utføres som semi-kontinuerlige analyser, noe som er svært fordelaktig ved anvendelse som driftsmessige verktøy. Som vist i Figur 6.3 for filterutløpsvann er det relativt dårlig samvariasjon (korrelasjon) mellom analyseresultatene for vanlig anvendte barriereindikatorparametere som farge og turbiditet og de anvendte mikrobiologiske parametere. Som tidligere omtalt skyldes dette at prøvene ble tatt ut under optimale eller nær optimale driftsforhold og i den stabile filtreringsfasen, med tilhørende svært begrenset variasjonen i parameterverdiene. Av typiske driftsparametere er det imidlertid UV-abs som korrelerer best med de mikrobiologiske analyseparametere, noe som gjør at denne peker seg ut som en alternativ barriereindikatorparameter.

Et annet forhold som gjør laboratorieanalyserte sesongprøver mindre egnet for å vurdere aktuelle barriereindikatorer er det faktum at verdiene for turbiditet og UV-abs i sesongprøvene er målt på laboratoriet minst ett døgn etter at prøvene ble tatt ut. Disse verdiene vil ofte være høyere enn on-line verdier målt på anlegget. Slike forskjeller mellom on-line og laboratorieresultater skyldes normalt at prøvene inneholder restkoagulant (Al eller Fe) som kan felle ut som hydroksider under prøvetransport og/eller analyse. Dette gjerne som følge av CO₂-avdrivning og tilhørende pH-økning. Slike utfelte, kolloidale metallhydroksider kan derved gi vesentlige økninger i turbiditet og UV-abs i sesongprøvene, og slik sett bidra til dårligere korrelasjon med de mikrobiologiske parameterne.

Vi har også sett på korrelasjonen mellom log-reduksjoner av de mikrobiologiske analyseparameterne og renseeffekten for vanlig brukte barriereindikatorparametere. Figur 6.4 viser hvordan renseeffekten for UV-abs (%) korrelerer med log-reduksjonene av de analyserte mikrobiologiske analyseparameterne. Som vist ligger korrelasjonskoeffisientene i området 0.21-0.46.



Figur 6.4. Korrelasjoner mellom renseeffekter for UV-abs og log-reduksjoner for mikrobiologiske parametere i sesongprøver fra koaguleringsanleggene.

Renseeffektene for farge, turbiditet og TOC viser vesentlig dårligere korrelasjon med log-reduksjonene av ATP, TCC, ICC og ddPCR ($R^2 < 0.10$). De korrelerer noe bedre med log-red av PMMoV (< 0.10 - 0.25).

6.2. Langtidsforsøk, spikeforsøk og driftsmessig stresstesting

For å identifisere og vurdere egnede driftsmessige barrierindikatorparametre og parameterverdier ble det utført egne langtidsforsøk med hyppig vannprøvetaking og fysisk/kjemiske samt mikrobiologiske analyser over fulle filtersykluser (> 10 timer) ved Kattås pilot (ABV). I en siste forsøksrunde ble det også spiket med paprikavirus PMMoV (i form av Tabascosaus) og MS2 bakteriofager.

For videre å vurdere hvordan driftsmessig stress i form av ugunstige (suboptimale) driftsforhold påvirket barriereeffektiviteten ble det foretatt stressforsøk ved Svartediket VBA. Her ble det spiket med bakteriofagen MS2 og bakterien *Enterococcus faecium*.

Også ved Langevannsanlegget (IVAR) som benytter ozon-biofiltrering som vannbehandling, ble det foretatt spikeforsøk med de samme mikroorganismene for å kartlegge oppnådde barriereeffekter og log-reduksjoner over filtrene i denne vannbehandlingsprosessen.

I forhold til døgnpøverne og de øyeblikksverdier for barriereeffektivitet som disse gir, er langtidsforsøk med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser vesentlig bedre egnet for kobling av driftsforhold og oppnådde barriereeffekter og tilhørende vurderinger av barrierindikatorparametre og parameterverdier. Langtidsforsøkene og forsøkene med spiking beskrives nærmere nedenfor.

6.3. Langtidsforsøk og spikeforsøk ved Kattås Pilot

Vannprøvene fra langtidsforsøkene med fulle filtersykluser ble analysert for mikrobiologiske parametre (ATP og FCM) ved NIVA, samt for rutineparametre i regi av Asker og Bærum Vannverk (ABV). I tillegg ble sentrale driftsparametre registrert av ABV (trykktap, UV-Abs, Turbiditet, etc.).

Forsøkene ble utført i 3 runder:

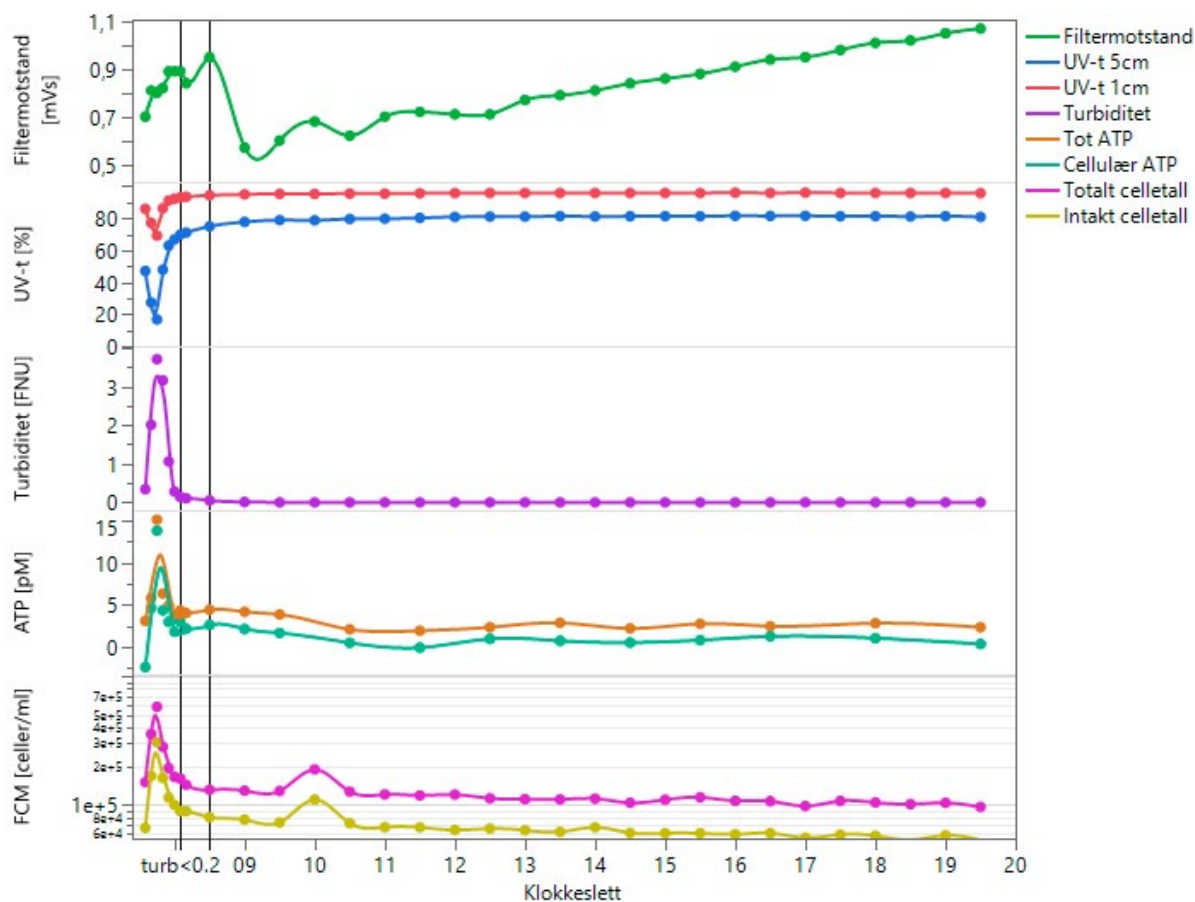
- Runde 1; 22. desember 2022; Koagulantdose 3.0 mg Fe/L; filtreringshastighet 5.2 m/t; 8.3 m/t under filtermodning
- Runde 2; 10. mai 2023; 3.5 mg Fe/L, filtreringshastighet 5.2 m/t; 8.3 m/t under filtermodning
- Runde 3; 7. juni 2023; Spiking med PMMoV og MS2 og retur av modningsvann og dekantat ble iverksatt etter henholdsvis 2.5 og 1.5 timers filtrering

Forsøket i juni inkluderte spiking, der PMMoV (i form av Tabascosaus som inneholder chilipepper og store mengder PMMoV) og MS2 ble dosert til filterinnløpsvannet. Før bruk ble Tabascosausen behandlet i en «bead beater» for å knuse partikler og frigjøre virus. Deretter ble sausen sentrifugert og den partikkelfrie supernatanten ble brukt til spiking. Målet med spikingen var å oppnå en viruskonsentrasjon som var høy nok til å analysere vannprøvene direkte, uten ultrafiltrering. Siden analysene viste seg å være påvirket av koagulantinnholdet (3.5 mg Fe/L) i filterinnløpsvann, ble det også utført en supplerende prøvetakings- og analyserunde der to parallelle råvannsprøver fra Kattås Pilot ble spiket med virus i laboratoriet, der én av prøvene også ble tilsatt koagulant i form av 3.5 mg Fe/L (som PIX). Begge prøvene ble så analysert for virusinnhold. Forsøkene ble utført for å fremskaffe en korreksjonsfaktor for virusinnholdet i filterinnløpsvannet, siden et høyt innhold av koagulant (3.5 mg Fe/L) hemmet ekstraheringen av virus RNA. Log-reduksjonene av PMMoV og MS2 ble så beregnet ut fra de korrigerede konsentrasjonsnivåene i filterinnløpsvann. De andre mikrobiologiske analysene (ATP og FCM) ble også påvirket av koagulantinnholdet i filterinnløpsvann, men dette var uten betydning for beregning av log-reduksjonene siden disse er basert på innholdet i råvannet.

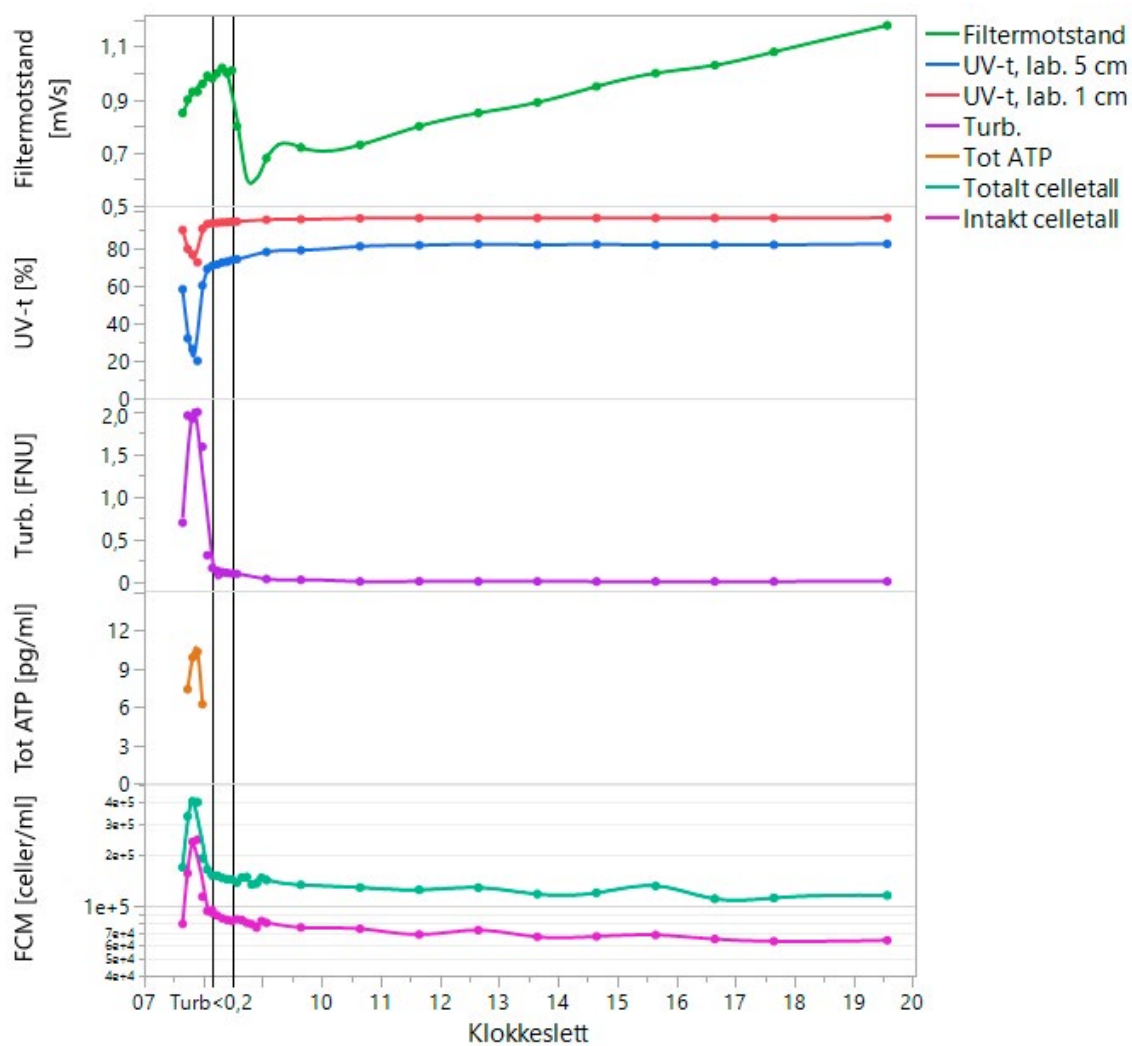
Sentrale spørsmål som ønskes belyst i disse forsøkene er hvilke log-reduksjoner som oppnås for spikede virus og de anvendte mikrobiologiske analyseparametrene. Det var også viktig å vurdere hvilke driftsparametre som korrelerer best med de oppnådde log-reduksjoner, og som derved egner seg best som indikatorer for barrieremessig sikker drift.

Resultatene utgjør derved også et grunnlag for å vurdere alternative barriereindikatorparametere (til turbiditet) og eventuelt også andre parameter-verdier (enn 0.2 NTU).

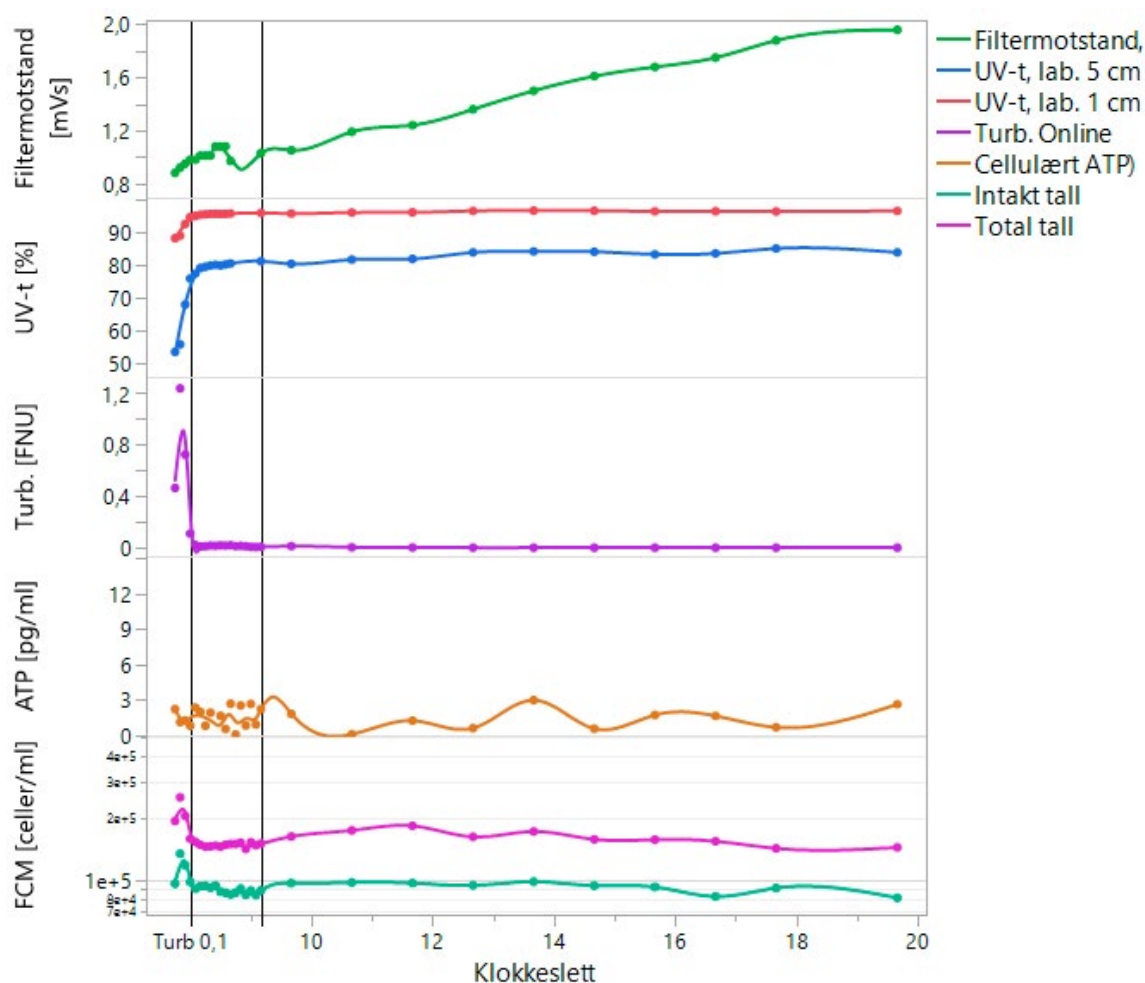
Figurene 6.5, 6.6 og 6.7 viser tidsforløpet for sentrale drifts- og vannkvalitetsparametere i forsøksrunde 1, 2 og 3. Her er vist trykktapsutviklingen i filtersengen over de nær 12 timer som filtersyklusen varte, sammen med resultatene fra målinger av UV-transmisjon og turbiditet, og analyser av total og cellulær ATP (pg/mL) og FCM-analyser av totale og intakte bakterier (celler/mL) av hyppig uttatte prøver av filterutløpsvann. Vertikale linjer i figuren angir tiden der turbiditeten går under verdier på 0.2 og 0.1 FNU.



Figur 6.5. Kattås Pilot – Tidsforløp av filterutløpsvann i forsøksrunde 1 (desember 2022) med oversikt over analyser og driftsparametere. De to vertikale linjene angir når turbiditeten først gikk under 0.2 og 0.1 FNU. Samtidig som turbiditeten gikk under 0.1 FNU (60 min; slutt filtermodning) ble også filterbelastningen endret fra 8.4 til 5.3 m³/t, og innpumping av returvann (5 %) ble startet. Koagulantdose: 3 mg Fe/L.



Figur 6.6. Kattås Pilot – Forløp av filterutløpsvann i forsøksrunde 2 (mai 2023), med oversikt over analyser og driftsparametere. De to vertikale linjene angir når turbiditeten først gikk under 0.2 og 0.1 FNU. Filterbelastningen ble endret fra 8.4 til 5.3 m/t ved avsluttet 60 min filtermodnings-periode (5 min etter at turbiditeten gikk under 0.1 FNU. Pumping av returvann (5 %) fra og med 60 min. Koagulantdose: 3.5 mg Fe/L.



Figur 6.7. Kattås Pilot – Forløp av filterutløpsvann i forsøksrunde 3 med spiking (juni 2023) med oversikt over analyser og driftsparametere. Den første vertikale linje angir når turbiditeten først gikk under 0.1 FNU og den andre angir tidspunktet for start innpumping av returvann. Filterbelastningen ble endret fra 8.4 til 5.3 m/t ved avsluttet filtermodning etter 60 minutters filtrering. Returvann fra og med 1.5 time. Start spiking etter 2.5 time. Koagulantdose: 3.5 mg Fe/L.

Tabell 6.1 viser resultater fra spikingsforsøkene (Runde 3) i form av mikrobiologiske vannkvalitetsdata for råvann, returvann, filterinnløpsvann og filterutløpsvann (analysert av NMBU og NIVA), samt fysisk-kjemiske driftsdata analysert av ABV. For PMMoV og MS2 viser tabellen korrigerte analysedata for det koagulerende filterinnløpsvannet, slik som tidligere beskrevet. Tilsetningen av spikeløsningen til filterinnløpsvannet ble igangsatt etter 2.5 timers filtrering, mens tilbakeføring av returvann (modningsvann + dekantat) ble startet etter 1.5 timers filtrering. I mengde utgjorde returvannet 5 % og råvannet 95 % av filter-innløpsvannet. Supplerende vannkvalitetsdata for råvann, returvann, filterinnløpsvann og filterutløpsvann er vist i Tabell 6.2.

Siden filterinnløpsvannet består av en blanding av råvann (95 %) og returvann (5 %), bør konsentrasjonene av de målte parametere i filterinnløpsvann ligge et sted mellom innholdet i råvann og returvann. Også ATP- og FCM-analysene av filterinnløpsvann ble i likhet med virusanalysene påvirket av koaguleringen og det høye Fe-innholdet (3.5 mg/L) i filterinnløpsvannet. Men for beregning av log-reduksjoner for ATP og FCM over filtertrinnet spiller dette liten rolle, siden disse beregnes ut fra konsentrasjonsnivåene i råvannet.

Konsentrasjonene av ATP, TCC og ICC i filterinnløpsvannet kan om ønskelig beregnes ut fra en enkel massebalanse. Dette fordi vi kjenner konsentrasjonene i både råvann og returvann og mengde-forholdet mellom disse to vann-strømmene:

$$C_{\text{Filterinnløpsvann}} = 0,95 \cdot c_{\text{Råvann}} + 0,05 \cdot c_{\text{Returvann}}$$

Tabell 6.1. Analysedata for spikeforsøkene ved Kattås Pilot i juni 2023. (Analyser fra NMBU, NIVA og ABV). (Koagulantdose 3.5 mg Fe/L; Koag-pH 4.1; filtreringshastighet 7.3 m/t). Analyser av filter-innløpsvann er påvirket av det høye koagulant-innholdet (3.5 mg Fe/L), noe som gir feilaktige verdier, og tabellen viser derfor korrigerte verdier for PMMoV og MS2. Koag-pH og turbiditet i filterutløps-vann er målt on-line, mens UV-T er målt på lab og UV-Abs er beregnet fra UV-T.

Prøve	Filtr-tid timer	NMBU		NIVA							ABV				
		PMMoV #/mL	MS2 #/mL	TCC mill/mL	ICC mill/mL	HNA-TCC Celler/ml	HNA-ICC Celler/ml	Tot-ATP pg/mL	Fri ATP pg/mL	Cellular ATP pg/mL	Koag-pH Online	Utløps-pH Online	Turb. FNU Online	UV-T-50 %	UV-Abs 1/m
Råvann	2,0	63	28	0,635	0,414	355041	252730	32,69	4,52	28,17					
Råvann	5,0	28	28	0,648	0,428	366606	265820	35,36	6,22	29,14					
Råvann	8,0	41	28	0,648	0,412	398031	256837	29,47	12,28	17,19					
Returvann	2,0	28	28	3,080	1,067	2123660	637853	48,20	2,23	45,98					
Returvann	5,0	28	28	3,065	1,135	1984434	671296	49,39	2,38	47,01					
Returvann	8,0	29	28	3,000	1,197	2094300	727651	50,04	3,28	46,76					
Filter-innløp	2,0	155	112								Koagulantinnholdet (3.5mg Fe/L) i koagulert filter-innløpsvann interfererer med analysene av PMMoV, MS2, TCC, ICC og ATP. PMMoV- og MS2-verdiene er her korrigert (faktor 4) basert på supplerende labforsøk der vann uten og med koagulant (3.5 mg Fe/L) ble analysert				
	3,0														
	4,0	940000	92800												
	5,0	884000	108000												
	7,0	1228000	114800												
	8,0	1388000	109200												
Filter-utløp	10,0	161600	21960												
	0,08			0,194	0,095	83259	47418	4,63	2,40	2,24		8,4	0,46	53,3	5,47
	0,17			0,253	0,134	124750	73659	3,40	2,26	1,14		7,7	1,23	55,6	5,10
	0,25			0,205	0,118	107464	70082	4,33	3,05	1,28		7,7	0,72	67,8	3,38
	0,33			0,159	0,097	85913	60091	2,87	2,04	0,83		8,0	0,11	75,8	2,41
	0,42			0,153	0,090	82971	56970	3,95	1,59	2,37		8,1	0,02	77,3	2,24
	0,50			0,148	0,093	81236	57936	4,05	2,06	2,00		8,3	0,01	79,0	2,05
	0,58			0,145	0,093	87515	59007	3,15	2,32	0,83		8,3	0,01	79,4	2,00
	0,67			0,146	0,091	80176	57579	3,65	1,72	1,93		8,4	0,02	79,8	1,96
	0,75			0,147	0,093	82575	57600	2,84	3,66			8,4	0,02	80,0	1,94
	0,83			0,145	0,087	80851	55596	3,70	2,04	1,66		8,4	0,02	79,8	1,96
	0,92			0,148	0,086	80686	54776	3,07	2,51	0,56		8,4	0,02	80,1	1,93
	1,00			0,149	0,084	84095	55842					8,4	0,02	80,4	1,89
	1,08			0,150	0,086	84606	54691	3,05	2,96	0,09		8,4	0,01		
	1,17			0,152	0,090	86061	59357					8,4	0,01		
	1,25			0,141	0,084	81262	54014	2,59	1,74	0,86		8,4	0,01		
	1,33			0,152	0,088	86905	55917					8,4	0,01		
	1,42			0,147	0,084	92269	54070	2,54	1,60	0,94		8,4	0,01		
	1,50			0,150	0,088	86629	57058					8,4	0,01	81,1	1,82
	2,00	12	4	0,163	0,096	84425	58874					8,4	0,01	80,3	1,91
	3,00	44	39	0,174	0,097	95881	59182	2,62	2,51	0,11		8,4	0,00	81,6	1,77
	4,00	262	90	0,184	0,096	97633	56828	3,37	2,11	1,26	4,1	8,4	0,00	81,8	1,74
	5,00	3400	148	0,162	0,094	88885	54905	2,22	1,59	0,63	4,0	8,3	0,00	83,8	1,54
	6,00	314	172	0,172	0,098	91222	56759				4,0	8,3	0,00	84,1	1,50
	7,00	1330	164	0,158	0,093	83751	53144	3,00	2,41	0,58	4,0	8,3	0,00	84,0	1,51
	8,00	93	21	0,157	0,092	82281	52935				4,0	8,3	0,00	83,2	1,60
	9,00	1670	95	0,154	0,083	77035	48236				4,0	8,3	0,00	83,5	1,57
	10,00	466	81	0,142	0,091	82441	50426	2,49	1,79	0,70	4,0	8,3	0,00	85,0	1,41
	12,00	580	148	0,144	0,081	73052	46626				4,0	8,4	0,00	83,8	1,54

Start dosering av spikeløsning etter 2.5 times filtrering. Start tilbakeføring av returvann (modningsvann + dekantat) etter 1.5 timer (5 % returvann; 95 % råvann).

Filterinnløp: Råvann+Retur+Spikeløsning+PIX. Deteksjonsgrenser for PMMoV og MS2: 28/mL for Råvann, Filterinnløp og Returvann, og 4,2/mL for Filterutløpsvann

Tabell 6.2. Supplerende data for kvalitet på råvann, returvann, filterinnløpsvann og filterutløpsvann under spikeforsøkene ved Kattås Pilot. Prøvene ble tatt etter 5 timers filtrering.

Prøve	Filtr- tid timer	Eurofins																
		Kim -22	E.coli	Coliforme	IE	CP	pH	Turb	Farge	Alk	Cl	SO ₄	Tot-P	TOC	Tot Al	Tot Fe	Ca	Mn
	1/mL	MPN/100mL	MPN/100mL	cfu/100mL	cfu/100mL		FNU	mg Pt/L	mmol/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	µg/L
Råvann	5 t	7	<1	<1	<1	<1	7,3	0,3	16	0,28	1,6	3,31	7	3,2	48	20	6	1,3
Returvann	5 t	200	<1	1	<1	1	7,2	21	15	0,56	16	22,1	16	9,2	210	10000	27	79
Filterinnløp	5 t	15	<1	<1	<1	<1	4,2	7,7	<2	<0,03	13	11,4	25	3,5	62	3900	7	14
Filterutløp	5 t	<1	<1	<1	<1	<1	8,0	0,1	<2	0,83	13	10,3	5	1,1	24	15	23	2,5

Basert på tallene i Tabell 6.1, viser Tabell 6.3 oppnådde log-reduksjoner for virus (PMMoV og MS2), bakterier (FCM-data) og ATP. Log-reduksjonene i filterutløpsvann er beregnet med utgangspunkt i konsentrasjonene i spiket og koagulert filterinnløpsvann for PMMoV og MS2, og med utgangspunkt i råvann for FCM og ATP. Returvannstilførselen ble startet etter 1.5 timers filtrering, og doseringen av spikeløsningen til filterinnløpsvannet ble startet etter 2.5 timers filtrering. Statistikkdataene nederst i tabellen gjelder for tiden etter start dosering av spikeløsningen (3-12 timers filtrering).

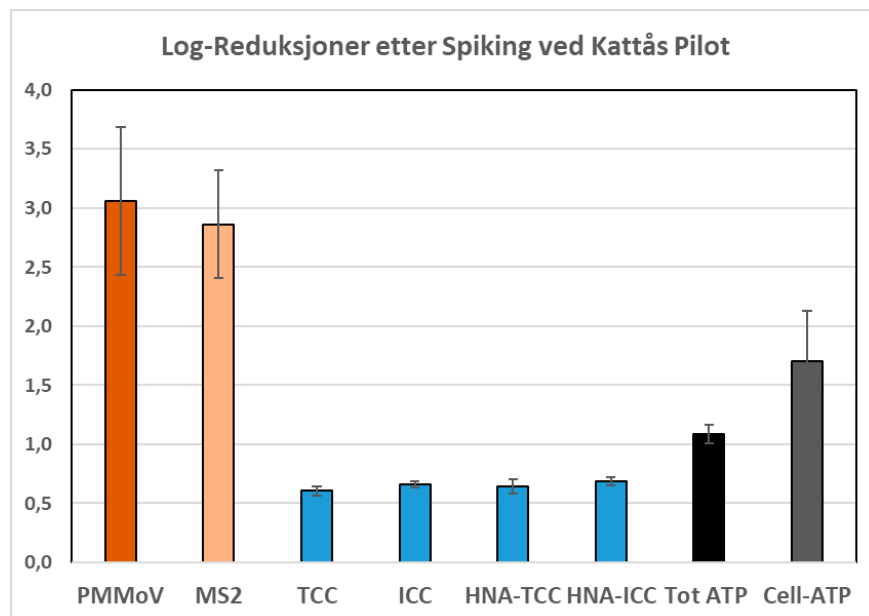
Tabell 6.3. Log-reduksjoner i filterutløpsvann under spikeforsøk med Tabasco (PMMoV) og MS2 ved Kattås Pilot i juni 2023. Filterutløpsprøver tatt i stabil filtreringsfase etter 3-10 timers filtrering. For PMMoV og MS2 er log-reduksjonene beregnet ut fra korrigerte tall for filterinnløpsvann (jfr. Tabell 6.1), mens log-reduksjonene for de andre parameterne er beregnet ut fra konsentrasjonene i råvannet.

Filtreringstid timer	Log-Red: Fra Spiket Filterinnløp til Filterutløpsvann		Log-Red: Fra Råvann til Filterutløpsvann					
	PMMoV	MS2	TCC	ICC	HNA-TCC	HNA-ICC	Tot ATP	Cell-ATP
1,5	Start Returvann (modningsvann+dekanteringsvann)							
2	1,10	1,43	0,59	0,63	0,62	0,63		
2,5	Start spiking							
3			0,56	0,63	0,57	0,63	1,10	2,41
4	3,55	3,01	0,54	0,63	0,56	0,65	0,99	1,35
5	2,41	2,86	0,60	0,66	0,62	0,68	1,20	1,67
6	3,45	2,80	0,58	0,64	0,60	0,67		
7	2,97	2,85	0,61	0,66	0,64	0,70	1,07	1,70
8	4,17	3,72	0,62	0,65	0,68	0,69		
9	2,92	3,06	0,62	0,70	0,71	0,73		
10	2,54	2,43	0,66	0,66	0,68	0,71	1,07	1,39
12	2,45	2,17	0,65	0,71	0,74	0,74		
Avg Ut 3-12 t	3,1	2,9	0,6	0,7	0,6	0,7	1,1	1,7
StDev	0,6	0,5	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,4
Min	2,4	2,2	0,5	0,6	0,6	0,6	1,0	1,3
Max	4,2	3,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,2	2,4
Start Returvann etter 1.5 t; Start dosering av spikeløsning etter 2.5 times filtrering. Filterinnløp: 95 % Råvann + 5 % Returvann + Spikeløsning + PIX								
Deteksjonsgrenser for PMMoV og MS2 er 28/mL for Råvann, Filterinnløp og Returvann, og 4,2/mL for Filterutløpsvann								
Log-Red basert på nærmeste foregående prøve av Filterinnløp og Råvann								

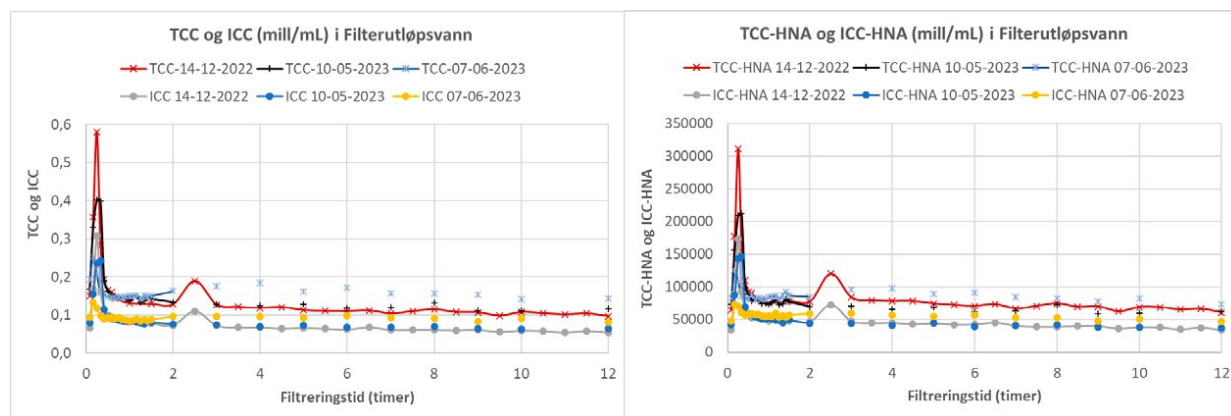
Tabell 6.3 og Figur 6.8 viser at midlere oppnådde log-reduksjoner var 3.1 og 2.9, med minimums- og maksimumsverdier i området 2.4-4.2 og 2.2-3.7 for henholdsvis PMMoV og MS2. Gjennomsnittlige log-reduksjoner for PMMoV og MS2 er relativt like, noe som styrker verdien av PMMoV som en prosessindikator for virus. Bakteriofagen MS2 er en mye brukt indikator, mens PMMoV er i utprøvningsfasen. PMMoV kan bli en verdifull prosessindikator fordi viruset vanligvis forekommer i høyere konsentrasjoner enn MS2 og andre bakteriofager i vannkilder.

Ved å sammenlikne log-reduksjonen for PMMoV i spike-forsøket (3.1) med resultatene fra de risikobaserte prøveut-takene (≥ 1.9 og 2.5) ser vi at reduksjonen er en god del større for spikeforsøket. Det kan ha flere årsaker. For risikoba-sert uttak som gir log-reduksjon på ≥ 1.9 ble det ikke påvist PMMoV i filterutløpsvannet. Da bruker vi LOD-verdien på 28 kopier per 10 liter til utregning av log-reduksjon. I praksis kan det ha vært 0 kopier per 10 liter vann og det ville gitt en log-reduksjon på 3.4. Fordelen med å spike er altså at vi kan påvise virus i filterutløpsvannet og vi kan dermed regne ut en mer presis log-reduksjon. En annen faktor er at vi slipper å oppkonsentrere virus fra vannet når vi spiker, noe som fjerner en kjent feilkilde.

For bakterier er de midlere log-reduksjonene (regnet fra råvannet) relativt stabile (0.6-0.7) for alle FCM-parametrene, men middelnivået er betydelig lavere enn for virus. For total og cellulær ATP er midlere log-reduksjon henholdsvis 1.1 og 1.7, med variasjoner (min-max) i området 1.0-1.2 og 1.3-2.4.



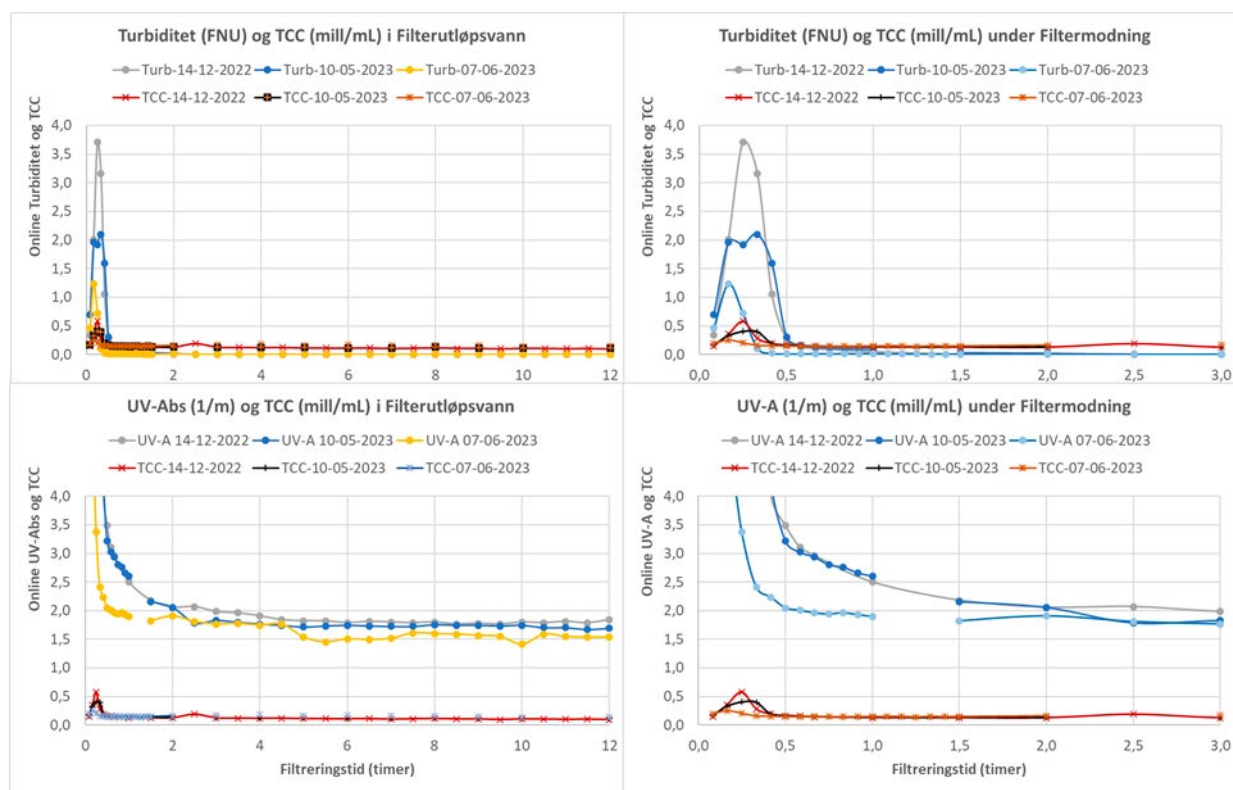
Figur 6.8. Log-reduksjoner (AVG og StDev) etter spiking med virus (PMMoV) og bakteriofager (MS2) ved Kattås Pilot. Verdiene for bakterier og ATP er beregnet ut fra konsentrasjonene i råvannet, mens log-reduksjonene for PMMoV og MS2 er beregnet ut fra konsentrasjonene i spiket filterinnløpsvann.



Figur 6.9. Kattås Pilot: Forløp av TCC, ICC, TCC-HNA og ICC-HNA i filterutløpsvann i forsøksrunde 1, 2 og 3 (henholdsvis i desember 2022; mai og juni 2023).

Det var kun i forsøksrunde 3 at man doserte virus (PMMoV) og bakteriofager (MS2) til filterinnløps-vannet på Kattås Pilot. I forsøksrunde 1 og 2 ble det tatt jevnlig prøver over fulle filtersykluser for mikrobiologiske analyser (ATP og FCM) samt fysisk-kjemiske driftsparametere, herunder turbiditet og UV-absorbans. Under forsøksrunde 2 (mai 2023) var det problemer med ATP-analysen med høy bakgrunnsstøy, noe som gjorde at de fleste prøvene var under deteksjonsgrensen, inkludert alle filtrerte prøver. Derfor er det bare prøvene med høyest innhold som vi har verdier for, og kun totalt ATP (ikke cellulær ATP) for denne prøveserien.

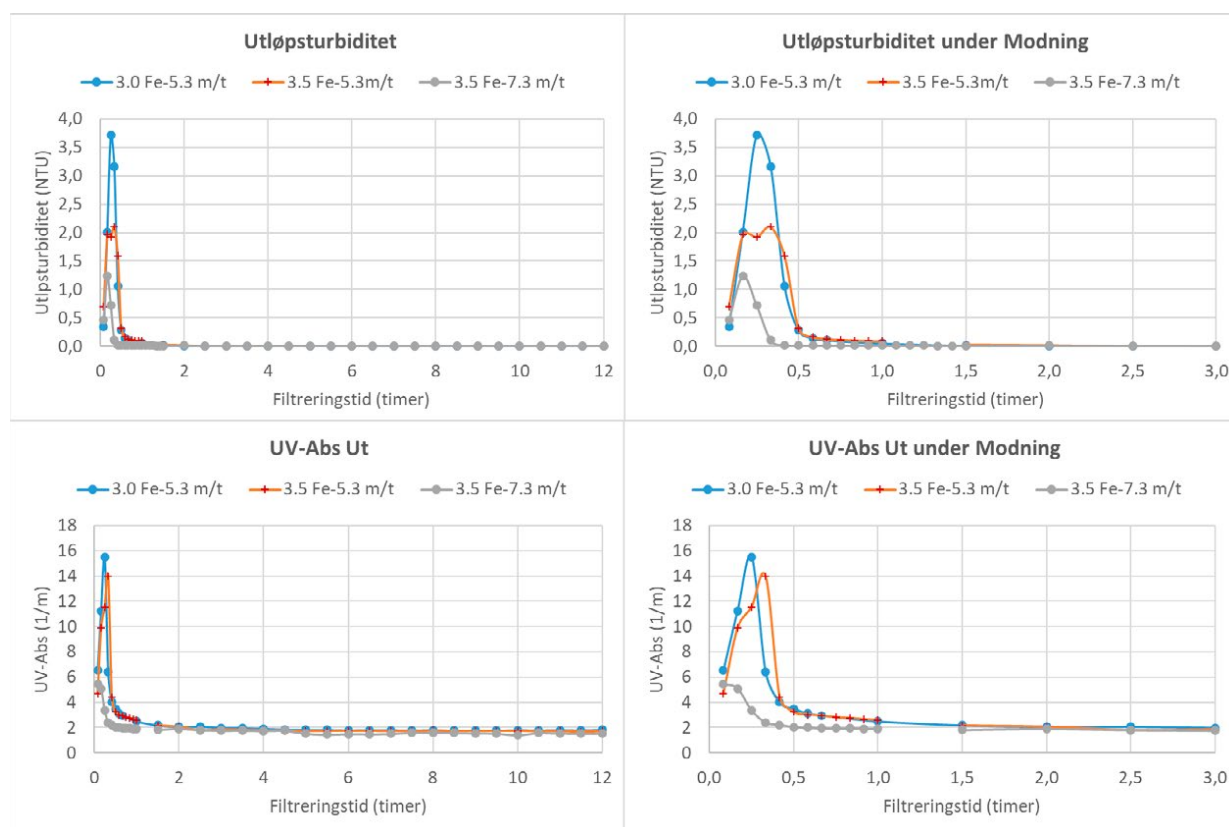
For alle tre forsøksrunder viser Figur 6.9 hvordan innholdet av TCC, ICC, TCC-HNA og ICC-HNA endret seg med filtreringstiden, mens Figur 6.10 viser forløpet av turbiditet, UV-absorbans og TCC-innhold i filterutløpsvann i de tre forsøkene ved Kattås Pilot. Tilbakeføringen av returvann som ble startet etter 1.5 timers filtrering synes ikke å ha noen stor prosessmessig innvirkning, men Figur 6.9 viser en kortvarig økning i TCC og ICC-innholdet.



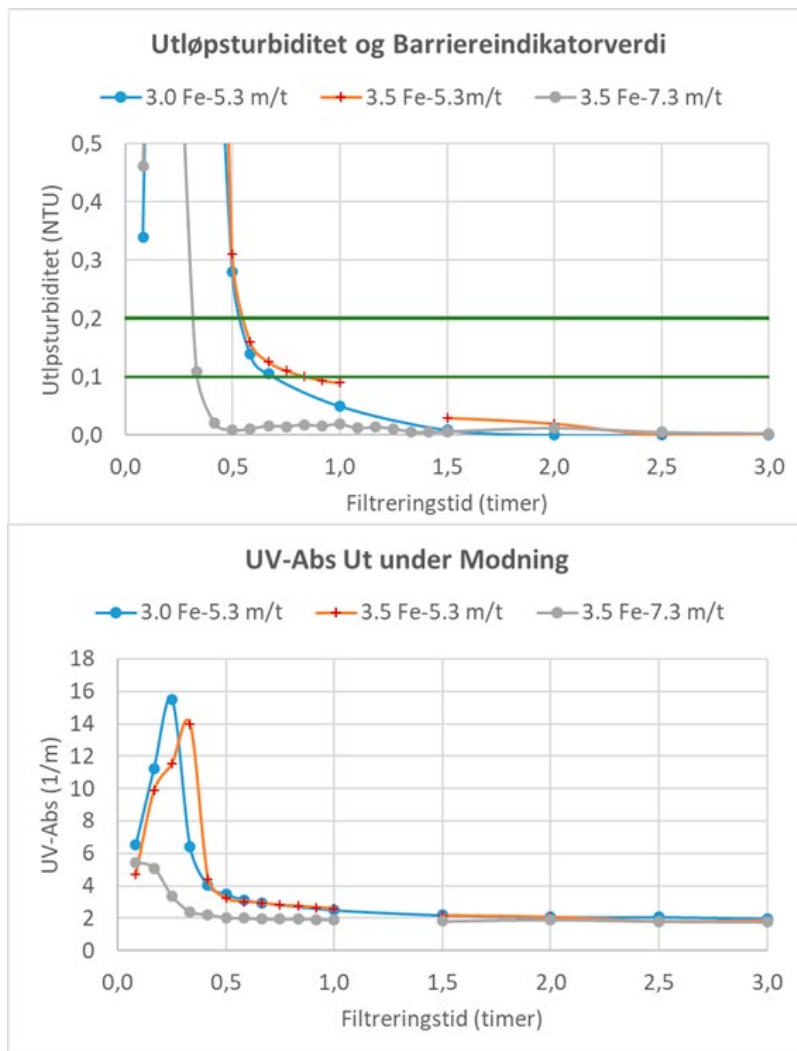
Figur 6.10. Kattås Pilot: Tidsforløp av Turbiditet, UV-abs og TCC-innhold i filterutløpsvann over fulle filtersykluser (venstre deler) og under filtermodning (høyre deler).

Figur 6.11 viser spesifikt hvordan nivåene for de to potensielle barriereindikatorparameterne utløpsturbiditet og UV-abs endres med filtreringstiden (0-12 timer). Høyre del av figurene fokuserer på filtermodningstiden (0-3 timer). Det fremgår tydelig at økt koagulantdose og økt filtreringshastighet bidrar til å redusere lengden på modningsperioden.

Figur 6.12 viser turbidetsforløpet i de tre tidsseriene ved Kattås Pilot. Her er også barriereindikatorverdiene for turbiditet lagt inn, henholdsvis 0.2 NTU som er en etablert verdi i Norge, og 0.1 NTU som anvendes blant annet i England og USA. Nedre del av figuren viser på tilsvarende måte målte verdier for UV-absorbsans i filterutløpsvannet. Basert på disse resultatene kan UV-abs (1/m) lanseres som en alternativ og/eller supplerende barriereindikatorparameter, med en indikatorverdi i området 2-4.

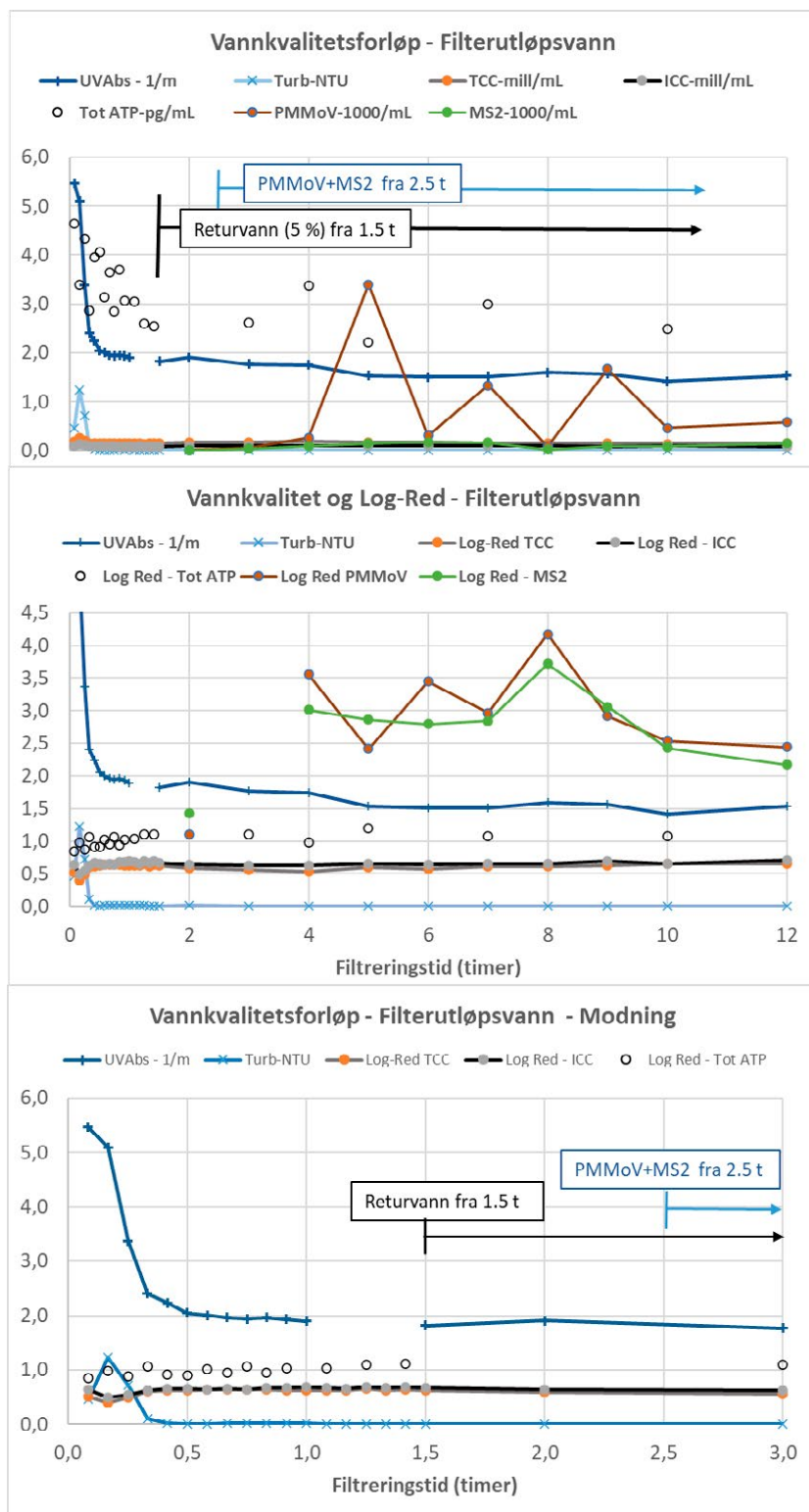


Figur 6.11. Kattås Pilot: Forløp av turbiditet og UV-abs i filterutløpsvann under hele filtersykluser (venstre) og under filtermodning (høyre del). Koagulantdoser: 3.0 og 3.5 mg Fe/L; Filtreringshastigheter: 5.3 og 7.3 m/t.



Figur 6.12. Kattås Pilot: Forløp av turbiditet (øverst) og UV-abs (nederst) under filtermodning, med innlagte barriereindikatorverdier for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre (0.1 og 0.2 NTU).

For forsøksrunde 3 med spiking (juni 2023) gir Figur 6.13 en oppsummerende oversikt over kvalitetsforløpet av filterutløpsvann over hele filtersyklusen (øverst), med oppnådde log-reduksjoner (midten). Nederst er vist forløpet under filterets modningsperiode.



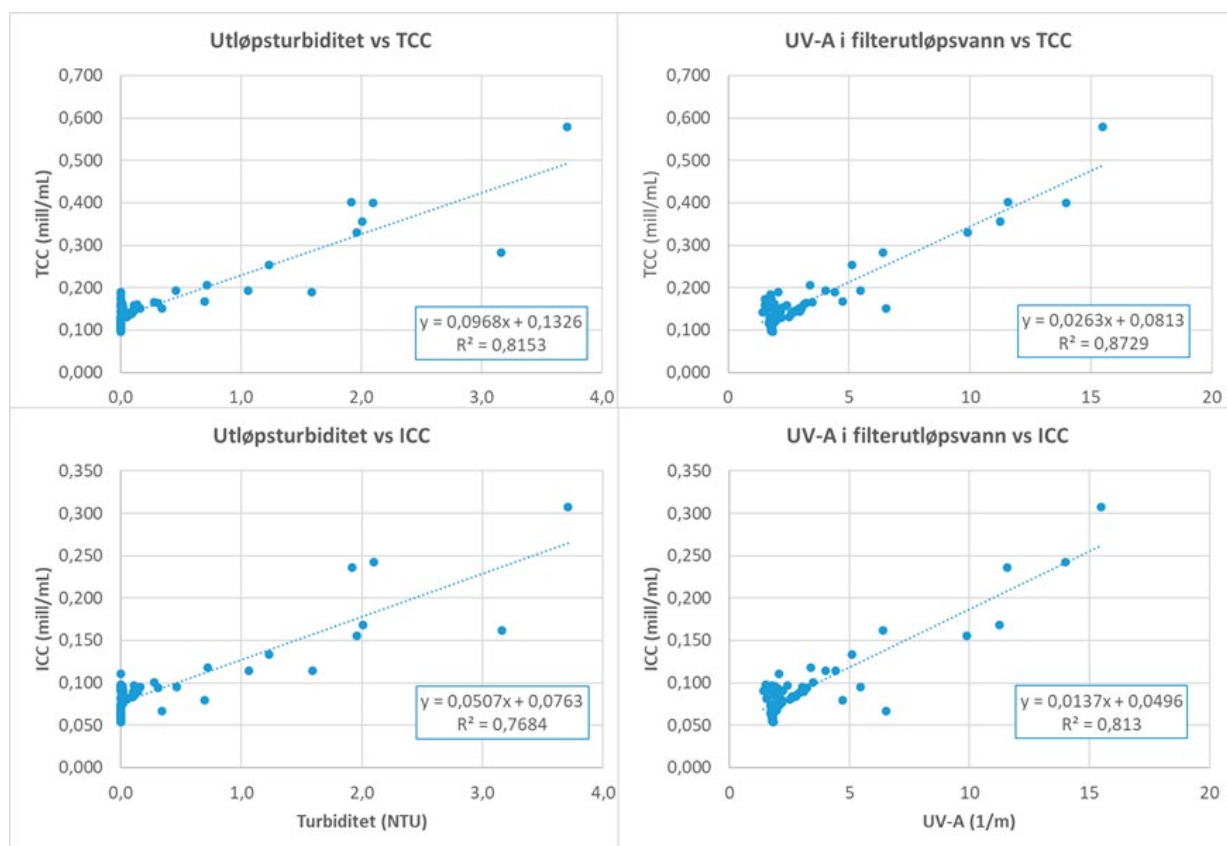
Figur 6.13. Kattås Pilot. Forsøksrunde 3 med spiking (Juni 2023). Kvalitetsforløp på filterutløpsvann over hele filtersyklusen (øverst) og under filtermodning (nederst), samt vannkvalitetsforløp og log-reduksjoner av TCC, ICC, ATP og spike-organismerne PMMoV og MS2 (midten). 95 % råvann og 5 % returvann. Spikeløsning ble tilsatt fra og med 2.5 time og returvann fra og med 1.5 times filtrering.

6.3.1. Barriereindikatorer

Figur 6.14 viser hvordan driftsmessige barriereindikatorer (turbiditet og UV-abs) i filterutløpsvann korrelerer med oppnådde log-reduksjoner for utvalgte mikrobiologiske parametere (totale og intakte bakterier; TCC og ICC) under langtidsforsøkene på Kattås. Begge barriereindikatorparameterne korrelerer godt med både TCC og ICC, og UV-abs gir noe bedre korrelasjon enn turbiditet. Korrelasjonskoeffisientene (R^2) mot TCC er 0.82 for turbiditet og 0.87 for UV-abs, mens de for ICC er 0.77 for turbiditet og 0.81 for UV-abs. Tabell 6.4 viser korrelasjonskoeffisienter for alle analyseparametere i forsøkene.

Korrelasjonskoeffisientene som ble oppnådd under langtidsforsøkene med fulle filtersykluser inklusive filtermodning er som ventet vesentlig høyere enn tilsvarende korrelasjoner oppnådd for sesongprøvene. Sesongprøvene viste snevre variasjonsområder for vannkvalitet generelt og barriereindikatorer spesielt. Dette fordi sesongprøvene ble tatt ut i den stabile filtreringsfasen, og under optimale eller nær optimale driftsforhold på anleggene. Følgelig var variasjonene små, noe som gir et dårlig grunnlag for korrelasjonsanalyser.

Ut fra disse resultatene anses både turbiditet og UV-Abs (UV-T) som gode kandidater/verktøy for en hygienisk sikker drift. Dette også fordi det finnes gode instrumenter for online måling av begge disse parameterne.

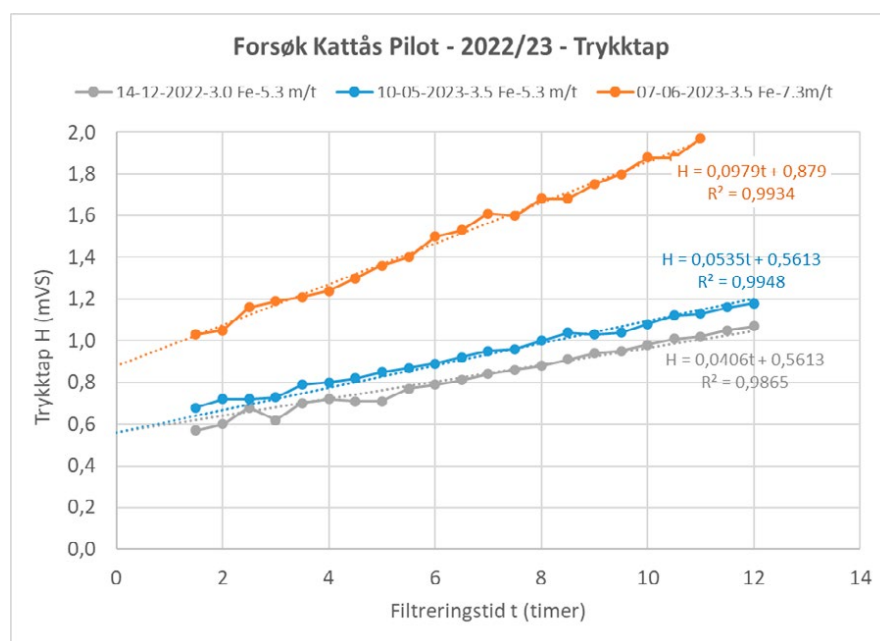


Figur 6.14. Kattås Pilot. Korrelasjon mellom turbiditet og UV-abs og TCC og ICC i filterutløpsvann

Tabell 6.4. Kattås Pilot. Korrelasjon mellom analyseparametere i filterutløpsvann under langtidsforsøkene med fulle filtersykluser.

Kattås	Korrelasjonskoeffisienter (R^2)							
Pilot	Turb	UVA	TCC	TCC-HNA	ICC	ICC-HNA	ATP Tot	ATP-Cell
Turb	1.00	0.81	0.82	0.79	0.77	0.71	0.46	0.56
UVA	0.81	1.00	0.87	0.82	0.81	0.76	0.64	0.67
TCC	0.82	0.87	1.00	0.96	0.97	0.92	0.64	0.70
TCC-HNA	0.79	0.82	0.96	1.00	0.95	0.94	0.58	0.70
ICC	0.77	0.81	0.97	0.95	1.00	0.98	0.70	0.71
ICC-HNA	0.71	0.76	0.92	0.94	0.98	1.00	0.73	0.70
ATP-Tot	0.46	0.64	0.64	0.58	0.70	0.73	1.00	0.65
ATP Cell	0.56	0.67	0.70	0.70	0.71	0.70	0.65	1.00

Måling av trykktapet gjennom filtersengen er et annet nyttig driftsmessig verktøy, og Figur 6.15 viser hvordan trykktapet gjennom 3-M filtersengen under langtidsforsøkene på Kattås Pilot påvirkes av koagulantdosen (3-3.5 mg Fe/L) og filtreringshastigheten (5.3-7.3 m/t).



Figur 6.15. Kattås Pilot: Trykktapsforløp gjennom filteret ved ulike filtreringshastigheter (5.3 og 7.3 m/t) og ulike koagulantdoser (3.0 og 3.5 mg Fe/L).

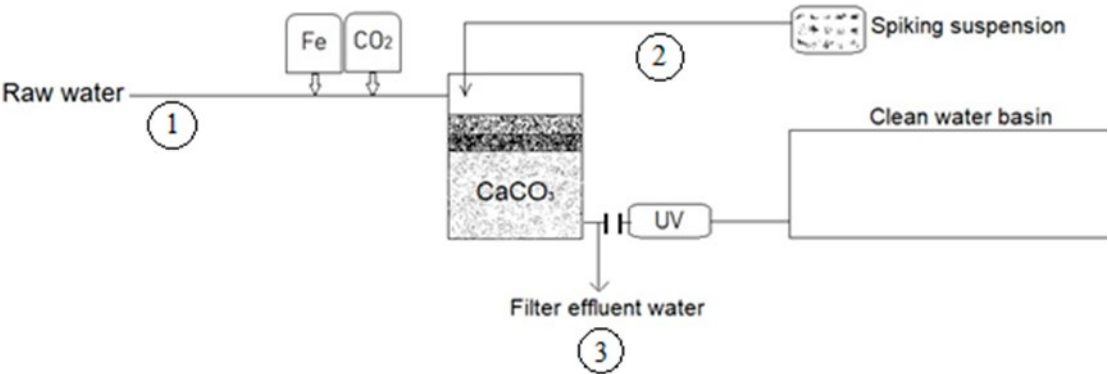
6.4. Stresstesting og spikingsforsøk ved SVD VBA

Reduksjon av mikroorganismer og patogener ved konvensjonell vannbehandling med koagulering er blitt evaluert i flere studier. De dokumenterte log-reduksjonene viser som tidligere beskrevet betydelig variasjon, med verdier som spenner fra mindre enn 1 log til over 7 log, avhengig av kvaliteten på råvannet, typen mikroorganisme som studeres, skalaen på eksperimentene (laboratorium, pilot eller fullskala), driftsforholdene og forskjellene i behandlingsteknologi og prosessdesign.

Spikeforsøkene ved SVD VBA hadde som hovedmål å vurdere fjerningen av ikke-patogene bakterier (*Enterococcus faecium*, ATCC® 8459™) og MS2-bakteriofager i et fullskala vannbehandlingsanlegg med kontaktfiltrering og bruk av jernkoagulant og tre-media alkaliske filter under optimale, og under stressede driftsforhold. Sistnevnte inkluderte suboptimal koagulantdose og brå endringer i filtreringshastighet.

Forsøksoppsettet er vist i Figur 6.16. En testfilterenhet ble isolert fra rentvannet, og et eget doseringssystem for spikeløsning med MS2 og/eller enterokokker ble etablert. Spikeløsningen ble tilsatt i filterinnløpet etter koagulantdoseringen. Prøver ble tatt fra råvann, spikeløsning og filterutløpsvann i hver av de seks testene. De fire første testene (OPT-1 til OPT-4) anvendte optimale koaguleringsforhold (dose og pH), men varierte filtreringshastigheten i trinn på 2 m/t for å simulere stressende forhold. I de to siste testene (RED-30% og RED-55%) ble koagulantdosen redusert med henholdsvis 30 % og 55 % av optimal dose. Til tross for redusert koagulantdose, endret ikke koagulerings-pH seg vesentlig (Tabell 6.5). Gjennomsnittsverdier fra hver test ble benyttet for å beregne log-reduksjon. Dersom resultat var under deteksjonsgrensen (LOD), ble LOD benyttet til beregning av log-reduksjonen.

I tillegg til tradisjonelle vannkvalitetsanalyser ble prøvene analysert for cellulær ATP som beskrevet for sesongprøvene, enterokokker med Enterolert-kit med Quanti-Tray, total MS2 med qPCR, og infeksøs MS2 med PFU analysert med 1 mL prøvevolum og HS (pFamp) som beskrevet i litteraturen³⁷⁾. Filterutløpsvannet ble overvåket med online partikkeltelling og flowcytometri (Bactosense) i tillegg til turbiditetsmåling.



Figur 6.16. Forsøksoppsett for stresstesting ved SVD VBA.

Tabell 6.5. Driftsdata for de seks testene ved SVD VBA.

	Test-organis- me(r)	Filtermodning			Stabil drift				
		Koag-dose (mgFe/l)	Filtr- hast (m/h)	Tid (min) (0,15 FNU)	Koag- dose (mg Fe/l)	Koag- pH	Filtr- hast (m/h)	Filter syklus lengde (h)	Total filtrert volum (m³)
OPT-1	EC+MS2	5.5	6.5	62	3.25	4.2	4.2-6-8	8	1810
OPT-2	EC+MS2	5.5	6.5	62	3.25	4.2	4.2	10	1720
OPT -3	EC+MS2	5.5	6.5	50	3.25	4.2	4.2-6-8	6.75	1660
OPT-4	MS2	5.5	6.5	59	3.25	4.2	4.2-6-8	6.75	1570
RED-30%	EC+MS2	5.5	6.5	51	2.25	4.55	4.2-6-8	8	1950
RED-55%	EC+MS2	5.5	6.5	54	1.5	4.65	4.2-6-8	6.5	1590

EC: Enterococcus faecium; MS2: Bakteriofag

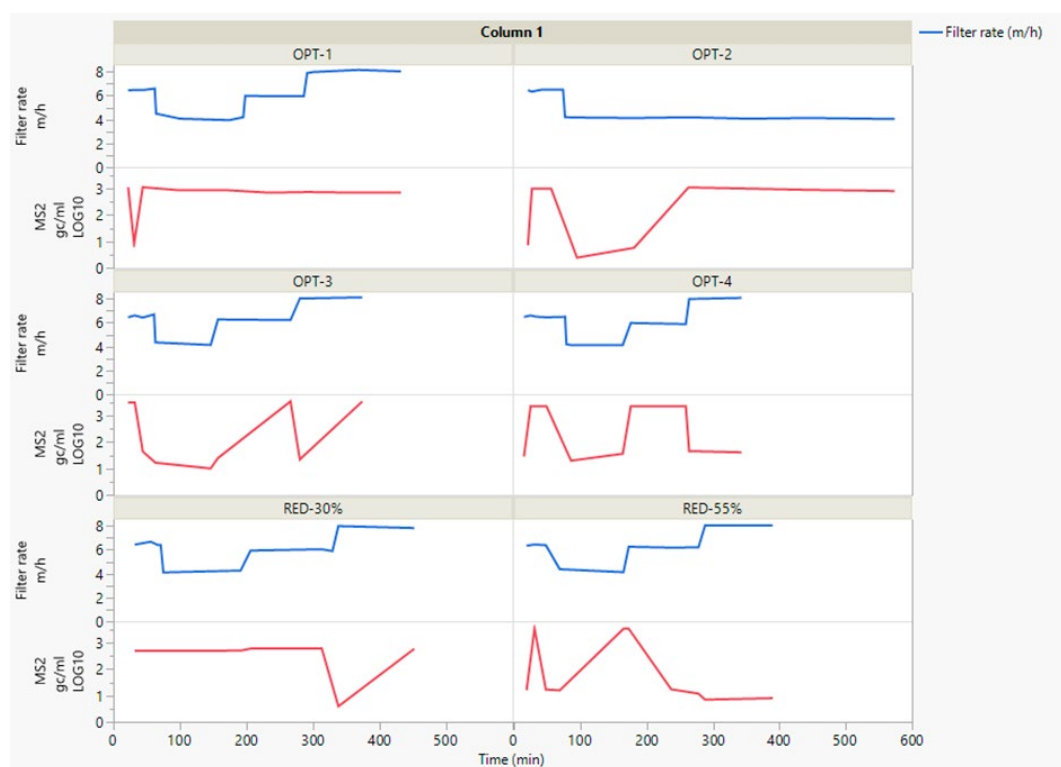
Resultatene viste over 4.6 log reduksjon av tilførte enterokokkbakterier (*Enterococcus faecium*), og over 3.2 log reduksjon ble observert for naturlig forekommende koliforme bakterier under optimal koagulantdosering. Reduksjonen av infeksiose MS2 var over 2.1 log (PFU), og reduksjonen av det totale MS2-innholdet var i gjennomsnitt 2.4

³⁷⁾ Debartolomeist J. & Cabelli V. J. 1991. Evaluation of an Escherichia coli host strain for enumeration of F male-specific bacteriophages. *Applied and Environmental Microbiology*. 57 (5). 1301-1305.

log (RT-qPCR) for optimale forhold og 1.8 log for stressede forhold med 55 % reduksjon i koagulantdose. Den relativt høye fjerningen av både *E. faecium* og totale MS2 kan være påvirket av den høye adsorpsjonskapasiteten i kontakt-filtersengen på grunn av oppsamlet koagulert slam (Fe-hydroksider i filtersengen som kan fortsette å adsorbere mikroorganismer over tid), noe som kan gjøre kontaktfiltreringsprosessen mindre følsom overfor korte perioder med stressede forhold (sammenlignet med konvensjonell koagulering-filtrering). I tillegg ble koagulerings-pH opprettholdt på et optimalt nivå til tross for reduksjonen i koagulantdosen, noe som påvirker effektiviteten av koaguleringsprosessen.

Log-reduksjonen for enterokokkbakterier var stabil og uavhengig av driftsforhold. Log-reduksjonen av enterokokkbakterier ved 55 % redusert koagulantdose varierte innenfor områdene 4.1-4.8 under stabil drift og 3.5-4.8 under modning. Endringer i filtreringshastighet hadde ingen tydelig effekt på oppnådd log-reduksjon for enterokokker. Log-reduksjonen av total MS2-virus ble redusert ved redusert koagulantdose (55 %), og ved endringer i filtreringshastighet - både under optimale og stressede driftsforhold. Figur 6.17 viser at under optimale forhold uten endringer i filtreringshastighet er log-reduksjonen for total MS2 over 3. Log-reduksjonen for total MS2 er også noe lavere etter modning i starten av filtersyklusen. Etter en hastighetsendring (2 m/h) falt log-reduksjonen med rundt 2 log. Under optimal koagulering returnerte log-reduksjon vanligvis til nivået som ble observert før økningen i filtreringshastighet. Under suboptimale koaguleringsforhold forble log reduksjonen for totale MS2 lavere etter den første økningen i filtreringshastighet, noe som viser hvordan driftsmessig stress kan redusere effektiviteten av virusfjerning i betydelig grad (Figur 6.17). Les mer om dette i artikkel fra Pellikainen mfl. Pellikainen, P., Eikebrokk, B., Myrmet, M. & Lavonen, E. Investigating removal efficiencies of virus and bacteria at a full-scale enhanced coagulation-filtration drinking water treatment plant (Manuscript in peer-review 12/2024).

Endringen i filtreringshastighet var 2 m/h, en verdi som ble valgt for å simulere vannbehandlingsanlegg som velger å opprettholde samme totale vannmengde gjennom hele filtertrinnet når et filter går til tilbakespyling. Vannmengden (filtreringshastigheten) øker derved gjennom de filterene som fortsatt er i drift. Resultatene fra Svartediket VBA viser at de anleggene som praktiserer dette, får en redusert virusbarriere gjennom alle filterene samtidig. For å sikre en god og stabil barriereeffekt, bør vannbehandlingsanlegg derfor minimere omfanget og variasjonen av unødvendige endringer i filtreringshastighet.



Figur 6.17. Log-reduksjon av total MS2 (RT-qPCR) og endringer i filtreringshastighet under en filtersyklus. Log-verdier over 2.4 log er beregnet fra LOD og er derfor høyere eller lik det oppgitte tallet

Figur 6.18 og 6.19 viser forløpet av henholdsvis turbiditet og innhold av partikler (> 2 µm og > 5 µm) i filterutløpsvann under de seks testene. Figurene angir også anvendte nivåer for koagulantdose (mg Fe/L) og filtreringshastighet. Til tross for betydelig driftsmessig stress var turbiditet under stabil drift, også under testen med 55 % reduksjon i koagulantdosen, fortsatt under 0,13 FNU.

På tilsvarende måte viser Figur 6.20 og 6.21 innholdet av intakte bakterieceller (ICC) og enterokokker i filterutløpsvannet, mens Figur 6.22 viser innholdet av MS2 bakteriofager. Figur 6.23 viser innholdet av cellulær ATP, mens Figur 6.24 og 6.25 viser henholdsvis fargetallet og UV-absorbansen i filterutløpsvannet i de seks testene. Disse figurene viser hvordan blant annet partikkeltelling og UV-abs tidlig kan indikere redusert vannkvalitet under stressende forhold.

Resultatene fra SVD indikerer at koagulerings-kontaktfiltreringsprosessen er relativt robust mot kortsiktige, suboptimale driftsforhold (redusert koagulantdose). Dette skyldes sannsynligvis at allerede avsatte Fe-hydroksider i filtersengen evner å adsorbere stoffer fra vannet over en relativt lang periode. Under filtermodning ble enterokokker funnet i de fleste prøvene for alle tester. Dette understreker viktigheten av tilstrekkelig filtermodning.

Tabell 6.6 viser korrelasjonene mellom mikrobiologiske parametere og aktuelle driftsmessige barriere-indikatorer i filterutløpsvann: turbiditet, partikkeltelling (PC) (målt online), farge, UV-T og Fe (målt i laboratoriet). De mikrobiologiske parameterne inkluderer TCC, ICC, DCC, ICC-HNAP-% (målt online) og MS2 (PFU og qPCR), enterokokker og ATP-cell (målt i laboratoriet) under forsøkene på Svartediket VBA.

Begge de målte online barriereindikatorne (turbiditet og partikkeltelling) korrelerer godt med både TCC og ICC, mens UV-T gir noe bedre korrelasjon enn turbiditet. Korrelasjonskoeffisientene (R^2) mot ICC er 0.75 for turbiditet og -0.89 for UV-T, mens ICC korrelerte med ATP-cell med en koeffisient på 0.87. Den beste korrelasjonen for enterokokker ble funnet med partikkeltelling, mens MS2 ikke viste noen signifikant korrelasjon med noen av parameterne. Korrelasjonskoeffisientene som ble oppnådd ved SVD VBA under fullskalaforøkene med lange filtersykluser, inkludert filtermodning og driftsmessig stress, stemmer godt overens med resultatene fra langtidsforøkene ved Kattås Pilot, og er i likhet med disse vesentlig høyere enn tilsvarende korrelasjoner oppnådd for sesongprøvene.

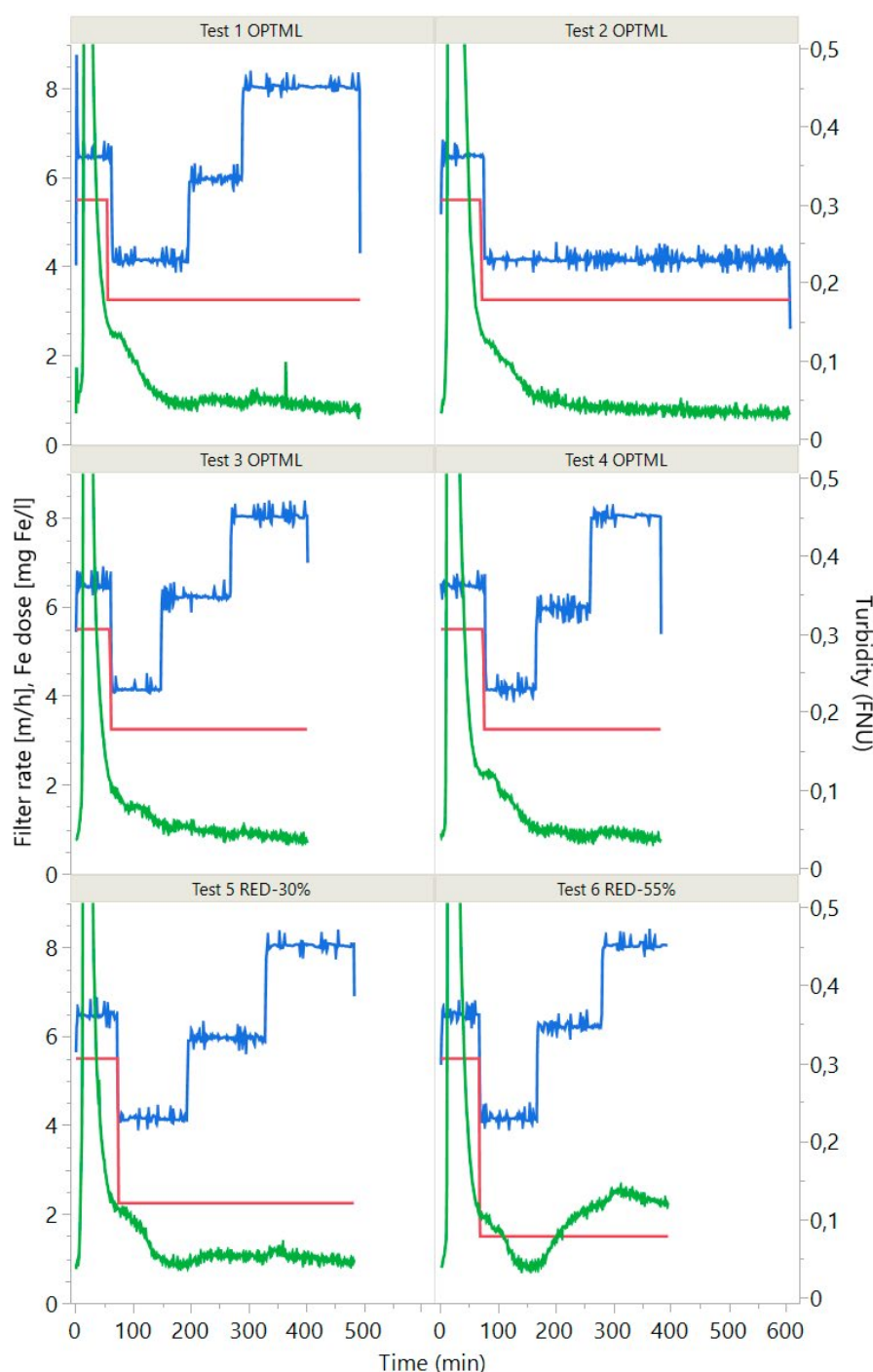
Tabell 6.6. Korrelasjonskoeffisienter for målte parametere i filterutløpsvannet. Grå farge indikerer færre datapunkter ($n=29$ eller $n=32$) enn de uten farge ($n=56$).

Svartediket VBA	Korrelasjonskoeffisienter R^2													
	ATP cell	Enterococcus	MS2 PFU	MS2 qPCR	Turbiditet	PC >2µm	PC >5µm	TCC	ICC	DCC	ICC-HNAP%	Farge	UV-T	Fe
ATP cell	1.00	0.26	0.04	0.15	0.58	0.60	0.52	0.86	0.87	0.85	-0.06	0.76	-0.74	0.62
Enterococcus	0.26	1.00	-0.07	0.16	0.57	0.69	0.65	0.29	0.28	0.27	0.29	0.48	-0.74	0.97
MS2 PFU	0.04	-0.09	1.00	-0.02	-0.09	-0.09	-0.04	0.00	###	-0.08	0.25	-0.04	0.00	0.62
MS2 qPCR	0.15	0.16	-0.02	1.00	0.04	0.01	0.06	0.08	0.08	0.09	0.20	0.18	-0.12	0.97
Turbidity	0.58	0.57	-0.09	0.04	1.00	0.94	0.97	0.75	0.75	0.77	-0.38	0.74	-0.89	0.92
PC >2µm	0.60	0.69	-0.09	0.01	0.94	1.00	0.95	0.73	0.72	0.75	-0.33	0.71	-0.86	0.90
PC >5µm	0.52	0.65	-0.04	0.06	0.97	0.95	1.00	0.59	0.59	0.61	-0.33	0.64	-0.79	0.85
TCC	0.86	0.29	-0.04	0.08	0.75	0.73	0.59	1.00	1.00	0.99	-0.26	0.80	-0.86	0.98
ICC	0.87	0.28	-0.03	0.08	0.75	0.72	0.59	1.00	1.00	0.99	-0.24	0.80	-0.86	0.98
DCC	0.85	0.27	-0.08	0.09	0.77	0.75	0.61	0.99	0.99	1.00	-0.32	0.78	-0.85	0.98
HNAP%	-0.06	0.29	0.25	0.20	-0.38	-0.33	-0.33	0.00	###	-0.32	1.00	-0.01	0.06	-0.29
Farge	0.76	0.48	-0.04	0.18	0.74	0.71	0.64	0.80	0.80	0.78	-0.01	1.00	-0.93	0.75
UV-T	-0.74	-0.74	0.00	-0.12	-0.89	-0.86	-0.79	0.00	###	-0.85	0.06	-0.93	1.00	-0.89
Fe	0.62	0.97	-0.09	0.06	0.92	0.90	0.85	0.98	0.98	0.98	-0.25	0.75	-0.89	1.00

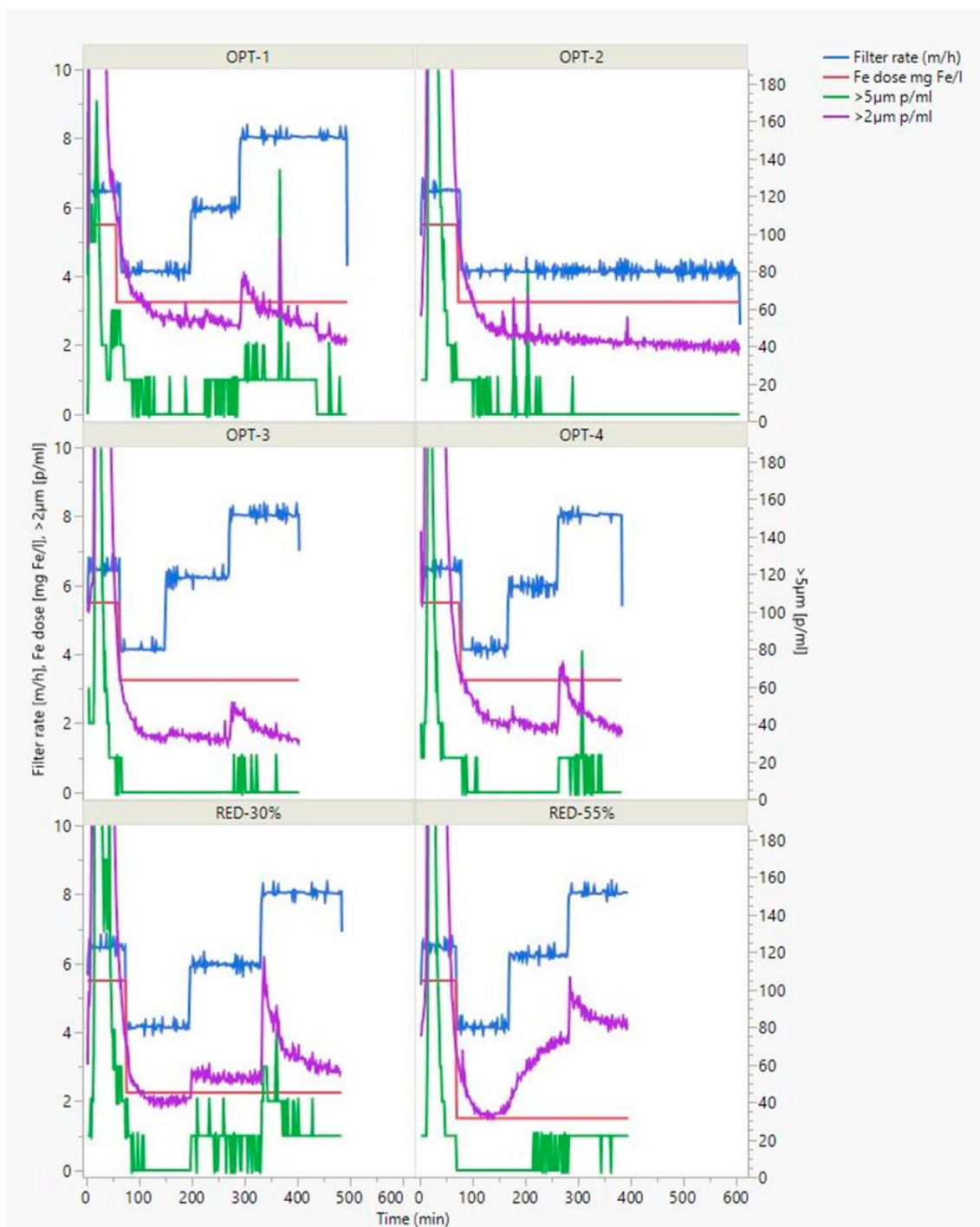
Resultatene fra spikeforøkene ved SVD VBA (Figurene 6.18-6.25) indikerer at det finnes alternative online eller semi-online parametere som bør overvåkes i tillegg til turbiditet for å sikre optimal drift av et vannbehandlingsanlegg. Både UV-absorbans (evt UV-T), partikkeltelling og flowcytometri kan gi tidlig indikasjon på at en vannbehandlingsprosess med koagulerings-filtrering ikke fungerer optimalt. Turbiditet er noe mindre følsom og gir indikasjon på ikke-optimal drift først når prosessen er betydelig påvirket.

Partikkeltellingene viste tydelig gjennombrudd av partikler ved hastighetsendringer, i økende grad under stressede forhold. Samme trend vistes også for enterokokker og MS2, som begge økte i konsentrasjon etter hastighetsendringer. Det bør derfor være et mål for ethvert vannbehandlingsanlegg å unngå brå hastighetsendringer, og benytte buffervolumer og bassenger i anlegget for å unngå slike.

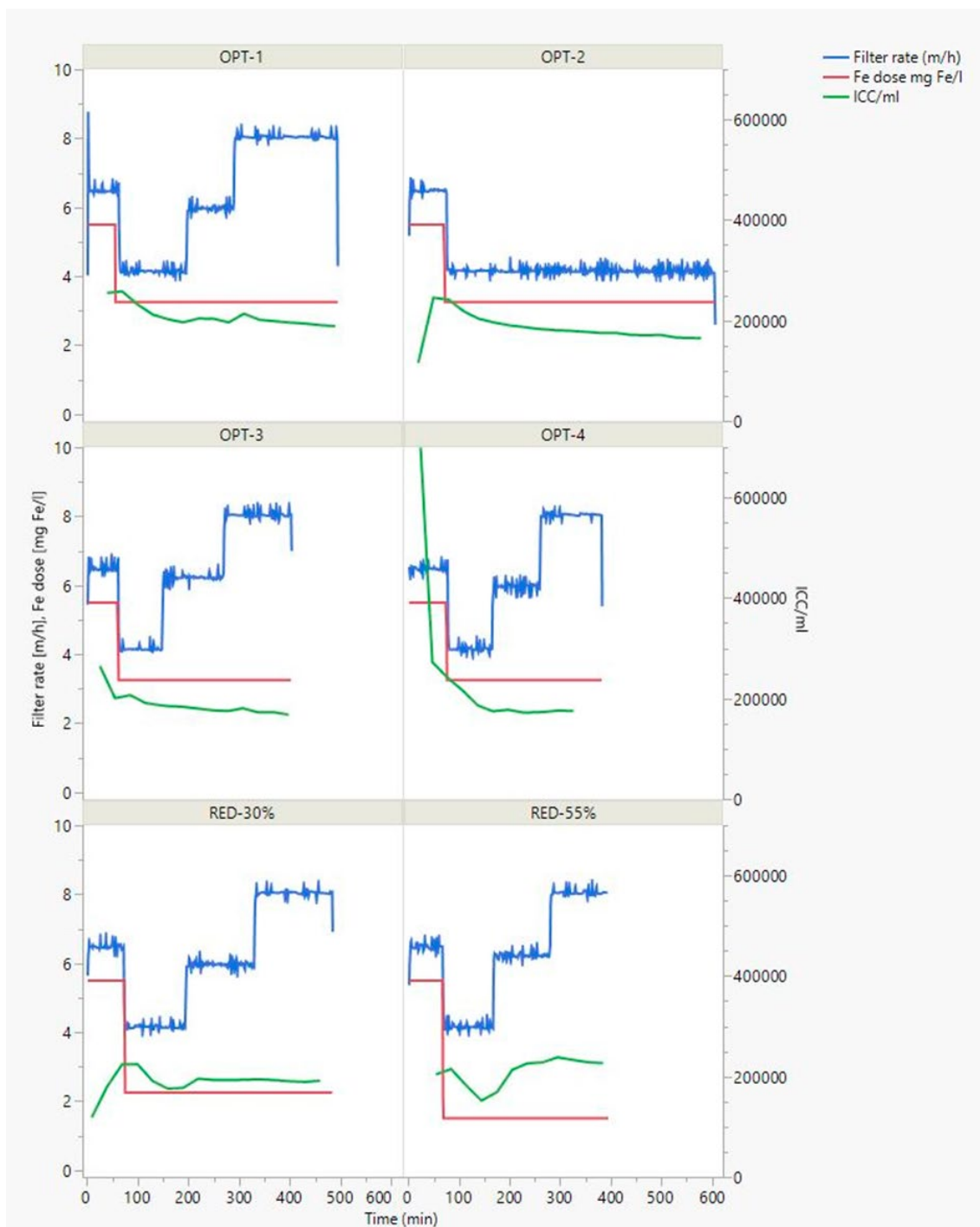
Resultatene fra stresstestene ved SVD VBA understreker viktigheten av optimale driftsforhold og driftsmessig optimalisering både for effektiv bakterie- og virusfjerning og for å sikre stabile behandlingsbarrierer og trygt drikkevann. Bruk av mer sensitive online-måleinstrumenter for overvåkning av behandlingsbarrierer i tillegg til turbiditet kan gi tidlig varslings om redusert vannkvalitet og risiko for barrieresvikt.



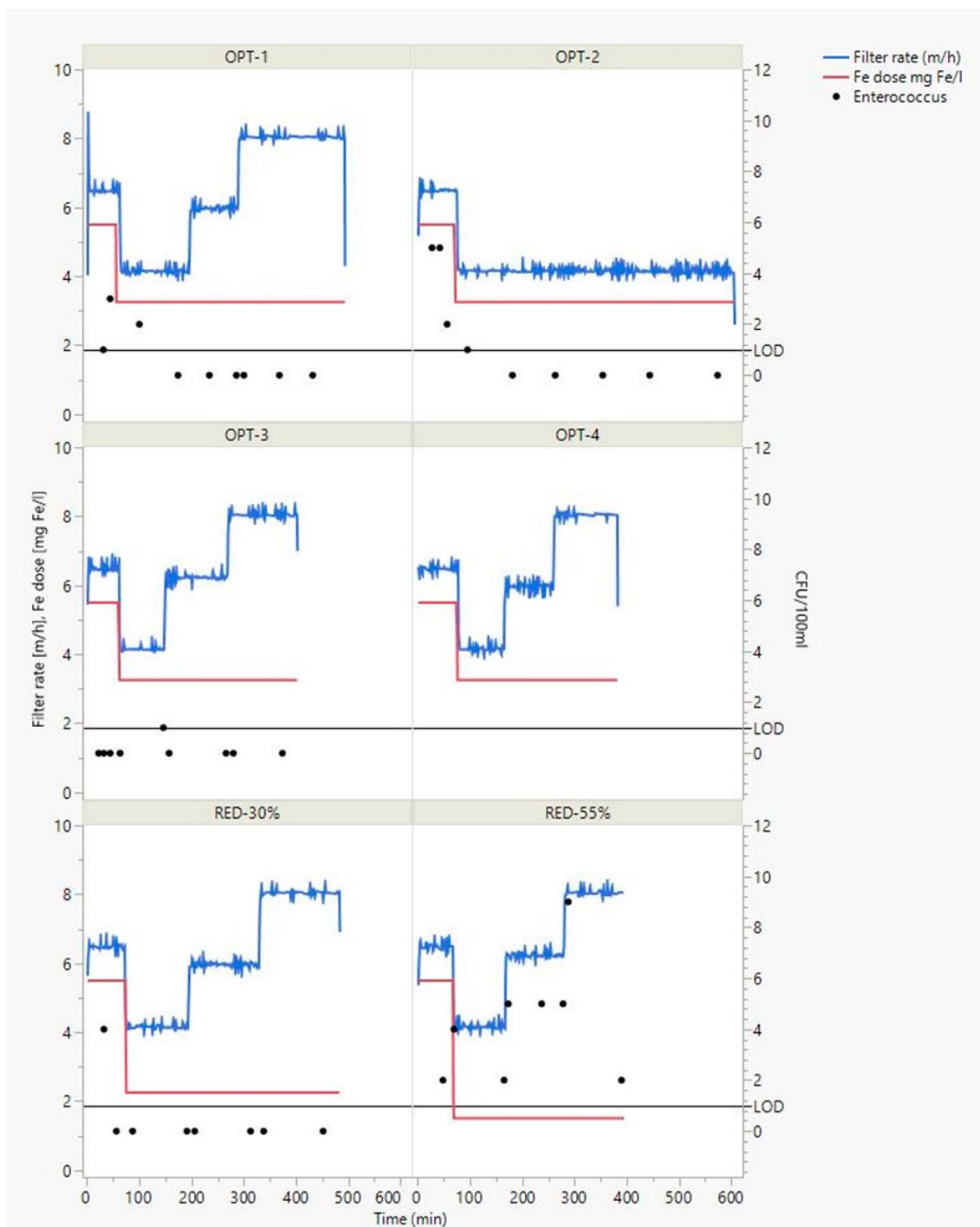
Figur 6.18. Tidsforløp av turbiditet i filterutløpsvann, filtreringshastigheter og anvendte Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



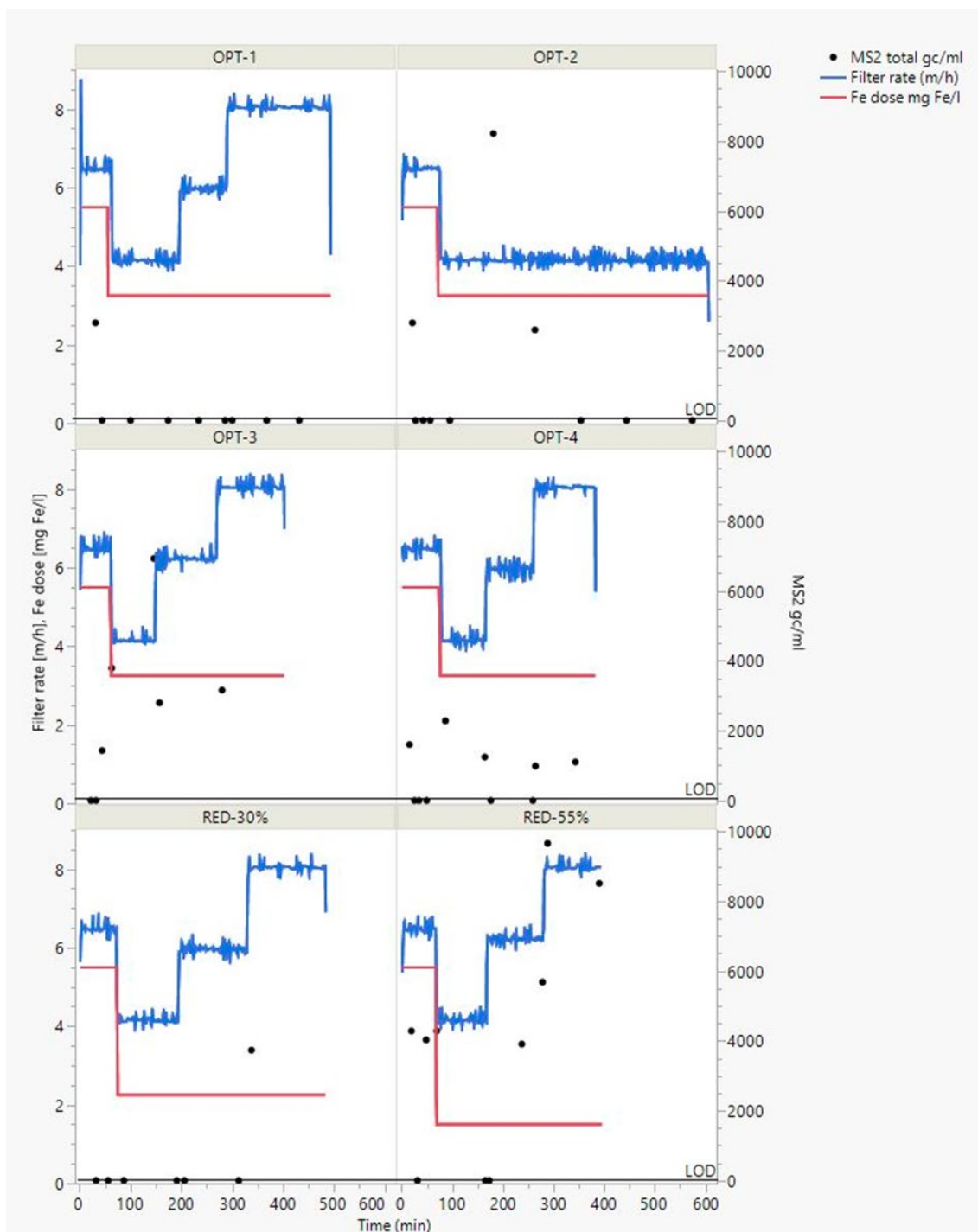
Figur 6.19. Tidsforløp av partikkelinnhold i filterutløpsvann, filtreringshastigheter og anvendte Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



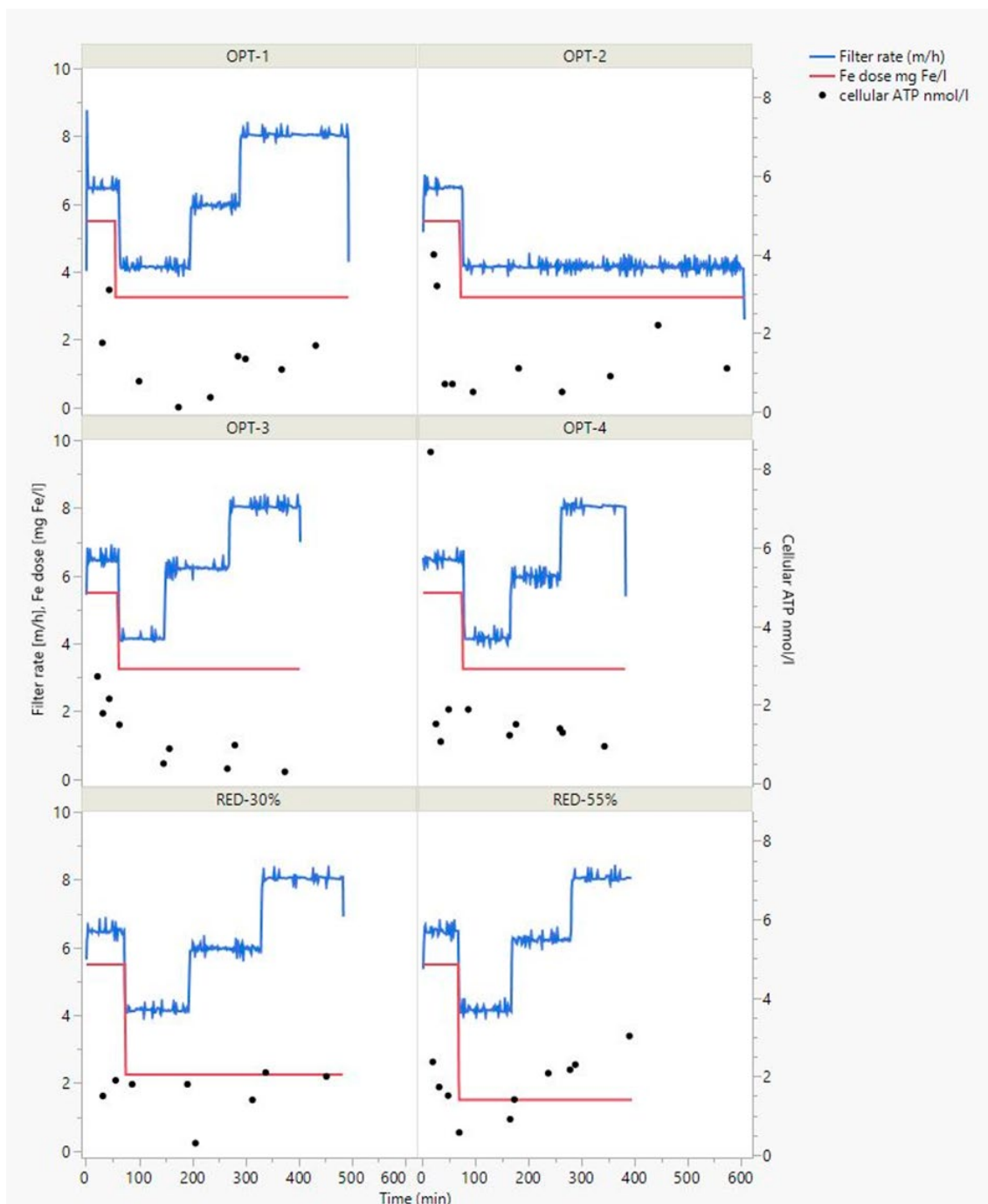
Figur 6.20. Forløp av intakte celletall (ICC) i filterutløpsvann, filtreringshastigheter og anvendte Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



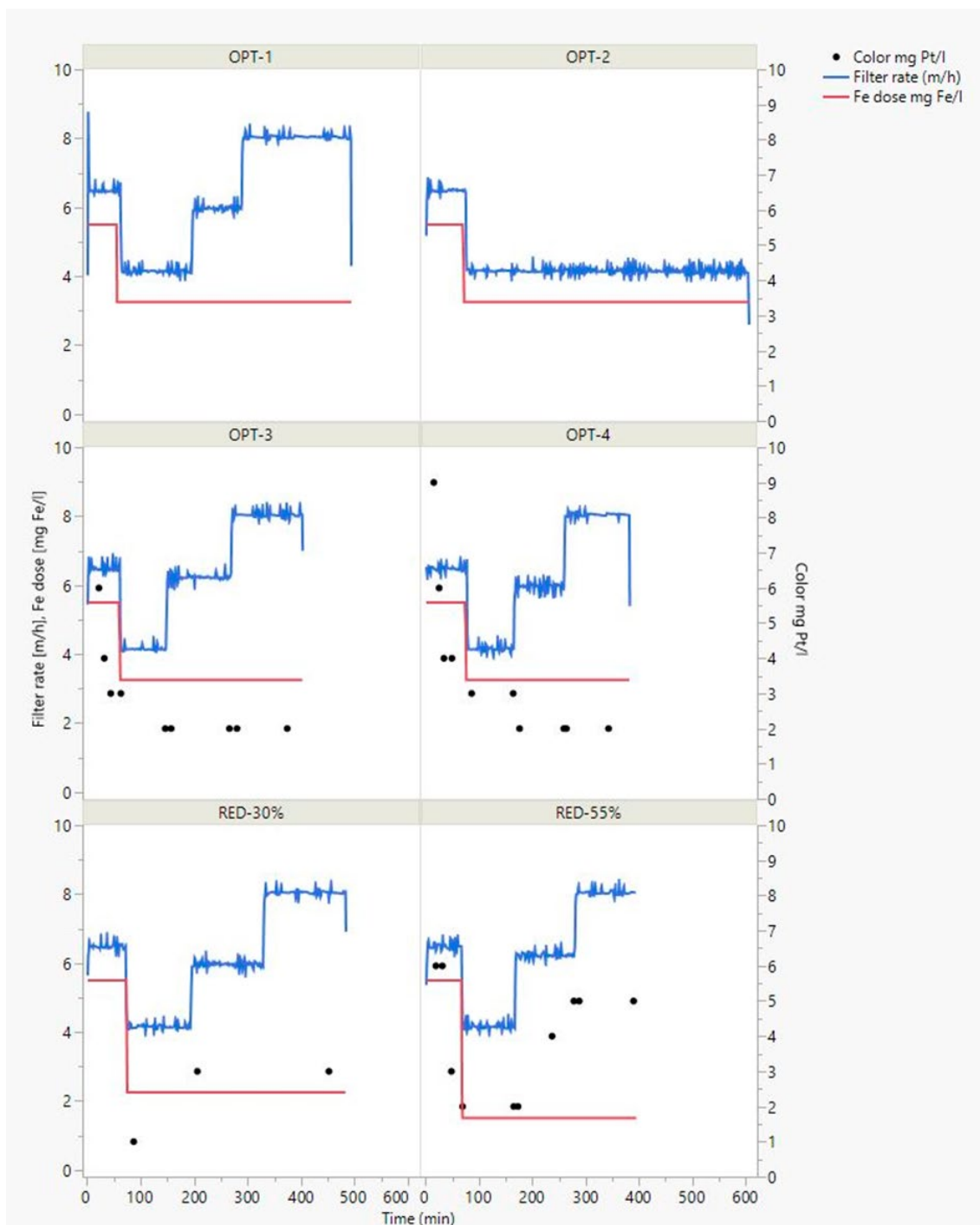
Figur 6.21. Forløp av enterokokker i filterutløpsvann, samt nivåer for anvendte filtreringshastigheter og Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



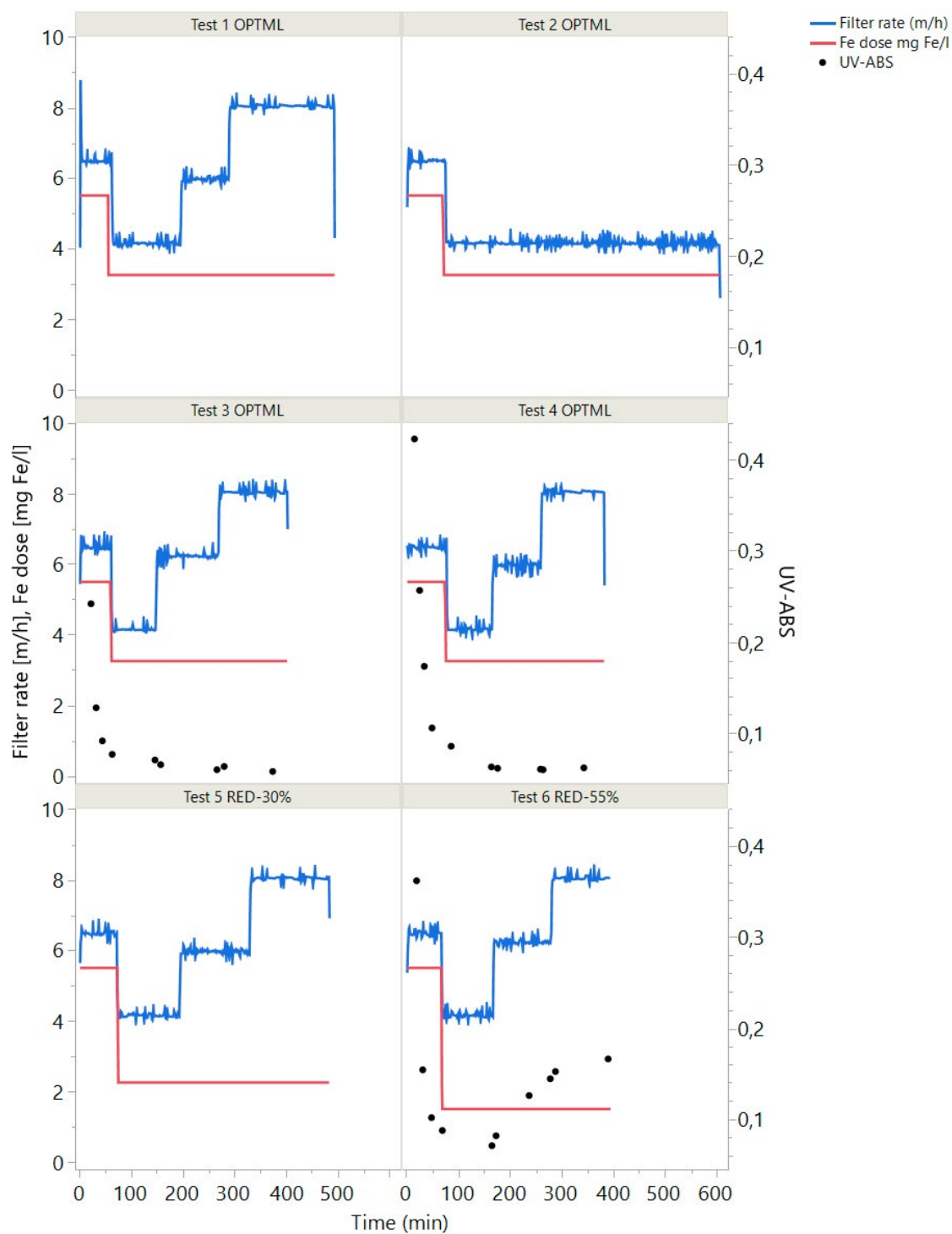
Figur 6.22. Forløp av genkopier av MS2-bakteriofager (gc/ml) i filterutløpsvann, samt nivåer for anvendte filtreringshastigheter og Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



Figur 6.23. Forløp av Cell-ATP i filterutløpsvann, samt nivåer for anvendte filtreringshastigheter og Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



Figur 6.24. Forløp av fargetall i filterutløpsvann, samt nivåer for anvendte filtreringshastigheter og Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.



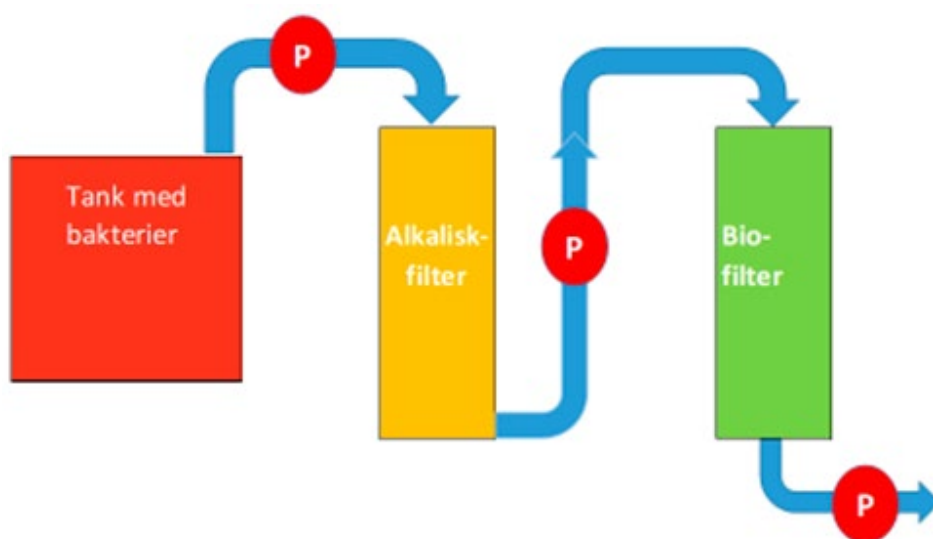
Figur 6.25. Forløp av UV-absorbans i filterutløpsvann, samt nivåer for anvendte filtreringshastigheter og Fe-doser under de seks testene ved SVD VBA.

6.5. Spikingsforsøk ved IVAR

IVAR testet log-reduksjon over alkaliske filtre og biofiltere ved å spike vannet med mikroorganismer. Alkalisert vann ble tilsatt en cocktail av *E. coli* (ATCC25922), *Enterococcus faecium* (NCIB 2699) og bakteriofagen MS2 i pilotanlegget på Langevatn.

Cocktailen ble blandet inn i en tank som ble ledet først til alkalisk filter og videre til biofilteret (Figur 6.26). Det ble tatt ut vannprøver like etter innblanding og videre hver time i 6 timer fra hvert prøvepunkt. Gjennomsnittet av uttakene ble benyttet til beregning av log-reduksjon.

Vannmengden var ca 150 L/t, noe som gir en oppholdstid på ca. 30 min i alkalisk filter og 60 min. i biofilter. Dette tilsvarer oppholdstidene i hovedanlegget. Mikrobiologiske parametere ble testet ved alle prøveuttakene, og i tillegg ble det tatt ut prøve til flowcytometri fra blandetanken, ut av alkalisk- og biofilter. Det var ikke interferens mellom bakteriene og bakteriofagen.



Figur 6.26. Skematisk fremstilling av pilot. P markerer prøvepunkt. Mikroorganismer tilsettes alkalisert vann i rød tank og ledes over til alkalisk filter med oppholdstid ca. 30 min og videre til biofilteret hvor oppholdstiden er ca. 60 minutter.

I tillegg til å undersøke log-reduksjonen over de to filtertypene ble log-reduksjonen over tid sjekket. Det ble i disse forsøkene tatt ut prøver ved oppstart og deretter etter 1, 2, 3 og 5 uker. Resultatene viste at log-reduksjon økte med driftstiden siden forrige filterspyling/alderen på biofilmen og at den største økningen var fra 0 til 3 uker gammel biofilm. Oppsettet ble i de følgende forsøkene endret til kun å ta prøver etter spyling og oppbygging av biofilm etter 1 og 3 uker.

Etter at et filter er spylt vil biofilmen og belegg i filtrene bygges opp. Forsøkene som er utført i piloten ved Langevatn viser en log-reduksjon for bakterier både over alkalisk filter og biofilter og at log-reduksjonen økte med alderen på biofilmen. En ser også at den største reduksjonen skjer i biofilteret (Tabell 6.7 og 6.8). For bakteriofagen MS2 var resultatene sprikende (Tabell 6.9). Resultatene viste samme nivå av reduksjon i begge filtertypene.

Tabell 6.7 Log-reduksjon for *E. coli* (ATCC25922) i pilot ved Langevatn vba for nyspylt filter og etter 1 og 3 ukers driftstid. Log-reduksjonen over alkalisk- og biofilter er beregnet ut fra verdien inn og ut av hvert filter. Ulikt antall paralleller gjør at summen over alkalisk filter og biofilter ikke alltid er helt lik det som ble målt totalt i pilot..

	Nyspylte filter	1 uke	3 uker
Alkalisk filter	0,18	0,30	0,77
Biofilter	0,48	0,77	1,08
Totalt i pilot	0,55	1,07	1,82

Tabell 6.8 Log-reduksjon for *E. faecium* (NCIB 2699) i pilot ved Langevatn vba for nyspylt filter og etter 1 og 3 ukers driftstid. Log-reduksjonen over alkalisk- og biofilter er beregnet ut fra verdien inn og ut av hvert filter. Ulikt antall paralleller gjør at summen over alkalisk filter og biofilter ikke alltid er helt lik det som ble målt totalt i pilot.

	Nyspylte filter	1 uke	3 uker
Alkalisk filter	0,19	0,32	0,65
Biofilter	0,50	0,96	1,39
Totalt i pilot	0,68	1,29	2,06

Tabell 6.9 Log-reduksjon for MS2 i pilot ved Langevatn vba for nyspylt filter og etter 1 og 3 ukers driftstid. Log-reduksjonen over alkalisk- og biofilter er beregnet ut fra verdien inn og ut av hvert filter. Ulikt antall paralleller gjør at summen over alkalisk filter og biofilter ikke alltid er helt lik det som ble målt totalt i pilot.

	Nyspylte filter	1 uke	3 uker
Alkalisk filter	0,25	0,11	0,24
Biofilter	0,38	0,02	0,23
Totalt i pilot	0,53	0,13	0,87

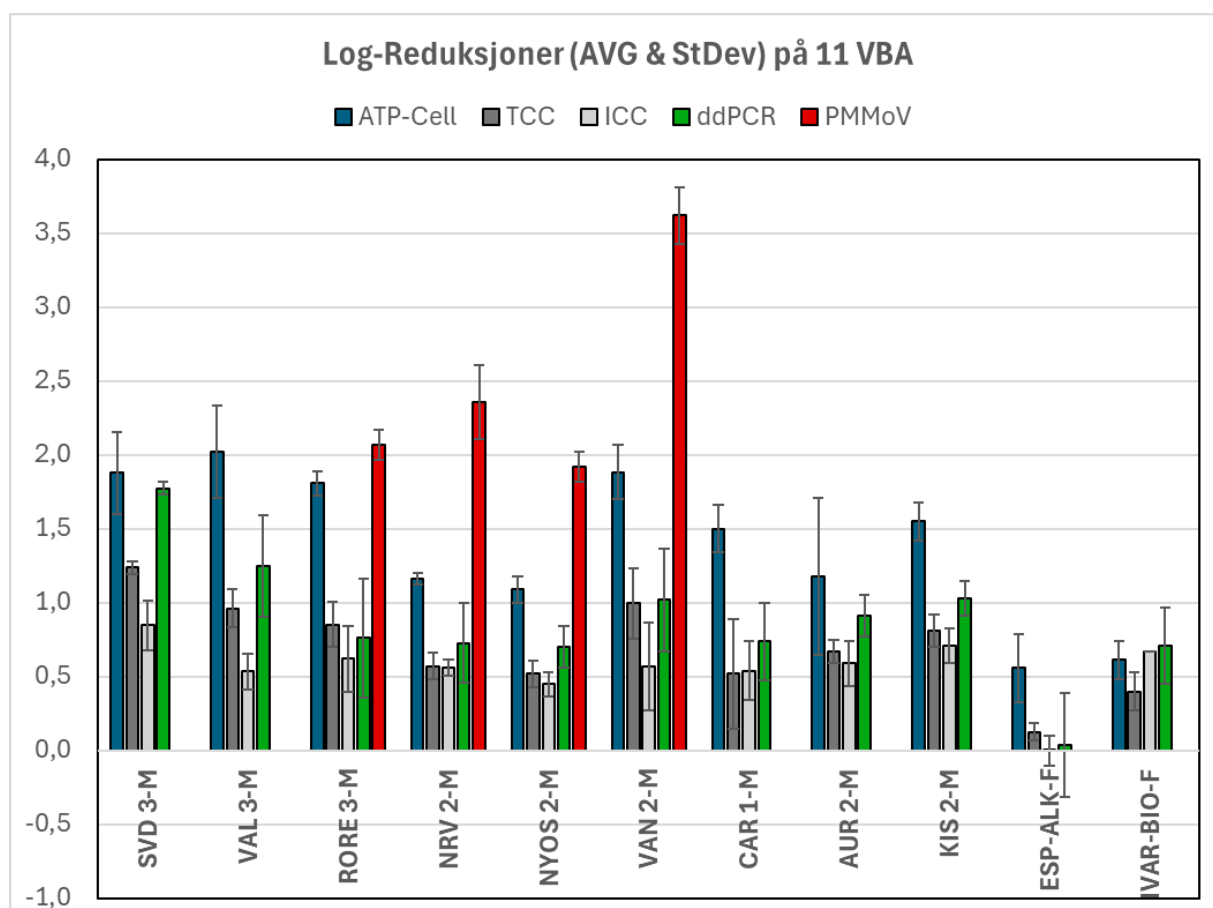
7. Barriereeffektivitet og benchmarking

Som nevnt tidligere gir resultatene fra de sesongmessige prøverundene og de utførte analysene kun et øyeblikksbilde, og disse tallene er derfor lite egnet for vurderinger av barriereindikatorparametere og parameterverdier, noe som utgjør viktige verktøy i den daglige driften av anleggene for å oppnå en hygienisk sikker drift. Tallene gir imidlertid et bilde av status for barriereeffektivitet på vannverkene ved prøvetakingstidspunktene.

For vurderinger av barrierenes dynamikk, egnede barriereindikatorparametere og parameterverdier gir langtidsforsøkene, spikeforsøkene og stresstesting en vesentlig bedre basis. Her er det foretatt hyppige prøveuttak over fulle filtersykluser, sentrale driftsparametere er overvåket on-line, og variasjonsområdet for så vel vannkvalitetsparametere som driftsparametere er betydelig større. Korrelasjonsanalyser mellom sentrale driftsparametere og oppnådde verdier for utløpsvannkvalitet og log-reduksjoner i vannbehandlingen er viktige elementer i disse vurderingene.

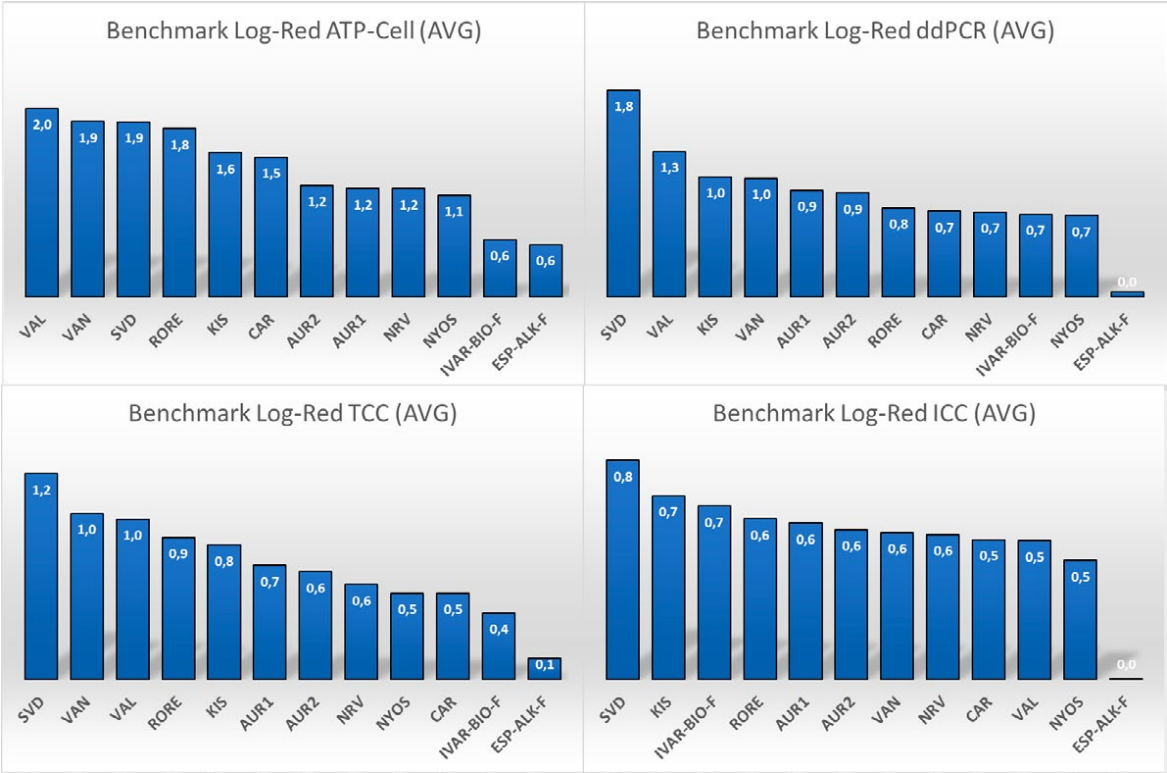
7.1. Benchmarking av barriereeffektivitet basert på sesongprøver

Basert på sesongprøvene viser Figur 7.1 middelverdier og standardavvik for log-reduksjoner av ATP-Cell, TCC, ICC, ddPCR og PMMoV ved alle vannverkene.



Figur 7.1. Middelverdier og standardavvik for log-reduksjoner av ATP-Cell, TCC, ICC, ddPCR og PMMoV for de 11 vannverkene

I Figur 7.2 er de målte midlere log-reduksjoner for de fire sesongmessige prøveuttakene på de ulike vannverkene rangert fra høyest til lavest for ATP, TCC, ICC og ddPCR.

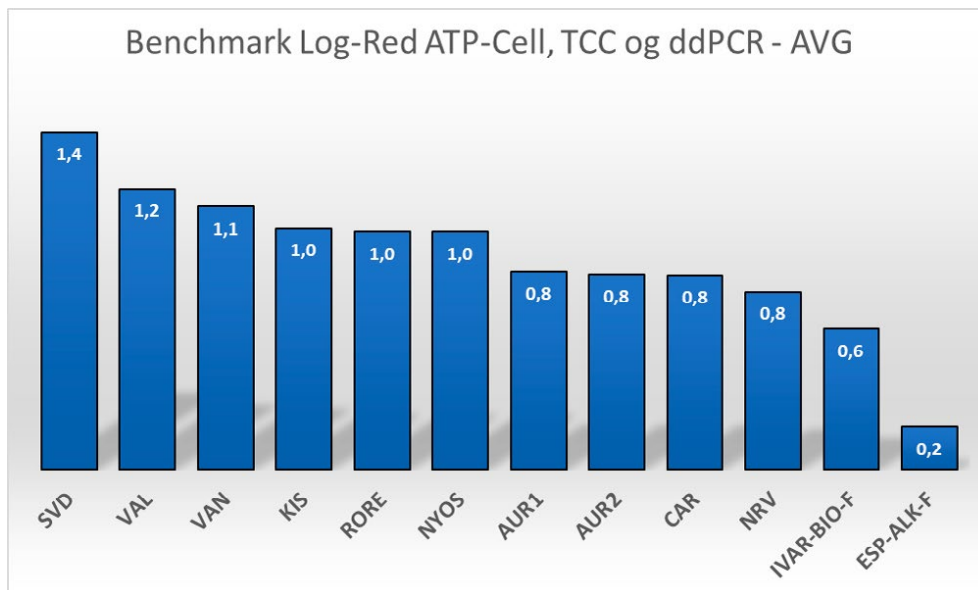


Figur 7.2. Midlere log-reduksjoner for de fire sesongmessige prøvene fra de ulike vannverkene. Verdiene er rangert fra høyest til lavest for hver av de mikrobiologiske analyseparameterne Cellulær ATP, ddPCR, TCC, ICC.

Tabell 7.1 og Figur 7.3 viser midlere log-reduksjoner for summen av alle de mikrobiologiske analyseparameterne ATP-Cell, TCC, ICC og ddPCR. Dette som en slags totalvurdering av bakterielle log-reduksjoner ved vannverkene, målt via de angitte analyseparameterne.

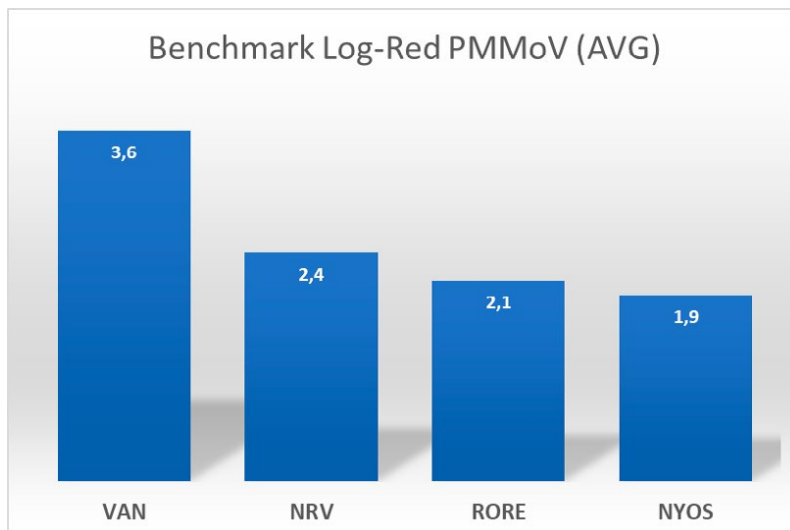
Tabell 7.1. Midlere log-reduksjoner for ATP, TCC, ICC og ddPCR ved de ulike vannverkene.

Vannverk		ATP-Cell	TCC	ICC	ddPCR	AVG
SVD	AVG	1,9	1,2	0,8	1,8	1,4
VAL	AVG	2,0	1,0	0,5	1,3	1,2
VAN	AVG	1,9	1,0	0,6	1,0	1,1
KIS	AVG	1,6	0,8	0,7	1,0	1,0
RORE	AVG	1,8	0,9	0,6	0,8	1,0
NYOS	AVG	1,8	0,9	0,6	0,8	1,0
AUR1	AVG	1,2	0,7	0,6	0,9	0,8
AUR2	AVG	1,2	0,6	0,6	0,9	0,8
CAR	AVG	1,5	0,5	0,5	0,7	0,8
NRV	AVG	1,2	0,6	0,6	0,7	0,8
IVAR-BIO-F	AVG	0,6	0,4	0,7	0,7	0,6
ESP-ALK-F	AVG	0,6	0,1	0,0	0,0	0,2



Figur 7.3. Midlere log-reduksjoner for summen av ATP, TCC, ICC og ddPCR ved de ulike vannverkene.

Figur 7.4 viser tilsvarende benchmark av oppnådde log-reduksjoner for paprikavirus (PMMoV) for de aktuelle vannverkene, basert på storvolum prøvetaking og UF av prøvene.



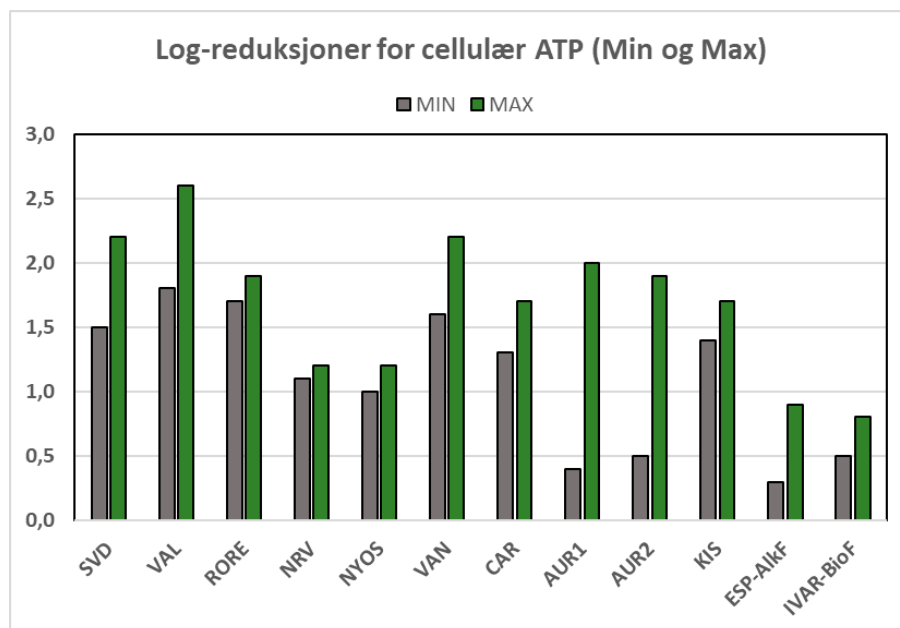
Figur 7.4. Midlere log-reduksjoner for paprikavirus (PMMoV) ved de aktuelle vannverkene.

I tillegg til middelerverdier for log-reduksjoner er det av interesse å se på minimums- og maksimumsverdier, siden disse kan gi indikasjoner på driftsforholdene og driftsstabiliteten på anleggene. De kan derved også indikere hygienisk sett dårlige (suboptimale) perioder og gode (nær optimale) driftsforhold (Tabell 7.2).

Tabell 7.2. Midlere, minimale og maksimale log-reduksjoner for de ulike mikrobiologiske analyseparameterne under de sesongmessige prøverundene på de ulike vannverkene.

Vannverk		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	PMMoV
SVD	AVG	1,9	1,2	1,2	0,8	0,7	1,8	
	StDev	0,3	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	
	Min-Max	1,5-2,2	1,2-1,3	1,2-1,3	0,7-1,1	0,1-1,1	1,7-1,8	
VAL	AVG	2,0	1,0	0,9	0,5	0,7	1,3	
	StDev	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,3	
	Min-Max	1,8-2,6	0,9-1,2	0,8-1,2	0,4-0,7	0,5-0,9	0,7-1,7	
RORE	AVG	1,8	0,9	0,8	0,6	0,3	0,8	2,1
	StDev	0,1	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,0
	Min-Max	1,7-1,9	0,7-1,1	0,6-1,1	0,4-1,0	0-1,1	0,1-1,1	2,1-2,1
NRV	AVG	1,2	0,6	0,5	0,6	0,4	0,7	2,4
	StDev	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3
	Min-Max	1,1-1,2	0,5-0,7	0,4-0,7	0,5-0,6	0,2-0,6	0,3-1,1	2,1-2,8
NYOS	AVG	1,1	0,5	0,3	0,5	0,5	0,7	1,9
	StDev	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	Min-Max	1,0-1,2	0,4-0,6	0,2-0,4	0,3-0,6	0,4-0,5	0,6-0,9	1,8-2,0
VAN	AVG	1,9	1,0	0,8	0,6	0,7	1,0	3,6
	StDev	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,2
	Min-Max	1,6-2,2	0,7-1,3	0,5-1,1	0,5-0,9	0,5-0,9	0,5-1,4	3,4-3,8
CAR	AVG	1,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	
	StDev	0,2	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	
	Min-Max	1,3-1,7	0,2-0,9	0,1-0,8	0,3-0,7	0,4-0,6	0,5-1,2	
AUR1	AVG	1,2	0,7	0,6	0,6	0,7	0,9	
	StDev	0,6	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	
	Min-Max	0,4-2,0	0,6-0,8	0,5-0,8	0,4-0,9	0,5-0,9	0,7-1,1	
AUR2	AVG	1,2	0,7	0,6	0,6	0,7	0,9	
	StDev	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
	Min-Max	0,5-1,9	0,6-0,7	0,4-0,7	0,4-0,7	0,6-0,8	0,7-1,1	
KIS	AVG	1,6	0,8	0,9	0,7	0,8	1,0	
	StDev	0,1	0,1	0,2	0,1		0,1	
	Min-Max	1,4-1,7	0,7-1,0	0,7-1,1	0,6-0,8	0,8-0,8	0,9-1,1	
ESP-ALK-F	AVG	0,6	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	
	StDev	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	
	Min-Max	0,3-0,9	0,0-0,2	0,1-0,3	0-0,1	0-0,2	0-0,3	
IVAR-BIO-F	AVG	0,6	0,4	0,7	0,7	0,7	0,7	
	StDev	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	
	Min-Max	0,5-0,8	0,2-0,5	0,6-0,8	0,7	0,7	0,4-1,1	
AVG-Koag	AVG	1,5	0,8	0,7	0,6	0,6	1,0	2,5
	StDev	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
	Min-Max	0,4-2,6	0,2-1,3	0,1-1,3	0,3-1,1	0-1,1	0,1-1,8	1,8-3,8

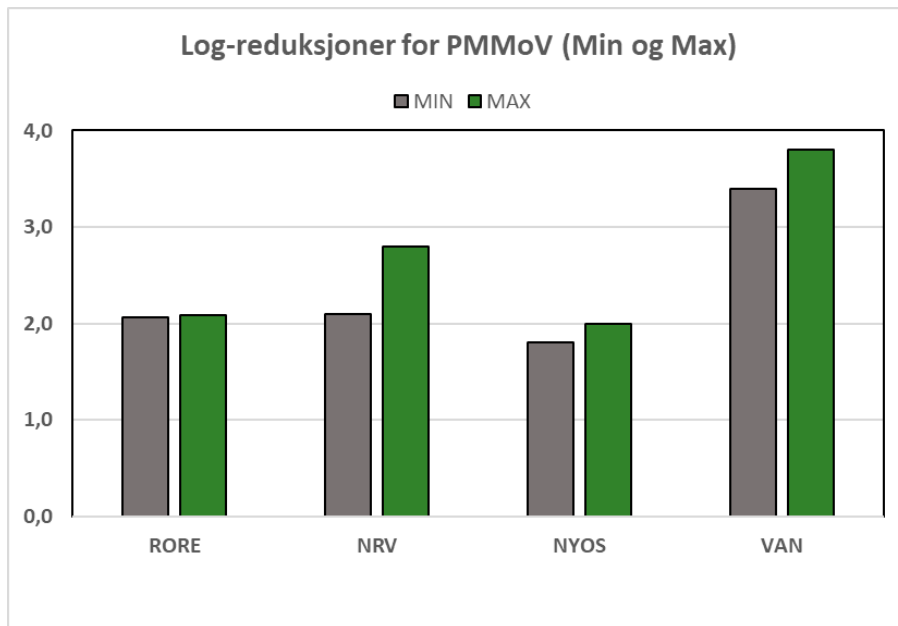
Som et illustrerende eksempel viser Figur 7.5 middel-, minimums- og maksimumsverdier for cellulær ATP ved de ulike vannverkene.



Figur 7.5. Minimale og maksimale log-reduksjoner for ATP-Cell ved de ulike vannverkene.

ATP er en «bred/uspesifikk» samleparameter, som også kan fange opp sesongvariasjoner knyttet til alger og algeoppblomstringer. ATP er enkel å måle og det finnes utstyr for semi-kontinuerlige analyser. ATP kan derfor være en god barriereindikatorparameter/prosessparameter som kan fange opp endringer i vannkvalitet og driftsforhold, herunder mulig barrieresvikt. Det samme kan metoder basert på måling av totalantall bakterier med flow-cytometer. Men også disse metodene er uspesifikke og skiller f. eks ikke mellom ufarlige miljøbakterier (fra råvann eller biologiske vannbehandlingsfiltre) og bakterier av fekal opprinnelse. Metodene er derfor ikke nødvendigvis godt egnet for vurdering av barriereeffektivitet (log-reduksjoner) for slike spesifikke bakterier.

For de spesifikke virusene som ble målt i prosjektet oppnås høyere log-reduksjoner, og det er betydelig mindre forskjeller mellom minimums- og maksimumsverdiene (Figur 7.6). Selv om virustallene er basert på færre analyser og et mindre antall vannverk (4), kan tallene tyde på at virusreduksjonen ikke er like avhengig av optimale driftsforhold som tilfellet er for reduksjonen av ATP.



Figur 7.6. Minimale og maksimale log-reduksjoner for PMMoV ved de aktuelle vannverkene.

8. Mengde og sammensetning av vannverksslam

Som nevnt tidligere er kunnskapene mangelfulle hva gjelder mengde, sammensetning og mulige bruksområder for vannverksslam, og synet på vannverksslam som en mulig ressurs og ikke et avfall får stadig større gjennomslag.

Mengde, sammensetning og mulige bruksområder for slam fra vannbehandlingsprosesser vil selvsagt avhenge av hvilken vannbehandlingsprosess det er som genererer slammet. Hovedfokus i denne rapporten er slam som genereres i: 1) konvensjonelle filtreringsanlegg med forbehandling i form av flokkulering, sedimentering eller flotasjon, 2) direktefiltreringsanlegg eller 3) kontaktfiltreringsanlegg. Koaguleringen er basert på aluminiums- eller jernbaserte koagulanter, og filterutformingen omfatter én-medium sandfiltre, to-media anthrasitt-sand eller Filtralite-sandfiltre, eller tre-mediafiltre med alkalisk bunnlag.

Slambehandlingen på deltagene vannverk omfatter gravitasjonsfortykking, samt avvanning via sentrifuger på et begrenset antall vannverk. Noen vannverk sender dekanteringsvann fra slamfortykkingen, gjerne sammen med filtermodningsvann, i retur til innløpet av vannbehandlingsanlegget for behandling sammen med innkommende råvann. Rejekt fra slamavvanning har vesentlig dårligere kvalitet og sendes ikke i retur.

Dette prosjektet beskriver resultater fra prøveuttak og analyse av filtermodningsvann, filterspylevann, dekanteringsvann og returvann, rejeckt vann fra slamsentrifugering, samt fortykket slam og sentrifugert slam.

Rapporten går ikke inn på ulike metoder for behandling av slam. Det henvises til litteraturen for gode beskrivelser av slambehandlingsmetoder, bruksområder, juridiske aspekter, etc. Flere svenske rapporter er svært relevante også for norske forhold^{38),39),40)}.

8.1. Slammengder og slambehandling

Slammengdene fra koaguleringsanlegg kan etter vår mening best estimeres etter formelverket nedenfor. Koagulant-dosen baseres på råvannskvaliteten, og er normalt den dominerende driveren for slamgenerering.

Data for sammensetning av slammet er basert på resultatene fra de sesongmessige prøverundene på vannbehandlingsanleggene, supplert også med resultater fra Kattås Pilot.

I tillegg til sammensetningen av fortykket og avvannet (sentrifugert) slam, omfatter resultatene også sammensetningen av returstrømmene fra slambehandlingen (dekantat fra fortykkingen og rejekt fra avvanningen).

8.1.1. Litt om Al-baserte og Fe-baserte koagulanter

I all hovedsak er det Fe- og Al-baserte koagulanter som er i bruk ved norske vannverk. Enkelte anlegg bruker også organiske polymerer slik som kitosan.

8.1.2. Al-basert kontra Fe-basert koaguleringslam

Koagulantbehovet i mmol/l vil være relativt likt for Al og Fe. På grunn av en lavere molvekt for Al vil det derfor doseres en mindre mengde i mg/l, og slamproduksjonen med Al blir derfor også noe lavere enn ved bruk av jern.

8.1.3. Fortykking og avvanning

Der man ikke har tilgang til avløpsledninger eller ikke ønsker å sende slam fra vannbehandlingen til avløpssystemet for behandling på avløpsrensaneanlegget, behandles ofte slammet på vannverket, vanligvis i form av en gravitasjonsfortykking.

³⁸⁾ Mellander, M. (2020) SVOAs arbete med vattenverksmull 2018-19. Stockholm Vatten och Avfall AB

³⁹⁾ Fredlund et al (2019) Hållbar handtering av vattenverksslam – En global kartlegging. KTH/Norr vann

⁴⁰⁾ Persson et al. (2017) Vattenverksslam reducerar biogasens svavelväte. Energiforsk Rapport 2017:344, ISBN 978-91-7673-344-8

På noen anlegg gjennomgår slammet etter fortykking også en avvanning, normalt i form av en sentrifugering. For avvanning kan det også anvendes konvensjonelle kammerfilterpresser eller membranfilterpresser, siden slike filterpresser normalt gir høyere tørrstoffprosent enn sentrifuger (ref Sverige). Både filterpresser og membranfilterpresser er imidlertid batchvise metoder, noe som krever buffervolumer/lagringstanker på anlegget. Selv om membranfilterpressene angis å ha betydelig kortere oppfyllingstid enn konvensjonelle filterpresser, kan den batchvise driften gjøre filterpressene mer egnet for små og mellomstore anlegg.

8.1.4. Eksempel - slammengder og sammensetning av Fe-slam

VAVs og ABVs fremtidige anlegg med Fe-koagulering og 3-media kontaktfiltrering av råvann fra Holsfjorden kan tjene som et eksempel på stipulering av slammengder og sammensetning av koaguleringslam. Her er dimensjonerende råvannsfarge stipulert til 30 mg Pt/L, med en tilhørende dimensjonerende koagulantdose på 3.8 mg Fe/L. Bidraget fra det alkaliske filterlaget er i dette eksempelet satt til 3.5 mg STS/L.

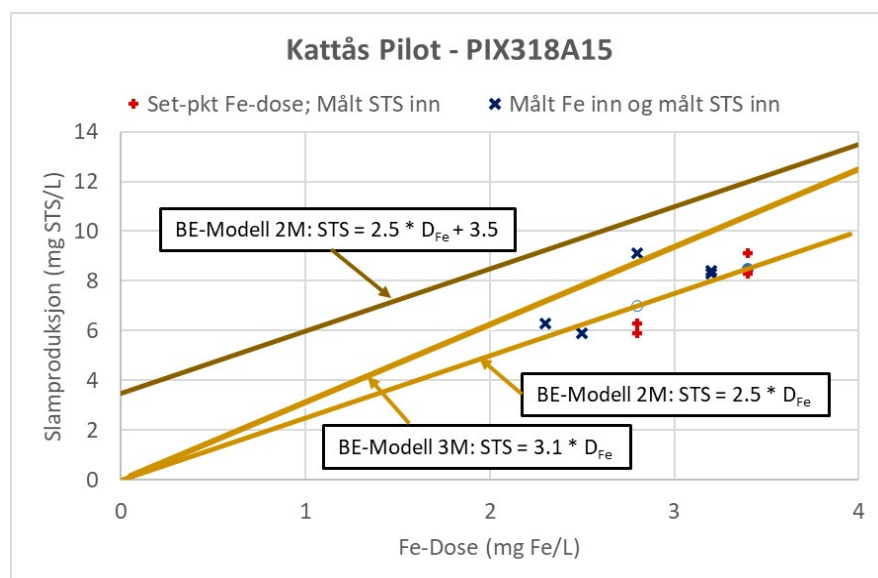
Dette gir en dimensjonerende slamproduksjon (SP_{DIM}) i henhold til ligning (3):

$$SP_{DIM} = STS_{Råvann} + STS_{Koagulering} + STS_{Korrosjonskontroll} + STS_{Slambehandling}$$

$$= 0 + 2.5 \cdot 3.8 + 3.5 + 0.05 \cdot 2.5 \cdot 3.8 = 0 + 9.5 + 3.5 + 0.5 = \mathbf{13.5 \text{ mg STS/L}}$$

Med dimensjonerende vannmengder på henholdsvis 571 520 og 80 000 m³/døgn, kan de dimensjonerende slammengdene grovt stipuleres til 7.7 tonn STS/døgn for VAV og 1.1 tonn/døgn for ABV. På årsbasis utgjør dette henholdsvis 2816 og 394 tonn STS/år.

Pilotforsøkene som er utført ved Kattås har også omfattet en kartlegging av slammengder og slamsammensetning. Resultatene er angitt som punkter i Figur 8.1, sammen med tidligere modellerte resultater (BE-modeller/linjer). Siden råvannskvaliteten i Holsfjorden under pilotforsøkene ikke har nådd opp til dimensjonerende verdier (farge 30), er heller ikke de anvendte koagulantdosene på dimensjonerende nivå (3.8 mg Fe/L). Resultatene, som er angitt med utgangspunkt i set-punkter og i faktisk målte Fe-doser, viser at observerte verdier for slamproduksjon (mg STS/L) alle ligger innenfor verdiene som predikteres av en modell som tar høyde for et ekstrabidrag på 3.5 mg STS/L fra det alkaliske filterlaget.



Figur 8.1. Målte (datapunkter) og modellerte (linjer) slammengder fra Kattås pilot.

Sett i forhold til avløpsslam er vannverksslam lite kartlagt både med hensyn til mengde og sammensetning, og et viktig mål med SLAMiNOR-prosjektet er å bedre dette misforholdet.

Gjødselvarerforskriftens krav regulerer bruken av vannverksslam som gjødselvarer, og foreliggende analysedata for vannverksslam skal her presenteres og diskuteres i forhold til kravene i gjødselvarerforskriften. Det finnes imidlertid en rekke andre mulige bruksområder for vannverksslam enn som gjødselvarer og i jordblandinger, og disse skal omtales nærmere senere i rapporten.

8.2. Karakterisering av slam

I det følgende skal det presenteres data for karakterisering av fortykket slam og avvannet (sentrifugert) slam. På anlegget i Skottland (Carron Valley) ble det ikke foretatt noen slamprøvetaking, så det foreligger ingen data om slam og returstrømmer fra dette anlegget.

Videre var det enkelte anlegg som ikke hadde fortykkerenheter (NRV), og man foretok her bare to uttak av slamprøver (fra henholdsvis slammagasin og pulsatorslam). Andre anlegg hadde problemer med slamfortykkingen grunnet manglende polymerdosering (RORE), og det ble på Kismul bare foretatt ett uttak av slamprøver. En svikt i slamfortykkingen kan selvsagt også medføre redusert kvalitet på dekanteringsvannet.

Tabellene 8.1 og 8.2 presenterer samlede data fra alle vannverk. Av årsaker nevnt over anses enkelte slamprøver ikke å være representative for en normal driftssituasjon, og Tabellene 8.3 og 8.4 viser derfor tilsvarende data som Tabell 8.1 og 8.2, men nå uten data fra anleggene nevnt over (NRV, KIS, RORE).

8.2.1. Fortykket slam

Tabell 8.1 viser data for tørrstoffinnhold, gløderest, ATP, TCC, ICC og ddPCR fra de sesongmessige uttakene av fortykket slam fra alle vannverkene. Øverste del av tabellen viser samlede data for alle anlegg, mens de nederste deler viser data for anlegg med henholdsvis Al- basert (2-M filtrering) og Fe-basert koagulering (3-M filtrering).

Tilsvarende viser Tabell 8.2 data for elementinnhold (mg/kg TS) i de sesongmessige prøvene av fortykket slam fra vannverkene. Øverste del av tabellen viser samlede data for alle anlegg, mens de nederste deler viser data for anlegg med henholdsvis Al- basert (2-M filtrering) og Fe-basert koagulering (3-M filtrering).

Tabell 8.1. Data for tørrstoffinnhold, gløderest, ATP, TCC, ICC og ddPCR fra de sesongmessige uttakene av fortykket slam fra alle koaguleringsanlegg. Øvre del av tabellen viser samlede data for alle anlegg, mens de nederste deler viser spesifikke data for anlegg med henholdsvis Al-basert og Fe-basert koagulering.

Fortykket Slam		Tørrstoff %	Gløderest %	ATP-Tot pg/mL	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	ddPCR mill/mL
Alle koag-anlegg	Avg	0,80	52	3702	196	96	39	20	156
	StDev	0,47	7	2390	153	69	30	16	130
	Min	0,20	40	1252	37	22	6	3	30
	MAX	1,48	62	7232	459	204	85	51	376
	N	8	8	8	8	8	8	8	7
Al-koag	Avg	0,96	47	3587	211	102	44	22	217
	StDev	0,49	4	2363	175	79	34	20	145
	Min	0,20	40	1252	37	22	6	3	50
	MAX	1,48	52	6565	459	204	85	51	376
	N	5	5	5	5	5	5	5	4
Fe-koag	Avg	0,52	59	3895	171	86	31	17	75
	StDev	0,31	4	2955	137	62	25	12	41
	Min	0,26	55	1610	74	40	16	10	30
	MAX	0,86	62	7232	328	157	60	31	111
	N	3	3	3	3	3	3	3	3

Tabell 8.2. Data for elementinnhold i de sesongmessige uttakene av fortykket slam fra alle koaguleringsanleggene. Øvre del av tabellen viser samlede data for alle anlegg, mens de nederste deler viser data for anlegg med Al-basert og Fe-basert koagulering.

Fortykket Slam		Al	Si	P	S	Cl	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
		mg/kg TS															
Alle vannverk	Avg	89854	8443	334	3994	2029	23874	14	632	83141	21	40	174	3,8	0,58	0,60	12,2
	StDev	73412	5822	228	1611	863	19846	8	327	102682	13	37	163	0,2	0,71	1,19	11,0
	Min	4297	3337	140	1736	770	4299	5	52	2130	3	12	47	3,7	0,14	0,07	3,5
	MAX	173605	17285	747	7178	2797	56027	28	1196	232279	41	118	551	4,0	2,20	3,31	36,4
	N	8	6	8	8	5	8	8	8	8	8	8	8	2	8	7	8
Al-koag	Avg	139754	11604	425	4069	2607	10280	15	487	9374	14	32	91		0,20	0,95	7,6
	StDev	33577	7325	251	1988	286	6205	10	270	7258	10	26	47		0,07	1,57	3,0
	Min	88538	3337	188	1736	2278	4299	5	52	2130	3	12	47		0,14	0,07	4,5
	MAX	173605	17285	747	7178	2797	20156	28	751	20096	27	70	150		0,27	3,31	11,4
	N	5	3	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5		5	4	5
Fe-koag	Avg	6688	5282	184	3869	1163	46532	13	873	206085	32	54	311	3,8	1,21	0,14	19,7
	StDev	2776	1046	50	1070	556	8331	5	296	22827	8	55	208	0,2	0,88	0,06	16,4
	Min	4297	4187	140	2655	770	40445	10	616	190446	25	20	181	3,7	0,49	0,09	3,5
	MAX	9732	6272	239	4675	1556	56027	20	1196	232279	41	118	551	4,0	2,20	0,20	36,4
	N	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3

Tabell 8.3. Data for tørrstoffinnhold, gløderest, ATP, TCC, ICC og ddPCR fra de sesongmessige uttakene av fortykket slam fra alle koaguleringsanlegg, med unntak av NRV, KIS og RORE.

Alle anlegg ekskl NRV, KIS, RORE		Tørrstoff %	Gløderest %	ATP-Tot pg/mL	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	ddPCR mill/mL
Al-anlegg	Avg	1,16	46	4824	323	156	68	34	221
	StDev	0,34	6	2280	117	42	16	15	100
	Min	0,80	40	2242	255	125	56	21	150
	MAX	1,48	52	6565	459	204	85	51	291
	N	3	3	3	3	3	3	3	2
Fe-anlegg	Avg	0,65	61	4421	220	108	38	20	57
	StDev	0,30	1	3976	153	68	30	15	38
	Min	0,44	60	1610	112	60	17	10	30
	MAX	0,86	62	7232	328	157	60	31	85
	N	2	2	2	2	2	2	2	2

Tabell 8.4. Data for elementinnhold i de sesongmessige uttakene av fortykket slam fra alle koaguleringsanlegg, med unntak fra NRV, KIS og RORE.

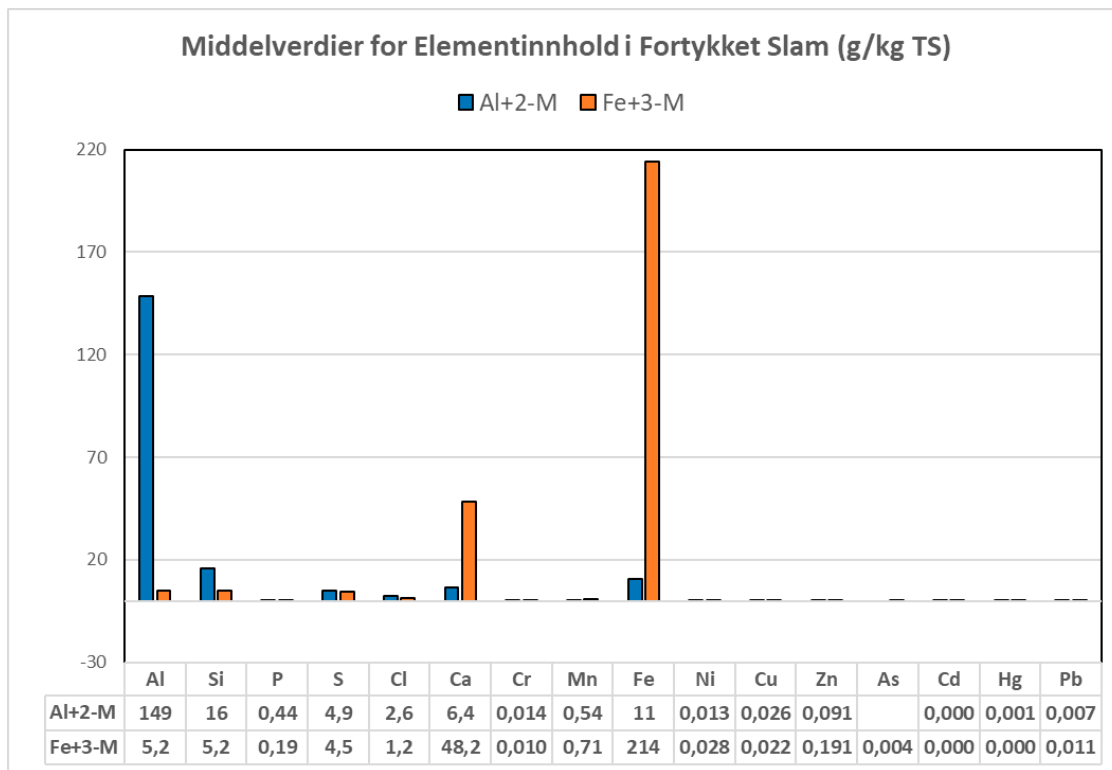
Alle anlegg ekskl NRV, KIS, RORE		Al	Si	P	S	Cl	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
		mg/kg TS															
Al-anlegg	Avg	148531	15738	435	4880	2607	6378	14	543	10516	13	26	91		0,20	1,17	6,8
	StDev	22764	2188	276	2048	286	1930	12	108	8358	12	19	53		0,07	1,85	4,0
	Min	129161	14191	222	3248	2278	4299	5	419	4712	3	13	47		0,14	0,07	4,5
	MAX	173605	17285	747	7178	2797	8111	28	612	20096	27	47	150		0,27	3,31	11,4
	N	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		3	3	3
Fe-anlegg	Avg	5165	5230	190	4476	1163	48236	10	711	213904	28	22	191	3,8	0,72	0,14	11,4
	StDev	1228	1474	70	280	556	11018	1	135	25987	4	3	15	0,2	0,33	0,08	11,1
	Min	4297	4187	140	4278	770	40445	10	616	195528	25	20	181	3,7	0,49	0,09	3,5
	MAX	6034	6272	239	4675	1556	56027	11	807	232279	30	25	202	4,0	0,95	0,20	19,2
	N	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Resultatene i Tabell 8.3 og 8.4 anses mer representative for normal drift av grunner som er beskrevet tidligere.

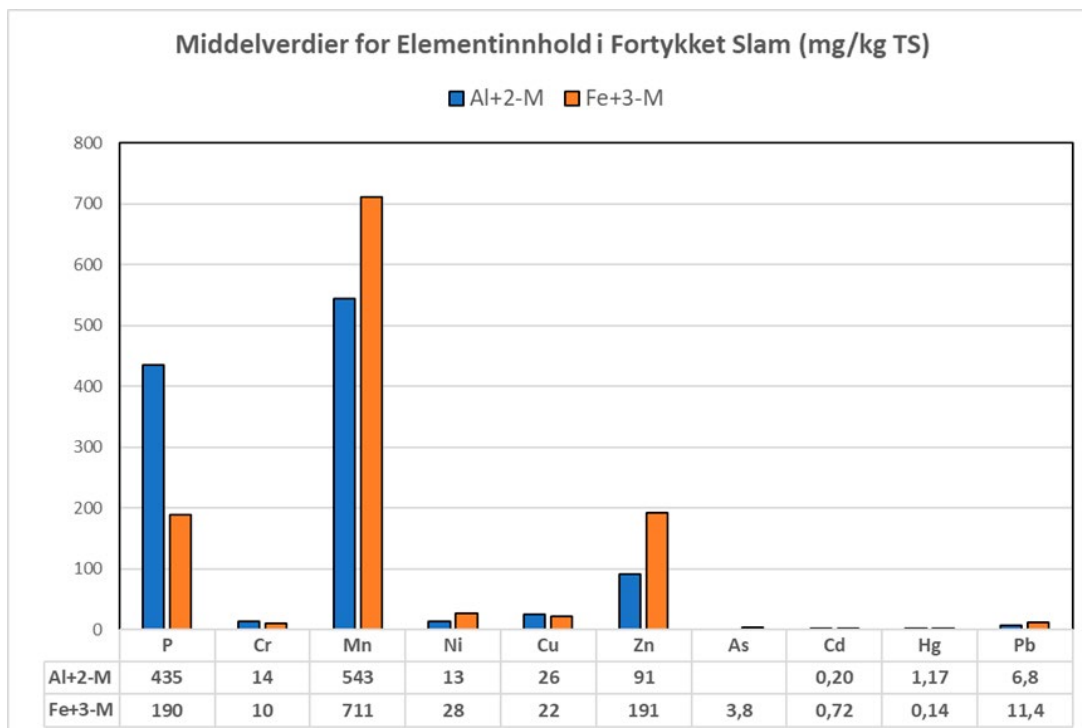
Som ventet er det vesentlige forskjeller i slamkvalitet fra anlegg som benytter Al-basert eller Fe-basert koagulering. Elementinnholdet gjenspeiler innholdet i koagulantene og bidraget fra alkaliske filterlag, noe som illustreres godt i Figur 8.2. Her ser man tydelig forskjellene i Al-, Fe- og Ca-innhold, som her er fremstilt som g/kg TS.

Figur 8.3 viser innholdet av sporelementer med lavere konsentrasjoner, fremstilt i mg/kg TS. Forskjellene mellom Al- og Fe-basert vannbehandling kan skyldes råvannet, koagulanten, kjemikalier/kalk, filtermassen, m.m.

Slike forskjeller i slamkvalitet kan påvirke potensielle bruksområder for vannverksslammet, noe vi kommer tilbake til i kapittel 9.



Figur 8.2. Elementinnhold (g/kg TS) i fortykket slam fra koaguleringsanlegg med Al-basert, 2-M filtrering og Fe-basert, 3-M koagulering. Data fra NRV, KIS og RORE er ikke inkludert.



Figur 8.3. Elementinnhold (mg/kg TS) i fortykket slam fra koaguleringsanlegg med Al-basert, 2-M filtrering og Fe-basert, 3-M koagulering. Data fra NRV, KIS og RORE er ikke inkludert.

8.2.2. Avvannet slam

Fire av de undersøkte anleggene har slamavvanning, alle med sentrifugering, Al-basert koagulering og 2-M filtrering. Resultatene fra de sesongmessige prøvene og analysene av avvannet slam fra disse anleggene er vist i Tabell 8.5 og 8.6. Også her er resultatene angitt med og uten data fra KIS. En oppsummerende oversikt i vist i Tabell 8.7.

Tabell 8.8 viser middelverdier for elementinnhold på de vannverken som har slamavvanning. Nedre del av tabellen angir kravene til elementinnhold gitt i Gjødselfareforskriften.

Tabell 8.5. Data for tørrstoffinnhold, gløderest, ATP, TCC, ICC og ddPCR fra de sesongmessige uttakene av avvannet slam fra de fire koaguleringsanleggene med slamavvanning. Nedre del av tabellen viser resultater uten data fra KIS.

Vannverk	Tørrstoff %	Gløderest %	ATP-Tot µg/kg TS	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	ddPCR mill/mL
NYOS-AVG	17,2	44	114	297	142	43	29	168
NYOS-StDev	0,6	2	77	138	65	28	24	148
VAN-AVG	21,0	50	87	588	279	56	27	91
VAN-StDev	0,6	1	37	316	158	56	27	92
AUR-AVG	17,2	39	23	443	230	30	19	622
AUR-StDev	1,5	1	18	372	179	30	21	330
KIS-AVG	11,3	50	142					200
KIS-StDev	0,9	2	88					121
AVG-Alle	16,7	46	92	442	217	43	25	270
StDev-Alle	4,0	5	51	145	70	13	5	239
Min-Alle	11,3	39	23	297	142	30	19	91
Max-Alle	21,0	50	142	588	279	56	29	622
N-Alle	4	4	4	3	3	3	3	4
AVG-uten KIS	18,5	44	75	442	217	43	25	294
StDev-u/KIS	2,2	6	47	145	70	13	5	287
Min-u/KIS	17,2	39	23	297	142	30	19	91
Max-u/KIS	21,0	50	114	588	279	56	29	622
N-u/KIS	3	3	3	3	3	3	3	3

Tabell 8.6. Data for elementinnhold i de sesongmessige uttakene av avvannet slam fra de fire koaguleringsanleggene med slamavvanning. Nedre del av tabellen viser resultater uten data fra KIS.

Vannverk	Al	Si	P	S	Cl	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
	mg/kg TS														
NYOS-AVG	182184	15113	300	2931	1508	6730	8,8	456	4911	9,4	17,4	155	0,27	0,29	4,7
NYOS-StDev	8659	239	46	416		641	0,5	77	208	1,1	2,2	10	0,00	0,13	0,3
VAN-AVG	125710	12142	730	3311	986	4796	30,7	610	19939	26,4	42,3	70	0,18	0,09	11,2
VAN-StDev	13756	1061	130	392	456	2111	7,5	289	3784	2,3	6,3	10	0,04	0,01	1,6
AUR-AVG	155143		238	6694	1839	3250	7,1	647	7237	3,6	12,7	49	0,13	0,14	4,7
AUR-StDev	12710		17	529		685	2,8	257	1224	0,5	1,0	4	0,01	0,03	1,5
KIS-AVG	197083	12810	332	2322		6927	17,6	117	6615	10,7	29,3	107	0,30	0,09	17,6
KIS-StDev															
AVG-Alle	165030	13355	400	3814	1444	5426	16	458	9675	13	25	95	0,22	0,15	9,5
StDev-Alle	31440	1558	224	1962	430	1740	11	242	6913	10	13	46	0,08	0,10	6,2
Min-Alle	125710	12142	238	2322	986	3250	7	117	4911	4	13	49	0,13	0,09	4,7
Max-Alle	197083	15113	730	6694	1839	6927	31	647	19939	26	42	155	0,30	0,29	17,6
N-Alle	4	3	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
AVG-uten KIS	154346	13627	423	4312	1444	4925	16	571	10695	13	24	91	0,20	0,17	6,9
StDev-u/KIS	28246	2100	268	2072	430	1744	13	102	8089	12	16	56	0,07	0,11	3,8
Min-u/KIS	125710	12142	238	2931	986	3250	7	456	4911	4	13	49	0,13	0,09	4,7
Max-u/KIS	182184	15113	730	6694	1839	6730	31	647	19939	26	42	155	0,27	0,29	11,2
N-u/KIS	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Tabell 8.7. Elementinnhold (middelverdier og standarddeviasjon) i avvannet slam fra NYOS, VAN, AUR og KIS som alle er anlegg som benytter Al-basert koagulering. Verdiene er angitt som g/kg TS for de første 9 elementer og som mg/kg TS for de 6 siste.

Vann- verk	Al	Si	P	S	Cl	Ca	Mn	Fe	Zn	Ni	Cr	Cu	Cd	Hg	Pb
	g/kg TS									mg/kg TS					
NYOS	182±9	15±0	0,30±0,05	2,9±0,4	1,5	6,7±0,6	0,46±0,08	4,9±0,2	0,16±0,01	9,4±1,1	8,8±0,5	17±2	0,27±0,00	0,29±0,13	4,7±0,3
VAN	126±14	12±1	0,73±0,13	3,3±0,4	1,0±0,5	4,8±2,1	0,61±0,29	19,9±3,8	0,07±0,01	26,4±2,3	30,7±7,5	42±6	0,18±0,04	0,09±0,01	11,2±1,6
AUR	155±13		0,24±0,02	6,7±0,5	1,8	3,3±0,7	0,65±0,26	7,2±1,2	0,05±0,00	3,6±0,5	7,1±2,8	13±1	0,13±0,01	0,14±0,03	4,7±1,5
KIS	197	13	0,33	2,3		6,9	0,12	6,6	0,11	10,7	17,6	29	0,30	0,09	17,6

Tabell 8.8. Elementinnhold (middelverdier og standarddeviasjon) i avvannet slam fra NYOS, VAN, AUR og KIS som alle er anlegg som benytter Al-basert koagulering. Verdiene er angitt som mg/kg TS.

Avvannet Slam	Al	Fe	Ca	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
	mg/kg TS										
NYOS	182184	4911	6730	456	9	9	17	155	0,3	0,3	5
VAN	125710	19939	4796	610	31	26	42	70	0,2	0,1	11
AUR	155143	7237	3250	647	7	4	13	49	0,1	0,1	5
KIS	197083	6615	6927	117	18	11	29	107	0,3	0,1	18
AVG-Alle	165030	9675	5426	458	16	13	25	95	0,2	0,2	10
StDev-Alle	31440	6913	1740	242	11	10	13	46	0,1	0,1	6
Min-Alle	125710	4911	3250	117	7	4	13	49	0,1	0,1	5
Max-Alle	197083	19939	6927	647	31	26	42	155	0,3	0,3	18
N-Alle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gjødselvereforskriften KI 0					50	20	50	150	0,4	0,2	40
Gjødselvereforskriften KI I					60	30	150	400	0,8	0,6	60
Gjødselvereforskriften KI II					100	50	650	800	2	3	80
Gjødselvereforskriften KI III					150	80	1000	1500	5	5	200

8.2.3. Slam fra Kattås Pilot

Tabellene 8.9-8.11 viser resultater og analyser av slam fra Kattås pilot under forsøkene i perioden juni-november 2019. Forsøksserie A omfattet prøver av filterspylevann (uten slamfortykking og returvann), mens serie B-D alle ble kjørt med gravitasjonsfortykking av slammet (1 time). Serie C omfattet forsøk/prøver tatt etter påfylling av ny alkalisk filtermasse (varierende mengde ny masse), og serie D omfattet forsøk/prøver uten tilsats av koagulant til slamfortykeren.

Serie nummer 1 ble utført med 4 % returvann (blanding av modningsvann og dekantat fra slamfortykking), serie 2 med 8 %, og serie 3 med 12 % returvann relativt til råvannsstrømmen.

Tabell 8.9 angir verdier for totalt og organisk tørrstoff, glødetap og Adenosin Trifosfat (ATP), energibæreren i alle levende celler. Påfylling av ny alkalisk masse (serie C) gir tydelige effekter i form av økt tørrstoffinnhold og lavere glødetap, mens innholdet av organisk tørrstoff ble lite påvirket. Det ser også ut til at slammets innhold av mikroorganismer (ATP/g TS) ble redusert etter påfylling av ny alkalisk masse.

Tabell 8.9. Forsøksresultater fra Kattås pilot juni-november 2019: Totalt og organisk tørrstoffinnhold, glødetap og ATP-innhold i de ulike forsøksseriene.

Slamkvalitet - Spylevann og Fortykket slam		Tot Tørrstoff (TS)	Glødetap	Organisk-TS	Tot-ATP	
		% (vekt)	% av TS	% (vekt)	nmol/g TS	ng/g TS
04.06.2019	Spylevann fra Filter - 1A-Bland	0,07	41,2	0,03	0,43	219
04.06.2019	Slam fra Fortykker - 1B					
11.06.2019	Slam fra Fortykker - 1B-1t	0,58	37,7	0,22	0,25	128
18.06.2019	Slam fra Fortykker - 1C-1t	2,65	8,1	0,21	0,19	99
26.06.2019	Slam fra Fortykker - 1D-1t	0,55	41,0	0,23	0,76	387
18.09.2019	Slam - 2B-Par-1-18 t	0,91	42,1	0,38	0,95	484
24.09.2019	Slam - 2B-Par-2-18t	1,11	43,2	0,48	1,17	593
08.10.2019	Slam - 2B-Par-3-18t	0,89	43,3	0,39	0,79	401
15.10.2019	Slam - 2C-Par-1-1t	1,83	15,9	0,29	0,37	185
05.11.2019	Slam - 2C-Par-2-1t	3,24	14,5	0,47	0,25	127
19.11.2019	Slam - 3B-1t	0,39	45,0	0,17	0,66	336
26.11.2019	Slam - 3C-1t	0,94	27,5	0,26	1,46	739

Tabellene 8.10 og 8.11 angir slammets innhold av ulike elementer, angitt som mg/kg TS. I forhold til Gjødelsvareforskriftens krav viser resultatene følgende:

- For elementene Pb, Hg og Cr oppfylles kravene til klasse 0 i alle prøver.
- For Cd overskrider kun én prøve kravene til klasse 0 (0.56 mg/kg TS), mens alle prøver oppfyller kravene til klasse 1.
- For Zn oppfyller 4 av 6 prøver kravene til klasse 0, og alle prøver kravene til klasse 1.
- For Cu oppfyller 2 av 6 prøver kravene til klasse 0, og 5 av 6 prøver kravene til klasse 1. Alle prøver oppfyller kravene til klasse II.

Ser man på middelverdiene for alle forsøk, så oppfylles kravene til klasse 0 for Pb, Hg, Cr, Zn og Cr. For Cu oppfylles kravet til klasse 1.

Man kan også legge merke til slammets høye innhold av Ca og Fe, noe som kan tilskrives vannbehandlingsmetodens bruk av Fe-koagulant og alkaliske filterlag. Resultatene viser også at tørrstoffinnholdet og kalsiuminnholdet i fortykket slam øker betydelig som følge av innlegging av ny alkalisk filtermasse, mens glødetapet reduseres. Dette skyldes utspyling av finpartikulær alkalisk masse (kalkstøv).

Tabell 8.10. Forsøksresultater fra Kattås pilot juni-november 2019: Elementinnhold i slammet (mg/kg TS) fra de ulike forsøksseriene.

Slamkvalitet - Spylevann og Fortykket slam		Elementinnhold i mg/kg TS													
		Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	V	Mn	Fe	Co	Ni
04.06.2019	Filterspylevann - 1A-Blandpr.	3420	4080	4180	8339	565	35366	92334	1514	93972	48	358	318734	27	85
11.06.2019	Slam fra Fortykker - 1B-1t	375	1313	3746	4384	362	6855	5850	438	69530	40	242	278194	12	70
18.06.2019	Slam fra Fortykker - 1C-1t	69	2801	1267	1836	59	1098	886	73	200229	9	108	47674	4	11
26.06.2019	Slam fra Fortykker - 1D-1t	325	1149	3208	3286	271	4969		359	52452	39	248	249208		68
18.09.2019	Slam - 2B-Par-1-18 t	217	1956	5758	3805	399	4549	2907	367	111067		175	369916	17	36
24.09.2019	Slam - 2B-Par-2-18t	143	821	2982	1973	213	2853	1718	179	29546		92	258149	8	19
08.10.2019	Slam - 2B-Par-3-18t	168	1047	3768	3544	345	5868	5204	287	60262		171	325461	12	21
15.10.2019	Slam - 2C-Par-1-1t	90	2555	1940	2424	116	1420	2480	110	165027		115	105229	9	13
05.11.2019	Slam - 2C-Par-2-1t	59	1773	1353	1203	123	1418	876	92	109539	14	89	85820	4	6
19.11.2019	Slam - 3B-1t	375	929	2986	3520	665	6004	5702	328	27429	40	239	267422	14	18
Avg		524	1842	3119	3432	312	7040	13106	375	91905	32	184	230581	12	19
StDev		972	986	1300	1893	187	9651	28072	399	53729	15	83	105377	7	9
Min		59	821	1267	1203	59	1098	876	73	27429	9	89	47674	4	6
Max		3420	4080	5758	8339	665	35366	92334	1514	200229	48	358	369916	27	36

Tabell 8.11. Forsøksresultater fra Kattås pilot juni-november 2019: Elementinnhold i slammet (mg/kg TS) fra de ulike forsøks-seriene.

Slamkvalitet - Spylevann og Fortykket slam		Elementinnhold i mg/kg TS															
		Br	Zn	As	Sr	Sb	Y	B	Cd	Mo	Sn	W	Hg	Pb	U	Ti	Cr
04.06.2019	Filterspylevann - 1A-Blandpr.																
11.06.2019	Slam fra Fortykker - 1B-1t																
18.06.2019	Slam fra Fortykker - 1C-1t																
26.06.2019	Slam fra Fortykker - 1D-1t		91		62		13	1,2						4	19	2628	17
18.09.2019	Slam - 2B-Par-1-18 t	224	388	11	105	1,7		1,9	0,56	62	1,4	1,1	0,18	9	34		25
24.09.2019	Slam - 2B-Par-2-18t	128	157	7	42	1,3		1,5	0,24	42	0,6	0,8	0,13	6	23		18
08.10.2019	Slam - 2B-Par-3-18t		137	9	49				0,25	46	0,6	0,9	0,18	6	26		23
15.10.2019	Slam - 2C-Par-1-1t		95	3	118				0,18	15	0,2	0,3	0,05	2	10		7
05.11.2019	Slam - 2C-Par-2-1t		40	2	82		4		0,07	14	0,3	0,2	0,04	2	6	850	6
19.11.2019	Slam - 3B-1t		81	7	44		12		0,20	35	0,4	0,6	0,08	4	18	2573	17
Avg		176	141	6	72	1,5	10	1,5	0,25	36	0,6	0,6	0,11	5	19	2017	16
StDev		48	107	3	28	0,2	4	0,3	0,15	17	0,4	0,3	0,06	2	9	826	7
Min		128	40	2	42	1,3	4	1,2	0,07	14	0,2	0,2	0,04	2	6	850	6
Max		224	388	11	118	1,7	13	1,9	0,56	62	1,4	1,1	0,18	9	34	2628	25

9. Returstrømmer

I det følgende skal det presenteres resultater fra prøvetaking og analyse av returstrømmer fra vann-og slambehandlingen. Returstrømmer er vannstrømmer som det kan være aktuelt å returnere til innløpet av vannbehandlingsanlegget, og omfatter her følgende typer av vannstrømmer:

- Modningsvann etter hver filterspyling
- Dekanteringsvann fra fortykning av filterspyleslam og annet slam (sedimentering, flotasjon, bunnslam fra kalkberedere, etc)
- Rejektvann fra slamavvanning (sentrifuger, filterpresser, etc)

Modningsvann (også kalt førstefiltrat) omfatter filterutløpsvann fra den første driftsfasen etter filterspyling, vanligvis de første 20-60 minutter etter at filteret er satt i drift etter avsluttet tilbakespyling. Modningsvannet består av spylevann som befinner seg i filterbassenget og i selve filtersengen, samt innkommende koagulert råvann. Ved spyling med rentvann vil modningsvannet normalt ha like god eller bedre kvalitet enn råvannet, men vil normalt ha noe forringet kvalitet i forhold til filterutløpsvann fra den stabile filtreringsfasen når modningsperioden er overstått. Dette fordi det tar noe tid å oppnå optimale koaguleringsforhold ved oppstart etter en filterspyling. Dette skyldes at det tar tid å oppnå optimale forhold for koagulerings-pH og koagulantdose, samt det faktum at det tar tid å etablere en tilstrekkelig mengde av utfellingsprodukter (metallhydroksider fra koagulanten) i filtersengen. Slike metallhydroksider har en stor kapasitet for adsorpsjon og tilbakeholdelse av NOM, mikroorganismer, etc.

Dekanteringsvann (også kalt dekantat) fra slamfortykking (ved slamsedimentering eller slamflotasjon) vil normalt ha noe dårligere kvalitet enn modningsvann og råvann. Det er i dag likevel ikke uvanlig med retur av dekanteringsvann, gjerne sammen med modningsvann, til innløpet av vannbehandlingsanlegget. Ofte benyttes en ekstra tilsats av koagulant og/eller polymerforbindelser for å forbedre slamfortykkingen.

Rejektvann fra slamavvanning har vesentlig dårligere kvalitet enn modningsvann og dekanteringsvann, og vil derfor normalt ikke returneres til innløpet av vannbehandlingsanlegget.

Returstømmer fra vannbehandlingen kan utnyttes, gjenbrukes og disponeres på ulike måter. Uheldig bruk av returstrømmer kan imidlertid påvirke hygienisk barriereeffekt og vannbehandlingsprosessen negativt. For å unngå dette må man kjenne mengde og sammensetning av de aktuelle returstrømmene. Slike forhold er kartlagt i BARRiNOR- og SLAMiNOR-prosjektene via sesongmessige prøvetakinger og fysisk-kjemiske og mikrobiologiske analyser av vann, slam og returstrømmer på anleggene.

Alle de deltagende vannverkene har filtertrinn og systemer for tilbakespyling av filtre, og derved også filtermodningsvann. De fleste anlegg har også slamfortykkere og derved dekanteringsvann, mens kun fire anlegg har slamavvanningsutstyr og derved også rejeckt vann på anlegget.

Det anvendes ulike løsninger for disponering av returstrømmene: noen sender modningsvann tilbake til kilden eller ut i en resipient, mens andre sender modningsvann tilbake til innløpet av vannbehandlingen eller benytter det til filterspyling. Andre anlegg returnerer en blanding av modningsvann og dekanteringsvann til innløpet av anlegget.

Noen anlegg sender spyleslam eller fortykket slam til avløpsnett for videre behandling på et avløpsrensseanlegg. Avvannet slam hentes av spesialfirma og utnyttes til jordforbedring. Rejektvann har vesentlig dårligere kvalitet enn de andre vannstrømmene og må disponeres for seg. Rejektvannet anvendes derfor ikke som returvann på noen av anleggene.

I vurderingen av ulike returstrømmers egnethet for retur til innløpet av vannbehandlingen har man valgt å sammenligne kvaliteten på returstrømmene med kvaliteten på råvannet (Tabell 9.1). En slik normalisering til råvannskvaliteten innebærer at et forholdstall på 1 angir at returvannet har samme kvalitet som råvannet med hensyn til den aktuelle vannkvalitetsparameter. En verdi <1 betyr at returvannet har bedre kvalitet, mens en verdi >1 betyr at returvannet har dårligere kvalitet enn råvannet. Tanken bak dette er at dersom returvannet har like god eller bedre kvalitet som råvannet, bør en retur ikke innebære de store prosessmessige utfordringer. Modningsvann med god kvalitet bør også kunne vurderes brukt som filterspylevann, spesielt de siste deler som har best kvalitet.

Basert på de fire sesongmessige prøveuttakene viser Tabell 9.1 middelverdier for kvalitetsforholdet mellom modningsvann og råvann, mellom dekanteringsvann og råvann, mellom rejeckt vann og råvann, samt mellom brukt filterspylevann og råvann for hvert vannverk. I Tabell 9.2 er de råvannsnormaliserte tallene gruppert på de ulike kvalitetsforholdene. De ni koaguleringsanleggene er vist i øverste del av begge tabeller, mens tallene for ozon-biofilteranlegget (IVAR) og det alkaliske filteranlegget (ESP) er vist nederst.

Tabell 9.1. Kvalitetsforhold mellom modningsvann og råvann; dekantat og råvann; filterspylevann og råvann, samt rejeckt vann og råvann (Middelverdier for 4 sesongprøver fra hvert vannverk).

Vann- verk	AVG	Farge mg Pt/L	Turbiditet NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	HNA (TCC) #/mL	ICC #/mL	HNA (ICC) #/mL	% ICC	ddPCR #/mL	PMMOV/L
SVD	Modningsvann/Råvann	0,17	0,89	0,05	0,61	0,79	0,61	0,88	1,42	0,44	
	Dekantat/Råvann	0,38	11,41	2,51	4,09	5,7	6,8	10,5	1,45	30,43	
VAL	Modningsvann/Råvann	0,16	3,12	0,03	0,15	0,15	0,29	0,25	1,65	0,15	
	Dekantat/Råvann	0,25	94	1,62	3,04	3,58	3,56	3,85	1,01	3,46	
RORE	Modningsvann/Råvann	0,47	4,2	0,08	0,45	0,40	0,59	0,83	1,32	0,57	
	Dekantat ^{*)} /Råvann	5,6	908	13	25	21	24	31	0,92	1,57	
NRV	Modningsvann/Råvann	0,10	0,09	0,04	0,29	0,35	0,41	0,46	1,17	0,14	0,005
	Dekantat/Råvann				0,55	0,67	0,47	0,08	0,85	120	
NYOS	Modningsvann/Råvann	Ingen prøver av modningsvann									
	Dekantat/Råvann	0,10	2,01	0,91	2,12	2,80	1,78	2,76	0,83	1,12	
	Spylevann/Råvann	0,24	40,14	2,66	7,75	9,30	5,87	9,97	0,70	2,42	
	Rejekt/Råvann	2,43	123	280	217	263	299	709	1,35		
VAN	Modningsvann/Råvann	0,10	0,02	0,13	0,27	0,29	0,47	0,18	1,83		
	Dekantat/Råvann	0,24	1,37	1,91	1,18	1,16	1,00	0,77	0,86	1,02	
	Rejekt/Råvann	1,37	21	34	69	73	89	97	1,54	214	
CAR	Modningsvann/Råvann	0,07	0,08	0,02	0,47	0,42	0,14	0,15	0,36	0,69	
AUR	Modningsvann/Råvann	0,14	0,97	0,26	0,60	0,65	0,61	0,54	1,05	1,64	
	Dekantat/Råvann	0,09	2,92	1,96	3,47	4,34	3,55	4,43	1,17	2,90	
	Rejekt/Råvann	0,20	34	24	58	67	56	66	0,66		
KIS	Modningsvann/Råvann	0,07	0,15	0,18	0,33	0,37				0,90	
	Dekantat ^{**)} /Råvann	0,41	386	9,2	18	16	13	11	0,54	1,91	
	Rejekt ^{**)} /Råvann		3011	41						94	
IVAR	Ut Ozon/Råvann	0,38	0,78	0,04	0,44	0,13	0,01	0,00	0,20	0,06	
	Ut Alk-F/Råvann	0,47	0,35	0,29	0,49	0,17	0,23	0,25	0,34	0,16	
	Ut Bio-F/Råvann	0,45	0,27	0,26	0,40	0,21	0,57	0,57	0,99	0,19	
	Spylevann-Alk-F/Råvann	0,80	165	158	11	14	22	37	1,50	1,63	
	Spylevann-Bio-F/Råvann	0,79	272	106	8,1	9,2	19	28,5	2,01	25	
ESP	Modningsvann/Råvann	1,02	0,97	0,20	1,26	1,08	0,32	0,16	0,24	0,90	
	Spylevann-Alk-F/Råvann	1,30	83	19	7,9	11	15	20	1,47	13	
*) Dårlig fungerende slamfortykking - ingen polymerdosering; **) Dårlig fungerende slamfortykking/avvanning											

Tabell 9.2. Kvalitetsforhold mellom modningsvann og råvann; dekantat og råvann; filterspylevann og råvann, samt rejektivann og råvann – gruppert etter vanntype (Middelverdier for 4 sesongprøver fra hvert vannverk). Kvalitetstallene for dekanteringsvann fra RORE, NRV og KIS anses ikke representative og er derfor ikke inkludert i de statistiske beregningene for kvalitetsforholdet dekanteringsvann/råvann og rejeckt/råvann nederst i tabellen (jfr. fotnotene i Tabell 9.1).

Vannverk	AVG	Farge mg Pt/L	Turb NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	HNA (TCC) #/mL	ICC #/mL	HNA (ICC) #/mL	% ICC	ddPCR #/mL
SVD	Modningsvann/Råvann	0,17	0,89	0,05	0,61	0,79	0,61	0,88	1,42	0,44
VAL		0,16	3,12	0,03	0,15	0,15	0,29	0,25	1,65	0,15
RORE		0,47	4,22	0,08	0,45	0,40	0,59	0,83	1,32	0,57
NRV		0,10	0,15	0,05	0,31	0,36	0,33	0,33	0,77	0,21
NYOS										
VAN		0,10	0,02	0,13	0,27	0,29	0,47	0,18	1,83	
CAR		0,07	0,08	0,02	0,47	0,42	0,14	0,15	0,36	0,69
AUR		0,14	0,97	0,26	0,60	0,65	0,61	0,54	1,05	1,64
KIS		0,06	0,12	0,18	0,26	0,32				0,81
ESP		1,02	0,97	0,20	1,26	1,08	0,32	0,16	0,24	0,90
SVD	Dekantat/Råvann	0,38	11,4	2,5	4,1	5,7	6,8	10,5	1,4	30
VAL		0,25	94	1,6	3,0	3,6	3,6	3,8	1,0	3,5
RORE		5,60	908	12,86	24,8	20,8	24,4	31,0	0,92	1,57
NRV					0,48	0,57	0,87	0,41	1,82	94
NYOS		0,10	2,0	0,9	2,1	2,8	1,8	2,8	0,8	1,1
VAN										
AUR		0,09	2,9	2,0	3,5	4,3	3,6	4,4	1,2	2,9
KIS		0,41	386	9	18	16	13	11	1	2
ESP										
NYOS	Rejeckt/Råvann	2,43	123	280	217	263	299	709	1,35	
VAN		1,37	21	34	69	73	89	97	1,54	214
AUR		0,20	34	24	58	67	56	66	0,66	
KIS			3011	41						94
IVAR	Ut Ozon/Råvann	0,38	0,78	0,04	0,44	0,13	0,01	0,00	0,20	0,06
IVAR	Ut Alk-F/Råvann	0,47	0,35	0,29	0,49	0,17	0,23	0,25	0,34	0,16
IVAR	Ut Bio-F/Råvann	0,45	0,27	0,26	0,40	0,21	0,57	0,57	0,99	0,19
IVAR	Spylevann-Alk-F/Råvann	0,80	165	158	11	14	22	37	1,50	1,63
IVAR	Spylevann-Bio-F/Råvann	0,79	272	106	8	9	19	29	2,01	24,9
ESP	Spylevann-Alk-F/Råvann	1,30	83	19	8	11	15	20	1,5	12,8
Alle	Modningsvann/Råvann	0,25	1,2	0,1	0,49	0,50	0,42	0,42	1,08	0,68
Alle u/RORE+NRV+KIS	Dekantat/Råvann	0,21	28	1,7	3,2	4,1	3,9	5,4	1,1	9,5
Alle u/RORE+NRV+KIS	Rejeckt/Råvann	1,33	59	113	115	134	148	291	1,18	214

Siden returstrømmer med dårlig kvalitet potensielt kan påvirke vannbehandlingsprosessen negativt, er det av spesiell interesse å vurdere maksimalverdier («worst case»). Dette fordi påvirkningen sannsynligvis er størst der kvaliteten på returstrømmene avviker mest fra kvaliteten på råvannet. I tråd med dette viser Tabell 9.3 maksimalverdiene for forholdstallet mellom kvaliteten på returstrømmene og råvannet. Siden slambehandlingen ikke fungerte optimalt på RORE og Kismul, og uten representative slamprøver fra NRV, viser den siste linjen i tabellen middelverdier for de maksimale råvannsnormaliserte forholdstall der tallene fra disse vannverkene er ekskludert. Dette gir utvilsomt et bedre og mer representativt bilde av de faktiske forhold på anlegg med velfungerende slambehandling.

Vi skal i det følgende foreta nærmere vurderinger av egnetheten til filtermodningsvann og dekanteringsvann som returvann.

Tabell 9.3. Kvalitetsforhold mellom modningsvann og råvann; dekantat og råvann; filterspylevann og råvann, samt rejektivann og råvann - gruppert (Maksimalverdier for 4 sesongprøver fra hvert vannverk). Kvalitetstallene for dekanteringsvann fra RORE, NRV og KIS anses ikke representative og er derfor ikke inkludert i statistiske beregningene for kvalitetsforholdet dekanteringsvann/råvann nederst i tabellen (jfr. fotnotene i Tabell 9.1).

Vannverk	MAX	Farge mg Pt/L	Turb NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	% ICC	ddPCR #/mL
SVD	Modningsvann/Råvann	0,20	1,68	0,07	2,21	2,71	1,29	7,47	2,49	0,76
VAL		0,19	6,03	0,06	0,22	0,23	0,44	0,32	5,76	0,31
RORE		0,63	9,81	0,13	0,54	0,55	0,92	4,58	1,76	1,13
NRV		0,15	0,46	0,09	0,49	0,55	0,48	0,47	0,98	0,45
NYOS										
VAN		0,12	0,03	0,29	0,36	0,39	0,59	0,22	2,51	
CAR		0,11	0,17	0,04	0,91	0,84	0,76	0,50	0,92	1,83
AUR		0,18	1,76	0,76	0,86	0,97	0,76	0,63	1,28	3,73
KIS		0,06	0,12	0,18	0,26	0,32				0,81
ESP		1,16	1,60	0,33	1,57	1,68	0,99	0,52	0,91	4,12
SVD	Dekantat/Råvann	0,86	15,17	3,08	7,25	9,01	15,24	84,98	2,30	74,4
VAL		0,48	117	2,01	5,33	5,45	5,53	5,13	2,64	14,8
RORE		8,35	3566	30,34	67,0	57,3	49,7	123,1	1,40	4,72
NRV						0,57	0,87	0,41	1,82	93,8
NYOS		0,13	2,13	1,08	2,53	3,57	2,80	4,25	1,11	2,37
VAN										
AUR		0,09	2,90	1,10	3,27	4,03	3,87	4,50	0,93	3,11
KIS		0,41	386	9,18	18,2	16,0	12,6	10,9	0,54	1,91
IVAR	Spylevann-Alk-F/Råvann	0,80	165	158	11,2	13,5	22,2	37,4	1,50	1,63
IVAR	Spylevann-Bio-F/Råvann	0,79	272,02	106	8,13	9,23	19,21	28,5	2,01	24,9
ESP	Spylevann-Alk-F/Råvann	1,30	82,86	19,15	7,88	10,71	15,12	19,76	1,47	12,8
Alle	Modningsvann/Råvann	0,31	2,41	0,22	0,82	0,91	0,70	1,03	2,07	1,64
Alle	Dekantat/Råvann	1,72	682	7,80	17,3	13,7	12,9	33,3	1,53	27,9
Alle u/RORE+NRV+KIS	Dekantat/Råvann	0,39	34,39	1,82	4,60	5,52	6,86	24,7	1,74	23,7

Retur av en vannstrøm med dårligere kvalitet enn råvannet kan over tid medføre uønsket stoffakkumulering i systemet, noe som også kan innebære forringelse av kvaliteten på filterutløpsvann siden vannbehandlingen ikke evner å fjerne alt, men bare en andel av stoffene i filterinnløpsvannet.

Hvorvidt en returstrøm vil ha dårligere kvalitet enn råvannet avhenger av hvilke strømmer som returneres. I Norge er det vanlig å returnere modningsvann og dekanteringsvann fra sedimenterings- eller flotasjonsbasert slamfortykking. Det finnes imidlertid anlegg som returnerer brukt filterspylevann, uten noen form for behandling.

I det følgende skal vi presentere resultater fra analyse av kvaliteten på modningsvann og dekanteringsvann.

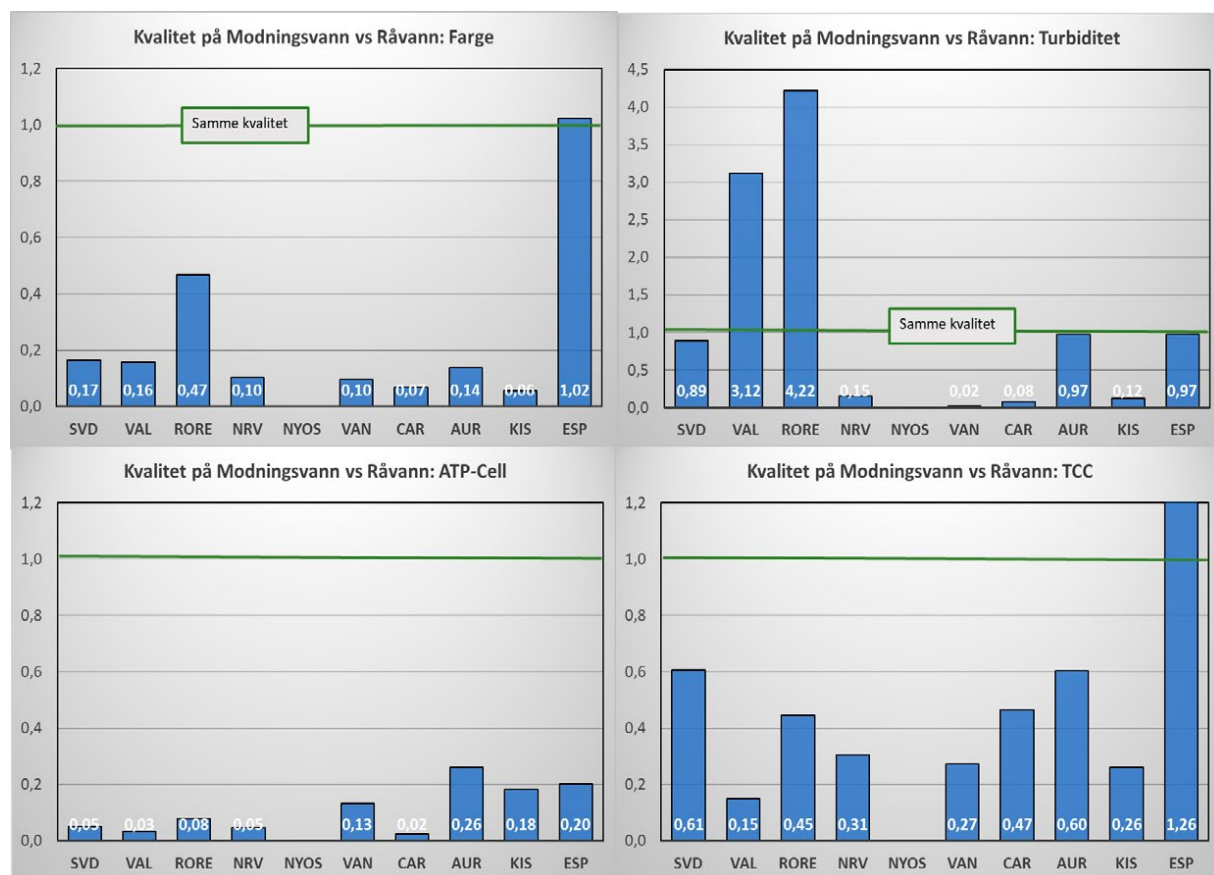
9.1. Filtermodningsvann

Tallene viser at modningsvannet på koaguleringsanleggene i snitt har bedre kvalitet enn råvannet for de aller fleste parametere. Dette er ikke uventet, siden filterne tilbakespyles med rentvann og siden modningsvannet også har vært gjennom en delvis/sub-optimal koagulering og etterfølgende filtrering.

Modningsvannet på to av anleggene har høyere midlere turbiditet enn råvannet, og ett av koaguleringsanleggene har høyere ddPCR i modningsvann enn i råvann. For øvrig er kvaliteten på modningsvannet bedre enn råvannet for alle de viste fysisk-kjemiske og mikrobiologiske parameterne. Espeland skiller seg noe ut med noe dårligere kvalitet på filtermodningsvannet relativt til råvannet, men dette anlegget har ingen koagulering, kun alkalisk filtrering.

Dersom man tar utgangspunkt i maksimalverdiene blant de fire sesongmessige prøveuttakene (Tabell 9.3) har antall vannverk med høyere turbiditet i modningsvannet enn i råvannet økt fra to til fem, for TCC fra ett til to, for ICC fra null til ett, og for ddPCR fra ett til fire.

Som et illustrerende eksempel viser Figur 9.1 kvalitetsforholdet mellom filtermodningsvann og råvann for noen sentrale kvalitetsparametere (middelverdier av 4 sesongprøver for farge, turbiditet, ATP-Cell og TCC).

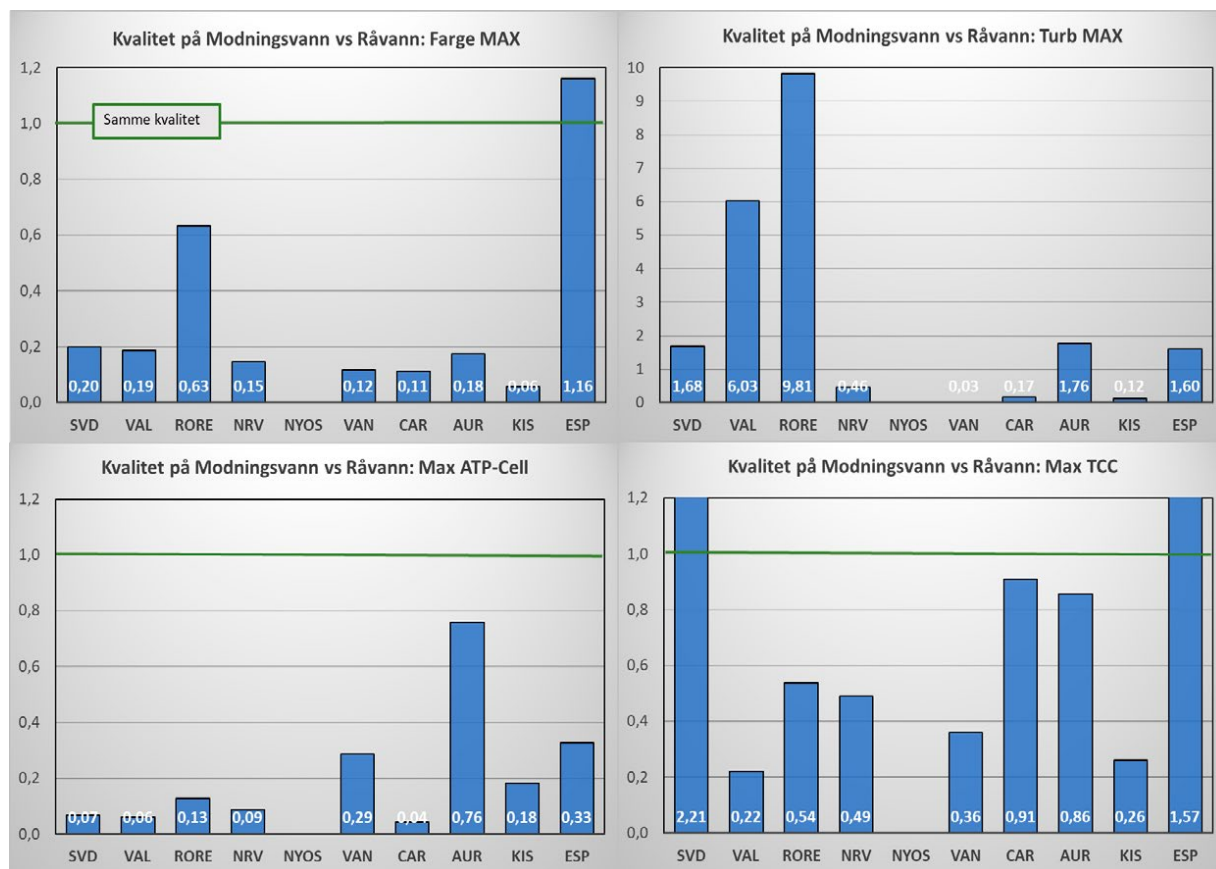


Figur 9.1 Kvalitetsforhold mellom filtermodningsvann og råvann for noen sentrale kvalitetsparametere (farge, turbiditet, ATP-Cell og TCC; Middelverdier av 4 sesongprøver).

På tilsvarende måte viser Figur 9.2 kvalitetsforholdet (maksimalverdier) mellom filtermodningsvann og råvann for noen sentrale kvalitetsparametere (farge, turbiditet, ATP-Cell og TCC). Dette kan anses som en situasjon der driften av anleggene påvirkes maksimalt av tilbakeført modningsvann. For NOM-innhold målt som farge har modningsvannet betydelig bedre kvalitet enn råvannet. Det samme gjelder for ATP, mens turbiditeten i modningsvannet i slike «worst case» situasjoner er høyere enn i råvannet på 4 av koaguleringsanleggene. På ett av koaguleringsanleggene er også totaltallet av bakterier (TCC) høyere i modningsvannet.

Siden NOM (farge) og ikke turbiditet er styrende for driftsbetingelsene på koaguleringsanlegg, anses tilbakeføring av slikt modningsvann ikke å utgjøre noen større driftsmessige utfordringer.

På anlegg med alkaliske filterlag vil alkaliteten normalt være høyere og mer varierende i filtermodningsvann enn i råvann, noe som kan gjøre den viktige pH-styringen i koaguleringsstrinnet mer utfordrende. Flere anlegg tilsetter imidlertid små mengder koagulant for å effektivisere slamfortykkingen. Dette bidrar til å redusere alkaliteten i dekanteringsvannet, og det kan slik være gunstig å blande dekanteringsvann og modningsvann i returstrømmen. Dette betinger selvsagt at kvaliteten på dekanteringsvannet er egnet for dette, noe vi skal se på i neste kapittel.

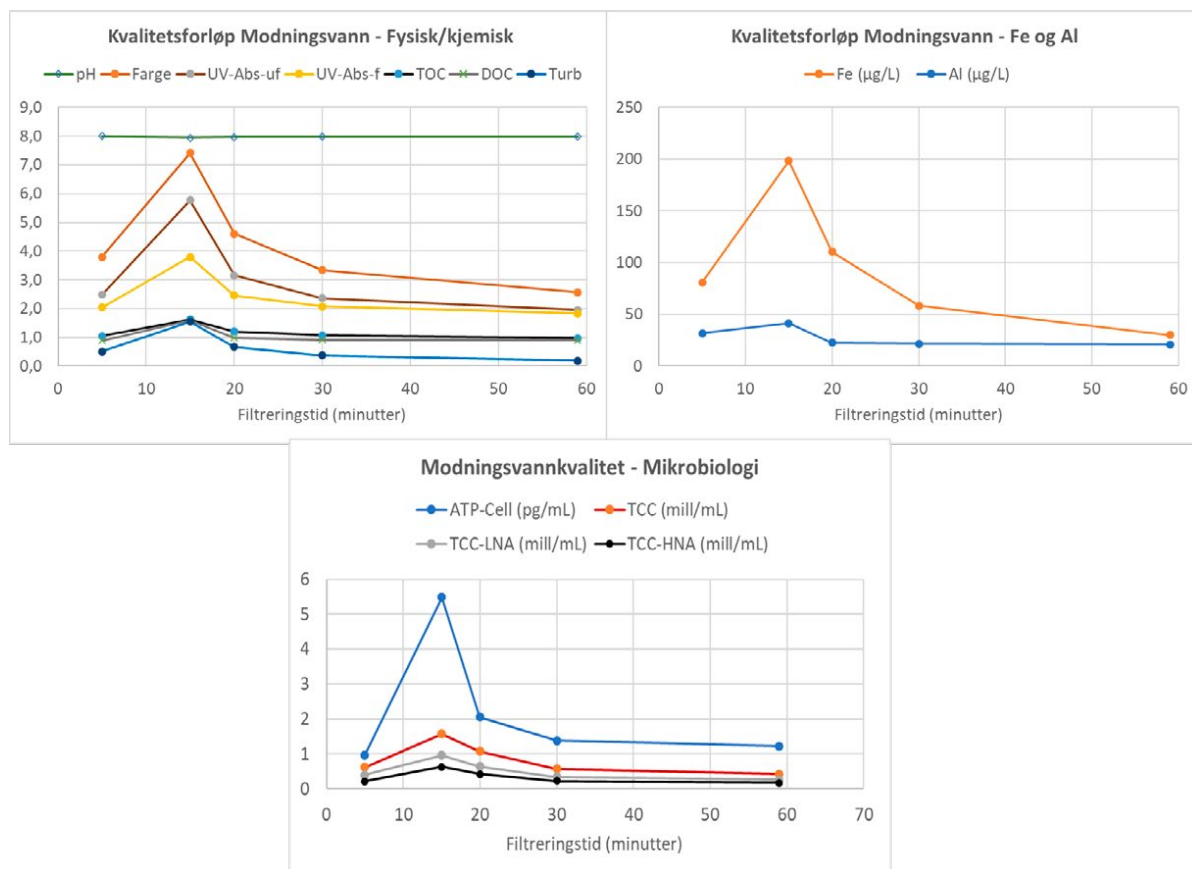


Figur 9.2. Kvalitetsforhold mellom filtermodningsvann og råvann for noen sentrale kvalitetsparametere (farge, turbiditet, ATP-Cell og TCC; Maksimalverdier av 4 sesongprøver).

9.1.1. Kvalitetsendringer i filtermodningsvann

Modningsvannet fra et filter endres raskt i kvalitet, og for å kartlegge disse vannkvalitetsendringene ble det tatt ut 3-5 vannprøver under modningsperioden som en del av den sesongmessige prøvetakingen ved noen vannverk.

Figur 9.3 viser et typisk eksempel (SVD VBA) på hvordan kvaliteten på filterutløpsvann fra 3-M filter med alkalisk bunnlag endres under modningsperioden. Både den fysisk-kjemiske og mikrobiologiske vannkvaliteten er på sitt dårligste etter ca. 15 minutter. Deretter var det en gradvis kvalitetsforbedring inntil modningsperioden ble avsluttet etter 60 minutter. Som vist i figuren ligger pH-nivået i modningsvannet stabilt på pH 8.1. Alkaliteten er ca. 0.8 mmol/L. Dette innebærer en viss bufferkapasitet som må overvinnes ved retur av dette vannet til innløpet av vannbehandlingsanlegget, der koagulerings-pH må bringes ned til et nivå i området 4-4.5. Som vi senere skal se, har dekanteringsvannet en betydelig lavere pH og alkalitet. Det kan slik sett innebære en prosessmessig fordel å blande disse returstrømmene.

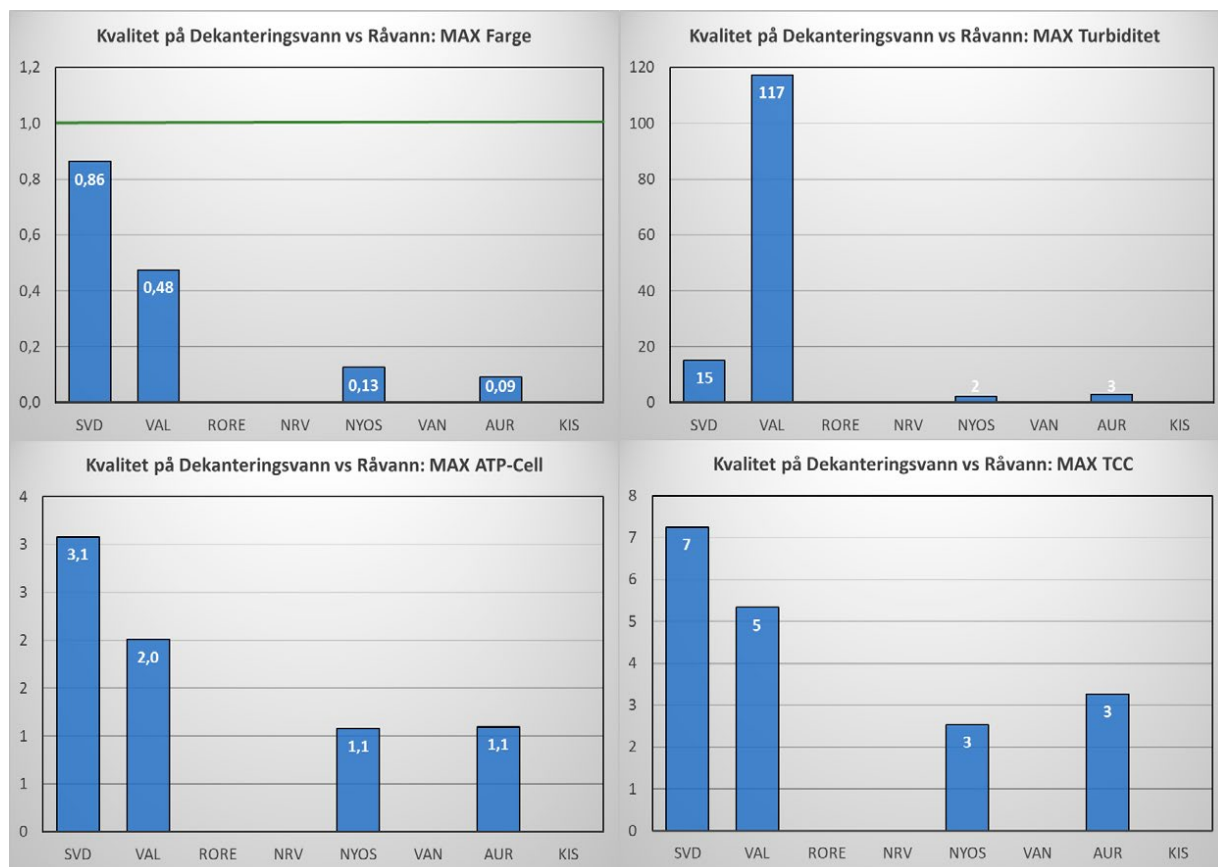


Figur 9.3. Kvalitetsendringer i filterutløpsvann under filtermodningen.

9.2. Dekanteringsvann

Kvalitetsforholdet mellom maksimale verdier for dekanteringsvann og råvann er illustrert i Figur 9.4. Tallene for RORE, KIS og NRV er ikke inkludert, av grunner som nevnt over. Tallene viser at dekanteringsvannet har lavere NOM-innhold (farge), men betydelig høyere turbiditet, ATP og TCC enn råvannet.

En tilbakeføring av dekanteringsvann fra slamfortykkingen medfører med dette at turbiditeten og innholdet av mikroorganismer (ATP, TCC, ddPCR) øker noe i forhold til nivået i råvannet. NOM-innholdet målt som farge er imidlertid lavere enn i råvannet, og siden NOM-innholdet (fargetallet) normalt er bestemmende for koagulantdose- ringen, vil tilbakeføring av dekanteringsvann normalt ikke innebære noe økt koagulantbehov. Ved god fordrøyning vil en blanding av modnings- og dekanteringsvann normalt utgjøre mindre enn 10 % av råvannsstrømmen inn på et koaguleringsanlegg.

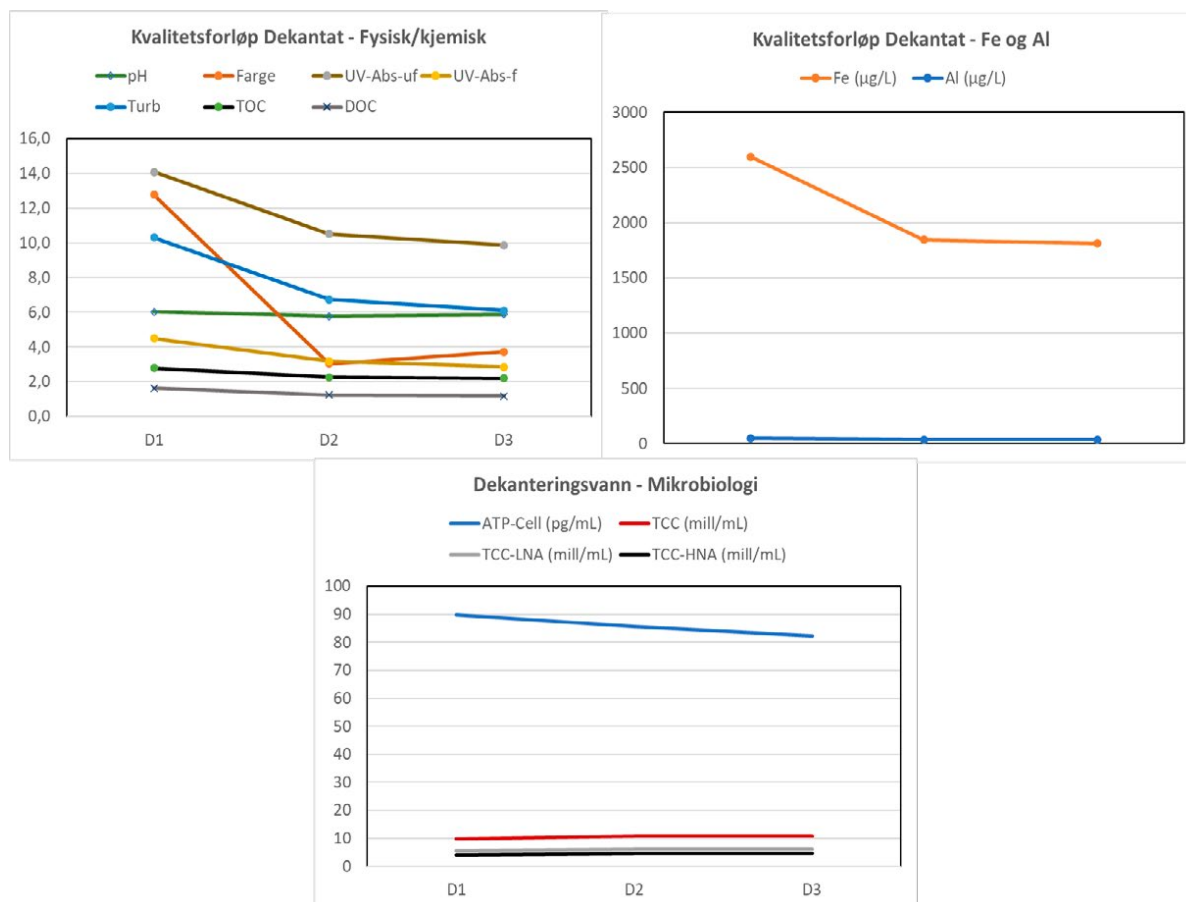


Figur 9.4. Kvalitetsforhold mellom dekanteringsvann og råvann for noen sentrale kvalitetsparametere (farge, turbiditet, ATP-Cell og TCC; Maksimalverdier av 4 sesongprøver).

9.2.1. Kvalitetsendringer i dekanteringsvann

Kvaliteten på dekanteringsvannet fra slamfortykkingen vil også endres over tid. Dekantatet (klarvannet) tappes normalt av fra slamfortykkere etter ca. 1 times fortykking, mens det fortykkede slammet tappes av i bunnen.

Figur 9.5 viser et typisk eksempel (SVD VBA) på hvordan kvaliteten på dekanteringsvann endres under slamfortykkingen, som her hadde en varighet på 100-130 minutter. Både den fysisk-kjemiske og mikrobiologiske vannkvaliteten holder seg relativt stabil, med en svak forbedring i løpet av perioden. Som vist i figuren ligger pH-nivået i dekanteringsvannet stabilt på pH 6.0. Alkaliteten er ca. 0.1 mmol/L. Som nevnt tidligere, kan en blanding av modningsvann og dekantat være prosessmessig fordelaktig fremfor å returnere modningsvann alene, siden pH og alkalitetsnivået da er nærmere det man vil ha under optimale Fe-baserte koaguleringsforhold (pH 4-4.5).



Figur 9.5. Kvalitetsendringer i dekanteringsvann under slamfortykkningen. Tre prøver (D1, D2 og D3) ble tatt ut med ca. 10 minutters mellomrom under fortykkingsperioden på 100-130 minutter.

Sum á summarum viser tallene at tilbakeføring av modningsvann i stor grad representerer en fortykning, dvs. en forbedring av råvannskvaliteten, mens en retur av dekanteringsvann påvirker noen fysisk/kjemiske og mikrobiologiske kvalitetsparametere i negativ retning. Unntaket er NOM-innholdet (fargetallet) som er lavere i dekanteringsvann enn i råvann. En retur av modningsvann eller en blanding av modningsvann og dekantat vil derved ikke medføre noe økt koagulantbehov.

Siden summen av modnings- og dekanteringsvann normalt utgjør mindre enn 10 % av råvannsstrømmen, burde en retur av en slik blandet returstrøm, gitt god fordrøyning over filtersyklusen, være fullt ut håndterbar og ikke innebære vesentlige prosessmessige eller hygieniske utfordringer. Som beskrevet over, kan det for anlegg med Fe-basert koagulering og filtre med alkaliske bunnlag medføre prosessmessige fordeler å returnere en blanding av modningsvann og dekantat fremfor å returnere modningsvann alene. Dette kan innebære en raskere innjustering av optimal koagulerings-pH og en kortere modningsperiode. For nærmere dokumentasjon av effektene av en returstrøm bestående av modningsvann og dekantat, henvises til kapittel 5 og omtalen av spike- og langtidsforsøkene ved Kattås Pilot.

Som vist i Tabell 9.2 har rejektvannet fra slamavvanning (sentrifugering) vesentlig dårligere kvalitet enn både råvann og dekanteringsvann. Rejektvann anses derved ikke å være kvalitetsmessig egnet for tilbakeføring, og må derfor behandles og disponeres på annen måte.

9.3. Retur av modningsvann og dekantat

Som nevnt tidligere, kan man risikere at stoffer akkumuleres i vannbehandlingsanlegget ved retur av vannstrømmer med dårligere kvalitet enn råvannet. Dersom vi tar utgangspunkt i de sesongmessige vannprøvene og et «worst case» scenario med den dårligste kvaliteten på modningsvann og dekanteringsvann i forhold til råvannet (jfr. Tabell 9.3), kan man gjøre vurderinger rundt egnede blandingsforhold mellom modningsvann og dekanteringsvann.

Dersom returstrømmen består av like mengder modningsvann og dekanteringsvann, og med utgangspunkt i maksimalverdiene (Tabell 9.3) og middelverdiene for sesongprøvene viser Tabell 9.4 kvalitetsforholdet mellom en slik returstrøm og råvannet i en worst case situasjon med maksimalverdier og en gjennomsnittssituasjon med middelverdier.

På tilsvarende måte viser Tabell 9.5 kvalitetsforholdet mellom returvann og råvann når returvanns-strømmen består av 75 % modningsvann og 25 % dekanteringsvann.

Tabell 9.4. Kvalitetsforhold mellom returvann og råvann i worst case (MAX) og i en gjennomsnittssituasjon (AVG). Returvann: 50 % modningsvann og 50 % dekanteringsvann.

Vannverk	MAX	Farge mg Pt/L	Turbiditet NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	ICC #/mL	ddPCR #/mL
SVD	Returvann/Råvann:	0,5	8,4	1,6	4,7	8,3	37,6
VAL	50 % modningsvann og	0,3	61,7	1,0	2,8	3,0	7,6
AUR	50 % dekantat	0,1	2,3	2,9	2,1	2,3	5,0
ESP		1,2	42,2	9,7	4,7	8,1	8,5
Vannverk	AVG	Farge mg Pt/L	Turbiditet NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	ICC #/mL	ddPCR #/mL
SVD	Returvann/Råvann:	0,3	6,2	1,3	2,3	3,7	15,4
VAL	50 % modningsvann og	0,2	48,8	0,8	1,6	1,9	1,8
AUR	50 % dekantat	0,1	1,9	1,1	2,0	2,1	2,3
ESP		1,2	41,9	9,7	4,6	7,7	6,9

Tabell 9.5. Kvalitetsforhold mellom returvann og råvann i worst case (MAX) og i en gjennomsnittssituasjon (AVG). Returvann: 75 % modningsvann og 25 % dekanteringsvann.

Vannverk	MAX	Farge mg Pt/L	Turbiditet NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	ICC #/mL	ddPCR #/mL
SVD	Returvann/Råvann:	0,4	5,0	0,8	3,5	4,8	2,4
VAL	75 % modningsvann og	0,3	33,9	0,5	1,5	1,7	5,0
AUR	25 % dekantat	0,2	2,0	1,8	1,5	1,5	4,4
Vannverk	AVG	Farge mg Pt/L	Turbiditet NTU	ATP-Cell pg/mL	TCC #/mL	ICC #/mL	ddPCR #/mL
SVD	Returvann/Råvann:	0,2	3,5	0,7	1,5	2,1	7,9
VAL	75 % modningsvann og	0,2	26,0	0,4	0,9	1,1	1,0
AUR	25 % dekantat	0,1	0,7	0,7	0,9	1,3	2,0

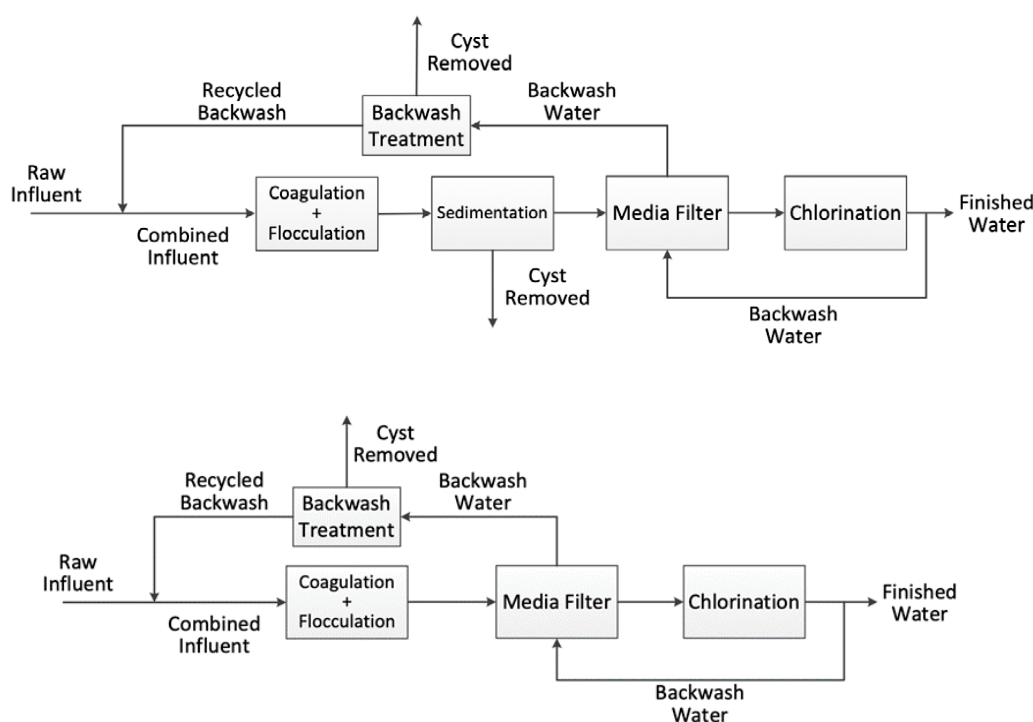
Tabellene viser at returstrømmene i en worst case (max) situasjon medfører en forringelse av råvannskvaliteten (forholdstall > 1) for turbiditet, TCC, ICC og ddPCR, uansett om returstrømmen består av like mengder modningsvann og dekantat, eller en fordeling 75-25 %. Dette innebærer en risiko for at partikler og bakterier akkumuleres i vannbehandlingsanlegget over tid. Fargetallet reduseres imidlertid i forhold til råvannet, noe som innebærer at koagulantdoseringen heller ikke vil bli økt som følge av returstrømmen dersom koagulantdosen styres ene og alene etter fargetallet.

I en gjennomsnittssituasjon (AVG) forringes råvannskvaliteten i langt mindre grad, men returstrømmen er likevel betydelig mer turbid, og inneholder 2 (TCC) til 4 (ICC) ganger så mye bakterier som råvannet ved like mengder modningsvann og dekantat.

Som vist av langtidsforsøkene på Kattås Pilot, ser det ikke ut til at en returstrøm med like mengder modningsvann og dekanteringsvann påvirker vannbehandlingsprosessen i særlig grad. For å redusere risikoen for stoffakkumulering over tid kan man imidlertid tenke seg flere tiltak:

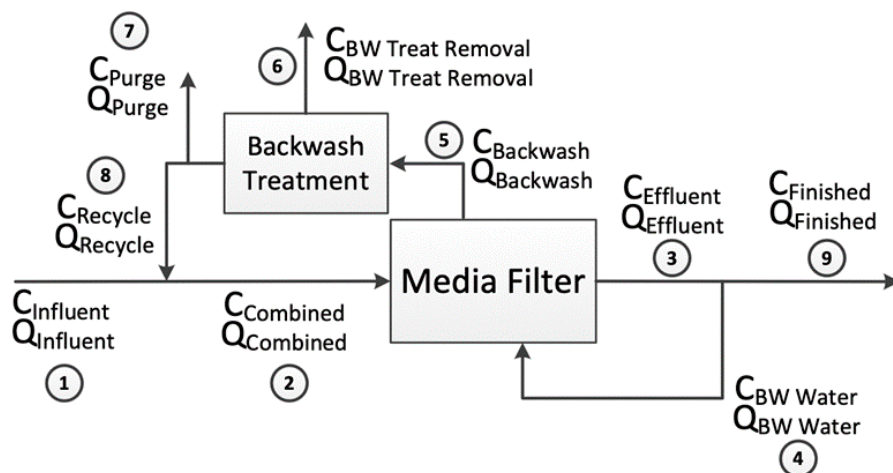
- Mer effektiv slamfortykking og bedret kvalitet på dekanteringsvann
- Mer omfattende behandling av dekanteringsvannet, eksempelvis koagulering/filtrering, ultrafiltrering eller tilsvarende
- Retur av alt modningsvann, men kun en andel av dekanteringsvannet (resten til avløp)

Prosesskjemaene vist i Figur 9.6 er hentet fra et faktaark utgitt av Water Research Australia⁴¹⁾. Ut fra helsemessige betraktninger (protozoer/cyster) er det her angitt hvordan returvann kan behandles på konvensjonelle filteranlegg og direktefiltreringsanlegg. Videre er det skissert hvordan en massebalansemodell (Figur 9.7) kan benyttes for beregning av: 1) behandlingsbehov og krav til log-reduksjoner for returvannet, og 2) tillatte returmengder ved ulik grad av behandling/log-reduksjon og for ulike nivåer av mikrobiologisk råvannskvalitet (kategorier av vannkilder).



Figur 9.6. Prosesskjemaer for behandling av returstrømmer ved konvensjonelle filteranlegg (øverst) og direktefiltreringsanlegg.

⁴¹⁾ Water Research Australia (2023). Filter backwash recycling practices in drinking water treatment systems. Factsheet Project 1129, May 2023.



Figur 9.7. Massebalansemodell for beregning av behandlingsbehov (log-reduksjon) for returvann og tillatte returvannsmengder⁴²⁾.

WRA sier følgende: "The Filter Backwash Recycling Rule (FBRR) has been implemented around the world as best practice, recommending that water treatment systems can adopt continuous recycling to the head of the plant at a target of below 5 % of inflow volume with a maximum critical limit of below 10 %. However, based on the review of relevant studies and legislative documents to date, there is no specific scientific evidence for setting the recycle percentage at 5 %. The rule appears to be largely based on high pathogen concentrations and large volumes of backwash water generated, potentially resulting in exceedance in treatment capacity when recycled.

In Australia, this rule has subsequently reduced opportunities for water treatment plants to recycle higher proportions of backwash water for increased water recovery. As such, the aim of this project was to determine the maximum recycle rates and the appropriate level of treatment that media filters backwash water required for safe operation and compliance with the Water Services Association of Australia's (WSAA) Health-based Targets (HBT).

For the development of a steady-state mass balance model, the backwash treatment process is required to remove protozoa cysts and to avoid their accumulation in the system from recycling. This clearly demonstrates that the treatment of backwash water is required to sustain continual recycling and for the treatment train to meet the HBT guidelines. Under these conditions, the continual recycling of all generated backwash is only possible when the backwash treatment process produces a recycle stream of equal (or higher) quality relative to the raw water. Therefore, C_{Recycle} (Figure 9.7) needs to be equal (or lower) than C_{Influent} to avoid adverse impacts on the overall water treatment plant's performance. In this context, the maximum cumulative protozoa load onto media filter during each cycle (in cyst/day) is calculated and used to assess the required removal efficiency of the backwash treatment for continual safe recycling".

I Norge returneres normalt modningsvann og dekantat fra slamfortykking. Slamfortykking innebærer behandling og en viss hygienisk barriereeffekt (log-reduksjon) i utgående dekanteringsvann i forhold til tilført filterspylevann og eventuelt annet slam, eksempelvis fra forbehandling av vannet (e.g. forsedimentering, Actiflo, forflotasjon). Returvannmengden i koaguleringsanlegg utgjør normalt godt under 10 % av råvannsmengden (4-7 %), og den har blitt betydelig redusert på flere vannverk de senere år via optimaliseringstiltak som har redusert både spylevanns- og modningsvannmengder.

For å kunne kartlegge den barriereeffekten som ligger i i slamfortykkingen må man ta prøver både av slamfortykkerens innløpsvann og utløpsvann (dekantat), noe som ble gjort bare på et fåtall vannverk. Aurevann VBA var blant disse, og

⁴²⁾ Water Research Australia (2023). Filter backwash recycling practices in drinking water treatment systems. Factsheet Project 1129, May 2023.

her omfattet de sesongmessige prøverundene både filterspylevann (innløpsvann til slamfortykkeren) og dekanteringsvann. Resultatene er vist i Tabell 9.6, og inkluderer kvalitetsdata også for råvann og modningsvann.

Tabell 9.6 Kvalitet på råvann, filterspylevann, dekanteringsvann og modningsvann, basert på sesongprøvene fra AUR VBA. Nederst i tabellen er det også vist middelveier for returvannkvalitet ved ulike prosentvis blandingsforhold mellom modningsvann og dekanteringsvann, samt beregnede log-reduksjoner oppnådd i slamfortykkingen (nederste linje).

AUR		Farge	Turb	TOC	DOC	ATP-Tot	ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR
		mg Pt/L	NTU	mg/L	mg/L	pg/mL	pg/mL	mill/mL				
AVG	Råvann	46	0,5	7,2	7,0	65	55	1,439	0,793	0,439	0,220	0,418
StDev	Råvann	5	0,1	1,1	1,1	43	35	0,270	0,266	0,250	0,137	0,128
MIN	Råvann	39	0,4	5,7	5,5	14	13	1,155	0,565	0,098	0,058	0,206
MAX	Råvann	53	0,6	8,3	8,0	115	97	1,808	1,240	0,733	0,410	0,538
AVG	Spylevann	7	130	131	3	230	219	17,310	10,547	3,609	2,080	
StDev	Spylevann	1	52	67	0	68	55	6,025	4,740	1,497	0,930	
MIN	Spylevann	7	71	60	3	142	139	12,270	6,050	1,573	0,809	
MAX	Spylevann	8	188	199	3,4	304	290	25,780	17,100	5,130	3,010	
AVG	Dekantat	4	1,6	3,5	2,5	65	61	4,704	3,195	1,699	0,989	1,300
StDev	Dekantat	0	0,5	0,4	0,2	19	15	1,462	0,936	1,032	0,572	1,226
MIN	Dekantat	4	1,0	3,0	2,2	37	35	2,175	1,650	0,223	0,152	0,501
MAX	Dekantat	5	2,4	3,9	2,6	84	77	5,645	4,070	2,780	1,570	3,416
AVG	Modningsvann	6	0,5	3,0	2,7	9	7	0,846	0,496	0,273	0,129	0,806
StDev	Modningsvann	1	0,3	0,5	0,4	5	3	0,215	0,174	0,156	0,091	0,762
MIN	Modningsvann	5	0,3	2,6	2,3	4	3	0,596	0,286	0,047	0,023	0,111
MAX	Modningsvann	7	1,0	3,6	3,2	16	11	1,119	0,751	0,476	0,259	2,005
AVG	Mod+Dek 25-75	5	1,3	3,4	2,6	51	47	3,740	2,520	1,342	0,774	1,177
AVG	Mod+Dek 50-50	5	1,0	3,3	2,6	37	34	2,775	1,846	0,986	0,559	1,053
AVG	Mod+Dek 75-25	6	0,8	3,1	2,7	23	20	1,810	1,171	0,629	0,344	0,929
AVG	Mod+Dek 90-10	6	0,6	3,1	2,7	15	12	1,231	0,766	0,415	0,215	0,855
AVG	Mod+Dek 85-15	6	0,7	3,1	2,7	17	15	1,424	0,901	0,487	0,258	0,880
AVG	Log-Red Fortykker	0,24	1,92	1,57	0,11	0,55	0,56	0,57	0,52	0,33	0,32	

Tabellen viser midlere barriereeffekter i slamfortykkingen, dvs. log-reduksjoner oppnådd fra innkommende filter-spylevann til utgående dekantat, på 0.5-0.6 for ATP og TCC, og drøyt 0.3 for ICC.

Tabellen viser også at et returvann bestående av like mengder modningsvann og dekantat (50-50), vil forbedre den midlere vannkvaliteten relativt til råvannet for farge, TOC, DOC og ATP (både total og cellulær). Et slikt returvann vil imidlertid påvirke kvaliteten på filterinnløpsvann (råvann+ returvann) negativt for turbiditet og bakterieparametrene TCC, ICC og ddPCR.

En økning av andelen modningsvann til 75 % (med 25 % dekantat) vil bedre returvannskvaliteten betydelig, men man må helt ned i 10 % dekantat (90 % modningsvann) før konsentrasjonsnivåene for TCC og ICC er lavere enn i råvannet.

De australske, helsebaserte retningslinjene for returvann som er beskrevet tidligere, har hovedfokus på kontroll av protozoer/cyster for å hindre akkumulering over tid. Dette innebærer at konsentrasjonen i returvannet ikke må overstige nivået i råvannet for å unngå en økt mikrobiologisk belastning på filtertrinnet, med en tilhørende potensiell hygienisk kvalitetsreduksjon av filterutløpsvann over tid.

Det er krav til returstrømmer i flere land. Kravene kan gå på behandlingsform (UF), på kvalitet (turbiditet ≤ 10 NTU), og på mengde (≤ 10 % av totalstrømmen).

For norske forhold med retur av filtermodningsvann og/eller dekantat eller av blanding av disse strømmene: Dersom vi tar utgangspunkt i den australske tilnærmingen, bør følgende krav være oppfylt for å unngå stoffakkumulering i returvannsløypen og tilhørende redusert hygienisk utløpsvannkvalitet over tid:

- Ved retur av filtermodningsvann må stoffkonsentrasjonen være lavere enn i råvannet

- Ved retur av dekanteringsvann må stoffkonsentrasjonene være lavere enn i råvannet
- Ved retur av en blanding av filtermodningsvann og dekanteringsvann må stoffkonsentrasjonene i blandet returstrøm være lavere enn i råvannet

Ved retur av en blanding av filtermodningsvann og dekanteringsvann kan blandingsforholdet brukes som et virkemiddel for å oppnå at kvaliteten på returstrømmen er minst like god som råvannet. Med utgangspunkt i en massebalansemodell (Fig. 9.7), kan dette uttrykkes som følger:

$$\frac{c_{Mod} \cdot Q_{Mod} + c_{Dek} \cdot Q_{Dek}}{Q_{Mod} + Q_{Dek}} \leq c_{Rå}$$

(9.1)

der c_{Mod} , c_{Dek} og $c_{Rå}$ = konsentrasjoner i modningsvann, dekanteringsvann og råvann
 Q_{Mod} , Q_{Dek} og $Q_{Rå}$ er returvannmengder av modningsvann, dekantat, og råvann

Bruk av ligning 9.1 forutsetter at man kjenner/måler størrelsen på returstrømmene og foretar prøvetaking og analyser av disse med hensyn til ønskede (kritiske) vannkvalitetsparametere. Målet er altså å unngå stoffakkumulering over tid i retursløyfen, med tilhørende økt hygienisk belastning på filtertrinnet og økt risiko for forringet kvalitet på filterutløpsvann. Hvilken eller hvilke vannkvalitetsparametre som kan/bør inngå i ligningen, bør vurderes ut fra lokale forhold på hvert enkelt vannverk, eksempelvis basert på vannverkets pålagte fareanalyse. Dersom man har en belastet råvannskilde kan mikrobiologiske parametere som PMMoV, ATP, TCC, koliforme bakterier, m.fl. være mulige kandidater.

I tillegg til en styring av blandingsforholdet mellom ulike returstrømmer, kan den samlede returvannstrømmen, eller modnings- og dekanteringsvannet hver for seg, behandles bedre (e.g. ultrafiltreres), slik at kvalitetsforholdet mellom returvann og råvann holdes lavere enn 1 for utvalgte (kritiske) kvalitetsparametere. Ligningen viser også viktigheten av en god fordrøyning av returstrømmene over hele filtersyklusen, slik at returvannføringsene (Q_{Mod} og Q_{Dek}) kan holdes på et minimum og i et konstant blandingsforhold med råvann. Ligningen muliggjør også en beregning av hvorvidt og eventuelt hvor store andeler av en returvannstrøm som ikke bør returneres, men sendes til avløp dersom kvaliteten er konstant eller periodevis dårlig.

Som et eksempel på bruk av ligning 9.1 skal vi anvende resultater fra Kattås Pilot. Her ble det utført forsøk med returstrømmer på 4 %, 8 % og 12 % av råvannstrømmen. Returstrømmen var en blanding av filtermodningsvann og dekantat. Cellulær ATP anvendes som mikrobiologisk aktivitetsindikator.

Tabell 9.7 viser data for mengde og vannkvalitet (Cellulær ATP og farge) på råvann, modningsvann, dekanteringsvann og returvann fra forsøk ved Kattås Pilot (nov 2019). Det er anvendt ulike andeler returvann, 4; 8 og 12 %, og konsentrasjonsberegningene i returstrømmen forutsetter like mengder av modningsvann og dekanteringsvann.

Som vist i tabellen må blandingsforholdet mellom modningsvann og dekantat holdes på ca. 75:25 eller høyere for at ATP-konsentrasjonen i returstrømmen skal holdes lavere enn i råvannet.

Tabell 9.7. Mengde og vannkvalitet på råvann, modningsvann, dekanteringsvann og returvann fra forsøk ved Kattås Pilot (nov 2019). Konsentrasjoner i returvannet er beregnet etter ligning 9.1 for ulike blandingsforhold av modningsvann og dekanteringsvann. Tall for ATP er vist i øverste del av tabellen og tall for farge nederst.

Modningsvann		Dekantat		Returvann			ATP i Returvann ved ulike blandingsforhold Mod-Dek				Råvann	
Q (%)	ATP (pg/mL)	Q (%)	ATP (pg/mL)	Q (%)	Beregnet ATP	Målt ATP	50-50	60-40	70-30	80-20	Q (%)	ATP (pg/mL)
2	2,0	2	43,4	4	22,7	17,8	22,7	18,6	14,4	10,3	96	11,1
4	4,0	4	37,1	8	20,5	24,3	20,5	17,2	13,9	10,6	92	16,6
6	2,0	6	54,3	12	28,2	17,2	28,2	22,9	17,7	12,5	88	15,1
	2,7		44,9		23,8	19,8	23,8	19,6	15,3	11,1		14,2

Modningsvann		Dekantat		Returvann			Råvann	
Q (%)	Farge	Q (%)	Farge	Q (%)	Beregnet Farge	Målt Farge	Q (%)	Farge
2	10	2	19	4	15	14	96	19
4	11	4	13	8	12	18	92	19
6	9	6	14	12	12	11	88	20
4	10	4	15		13	14	92	19

Tallene over viser at fargetallet i modningsvann, dekantat og returvann var lavere enn i råvannet. Dette betyr at dersom koagulantdosen styres etter fargetallet i blandestrømmen av råvann og returvann, vil en slik returstrøm ikke generere noen økt koagulantdose, snarere tvert imot. Normalt er det fargetallet i råvannet som legges til grunn for styring av koagulantdosen, men tallene over indikerer at det bør vurderes om ikke mikrobiologiske parametere også bør inngå i doseberegningen på vannbehandlingsanlegg med returstrømmer.

Valg av løsning for disponering av modningsvann og dekantvann vil avhenge av flere faktorer, herunder energikostnad for pumping av råvann, tilgang på egnet resipient for mottak av avløpsstrømmene og avstand til avløpsnett.

Dersom forholdene tilsier at man i stor grad må kjøre disse avløpsstrømmende i retur inn på råvannsiden, må man vurdere behovet for ytterligere behandling av dekanteringsvann fra fortykker. Man må også sikre tilstrekkelig utjevnings-/utblandingsvolum for tilbakeføring av en homogen og råvannsproporsjonal returvannsstrøm.

10. Behandling og bruk av vannverkslam

Der man ikke har tilgang til avløpsledninger eller ikke ønsker å sende slam fra vannbehandlingen til avløpssystemet for behandling på avløpsrensaneanlegget, behandles ofte slammet på vannverket, vanligvis i form av en gravitasjonsfortykking.

På noen anlegg gjennomgår slammet etter fortykking også en avvanning, normalt i form av en sentrifugering. For avvanning kan det også anvendes konvensjonelle kammerfilterpresser eller membranfilterpresser, siden slike filterpresser normalt gir høyere tørrstoffprosent enn sentrifuger. Både filterpresser og membranfilterpresser er imidlertid batchvise metoder, noe som krever buffervolumer/lagringstanker på anlegget. Selv om membranfilterpressene angis å ha betydelig kortere oppfyllingstid enn konvensjonelle filterpresser, kan den batchvise driften gjøre filterpressene mer egnet for små og mellomstore anlegg.

10.1. Aktuelle bruksområder for vannverksslam

I en sirkulærtankegang bør slam anses som en ressurs og ikke et avfall. Litteraturen beskriver en rekke bruksområder for vannverksslam, herunder følgende:

- Jordforbedringsmiddel og gjødselvarer
- Biogassproduksjon fra avløpsslam
- Konstruksjonsmaterialer
- Landbruksjødsel og jordforbedringsprodukter
- Industrikjemikalier
- Gjenvinning av kjemikalier/koagulant (økende kjemikaliepriser i markedet....)

I samarbeid med Stockholm Vatten og Norrvatten beskrev Hugg (2019)⁴³⁾ ulike metoder for avvanning av vannverksslam i sitt eksamensarbeide ved KTH, Stockholm. Hun foretok også en litteraturbasert vurdering av fordeler og ulemper med sentrifugering i forhold til kammerfilterpresse/membranfilterpresser. Angående bruksområder for vannverksslam angis følgende:

«Det finns olika alternativ för att hantera den avvattnade mullen. Som tidigare nämnts används den främst till täckning av deponier idag vilket inte är en långsiktig lösning. Dels på grund av att mängden deponier är begränsade, men även för att det är bättre att använda mullen som en resurs, vilket är ett av målen med avfallshantering. Det finns några alternativ som har undersökts:

Överledning till reningsverk: *Är en av de vanligaste disponeringsmetoderna. Mullen blandas då med slammet från avloppsreningsverket. En fördel med det skulle kunna vara att mull binder löst fosfor vilket kan minska behovet av fällningskemikalier i förfällningssteget. Men det har visat sig att så inte alltid är fallet. En rapport som gick ut på att undersöka hur lokal hantering av mull skulle påverka ett avloppsreningsverk, visade i detta fall på en generellt lägre energiförbrukning och minskade koldioxidutsläpp. Det skulle frigöra mer plats i den befintliga rötkammaren vilket kan leda till att kapaciteten kunde öka om behov uppstod. Eventuellt kan det leda till att förbrukningen av fällningskemikalie ökar men samtidigt kan mullen påverka eftersedimenteringen negativt. En annan rapport som presenterar försök där den oavvattnade mullen överletts till ett avloppsreningsverk visar att förutom att slammängderna till avloppsreningsverket ökar försämras också avvattningsprocessen.*

Jordtillverkning: *Mullen förbättrar jordens struktur samtidigt som de näringsämnen som finns bryts ned långsamt vilket gör att den strukturförbättrande egenskapen kommer finnas kvar länge. Om detta anses som en miljövänlig metod beror nog främst på behovet av transporter.*

Cementtillverkning: *Att använda mullen som en källa till aluminium kan vara intressant vid cementtillverkning. Dock kan mullen behöva torkas före användning. Den positiva miljöeffekten är att aluminiumet återvinns men här spelar närheten till cementfabriken och därmed transportkostanden och dess miljöeffekter in.*

⁴³⁾ Frida Hugg. Avvattning av vattenverksmull. EXAMENSARBETE INOM KEMITEKNIK, GRUNDNIVÅ KTH, STOCKHOLM, 2019

Tegelstenstillverkning: Det finns exempel på den tillämpningen utomlands. Liksom med cementtillverkning kommer mullen troligvis behöva torkas. Förutom energigåtgången för torkning spelar även transportkostnader in.

Inarbetning i åkermark: Även om mullen har lågt föroreningsinnehåll, främst gällande tungmetaller, så är fosforhalten låg vilket gör den näringsfattig. Aluminiumet i mullen kan även binda fosfor i marken vilket påverkar växtligheten negativt. Den innehåller dock en del kväve vilket möjligtvis skulle kunna vara intressant ur näringssynpunkt. Det kan och andra sidan vara ett alternativ för att minska risken för fosforläckage i fosforrika jordar. Mullen kan även ha en vattenbindande förmåga vilket är positivt. I detta fall är det däremot en fördel om mullen har låg TS-halt för att underlätta spridning. Det vill säga oavvattnad mull.

Marktäckning: Att använda mullen som ett alternativ till marktäckning med bark och sand kan vara intressant på grund av dess konsistens samt låga föroreningsinnehåll. Dock bör TS-halten vara 30-35% för detta ändamål.

Återvinning av aluminium: Det har gjorts försök med olika tekniker, men de är i regel energikrävande, och kräver dessutom stora mängder kemikalier. Dessutom uppstår nya slam som måste tas omhand».

I en sammendragsrapport fra 2020 oppsummerer Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) sitt arbeide med vannverks-slam (vattenverksmull)⁴⁴⁾. For slamavvanning og tørking har man vurdert følgende metoder:

- **Sentrifuger.** SVOA har anvendt sentrifuger for slamavvanning siden tidlig på 2000-tallet. Man oppnådde en relativt stabil sentrifugedrift, og tørrstoffinnhold i området 15-17 %. Ulempene er et relativt høyt energiforbruk, et høyt lydnivå og kostbar drift. Utviklingen i sentrifugeteknologien har primært gått i retning av bedre reguleringsmuligheter og mer energieffektiv drift, men dagens sentrifuger anses likevel kun marginalt bedre enn de SVOA installerte på tidlig 2000-tall.
- **Silbåndpresser.** Ut fra dialog med leverandører av silbåndpresser samt forsøk på slamprøver fant man et TS-innhold på linje med det som ble oppnådd med sentrifuger, mens energiforbruk og driftskostnader var noe lavere for silbåndpresser.
- **Skruepresser.** Skruerpresser er en teknologi som synes å være på fremmarsj i bransjen, og er relativt vanlige på avløpsslam. Pilotforsøk (Norsborg vannverk) med skruerpresser viste imidlertid at vannverksslam vanskelig lot seg avvanne, sannsynligvis grunnet mangel på fiber. Selv om tilsats av fibre (bl.a. cellulosefibre) gav positiv effekt under forsøkene fant man at skruerpresser ga lavere TS-innhold og dårligere rejeckt vannkvalitet enn både sentrifuger og filterpresser. Et annet pilotforsøk (NODRA) uten tilsats av fibre viste imidlertid bedre rejeckt vannkvalitet med skruerpresser, og et TS-innhold om lag som for sentrifugering. SVOAs vurdering var derved at skruerpresser i beste fall presterer om lag like godt som sentrifuger.
- **Kammerfilterpresser.** Dette omfatter teknologier for batchvis slamavvanning der man normalt oppnår et høyere TS-innhold enn med sentrifuger. Man skiller mellom konvensjonelle kammerfilterpresser og membranfilterpresser. Det finnes også modeller med tilleggsfunksjoner, eksempelvis mede opplegg for tørking av slamkaken etter den mekaniske avvanningen, samt automatisk skraping eller spyling av filterduken for å løsne/få ut slamkaken. Tester og pilotforsøk med kammerfilterpresser (Lövvö) viste TS-innhold på 27-32 %, og et rejeckt vann med turbiditet på 13 FTU (6-34) - uten bruk av polymer. Dette var høyere TS-innhold og bedre rejeckt vannkvalitet enn sammenlignende forsøk med sentrifuger. Pilotforsøk med kammerfilterpresser og membranfilterpresser ved Norsborg viste at man oppnådde høyere TS-innhold med kammerfilterpresser (17-21 %) og membranfilterpresser (24-28 %; 19 % uten polymerbruk) enn med sentrifuger (13-16 %). Membranfilterpressen ga et rejeckt vann med turbiditet i området 3-6 FNU (med ordinær polymer). Visse driftsproblemer under forsøkene ga variasjoner i slamkvaliteten, og det viste seg bl.a. noe utfordrende å få filterkaken til å slippe filterduken. Supplerende laboratorieforsøk på tilsendte slamprøver viste videre at man oppnådde bedre avvanningsresultat med membranfilterpresser (23.9 % TS) enn med kammerfilterpresser, men også her var det utfordrende å få slamkaken til å slippe. I et annet laboratorieforsøk med kammerfilterpresser og tilsats av jernklorid og kalk (ingen polymer) ble det oppnådd et TS-innhold på 24 %. SVOAs vurderinger ut fra dette er at en overgang fra sentrifuger til kammerfilterpresser kan oppnå et TS-innhold på 20-25 %.

SVOA vurderte også andre avvanningsteknikker basert på geotekstiler, tørking (varmetørking og varmevekslere), soltørking, samt fryse/tinetørking uten at disse metodene ble ansett som særlig aktuelle.

⁴⁴⁾ M. Melander (2020). SVOAs arbeide med vattenverksmull 2018-19 – En sammanfatning av genomfört arbeide utifrån avdelningsmål. Stockholm Vatten och Avfall AB 2020

Gjenvinning. SVOA vurderte også mer eller mindre etablerte teknikker for gjenvinning av aluminiumsulfat fra vannverksslam. Disse går i grove trekk ut på å tilsette svovelsyre til slammet med en etterfølgende membranfiltrering for å separere gjenvunnet kjemikalieløsning fra slamrestene. Gjenvunnet aluminiumsulfat ble ansett å være best egnet for bruk på avløpsrensaneanlegg.

EKO-polymerer. Som alternativ til syntetiske polymerer (polyakrylamid) har SVOA vurdert bruk av naturlige, stivelsesbaserte polymerforbindelser, noe som kan utvide bruksområdene og bedre kvaliteten på slammet.

Rapporten fra SVOA munner ut i følgende sluttsatser:

- «SVOA bör ytterligare undersöka möjligheterna för samt lämpligheten i att byta ut centrifugerna för avvattning av vattenverksmullen mot membrankammarfilterpressar samt att kombinera dessa med integrerad torkning, företräddelsevis fjärrvärmedriven.
- Byts centrifugerna ut mot kammarfilterpressar bör man överväga att byta ut befintlig polymer mot en stärkelsebaserad polymer.
- SVOA bör ytterligare undersöka möjligheterna att återvinna fällningskemikalien för användning på Henriksdals avloppsreningsverk.
- SVOA bör även fortsättningsvis samarbeta med externa aktörer som verkar inom sektorer där mullen skulle kunna avsättas, samt bidra till att nya avsättningar utvecklas och etableras.
- SVOA bör ytterligare undersöka vilket arbete och kostnad som är förknippat med en REACH-registrering.»

Kärrman (2017)⁴⁵⁾ undersøkte bærekraftige løsninger for håndtering av vannverksslam i Göteborg, herunde lokal kontra sentral behandling av vannverksslammet:

«Slutsatsen av studien är att skillnaden är liten hållbarhetsmässigt mellan dagens centrala hantering av vattenverksslam jämfört med lokal hantering med viss fördel för lokal hantering. Detta under studiens förutsättning att inte avloppsreningen på Ryaverket påverkas negativt alls av tillförseln av vattenverksslam. Det är dock rimligt att anta att tillförseln av ett material som vattenverksslam tar kapacitet i anspråk på reningsverket, även om detta inte har kunnat kvantifieras exakt i denna studie.

En känslighetsanalys visar med gjorda antaganden att lokal hantering blir 30 % mer hållbart på grund av påverkan på avloppsreningen. Om valet faller på att fortsätta med central hantering av vattenverksslam rekommenderas att de ekonomiska konsekvenserna av detta utreds mer i detalj. För att vinna erfarenhet av en lokal anläggning för hantering av vattenverksslam, bland annat avseende teknisk utformning och prestanda, kostnader och avsättningsmöjligheter för vattenverksslam rekommenderas att en fördjupad uppföljning görs avseende erfarenheter från lokal behandling av vattenverksslam. Inte minst Kungälv's kommuns planerade anläggning för lokal hantering av vattenverksslam kan ge värdefulla regionala erfarenheter.

- Skillnaden ur hållbarhetssynpunkt mellan dagens centrala hantering av vattenverksslam jämfört med lokal hantering är liten med viss fördel för lokal hantering (3% högre hållbarhetspoäng för lokalt alternativ).
- Om vattenverksslammet antas påverka avloppsreningen negativt blir istället lokal hantering 30 % mer hållbart enligt den valda skalan enligt genomförd känslighetsanalys. Om det ur andra aspekter är önskvärt att fortsatt avleda vattenverksslam till ett centralt avloppsreningsverk så bör den påverkan utredas närmare.
- Rangordningen mellan alternativen ändras genom relativt små förändringar i betygsättning eller ändrad viktning.
- Av de valda känslighetsanalyserna talade ett fåtal för fortsatt central hantering medan det för de flesta av analyserna blev mer eller betydligt mer hållbart med lokal hantering av vattenverksslam.
- Om valet faller på att fortsätta med central hantering av vattenverksslam rekommenderas att de ekonomiska konsekvenserna av detta utreds mer i detalj
- För att vinna erfarenhet av en lokal anläggning för hantering av vattenverksslam, bland annat avseende teknisk utformning och prestanda, kostnader och avsättningsmöjligheter för vattenverksslam rekommenderas att en fördjupad uppföljning görs avseende erfarenheter från lokal behandling av vattenverksslam. Inte minst Kungälv's kommuns planerade anläggning för lokal hantering av vattenverksslam kan ge värdefulla regionala erfarenheter».

⁴⁵⁾ Erik Kärrman. Hållbar hantering av vattenverksslam. Sveriges Tekniska Forskningsinstitut AB, 2017

De overnevnte KTH- og SVOA-rapporter omhandler hovedsakelig vannverksslam som er produsert ved bruk av aluminiumsulfat som koaguleringsmiddel. Mange norske vannverk (samt noen svenske) benytter nå jernbaserte koagulanter, og i Norge anvendes også ofte alkaliske filterlag eller separate alkaliske filtre. Dette gjør at slammet inneholder mindre mengder aluminium, mer jern og mer kalsium, noe som påvirker slamkvaliteten og bruksmulighetene.

I en fersk utredningsrapport om vannverksslam oppsummerer Kronvall (2022)⁴⁶⁾ status for situasjonen i Sverige, hva gjelder mengder, sammensetning, behandling og disponering/bruk av vannverksslam. Rapporten inneholder også en kort oppsummering av situasjonen i Norge og Finland.

«Deponi og avledning till avloppsreningsverk är vanligast. Det finns några länder som använder mullen till cementtillverkning. Även jordbearbetning används».

«Det finns olika användningsområden för både avvattnad och oavvattnad mull även om det främst är avvattnad mull som kan användas som en resurs. För exempelvis tegelsten och cementtillverkning är en så hög TS-halt som möjligt att föredra då den efterföljande torkprocessen, som sannolikt kommer behövas, ska kräva så lite energitillförsel som möjligt.»

Som gödningsmedel är mullen inte särskilt effektiv, men kan kanske förbättra strukturen på jorden och bidra med sin vattenhållande förmåga. Den kan möjligtvis blandas med avloppsslam för att begränsa mängden tungmetaller till jorden. Marktäckning torde vara ett bra alternativ då föroreningshalterna är låga. Men det verkar överlag som om det är behovet av transporter som styr miljönyttan med de olika avsättningsalternativen och där är en hög TS-halt att föredra då det minskar mängden mull att transportera».

Figur 10.1 angir aktuelle bruksområder for vannverksslam. Siden den vanligste formen for bruk av vannverksslam i dag er som jordforbedringsmiddel, skal vi først se på hvorvidt vannverksslammet oppfyller kvalitetskravene i Gjødselevareforskriften.

Basert på de sesongmessige prøveuttakene viser Tabell 10.1 elementinnholdet i fortykket slam og i avvannet slam. Den nederste delen av tabellen angir kvalitetskravene i Gjødselevareforskriften.

⁴⁶⁾ A. Kronvall (2022). UTREDNING HANTERING VATTENVERKSSLAM. Sweco-rapport 2022-04-21 (foreløpig utgave).

Tabell 10.1. Data for elementinnhold (mg/kg TS) i sesongmessige prøver av fortykket slam (øvre del av tabellen) og avvannet slam, sammen med kvalitetskravene i Gjødelsvareforskriften (klasse 0, I, II og III).

Fortykket Slam	Al	Fe	Ca	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
mg/kg TS											
SVD	6034	195528	56027	616	11	3,0	25	202	0,95	0,20	19
VAL	4297	232279	40445	807	10	7,5	20	181	0,49	0,09	3
NYOS	173605	4712	8111	419	9	9	17	150	0,3	3,31	4,5
VAN	129161	20096	6726	599	28	27	47	76	0,2	0,07	11,4
AUR	142829	6740	4299	612	5	3	13	47	0,1	0,14	4,6
AVG-Alle	91185	91871	23121	611	13	10	24	131	0,4	0,76	8,6
StDev-Alle	71697	100454	21125	123	8	9	12	60	0,3	1,27	6,0
Min-Alle	4297	4712	4299	419	5	3	13	47	0,1	0,07	3,5
Max-Alle	173605	232279	56027	807	28	27	47	202	1,0	3,31	19,2
N-Alle	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
AVG-Alle-Al	148531	10516	6378	543	14	13	26	91	0,2	1,17	6,8
AVG-Alle-Fe	5165	213904	48236	711	10	5	22	191	0,7	0,14	11,4

Avvannet Slam	Al	Fe	Ca	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
mg/kg TS											
NYOS	182184	4911	6730	456	9	9	17	155	0,3	0,3	5
VAN	125710	19939	4796	610	31	26	42	70	0,2	0,1	11
AUR	155143	7237	3250	647	7	4	13	49	0,1	0,1	5
KIS	197083	6615	6927	117	18	11	29	107	0,3	0,1	18
AVG-Alle	165030	9675	5426	458	16	13	25	95	0,2	0,2	10
StDev-Alle	31440	6913	1740	242	11	10	13	46	0,1	0,1	6
Min-Alle	125710	4911	3250	117	7	4	13	49	0,1	0,1	5
Max-Alle	197083	19939	6927	647	31	26	42	155	0,3	0,3	18
N-Alle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gjødelsvareforskriften Kl 0					50	20	50	150	0,4	0,2	40
Gjødelsvareforskriften Kl I					60	30	150	400	0,8	0,6	60
Gjødelsvareforskriften Kl II					100	50	650	800	2	3	80
Gjødelsvareforskriften Kl III					150	80	1000	1500	5	5	200

Det fremgår av tabellen at for avvannet slam oppfylles kvalitetskravene til klasse 1 for alle parametre på alle anlegg, mens kravene til klasse 0 oppfylles for Cr, Cu, Cd og Pb. Kravene til klasse 0 overskrides marginalt for Ni, Zn og Hg på ett anlegg.

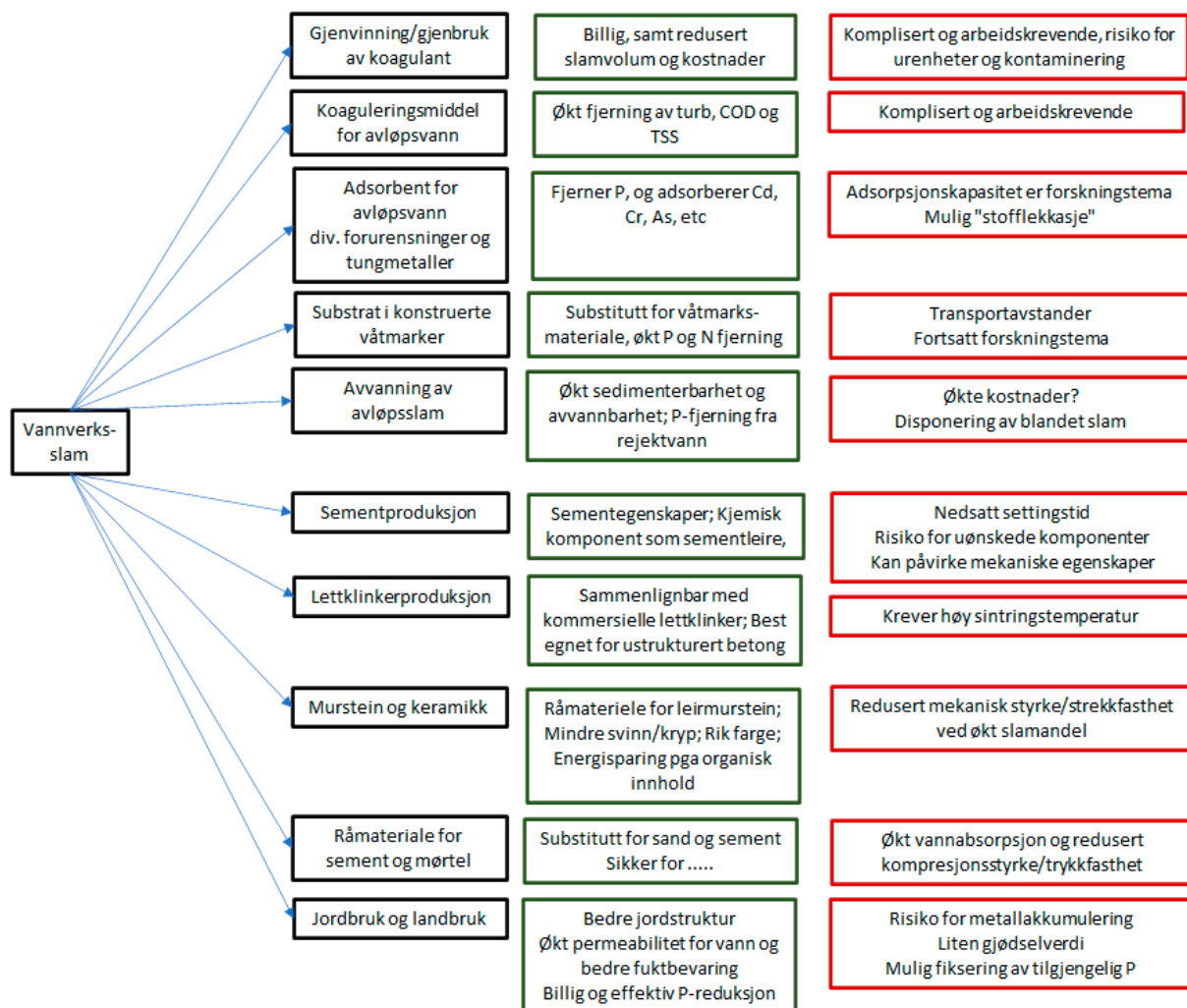
De fire anleggene som har slamavvanning benytter alle Al-basert koagulering og 2-M filtrering.

Forskjellene mellom Al- og Fe-generert slam synliggjøres imidlertid godt av tallene for fortykket slam, der Fe-generert slam har betydelig høyere innhold av Fe og Ca, og vesentlig lavere innhold av Al. I forhold til bruken av vannverksslam som jordforbedringsmiddel og som gjødelsvare, bør dette normalt kunne anses som en fordel. Resultatene fra vannverkene samsvarer relativt godt med resultatene fra Kattås Pilot.

I en sirkulærtankegang anses slam som en ressurs og ikke et avfall. Litteraturen beskriver en rekke områder for bruk og gjenbruk av vannverksslam samt ulike gjenvinningsprodukter, herunder følgende:

- Biogassproduksjon fra avløpsslam, husdyrgjødsel og annet organisk avfall
- Konstruksjonsmaterialer
- Landbruksgjødsel og jordforbedringsprodukter
- Industrikjemikalier
- Gjenvinning av kjemikalier/koagulant (økende markedspriser for kjemikalier)

I tillegg til primære anvendelser av vannverksslam til jordforbedring og biogassproduksjon, finnes en rekke andre aktuelle former for disponering/bruk av vannverksslam, slik som vist i Figur 10.1 (Ahmad et al. (2016)⁴⁷⁾. Data for sammensetningen av Al- og Fe-generert slam er også presentert (Tabell 10.2).



Figur 10.1. Alternative bruksområder for vannverksslam, med fordeler (grønt) og ulemper (rødt) knyttet til de aktuelle bruksformene.

⁴⁷⁾ T. Ahmad, K. Ahmad, M. Alam. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. Journal of Cleaner Production, 124, 2016

Tabell 10.2. Sammensetning av vannverksslam fra koagulering med Al-sulfat og Fe-klorid. (Etter Ahmed et al).

Parameter (mg/kg)	Al-sulfatslam	Fe-kloridslam
pH	6.5 ± 0.3	6.5 ± 0.3
Al	118 700 ± 24 260	61 390 ± 35 920
Fe	37 000 ± 19 740	220 900 ± 32 200
Ca	10 360 ± 4299	nd
Mg	2 407 ± 572	nd
Na	355 ± 142	nd
K	3 547 ± 582	nd
S	6 763 ± 2 955	nd
Mn	2 998 ± 1 122	1 088 ± 178
Zn	98 ± 31	36 ± 4
Cu	624 ± 581	46 ± 12
Ni	28 ± 10	64 ± 14
Pb	22 ± 12	47 ± 1
Cr	20 ± 7	38 ± 4
Cd	0.12 ± 0.02	nd
Hg	0.46	nd

Flere avløpsrensaneanlegg over en viss størrelse produserer biogass fra avløpsslammet. Slik er det også i Norge og Sverige. Flere anlegg sliter imidlertid med avsetning av det ferdige produktet og med økonomien i dette. En betydelig kostnad ligger i det å holde hydrogensulfiddannelsen i råtnetanken under kontroll. Vannverksslam fra koaguleringsanlegg med høyt Fe- og Ca-innhold kan være et godt virkemiddel mot dette.

Persson m.fl.⁴⁸⁾ sier følgende om dette:

«Lönsamheten i den svenska biogasindustrin är relativt dålig och många biogasproducenter kämpar för att uppnå ett positivt resultat. En betydande kostnad ligger i att reducera svavelvätekoncentrationen under rötningen och särskilt i anläggningar som använder gödsel som substrat. Idag är tillsats av järnklorid till processen den vanligaste lösningen på detta problem. Vid dricksvattenproduktionen i Sydsvensk vattenverk Ringsjöverket används järnklorid i den kemiska fällningen för att ta bort det organiska innehållet från råvattnet (sjövattnet från Bolmen). Slammet som bildas i denna process deponeras huvudsakligen idag. Nyligen har det uppmärksamats att detta slam kan användas i biogasproduktionen för att reducera svavelvätekoncentrationen istället för t.ex. järnklorid.

Syftet med denna studie var att tekniskt och ekonomiskt utvärdera användningen av vattenverksslam inom biogasproduktionen. Resultaten visar att detta är möjligt och ekonomiskt fördelaktigt så länge som transportkostnaderna inte är för höga. Kostnaderna kan minskas med upp till 50 % om vattenverksslam används istället för järnklorid. Kvaliteten på vattenverksslammet är hög och dess innehåll av tungmetaller är mycket lågt, särskilt i jämförelse med de riktvärden som anges vid certifieringen inom SPCR 120 av biogödsel.

13 biogasproducenter som använder vattenverksslammet i sina biogasanläggningar har delat med sig av erfarenheter kring användningen. Slutsatsen från detta projekt är att slam från vattenverk, jämförbara med Ringsjöverket, som använder järnklorid i den kemiska fällningen är ett bra alternativ till direkt användning av järnklorid för att minska vätesulfidkoncentrationen i rötammaren. Genom att ersätta järnklorid med vattenverksslam minskar både den miljömässiga och den ekonomiska kostnaden och samhället tar ytterligare ett steg mot en cirkulär ekonomi.»

⁴⁸⁾ T. Persson, L. Månsson, I. Bohn: Vattenverksslam reducerar biogasens svavelväte – Bra för miljön och ekonomin, RAPPORT 2017:344, ISBN 978-91-7673-344-8 | © 2017 ENERGIFORSK

I motsetning til situasjonen i Sverige, synes det å være heller laber interesse for bruk av Fe-holdig vannverksslam i biogassproduksjonen på avløpsrensaneanlegg i Norge. Det er uvisst om dette skyldes andre erfaringer og vurderinger eller mangel på kunnskap om muligheter og gevinstpotensialer her til lands.

Innen landbruket er det imidlertid økende interesse for og bruk av biogassanlegg for behandling av husdyrgjødsel. For å kontrollere uønsket hydrogensulfid dannelse i slike råtnetanker, tilsettes ofte jernforbindelser som kan felle ut sulfiden som jernsulfid.

I dag anvendes i stor grad kommersielle jernforbindelser, og det burde derfor å være et marked for Fe-holdig vannverksslam til dette formålet.

He et al. (2021) testet bruk av kalsinert vannverksslam (1150-1275 °C) som erstatning for sement og studerte hvordan dette påvirket materialegenskapene og svinn/krymping under herding⁴⁹⁾. Man fant økt trykkfasthet og redusert krymping/herdesvinn i betongen når 10 % av portlandsementen ble erstattet med vannverksslam fra Al-basert koagulering, med signifikante reduksjoner i volumfraksjonene av porer og uhydrerte klinker, i forhold til betong uten tilsats av vannverksslam. Man konkluderte derfor med at slikt vannverksslam kan være et egnet materialalternativ for bruk i bygningsmaterialer.

I Nederland etablerte vannselskapene i 1995 selskapet AquaMinerals⁵⁰⁾, med formål å foredle restprodukter fra vannverkene, herunder å se på slammet som en ressurs og ikke et avfall. Man har over tid lyktes i å etablere bruksområder for vannverksslam i form av jordforbedringsmiddel, råvare ved produksjon av teglstein, glass og kosmetikk/sminke-produkter. Dette har medført at slammet har gått fra å utgjøre et avfallsprodukt som det kostet mye å bli kvitt, til nå å utgjøre et verdiskapingspotensial og generere en økonomisk nettogevinst for vannselskapene.

Av andre studier angående bruksområder for vannverksslam kan nevnes følgende: Gastaldini et al. (2015)⁵¹⁾ beskrev bruk av vannverksslam som mineraltilskudd i produksjonen av konstruksjons- og byggematerialer. Wolf et al. (2015)⁵²⁾ undersøkte utnyttelse av vannverksslam for produksjon av murstein/keramiske konstruksjonselementer. Kizinievic et al. (2013)⁵³⁾ studerte bruken av vannverksslam i keramiske produkter. Gomesa et al. (2019)⁵⁴⁾ beskrev utviklingen i produksjon og egenskaper av konstruksjonsmaterialer med bruk av vannverksslam. Tantawy (2015)⁵⁵⁾ karakteriserte kalsinert Al-koagulert vannverksslam med tanke på mikrostruktur og puzzolaniske egenskaper. Meng et al. (2016)⁵⁶⁾ studerte bruk av resirkulert jern og silikat fra vannverksslam for syntese av magnetiske jernoksid- og silikatkompositter.

⁴⁹⁾ Zhi-hai He, Ying Yang, Qiang Yuan, Jin-yan Shi, Bao-ju Liu, Chao-feng Liang, Shi-gui Du (2021). Recycling hazardous water treatment sludge in cement-based construction materials: Mechanical properties, drying shrinkage, and nano-scale characteristics. *Journal of Cleaner Production* 290 (2021) 125832

⁵⁰⁾ https://aquaminerals.com/wp-content/uploads/2021/09/jaarbericht-AM-2020_EN_0107.pdf

⁵¹⁾ A.L.G. Gastaldini, M.F. Hengen, M.C.C. Gastaldini, F.D. do Amaral, M.B. Antolini, T. Coletto. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. *Construction and Building Materials* 94 (2015) 513-520

⁵²⁾ Eliane Wolff, Wilfrid Keller Schwabe, Samuel Vieira Conceição. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics. *Journal of Cleaner Production* 96 (2015) 282-289

⁵³⁾ Olga Kizinievic, Ramune Zurauskienė, Viktor Kizinievic, Rimvydas Zurauskas. Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. *Construction and Building Materials* 41 (2013), 464-473

⁵⁴⁾ Samuel De Carvalho Gomesa, John L. Zhoua, Wengui Lia, Guangcheng Long (2019) Progress in manufacture and properties of construction materials incorporating water treatment sludge: A review. *Resources, Conservation & Recycling* 145 (2019) 148-159

⁵⁵⁾ M.A. Tantawy. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. *Materials Research Bulletin* 61 (2015) 415-421

⁵⁶⁾ Lingyou Meng^{1,2} & Yingzi Chan¹ & Han Wang¹ & Ying Dai^{1,3} & Xue Wang¹ & Jinlong Zou. Recycling of iron and silicon from drinking water treatment sludge for synthesis of magnetic iron oxide@SiO₂ composites. *Environ Sci Pollut Res* (2016) 23:5122-5133

Linga et al. (2018)⁵⁷⁾ studerte produksjon av «grønn» keramikkleire fra vannverksslam. Howells et al. (2018)⁵⁸⁾ beskrev bruk av vannverksslam i jordbruket, med tilhørende effekter på jordegenskaper. Lombi et al. (2016)⁵⁹⁾ studerte effekter av vannverksslam på tilgjengelighet og toksisitet av fosfor, kobber og aluminium i jord. Reavis and Haggard (2018)⁶⁰⁾ testet bruk av vannverksslam for redusert fosforlekkasje fra jord. Tay et al. (2017)⁶¹⁾ studerte bruk av vannverksslam for balansering av immobilisering av metaller og tilgjengelighet av fosfor. Wang et al. (2019)⁶²⁾ studerte frigivelse av næringsstoffer (nitrogen) fra vannverksslam. Sun et al. (2018)⁶³⁾ studerte frigivelse av *Oscillatoria* under lagring av vannverksslam. Keeley et al. (2012)⁶⁴⁾ vurderte økonomiske forhold ved gjenvinning av koagulant fra vannverksslam. Keeley et al. (2014)⁶⁵⁾ presenterte en omfattende studie av tilgjengelige teknologier for gjenvinning av koagulant fra vannverksslam. Keeley et al. (2016)⁶⁶⁾ studerte bruk av gjenvunnet koagulant (etter syrebehandling og ultrafiltrering) for fjerning av fosfor fra avløpsvann. Mahmoud et al. (2017)⁶⁷⁾ undersøkte gjenvinning av Al-koagulant ved syrebehandling (HCl) i Egypt. Ahmad et al. (2016)^{68),69)} beskriver syrebehandling og gjenbruk av Al-generert koaguleringslam. Chiang et al. (2012)⁷⁰⁾ testet vannverksslam som en alternativ adsorbent for tungmetaller fra syntetiske løsninger, forurensede sedimenter og overflatevann. Albrektien et al. (2016)⁷¹⁾ beskriver hvordan Fe-slam fra et behandlingsanlegg for Fe- og Mn-holdig grunnvann kan gjenbrukes som koaguleringsmiddel for NOM-fjerning fra overflatevann. Xu et al. (2018)⁷²⁾ undersøkte mikrobefunn i vannverksslam fra seks geografisk ulike lokaliteter. Yildizi and Sevinc (2018)⁷³⁾ studerte adsorpsjon av tungmetaller på avvannet Fe-holdig slam. Nair et al. (2015)⁷⁴⁾ og Jung et al. (2016)⁷⁵⁾ beskrev bruk av vannverksslam i koagulerings- og

⁵⁷⁾ Yew Pei Linga, Chee-Heong Ooia, Akihiko Matsumoto, Fei-Yee Yeoh (2018). Properties evaluation and fabrication of green clay reformulated from water sludge. *Ceramics International* 44 (2018) 1411-1419

⁵⁸⁾ Anthony P. Howells, Steven J. Lewis, Dylan B. Beard, Ian W. Oliver Water treatment residuals as soil amendments: Examining element extractability, soil porewater concentrations and effects on earthworm behaviour and survival. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 162 (2018) 334-340

⁵⁹⁾ E. Lombi, D.P. Stevens, M.J. McLaughlin. Effect of water treatment residuals on soil phosphorus, copper and aluminium availability and toxicity. *Environmental Pollution* 158 (2010) 2110-2116

⁶⁰⁾ MEGAN A. REAVIS AND BRIAN E. HAGGARD. Mitigating Soil Phosphorus Release Using Liquid Water Treatment Residuals. *JAWWA*. DECEMBER 2018 • 110:12

⁶¹⁾ Daryl Yi Yuan Tay, Ryosuke Fujinuma, Laura A. Wendling. Drinking water treatment residual use in urban soils: Balancing metal immobilization and phosphorus availability. *Geoderma* 305 (2017) 113-121

⁶²⁾ Changhui Wang a, *, Xin Liu b, Mengjiao Wang a, b, Xiaoxiao Shen c, d, **, Leilei Bai a, Ande Yuan e, Huacheng Xu a, Helong Jiang. Desorption of nitrogen from drinking water treatment residue: Implications for environmental recycling. *Journal of Cleaner Production* 226 (2019) 96-10

⁶³⁾ Jiongming Sun a, 1, Hangzhou Xu a, 1, Haiyan Pei a, b, *, Yan Jin a, Hongmin Li a, Chunxia Ma. Worse than cell lysis: The resilience of *Oscillatoria* sp. during sludge storage in drinking water treatment. *Water Research* 142 (2018) 405-414

⁶⁴⁾ J. Keeley, P. Jarvis, S.J. Judd. An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals. *Desalination* 287 (2012) 132-13

⁶⁵⁾ J. KEELEY, P. JARVIS, and S. J. JUDD. Coagulant Recovery from Water Treatment Residuals: A Review of Applicable Technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44:2675-2719, 2014

⁶⁶⁾ James Keeley, Andrea D. Smith, Simon J. Judd, Peter Jarvis. Acidified and ultrafiltered recovered coagulants from water treatment works sludge for removal of phosphorus from wastewater. *Water Research* 88 (2016) 380-388

⁶⁷⁾ Mahmoud M. Fouad, Ahmed S. El-Gendy and Taha M. A. Razek (2017). Evaluation of sludge handling using acidification and sequential aluminum coagulant recovery: case study of El-Sheikh Zayed WTP. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA* | 66.6 | 2017

⁶⁸⁾ T. Ahmad, K. Ahmad, A. Ahad, and M. Alam (2016). Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. *Journal of Environmental Management* 182 (2016) 606-611

⁶⁹⁾ T. Ahmad, K. Ahmad, and M. Alam (2016). Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. *Procedia Environmental Sciences* 35 (2016) 950 - 955

⁷⁰⁾ Yi Wai Chiang, Karel Ghyselsbrecht, Rafael M. Santos, Johan A. Martens, Rudy Swennen, Valérie Cappuyens, Boudewijn Meesschaert. Adsorption of multi-heavy metals onto water treatment residuals: Sorption capacities and applications. *Chemical Engineering Journal* 200-202 (2012) 405-415

⁷¹⁾ Ramune Albrektien, Karolis Karaliunas and Kristina Baziene. Sustainable Reuse of Groundwater Treatment Iron Sludge for Organic Matter Removal from River Neris Water. *Sustainability* 2019, 11, 639

⁷²⁾ Hangzhou Xu a, Haiyan Pei a,b, *, Yan Jin a, Chunxia Ma a, Yuting Wang a, Jiongming Sun a, Hongmin Li. High-throughput sequencing reveals microbial communities in drinking water treatment sludge from six geographically distributed plants, including potentially toxic cyanobacteria and pathogens. *Science of the Total Environment* 634 (2018) 769-779

⁷³⁾ Sayiter YILDIZI* and Selahattin SEVİNÇ. HEAVY METAL ADSORPTION BY DEWATERED IRON-CONTAINING WASTE SLUDGE. *ECOL CHEM ENG S.* 2018;25(3):431-456

⁷⁴⁾ Abhilash T. Nair, M. Mansoor Ahammed. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. *Journal of Cleaner Production* 96 (2015) 272-281

⁷⁵⁾ Kyung-Won Jung, Min-Jin Hwang, Dae-Seon Park, Kyu-Hong Ahn. Comprehensive reuse of drinking water treatment residuals in coagulation and adsorption processes. *Journal of Env. Management* 181 (2016) 425-434

adsorpsjonsprosesser for avløpsvann. Xu et al. (2016) beskriver at resirkulering av slam/fnokker som er dannet fra koagulering med prepolymerisert Al-klorid (PACl) kan forbedre NOM-koaguleringen⁷⁶⁾. Duke et al. (2020)⁷⁷⁾ gir en omfattende beskrivelse av restprodukter og returstrømmer fra drikkevannsbehandling i USA. Kucera and Hanusova (2021)⁷⁸⁾ presenterte resultater fra pilotforsøk med brukt filterspylevann/resirkulert slamvann i vannbehandlingen. Zhou et al. (2018)⁷⁹⁾ undersøkte hvordan resirkulert og ultralyd-oppsluttet slam påvirket vannbehandlingsanleggets NOM-fjerning.

I Norge har firmaet Grønn Vekst etablert en løsning for gjenvinning av produkter fra vannverksslam, og henter i dag slikt slam fra flere vannbehandlingsanlegg i østlandsregionen. Det kan også være et potensial for bruk av jernholdig slam for å hindre sulfiddannelse ved produksjon av biogass, spesielt fra husholdningsavfall og husdyrgjødsel. Videre undersøker Norsk Leca potensialet for å bruke vannverksslam i produksjonen av eksisterende og nye Filtralite-produkter.

⁷⁶⁾ Yongpeng Xu ft, Ting Chen, Zhiquan Liu, Shijun Zhu, Fuyi Cui ft, Wenxin Shi. The impact of recycling alum-humic-floc (AHF) on the removal of natural organic materials (NOM): Behavior of coagulation and adsorption. Chemical Engineering Journal, 284, 2016

⁷⁷⁾ Aaron W. Duke, Damon K. Roth, Mark Gross, and Shanshan Jin(2020). Recycling Treatment Plant Residuals: Concerns Beyond Pathogens. JAWWA, June 2020

⁷⁸⁾ Tomáš Kučera and Veronika Hanušová. Recirculation of sludge-water in the water treatment process – a pilot study. Water Practice & Technology Vol 13 No 3.

⁷⁹⁾ Zhiwei Zhou, Yanling Yang, Xing Li, Siyang Ji, Hao Zhang, Shuai Wang, Qingping Zeng, Xinghang Han. The removal characteristics of natural organic matter in the recycling of drinking water treatment sludge: Role of solubilized organics. Ultrasonics Sonochemistry 28 (2016) 259-268

11. Oppsummering og konklusjoner

Hovedmålet med spleiselagsprosjektene BARRiNOR og SLAMiNOR var å frembringe mer kunnskap om hygieniske barriereeffekter og barrierestabilitet i vannbehandlingen, og om mengder, sammensetning og bruksområder for vannverksslam, primært fra koaguleringsbasert vannbehandling. Videre var det et mål å samle mer kunnskap om sammensetningen av ulike returstrømmer som filtermodningsvann, dekanteringsvann fra slamfortykking og rejektivann fra slamsentrifugering, samt mulige effekter av aktuelle returstrømmer på vannbehandlingsprosessen.

Prosjektene var hovedsakelig basert på sesongmessig prøvetaking med 4 årlige prøver og analyser av vann og slam fra 11 fullskala vannbehandlingsanlegg, 10 i Norge og ett i Skottland. I tillegg ble det ved to pilotanlegg utført omfattende langtidsforsøk med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser, samt forsøk med spiking av mikroorganismer (*Enterococcus faecium* bakterier, MS2 bakteriofager, og paprikavirus (PMMoV) fra Tabascosaus).

Prøveuttakene omfattet råvann, utløpsvann fra ulike forbehandlingsenheter (flokkulering, sedimentering, flotasjon, pulsator, Actiflo, ozonering), filterutløpsvann fra én-medium, to-media og tre-media filtre, fra alkaliske filtre og biofiltre, samt utløpsvann fra etterbehandlingsenheter (GAC). Videre ble det tatt prøver av filtermodningsvann, filterspyleslam, dekanteringsvann og rejektivann, samt fortykket slam og avvannet slam.

Analysene omfattet fysisk-kjemiske og mikrobiologiske rutineanalyser samt mer avanserte mikrobiologiske analyser som ATP (Adenosin Trifosfat, energibæreren i alle levende celler), FCM (FlowCytoMetri) for analyse av totale (TCC) og intakte (ICC) bakteriecelletall, ddPCR og 16S rRNA-sekvensering for bakterieinnhold og sammensetning av bakteriesamfunn, samt virusanalyser ved dyrking (PFU for infeksiose virus) og PCR (for totalt virusinnhold).

De fysisk-kjemiske analysene, samt ATP-analysene av sesongprøvene ble utført i regi av SINTEF/NTNU. Noen av vannverkene utførte i egen regi analyser av parallelt uttatte prøver med analyse av fysisk-kjemiske og mikrobiologiske rutineparametere. FCM-analysene ble utført av NIVA, ddPCR og sekvenseringsanalysene av SINTEF Industri, og virusanalysene av NMBU.

I tillegg til prøveuttak og analyse av vannkvalitet, ble det innhentet driftsdata fra vannbehandlingsanleggene, for derigjennom å kunne koble driftsforhold og oppnådde barriereeffektiviteter. Dette blant annet for å ha kontroll på driftsforholdene, som i litteraturen angis som en av hovedårsakene til den store variasjonsbredden man finner i rapporterte nivåer for barriereeffektivitet og log-reduksjoner. Denne koblingen danner også et godt grunnlag for vurdering av eksisterende driftsmessige barriereindikatorparametere og parameterverdier (i.e. turbiditet, farge, TOC, restkoagulant), samt for vurdering av eventuelle alternative barriereindikatorparametere og parameterverdier (e.g. UV-absorbans; UV-transmittans).

11.1. Kvalitet på råvann og filterutløpsvann

Råvann. Middelverdier og standardavvik for sentrale råvannskvalitetsparametere i sesongprøvene fra de deltagende vannverkene er vist nedenfor.

AVG± StDev	pH	Farge mg Pt/L	UVA 1/m	Turb NTU	TOC mg/L	DOC mg/L	SUVA L/mg m	Al µg/L	Fe µg/L
	6.5±0.4	34±19	20.7±11.6	1.7±2.6	5.0±2.6	4.7±2.4	4.0±0.5	135±91	134±139

AVG± StDev	ATP-Tot pg/mL	ATP-Cell pg/mL	TCC mill/mL	ICC mill/mL	ddPCR-bact mill/mL	PMMoV #/L	P µg/L	Mn µg/L	Ca mg/L
	65±47	54±42	1.246±0.570	0.302±0.236	0.340±0.198	3566±8689	8.6±8.6	20±36	2,5±2.0

Filterutløpsvann. Nedenfor er vist data for koaguleringsforhold og kvalitet på filterutløpsvann i sesongprøvene fra koaguleringsanleggene, med fordeling på anlegg med Al-basert koagulering med én-medium eller tomedia filtrering, og anlegg med Fe-basert koagulering og tremedia filtrering.

Parameter	Alle Koaguleringsanlegg	Al-baserte anlegg	Fe-baserte anlegg
Koag-dose (mg Me/L)	3.4±1.3	3.0±0.7	4.4±1.8
Koag-dose (μmol Me/mg DOC)	19±4	19±4	18±5
Koag-pH	5.8±1.1	6.4±0.6	4.3±0.3
Farge (Pt)	3±1	3±1	3±1
Turbiditet (NTU)	0.15±0.12	0.15±0.09	0.13±0.07
UVA _{uf} (1/m)	3.8±1.4	4.2±1.2	2.7±1.1
UVA _f (1/m)	3.7±1.2	4.1±1.1	2.6±1.0
TOC (mg/L)	1.9±0.6	2.1±0.7	1.9±0.6
DOC (mg/L)	1.8±0.6	2.1±0.2	1.4±0.5
Al (μg/L)	43±30	45±28	40±17
Fe (μg/L)	9±20	2±0	24±21
ATP-Cell (pg/mL)	2.5±2.9	3.4±3.0	0.5±0.1
TCC (mill/mL)	0.244±0.140	0.348±0.182	0.131±0.030
ICC (mill/mL)	0.094±0.016	0.107±0.032	0.058±0.018
ddPCR-Bact (mill/ml)	0.071±0.097	0.070±0.030	0.070±0.110
PMMoV (#/mL)	9±18	8±8	3±0

Tilsvarende data for utløpsvann fra alkaliske filteranlegg (ESP), og fra ozon-biofilteranlegg (IVAR) er vist nedenfor.

Parameter	ESP Alk-F	IVAR Alk-F	IVAR Bio-F
Farge (Pt)	7±1	4±2	4±2
Turbiditet (NTU)	0.27±0.10	0.15±0.03	0.11±0.02
UVA _{uf} (1/m)	4.1±0.5	4.3±2.6	3.7±1.0
UVA _f (1/m)	3.7±0.5	4.0±2.4	3.5±0.9
TOC (mg/L)	1.1±0.1	1.7±0.3	1.6±0.2
DOC (mg/L)	1.0±0.1	1.7±0.3	1.4±0.2
Al (μg/L)	29±3	39±11	40±8
Fe (μg/L)	21±10	16±8	10±4
ATP-Cell (pg/mL)	6.4±2.2	6.9±4.2	6.1±2.6
TCC (mill/mL)	0.492±0.068	0.505±0.102	0.410±0.089
ICC (mill/mL)	0.100±0.071	0.025±0	0.059±0
ddPCR-Bact (mill/ml)	0.187±0.065	0.040±0.019	0.048±0.012

Som vist over har filterutløpsvannet på koaguleringsanleggene en kvalitet som med god margin oppfyller kravene i drikkevannsforskriften. De konvensjonelle barriereindikatorparameterne (Farge, Turbiditet, TOC, Rest-Al, Rest Fe) oppfyller også de respektive barriereindikatorverdiene med god margin.

De anvendte DOC-spesifikke koagulantdosene er på samme nivå for Al-og Fe-basert koagulering (18-19 μmol Me/mg DOC), med koagulerings-pH på 6.4 for Al og 4.3 for Fe-basert koagulering.

11.2. Status for hygienisk barriereeffektivitet.

Basert på fire sesongmessige vannprøver tatt ut vår, sommer, høst og vinter viser tabellen nedenfor status (øyeblikksbilder) for barriereeffektivitet (log-reduksjoner fra råvann til filterutløpsvann) for hver av de ni vannbehandlingsanleggene med koagulering, for det ene vannverket med alkalisk filtrering, og for det ene anlegget med ozonering, alkalisk filtrering og biofiltrering. Tallene viser middelerverdier og standarddeviasjon (AVG±StDev), samt minimums- og maksimumsverdier for et utvalg av de anvendte mikrobiologiske analyseparametrene: ATP-Cell, TCC, ICC, ddPCR-bact og PMMoV. Paprikavirus (PMMoV) ble som vist målt på fire av de ni koaguleringsanleggene der innholdet i råvannet var målbart.

Vannverk	ATP-Cell	TCC	ICC	ddPCR-Bact	PMMoV
	Log-Red AVG±StDev Min-Max				
SVD	1.9±0.3 1.5-2.2	1.2±0.0 1.2-1.3	0.8±0.2 0.1-1.1	1.8±0.0 1.7-1.8	
VAL	2.0±0.3 1.8-2.6	1.0±0.1 0.9-1.2	0.5±0.1 0.4-0.7	1.3±0.3 0.7-1.7	
RORE	1.8±0.1 1.7-1.9	0.9±0.2 0.7-1.1	0.6±0.2 0.4-1.0	0.8±0.4 0.1-1.1	2.1±0.0 2.1-2.1
NRV	1.2±0.0 1.1-1.2	0.6±0.1 0.5-0.7	0.6±0.1 0.5-0.6	0.7±0.3 0.3-1.1	2.4±0.3 2.1-2.8
NYOS	1.1±0.1 1.0-1.2	0.5±0.1 0.4-0.7	0.5±0.1 0.3-0.6	0.7±0.1 0.5-0.9	1.9±0.1 1.8-2.0
VAN	1.9±0.2 1.6-2.2	1.0±0.2 0.7-1.3	0.6±0.3 0.5-0.9	1.0±0.4 0.5-1.4	3.6±0.2 3.4-3.8
CAR	1.5±0.2 1.3-1.7	0.5±0.4 0.2-0.9	0.5±0.2 0.3-0.7	0.7±0.3 0.5-1.2	
AUR	1.2±0.6 0.4-2.0	0.7±0.1 0.6-0.8	0.6±0.2 0.4-0.9	0.9±0.2 0.7-1.1	
KIS	1.6±0.1 1.4-1.7	0.8±0.1 0.7-1.0	0.7±0.1 0.6-0.8	1.0±0.1 0.9-1.1	
ESP-AlkF	0.6±0.2 0.3-0.9	0.1±0.1 0.0-0.2	0.0±0.1 0.0-0.1	0.0±0.4 0.0-0.3	
IVAR-Ozon-AlkF-BioF	0.6±0.1 0.5-0.8	0.4±0.1 0.2-0.5	0.7±0.0 0.7-0.7	0.7±0.3 0.4-1.1	

Tallene viser at høyest log-reduksjon for koaguleringsanleggene ble målt for paprikavirus (PMMoV) med middelerverdier blant anleggene i området 1.9-3.6. For cellulær ATP var de midlere log-reduksjonene i området 1.1-2.0, og for dd-PCR-Bact 0.7-1.8. For TCC og ICC var tallene henholdsvis 0.5-1.2 og 0.5-0.8.

For anlegg uten koagulering, med alkalisk filtrering alene (ESP) eller med ozon-alkalisk filtrering-biofiltrering (IVAR) var log-reduksjonene som ventet lavere enn for koaguleringsanleggene, med verdier i området 0.0-0.7 for de viste mikrobiologiske analyseparametrene. For cellulær ATP var verdiene like for de to anleggstypene (0.6), mens IVAR-anlegget i motsetning til ESP gav log-reduksjoner (0.4-0.7) også for TCC, ICC og ddPCR-Bact.

Nedenfor er tall for midlere log-reduksjon vist for alle koaguleringsanleggene samlet (9 stk), og fordelt på anlegg med Al- eller Fe-basert koagulering.

Log-Red	Alle Koaguleringsanlegg (9)	Al-Koagulering (6)	Fe-koagulering (3)
ATP-Cell	1.5±0.2 0.4-2.6	1.4±0.3 0.4-2.2	1.9±0.1 1.5-2.6
TCC	0.8±0.2 0.2-1.3	0.6±0.2 0.2-1.0	1.0±0.2 0.7-1.3
TCC-HNA	0.7±0.3 0.1-1.3	0.6±0.2 0.1-1.1	1.0±0.2 0.6-1.3
ICC	0.6±0.1 0.3-1.1	0.5±0.2 0.3-0.9	0.7±0.2 0.4-1.1
ICC-HNA	0.6±0.2 0.0-1.1	0.6±0.2 0.2-0.9	0.6±0.2 0.0-1.1
ddPCR-Bact	1.0±0.3 0.1-1.8	0.9±0.1 0.3-1.4	1.3±0.5 0.1-1.8
PMMoV	2.5±0.8 (4) 1.8-3.8	2.6±0.9 (3) 1.8-3.6	2.1 (1) 2.1

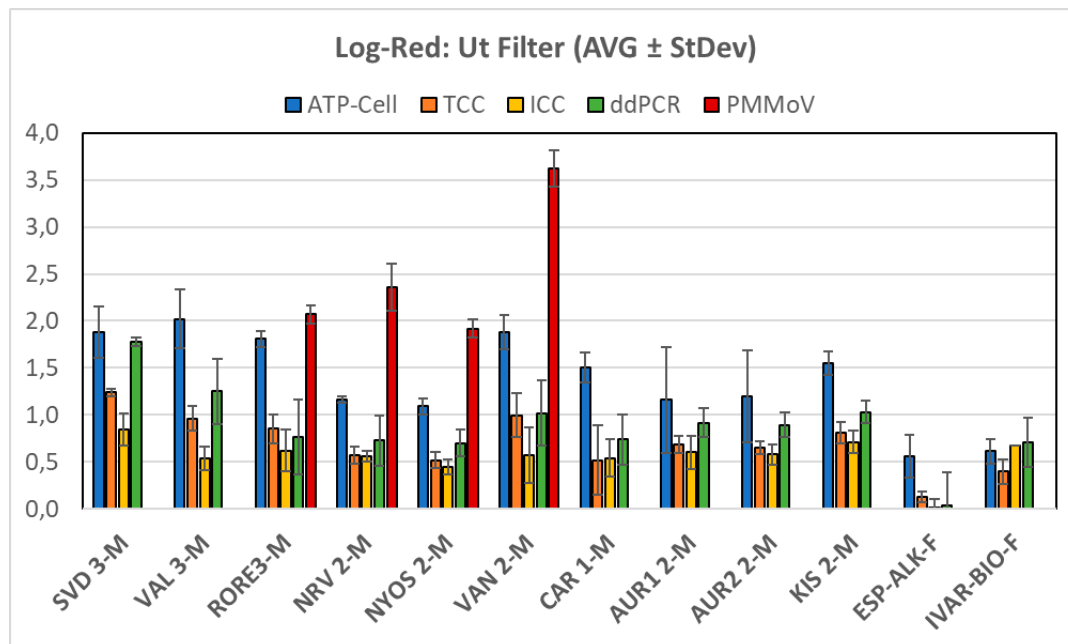
Med unntak av ICC-HNA og PMMoV var log-reduksjonene høyere for Fe-baserte enn Al-baserte koaguleringsanlegg, men det må poengteres at antallet anlegg som ligger til grunn for tallene er begrenset, med bare 3 Fe-baserte og 6 Al-baserte koaguleringsanlegg.

Variasjonsområdet for log-reduksjon mellom de fire sesongprøvene kan være påvirket av variasjoner i råvannskonsentrasjonene, men korrelasjonene er svake mellom råvannskonsentrasjon og log-reduksjon i filterutløpsvann. Variasjoner i oppnådd log-reduksjon kan også være en indikasjon på varierende driftsforhold og ulik grad av prosessstilpasning til varierende råvannskvalitet, og dette kan slik sett indikere tilstedeværelse av sesongmessige optimaliseringspotensialer. Det må også påpekes at ATP og totaltall bakterier målt med flowcytometri eller ddPCR er uspesifikke parametere som ikke skiller mellom bakterier med opphav i råvannet eller eventuell oppvekst i filtermediene. 16S rRNA sekvenseringen viste derimot at mens bakteriesammensetningen i filterutløpsvannet hos IVAR (etter ozonering-biofiltrering) naturlig nok var svært ulikt bakteriesammensetningen i råvannet, så var det langt mindre variasjon i sammensetningen i filterutløpsvann og råvann fra koaguleringsanleggene, spesielt med tanke på de dominerende bakteriegruppene. En teori om at bakteriesamfunnet endrer seg totalt gjennom et filtertrinn ser derfor ikke ut til å stemme.

Som tidligere nevnt angir analysene av sesongprøvene og de kartlagte log-reduksjoner en status (øyeblikksbilde) for barrieretilstanden ved vannverkene ved de fire prøvetakingstidspunktene. Prøvene ble tatt ut i den stabile filtreringsfasen, i god tid etter fullført filtermodning. Vannkvalitetstallene indikerer også at anleggene drives under optimale, eller nær optimale koaguleringsforhold. Som resultat av dette er variasjonsområdene for konvensjonelle driftsmessige barriereindikatorparametere for filterutløpsvann (e.g. turbiditet, farge, rest-koagulent, etc) svært snevre, noe som innebærer at slike sesongmessige prøveuttak ikke gir noe godt grunnlag for å vurdere egnetheten av tradisjonelle eller alternative barriereindikatorparametere eller parameterverdier, selv om de kan gi et godt bilde av barrierestatus på prøvetakingstidspunktene.

11.3. Stabilitet i barriereeffekt

Figuren nedenfor viser variasjonsområdene (middelverdier og standardavvik) for barriereeffektivitet fra de sesongmessige prøvene ved vannverkene. Store variasjoner i log-reduksjon mellom de fire sesongprøvene med store standardavvik kan være en indikasjon på eksistensen av driftsmessige potensialer, eksempelvis for særskilt optimalisering og koaguleringsforhold rettet mot fjerning av mikroorganismer, for bedre tilpasning av driftsbetingelsene til rådende råvannskvalitet, og/eller for mer hensyntaken til returstrømmer på anlegget.

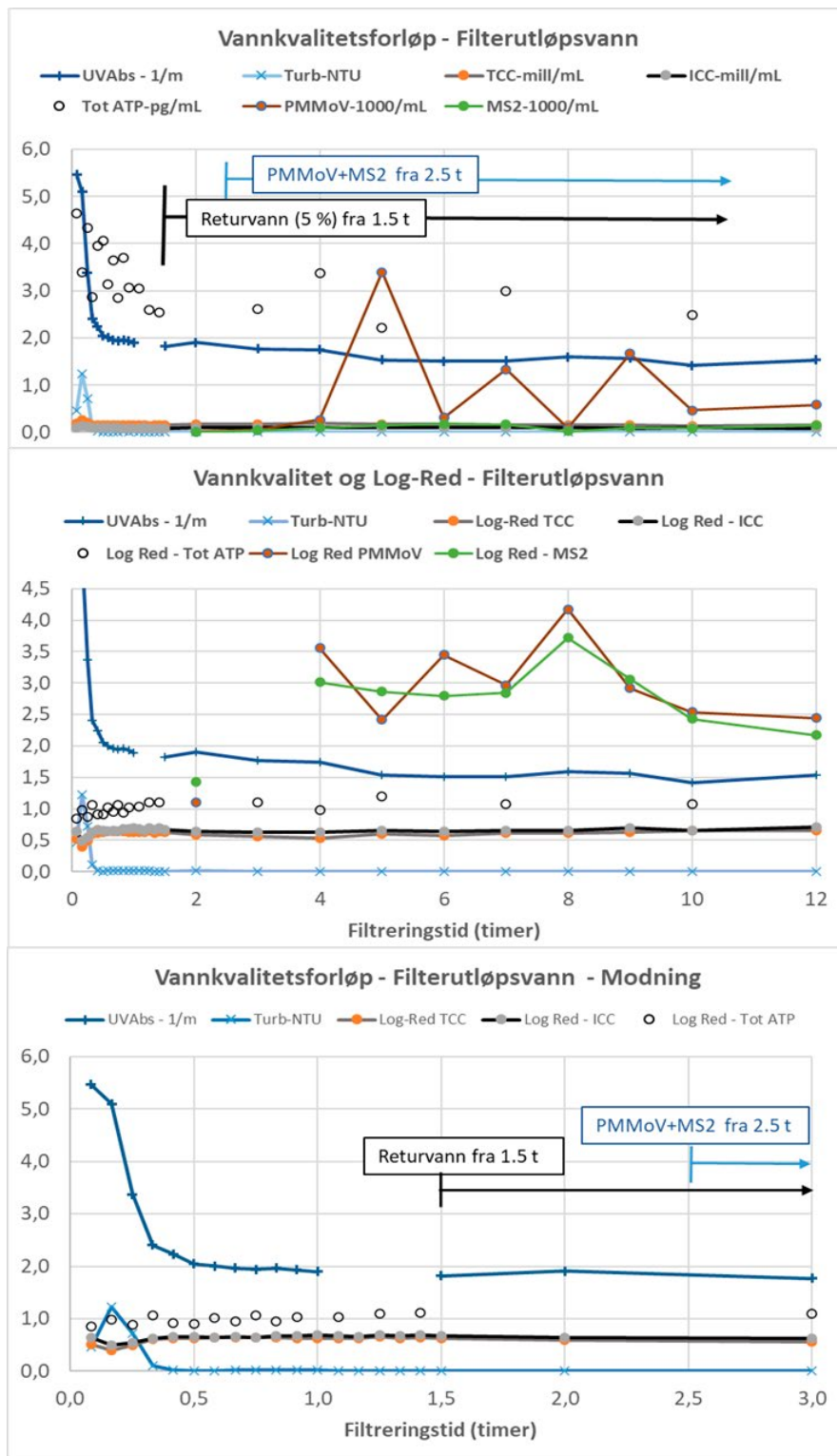


11.4. Barriereindikatorparametere

For vurderinger av barriereindikatorparametere og parameterverdier må prøvetakingen skje hyppigere og over lengre tid, og den må omfatte større deler av filtersyklusen, inklusive modningsfasen og driftsfasene nærmere tilbakespylingstidspunktet, samt perioder med suboptimale driftsforhold.

For kartlegging og vurdering av konvensjonelle og alternative barriereindikatorer ble det utført langtidsforsøk med hyppig prøvetaking over fulle filtersykluser ved Kattås Pilot, stressforsøk med suboptimale driftsforhold ved SVD, og forsøk med dosering av mikroorganismer (spiking) ved Kattås Pilot, SVD og IVAR. Tabascosaus viste seg som en svært god og høykonsentrert kilde til Paprikavirus (PMMoV). Sausen ble blandet ut, homogenisert, sentrifugert og dosert til filterinnløpet sammen med en doseringsløsning av MS2-bakteriofag nedstrøms tilsetningspunktet for returvann og koagulant. Hyppig uttatte prøver av filterutløpsvann ble analysert for fysisk/kjemiske og mikrobiologiske parametere (ATP, FCM, ddPCR-Bact, PMMoV og MS2).

Figuren nedenfor viser utviklingen av sentrale vannkvalitetsparametere i filterutløpsvann ved Kattås Pilot under spike-forsøkene i juni 2023. Øverst vises vannkvalitetsforløpet av mikrobiologiske analyseparametere (ATP, TCC, ICC, PMMoV og MS2), og av fysisk-kjemiske barriereindikatorer (turbiditet og UV-Abs). I midten vises log-reduksjonene for de mikrobiologiske parameterne, og nederst er det fokusert på forløpet i filtermodningsperioden. Det ble anvendt en returvannandel (blanding av modningsvann og dekanteringsvann) på 5 % av råvannsmengden. Returvannstilførselen ble startet etter 1.5 times filtrering og doseringen av spikeløsningen (PMMoV og MS2) etter 2.5 timers filtrering slik som angitt i figuren. Koagulantdosen var 3.5 mg Fe/L og filtreringshastigheten var 5.3 m/t (7.3 under filtermodningen på 1 time).

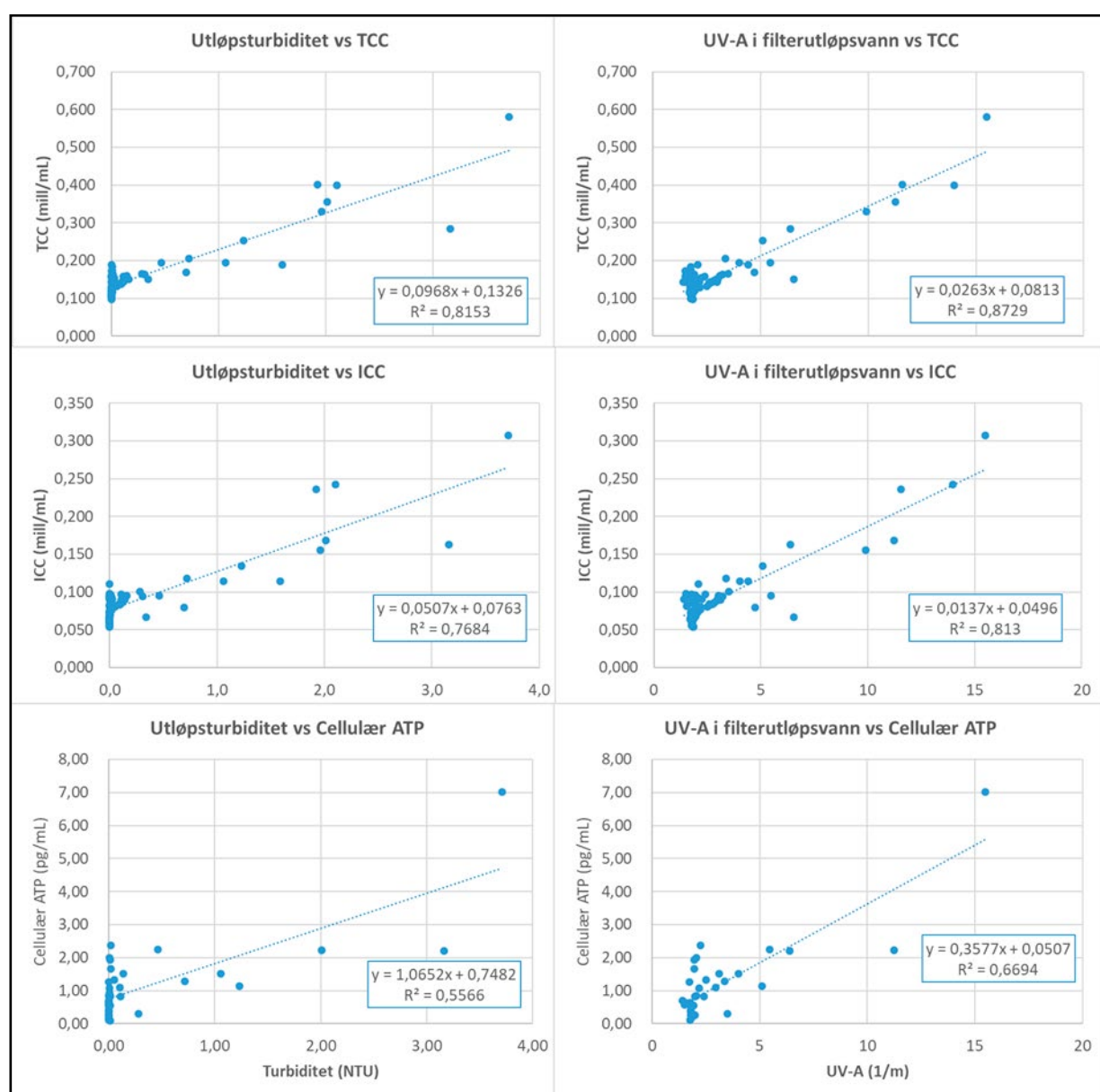


Som vist i figuren var den fysisk-kjemiske og mikrobiologiske vannkvaliteten dårligere under filtermodningen, men det er ingen åpenbare negative effekter på utløpsvannkvaliteten etter start av returvanntilførselen (etter 1.5 time) eller tilsats av spikeløsningen (etter 2.5 timers filtrering).

Log-reduksjonene lå i området 0.5-0.7 for TCC og ICC, og 1-1.2 for ATP, regnet i forhold til råvannet. For spiket PMMoV og MS2 var log-reduksjonene i området 2.5-4, regnet i forhold til konsentrasjonene i spiket filterinnløpsvann.

Som vist i figuren under korrelerte de mikrobiologiske parameterne mye bedre med de fysisk-kjemiske barriereindikatorparameterne i prøvene tatt i pilotforsøkene der man prøvotok fulle filtersykluser enn i sesongprøvene. Dette er naturlig siden man her også hadde med prøver tatt i modningsfasen og variasjonsområdene da var mye større enn for sesongprøvene som kun var basert på prøver tatt i stabil driftsfase.

Figuren viser også at UV-absorbans gir bedre korrelasjon med TCC, ICC og ATP enn tilfellet er for turbiditet. UV-absorbans (UV-transmisjon) fremstår derfor som en alternativ barriereindikatorparameter. I likhet med turbiditet er UV-Abs og UV-T velkjente parametere på de fleste vannbehandlingsanlegg, med gode online monitoreringssystemer.



11.5. Barriereforhold under driftsmessig stress

Under driftsmessig ugunstige forhold (suboptimale koaguleringsforhold, varierende filterbelastning, etc), kan barriereeffektiviteten påvirkes negativt.

Slike forhold er kartlagt ved Svartediket VBA (SVD), der man har kartlagt hvordan barriere-effektivitetene (log-reduksjonene) av tilsatte (spikede) og naturlige mikroorganismer påvirkes av driftsforholdene. Forsøkene ved SVD VBA viser at driftsmessig stress i form av sub-optimale koagulantdoser og/eller brå økninger i filtreringshastighet kan påvirke barriereeffektene (log-reduksjonene) i betydelig grad. Under fullskalaforsøk på Svartediket VBA med spikede (tilført) MS2-virus og enterokokker ble det oppnådd log-reduksjoner på minst 4.6 for enterokokker og 3.2 for naturlig forekommende koliforme bakterier. Log-reduksjonen for infeksjøs MS2 (PFU) var minst 2.1, mens midlere log-reduksjon av total MS2 (qPCR) var 2.4 under forsøk med optimale forhold, og 1.8 ved stressede forhold med betydelig redusert koagulantdose. Reduksjonen av enterokokker og infeksjøs MS2 var mindre påvirket av driftsforhold enn total MS2, som ble betydelig endret ved brå endringer i filtreringshastighet, spesielt under suboptimal koagulantdosering. Resultatene viser også at kontaktfiltreringsprosessen er robust mot kortsiktige, suboptimale forhold, sannsynligvis på grunn av avsatte Fe-hydroksider i filtersengen som kan fortsette å adsorbere mikroorganismer over tid. Resultatene fra Svartediket viste også hvordan driftsparametere som partikkeltelling og UV-absorbans tidlig kan indikere redusert vannkvalitet under stressede driftsforhold.

11.6. Returvann

Mange koaguleringsanlegg har returstrømmer til innløpet, normalt i form av filtermodningsvann og dekanteringsvann fra slamfortykkingen. Som beskrevet fra langtidsforsøkene ved Kattås Pilot synes tilførsel av returvann (5 %) her ikke å gi umiddelbare negative kvalitetsmessige effekter på filterutløpsvannet. Dersom returvannskvaliteten er dårligere enn råvannskvaliteten, kan imidlertid en returstrøm i slike tilfeller medføre stoffakkumulering og forringelse av vannkvaliteten over tid. For å unngå dette, bør kvaliteten på det vannet som returneres være minst like god som råvannet.

Tabellene nedenfor angir kvalitetsforholdet mellom ulike returstrømmer (filtermodningsvann, dekanteringsvann, rejekt) og råvann. Tallene viser middelverdier (AVG) og maksimalverdier (MAX) basert på sesongprøvene fra koaguleringsanleggene. For middelverdiene synes det å være små kvalitetsmessige utfordringer knyttet til stoffakkumulering over tid ved retur av modningsvann. Maksimalverdiene av turbiditet og bakterieinnhold målt med ddPCR er noe høyere i modningsvann enn i råvann, for de øvrige parameterne er også maksimalverdiene lavere i modningsvannet.

For dekanteringsvann er både middelverdiene og maksimalverdiene høyere enn i råvannet for alle nevnte parametere, med unntak av farge. Følgelig kan det være aktuelt å vurdere en kvalitetsforbedring, eksempelvis i form av en mer effektiv slamkondisjonering/slamfortykking og/eller en separat behandling av dekanteringsvannet.

Rejektvannet fra slamsentrifugeringen har som vist vesentlig dårligere kvalitet enn råvannet, og bør ikke være aktuell som returstrøm.

AVG	Farge	Turb	ATP Cell	TCC	ICC	ddPCR-Bact
Modningsvann/Råvann	0.25	1.2	0.1	0.49	0.42	0.68
Dekantat/Råvann	0.21	28	1.7	3.2	3.9	9.5
Rejektvann/Råvann	1.3	59	113	115	148	214

MAX	Farge	Turb	ATP Cell	TCC	ICC	ddPCR-Bact
Modningsvann/Råvann	0.31	2.4	0.2	0.82	0.70	1.6
Dekantat/Råvann	0.39	34	1.8	4.6	6.9	23.7

For anlegg som returnerer en blanding av filtermodningsvann og dekanteringsvann fra slamfortykkingen kan en enkel massebalanse basert på mikrobiologiske parametere (e.g. ATP eller TCC) være til hjelp for å avklare egnet blandingsforhold mellom disse returstrømmene.

For å ivareta kravet om at returvann skal ha minst like god kvalitet som råvannet, kan det eksempelvis vise seg at modningsvannet kan returneres, men ikke alt dekanteringsvannet. Alternativt kan man gå for kvalitetsforbedring/ supplerende behandling av returstrømmene, eksempelvis i form av forbedret slamkondisjonering og slamfortykking, egen behandling av dekanteringsvann (e.g. ved ultrafiltrering eller tilsvarende).

11.7. Sammensetning og endringer i bakteriesamfunnet

DNA-sekvenseringen viste at alle vannbehandlingsanleggene har et rikt og mangfoldig bakterie-samfunn, noe som kan motvirke oppvekst av opportunistiske bakterier (som mange patogener). Sammensetningen av dominerende bakterier var relativt lik og stabil i alle koaguleringsanleggene inkludert Espeland vannverk (alkalisk filtrering uten koagulering), men det var forskjell på de ulike bakteriene i samfunnet mtp. hvordan de påvirkes av koaguleringsprosessen. Noen prøver fra slam og returstrømmer viste betydelig endring i bakteriesammensetningen, med dominans av enkelte bakterier som dermed fjernes med slamfraksjonene, men ingen betenkelige slekter som kan ha betydning for bruk av vannverksslammet ble identifisert. I ozon-biofilteranlegget hos IVAR var bakteriesamfunnet i vannet ut fra biofilteret veldig ulikt bakteriesammensetningen i råvannet, som er naturlig siden dette vannet har gått gjennom en desinfeksjonsprosess (ozon) og etterfølgende biofiltrering. I tillegg ser det ut til at både type vannbehandling og råvannskilde har betydning for forskjeller i bakteriesammensetning mellom vannverkene.

Metodeetableringen og sekvenseringsanalysene som ble gjennomført i BARRINOR og SLAMINOR har bidratt til å utvide kunnskapsgrunnlaget på et felt som er lite undersøkt i Norge. Sekvensering er ikke en aktuell metode for daglig prosessovervåking grunnet kostnadsnivå, analysetid og behov for dedikerte ressurser for tolkning av data. Metoden har nytteverdi for å undersøke normal-tilstanden av bakterier i vannet, for å optimalisere prosesser, og kan gi mye informasjon om hva som skjer med bakteriesamfunnet ved endringer eller utfordringer i f.eks. vannbehandling. Metodene og kunnskapsgrunnlaget som har kommet ut fra BARRINOR og SLAMINOR har også blitt benyttet videre i flere prosjekter i samarbeid med norske kommuner («OPTIFILMS», «Ny kunnskap om mikrobiologisk vannkvalitet i vandistribusjonssystem med bergsprengte drikkevannsmagasiner» og «Drikkevannets mikrobiom»), og har gitt ny og nyttig informasjon om bakteriesamfunnets betydning for filterfunksjonen i OBF-anlegg, i bergsprengte høydebas-seng, og i distribusjonssystemet for drikkevann. Kunnskapen som er generert fra alle prosjektene viser også at bakteriesamfunnet har betydning for den mikrobielle stabiliteten gjennom vannbehandling og distribusjon, og at det vil være gunstig å ha et rikt sammensatt bakteriesamfunn som holder seg mest mulig stabilt over tid.

11.8. Slammengde og slamkvalitet

Slammengder. Slammengder fra koaguleringsanlegg kan estimeres fra modeller:

$$SP \text{ (mg STS/L)} = STS_{\text{Råvann}} + SP_{\text{Koagulering}} + STS_{\text{Korrosjonskontroll}}$$

der

- SP = Total SlamProduksjon (mg STS/L)
- $STS_{\text{Råvann}}$ = Slaminholdet i råvannet (mg STS/L)
- $SP_{\text{Koagulering}}$ = Slamproduksjonen fra koaguleringstrinnet (mg STS/L)
- $STS_{\text{Korrosjonskontroll}}$ = Slamproduksjonen fra korrosjonskontrollen (mg STS/L)

For norske vannverk med inntak dypt i innsjøkilder, er bidraget fra råvannet ofte så lite (< 1 mg STS/L) at det kan neglisjeres.

Slamproduksjonen fra koaguleringen er det dominerende bidraget, og størrelsen og sammensetningen av denne avhenger primært av anvendt type og dose av koaguleringsmiddel. Slammene består da i hovedsak av utfelte metallforbindelser (e.g. aluminium- eller jernhydroksider) samt stoffer som adsorberes til slike metallhydroksider (NOM, mikroorganismer, metaller, kolloider, etc).

Basert på en lang rekke pilot- og fullskalaforsøk lanserte Eikebrokk⁸⁰⁾ følgende empiriske modeller for slamproduksjon ved koagulering av NOM-holdig råvann med aluminium eller jern:

$$SP_{Al} = 4.2 \cdot D_{Al}$$

$$SP_{Fe} = 2.5 \cdot D_{Fe}$$

der SP_{Al} og SP_{Fe} angir slamproduksjonen fra koagulering med henholdsvis aluminiumsulfat, og jernkloridsulfat.

Kvalitet på fortykket slam. Tabellen nedenfor viser middelverdier for elementinnhold i fortykket slam basert på sesongprøvene fra koaguleringsanlegg. De to nederste linjene viser middelverdiene for henholdsvis anlegg med Al-basert koagulering og to-media filtrering, og anlegg med Fe-basert koagulering og tre-media filtrering.

Tallene gjenspeiler utfellingen av henholdsvis Al- og Fe-hydroksider, og viser også effektene av utspylt støv fra det alkaliske filterlaget i de Fe-baserte koaguleringsanlegg. Spyleslam som genereres i de første filtersykluser etter påfylling av ny alkalisk filtermasse i slike anlegg vil ha betydelig høyere tørrstoffinnhold og Ca-innhold, jfr. tidligere presenterte resultater fra Kattås Pilot.

Fortykket Slam	Al	Fe	Ca	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
	mg/kg TS										
SVD	6034	195528	56027	616	11	3,0	25	202	0,95	0,20	19
VAL	4297	232279	40445	807	10	7,5	20	181	0,49	0,09	3
NYOS	173605	4712	8111	419	9	9	17	150	0,3	3,31	4,5
VAN	129161	20096	6726	599	28	27	47	76	0,2	0,07	11,4
AUR	142829	6740	4299	612	5	3	13	47	0,1	0,14	4,6
AVG-Alle	91185	91871	23121	611	13	10	24	131	0,4	0,76	8,6
StDev-Alle	71697	100454	21125	123	8	9	12	60	0,3	1,27	6,0
Min-Alle	4297	4712	4299	419	5	3	13	47	0,1	0,07	3,5
Max-Alle	173605	232279	56027	807	28	27	47	202	1,0	3,31	19,2
N-Alle	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
AVG-Alle-Al	148531	10516	6378	543	14	13	26	91	0,2	1,17	6,8
AVG-Alle-Fe	5165	213904	48236	711	10	5	22	191	0,7	0,14	11,4

⁸⁰⁾ Eikebrokk, B. (2012). Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. Norsk Vann-rapport 188-2012. ISBN 978-82-414-0330-9; ISSN 1504-9884 (trykket utgave); ISSN 1890-8802 (elektronisk utgave).

Kvalitet på avvannet slam. Tabellen nedenfor viser middelverdier for elementinnhold i avvannet (sentrifugert) slam, basert på sesongprøvene. Gjødelsvareforskriftens krav til elementinnhold er angitt nederst i tabellen. Det er kun anlegg med Al-basert koagulering som har slamavvanning.

Avvannet Slam	Al	Fe	Ca	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
	mg/kg TS										
NYOS	182184	4911	6730	456	9	9	17	155	0,3	0,3	5
VAN	125710	19939	4796	610	31	26	42	70	0,2	0,1	11
AUR	155143	7237	3250	647	7	4	13	49	0,1	0,1	5
KIS	197083	6615	6927	117	18	11	29	107	0,3	0,1	18
AVG-Alle	165030	9675	5426	458	16	13	25	95	0,2	0,2	10
StDev-Alle	31440	6913	1740	242	11	10	13	46	0,1	0,1	6
Min-Alle	125710	4911	3250	117	7	4	13	49	0,1	0,1	5
Max-Alle	197083	19939	6927	647	31	26	42	155	0,3	0,3	18
N-Alle	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Gjødelsvareforskriften Kl 0					50	20	50	150	0,4	0,2	40
Gjødelsvareforskriften Kl I					60	30	150	400	0,8	0,6	60
Gjødelsvareforskriften Kl II					100	50	650	800	2	3	80
Gjødelsvareforskriften Kl III					150	80	1000	1500	5	5	200

Tørrestoffinnhold, gløderest og innhold av mikroorganismer (ATP, TCC, ICC og ddPCR-Micro) fremgår av tabellen under.

Vannverk	Tørrestoff %	Gløderest %	ATP-Tot µg/kg TS	TCC mill/mL	HNA (TCC) mill/mL	ICC mill/mL	HNA (ICC) mill/mL	ddPCR mill/mL
NYOS	17,2±0,6	44±2	114±77	297±138	142±65	43±28	29±24	168±148
VAN	21,0±0,6	50±1	87±37	588±316	279±158	56±56	27±27	91±92
AUR	17,2±1,5	39±1	23±18	443±372	230±179	30±30	19±21	622±330
KIS	11,3±0,9	50±2	142±88					200±121
AVG-Alle	16,7	46	92	442	217	43	25	270
StDev-Alle	4,0	5	51	145	70	13	5	239
Min-Alle	11,3	39	23	297	142	30	19	91
Max-Alle	21,0	50	142	588	279	56	29	622
N-Alle	4	4	4	3	3	3	3	4

11.9. Bruksområder for slam fra koaguleringsanlegg

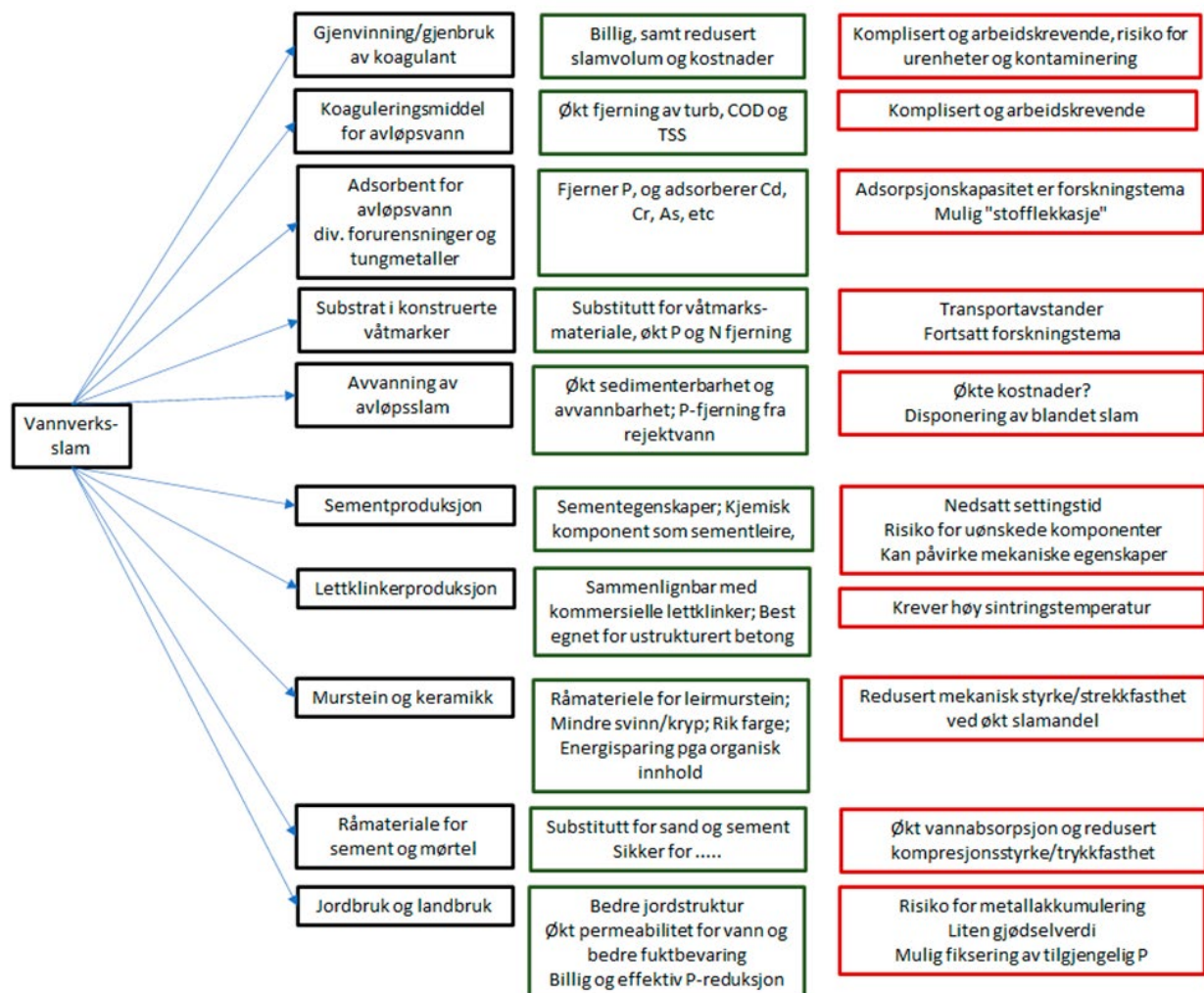
Vannverksslam har tradisjonelt vært betraktet som et avfall og ikke en ressurs. Dette synes nå å være i ferd med å endre seg.

I dag synes det å være et eksisterende marked for Fe-generert vannverksslam til bruk i biogassproduksjon både innen landbruket (gjødelsebehandling) og på husholdningsavfall. Dette til erstatning for kommersielle Fe-produkter som i dag anvendes i betydelig grad. Dette for å hindre uønsket dannelse av sulfidgass, primært ved at jernet bidrar til å binde sulfid og felle ut jernsulfid.

Det er også interessante aktiviteter for foredling og bruk av vannverksslam på jordbruksområder, grøntarealer, etc. I Nederland har selskapet AquaMinerals skapt lønnsom forretning via bruk/foredling av vannverksslam til ulike gjenvinningsprodukter.

I Norge har firmaet Grønn Vekst etablert mottaksløsninger for vannverksslam, og Norsk Leca vurderer mulig bruk av vannverksslam som råstoff i produksjonen av eksisterende og nye, innovative Filtralite-produkter.

Figuren under angir en lang rekke andre mulige bruksområder for vannverksslam.



TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2024	288	Veiledning for dimensjonering av mindre avløpsanlegg
	287	Veiledning for design og drift av nanofilteranlegg
	286	Veiledning i bruk av infiltrasjon i vannforsyning
	285	Kartlegging og inndeling av sprinkleranlegg i farekategorier
	284	Mikroforurensninger i avløpsvann – resultater fra innløp- og utløpsvann fra 19 norske avløpsrenseanlegg
2023	283	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – resultater fra undersøkelsen i 2022/2023
	282	Taknedløp fra kompakte tak – mulighet for utkast til terreng
	281	Mulige organisasjonsformer for den kommunale vann- og avløpssektoren
	280	Fremtidens vann- og avløpssystem
	278	LOSINOR – Lukt- og smaksproblemer i norsk drikkevann
	C16	Stikkledninger i varerør
	277	Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam
	276	Lange pumpeledninger for avløp på land og i sjø
2022	275	Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann
	274	Korrosjonsbeskyttelse – erfaring og ny kunnskap
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger
	271	Åpen fordryning – Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm
	C15	Digitalisering av VA-sektoren i Norge – status, utfordringer og behov
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett – prosedyrer og anbefalinger
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasin
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge
	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpsområdet
2021	266	Vannbransjens erfaringer med kommune-sammenslåinger
	265	MEMINOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett – beste praksis
	B27	Forurensning i overvann fra urbane flater – vannmiljø og rensetiltak
	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning
	261	Omflyttingsmasser
	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen
	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021–2040
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen – status og prognoser 2020–2050
2020	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	255	Bærekraftig fremmedvannandel – Modell for vurdering av riktig nivå
	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder
	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning
	B25	Forprosjekt – Digital Vannstatistikk
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord
	252	Kummer – Klassifisering og tilstandsvurdering
2019	B24	Primærrens – Status og renseeffekter 10 år etter
	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett
	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder
	249	Veiledning i nød vannforsyning
	B23	Evaluerer av Norsk Vanns prosjektsystem
2018	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge
	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetaksplan for drikkevann
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter
	236	Akseptkriterier – Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon
	235	Dataflyt
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?
2017	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region
	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	229	Sikring av vannforsyning mot tilskete uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av foreureningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
	225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk
	224	Eierskap til stikkledninger
	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016–2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
2016	221	Smart ledningsfornyelse – bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk
	220	Kritiske ledninger for vann og avløp – klassifisering og tiltaksvurdering
	219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen
	218	Vann til brannsløkking og sprinkleranlegg
	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov
	215	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere
	214	Forslag til ny sektorlov for vann og avløp
	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
2015	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
2014	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevann
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveger i bebygde områder
	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanser
	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline
	201	Anskaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
2013	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportssystemer
	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
2012	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
2011	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
2010	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
	175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger
	174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt
	B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
2009	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
	B12	Drikkevann i media
	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
2008	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no