

Norsk Vann

Rapport

230 | 2018



NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann



Vann- og avløpsetaten



Norsk Vann

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@norsk vann.no
www.norsk vann.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

NOMiNOR-prosjektet har predikert fremtidig fargetallsøkning i 10 nordiske og skotske vannverk ved bruk av ulike typer modellverktøy. Egenskapene til det naturlige organiske materialet (NOM) er analysert og karakterisert med en rekke ulike analysemetoder, både enkle metoder og svært avanserte metoder. Prosjektet har fokusert på å teste ut analytiske verktøy som enklere kan gi en karakterisering av NOM, og som samtidig gir god informasjon om vannets behandlingsbarhet. NOM-egenskaper vil i stor grad være bestemmende for vannets behandlingsbarhet, for optimale driftsforhold/prosessbetingelser, og for prosesser i ledningsnettet, herunder gjenvekst, korrosjon, biofilm-/beleggdannelse, mm. Det er derfor svært viktig at man kan kontrollere NOM-innholdet på et akseptabelt nivå ved bruk av adekvate, godt designede og veldrevne vannbehandlingsanlegg. Metodene for NOM-karakterisering som er anvendt i NOMiNOR anses som gode diagnoseverktøy i en slik sammenheng. Med basis i analysedata for de uttatte vannprøver og en sammenligning/benchmarking av vannverkene, er det foretatt vurderinger og anbefalinger av vannbehandling, driftsforhold og optimaliseringsbehov for hvert enkelt anlegg

Norsk Vann BA

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

Rapportens tittel

NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann

Forfattere

Bjørnar Eikebrokk, Ståle Leif Haaland,
Kolbjørn Zahlén og Rolf D. Vogt

Rapportnummer: 230/2018

ISBN 978-82-414-0405-4

ISSN 1890-8802

Rapporten utgis kun elektronisk

Emneord, norsk

Naturlig Organisk Materiale (NOM); NOM-økning; Prediksjon av NOM-trender; NOM karakterisering; NOM fjerning; Koagulering; Bechmarking; Optimalisering

Emneord, engelsk

Natural Organic Matter (NOM); Temporal increase in NOM; Prediction of NOM trends; NOM characterization; NOM removal; Benchmarking; Treatment performance assessment; Treatment optimisation

Forord



Dette er et sammendrag av den engelskspråklige rapporten fra NOMiNOR-prosjektet (Norsk Vann rapport 231/2018, «NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region»), og det henvises til denne for mer utdypende beskrivelser av prosjektopplegg, analyser og resultater.

Prosjektet NOMiNOR (Naturlig Organisk Materiale (NOM) i Nordiske Drikkevann) ble finansiert av Norsk Vann BA og Svenskt Vatten, samt av ti deltagende vannverk fra Finland, Sverige, Skottland og Norge:

- Pitkäkoski (HSY, Helsinki, Finland)
- Ringsjön (Sydvatten), Kärreberg (VIVAB) og Görväl (Norrvatten) i Sverige
- Burncrooks, Port Charlotte og Bracadale (Scottish Water, SW) i Skottland
- Jordalsvatnet (Bergen), Langevatn pilot (IVAR) og Nedre Romerike i Norge

NOMiNOR-prosjektet har involvert følgende forskningspartnere:

- Aalto University, Finland
- SLU og Lund University, Sverige
- Cranfield University, England
- SINTEF, NMBU og UiO, Norge

Prosjektperioden var årene 2014-2017, og den økonomiske rammen var nær 7.5 mill. NOK.

I dette beløpet inngikk også finansiering av en post-doc stilling (UiO/NMBU). Bildet nedenfor er tatt under et prosjektmøte ved Görvälverket, Norrvatten i April 2017, og viser en stor del av NOMiNOR-teamet



NOMiNOR-teamet samlet på Görvälverket, Norrvatten, Sverige, April 2017.

Oppsummering av resultatene finner du i kapittel 4, «Konklusjoner og anbefalinger».

Det rettes en stor takk til alle involverte i prosjektet.

Kjetil Furuberg
Prosjektleder
Norsk Vann

Bjørnar Eikebrokk
Prosjektleder
SINTEF

Innhold

1. Bakgrunn og mål med NOMiNOR	6	3.3. Benchmarking: Råvann og vannbehandling	39
2. Prosjektopplegg og gjennomføring	7	3.3.1. Råvannskvalitet	39
2.1. Vannprøver og analyser	7	3.3.2. Råvann, rentvann og behandlingsbarhet	40
2.1.1. Enkel NOM-karakterisering	7	3.3.3. Fjerning av DOC og NOM-fraksjoner	43
2.1.2. Avansert NOM-karakterisering	9	3.3.4. Fjerning av mikroorganismer (ATP)	46
2.2. Analyse av nedbørfelt, vannkilde og fremtidig råvannskvalitet	10	3.3.5. Metaller og metallfjerning	46
3. Resultater og diskusjoner	11	3.4. Vurdering av koaguleringsforhold	48
3.1. Vannkilder og Nedbørfelt	11	3.5. Kartlegging av optimaliseringspotensialer	50
3.1.1. Bracadale WTW - BRA og Port Charlotte WTW - PC (begge Scottish Water, UK)	11	3.6. Lekkasje av NOM-fraksjoner til rentvannet	52
3.1.2. Burncrooks WTW - BUR (Scottish Water UK)	13	3.6.1. Koagulering eller nanofiltrering	52
3.1.3. Görvälverket (GÖR), Norrvatten	14	3.7. Avanserte NOM-analyser	54
3.1.4. Langevatn VBA Pilot (IVAR)	15	3.7.1. FT-ICR-MS	54
3.1.5. Jordalsvatnet Vannverk, Bergen - JOR	17	3.7.2. Kloreringsbiprodukter og zetapotensialer	55
3.1.6. Kärreberg WTW, VIVAB - KÄR	19	3.7.3. Fjerning av mikroorganismer	55
3.1.7. Nedre Romerike Vannverk - NRV	20	4. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	58
3.1.8. Pitkäkoski WTW - PIT	22	4.1. Råvannskvalitet og fremtidig NOM-innhold	58
3.1.9. Ringsjöverket (RIN) WTW, Sydvaatten	24	4.2. Vannbehandling, behandlingsbarhet og optimalisering	58
3.2. Vannkvalitet og vannbehandling	26	Tidligere utgitte rapporter	61
3.2.1. Bracadale WTW - BRA	26		
3.2.2. Burncrooks WTW - BUR	27		
3.2.3. Görvälverket (GÖR), Norrvatten	28		
3.2.4. Langevatn VBA Pilot (IVAR)	30		
3.2.5. Jordalsvatnet VBA, Bergen - JOR	31		
3.2.6. Kärreberg WTW, VIVAB - KÄR	32		
3.2.7. Nedre Romerike Vannverk - NRV	33		
3.2.8. Pitkäkoski WTW - PIT	35		
3.2.9. Port Charlotte (PC) WTW, Scottish Water UK	36		
3.2.10. Ringsjöverket (RIN) WTW, Sydvaatten	38		

1. Bakgrunn og mål med NOMiNOR

Vannverk i Finland, Sverige, Skottland og Norge anvender i stor grad overflatevann som råvannskilder for drikkevannsforsyning. Eksempelvis er ca. 85 % av Norges befolkning forsynt med drikkevann fra overflatevannkilder (innsjøer og elver).

En stor del av disse overflatevannkildene, særlig de som befinner seg syd for 62. breddegrad, har observert en betydelig økning av vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM) i de siste tiår. NOM-økningen er tilskrevet drivere som redusert tilførsel av sur nedbør, klimaendringer og økt primærproduksjon/biomasse i utmark/nedbørfelt. Redusert tilførsel av sur nedbør gir lavere ionestyrke i vannet, mindre utvasking av aluminium fra berggrunn og jordsmonn, og derved økt vannløselighet/konsentrasjon av NOM. Klimaendringer, herunder økte nedbørmengder, økt nedbørintensitet og økt temperatur, kan gi et endret avrenningsmønster over året med større avrenning høst og vinter. Dette kan gi økt utvasking av NOM fra organisk avfall (løv og plantester) og fra de øvre, humusrike jordlag. Lengre perioder uten isdekke kan også påvirke lagdeling og sirkulasjonsperioder, og gjøre vannkildene mer eksponert for vindpåvirking (vipping av sprangsjikt) slik at overflatevann bringes ned på større dyp der drikkevannsinntakene er plassert.

Videre vil mengden av organisk avfall/biomassen (dvs. NOM-reservoaret) øke på grunn av økt temperatur og økt CO₂-innhold i atmosfæren, økt akkumulering av nitrogen og redusert beitepress, økt primærproduksjon, lengre vekstsesong, mer skog, økt andel løvskog, høyere tregrense, m.v. Den naturlige nedbrytningen av denne økte biomassen vil gi økt produksjon av NOM, og omsetningen vil skje raskere på grunn av økte temperaturnivåer. Siden disse driverne og kombinasjonen av dem varierer fra sted til sted, vil NOM-innhold, NOM-sammensetning og NOM-egenskaper på mange måter være spesifikk/unike for hver lokalitet/vannkilde.

Det å sikre en effektiv fjerning av NOM også i fremtiden utgjør derfor en av de største utfordringer våre vannbehandlingsanlegg står ovenfor. I likhet med vannkilden er ethvert vannverk unikt, med dets utforming og design, enhetsprosesser og prosess-tog for vannbehandling og desinfeksjon, ledningsnett, drift og operatørstab. Prosessvalg, dimensjonering og drift av vannbehandlingsanlegg er i stor grad bestemt av råvannets NOM-innhold, dets sammensetning/egenskaper og de sesongmessige fluktuasjoner.

En økning i NOM-innhold vil påvirke råvannskvaliteten negativt på en rekke ulike sett, herunder økt farge, UV-absorbans, lukt, smak, økt dannelse av desinfeksjonsbiprodukter, samt økt mobilitet og eksponering for NOM-bårne miljøgifter. Videre vil vannbehandlingen påvirkes negativt, herunder økt kjemikaliebehov (koagulanter og desinfeksjonsmidler), økt produksjon av slam (ofte metallholdig), økt forbruk av filterspylevann, økt gjentetting/fouling av membraner og porer i aktivkullfiltre, økt energiforbruk i

filtreringsprosesser, UV-anlegg og slambehandlingsanlegg, samt redusert behandlingsskapasitet. Følgelig vil en betydelig økning i NOM-konsentrasjon i råvannet ofte kreve optimaliseringstiltak og/eller overgang til mer effektive vannbehandlingsformer eller introduksjon av supplerende vannbehandlingstrinn. Som et resultat av dette vil også kostnadene for vannbehandling øke.

Lavmolekylære NOM-fraksjoner er ofte vanskelige å fjerne i tradisjonelle vannbehandlingsprosesser. Disse NOM-fraksjonene er vanligvis også mer bionedbrytbare. Dette innebærer at økt NOM-innhold i råvannet kan gi økt innhold av bio-omsettbart organisk stoff også i rentvannet, noe som kan gi økt dannelse av belegg og biofilm i ledningsnettet og økt vekst og lengre overlevelse av mikroorganismer og patogener. Videre kan korrosjonen av rørledningsmaterialer og armaturer påvirkes. I tillegg til en betydelig økning av NOM-innholdet (gjærne målt som farge, UV-absorbans, total/løst organisk karbon (TOC/DOC), har man også ved mange vannverk i den nordiske region observert at årstidsvariasjonene blir større og at endringene skjer raskere. Dette innebærer økte utfordringer ikke bare for prosessvalg, design og dimensjonering av vannbehandlingsanlegg, men også for driftskontrollsystemene. Vannkvalitet og hygienisk risiko ute på ledningsnettet vil også kunne påvirkes negativt av en slik NOM-utvikling, eksempelvis i retning av økt gjenvekst av mikroorganismer samt økt beleggdannelse, herunder «bløte» avsetninger som kan huse mikroorganismer og patogener.

NOMiNOR-prosjektets hovedmål var derfor å fremskaffe mer kunnskap/kompetanse om NOM, illustrert via følgende spørsmålstillinger:

- Hvordan vil NOM-innhold og NOM-sammensetning utvikle seg i tiden fremover?
- Hvordan evner ulike vannbehandlingsprosesser å ta hånd om (økt) NOM og ulike NOM-fraksjoner?
- Hvorfor er det så stor forskjell vannverkene i mellom hva gjelder anvendte driftsbetingelser og grad av NOM-fjerning, selv for anlegg med samme type vannbehandling?
- Hva kan vannverk/operatører lære av hverandre ved benchmarking og sammenligning/utveksling av erfaringer om prosessvalg/vannbehandling og drift?
- Hvordan bør vannbehandlingsanlegg drives for optimal NOM-fjerning?
- Hvordan påvirkes prosessene i ledningsnettet av NOM-egenskaper/bionedbrytbarhet og desinfeksjonsrutiner?
- Kan man - via enkle og/eller avanserte analysemetoder - gi vannverkene bedre verktøy for prosessvurderinger og optimaliseringstiltak?
- Hvordan kan/bør vannverkene tilpasse seg en fremtidig utvikling i mengde, sammensetning og fluktuasjoner i NOM - og fortsatt ivareta målet om en sikker, bærekraftig og klimarobust vannforsyning?

2. Prosjektopplegg og gjennomføring

NOMiNOR-prosjektet ble organisert i 6 arbeidspakker (WPs) som følger:

- WP1 Vannprøvetaking og NOM-analyser
- WP2 Analyse av nedbørfelt og vannkjemi
- WP3 Resultatbearbeidelse, vurderinger/analyser med rapportering til hvert vannverk
- WP4 NOMiNOR-workshops
- WP5 Sluttrapport med konklusjoner og anbefalinger
- WP 6 Prosjektledelse

2.1. Vannprøver og analyser

NOMiNOR-prosjektet var basert på analyse av vannprøver innhentet av vannverkene selv og sendt til analyse ved SINTEF, UiO/NMBU og Cranfield University. Det var et hovedpoeng at alle analyser ble gjennomført med de samme analysemetoder/utstyr, på samme måte og av samme personell. Dette fordi man ønsket direkte sammenlignbare resultater vannverkene imellom. Vannverkene tok i tillegg ut vannprøver for parallelle analyser av rutineparametere som pH, turbiditet, farge, TOC, etc. De fremskaffet også historiske data for vannkvalitet/fargetallutvikling samt driftsdata for vannbehandling og desinfeksjon (prosesskjemaer, koaguleringsbetingelser, kjemikaliedoser, belastningsforhold, etc.).

De fire vannprøverundene ble fordelt over året/sesongen (vinter, vår, sommer og høst), og prøver ble tatt fra 4-7 ulike vannprøvepunkter. Disse omfattet følgende: i) ubehandlet råvann, ii) utløpsvann fra 1-3 ulike vannbehandlingstrinn, iii) utløpsvann fra desinfeksjonstrinn/avsluttende vannbehandling, og iv) vann fra 1-2 ulike punkter i distribusjonsnettet.

De innsendte vannprøver ble analysert for et stort antall parametere via flere ulike måter/metoder. Vi har delt disse inn i to nivåer avhengig av kompleksitet og krav til analyseutstyr: i) Enkel NOM-karakterisering, og ii) Avansert NOM-karakterisering.

2.1.1. Enkel NOM-karakterisering

Dette omfatter relativt enkle og relevante analyser som i prinsippet kan anvendes for NOM-karakterisering ved vannverk som har tilgang til et laboratorium med en god TOC-analysator. Resultatene er lett tolkbare og direkte overførbare til praktisk drift. Slike brukerrelevante analysedata er svært nyttige for vurderinger knyttet til blant annet råvanns behandlingsbarhet, effekten av ulike typer vannbehandling og desinfeksjon, driftsforhold, optimaliseringsbehov og potensialer, biostabilitet, gjenvekst og potensial for biofilm/beleggdannelse. Resultatene utgjør en omfattende database som kan anvendes for sammenligninger av vannkvaliteter og anvendte driftsforhold (benchmarking) mellom vannverkene, samt for identifikasjon av mulige sammenhenger mellom analyseparametere.

Disse analysene ble utført av SINTEF Byggforsk, og omfattet følgende parametere:

- Hurtigfraksjonering av NOM
- Bio-omsettbar NOM (kolonnebasert BDOC-analyse)
- Innhold av mikroorganismer, målt som ATP (energibæreren i alle levende celler)

I tillegg ble det analysert for følgende fysiske/kjemiske vannkvalitetsparametere: pH, Farge, UV-abs, Turbiditet, samt totalinnhold av elementer som bl.a. Fe, Mn, Al og Ca.

Metoden for hurtigfraksjonering av NOM (Figur 1) deler vannets DOC-innhold inn i 4 ulike fraksjoner:

- 1 Svært Hydrofob Syre (Very Hydrophobic Acid, VHA),
- 2 Litt hydrofob syre (Slightly Hydrophobic Acid, SHA),
- 3 Ladet Hydrofil substans (Charged hydrophilic substances, CHA),
- 4 Nøytral Hydrofil substans (Neutral Hydrophilic Substances, NEU)

VHA holdes tilbake i den første kolonnen som inneholder sorpsjonsmaterialet/resinet DAX-8). VHA- konsentrasjonen i vannprøven beregnes som forskjellen i DOC mellom innløpsvann og utløpsvann fra kolonne nr. 1. Man anvender ca 0.5 L vannprøve, og pH justeres til 2 (HCl) før innløp til kolonne 1.

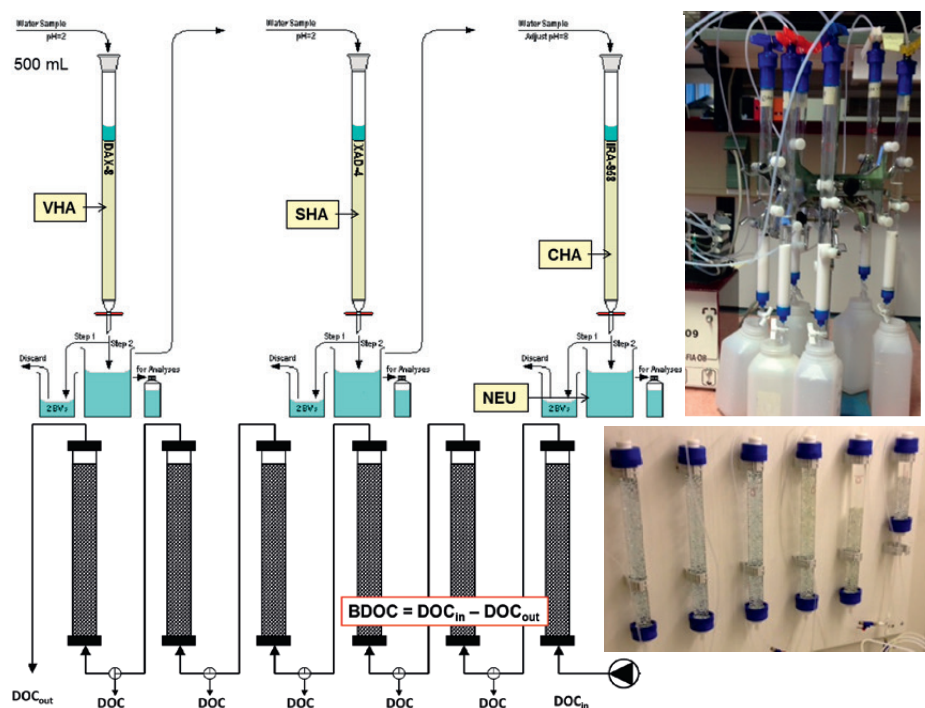
SHA holdes tilbake i den andre kolonnen (som inneholder resinet XAD-4), og SHA- konsentrasjonen beregnes som forskjellen i DOC-innhold mellom innløpsvann og utløpsvann fra kolonne nr. 2.

CHA holdes tilbake i den tredje kolonnen (som inneholder en ionebyttemasse (IRA-948)), og CHA- konsentrasjonen beregnes som forskjellen i DOC mellom innløp til - og utløp fra kolonne nr. 3. Før innløp til kolonne nr. 3 justeres vannets pH til 8.

NEU holdes ikke tilbake i noen av kolonnene, og NEU- konsentrasjonen beregnes som DOC-innholdet i utløpet fra kolonne nr. 3.

Man antar at de hydrofobe, mer aromatiske, fargede og mer høymolekylære VHA og SHA-fraksjonene i stor grad stammer fra nedbrytning av organisk materiale i nedbørfeltet (såkalt alloktont materiale), mens de hydrofile, mer lavmolekylære og mer bionedbrytbare CHA og NEU-fraksjonene i større grad produseres av mikroorganismer, alger, m.v. i vannkilden (autoktont materiale). Det er VHA- og SHA-fraksjonene som i stor grad bidrar til vannets farge og UV-absorbans, samt til dannelsen av kjente desinfeksjonsbiprodukter som trihalometaner (THM) og halogenerte/ klorerte eddiksyre (HA). Ozonering vil normalt splitte/transformere VHA/SHA til mer lavmolekylære og mer hydrofile CHA/NEU-fraksjoner, og derved øke bionedbrytbarheten (BDOC-nivået) i betydelig grad.

En viss andel av NOM/DOC-innholdet vil være biologisk nedbrytbart. I drikkevannskilder er denne andelen normalt liten, ofte < 5 % av DOC. I NOMiNOR er andelen av biodegraderbar DOC (BDOC) målt som forskjellen i DOC-konsentrasjon mellom innløp og utløpsvann fra de seriekoblede miniatyr-biofilterne vist i Figur 1. BDOC-verdien angir derved hvor mye DOC som kan utnyttes av mikroorganismene i dette biofiltersystemet som består av kolonner fylt med glasskuler med biofilmebelegg. BDOC-innholdet er derved et mål på vannets biologiske stabilitet. Normalt måles det lave BDOC-verdier i de fleste upåvirkede råvann, mens BDOC-verdien kan øke signifikant etter en klorerings- eller ozoneringsprosess. Ved å måle DOC i utløpet fra hver BDOC-kolonne, får man også et mål for nedbrytningshastigheten. Pumpekapasiteten kan varieres og tilpasses den aktuelle vannprøven i dette oppsettet, men for typisk



Figur 1. Utstyr/metoder for hurtigfraksjonering av NOM, etter Chow et al., 2004 (øverst) og BDOC-analyse basert på kolonner-i-serie, etter Eikebrokk et al., 2007 (nederst).

nordiske/norske råvannskilder anvendes en pumpekapasitet som gir en oppholdstid (regnet på tom seng) på 90 minutter i hver kolonne, dvs. 9 timers oppholdstid totalt i de 6 kolonnene. Med dette oppsettet vil DOC-kurvene normalt flate ut (dvs ingen videre DOC-nedbrytning) etter å ha passert 3-4 av kolonnene, noe som tas som et tegn på at det totale nedbrytningspotensialet er tatt ut - og at den beregnede BDOC-verdien er representativ.

Det er ikke etablert absolutte/øvre grenseverdier for BDOC for å unngå mikrobiell gjenvekst i rønett/ distribusjonssystemer for drikkevann. Dette vil være avhengig av mange faktorer som blant annet vanntemperatur, oppholdstider, type ledningsmaterialer, tilstand på ledningene, innhold av andre nærings-/sporstoffer, vannhastigheter, korrosjonsforhold, og sist men ikke minst av restklorinnhold. Det er dog gode indikasjoner på at BDOC-innholdet ikke bør overskride et nivå på 0.15-0.25 mg/L under typisk norske forhold med klorfrie ledningsnett. Der man anvender høye doser av klor/kloramin, med restkonsentrasjoner i hele ledningsnettet, vil dette begrense/kontrollere den mikrobielle veksten - selv med høyere BDOC-verdier. Man kan likevel spekulere i hvorvidt man i slike tilfeller kan få uønsket vekst (for eksempel av Legionella) i bygninger/installasjoner med lange ledningsnett/ lange oppholdstider, der innholdet av restklor er brukt opp eller sterkt redusert.

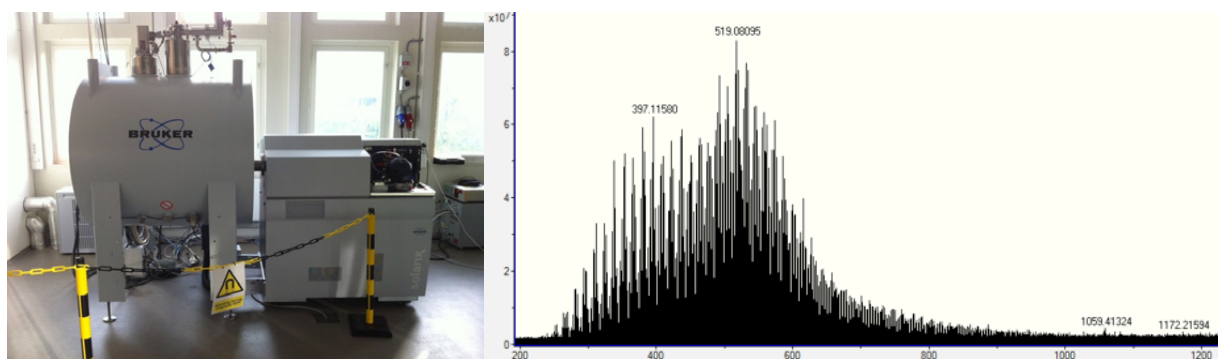
Bestemmelsen av NOM-fraksjoner og BDOC er avhengig av sensitive og nøyaktige TOC/DOC-analyser, siden innholdet av fire ulike NOM-fraksjoner og BDOC blir beregnet ut fra DOC-forskjeller i vann fra kolonneinnløp og -utløp. Mer informasjon om disse metodene kan finnes i dokumentasjonen fra EU-prosjektene TECHNEAU (www.techneau.eu) og TRUST (www.trust-i.net).

Spesifikk UV-absorbans (SUVA) er et mål for innholdet av aromatiske NOM-forbindelser og anvendes som et mål for behandlingsbarhet av NOM ved koaguleringsbasert vannbehandling. SUVA (L/mg m) bestemmes som forholdet mellom UV-absorbans (1/m) ved 254 nm og DOC-innhold (mg/L) i en vannprøve.

2.1.2. Avansert NOM-karakterisering

De avanserte analysene var primært motivert av ønsket om mer dyptgående studier og økt forståelse av NOM-sammensetning og egenskaper, samt hvilke NOM-substanser som fjernes/ikke fjernes ved ulike vannbehandlings- og driftsformer. Disse analysene ble utført av SINTEF Materialer og Kjemi (MK) og av Cranfield University (UCRAN) på et utvalg av vannprøvene.

SINTEF MKs avanserte massespektroskopi-baserte NOM-analyser med Fourier-Transformation-Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry (FT-ICR-MS) gir en ultrahøy oppløsning med svært nøyaktig informasjon om NOM-molekylenes masse (massenøyaktighet < 0.2 ppm). Dette gjør at man kan kalkulere bruttoformel og innhold av C, H, O, Cl, N, P i NOM-molekyler og derved bestemme hvilken gruppe av forbindelser disse tilhører. Videre gir metoden data for molekylvekt, molekyl-størrelsesfordeling og antall dobbeltbindinger. Figur 2 viser et bilde av FT-ICR-MS instrumentet, samt et typisk massespektrogram (200-1200 Da).



Figur 2. Bilde av FT-ICR-MS instrumentet, samt et typisk massespekter fra en NOMiNOR-vannprøve.

Cranfield University utførte følgende avanserte NOM-analyser: i) Konvensjonell NOM-fraksjonering, ii) Måling av Zetapotensial/ladning, iii) Flow Cytometri for måling av totale og intakte bakterieceller (og for kartlegging av oppnådde log-reduksjoner i vannbehandlingen), iv) Fluorescens eksitasjons-emisjons spektra (FEEM) for en ytterligere karakterisering av ulike NOM-fraksjoner, og v) Totale trihalometaner (TTHM) og potensialet for dannelse av slike (TTHMFP).

For analyse av totale trihalometaner (TTHM, $\mu\text{g/L}$) og dannelsespotensialet for slike (TTHMFP, $\mu\text{g/mg DOC}$) ble det anvendt en klordose som var 5 ganger så høy som DOC-konsentrasjonen. Totale THM omfatter her triklorometan, diklorbrommetan, dibromklormetan og tribrommetan. Prøvene ble bufret til pH7 og lagret mørkt i 7 døgn ved 22°C før TTHM-innholdet ble analysert ved bruk av gasskromato-grafi (GC). Det henvises til hovedrapporten for mer utførlige beskrivelser av de anvendte analysemetoder.

2.2. Analyse av nedbørfelt, vannkilde og fremtidig råvannskvalitet

Det ble innhentet et omfattende datamateriale knyttet til karakterisering av nedbørfelt, vurderinger av forhold knyttet til sur nedbør og klimaendringer, herunder temperatur, nedbør og andre klimatiske forhold. Sammen med eksisterende modelleringskompetanse, erfaringer med tilsvarende modellering andre steder, befaringer av nedbørfelt/vannkilder, gjennomgang av historiske dataserier, møter/diskusjoner med vannverkene m.v., utgjorde dette grunnlaget for modellering/prediksjon av fremtidige trender i NOM-konsentrasjoner, NOM-egenskaper og fluktuasjoner i råvannskvalitet ved de deltagende vannverk. For vannverkene er dette selvsagt helt sentral informasjon, og modellene utgjør en form for tidligvarsling som basis for tilpasningstiltak og justering av vannbehandlingen.

3. Resultater og diskusjoner

3.1. Vannkilder og Nedbørfelt

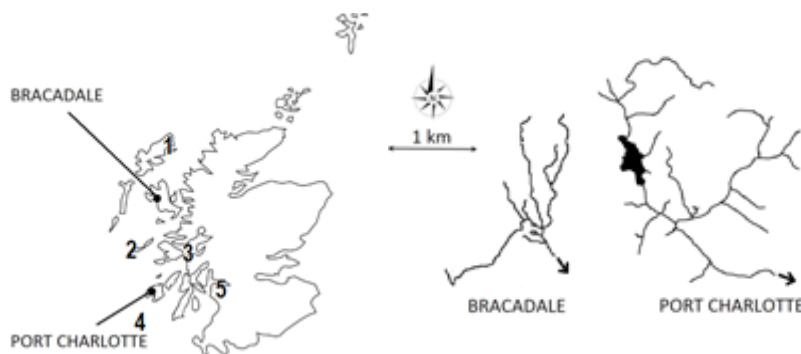
NOMiNOR-vannverkene har til dels meget forskjellige råvannskilder. Alle er overflatevannkilder; enten rennende vann eller innsjøer. Systemene varierer også svært mye i størrelse, fra noen få kvadratkilometer nedbørfelt, til veldig store på 20-40 tusen kvadratkilometers nedbørfelt. Variasjon er også stor for temperatur- og nedbørregimer, men det er også mange likhetstrekk og alle samles under samme Boreale paraply.

Langtidsdataseriene fra vannverkene har vært essensielt for å kunne sette opp gode modeller for NOM. Her har NOMiNOR vært forsiktige mht utvalg av hvilke data som kan benyttes. Det er for eksempel stor forskjell i å benytte seg av dataserier fra en innsjø som tar ut råvann godt under sprangsjiktet, sammenliknet med overflateprøver eller vannprøver fra rennende vann. I tillegg har vi nøye vurdert sirkulasjonsmønstrene til de vannverkene som benytter seg av innsjøer som råvannskilde. Et annet aspekt NOMiNOR har vært opptatt av er kvaliteten på de kjemiske og fysiske vannkvalitetsanalysene. Enkelte ganger har det vært nødvendig å benytte seg av såkalte proxier for NOM, slike som spektrofotometriske undersøkelser eller fargemålinger. Dersom det har vært nødvendig, har vi også måttet ta inn flere variable i modellene, som for eksempel konsentrasjonen av jern. Jern vil kunne bidra til vannets farge og absorpsjon av lys, men bidrar ikke i seg selv til konsentrasjonen av NOM. NOMiNOR har benyttet seg av flere metoder for å modellere NOM og har også sammenliknet ulike NOM-modeller for å se på forskjeller i NOM-prediksjon. Vi har tilstrebet modeller som baserer seg på parametere vi kan forklare ut i fra vår prosessforståelse per dag og har bevisst unngått såkalte «overparameteriserte» modellverktøy som det finnes mange av. Samtlige nedbørfelt har blitt modellert og kalibrert med tilfredsstillende resultat. NOM-prediksjoner har basert seg på stedegne tilpassede nedskalerte klimamodeller, hvorav alle har et utgangspunkt i IPCC sine publiserte scenarier for lufttemperatur og nedbør. NOMiNOR har vært klar over de usikkerhetene som ligger i klimaprediksjoner, som for eksempel forskjeller mellom klimamodeller som benyttes, samt for ulike nedskaleringsprosedyrer. Her kan usikkerheten være stor. Vi har med det også valgt å presentere NOM-prediksjoner kun som gjennomsnittlige estimat. På toppen av dette kommer altså den usikkerheten som ligger i både NOM-modelleringen, men ikke minst, som nevnt; usikkerheten som de ulike klimamodeller (globale og lokale) og -scenarier innehar.

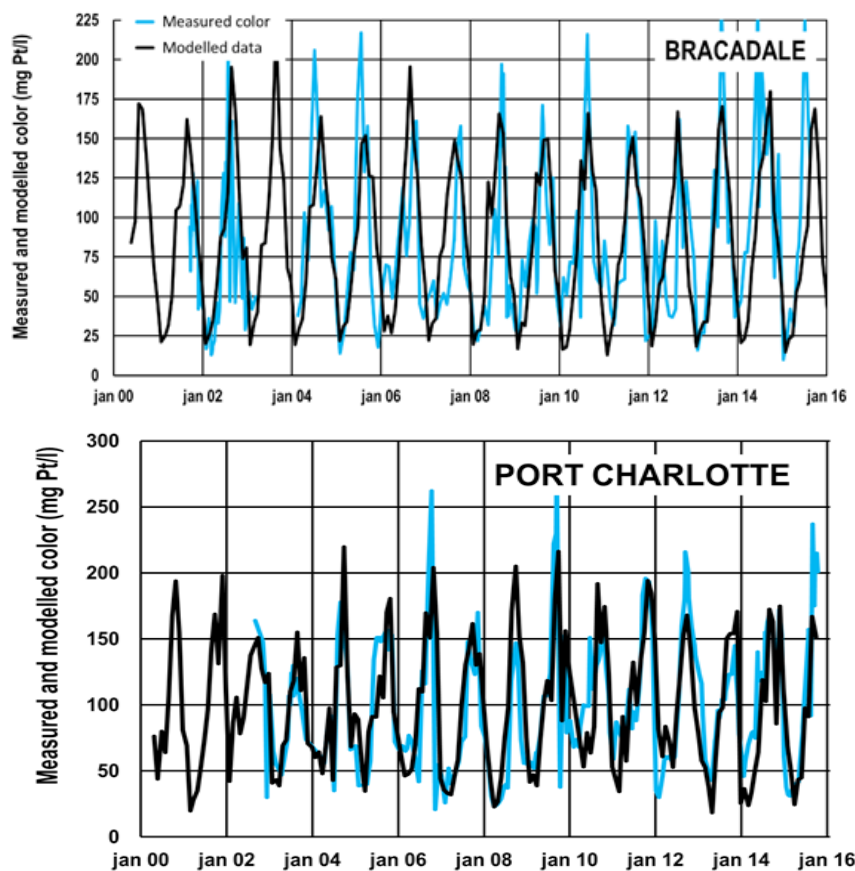
Her presenteres resultatene fra undersøkelsene av nedbørfelt og råvannskilder ved hvert enkelt av de 10 NOMiNOR-vannverkene.

3.1.1. Bracadale WTW - BRA og Port Charlotte WTW - PC (begge Scottish Water, UK)

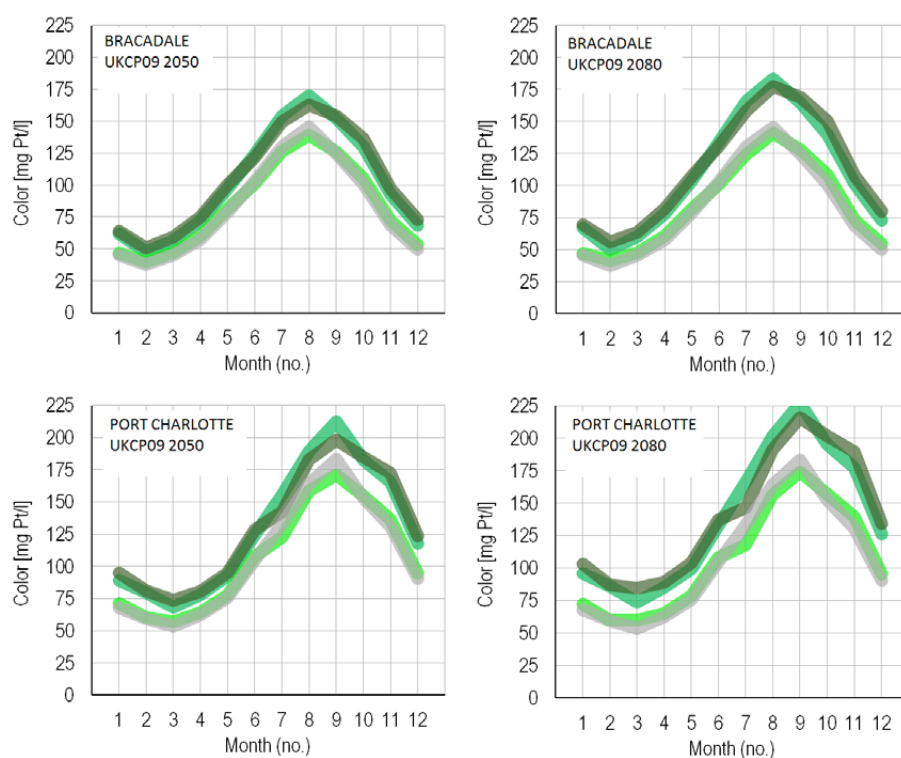
Bracadale WTW og Port Charlotte WTW ligger langt vest i Skottland (Figur 3). Nedbørregimet minner en del om det vi finner på Vestlandet i Norge. Nedbørmengdene er store og ligger på 2000-4000 mm/år. Råvannet er preget av høye fargetall, som ofte ligger i området 150-200 mg Pt/l gjennom vekstsesongen (Figur 4). Disse områdene har mottatt moderate mengder med sur nedbør gjennom de siste tiårene. Lufttemperaturen synker sjelden under frysepunktet. Viktige drivere for NOM ved Bracadale og Port Charlotte er temperatur, samt nedbørmengde og -kvalitet (sjøsalter, noe sulfat). Karbonat fra nedbørfeltet ser også ut til å spille en viktig rolle. Det er en del magnesium og jern i jordsmonnet. Variasjonen av farge i råvannskildene er allikevel ikke dominert av jern, men i stor grad styrt av variasjoner i NOM konsentrasjon. NOMiNOR-modellerte fargetall ved både Bracadale og Port Charlotte ga god prediksjon (Figur 4). Vi benyttet en tidsoppløsning på en måned, da dette er den fineste oppløsningen vi finner i klimascenariene vi har fått fra UKCP09. Input av målte klimadata til modellen har en noe finere oppløsning. Med bakgrunn i ferdig fargemodeller ble en prediksjon av utviklingen fremover modellert (Figur 5).



Figur 3. Nedbørfeltene til Bracadale og Port Charlotte, vest i Skottland. I tillegg er beliggenhet av benyttede meteorologiske stasjoner tegnet inn. UK Met Office har meget gode databaser på historiske klimadata. 1-Stornoway Airport, 2-Tiree, 3-Dunstaffnage, 4-Ballypatrick Forest (Nord Irland), 5-Paisley. Haaland et al. in prep.



Figur 4. NOMiNOR-modellprediksjon (sorte linjer) for råvannsfarge ved Bracadale og Port Charlotte. Blå linjer viser faktiske målinger av farge i råvannkildene (15 år med ukentlige til 14-dagers måleintervaller). Data fra Scottish Water (Haaland et al. in prep.).



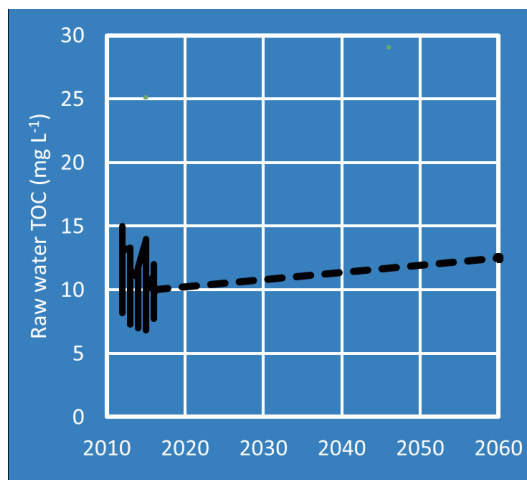
Figur 5. Prediksjon for fargetall ved Bracadale og Port Charlotte. Et moderat UKCP09 scenario har blitt benyttet (<http://www.metoffice.gov.uk/>). Vi har predikert fargetall for både år 2050 (grafene til venstre) og år 2080. De grå linjene representerer dagens tilstand. De mørkegrønne linjene er hva vi forventer dersom klimaprediksjonene for både nedbør og lufttemperatur stemmer. I tillegg har vi lagt inn prediksjoner på fargetall dersom kun nedbøren endres i tråd med klimascenarier (lysegrønne linjer) og det samme for temperatur (mellomgrønne linjer). Tidsoppløsningen er en måned.

3.1.2. Burncrooks WTW – BUR (Scottish Water UK)

Burncrooks WTW er satt sammen av en rekke mindre reservoarer. Nedbørfeltet her en del avgrenset men intensivt skogbruk, men består for det meste av gressdekte arealer. Hovedreservoaret har installert en større pumpe for å bedre vertikal sirkulasjon (ResMix-system). Dette har de gjort for å sikre seg mot anoksiske tilstander med fare for påfølgende utlekking av mangan fra sedimentene. Å være klar over innsjøers vertikale sirkulasjonsmønster er helt vitalt, dersom man skal kunne trekke ut korrekte og brukbare data fra langtidsserier i en modelleringskontekst. Bommer man her, er høyoppløste dataserier lite verdt. NOMiNOR har lagt stor vekt på dette. Bilder av nedbørfeltet er vist i Figur 6. En tilsvarende modelleringsstruktur som for Bracadale WTW og Port Charlotte WTW har også blitt brukt for Burncrooks WTW. Prediksjonen for TOC konsentrasjoner frem mot år 2060 er vist (Figur 7).



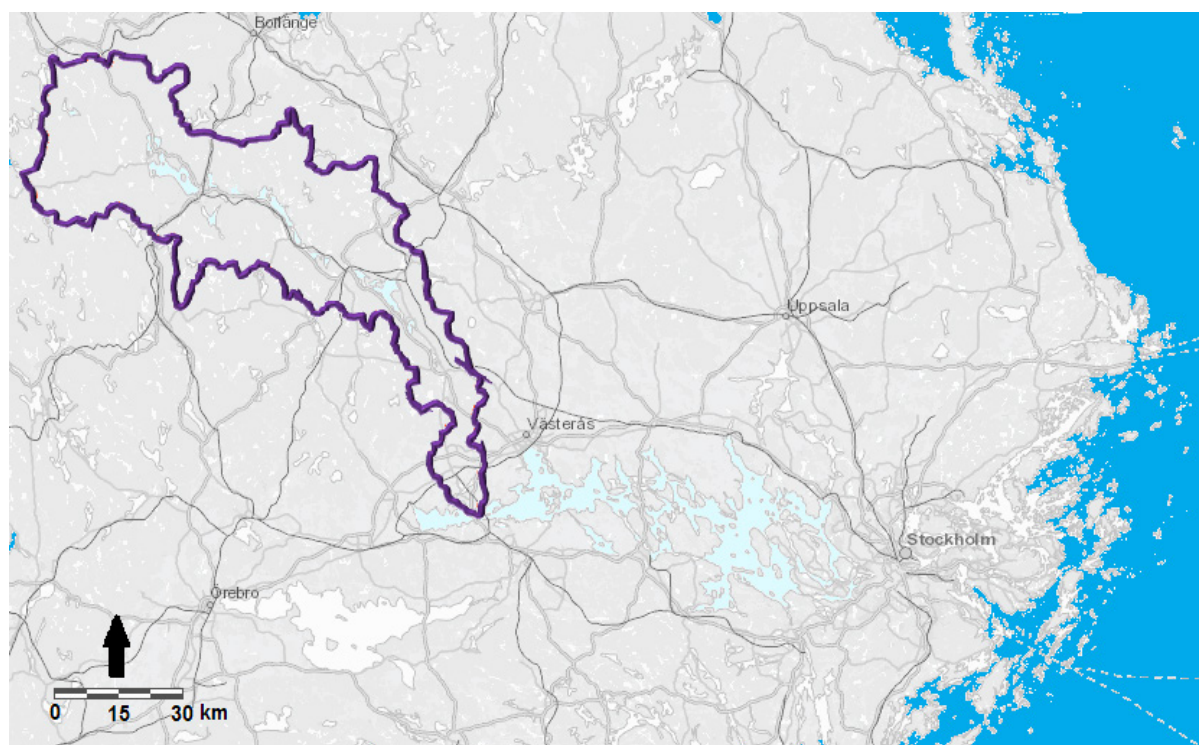
Figur 6. Burncrooks WTW reservoaret i Skottland.



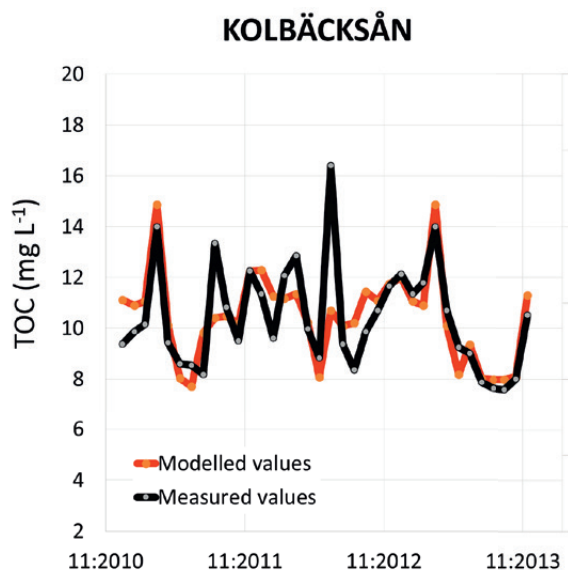
Figur 7. NOM (TOC) prediksjon (stiplet linje) for Burncrooks WTW råvannskilde frem mot år 2060. Et moderat UKCP09 scenario har blitt benyttet (<http://www.metoffice.gov.uk/>). Klimaparametere er driverne.

3.1.3. Görvålverket (GÖR), Norrvatten

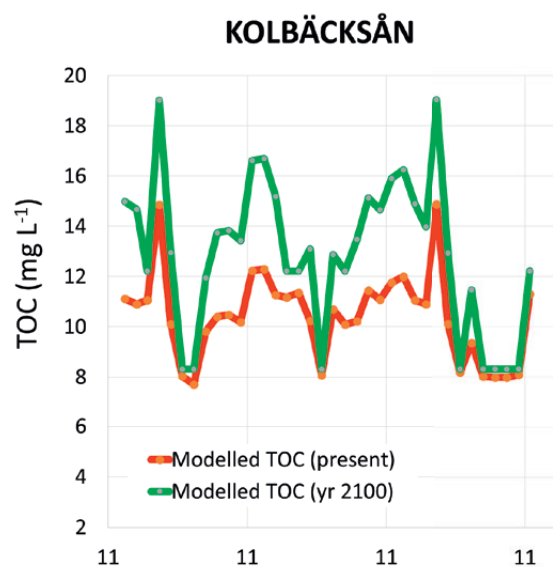
Görvålverket har Mälaren som sin råvannskilde; Sveriges tredje største innsjø. Dette er en komplisert innsjø med flere store tilløpselver, samt flere basseng i selve innsjøen. Det totale nedbørfeltet er på 22650 km². Det lå noe utenfor NOMiNOR sin tidsramme å modellere NOM-konsentrasjonen i hele Mälaren, så en av de største og viktigste sideelvene ble istedenfor forsøkt modellert; Kolbäckån. Denne elven er mer enn 20 mil lang og har et nedbørfelt på over 3000 km². Store elvesystem har ofte større innsjøer i nedbørfeltet, noe som i stor grad kan modifisere variasjonen i elvenes NOM-konsentrasjon. Sirkulasjonsmønstre i innsjøene må tas med i modelleringen av selve elven. I Kolbäckåns sitt nedbørfelt finner vi blant annet innsjøene Väsman, Barken and Åmänningen. Nedbørfeltet er tegnet opp i Figur 8. I NOMiNOR delte vi opp modelleringsprosessen i fire sesonger; sommer og vinter der sjiktning av innsjøene er antatt, samt vår og høst der vi antok en høyere grad av vertikal sirkulasjon i innsjøene. Vannbalansen og avrenningsmønsteret for Kolbäckån var allerede estimert via den hydrologiske modellen HYPE for Sverige; S-HYPE. Denne har slik NOMiNOR oppfatter det en viss tendens til å ikke treffe flomepisoder, men ser ellers ut til å fungere bra og har vært en forutsetning for å modellere vannfluksen gjennom dette relativt kompliserte nedbørfeltet. Det skal nevnes at TOC-variasjonen gjennom året i elven er relativt lav, noe som er en utfordring mht presisjonen til modellen. Med det valgte vi å fokusere på en proxy for TOC som har høyere presisjon mht variasjon; målte spektrofotometriske analyser ($\lambda 420\text{nm}$ (OD_{420})). Sverige har historisk benyttet 420 nm der vi i Norge lenge (et par tiår) har benyttet 410 nm. I dag er 410 nm standard. Viktige drivere for fargeutviklingen i Kolbäckån har vært temperatur, samt nedbørmengde og -kvalitet. I tillegg ser kalking i deler av nedbørfeltet ut til å ha en effekt. En modellkjøring, samt en prediksjon for farge fremover i tid er vist i hhv Figur 9 og 10.



Figur 8. Kolbäckån er en av de viktigste elvene i Mälarens nedbørfelt. Delnedbørfeltet utgjør om lag 14% av det totale nedbørfeltet til Mälaren. Det er omfattende prøvetakingsprogram av vannkvaliteten i området. Store deler er også kalket.



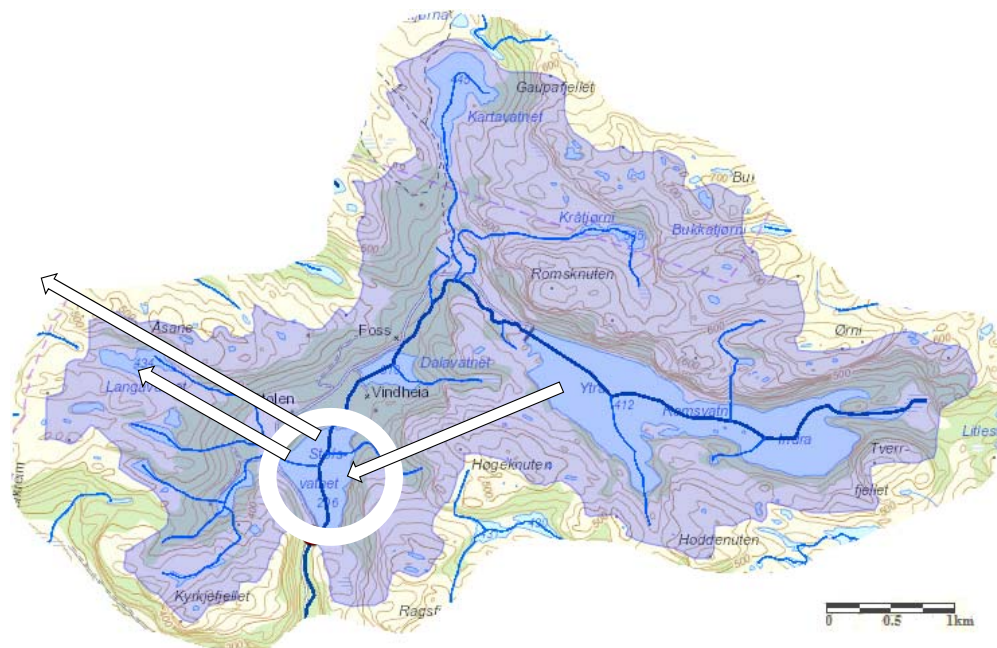
Figur 9. Prediksjon (rød linje) for TOC i Kolbäcksån for årene 2010-2013, helt nederst i elven nær innløpet til Mälaren. I NOMiNOR delte vi i opp modelleringsprosessen i fire sesonger; sommer og vinter der en grad av sjiktning var antatt, samt vår og høst der vi antok en høyere grad av vertikal sirkulasjon i overliggende innsjøer. S-HYPE ble brukt i en nedbør-avrenning kontekst. I modellen er OD420 blitt benyttet som proxy for TOC (mg/L). Merk at variasjoner i TOC-konsentrasjon gjennom året i elven er relativt lav.



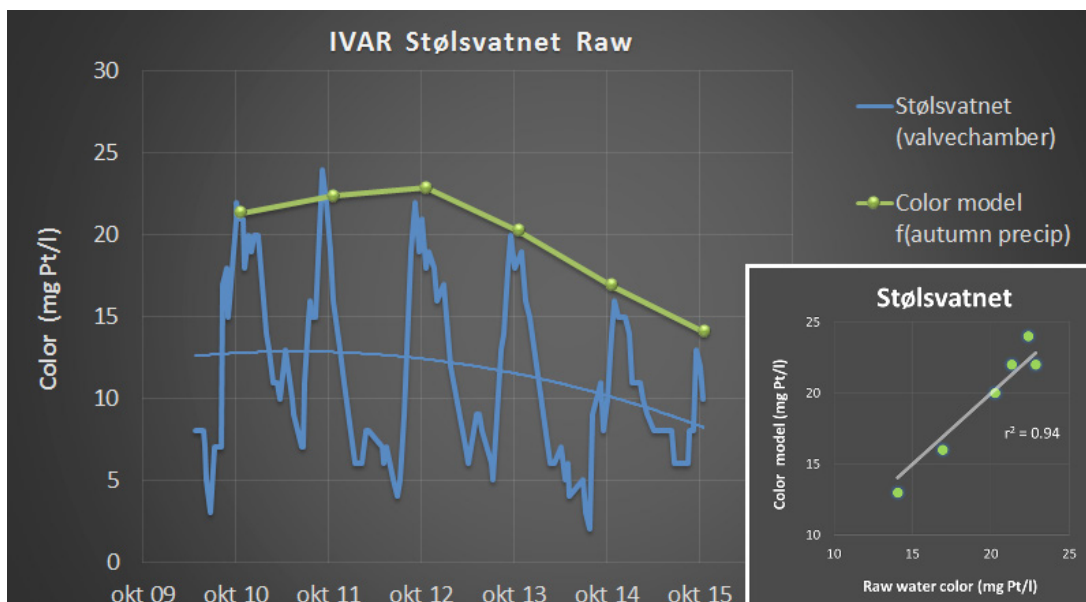
Figur 10. Modellen i NOMiNOR for Kolbäcksån predikerer en økning i TOC-konsentrasjonen med om lag 20 % i år 2100 sammenliknet med dagens nivå, dersom et H/B2 klimascenarie legges til grunn (SMHI/Rosby Centre RCAO). Dette innebærer en økning fra et gjennomsnitt på 10.5 mg TOC L⁻¹ i dag til 12.9 mg TOC L⁻¹ i år 2100. Resultatene er sammenliknbare med resultater fra Naden et al. (2010), som modellerte andre vassdrag innenfor det samme nedbørfeltet. Ved lav vannføring i datasettet for Kolbäcksån finner vi signifikant høyere ledningsevne i elven ved meget lav vannføring, noe som regel også er koblet til lave TOC-konsentrasjoner. Dette forventer vi også skal fortsette fremover. X-aksen viser dato (vist med måned nr 11; november) for år 2010-2013 og for år 2100-2103.

3.1.4. Langevatn VBA Pilot (IVAR)

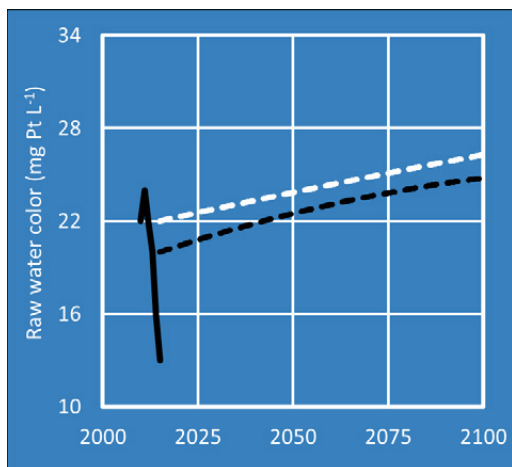
Langevatn pilotanlegg (IVAR) benytter seg av en rekke innsjøer, lokalisert i et typisk heiterreng på Sør-Vestlandet. I NOMiNOR har vi forsøkt å predikere fargetallet i et av de viktigste innsjøene i denne sammenhengen; Stølsvatnet (Figur 11). Stølsvatnet ligger 298 m a.s.l. og har et nedbørfelt på om lag 20 km². Stølsvatnet har relativt mye farge (målt opp til 24 mg Pt L⁻¹). Romsvatn, der det blir pumpet vann fra inn til Stølsvatnet, har derimot vesentlig lavere fargetall (om lag 5 mg Pt L⁻¹). I perioden 2010-2015 har det vært en noenlunde konstant overføring av vann fra Stølsvatnet til Romsvatn. I den samme perioden har fargetallet i tillegg vært til en stor grad vært kontrollert av nedbørmengde og -kvalitet (se Figur 12). Viktige drivere for NOM i Stølsvatnet er temperatur og nedbørmengder. Nedbørkvaliteten endres mye med konsentrasjonen av sjøsalt i området.



Figur 11. Nedbørfeltet til Stølsvatn (lilla farge), generert i NEVINA (NVE). Det er flere overføringer mellom vann i pilotanlegget til IVAR; her vist med piler (ikke faktiske posisjoner).



Figur 12. Modellert maksimum fargetall i Stølsvatnet. Blå linje er målte fargekonsentrasjoner i vannprøver fra ventilkammeret i Stølsvatnet for perioden 2010–2015. Grønne punkter representerer modellens prediksjonsevne ($r^2 = 0.94$). Basert på datasettet fra 2010–2015, er nedbøren som faller i september-oktober en sterk driver for de høyeste konsentrasjonene av NOM som måles i Stølsvatnet om høsten.



Figur 13. NOM-prediksjon (fargetall) for Stølsvatnet. RCP4.5 har blitt benyttet (<http://regclim.met.no/>). Både den sorte og den hvite stiplede linjen representerer RCP4.5, der den sorte linjen tar utgangspunkt i en gjennomsnittlig NOM konsentrasjon over de siste 5 årene, mens den hvite linjen starter ut fra dagens gjennomsnitt på 22 mg Pt L⁻¹.

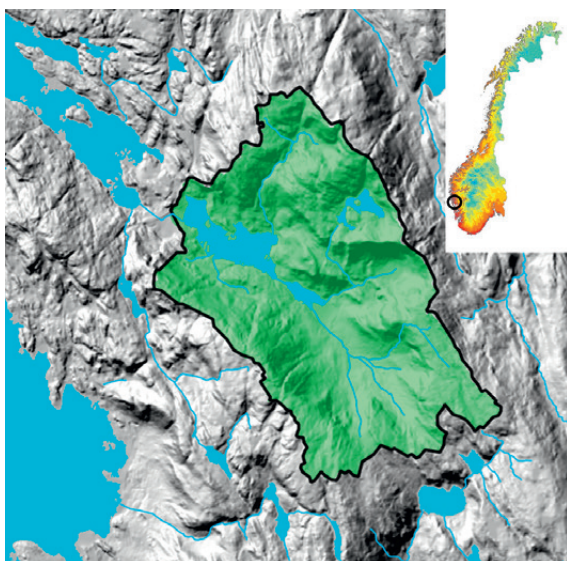
3.1.5. Jordalsvatnet Vannverk, Bergen – JOR

Jordalsvatnet ligger i Bergen (se Figur 14 og Figur 15). Klima er preget av høy årsnedbør på opp mot 3000 mm/år, noe som er 5-6 ganger så mye som for de tørreste nedbørfeltene i NOMiNOR. Reservoaret er ned mot 70 meter dypt og henger sammen med det grunnere Indrevannet (14 meter dypt). Råvannsinntaket ligger på 36-40 meters dybde. Til tross for at inntaket er relativt dypt, er råvannskvaliteten tidvis preget av dårligere kvalitet under vertikal sirkulasjon (vår og høst; Figur 16). Viktige drivere for NOM er temperatur, samt sjøsalter i nedbør. Sur nedbør var tidligere en viktig komponent, i likhet med en rekke andre norske innsjøer på Sør-Østlandet. Mrk: Under intense nedbørepisoder i Jordalsvatnet er graden av fortynning høy mht NOM i avrenning. Dette er fordi store deler nedbørfeltet har tynt jordsmonn.

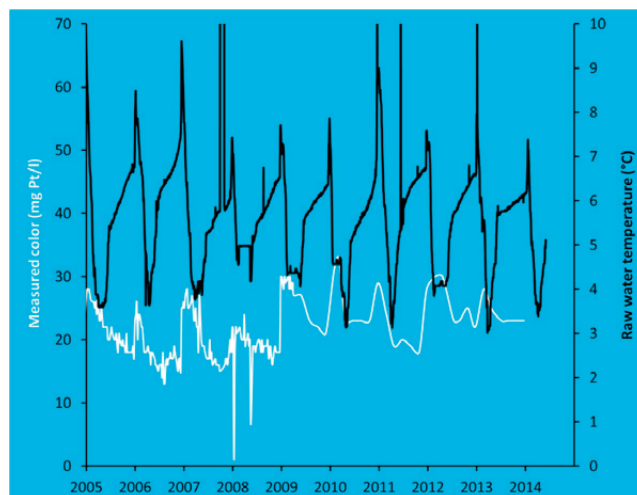
Nedbørfeltet til Jordalsvatnet ble også analysert ved bruk av digitale terreng modeller, der viktige drivere for NOM som temperaturendringer fremover i tid ble fordelt romlig i nedbørfeltet ved bruk av GIS (se eksempel i Figur 17). Prediksjonen av NOM ved Jordalsvatnet ble gjort med bruk av RCP4.5 og RCP8.5, samt en antatt respons på temperatur analogt med det som har blitt funnet for svenske innsjøer (se den internasjonale NOMiNOR-rapporten for mer detaljer; Figur 18).



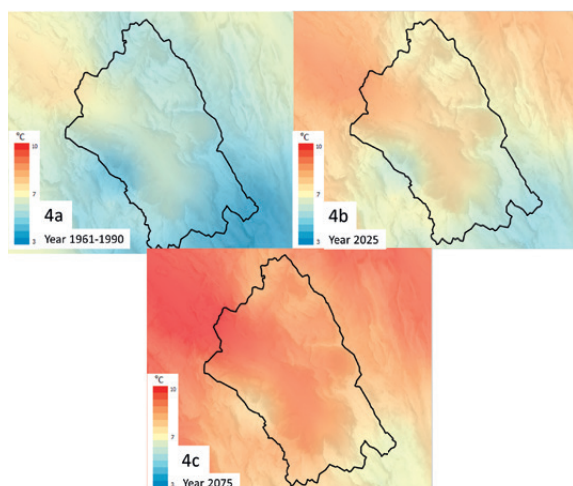
Figur 14. Idylliske Jordalsvatnet i Bergen Foto: Gunnhild Riise.



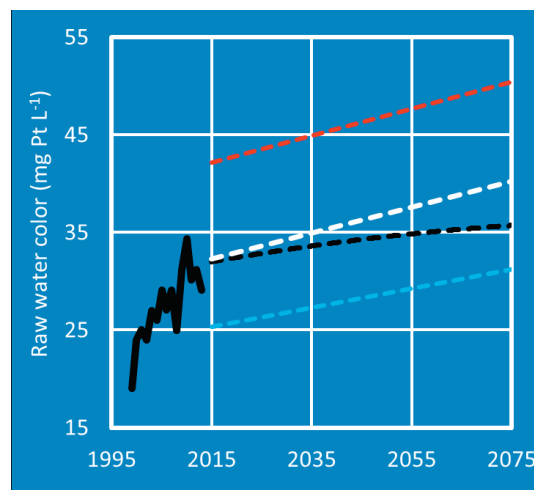
Figur 15. Nedbørfeltet til Jordalsvatnet (Haaland et al. 2015).



Figur 16. Det er viktig å benytte seg av data der vi vet at innsjøen er i vertikal sirkulasjon. Figuren over viser variasjon i råvannsfarge og vanntemperatur. Når Jordalsvatnet sirkulerer om høsten, faller dette ofte sammen med de mest fargede råvannsprøvene.



Figur 17. Temperatur er en viktig driver for NOM i Jordalsvatnet. Her er det vist en nedskalert romlig fordeling av gjennomsnittlig temperatur over året i nedbørfeltet til Jordalsvatnet; for dagens situasjon, samt for år 2025 og år 2075. Se den internasjonale NOMiNOR-rapporten for mer detaljer.



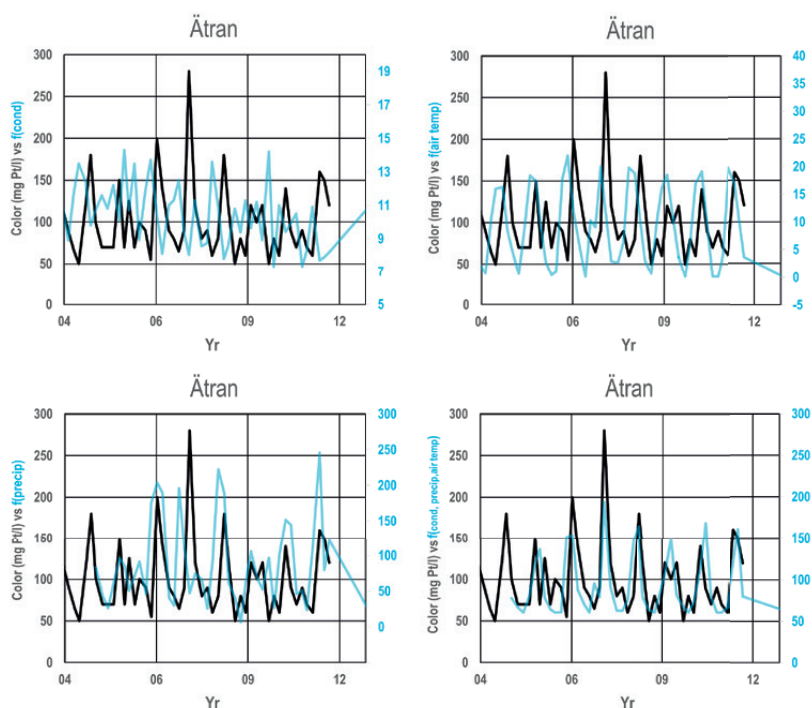
Figur 18. NOM-prediksjon for Jordalsvatnet. Sort stiplet linje er NOM-prediksjon ved bruk av RCP4.5 scenariet (<http://regclim.met.no/>). Hvit stiplet linje er NOM-prediksjon ved bruk av RCP8.5 scenariet, der også maksimum- og minimum lufttemperatur (hhv rød- og blå strek; jf Figur 17) er satt inn i NOM-modellen for Jordalsvatnet. Startpunktet for NOM (år 2015) er her satt til litt over 30 mg Pt/liter, som er en gjennomsnittlig verdi basert på målinger over de siste få år.



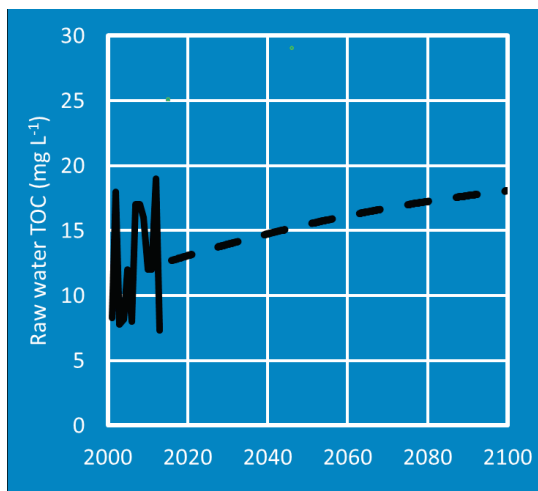
Figur 19. Siden 1978 har et omfattende kalkingsprosjekt foregått i Ätran med sidebekker. Ätran er en viktig lakseelv og har per i dag god reproduksjon av lakseyngel.
Foto: Gunnar Larsson (Wikimedia).

3.1.6. Kärreberg WTW, VIVAB – KÄR

Ätran er et av elvesystemene i NOMiNOR, i likhet med Bracadale og Glomma (Figur 19). Vannkvaliteten har i tillegg til klorider og sulfater, også en vesentlig andel karbonater. Dette skyldes en omfattende kalkingsaktivitet i forbindelse med at Ätran er en viktig lakseelv. Om lag 6 millioner kg kalk sprees årlig i nedbørfeltet, til en kostnad av 3-4 millioner svenske kroner. Vannforekomsten, inklusiv nedbørfeltet, har en del likhetstrekk med Bracadale og Port Charlotte vedrørende kjemiske parametre og nedbørfelt. Med det har NOM-modelleringen også forgått over samme lest. Resultatene er vist i Figur 20. Viktige driver for NOM-konsentrasjon i Ätran er temperatur, nedbørmengde og -kvalitet. I tillegg er jern (for fargetall) og kalk viktige komponenter.



Figur 20. NOM-modell og bidrag fra et sett med NOM-drivere (blå linjer) for Ätran. Her er nedbør, temperatur og ionestyrke vist. De sorte linjene representerer målt fargetall og sammenfaller godt med resultater fra den totale modellen nederst til høyre. Fargedata fra VIVAB.



Figur 21. NOM-prediksjon for Ätran. H/B2 scenariet har blitt benyttet (SMHI/Rosby Centre RCAO). Her er gjennomsnittlig TOC-konsentrasjon vist. Startpunktet (år 2015) er her satt til omlag 13 mg TOC/liter, som er en gjennomsnittlig verdi basert på målinger over de siste få år.

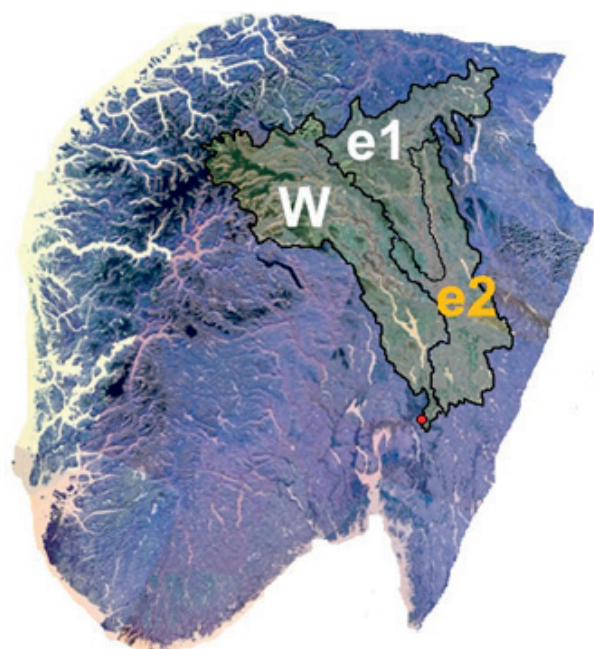
3.1.7. Nedre Romerike Vannverk – NRV

NRV har Glomma som sin vannkilde. Råvannet tas inn nedstrøms innløp fra Vormå (jf. Figur 22 og 23), og nedbørfeltet har med det en størrelse på nesten 40 000 km². Vi snakker om Norges største nedbørfelt; et område på størrelse med Danmark.

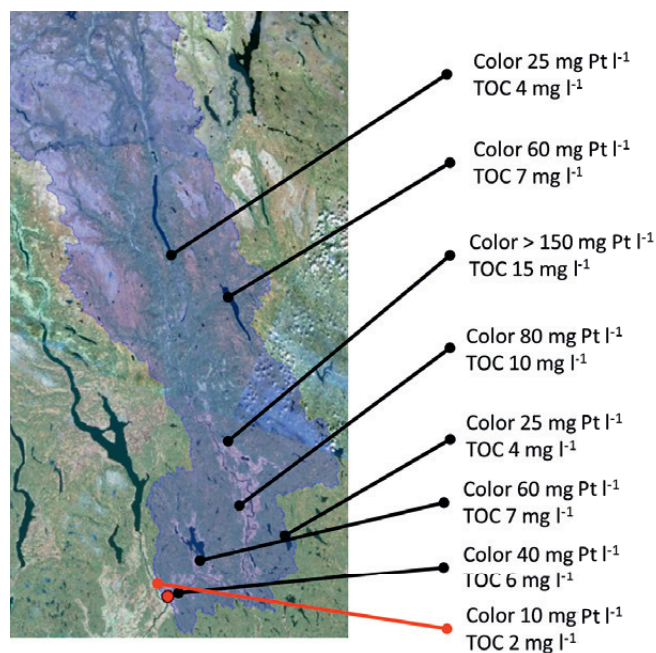
Da både Glomma og Vormå inngår i det totale nedbørfeltet, vil det å lage modeller mht vannkvalitet for NRV sin råvannskilde være krevende. Vannkvaliteten i begge de store elvene fra de store del-nedbørfeltene til råvannskilden (Figur 23), er i denne sammenhengen sterkt avhengig av bl.a. god prediksjon av årlig snøsmelting og flom. Det NOMiNOR har gjort er å få en oversikt over såkalte «hot-spots» mht NOM. Kilder til NOM er vist i Figur 24, der vi også har skilt ut del-nedbørfeltet «e2» som særlig interessant. Dette nedbørfeltet har en rekke hot-spots for NOM, og tilsvarende nedbørfelt har tidligere blitt modellert i nærheten (jf. Haaland et al. 2010). Vormå (del-nedbørfelt W; jf. Figur 23) bidrar i denne sammenhengen for det aller meste til en fortynning av vannkvalitet mht NOM ved NRV sitt råvannsinntak. NRV ble derfor også oppfordret til å holde et ekstra godt øye med del-nedbørfelt e2 fremover. Feltene er også såpass store at en instrumentering med automatisk varsler til NRV-sentralt, bør kunne være aktuelt mht å være forberedt på økte NOM-konsentrasjoner gjennom året, ut i fra variasjon i klima. Viktige drivere for NOM ved e2 er temperatur, nedbørmengde og -kvalitet. NOM-prediksjon for råvannet er vist i Figur 25.



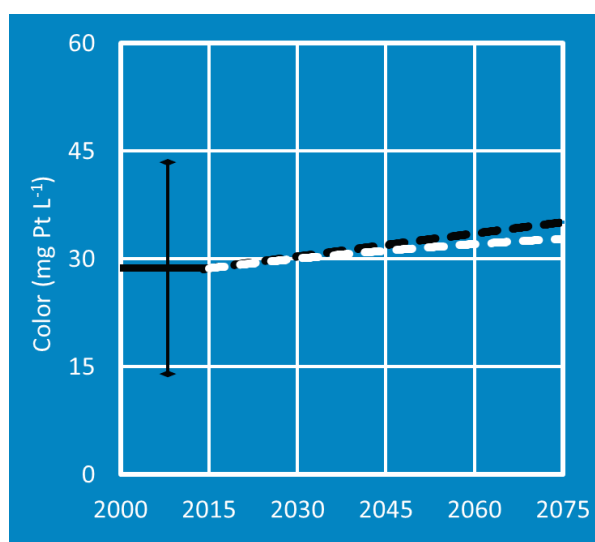
Figur 22. Vormå og Glomma møtes noe oppstrøms råvannsinntaket til NRV. Legg merke til den tydelige fargeforskjellen på elvene; Vormå har vesentlig lavere konsentrasjon av NOM. Foto: inatur.no.



Figur 23. De høyeste konsentrasjonene av NOM i nedbørfeltet til NRV sitt råvann i Glomma, måles i del-nedbørfeltet e2 (East 2). Her bør det vurderes å installere instrumenter som kan varsle om høye NOM-konsentrasjoner. Avstanden er såpass stor til inntaket ved NRV, at et slikt forvarsel trolig kan være nyttig mht nødvendig behandling av råvannet.



Figur 24. Målte konsentrasjoner av NOM langs Glomma, oppstrøms NRV sitt råvannsinntak.

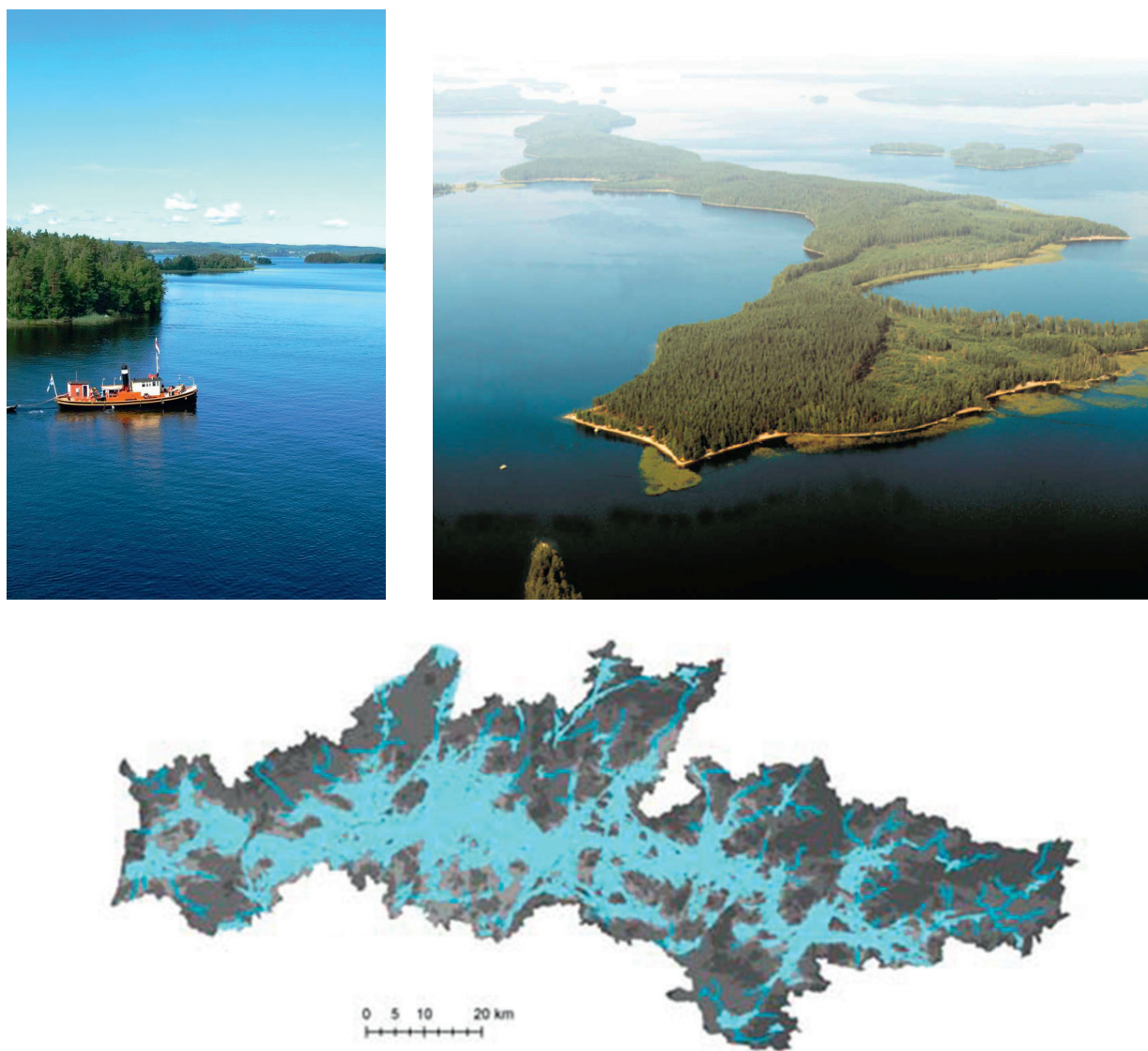


Figur 25. NOM-prediksjon for Glomma. Hvit stiplet linje indikerer bruk av RCP4.5. Sort stiplet linje indikerer bruk av RCP8.5 (<http://regclim.met.no/>).

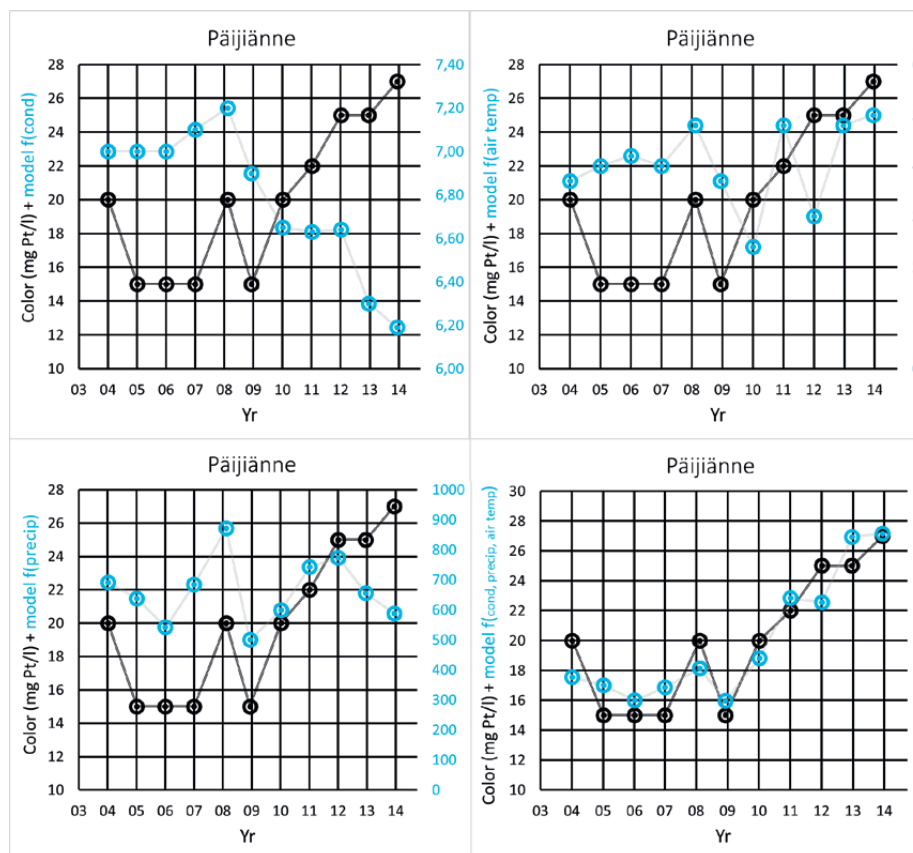
3.1.8. Pitkäkoski WTW – PIT

Päijänne er vannkilden til Pitkäkoski WTW. Innsjøen er Finlands dypeste (95 m) og den tredje største med en teoretisk oppholdstid på 2.2 år og et overflateareal på 1116 km². Gjennomsnittlig dybde er 16 meter. Innsjøen har en meget lang og kompleks strandlinje (jf. Figur 26). Päijänne ligger såpass langt fra havet at sjøsalter via nedbør ikke er en sterk NOM-driver. Innsjøen har allikevel hatt en markant nedgang i kloridkonsentrasjon (i tillegg til sulfater fra sur nedbør), noe NOMiNOR har knyttet opp mot interne kilder som nedleggelse av lokal papirindustri (Haaland et al., in prep).

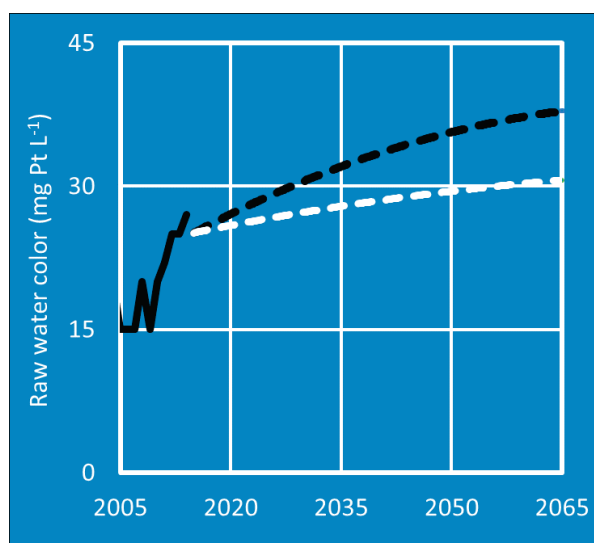
Viktige drivere for NOM i råvannet til Pitkäkoski er temperatur, nedbørmengder og -kvalitet; dominert av klorider og sulfater. Karbonater fra nedbørfeltet til Päijänne ser også ut til å være viktig. Fargetallmålinger har blitt benyttet for å predikere NOM-utviklingen i innsjøen (jf. Figur 27). På grunn av de sannsynlige nedbørfeltinterne driverne til NOM i Päijänne, har vi predikert to mulige fremtidige løp; en der ioneflukt til innsjøen fra nedbørfeltet holdes som i dag, samt en der utviklingen (nedgangen) fortsetter som observert over de siste årene frem til år 2065 (jf. Figur 28).



Figur 26. Päijänne er Finlands dypeste og tredje største innsjø. Dette er en i utgangspunktet kompleks innsjø på mange måter. Med en strandlinje som vist over, kan det få oss i Norge til å tenke på komplekse og «utfordrende» innsjøer som Vansjø nær Moss i Østfold. Päijänne har derimot en overflate som er om lag tredve ganger større enn Vansjø.



Figur 27. NOM-modell og bidrag fra et sett med NOM-drivere (blå linjer) for Päijänne. Her er nedbør, temperatur og ionestyrke vist. De sorte linjene representerer målt fargetall og sammenfaller godt med resultater fra den totale modellen nederst til høyre. Mrk: Det er tidvis små variasjoner langs y-aksen, noe som gjør det utfordrende å fange opp all variasjon for en modell. Data fra Pitkäkoski WTW.

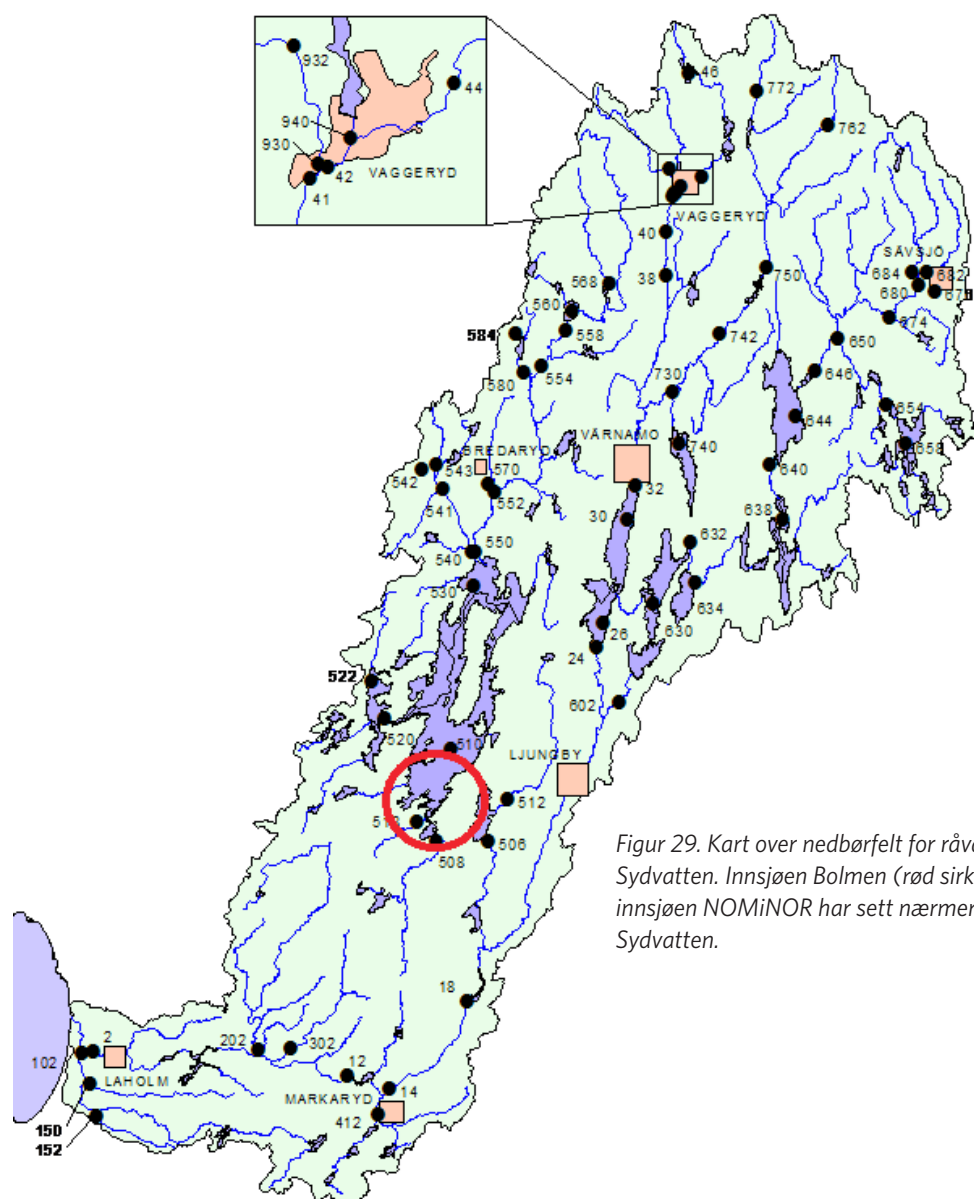


Figur 28. NOM-prediksjon for råvannet til Pitkäkoski WTW; innsjøen Päijänne. RCP4.5 har blitt benyttet (data fra Finnish Meteorological Institute). Hvit stiple linje viser prediksjon i fargetallet dersom vi fryser utviklingen av ionstyrken i innsjøen til slik den er i dag. Sort stiple linje predikerer fargetallet der det videre fremover tas hensyn til dagens trend med nedadgående fluks av uorganiske ioner til innsjøen.

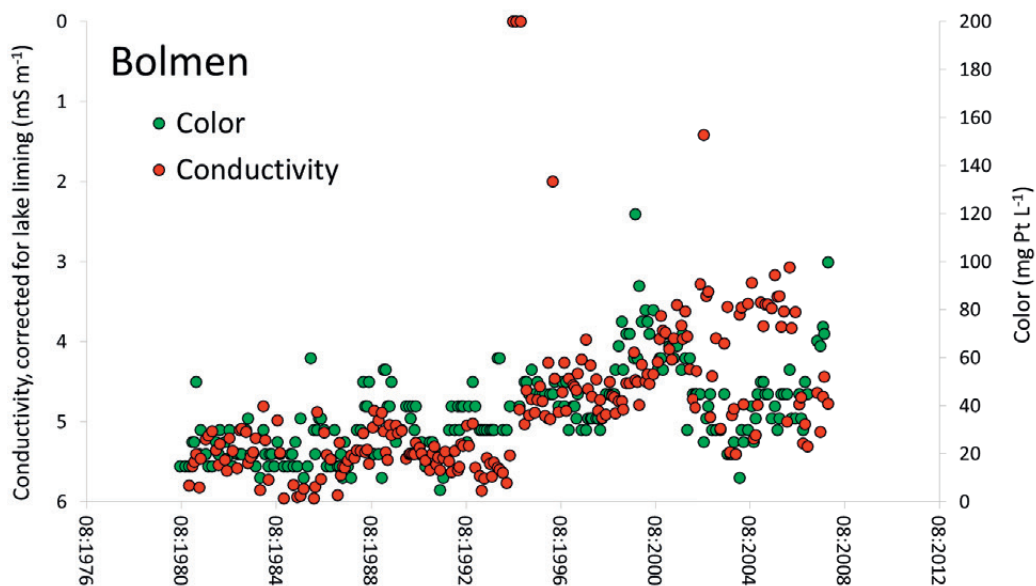
3.1.9. Ringsjöverket (RIN) WTW, Sydvatten

Innsjøen Bolmen benyttes som råvannkilde av Ringsjöverket WTW. Innsjøarealet er på 184 km², nedbørfeltet er på 1640 km² (Figur 29). Maksimums dybde er på 36 meters, gjennomsnittlig dybde er 5.5 meter. Den teoretiske oppholdstiden er på om lag 2.8 år. Sydvatten har meget gode datasett for vannkvalitet for en rekke elver og innsjøer som inngår i nedbørfeltet for råvannet til Ringsjöverket WTW. NOMiNOR har med det kunnet følge fargeutviklingen i innsjøen tilbake til tidlig 1970-tallet. Området, inkl Bolmen, har vært sterkt påvirket av sur nedbør (Figur 30). Vassdraget kalkes fremdeles i dag.

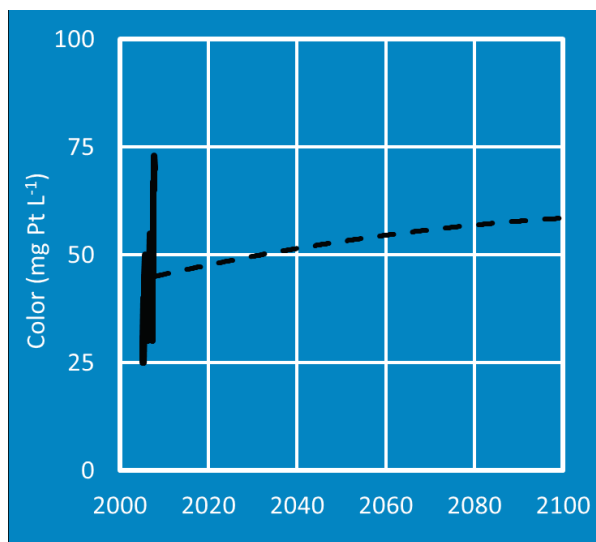
Viktige drivere for NOM i Bolmen er temperatur, nedbørmengde og -kvalitet (sjøsalter). Pga den relativt lange oppholdstiden og den avtatte sure nedbøren, ser ikke nedbørmengde ut til å ha like stor effekt nå som tidligere. Temperatur er ventet å bli den viktigste driveren fremover. NOM-prediksjon (fargetall) for Bolmen er vist i Figur 31.



Figur 29. Kart over nedbørfelt for råvannet til Sydvatten. Innsjøen Bolmen (rød sirkel) er den innsjøen NOMiNOR har sett nærmere på for Sydvatten.



Figur 30. Forsuring (har vært en sterk driver for utviklingen av fargetall i Bolmen de siste tiårene. Her er fargetallutviklingen plottet sammen med (den inverse) utviklingen av lednings-
evne (konduktivitet; en proxy for ionestyrke).



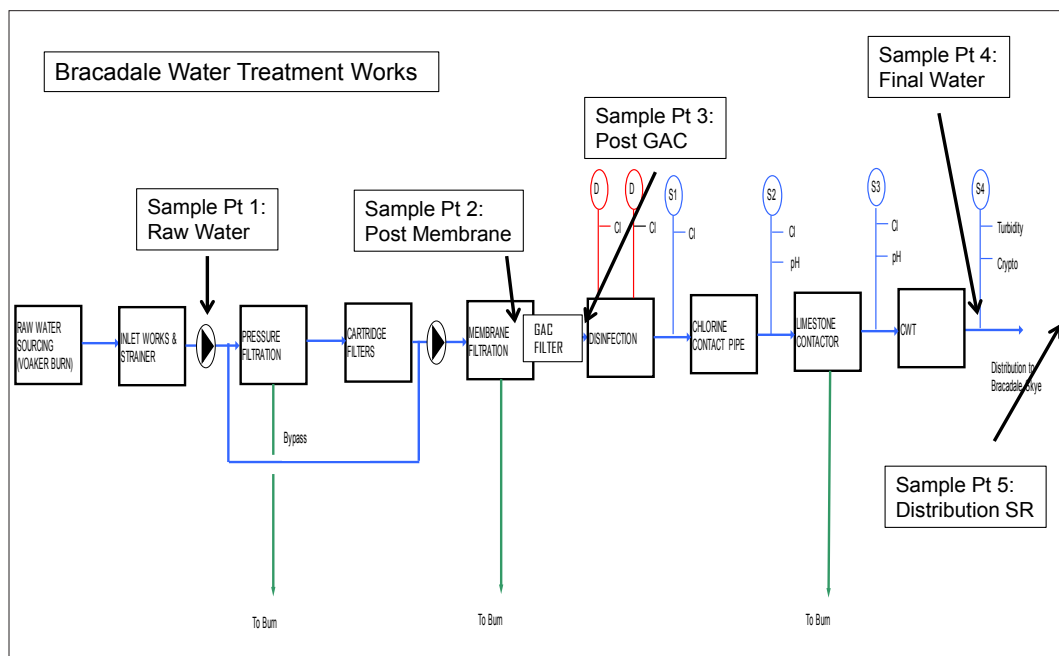
Figur 31. NOM-prediksjon (fargetall) frem til år 2100 for Bolmen. Her er klimascenariet H/B2 blitt benyttet (SMHI/Rosby Centre RCAO)

3.2. Vannkvalitet og vannbehandling

Her presenteres og gjennomgås resultatene fra vannanalysene ved hvert enkelt av de 10 NOMiNOR-vannbehandlingsanleggene/Water Treatment Works (VBA/WTW). Gjennomgangen foretas i alfabetisk rekkefølge, og omfatter vannverkenes egne vannkvalitets- og driftsdata, samt data fra de enkle og avanserte vannanalysene som beskrevet foran. Videre beskrives og vurderes vannbehandlingsprosessen, med flytskemaer/prosessskjemaer, diskusjon av driftsbetingelser, vannkvalitets-/NOM-data og optimaliseringspotensialer, mm.

3.2.1. Bracadale WTW – BRA

Figur 31 viser prosessskjemaet for BRA, med de anvendte prøvetakingspunkter. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: Forbehandling i mikrosiler, trykkfiltre og patronfiltre, membranfiltrering (NF), granulær aktiv karbonfiltrering (GAC), desinfeksjon med klor (høye doser), samt avsluttende alkalisk filtrering (knust kalkstein) for korrosjonskontroll. NOM/vannkvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosesstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) i de fire prøvetakingsrunder fremgår av Tabell 1.



Figur 31. Bracadale WTW (BRA) – Prosessskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 1. Vannkvalitetsdata – BRACADALE WTW. Middelverdier $\pm$ standardavvik.

BRA	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå-vann	151 $\pm$ 129 24-329	63.0 $\pm$ 51.0 12.4-133.9	1.5 $\pm$ 0.9 0.6-2.6	12.6 $\pm$ 10.1 2.7-26.7	78 $\pm$ 11 62-87	10 $\pm$ 4 6-15	5 $\pm$ 2 4-8	7 $\pm$ 5 2-14	4.9 $\pm$ 0.2 4.6-5.0	0.28 $\pm$ 0.14 0.08-0.41	165 $\pm$ 83 81-247
Out NF	5 $\pm$ 3 2-8	3.4 $\pm$ 1.9 1.4-5.4	0.1 $\pm$ 0.0 0.1-0.1	1.3 $\pm$ 0.6 0.7-1.9	52 $\pm$ 10 39-60	16 $\pm$ 1 15-17	6 $\pm$ 5 0-11	25 $\pm$ 12 12-36	2.5 $\pm$ 0.4 2.0-2.9	0.07 $\pm$ 0.02 0.05-0.09	8 $\pm$ 5 3-13
Out GAC	4 $\pm$ 1 2-5	2.6 $\pm$ 1.7 0.8-4.1	0.1 $\pm$ 0.0 0.1-0.1	1.0 $\pm$ 0.4 0.5-1.3	46 $\pm$ 7 39-53	20 $\pm$ 3 17-23	7 $\pm$ 6 0-10	27 $\pm$ 15 14-44	2.5 $\pm$ 0.8 1.7-3.1	0.02 $\pm$ 0.01 0.01-0.03	38 $\pm$ 12 26-49
Out CWT	1 $\pm$ 0 0-1	1.5 $\pm$ 1.1 0.3-2.9	0.1 $\pm$ 0.1 0.1-0.2	0.9 $\pm$ 0.4 0.5-1.2	39 $\pm$ 11 28-49	15 $\pm$ 6 8-20	14 $\pm$ 3 12-18	32 $\pm$ 12 18-44	1.5 $\pm$ 0.6 0.6-2.0	0.14 $\pm$ 0.07 0.06-0.21	0 $\pm$ 1 0-1
DS	1 $\pm$ 0 0-1	1.5 $\pm$ 1.1 0.5-2.9	0.1 $\pm$ 0.1 0.1-0.2	0.8 $\pm$ 0.4 0.5-1.3	38 $\pm$ 11 26-48	15 $\pm$ 5 11-22	17 $\pm$ 3 12-20	31 $\pm$ 11 18-41	1.7 $\pm$ 0.6 0.9-2.3	0.13 $\pm$ 0.07 0.04-0.19	0 $\pm$ 0 0-0

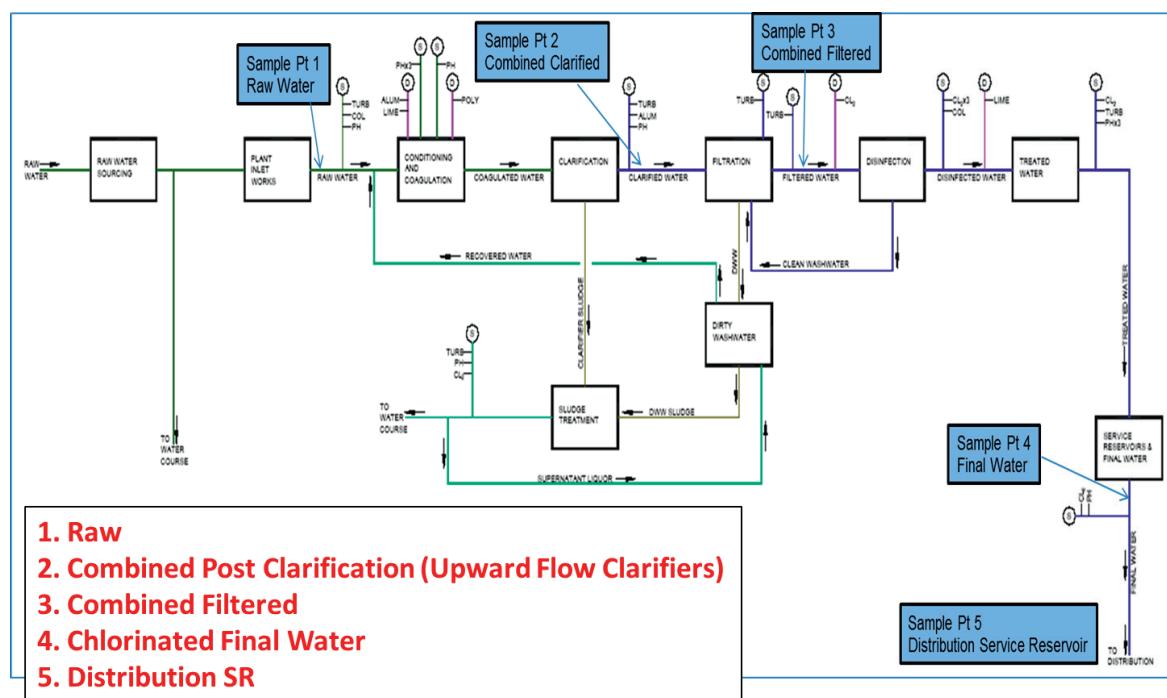
For Bracadale WTW gjelder følgende oppsummering:

- Stor variasjon i råvannskvalitet under prøvetakingsperioden (2.7-26.7 mg DOC/L; 0.6-2.6 NTU; 10-100 µg Al/L; 300-1100 µg Fe/L; 5-55 µg Mn/L)
- Råvannets høye SUVA (4.6-5.0), og høye innhold av hydrofob NOM (VHA+SHA: 77-94 % av DOC) indikerer god koagulerbarhet. Dette anlegget anvender imidlertid nanofiltrering (NF) og etterfølgende GAC-filtrering
- Store svingninger i Na og Cl-innhold (påvirkning fra sjøvann/marine aerosoler)
- Metaller fjernes effektivt i NF-trinnet (Al, Fe, Mn – unntatt i Feb 2016)
- GAC-filteret bidrar med en viss supplerende NOM-fjerning, grunnet biologisk aktivitet og/eller adsorpsjon til metallavsetninger i biofiltersengen
- Det ble målt svært høyt innholdet av fosfor (P) etter GAC-filteret i prøverunden fra Nov 2015. Dette kan påvirke gjenvækst (P et mulig begrensende næringsstoff) , samt korrosjons-prosessene i ledningsnettet.
- Økningen skyldes sannsynligvis at kullet var av dårlig kvalitet, med et høyt P-innhold.

3.2.2. Burncrooks WTW – BUR

Figur 32 viser prosessskjemaet for BUR, med de anvendte prøvetakingspunkter. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: koagulering (ALG) med kalk for pH- og korrosjonskontroll, flokkulering (med polymer), oppstrøms sedimentering, én-medium (1-M) sandfiltrering, samt klordesinfeksjon. Her benyttes høye klordoser, siden man har krav om tilstedeværelse av klor i hele ledningsnettet.

Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosesstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) er gitt i Tabell 2.



Figur 32. Burncrooks WTW (BUR) – Prosessskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 2. Vannkvalitetsdata – BURNCROOKS WTW. Middelverdier ± standardavvik.

BUR	Farge (mg Pt/L)	UV-Abs (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	112±26	50.6±10.7	1.3±0.2	9.3±2.2	80±0	9±2	5±3	6±2	5.5±0.3	0.14±0.07	471±482
	Ut	41.0-65.1	1.0-1.5	7.1-11.8	79-80	6-11	2-9	4-8	5.1-5.8	0.06-0.23	185-1027
Ut	5±3	4.4±1.4	0.3±0.1	1.8±0.6	50±5	19±3	9±5	22±5	2.4±0.2	0.11±0.04	26±18
Sed	Ut	3.0-6.0	0.2-0.4	1.3-2.4	45-55	15-21	1-12	15-28	2.2-2.7	0.06-0.15	17137
Ut	5±3	4.1±1.2	0.1±0.0	1.7±0.5	51±4	20±5	7±3	23±6	2.5±0.1	0.06±0.03	17±6
Filter	Ut CWT	3.0-5.4	0.1-0.2	1.2-2.1	46-55	14-26	3-10	17-28	2.3-2.6	0.02-0.10	44470
Ut	3±2	3.0±0.9	0.2±0.1	1.6±0.5	50±8	18±1	11±1	21±7	1.9±0.0	0.17±0.09	0±0
CWT	1-6	2.2-4.1	0.1-0.3	1.2-2.2	38-55	16-19	9-13	14-31	1.8-1.9	0.07-0.26	0-0
DS	3±3	2.9±0.9	0.2±0.1	1.6±0.5	46±11	23±8	5±4	26±7	1.8±0.1	0.19±0.09	1±2
	1-7	1.9-3.9	0.1-0.4	1.1-2.0	29-52	16-35	2-10	18-33	1.7-1.9	0.09-0.30	0-3

For Burncrooks WTW gjelder følgende oppsummering:

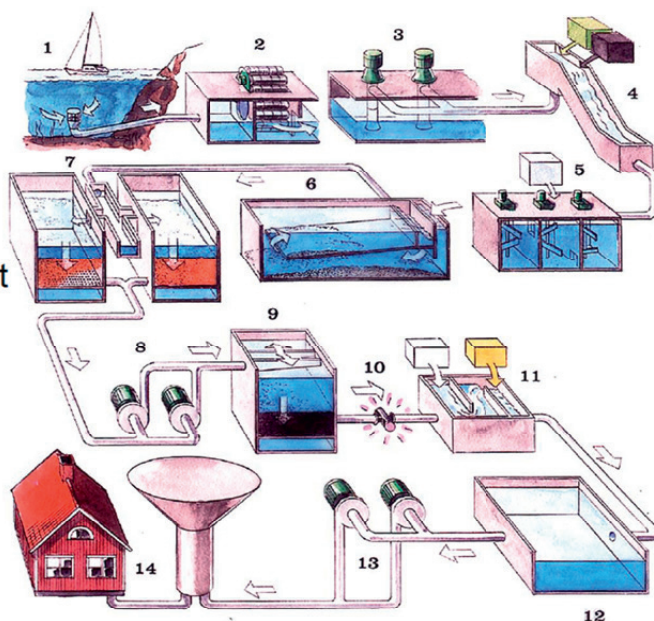
- Stor variasjon i råvannskvalitet i prøvetaksperioden (7-12 mg DOC/L, 1-1.5 NTU; 200-600 µgFe/L; 5-30 µg Mn/L)
- Høy SUVA (5.1-5.8), og høyt innhold av hydrofob NOM (VHA+SHA: 86-91 % av DOC) i råvannet indikerer svært god koagulerbarhet
- Den anvendte koagulantdosen ble holdt konstant i hele prøveperioden (4.9 mg Al/L, i.e. 0.18 mmol Al/L), noe som gir en DOC-spesifikk dose i området 15-26 µmol Al/mg DOC
- Koagulerings-pH ble også holdt konstant (5.9-6.0)
- Et høyt innhold av rest-Al ble registrert etter separasjonstrinnet i mars 2015 (> 200 µg/L)
- Lave filtreringshastigheter: 2.8-3.3 m/time
- Relativt høyt innhold av Mn i råvann og rentvann ble registrert i prøver fra september 2014
- BDOC-nivået økte som følge av kloreringen, og en marginal økning i ATP ble registrert fra klarvannstank (CWT) til prøvepunktet på nettet (DS)
- Relativt høyt innhold av Cu (DS-prøven) og Zn (CWT) i prøverunden fra mai 2015

3.2.3. Görvälverket (GÖR), Norrvatten

Figur 33 viser prosesskjemaet for GÖR, der vannbehandlingen omfatter følgende trinn: mikrosiling, koagulering (Al-sulfat), flokkulering, sedimentering, 1-M hurtigsandfiltrering (RGF), aktiv karbon-filtrering (GAC), samt desinfeksjon med UV og kloramin. Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) er gitt i Tabell 3.

Görvälnverket, Norrvatten, SE

1. Intag
2. Mikrosil
3. Pumpar
4. Aluminiumsulfat
5. Flockning
6. Sedimentering
7. Snabbfilter
8. Pumpar
9. Kolfilter
10. UV-ljus
11. Klorering
12. Lågreservoar
13. Pumpar
14. Vattentorn



(Per Ericsson, 2012)

Figur 33. Görvälnverket (GÖR) – Prosesskjema.

Tabell 3. Vannkvalitetsdata – GÖRVÄLNVERKET, NORRVATTEN. Middelverdier ± standardavvik.

GÖR	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå Vann	23±2 20-24	22.7±1.5 20.9-24.6	3.3±1.6 1.2-4.6	8.1±0.2 7.8-8.4	60±3 56-63	22±2 20-25	12±1 12-13	6±0 6-6	2.8±0.1 2.7-2.9	0.18±0.18 0.00-0.39	67±46 11-119
Ut RGF	5±0 5-6	8.3±0.4 7.9-8.7	0.1±0.0 0.1-0.1	4.3±0.1 4.2-4.5	56±1 54-57	24±1 23-25	9±1 8-9	12±1 11-13	1.9±0.1 1.8-2.0	0.09±0.04 0.05-0.14	11±11 1-21
Ut GAC	5±0 5-6	8.1±0.4 7.6-8.6	0.1±0.0 0.1-0.1	4.2±0.1 4.1-4.3	56±1 54-57	23±2 21-26	9±5 2-13	12±4 10-18	1.9±0.1 1.9-2.0	0.13±0.08 0.07-0.24	9±8 1-17
Ut UV	5±1 5-6	8.2±0.5 7.9-8.5	0.1±0.0 0.1-0.1	4.2±0.2 4.1-4.4	52±1 51-52	25±0 25-25	10±3 8-12	13±2 12-14	1.9±0.0 1.9-1.9	0.06±0.04 0.03-0.08	5±6 0-9
Ut CWT	5±0 5-6	7.7±0.5 7.3-8.2	0.1±0.0 0.1-0.1	4.3±0.2 4.1-4.5	55±2 53-58	24±2 22-25	10±1 9-11	11±0 11-12	1.8±0.0 1.8-1.8	0.11±0.11 0.00-0.25	1±1 0-3
DS Roseb	5±1 5-6	7.8±0.3 7.5-8.2	0.1±0.0 0.1-0.1	4.2±0.1 4.1-4.3	53±5 47-57	21±5 15-25	13±3 9-16	13±3 11-18	1.8±0.1 1.8-2.0	0.11±0.10 0.02-0.21	1±1 0-3

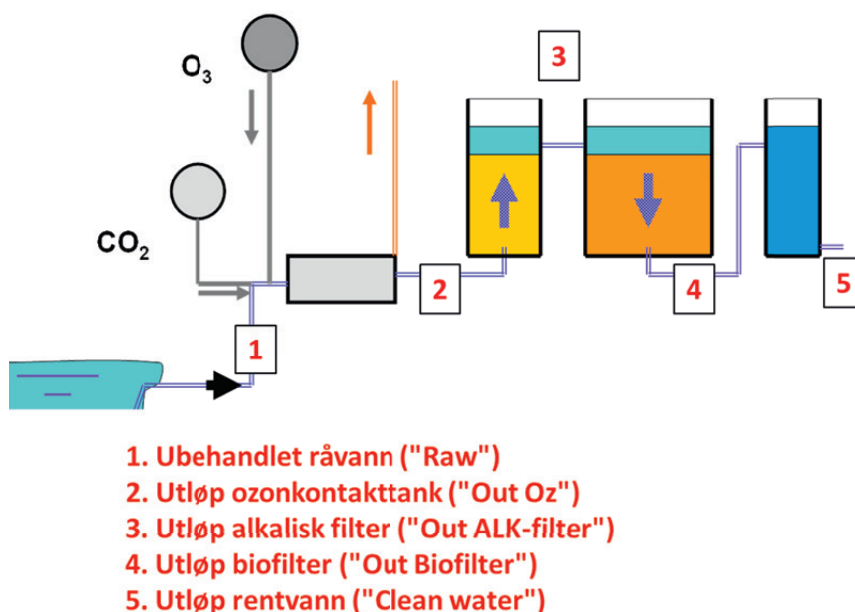
For Görvälnverket gjelder følgende oppsummering:

- Stabil råvannskvalitet under prøvetakingsperioden (7.8-8.4 mg DOC/L; 1.2-4.6 NTU; 20-80 µg Fe/L; 4-15 µg Mn/L; 40-140 µg Al/L; 20-28 mg Ca/L; 20-30 µg P/L)
- Råvannets lave SUVA (2.7-2.9) indikere dårlig koagulerbarhet
- Innholdet av hydrofob NOM (VHA+SHA) er relativt høyt (81-82 % av DOC), men dette råvannet har det laveste VHA-innholdet (56-63 %) og det høyeste SHA-innholdet (20-25 % av DOC) av alle koaguleringsanleggene i NOMINOR
- Anvendte koagulantdoser varierer i området 4.2-5.5 mg Al/L, i.e. DOC-spesifikke doser på 20-24 µmol Al/mg DOC
- Koagulerings-pH (6.7-6.8) synes noe høy for optimal effekt av Al-sulfat
- Moderate filtreringshastigheter: 4.7-5.4 m/time

- Den lave graden av NOM-fjerning som ble oppnådd i koaguleringsstrinnet skyldes delvis råvannets dårlige koagulerbarhet (lav SUVA, høy andel SHA)
- GAC-filtret bidrar kun marginalt til NOM-fjerningen (mettet kull)
- Lave nivåer for BDOC og ATP i prøver av rentvann (CWT) og distribuert vann (DS),
- En marginal økning i BDOC etter kloreringen
- Fe, Mn og P fjernes effektivt i koaguleringsstrinnet
- Cu-innholdet øker fra utløpet av GAC-filtret til klarvannstanken (CWT). Dette skyldtes en kobberledning som nå er skiftet ut
- Selv om råvannet synes dårlig koagulerbart grunnet det høye SHA-innholdet, anbefales likevel optimaliserings-tiltak, eksempelvis i tråd med Norsk Vann-rapportene 188 og 189

3.2.4. Langevatn VBA Pilot (IVAR)

Figur 34 viser prosesskjemaet for IVAR. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: CO₂-tilsats og ozonering, oppstrøms alkalisk filtrering (filterkalk), nedstrøms biofiltrering samt UV-desinfeksjon (40 mJ/cm²). Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosesstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fremgår av Tabell 4.



Figur 34. Langevatn VBA (IVAR Pilot) – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 4. Vannkvalitetsdata LANGEVATN PILOT - IVAR. Middelverdier ± standardavvik.

IVAR	Farge (mg Pt/L)	UV-Abs (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	7±1 6-7	4.5±0.2 4.3-4.6	0.5±0.0 0.5-0.5	1.2±0.2 1.1-1.3	53±1 52-53	21±3 19-24	9±5 5-12	18±1 17-19	3.6±0.3 3.5-3.8	0.08±0.00 0.08-0.09	66±22 50-81
Ut Ozon	2±0 2-2	2.2±0.3 2.0-2.4	0.3±0.1 0.3-0.3	1.3±0.2 1.2-1.5	24±7 19-30	23±3 21-25	24±10 17-31	29±6 25-33	1.7±0.3 1.5-1.9	0.32±0.02 0.31-0.34	7±10 0-14
Ut ALK-F	3±1 2-3	2.2±0.4 2.0-2.5	3.1±4.0 0.3-6.0	1.3±0.0 1.3-1.3	31±4 28-34	24±0 24-24	19±3 17-22	26±1 25-27	1.7±0.3 1.5-2.0	0.23±0.05 0.19-0.27	103±117 20-186
Ut Bio-F	3±0 3-3	1.9±0.4 1.7-2.2	0.3±0.0 1.7-2.2	1.0±0.0 0.3-0.3	26±2 24-27	30±4 27-33	9±3 7-11	35±1 34-36	1.9±0.5 34-36	0.16±0.01 1.6-2.3	23±14 13-33
Ut CWT	3±1 3-4	1.9±0.3 1.6-2.1	0.3±0.1 0.2-0.3	1.0±0.0 1.0-1.0	30±1 29-30	29±3 27-31	15±2 13-17	27±4 24-30	1.8±0.3 1.6-2.0	0.15±0.01 0.14-0.16	14±13 5-23
DS	No Sample										

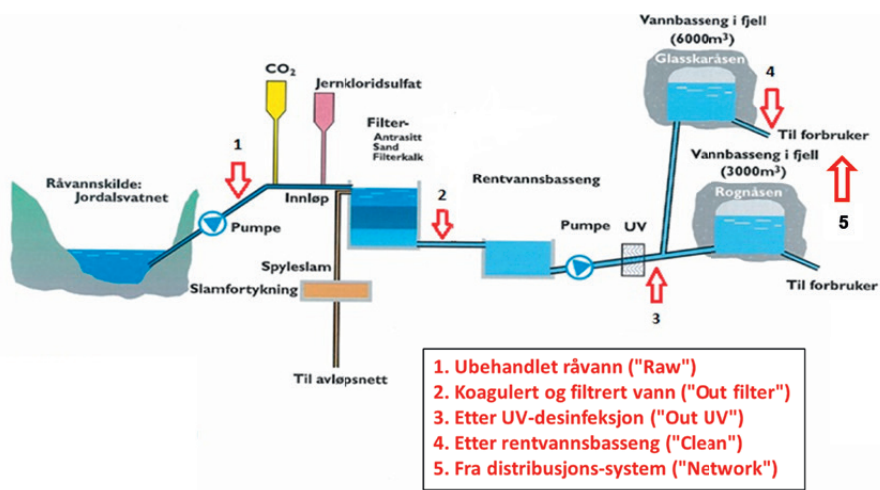
For Langevatn pilotanlegg (IVAR) gjelder følgende oppsummering:

- Stabil og god råvannskvalitet (1.1-1.3 mg DOC/L; 0.5 NTU; 14-25 µg Fe/L; 50-60 µg Al/L; 5-6 µg Mn/L)
- Råvannets høye SUVA (4.3-4.6) indikerer god koagulerbarhet. I dette pilotanlegget har man imidlertid valgt ozon-biofiltrering (OBF) med alkalisk forfiltrering
- IVARs råvann har det laveste innholdet av hydrofob NOM av alle råvann blant NOMiNOR-vannverkene (VHA+SHA = 71-77 % av DOC), og den nest høyeste SHA fraksjons-konsentrasjonen (19-24 % av DOC). I motsetning til den høye SUVA-verdien, indikere et lavt innhold av hydrofob NOM og et relativt høyt SHA-innhold en lav til moderat koagulerbarhet
- Mens farge og UV-absorbans reduseres i betydelig grad gjennom OBF-prosessen, er DOC-reduksjonen moderat (20 %)
- Ozoneringen transformerer hydrofob og farget VHA til hydrofile CHA og NEU fraksjoner, noe som medfører betydelig økt BDOC
- Hydrofile NOM fraksjoner og BDOC fjernes så i etterfølgende alkaliske filter og biofilter, sannsynligvis på grunn av adsorpsjon til metallavsetninger (Fe) og biologiske nedbrytningsprosesser (biofilteret)
- Under prøverunden i mars 2014 økte innholdet av mikroorganismer (ATP) betydelig i utløpet fra det alkaliske filteret, sannsynligvis grunnet avskalling av metallavsetninger med adsorbert NOM og mikroorganismer.

3.2.5. Jordalsvatnet VBA, Bergen – JOR

Figur 35 viser prosesskjemaet for JOR. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren.

Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: CO₂-tilsats og koagulering (jernkloridsulfat), tre-media (3-M) filtrering (anthrasitt/Filtralite, sand, filterkalk), samt UV-desinfeksjon (40 mJ/cm²). Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fremgår av Tabell 5.



Figur 35. Jordalsvatnet VBA (JOR) – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 5. Vannkvalitetsdata – JORDALSVATNET VBA. Middelverdier ± standardavvik.

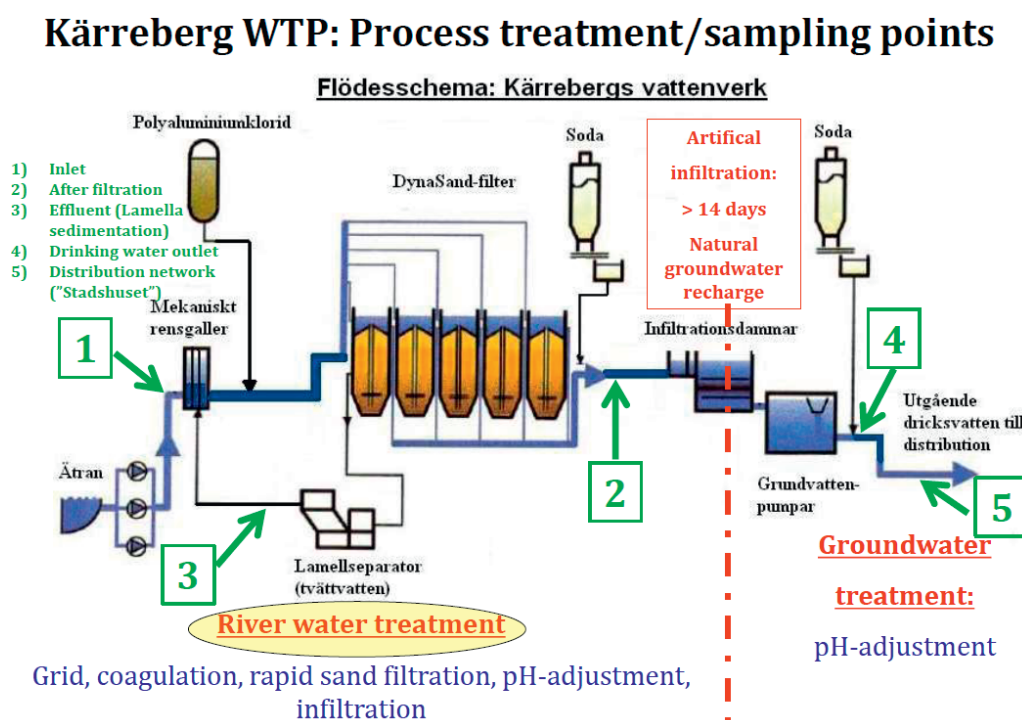
JOR	Colour (mg Pt/L)	UV-A (m-1)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	21±1 20-22	11.2±0.5 10.8-11.9	0.4±0.1 0.4-0.5	2.4±0.1 2.3-2.6	69±4 64-73	9±5 4-14	6±5 1-11	15±4 9-19	4.6±0.4 4.3-5.2	0.05±0.04 0.02-0.11	58±32 31-101
Ut 3-M Filt	2±1 1-3	1.4±0.2 1.0-1.6	0.1±0.0 0.1-0.1	0.6±0.1 0.5-0.6	31±19 6-48	19±16 1-39	9±7 3-18	40±5 34-46	2.5±0.4 2.0-2.9	0.03±0.03 0.00-0.07	2±1 1-3
Ut UV	1±0 1-2	1.3±0.2 1.0-1.5	0.1±0.0 0.1-0.1	0.6±0.0 0.6-0.6	37±9 29-48	16±10 2-26	1±6 0-6	46±4 43-51	2.1±0.4 1.6-2.5	0.03±0.02 0.00-0.05	1±1 0-1
Ut CWT	2±1 1-3	1.2±0.2 0.9-1.4	0.1±0.0 0.1-0.1	0.6±0.1 0.6-0.7	34±8 25-42	21±8 11-26	4±3 1-8	41±16 32-59	2.0±0.4 1.7-2.4	0.04±0.02 0.03-0.06	2±2 0-4
DS	2±0 1-2	1.3±0.2 1.0-1.5	0.1±0.0 0.1-0.1	0.6±0.0 0.5-0.6	34±5 31-41	16±12 1-29	8±7 0-16	42±14 30-60	2.3±0.3 1.8-2.5	0.04±0.04 0.01-0.09	3±1 1-3

For Jordalsvatnet VBA gjelder følgende oppsummering:

- Stabil og god råvannsvannkvalitet under prøvetaksperioden (2.3-2.6 mg DOC/L; 0.4-0.5 NTU; 70-150 µg Fe/L; 3-12 µg Mn/L; 80-130 µg Al/L)
- Høy SUVA (4.3-5.2), og høy andel hydrofob NOM (VHA+SHA = 75-82 % av DOC) i råvannet indikerer god koagulerbarhet
- Små variasjoner i anvendt dose Fe-kloridsulfat (3.4-3.5 mg Fe/L; i.e. 24-28 µmol Fe/mg DOC)
- Koagulerings-pH: 4.0-4.4
- En tanke økt rest-Fe etter koagulering/filtrering i mars 2014 (men fortsatt < 40 µg/L)
- Moderate filtreringshastigheter: 2.2-4.6 m/time
- Lave nivåer for BDOC og ATP i prøver fra klarvannstank (CWT) og distribusjonssystem (DS)
- Noe økt Cu-innhold fra klarvannstank til DS
- Den gode vannkvaliteten i koagulert/renset vann gjenspeiler de omfattende optimaliserings-tiltakene som er gjennomført ved dette anlegget

3.2.6. Kärreberg WTW, VIVAB – KÄR

Figur 36 viser prosesskjemaet for KÄR. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: siling, koagulering (Ekofloc), kontinuerlig spykende oppstrøms sandfiltrering (Dynasand), pH-kontroll (soda), og kunstig grunnvannsinfiltrasjon (> 14 døgns oppholdstid). Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fra de anvendte prøvetaksrunder fremgår av Tabell 6.



Figur 36. Kärreberg WTW (KÄR), Varberg – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 6. Vannkvalitetsdata – KÄRREBERG WTW. Middelverdier ± standardavvik.

KÄR	Colour (mg Pt/L)	UV-A (m-1)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	86±21 64-111	42.8±8.2 35.6-53.2	2.6±0.9 1.5-3.6	9.7±1.8 8.2-12.1	74±4 68-79	13±2 10-14	8±3 7-12	5±1 4-6	4.4±0.1 4.2-4.5	0.10±0.07 0.00-0.15	436±142 245-568
Ut Filter	9±6 4-18	8.5±3.7 5.5-14.0	0.6±0.6 0.2-1.5	3.5±1.1 2.5-5.1	58±7 53-67	21±4 16-26	9±2 7-11	12±4 7-16	2.4±0.3 2.2-2.7	0.14±0.07 0.04-0.21	61±43 27-122
Ut CWT	1±0 0-1	1.1±0.1 1.0-1.3	0.1±0.0 0.1-0.1	0.9±0.1 0.8-0.9	43±13 26-56	19±2 17-20	11±9 2-23	27±5 24-35	1.3±0.1 1.2-1.4	0.02±0.02 0.00-0.05	0±0 0-0
DS Stadsh	1±0 0-1	0.9±0.1 0.8-1.1	0.1±0.0 0.1-0.1	0.7±0.0 0.7-0.7	27±6 18-33	24±12 6-31	14±13 5-34	35±5 27-40	1.3±0.1 1.2-1.5	0.03±0.03 0.01-0.07	1±1 0-1

For Kärreberg VBA gjelder følgende oppsummering:

- Variabel råvannskvalitet under prøveperioden (8.2-12.1 mg DOC/L; 1.5-3.6 NTU; 340-770 µg Fe/L; 20-60 µg Mn/L; 30-120 µg Al/L)
- Høy SUVA (4.2-4.5) og høyt innhold av hydrofob NOM (VHA+SHA:82-89 % av DOC) i råvannet indikerer god koagulerbarhet
- Relativt stor variasjon i koagulantdose (Ekofloc): 3.3-4.6 mg Al/L; 11-20 µmol Al/mg DOC
- Relativt høy koagulerings-pH: 7.0-7.2 (målt i utløpet fra Dynasand)
- Svært høyt innhold av rest-Al (> 1000 µg/L) etter filtertrinnet i prøverunden i juni 2015
- Moderate til høye filtreringshastigheter: 5.8-6.9 m/time
- Varierende resultater i koaguleringsstrinnet, men infiltrasjonen ga en konsistent og betydelig vannkvalitetsforbedring
- Lave nivåer for BDOC og ATP i rentvann (CWT) og nettvann (DS)
- Økt innhold av Cu, Zn og Si i infiltrasjonstrinnet
- Den betydelige reduksjonen i Al, Fe og Mn-innhold i infiltrasjonstrinnet indikerer avsetninger i grunnen og en mulig fare for gjentetting på lang sikt
- Det økte innholdet av S, Cl, Ca og Sr som ble registrert fra rentvannstanken (CWT) til prøvepunktet på nettet (DS) kan muligens skyldes tilførsel av vann fra et annet vannverk som behandler vannet i en ionebytteprosess
- Det anbefales at optimaliseringstiltak iverksettes i koaguleringsstrinnet, eksempelvis i henhold til anbefalingene i Norsk Vann-rapportene 188 og 189.

3.2.7. Nedre Romerike Vannverk – NRV

Figur 37 viser prosesskjemaet for NRV. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: koagulering (PAX18), pH- og korrosjonskontroll med mikronisert marmor, flokkulering/sedimentering (Superpulsator) og sedimentering (Superpulsator), to-media (2-M) filtrering (anthrasitt og sand), GAC-filtrering, samt UV- og klordesinfeksjon. Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fra de anvendte prøvetakingsrunder fremgår av Tabell 7.



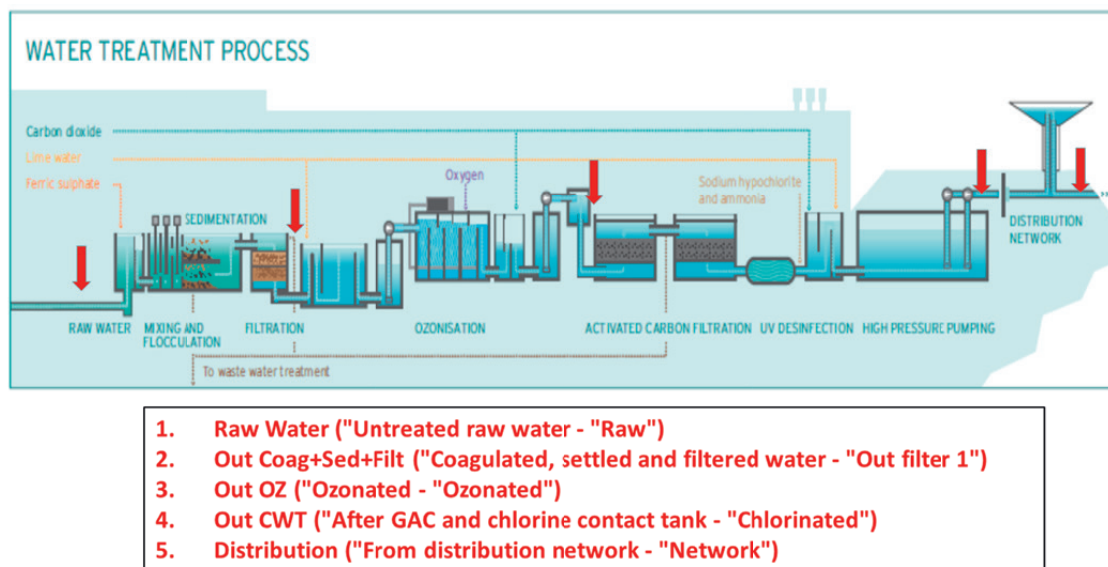
NRV	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	31±13 24-51	16.7±6.0 13.0-25.7	7.3±7.0 0.6-14.2	4.0±1.4 3.4-5.5	72±4 70-77	14±2 12-16	5±1 4-7	8±3 5-12	4.1±0.4 3.7-4.7	0.17±0.06 0.09-0.22	324±199 219-623
Ut Sed	3±2 2-6	3.7±1.3 2.9-5.6	0.3±0.1 0.2-0.4	1.7±0.2 1.5-2.1	53±8 42-61	22±1 21-22	6±4 0-8	19±9 11-29	2.1±0.4 1.8-2.7	0.13±0.06 0.09-0.23	59±13 44-75
Ut Filter	3±1 2-5	3.6±1.1 2.6-5.2	0.1±0.0 0.1-0.1	1.6±0.3 1.4-2.0	49±10 40-62	23±8 17-35	9±2 7-11	18±9 12-31	2.2±0.3 1.9-2.6	0.12±0.06 0.04-0.20	22±14 6-40
Ut GAC	2±1 1-4	3.0±0.8 2.4-4.2	0.1±0.0 0.1-0.1	1.5±0.2 1.3-1.8	46±11 34-60	24±4 20-30	8±9 2-21	23±7 15-32	2.0±0.2 1.9-2.5	0.07±0.04 0.03-0.12	15±8 6-25
Ut UV	2±1 1-4	3.2±1.0 2.5-4.6	0.1±0.0 0.1-0.1	1.5±0.3 1.3-1.9	49±8 42-61	24±5 18-30	9±5 3-16	19±3 14-21	2.1±0.2 1.9-2.5	0.08±0.06 0.03-0.12	12±5 5-16
Ut CWT	2±1 1-4	2.8±0.9 2.3-4.1	0.1±0.0 0.1-0.1	1.5±0.2 1.3-1.8	47±8 37-57	22±2 18-24	12±6 4-19	19±5 14-26	1.9±0.3 1.6-2.2	0.12±0.06 0.04-0.20	1±1 0-2
DS	2±1 1-4	2.7±0.8 2.2-4.0	0.1±0.0 0.1-0.2	1.5±0.2 1.3-1.8	49±9 38-59	25±4 19-28	7±3 5-11	19±3 15-23	1.8±0.3 1.6-2.2	0.06±0.05 0.01-0.11	3±3 0-7

For NRV gjelder følgende oppsummering:

- Variasjonsområdet for NOM (DOC) og turbiditet i råvannet under prøvetakingsperioden var henholdsvis 3.4-5.5 mg DOC/L, og 0.6-14 NTU. Dette er ganske typisk for en elvevannkilde
- Råvannets relativt høye SUVA-verdi (3.7-4.7) og den høye andelen av hydrofob NOM (84-90 % VHA+SHA) indikerer god behandlingsbarhet ved koagulering
- De anvendte spesifikke koagulantdoser varierer innen området 17-41 $\mu\text{mol Al/mg DOC}$
- Koagulerings-pH er relativt høy (7.0-7.3), selv for prepolymerisert Al-klorid (PAX)
- En høy verdi for rest-Al ($> 300 \mu\text{g/L}$) ble funnet etter superpulseren i vannprøven fra februar 2016, noe som normalt indikerer sub-optimale koaguleringsforhold
- De anvendte filtreringshastigheter er moderate (2.3-4 m/time), og bør ikke påvirke vann-kvaliteten negativt
- En viss økning i BDOC kan registreres etter kloreringen, samt en mindre økning i ATP på vannets vei fra rentvannsbassenget til prøvepunktet på ledningsnettet/distribusjonssystemet (DS)
- I prøvene fra mai 2015 registreres økt innhold av Cu i vannprøven fra DS, og Zn i prøven fra rentvannsbassenget
- Det anbefales å foreta en optimalisering av koaguleringsstrinnet, eksempelvis etter de rutiner og metoder som er angitt i Norsk Vann-rapportene 188 og 189

3.2.8. Pitkäkoski WTW – PIT

Figur 38 viser prosesskjemaet for PIT, med de anvendte prøvetakingspunkter. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: koagulering (Fe-sulfat) med kalk og CO_2 for pH- og korrosjonskontroll, flokkulering, sedimentering, én-medium (1-M) sandfiltrering, ozonering (0.6-1 mg/L) og GAC-filtrering, samt desinfeksjon med UV (25 mJ/cm^2) og kloramin. Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (VWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fra de anvendte prøvetakingsrunder fremgår av Tabell 8.



Figur 38. Pitkäkoski WTW (PIT) – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 8. Vannkvalitetsdata – PITKÄKOSKI WTW – HSY. Middelverdier ± standardavvik.

PIT	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	29±1 28-30	22.2±0.4 21.7-22.5	0.3±0.2 0.2-0.7	6.9±0.2 6.6-7.1	66±0 65-66	18±0 17-18	10±1 9-12	6±1 5-6	3.2±0.1 3.0-3.4	0.08±0.02 0.05-0.10	46±15 29-61
Ut Filter	2±0 2-3	3.9±0.2 3.7-4.2	0.2±0.0 0.1-0.2	2.4±0.2 2.2-2.6	54±2 52-57	22±2 20-24	8±2 6-10	16±2 13-18	1.6±0.1 1.5-1.7	0.06±0.02 0.04-0.09	2±1 0-3
Ut Ozon	2±1 1-3	2.3±0.2 2.0-2.4	0.2±0.1 0.1-0.2	2.3±0.1 2.2-2.5	44±3 40-46	25±2 23-28	13±5 8-19	18±4 13-22	1.0±0.1 0.8-1.1	0.24±0.05 0.17-0.30	0±0 0-0
Out CWT	1±0 1-1	1.7±0.4 1.1-2.0	0.2±0.1 0.1-0.2	1.7±0.1 1.6-1.8	40±2 38-42	28±1 26-29	13±2 11-16	19±1 17-20	1.0±0.2 0.7-1.1	0.07±0.04 0.02-0.11	1±1 0-1
DS	3±1 3-4	2.1±0.3 1.7-2.3	0.2±0.0 0.2-0.3	1.6±0.1 1.5-1.7	33±8 23-41	30±5 24-35	15±3 11-18	22±5 15-27	1.3±0.2 1.1-1.5	0.08±0.02 0.06-0.10	4±1 2-5

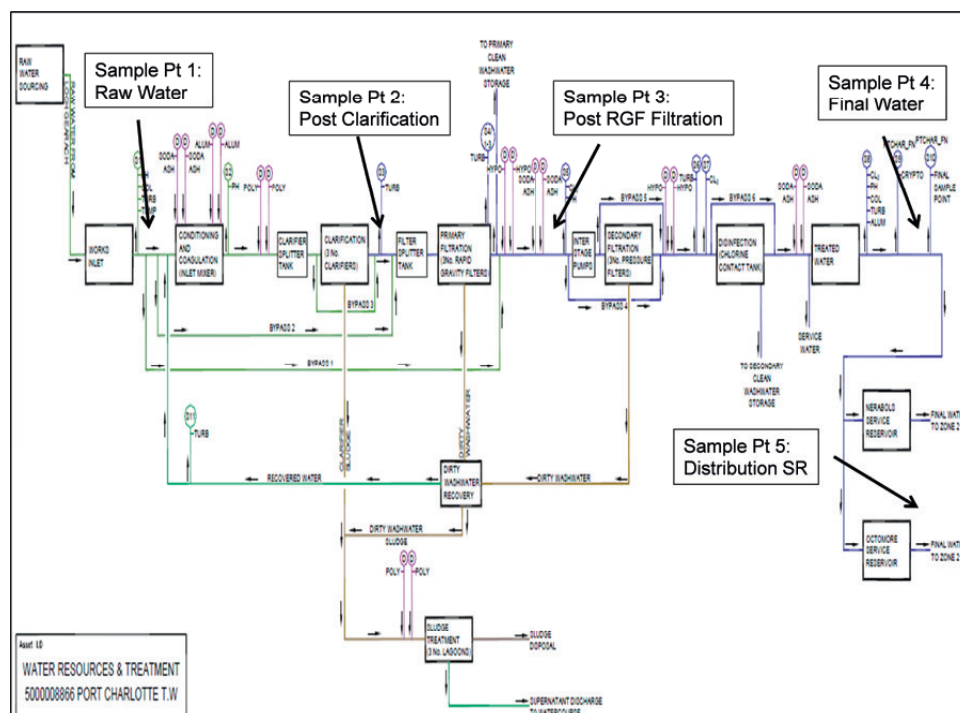
For Pitkäkoski WTW gjelder følgende oppsummering:

- Relativt stabil råvannskvalitet under forsøksperioden (6.6-7.1 mg DOC/L; 0.2-0.7 NTU)
- Moderate nivåer for SUVA (3.0-3.4) og hydrofob NOM (VHA+SHA: 83-84 % av DOC) i råvannet indikerer en moderat koagulerbarhet
- Kun små variasjoner i koagulantdose: 6.0-6.5 mg Fe/L; 15-18 µmol Fe/mg DOC
- Stabil koagulerings-pH: 4.9
- Noe høyt innhold av rest-Fe (120 µg/L) etter koagulering/filtrering i mars 2015
- Lave til moderate filtreringshastigheter: 2.8-3.0 m/time
- Ozon-GAC-trinnet bidrar i noen grad til økt fjerning av NOM – og rest-Fe. Dette skyldes biologisk omsetning og/eller avsetning av jernhydroksid i GAC-filteret med påfølgende adsorpsjon av NOM
- Innholdet av hydrofil NOM og BDOC øker som følge av ozoneringen, og en mindre økning i ATP kan registreres fra rentvannstanken (CWT) til prøvepunktet på nettet (DS)
- Økningen i Fe og Zn fra rentvannstanken (CWT) til prøvepunktet på nettet (DS) skyldes sannsynligvis korrosjon.

3.2.9. Port Charlotte (PC) WTW, Scottish Water UK

Figur 39 viser prosesskjemaet for PC. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren.

Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: koagulering (ALG) med soda for pH- og korrosjonskontroll, flokkulering (med polymer), oppstrøms sedimentering, én-medium (1-M) hurtigsandfiltrering (RGF), trykkfiltrering, samt klordesinfeksjon. Her benyttes høye klordoser, siden man har krav om tilstedeværelse av klor i hele ledningsnettet. Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosessstrinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fra de anvendte prøvetakingsrunder fremgår av Tabell 9.



Figur 39. Port Charlotte WTW (PC) – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 9. Vannkvalitetsdata – PORT CHARLOTTE WTW. Middelverdier $\pm$ standardavvik.

PC	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m^{-1})	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- ann	173 $\pm$ 119 74-321	75.3 $\pm$ 52.9 29-140	1.5 $\pm$ 0.8 0.7-2.5	15.7 $\pm$ 10.5 7.0-28.8	80 $\pm$ 5 75-85	10 $\pm$ 2 8-12	6 $\pm$ 1 5-7	4 $\pm$ 2 2-6	4.7 $\pm$ 0.5 3.9-5.0	0.70 $\pm$ 0.51 0.28-1.40	363 $\pm$ 102 287-1512
Ut Sed	6 $\pm$ 2 4-7	7.7 $\pm$ 3.8 24.0-11.5	0.2 $\pm$ 0.1 0.1-0.3	3.5 $\pm$ 1.4 2.0-4.9	59 $\pm$ 2 58-61	20 $\pm$ 1 19-21	4 $\pm$ 3 1-7	16 $\pm$ 5 12-22	2.2 $\pm$ 0.2 2.0-2.4	0.14 $\pm$ 0.05 0.10-0.19	63 $\pm$ 57 19-127
Ut Filter	6 $\pm$ 3 2-9	6.3 $\pm$ 3.8 2.5-11.1	0.1 $\pm$ 0.0 0.1-0.1	2.8 $\pm$ 1.5 1.2-4.5	54 $\pm$ 4 48-57	21 $\pm$ 1 20-22	7 $\pm$ 4 3-11	23 $\pm$ 6 17-28	2.2 $\pm$ 0.2 2.1-2.5	0.08 $\pm$ 0.04 0.04-0.11	29 $\pm$ 12 14-42
Ut CWT	3 $\pm$ 3 0-6	4.8 $\pm$ 3.3 1.8-8.9	0.1 $\pm$ 0.1 0.1-0.3	2.8 $\pm$ 1.4 1.3-4.4	54 $\pm$ 8 41-60	19 $\pm$ 2 16-21	9 $\pm$ 3 5-13	18 $\pm$ 10 12-33	1.6 $\pm$ 0.3 1.3-2.0	0.53 $\pm$ 0.50 0.23-1.27	0 $\pm$ 1 0-1
DS	3 $\pm$ 3 0-5	4.8 $\pm$ 3.2 1.7-8.7	0.1 $\pm$ 0.1 0.1-0.2	2.8 $\pm$ 1.4 1.3-4.5	47 $\pm$ 10 39-57	22 $\pm$ 3 19-25	9 $\pm$ 4 5-15	21 $\pm$ 12 9-31	1.6 $\pm$ 0.3 1.3-2.0	0.37 $\pm$ 0.11 0.26-0.51	18 $\pm$ 37 0-73

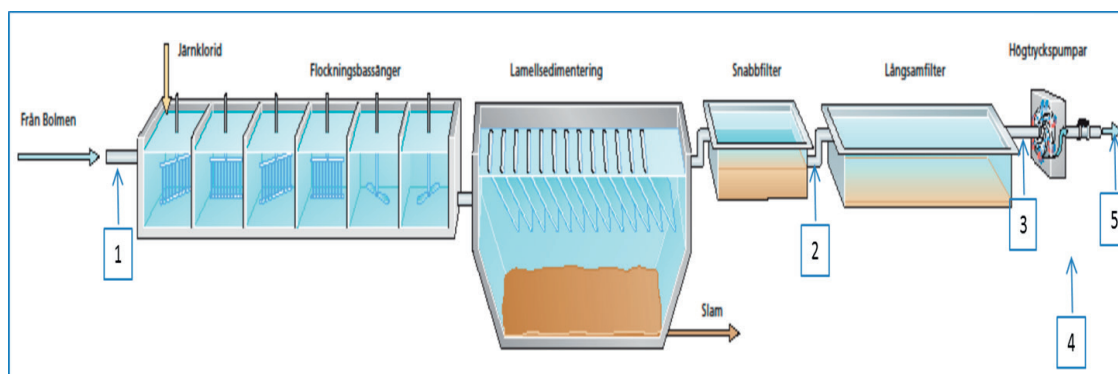
For Port Charlotte WTW gjelder følgende oppsummering:

- Stor variasjon i råvannskvalitet under prøvetaksperioden (7-29 mg DOC/L; 0.7-2.5 NTU; 360-1935 μ g Fe/L; 30-120 μ g Mn/L; 40-140 μ g Al/L)
- Høye nivåer for SUVA (3.9-5.0) og hydrofob NOM (VHA+SHA: 87-93 % av DOC) i råvannet indikerer god koagulerbarhet
- Betydelig variasjon i anvendt koagulantdose: 5.7-18.1 mg Al/L; 20-50 μ mol Al/mg DOC (koagulantdosene kan også kontrolleres via økningen i S-innhold over koaguleringsstrinnet)
- Koagulerings-pH: 5.9-6.1
- De høye innhold av rest-Al etter koagulerings/separasjon som ble registrert i prøverundene i mai (> 100 μ g Al/L) og november 2015 (> 200 μ g Al/L) kan indikere sub-optimale koaguleringsforhold
- Effektiv fjerning av Fe, P og Mn ble oppnådd i koaguleringsstrinnet (unntatt august 2015)

- Lave filtreringshastigheter (RGF): 2.6-3.2 m/hr
- Ingen signifikante effekter av filtertrinn nr. 2 på graden av NOM-fjerning, men en viss Mn-fjerning ble oppnådd (noe som også var intensjonen med dette filtertrinnet)
- Betydelig økning i BDOC som følge av kloreringen
- Det lave ATP-innholdet i rentvannstanken (CWT) øker betydelig frem til prøvepunktet på nettet (DS). Dette tyder på at restklorinnholdet ikke er tilstrekkelig til å holde ATP-innholdet på et nullnivå
- Cu-innholdet øker noe fra rentvannstanken til prøvepunktet på nettet i prøven fra mai 2015
- Optimalisering av koaguleringsstrinnet anbefales, eksempelvis som beskrevet i Norsk Vann-rapportene 188 og 189.

3.2.10. Ringsjøverket (RIN) WTW, Sydvatten

Figur 40 viser prosesskjemaet for RIN. De anvendte prøvetakingspunktene er også angitt i figuren. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: koagulering (jernklorid), flokkulering, lamellsedimentering, 1-M hurtigsandfiltrering (RGF), langsamsandfiltrering (SSF), og desinfeksjon med kloramin. Kvalitetsdata for råvann, utløpsvann fra ulike prosess-trinn og rentvannstank (CWT) samt vann fra ledningsnett/distribusjonssystem (DS) fra de anvendte prøvetakings-runder fremgår av Tabell 10.



1. Untreated raw water ("Raw")
2. Coagulated, settled and sand filtered water ("Out SF")
3. After slow sand filter ("Out slow sand")
4. After chlorine contact tank ("Chlorinated")
5. From distribution network ("Network")

Figur 40. Ringsjøverket (RIN) – Prosesskjema og prøvetakingspunkter.

Tabell 10. Vannkvalitetsdata – RINGSJÖVERKET-SYDVATTEN. Middelverdier ± standardavvik.

RING	Farge (mg Pt/L)	UV-A (m ⁻¹)	Turb (NTU)	DOC (mg/L)	VHA (%)	SHA (%)	CHA (%)	NEU (%)	SUVA (L/m mg)	BDOC (mg/L)	ATP (pmol/L)
Rå- vann	63±5 58-70	37.0±2.1 35.2-40.1	1.4±0.6 0.9-2.3	9.3±0.5 8.5-9.7	72±1 70-73	16±2 14-18	8±0 8-9	5±0 4-5	4.0±0.3 3.6-4.3	0.13±0.12 0.00-0.27	64±11 50-75
UT RGF	4±1 3-5	5.1±0.5 4.9-5.8	0.1±0.0 0.1-0.1	2.5±0.2 2.3-2.8	56±2 54-59	20±3 16-24	7±3 3-9	16±3 14-21	2.1±0.0 2.1-2.1	0.05±0.04 0.01-0.10	7±3 3-11
Ut SSF	3±0 3-3	4.3±0.2 4.0-4.5	0.1±0.0 0.1-0.1	2.2±0.2 2.1-2.4	58±5 55-65	21±5 13-25	7±2 5-9	14±1 13-16	1.9±0.1 1.8-2.1	0.02±0.02 0.01-0.04	5±1 4-6
Out CWT	3±1 2-4	3.9±0.3 3.7-4.3	0.1±0.0 0.1-0.1	2.2±0.2 2.0-2.5	54±10 41-65	21±9 9-30	4±2 3-7	21±5 16-26	1.8±0.0 1.8-1.8	0.07±0.05 0.02-0.14	3±2 0-5
DS	3±1 3-4	4.0±0.3 3.6-4.3	0.1±0.0 0.1-0.1	2.2±0.2 2.0-2.4	56±5 51-62	19±8 7-26	8±2 5-10	17±6 12-26	1.8±0.1 1.8-2.0	0.03±0.03 0.01-0.08	8±4 3-12

For Ringsjöverket gjelder følgende oppsummering:

- Relativt stabil råvannskvalitet under prøveperioden (8.5-9.7 mg DOC/L; 0.9-2.3 NTU; 330-580 µg Fe/L; 5-22 µg Mn/L; 20-50 µg Al/L; 2-37 µg Cu/L)
- Relativt høye nivåer for SUVA (3.6-4.3) og hydrofob NOM (VHA+SHA: 86-88 % av DOC) i råvannet indikerer god koagulerbarhet
- Kun små variasjoner i anvendt koagulantdose: 7.2-7.7 mg Fe/L; 14-15 µmol Fe/mg DOC (kan kontrolleres via økningen i Cl-innhold over koaguleringsstrinnet)
- Koagulerings-pH ble holdt konstant under prøvetakingsperioden (pH 5.1)
- Relativt moderate filtreringshastigheter: 3.9-5.3 m/time
- Effektiv fjerning av Pb, Cu, Al, Mn, Zn og P i koaguleringsstrinnet
- Langsomsandfilteret (SSF) bidrar i en viss grad til NOM-fjerningen
- Lave BDOC nivåer, men en liten økning kan registreres som følge av kloreringen
- En viss økning i ATP-innhold fra rentvannstank (CWT) til prøvepunktet på nettet (DS)
- Økt innhold av Cu registrert fra SSF til CWT, og av Cr etter koagulering (november 2014)

3.3. Benchmarking: Råvann og vannbehandling

3.3.1. Råvannskvalitet

Tabell 11 viser en sammenlignende oversikt over middelkonsentrasjoner og spennvidde (min-max) i råvannskvalitet (farge, UV-abs, turbiditet, TOC og DOC) for NOMiNOR-vannverkene. Vannverkene er her sortert etter avtagende DOC-innhold i råvannet. Tallene illustrerer til fulle det store spennet i råvannskvalitet – både de store sesongmessige variasjonene ved enkeltvannverk og de store forskjellene mellom NOMiNOR-vannverkene.

Tabell 11. Data for råvannskvalitet ved NOMiNOR-vannverkene. Det er angitt middelkonsentrasjoner $\pm$ standardavvik, samt minimums- og maksimumsverdier for farge, UV-abs, turbiditet, TOC og DOC i råvann for de fire prøvetakingsrundene ved NOMiNOR-vannverkene. Vannverkene er sortert etter avtagende DOC-innhold i råvannet (fra høyest til lavest).

Vannverk	Farge mg Pt/L	UV-A m ⁻¹	Turb NTU	TOC mg/L	DOC mg/L
PC	173±119	75±53	1.5±0.8	16.4±10.7	15.7±10.5
	74-321	29-140	0.7-2.5	7.7-29.5	7.0-28.8
BRA	151±129	63±51	1.5±0.9	12.8±10.4	12.6±10.1
	24-329	12-134	0.6-2.6	2.6-27.2	2.7-26.7
KÄR	86±21	43±8	2.6±0.9	10.1±1.8	9.7±1.8
	64-111	36-53	1.5-3.6	8.5-12.4	8.2-12.1
BUR	112±26	51±11	1.3±0.2	9.4±2.1	9.3±2.2
	91-149	41-65	1.0-21.5	6.9-11.7	7.1-11.8
RIN	63±5	37±2	1.4±0.6	9.3±0.7	9.3±0.5
	58-70	35-40	0.9-2.3	8.4-9.9	8.5-9.7
GÖR	23±2	23±2	3.3±1.6	8.0±10.2	8.1±0.2
	20-24	21-25	1.2-4.6	7.7-8.3	7.8-8.4
PIT	29±1	22±0	1.3±0.2	7.1±0.3	6.9±0.2
	28-30	22-23	0.2-0.7	6.7-7.3	6.6-7.1
NRV	31±13	17±6	7.3±7.0	4.2±1.4	4.0±1.0
	24-51	13-26	0.6-14.2	3.4-6.3	3.4-5.5
JOR	21±1	11.2±0.5	0.4±0.1	2.6±0.1	2.4±0.1
	20-22	10.8-11.9	0.4-0.5	2.5-2.8	2.3-2.6
IVA	7±1	4.5±0.2	0.5±0.0	1.4±0.2	1.2±0.2
	6.0-7.0	4.3-4.6	0.5-0.5	1.2-1.5	1.1-1.3

3.3.2. Råvann, rentvann og behandlingsbarhet

I de kommende tabeller og figurer i dette kapitlet er vannverkene fortsatt sortert etter råvannskvalitet, fra høy til lav DOC-konsentrasjon i råvannet. Men de to vannverkene som ikke anvender koagulering, er plassert for seg til slutt. Dette for å kunne gi en mest mulig samlet behandling/presentasjon av koaguleringsanleggene, som omfatter 8 av de 10 vannverkene.

Tabell 12 viser data for midlere innhold av ulike NOM-fraksjoner og BDOC i råvannet. I tillegg er det angitt råvannets SUVA-verdi og oppnådd DOC-fjerning ved NOMiNOR-vannverkene etter koagulering og filtrering (middelverdier for de 4 prøverundene).

Tabell 12. Middelskonsentrasjoner av DOC, ulike NOM fraksjoner, BDOC og SUVA i råvann fra NOMiNOR-vannverkene. I tillegg er angitt oppnådd midlere DOC-fjerning (%) etter koagulering og separasjon/filtrering. Vannverkene er her sortert fra høyest til lavest DOC-innhold i råvannet.

Alle tall er middel- verdier	Råvann										Koag/filtrert vann Fjernet andel DOC %
	Tot-DOC mg/L	VHA	SHA	CHA	NEU	VHA+SHA	CHA+NEU	BDOC mg/L	BDOC % av DOC	SUVA L/mg m	
		% av DOC				% av DOC					
PC-SW	15,7	80	10	6	4	90	10	0,70	4,4	4,7	81
KÅR-VIVAB	9,7	74	13	8	5	87	13	0,10	1,2	4,4	64
BUR-SW	9,3	80	9	5	6	89	11	0,14	1,4	5,5	82
RIN-SYDV	9,3	72	16	8	5	87	13	0,13	1,3	4,0	73
GÖR-NORRV	8,1	60	22	12	6	82	18	0,18	2,2	2,8	47
PIT-HSY	6,9	66	18	10	6	84	16	0,08	1,2	3,2	66
NRV	4,0	72	14	5	8	86	14	0,17	4,3	4,1	59
JOR	2,4	69	9	6	15	78	21	0,05	2,0	4,6	76
BRA-SW (NF)	12,6	78	10	5	7	88	12	0,28	2,7	4,9	86
IVAR (OBF)	1,2	53	21	9	18	74	26	0,09	6,9	3,6	19

Resultatene i Tabell 12 viser at alle råvann domineres av de to hydrofobe NOM-fraksjonene (74-90 % av tot-DOC), og i særlig grad av VHA (53-80 % av DOC). De skotske vannverkene ligger høyest hva gjelder hydrofob NOM (88-90 % VHA+SHA).

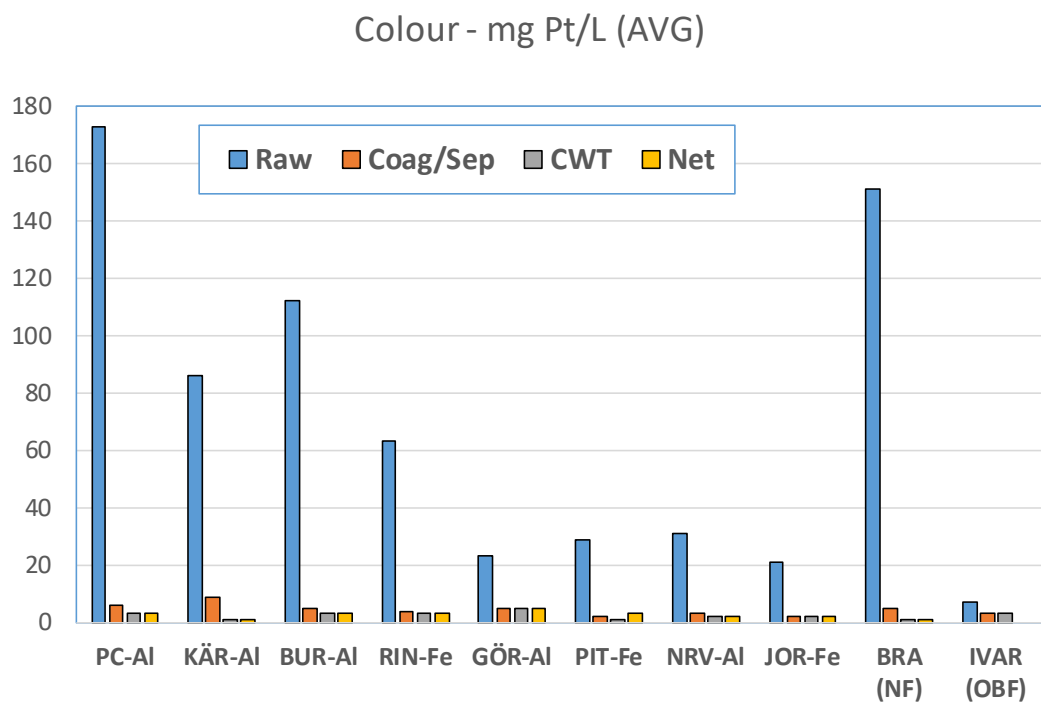
Görväln har sammen med IVAR den høyeste andelen av SHA (22 og 21 % av DOC), mens Jordalsvatnet og IVAR har de høyeste andelen av den nøytrale, hydrofile NEU-fraksjonen (15 og 18 % av DOC). De høyeste andelen av hydrofil NOM finner vi ved IVAR, Jordalsvatnet og Görväln (18-26 % CHA+NEU).

Den bionedbrytbare andelen av NOM (BDOC) i råvannet er generelt lav (1.2-6.9 % av DOC), mens SUVA varierer innenfor området 2.8 (Görväln) til 5.5 (Burncrooks).

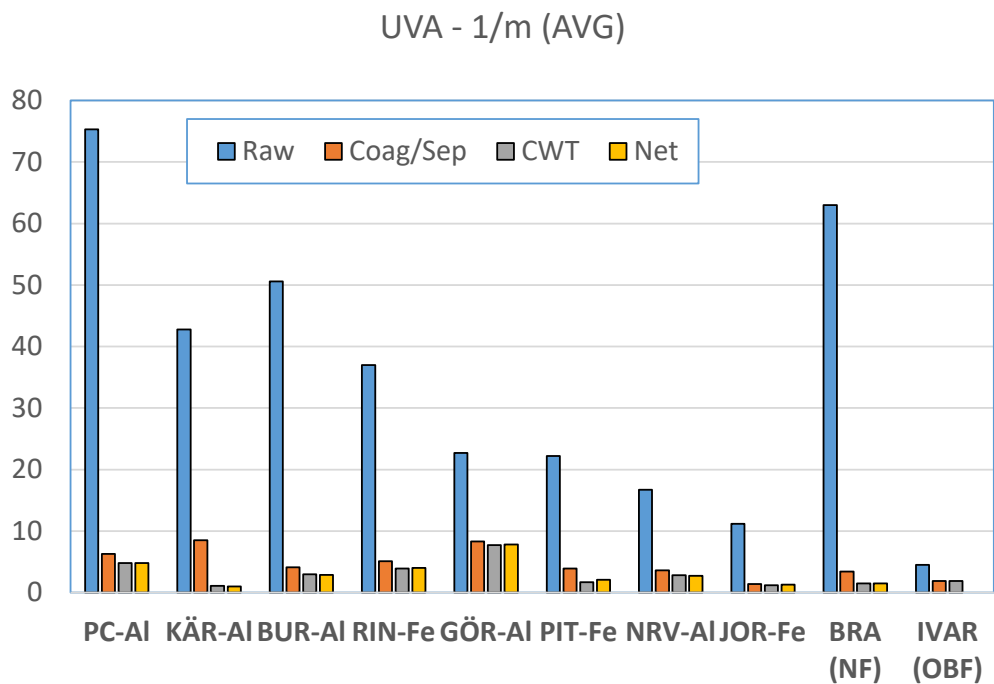
Figurene 41 til 44 viser grafisk midlere nivåer av henholdsvis fargetall, UV-absorbans, DOC og SUVA i råvann, behandlet vann og distribuert vann ved vannverkene under prøveperioden. Det fremgår av resultatene at rentvannskvaliteten jevnt over er god, til tross for den store variasjonen i råvannskvalitet. Koaguleringstrinnet evner å fjerne NOM relativt effektivt (47-82 %), selv der NOM-innholdet i råvannet er svært høyt. Blant koaguleringsanleggene finner vi lavest renseeffekt for DOC (47 %) og det høyeste restinnholdet av DOC (> 4 mg/L) i koagulert og filtrert vann ved Görvälnverket. Resten av koaguleringsanleggene oppnår 59-82 % DOC-fjerning.

Man ser også at koaguleringen (og NF-trinnet for Bracadale) er helt dominerende hva gjelder oppnådd NOM-fjerning. Supplerende vannbehandlingstrinn bidrar i noen grad, dette gjelder særlig infiltrasjonen ved Kärreberg. Også ozon-GAC-trinnet ved Pitkäkoski, og GAC-trinnet ved Bracadale bidrar signifikant. GAC-filtrertrinnet ved Görväln og NRV, samt langsomfilteret ved Ringsjöverket bidrar imidlertid kun marginalt til NOM-fjerningen.

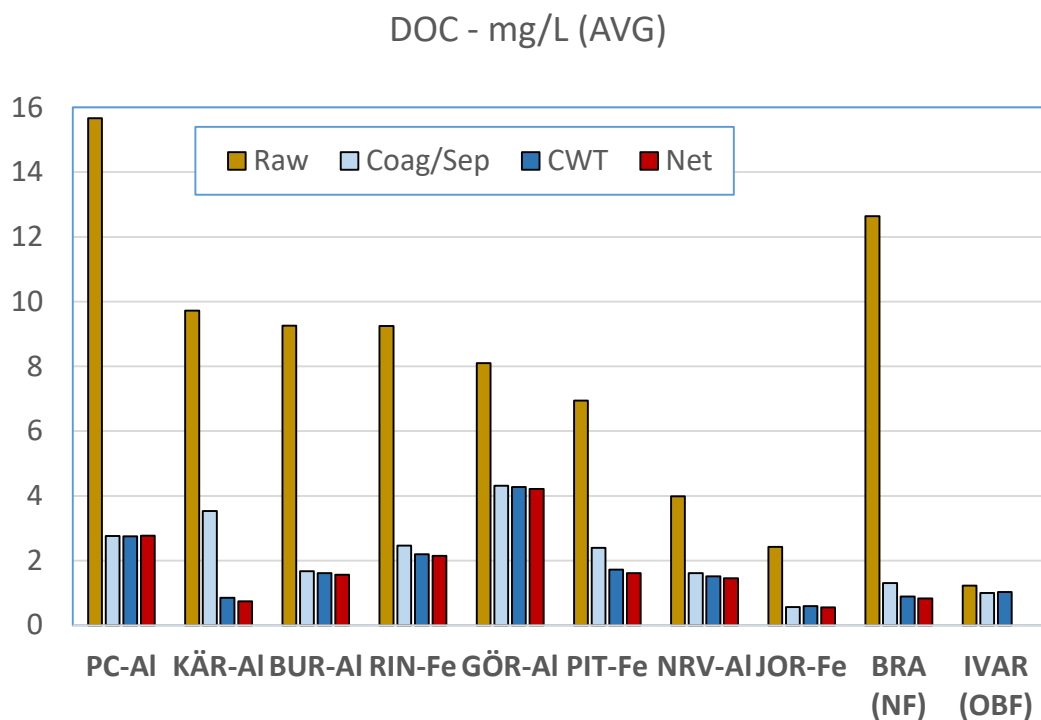
Alle vannverk evner å redusere SUVA til et midlere nivå på 2 eller lavere i rentvann.



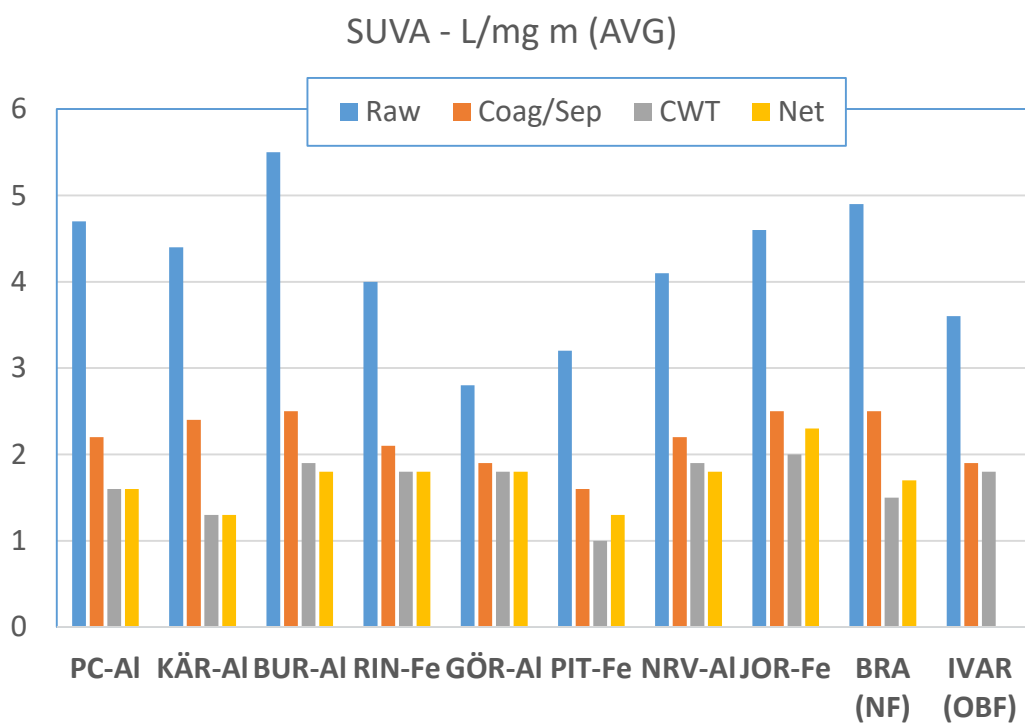
Figur 41. Midlere fargetall i råvann, behandlet og distribuert vann ved NOMiNOR-vannverkene.



Figur 42. Midlere nivåer for UV-Abs i råvann, behandlet og distribuert vann ved NOMiNOR-vannverkene.



Figur 43. Midlere DOC-nivåer i råvann, behandlet og distribuert vann ved NOMiNOR-vannverkene.

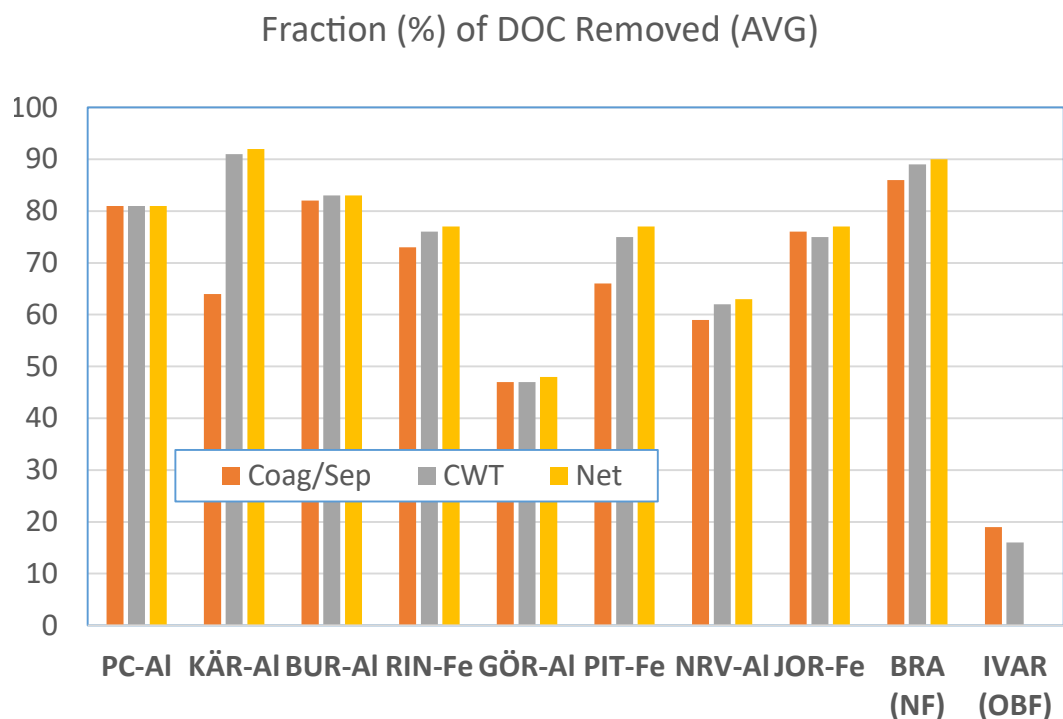


Figur 44. Midlere verdier for SUVA i råvann, behandlet og distribuert vann ved NOMiNOR-vannverkene.

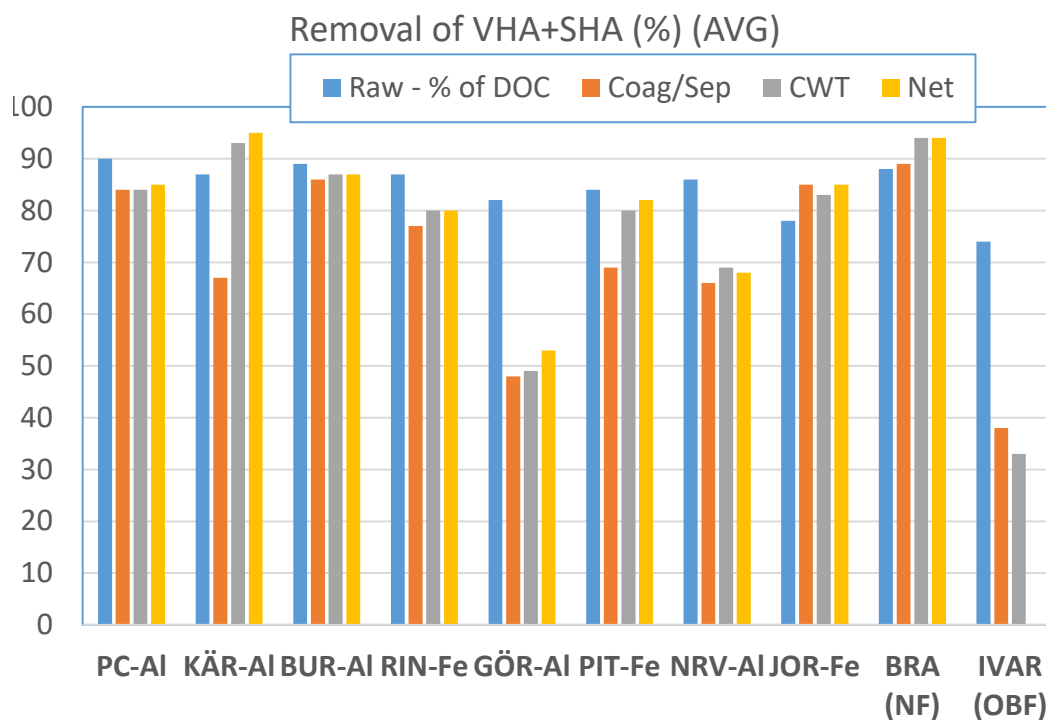
3.3.3. Fjerning av DOC og NOM-fraksjoner

Figurene 45 til 47 viser midlere oppnådde rensegrader (% fjernet) for henholdsvis DOC, hydrofob NOM (VHA+SHA), og hydrofil NOM (CHA+NEU) ved de 10 NOMiNOR-vannverkene. Av de hydrofile fraksjoner så er det særlig NEU-fraksjonen viser seg vanskelig å fjerne. Slik sett er det gunstig at NEU-konsentrasjonen er lav i alle råvann. Det er imidlertid mulig at konsentrasjonen av denne fraksjonen kan øke i fremtiden som følge av klimaendringer, siden et varmere klima med mulig økt algevekst kan bidra til økt konsentrasjon av NEU. Muligens vil også økt nedbør og økt vindeksponering på vannkildene kunne bidra til algevekst via økt mobilitet og tilgjengelighet av næringssalter.

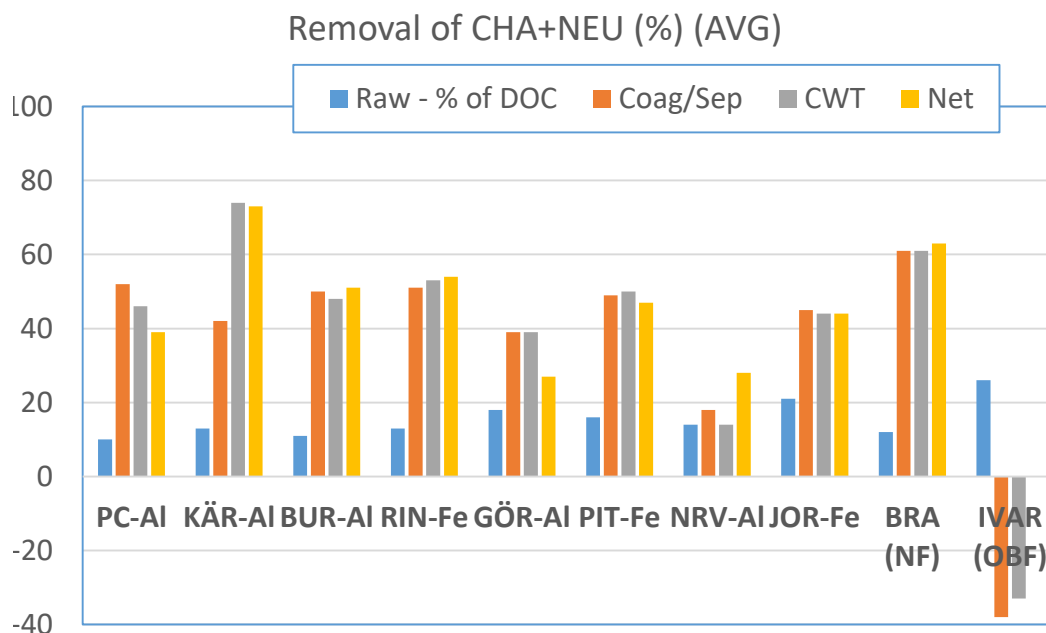
Figur 45 viser at OBF-prosessen ved IVAR gir god fjerning av farge og UV-abs (jf. Figur 42 og 43). OBF-prosessen evner ikke å fjerne DOC i særlig grad (< 20 %). Ozoneringsprosessen transformerer hydrofob NOM (særlig VHA) til hydrofil NOM, og bidrar derved til at innholdet av hydrofil NOM er høyere enn i råvannet (jfr. Fig. 46 og 47). Men konsentrasjonsnivåene er relativt lave. Figur 45 viser videre at man ved Görvåln har den laveste renseeffekten for DOC blant koagulerings-anleggene, noe som delvis kan relateres til den høye SHA-andelen i råvannet (22 %). Denne fraksjonen er betydelig mindre koagulerbar enn VHA-fraksjonen.



Figur 45. Tot-DOC: Middelverdier for fjernet andel (%) i de ulike behandlingstrinn ved NOMiNOR-vannverkene.

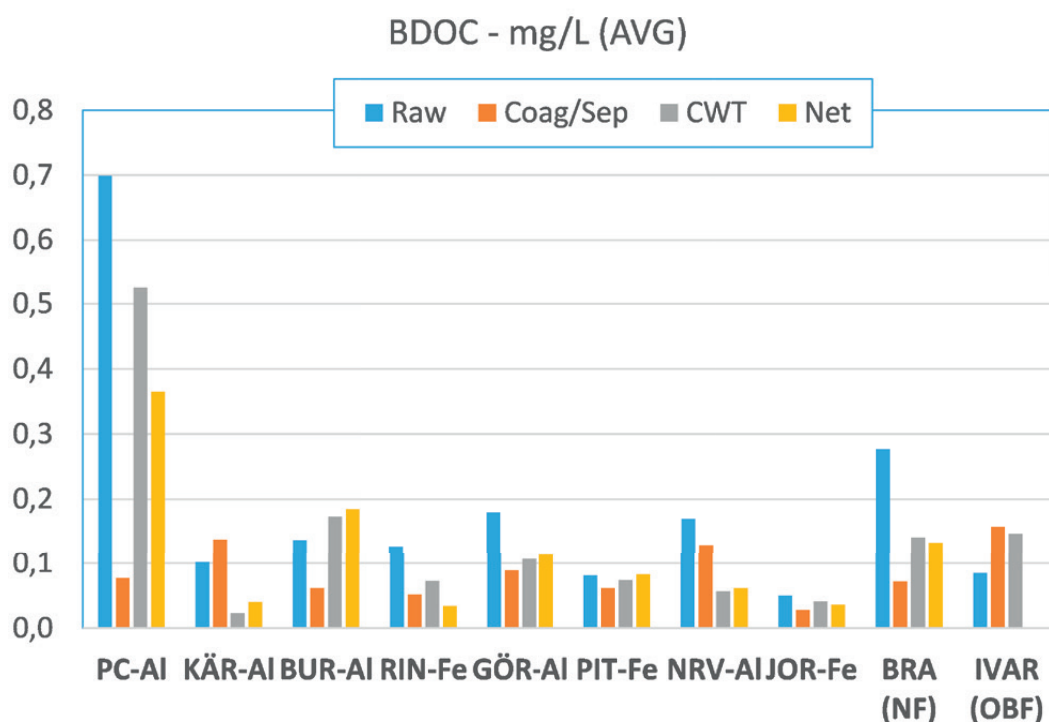


Figur 46. Hydrofob NOM: Middelverdier for andel VHA+SHA i råvann, samt fjernet andel (som % av tot-DOC) i de ulike behandlingstrinn ved NOMiNOR-vannverkene.



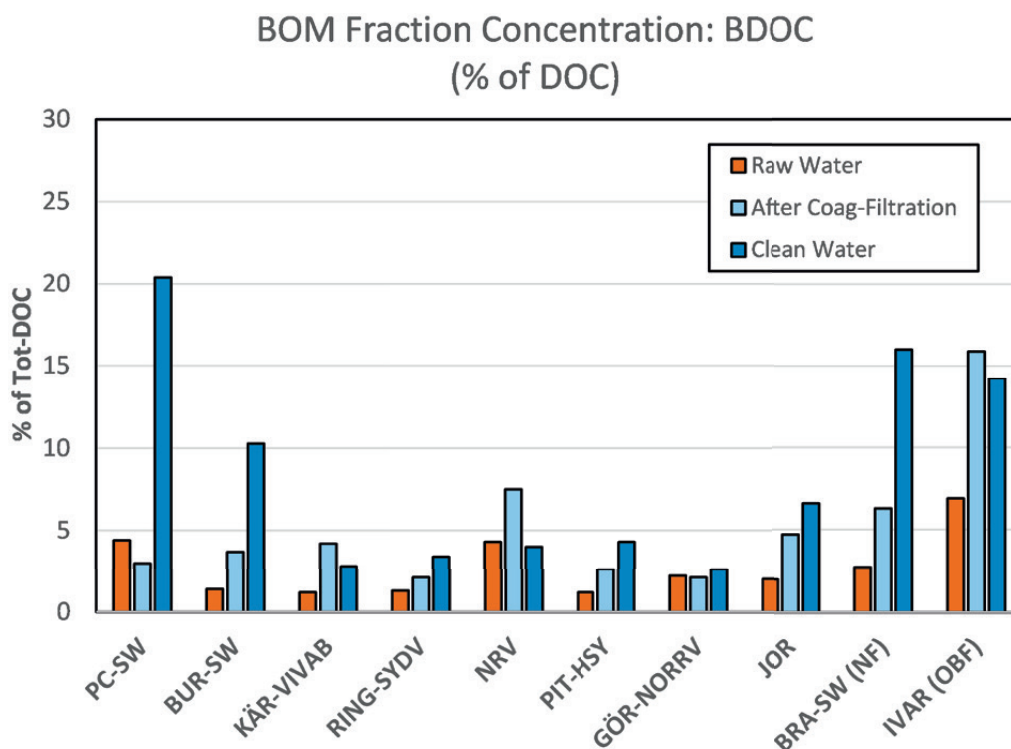
Figur 47. Hydrofil NOM: Middelverdier for andel CHA+NEU i råvann, og fjernet andel (som % av tot-DOC) i de ulike behandlingstrinn ved NOMiNOR-vannverkene.

Figurene 48 og 49 viser hvordan henholdsvis innholdet av bionedbrytbar NOM (mg BDOC/L) og BDOC-andelen (% av DOC) påvirkes av vannbehandlingsprosessene. For klorfrie ledningsnett slik man har i Norge, bør man tilstrebe et BDOC-innhold lavere enn 0.15-0.20 mg/L for å unngå problemer med gjenvekst og biofilmdannelse i ledningsnettet. Det fremgår av resultatene i Figur 48 at koagulering evner å redusere BDOC-innholdet ved alle vannverk som benytter denne prosessen, med unntak av Kärreberg der koaguleringsprosessen ikke fungerte optimalt i hele prøveperioden.



Figur 48. Middelverdier for BDOC-innhold gjennom behandlingsprosessen ved NOMiNOR-vannverkene.

Figur 48 og 49 viser også at oksidasjons-/desinfeksjonsmidler som klor og ozon gir en betydelig økning av BDOC-innholdet. Man ser en viss økning i BDOC som følge av ozoneringen ved IVAR og Pitkäkoski. Men økningen i BDOC er særlig tydelig ved de skotske vannverkene som benytter høye klordoser, men der man likevel evner å holde det økte biologiske vekstpotensialet under kontroll på grunn av det høye restklorinnholdet i hele ledningsnettet. Man bør imidlertid vurdere hvorvidt restklorkonsentrasjonen er tilstrekkelig til å kontrollere vekstpotensialet også internt i store bygg med lange interne ledningsnett/lange oppholdstider.



Figur 49. Midlere BDOC-innhold (som %-andel av DOC) gjennom behandlingsprosessen ved NOMiNOR-vannverkene.

3.3.4. Fjerning av mikroorganismer (ATP)

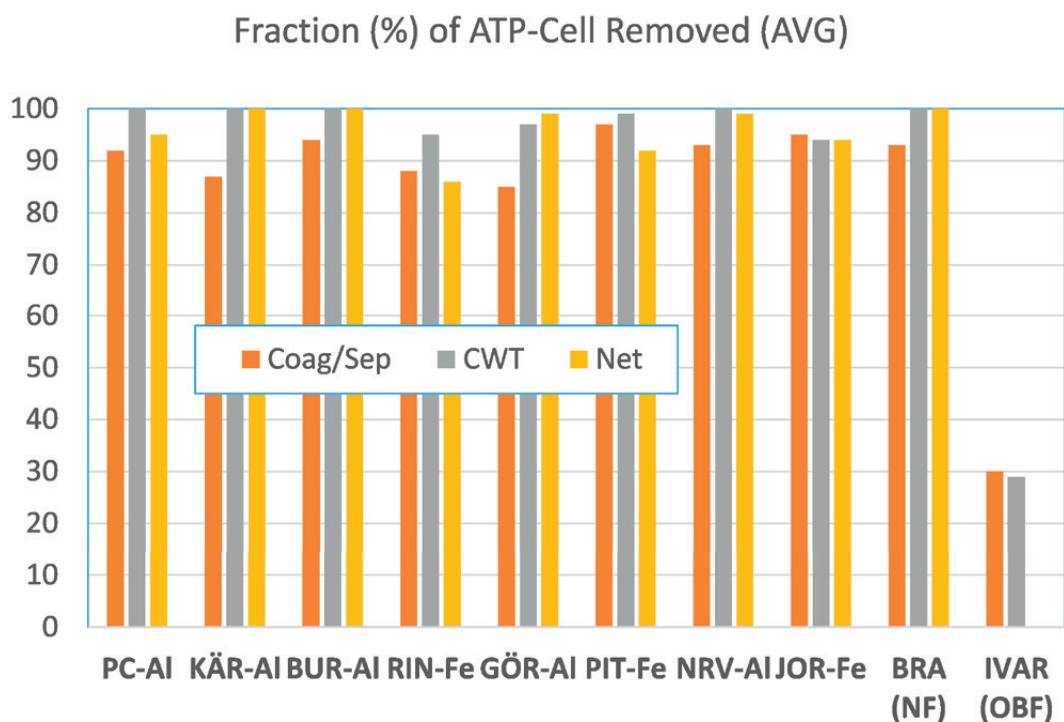
Midlere verdier for oppnådd reduksjon av mikroorganismeinnhold, målt som adenosintrifosfat (ATP), er vist i Figur 50. Koagulerings-/filtertrinnet bidrar også for ATP med betydelige renseeffekter (85-98 %). Renseeffektene øker ytterligere til nivåer på 95-100 % etter desinfeksjonstrinnet.

Også nanofiltreringen ved Bracadale fjerner mer enn 90 % av ATP. Etter kloreringstrinnet øker renseeffekten til 100 %. Resultatene fra OBF-pilotanlegget ved IVAR viser kun en begrenset reduksjon i ATP-innhold (< 30 %) i prosessen. Dette skyldes i stor grad at man under prøverunden i mars 2014 fikk et høyt ATP-innhold i utløpet fra det alkaliske filteret, sannsynligvis grunnet avskalling av metallavsetninger med adsorbert NOM og mikroorganismer. Det var heller ikke noe sluttdesinfeksjonstrinn i dette pilotanlegget, slik at verdiene forble høye også i renvannet (CWT).

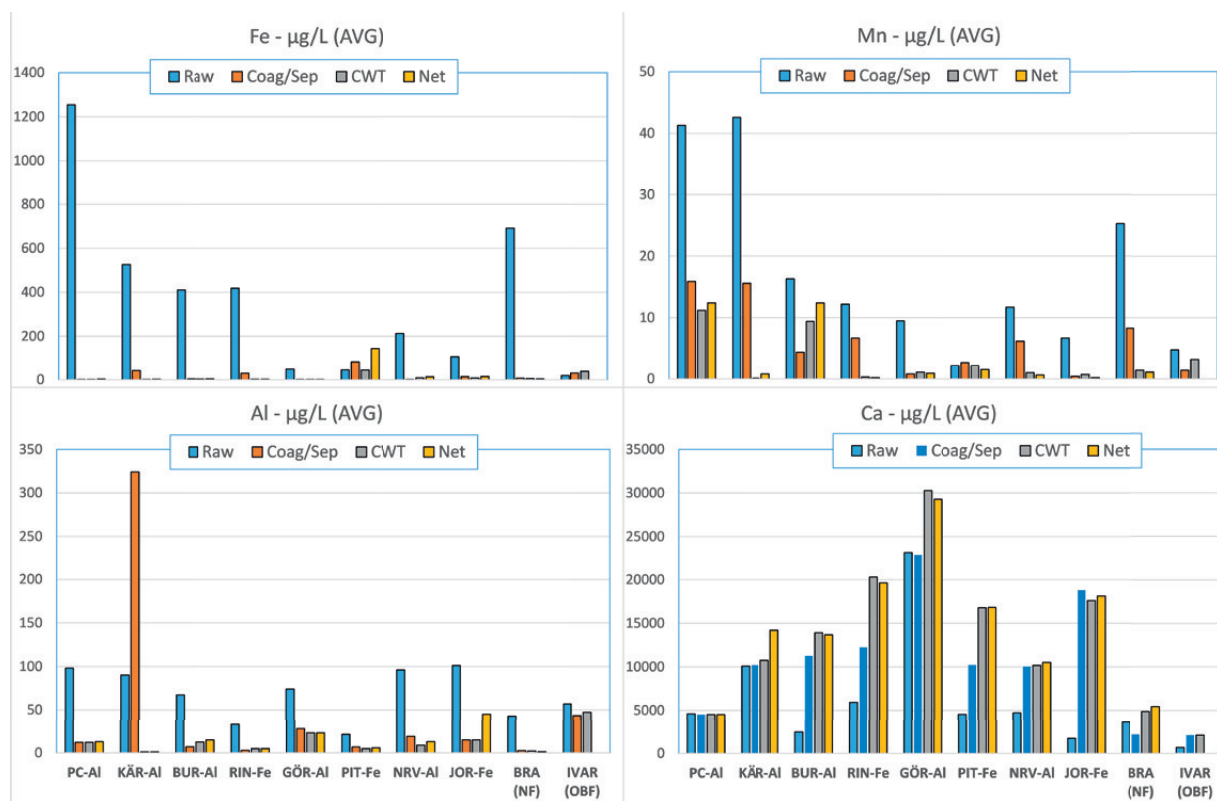
3.3.5. Metaller og metallfjerning

Figur 51 viser midlere konsentrasjoner av Fe, Mn, Al og Ca i prøver av råvann, koagulert/filtrert vann, rentvann og nettvann ved NOMiNOR-vannverkene. Det fremgår at jern- og manganinnholdet er betydelig i flere råvann, spesielt ved de skotske vannverkene. Dette henger sammen med de høye NOM (DOC) nivåene, og indikerer betydelig forekomst av NOM-metallkomplekser.

Høye verdier for innhold av restkoagulant i koagulert/filtrert vann reflekterer episoder ved enkelte vannverk (for eksempel Kärreberg) der koaguleringsprosessen ikke har fungert optimalt. Videre gjenspeiles effekten av korrosjonskontrollen i ulike Ca-nivåer og i ulik grad av Ca-løst fra råvann til rentvann. I Norge anbefales en Ca-konsentrasjon på 15-25 mg/L som et kompromiss for å kontrollere korrosjonen av de fleste anvendte ledningsmaterialer.



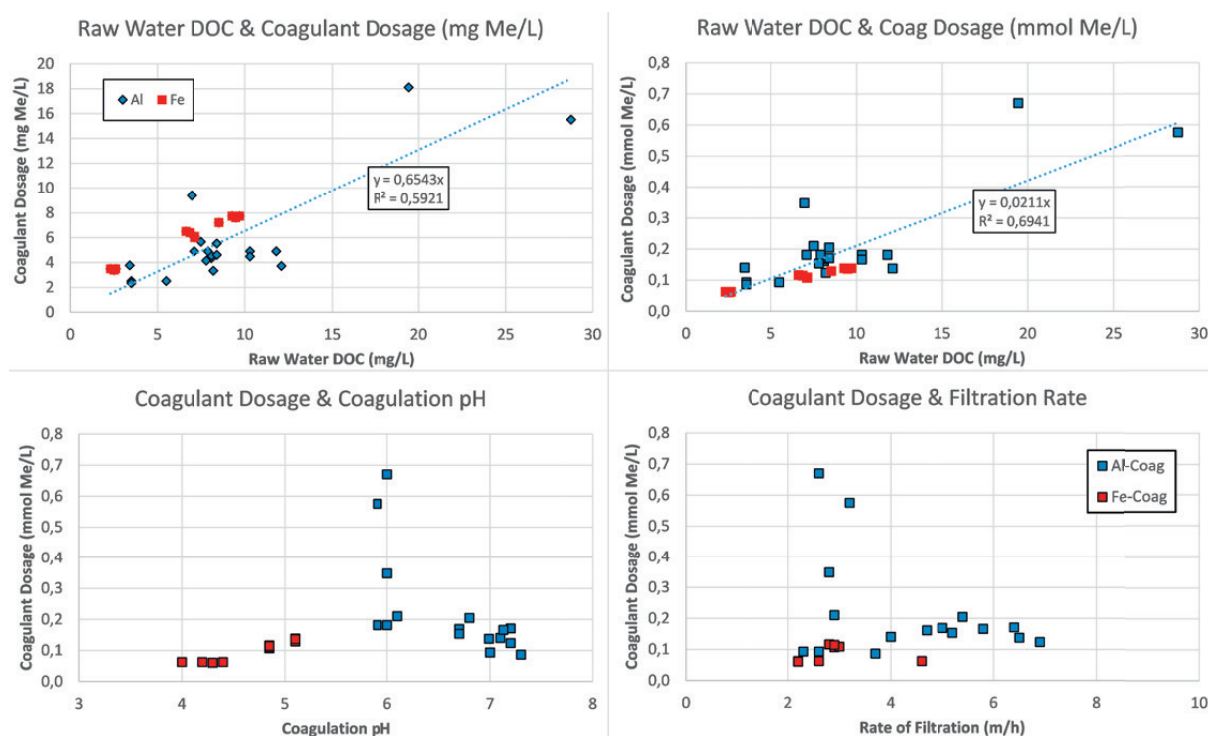
Figur 50. Middelverdier for fjernet andel (%) av ATP i behandlingsprosessen ved NOMiNOR-vannverkene.



Figur 51. Middelkonsentrasjoner av Fe, Mn, Al og Ca i prøver av råvann, koagulert/filtrert vann, rentvann (CWT) og nettvann ved NOMiNOR-vannverkene.

3.4. Vurdering av koaguleringsforhold

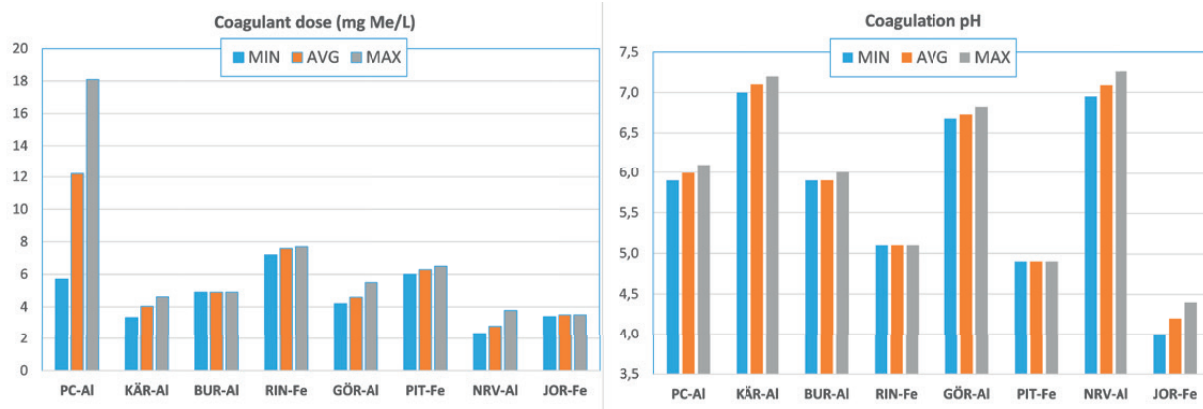
Figur 52 gir en oversikt over anvendte koagulerings- og filtreringsforhold (Al- og Fe-doser, koagulerings-pH, og filtreringshastigheter) under prøveperioden ved de 8 NOMiNOR-anleggene som anvender koagulering. Ved Fe-koagulering anvendes en lav pH (ca 4-5), mens man ved bruk av Al-sulfat anvender høyere koagulerings-pH (ca 6). Ved bruk av prepolymerisert Al-klorid (PAX, Ekofloc) anvendes enda høyere pH (ca 7). Koagulantbehovet regnet som mg Me/L er høyere ved bruk av Fe, mens de molare doser (mmol Me/L) jevnt over er noe lavere ved bruk av Fe-koagulering. Figuren indikerer også en nær lineær sammenheng mellom råvannskvalitet og koagulantbehov. Videre er de anvendte filtreringshastigheter såpass lave (2-7 m/time) at de ikke burde påvirke kvaliteten på filtrert vann i negativ retning.



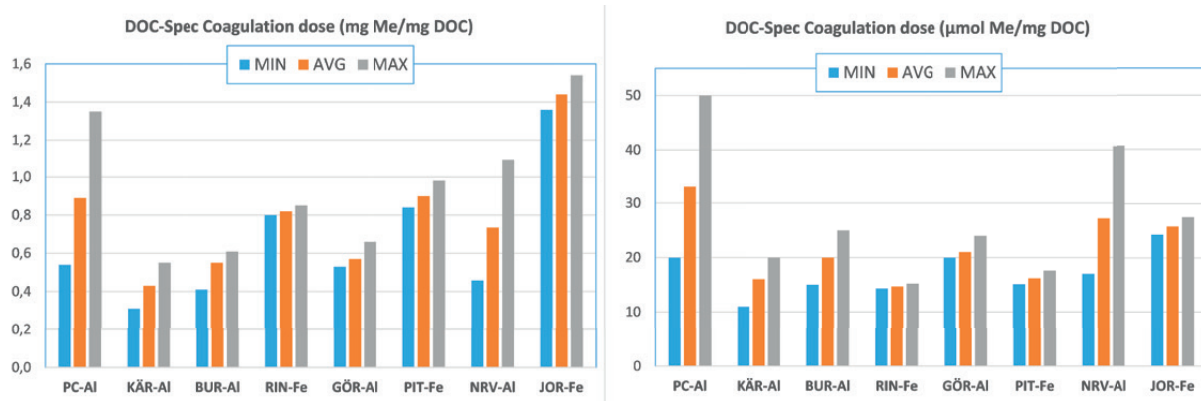
Figur 52. Sammenheng mellom råvannskvalitet (DOC) og anvendt type (Al/Fe) og dose av koagulant (som mg/L og mmol/L), anvendt koagulerings-pH og anvendte filtreringshastigheter (Gjelder de 8 NOMiNOR-vannverkene som anvender koagulering).

Figur 53 angir de registrerte minimums-, middel- og maksimumsverdier for anvendt koagulantdose (mg/L) og koagulerings-pH, noe som illustrerer de driftsmessige utfordringer knyttet til prosesskontroll og styring av koaguleringsprosessen. Mens noen vannverk kan operere med stabile nivåer for koagulerings-pH og koagulantdose i prøveperioden på ca. 1 år, er variasjonene store ved andre vannverk (for eksempel ved Port Charlotte WTW). Variasjonene i doseringsmengder gjenspeiler i stor grad variasjonene i råvannskvalitet, der økt NOM-innhold krever økt koagulantdose.

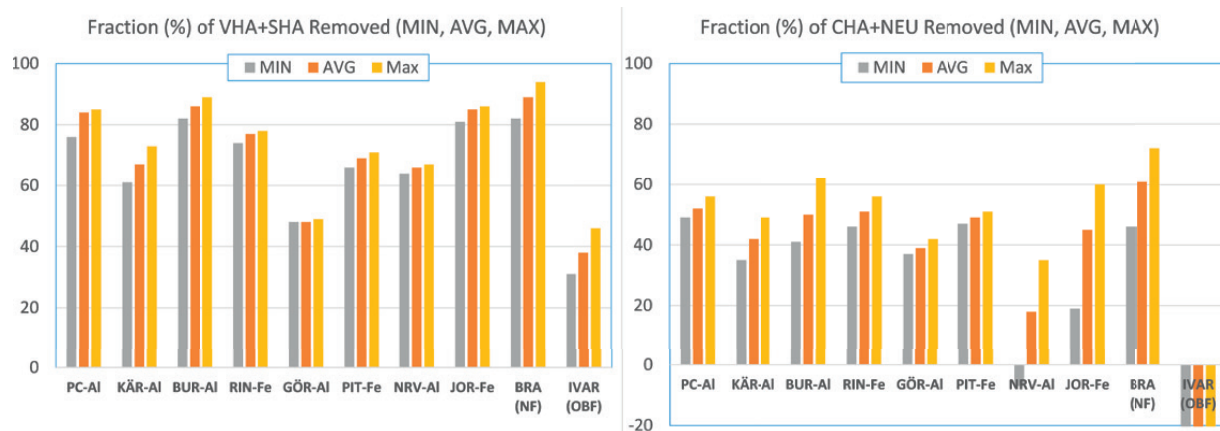
Men Figur 54 viser imidlertid også store variasjoner i DOC-spesifikk koagulantdosering, dvs. mengde koagulant tilsatt per mg DOC i råvannet. Som figuren viser, holdes den DOC-spesifikke koagulantdosen på et relativt konstant nivå ved noen vannverk, noe som tyder på en velfungerende prosesskontroll med en god tilpasning av koaguleringsforholdene til den rådende råvannskvalitet (RIN, GÖR, PIT og JOR). På andre vannverk (for eksempel PC og NRV) varierer den DOC-spesifikke koagulantdosen betydelig. Spørsmålet blir da hvorvidt NOM-egenskapene har endret seg så mye i løpet av prøveperioden at det kreves 2,5 ganger så mye koagulant per mg DOC ved maksimumstilfellet sammenlignet med minimumsverdien slik tilfellet er ved Port Charlotte, eller om dette skyldes en mangelfull prosesskontroll. Variasjonene i koaguleringsbetingelser og DOC-spesifikk koagulantdose gjenspeiles i stor grad i graden av oppnådd fjerning av de ulike NOM-fraksjoner (Figur 55).



Figur 53. Koagulantdose og koagulerings-pH: Minimum, middel og maksimumsverdier for anvendt koagulantdose og koagulerings-pH for de 8 NOMiNOR-vannverkene som benytter koagulering.



Figur 54. DOC-spesifikk koagulantdose: Minimum, middel og maksimumsverdier for de 8 NOMiNOR-vannverkene som benytter koagulering.



Figur 55. Minimum, middel og maksimumsverdier for fjernet andel (%) av hydrofob (venstre) og hydrofil NOM ved de 8 NOMiNOR-vannverkene som benytter koagulering.

En oversikt over de anvendte koaguleringsbetingelser og variasjonene i disse er vist i Tabell 13. Den DOC-spesifikke koagulantdosen varierer som vist svært mye, (opp til to og en halv gang mellom minste og største verdi. Variasjonene er spesielt store for PC, NRV, KÄR og BUR. Andre vannverk evner å holde den DOC-spesifikke doseringen relativt konstant, selv om DOC-innholdet i råvannet varierer.

Tabell 13. Oversikt over prosessbetingelser og variasjonsområder for koaguleringsanleggene i NOMiNOR.

Vann- verk	Koag-type	Koag-pH (mg Me/L)	Koag-dose	Spes Koagdose (mg Me/mg DOC)	Spes Koagdose (µmol Me/mg DOC)	Variasjon (Max/Min)
PC-UK	Al	5.9-6.1	5.7-18.1	0.54-1.35	20-50	2.5
KÄR-S	Ekofloc	7.0-7.2	3.3-4.6	0.31-0.55	11-20	1.8
BUR-UK	Al	5.9-6.0	4.9	0.42-0.69	15-26	1.7
RIN-S	Fe	5.1	7.2-7.7	0.80-0.85	14-15	1.1
GÖR-S	Al	6.7-6.8	4.2-5.5	0.53-0.66	20-24	1.3
PIT-SF	Fe	4.9	6.0-6.5	0.84-0.98	15-18	1.1
NRV-N	PAX18	7.0-7.3	2.3-3.8	0.46-1.11	17-41	2.4
JOR-N	Fe	4.0-4.4	3.4-3.5	1.35-1.52	24-27	1.1

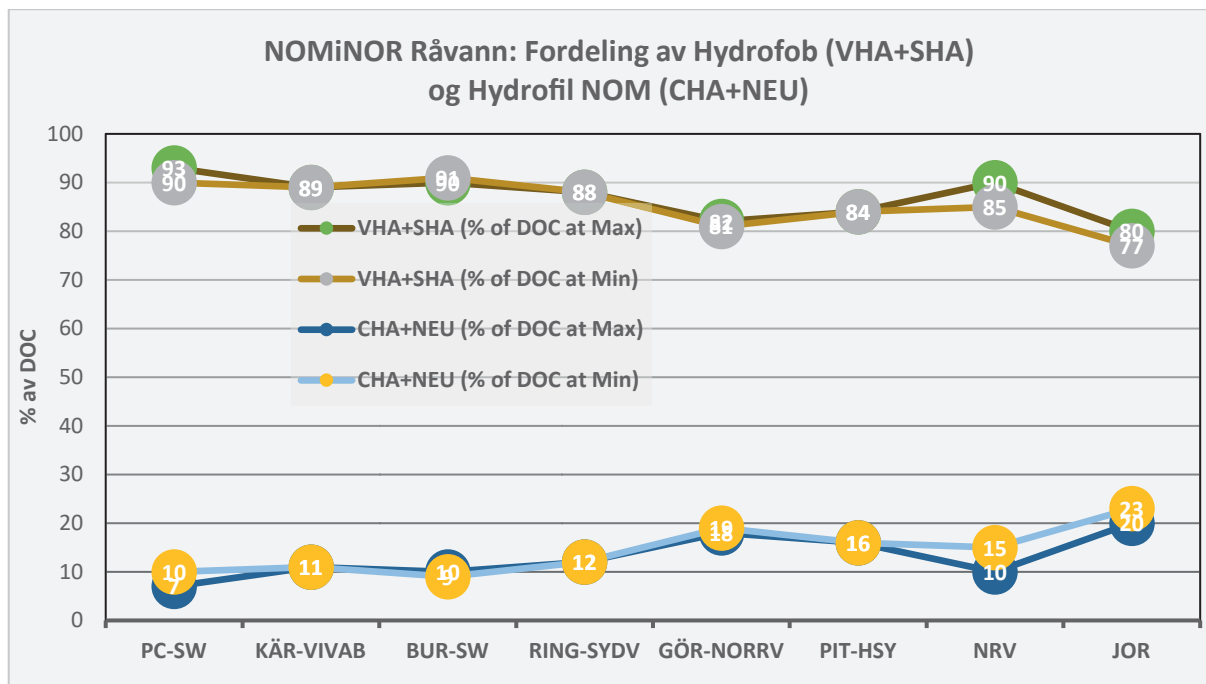
Koagulantbehovet regnet som mg Me/L øker i tråd med et økende NOM-innhold i råvannet. Men dersom råvannets NOM-fraksjonsfordeling holder seg konstant, bør koagulantbehovet regnet som mg Me/mg DOC, i.e. det DOC-spesifikke koagulantbehovet, også holde seg konstant. Resultatene fra råvannsanalysene i NOMiNOR viser at selv om de sesongmessige variasjoner i DOC-innhold kan være store, så holder NOM-fraksjonsfordelingen seg konstant. Dette er illustrert i Figur 56 som viser NOM-fraksjonsfordelingen ved den høyeste og den laveste målte DOC-verdien i råvannet til hvert av anleggene i prøveperioden. Som vist i figuren er fordelingen om lag den samme ved maksimum og minimum DOC-nivå i råvann fra hvert av de undersøkte vannverk. Forskjellene er størst ved NRV, PC og JOR med henholdsvis 5, 3 og 3 %.

NOM-fraksjonsfordelingen – og derved koagulerbarheten – synes derved ikke å forandre seg selv om råvannets DOC-innhold endres betydelig. Dette innebærer at det spesifikke koagulantbehovet også burde være relativt konstant – i sterk kontrast til de store variasjonene som ble vist i Figur 54 og i Tabell 13. Dette tyder på at prosesskontrollen, herunder tilpasningen av koaguleringsbetingelsene til den rådende råvannskvalitet, kan forbedres ved de anleggene der variasjonene i spesifikk koagulantdose er størst.

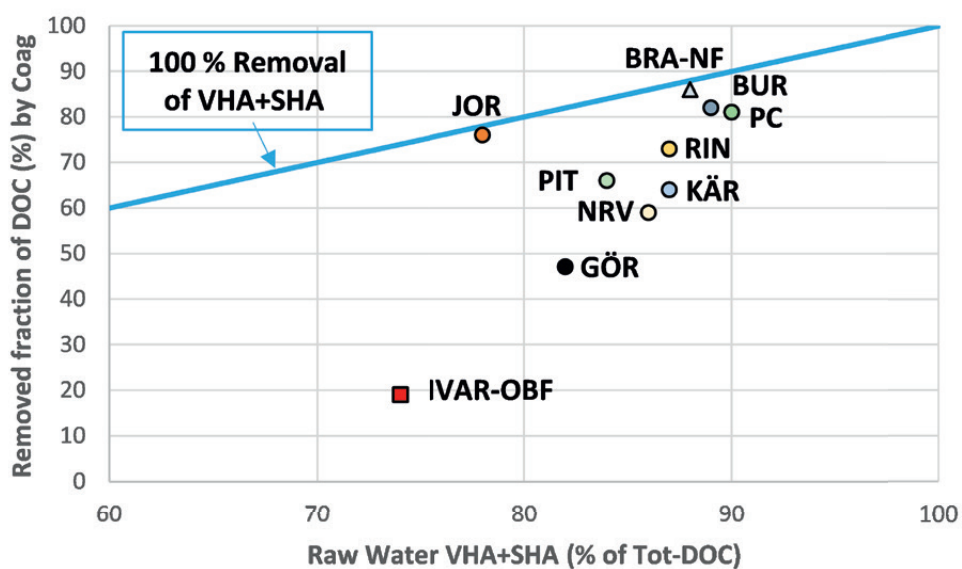
Selv om de sesongmessige variasjoner i NOM-fraksjonsfordeling er små, er det imidlertid usikkert om dette kan tas som en indikasjon på at NOM-fraksjonsfordelingen vil holde seg noenlunde stabil også i en fremtidig situasjon med økt NOM-innhold som følge av klimaendringer.

3.5. Kartlegging av optimaliseringspotensialer

VHA-fraksjonen er godt koagulerbar, mens NEU-fraksjonen er dårlig koagulerbar og fjernes i liten grad i koaguleringsprosesser. SHA og CHA-fraksjonene befinner seg noe midt mellom hva gjelder koagulerbarhet, og man ser ofte betydelige variasjoner i renseeffekt for disse fraksjonene. Dersom man antar at all hydrofob NOM (VHA+SHA) bør kunne fjernes i et optimalt designet og drevet koaguleringsanlegg, viser Figur 57 hvor de oppnådde resultater fra de ulike NOMiNOR-vannverkene befinner seg i et slikt bilde. Den blå linjen i figuren representerer en situasjon der all hydrofob NOM er fjernet. Nanofilteranlegget i Bracadale befinner seg som vist nær denne linjen. Det samme gjør koaguleringsanlegget ved Jordalsvatnet, som over en lang periode har vært gjenstand for omfattende optimaliseringstiltak. Også anleggene i Burncrooks og Port Charlotte er nær linjen, men andre anlegg befinner seg langt under linjen – til tross for at andelen hydrofob NOM i råvannet burde tilsi en høyere reduksjon av DOC enn det som er oppnådd.



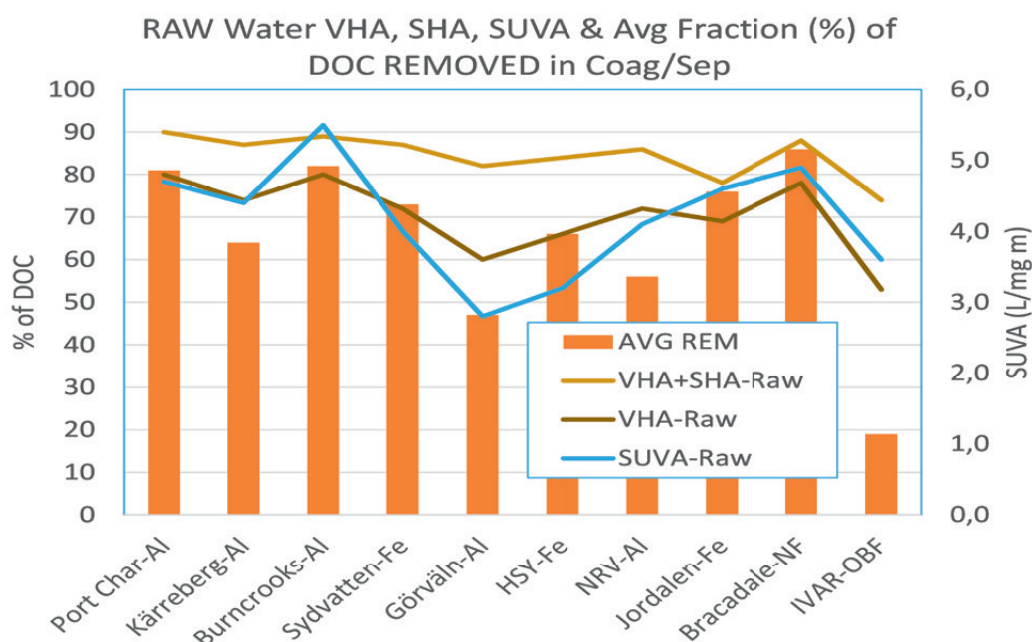
Figur 56. Fordeling av hydrofob og hydrofil NOM (% av DOC) i råvann under prøverundene med det høyeste (Max) og det laveste (Min) DOC-innholdet (NOMiNOR-vannverk med koagulering).



Figur 57. Innhold av hydrofob NOM i råvann, og oppnådd DOC-reduksjon (%) ved NOMiNOR-vannverkene.

Spesifikk UV-absorbans (SUVA) brukes ofte som et mål for koagulerbarhet av NOM-holdige råvann. SUVA kan imidlertid påvirkes av andre UV-absorberende stoffer i vannet, herunder jern og nitrat. Resultatene i Figur 57 indikerer at andelen av hydrofob NOM (VHA+SHA) i et råvann kan anvendes for vurdering av koagulerbarhet og prediksjon av oppnåelig DOC-reduksjon, som et alternativ til SUVA.

Andel hydrofob NOM kan også anvendes som basis for en vurdering av optimaliseringspotensial ved enkeltvannverk, som illustrert i Figur 58. Her vises midlere verdier for oppnådd DOC-fjerning ved hvert enkelt vannverk, sammen med midlere verdier for SUVA, andel VHA og andel VHA+SHA i hvert enkelt råvann. Det synes å være en klar sammenheng mellom grad av DOC-fjerning, SUVA og andel hydrofob NOM (VHA og VHA+SHA).



Figur 58. Sammenheng mellom SUVA og innhold av hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA, SHA) i råvann, og oppnådd grad av DOC-fjerning (%) ved de enkelt anlegg. Optimaliseringspotensialet fremkommer som avstanden mellom toppen av stolpene og opp til linjen for VHA evt VHA+SHA ved det enkelte NOMiNOR-vannverk.

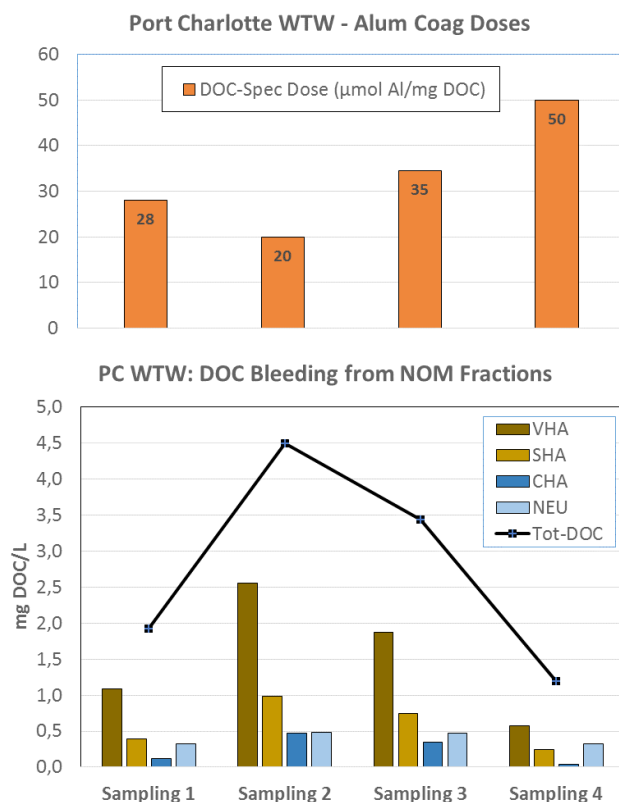
3.6. Lekkasje av NOM-fraksjoner til rentvannet

Et illustrerende eksempel på effekten av ulike koagulantdoser på mengde DOC i behandlet vann kan tas fra Port Charlotte WTW. Figur 59 viser de spesifikke koagulantdoser som ble anvendt i NOMiNOR-prøveperioden ved dette anlegget, sammen med lekkasjen («bleeding») av DOC fra de ulike NOM-fraksjoner i behandlet vann under de fire prøvetakingsrundene. Det fremgår av figuren at NOM-innholdet er høyt i prøverunde 2 der den spesifikke koagulantdosen er lav, og at man oppnår en betydelig forbedring i prøverunden med den høyeste spesifikke koagulantdosen (Runde 4). Det er imidlertid fortsatt de hydrofobe, godt koagulerbare NOM-fraksjoner (VHA og SHA) som bidrar mest til DOC-innholdet i filterutløps-vannet. Dette indikerer tilstedeværelsen av et potensial for optimalisering og økt fjerning av DOC i dette anlegget.

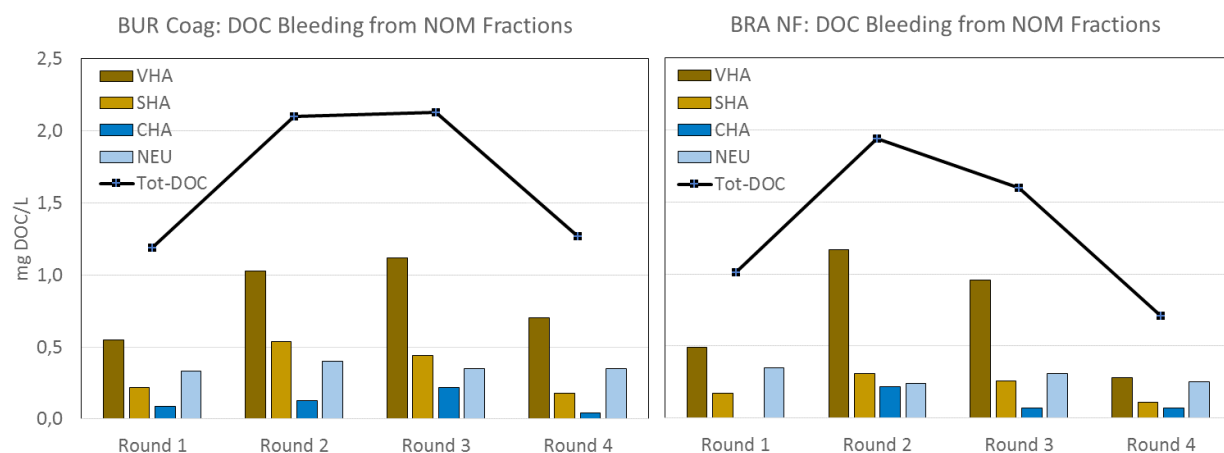
3.6.1. Koagulering eller nanofiltrering

Figur 60 viser innholdet av DOC, fordelt på de ulike NOM-fraksjoner, i behandlet vann fra et koaguleringsanlegg (Burncrooks) og et nanofilteranlegg (Bracadale). Råvannskvaliteten er relativt lik ved de to anleggene slik at resultatene burde være sammenlignbare.

Grafene viser at NF-anlegget fungerer best, men at et godt drevet koaguleringsanlegg ikke ligger langt bak. Det er også interessant å legge merke til at de skotske koaguleringsanleggene produserer et godt rentvann – selv for råvann med fargetall over 300 og DOC-innhold over 28 mg/L.



Figur 59. Variasjon i anvendt DOC-spesifikk Al-dose og korresponderende DOC-lekkasje («bleeding») fra ulike NOM fraksjoner under de 4 prøvetakingsrunder ved Port Charlotte WTW.



Figur 60. Bidrag til DOC fra de ulike NOM fraksjoner under de 4 prøvetakingsrundene ved et koaguleringsanlegg (Burncrooks, til venstre), og ved et nanofiltreringsanlegg (Bracadale, til høyre).

3.7. Avanserte NOM-analyser

Her beskrives utvalgte resultater fra de mer avanserte NOM-analysene.

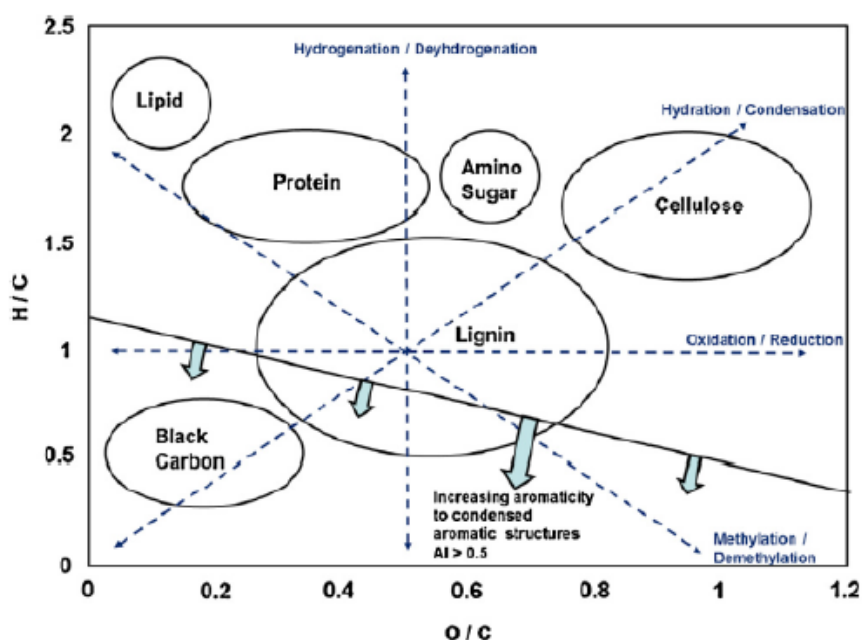
3.7.1. FT-ICR-MS

Metodikk. Analyser av NOM med ultrahøyoppløselig massespektrometrisk teknikk (FT-ICR-MS – Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry) har over de seneste årene gitt en ny og forbedret innsikt i hva NOM egentlig består av, og har vist den høye kompleksiteten som NOM har i vannprøver. Metodikk for prøveoppbeidelse i NOMiNOR-prosjektet er utført som beskrevet av Dittmar et al. (2008). Denne metoden for ekstraksjon og oppkonsentrering av NOM fra vannprøver har blitt mye brukt innenfor forskning med FT-ICR-MS metodikk. Selve FT-ICR-MS analysen er utført i tråd med metoden beskrevet blant andre av Andrilli et al. (2013), og er basert på elektrospay ionisasjon i negativ modus. Resultater fra interne kvalitetskontrollprøver har vist god presisjon (repeterbarhet) mellom prøver, og god stabilitet av NOM i prøvene.

Resultater. Resultatene fra FT-ICR-MS analysene gir informasjon om NOM med molekylstørrelse i området fra 200 til 1200 Dalton. Selv om dette er et begrenset molekylvektområde og relativt lave molekylvekter, dekker metoden et molekylvekstområde som antas å ha høy relevans i drikkevannssammenheng, kanskje særlig for de mer lavmolekylære NOM-fraksjoner som kan utgjøre substrat/næring for mikroorganismer. Negativ elektrospay som ioniseringsmetodikk viser innholdet av karbon, hydrogen og oksygen i NOM spesielt godt, og er mye brukt for å karakterisere NOM som er dannet fra lignin.

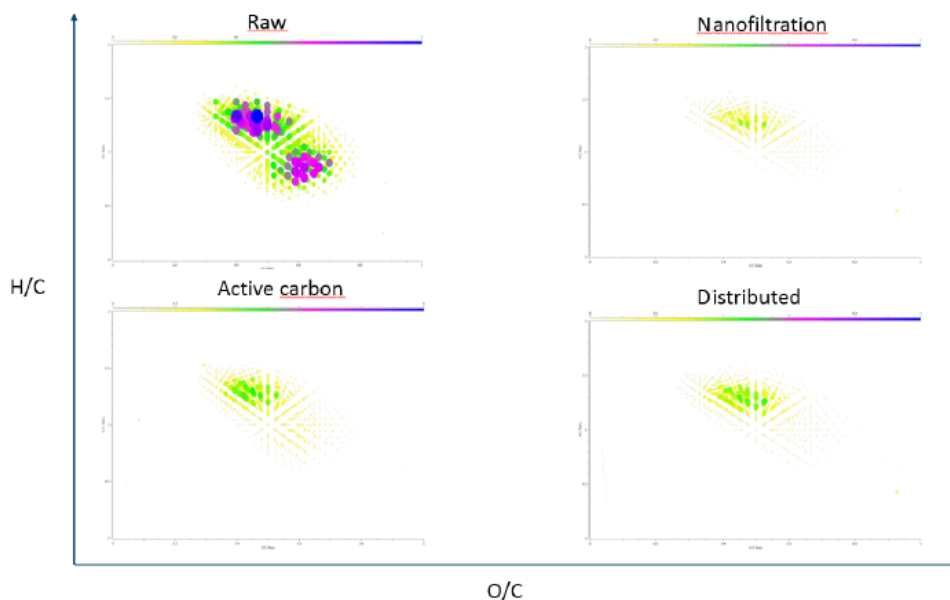
En oppsummering av resultatene fra FT-ICR-MS-analysene viser at NOM sammensetningen varierer mellom de ulike vannverkene, og at det er sesongmessige variasjoner. Videre viser resultatene at vannbehandlingsprosessene evner å fjerne større NOM-molekyler mer effektivt enn de mindre.

FT-ICR-MS data gir opplysninger om relativ mengde NOM i prøvene, om molekylvekter, om antall karbonatomer samt dobbelbindingsekvivalenter (dvs. om molekylene inneholder dobbeltbindinger og aromatiske ringer).



Figur 61. Van Krevelen plott. Langs x-aksen vises forholdet mellom oksygen og karbon (O/C) og langs y-aksen vises forholdet mellom hydrogen og karbon (H/C). Plottet viser opphav til NOM, som i disse undersøkelsene hovedsakelig er fra lignin. En plassering av punktene lenger ned mot x-aksen indikerer høyere innslag av dobbeltbindinger i NOM molekylene, normalt betyr dette høyere andel av aromatringer i molekylene.

For å illustrere hvordan sammensetningen av NOM endres gjennom ulike vannbehandlingstrinn, kan resultatene presenteres i såkalte Van Krevelen plott. I disse plottene vises forholdet mellom oksygen og karbon (O/C) langs x-aksen, mens forholdet mellom hydrogen og karbon (H/C) vises langs y-aksen. Plasseringen av datapunktene i plottet forteller da hva slags type opphav de forskjellige NOM molekylerne har.



Figur 62. viser eksempel på fjerning av NOM ved nanofiltrering (Bracadale WTW, Skottland). Plottene indikerer at NOM med høyere innhold av dobbeltbindinger/aromater fjernes mest effektivt.

3.7.2. Kloreringsbiprodukter og zetapotensialer

Potensialet for dannelse av kloreringsbiprodukter i form av totale trihalometaner (TTHM) er vist i Tabell 14. Målte nivåer av TTHM ($\mu\text{g/L}$) er angitt sammen med de DOC-normaliserte verdiene ($\mu\text{g TTHM/mg DOC}$). Prosedyrene for analyse av potensialet for TTHM-dannelse er basert på bruk av svært høye klordoser og lange kontakttider. Her er vannprøvene tilsatt en klordose (mg/L) som er 5 ganger så høy som DOC-konsentrasjonen (mg/L), før man analyserer TTHM-innholdet etter en klorkontaktid på 7 døgn. Dette innebærer at verdiene for dannelsespotensialet av kloreringsbiprodukter blir urealistisk høye i forhold til den lavkloreringspraksisen vi anvender i Norge der klorinnholdet ofte er nær null allerede etter 30 minutters kontaktid. Nivået på dannelsespotensialet for klorerte desinfeksjonsbiprodukter sier dog noe om de gjenværende NOM-fraksjoners evne til å reagere med klor og danne trihalometaner (THM) i vannprøvene. Denne kan variere mye mellom vannverkene, avhengig av mengde og egenskaper (reaktivitet) til gjenværende NOM i vannet, og derved av vannbehandlingen. Det fremgår klart at høyt NOM-innhold (jfr. råvann fra BUR, BRA, PC og KÅR) gir høye verdier for TTHM. Dannelsespotensialet ($\mu\text{g TTHM/mg C}$) synes imidlertid å avta som følge av vannbehandlingen, noe som indikerer en selektiv fjerning av de mest klorreaktive NOM-fraksjoner.

Tabell 14 viser også målte verdier for zetapotensial (overflateladning på partikler) i vannprøvene. Normalt oppnås best koagulering ved bruk av koagulantdoser og pH-verdier som gir et zetapotensial i området -10 til $+4$ mV. Med unntak av én prøve fra Pitkääkoski (Jan 2015) synes man å være innenfor dette området i filterutløpsvann fra de vannverkene som benytter koagulering.

Vår erfaring er imidlertid at det ofte kan være vanskelig å oppnå gode og konsistente signaler/målinger av zetapotensial på steder der råvannet er relativt rent og med lave koagulantbehov, slik tilfellet er mange steder i Norge.

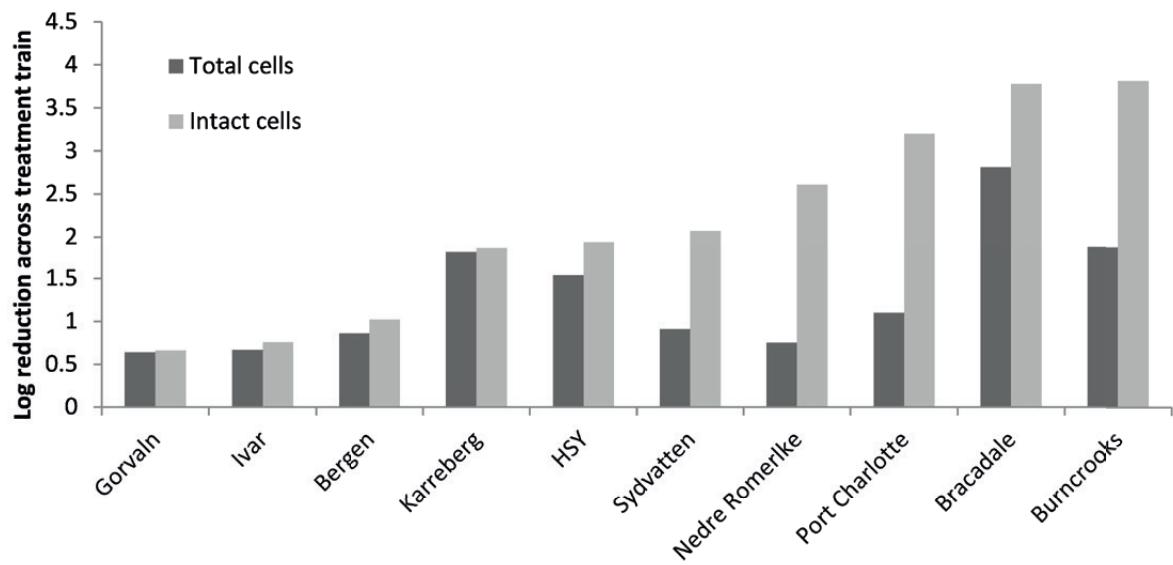
3.7.3. Fjerning av mikroorganismer

Midlere verdier for oppnådde log-reduksjoner i bakterieceller (totale og intakte) fra råvann til rentvann er vist i Figur 63. Det fremgår av figuren at de målte log-reduksjoner varierer fra <1 til nær 4. Effekten av høye klordoser kommer klart frem (PC, BRA, BUR), mens den anvendte flowcytometri-metoden ikke gir kredit til UV som desinfeksjonsmetode (GÖR, JOR/Bergen, HSY, RIN/Sydvatten og NRV). Dette fordi metoden ikke evner å skille mellom intakte bakterieceller og inaktiverte bakterieceller der reproduksjonsegenskapene er ødelagt som følge av UV-desinfeksjonen.

Tabell 14. Dannelsesepotensial for trihalometaner (THM) i vannprøver fra NOMiNOR-vannverkene, samt partikkelladning/zetapotensial (Resultater fra Cranfield Univ.).

		Rentvann	280	61	-3
KÄR	Nov-15	Råvann	700	80	-18
		Ut Filter	400	125	-9
		Rentvann	50	30	-2
	Mars-16	Råvann	950	115	
		Ut Filter	100	55	
		Rentvann	50	40	
NRV	Nov-15	Råvann	250	32	-10
		Ut Filter	50	25	-6
		Rentvann	90	40	-4
	Mars-16	Råvann	350	100	-20
		Ut Filter	75	55	0
		Rentvann	75	50	-16
PIT	Jan-15	Råvann	800	115	-16
		Ut Filter	200	70	-13
		Rentvann	100	45	-15
	Mars-16	Råvann			-8
		Ut Filter			-9
		Rentvann			-3
PC	Nov-15	Råvann	1500	62	-19
		Ut Filter	390	85	0
		Rentvann	380	80	0
	Mars-16	Råvann	820	122	-18
		Ut Filter	100	77	-3
		Rentvann	100	82	-3
RIN	Nov-15	Råvann	1350	160	-11
		Ut Filter	250	85	-7
		Ut SSF	210	85	-2
		Rentvann	200	70	-3
	Mars-16	Råvann			-11
		Ut Filter			-10
		Ut SSF			-6
		Rentvann			-8

1) Verdier < 50 er satt til 50



Figur 63. Målte Log-reduksjoner av bakterieceller (totale og intakte) ved NOMiNOR-vannverkene (Flowcytometri, Cranfield Univ.).

4. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

4.1. Råvannskvalitet og fremtidig NOM-innhold

NOMiNOR-vannverkene ligger i den Boreale og Nemorale sonen der man har observert en betydelig fargetallsøkning siden 1980-tallet og frem til i dag. Selv om det er betydelige usikkerheter knyttet til fremtidige prediksjoner av NOM-innhold, både hva gjelder klimaprediksjonene og de ulike modeller som ligger til grunn, kan følgende konklusjoner trekkes hva gjelder fremtidig NOM-innhold:

- NOM-innhold og fargetall vil sannsynligvis øke ved alle NOMiNOR-vannverk. I et perspektiv frem mot år 2100 antas NOM-innholdet i de fleste NOMiNOR-vannkilder å øke med 15-25 % fra dagens nivå.
- Økningen i NOM synes å være mest relatert til økningen i temperatur.
- NOM-økningen i NOMiNOR-vannkildene er også til dels relatert til økningen i nedbørmengde, med unntak av Jordalsvatnet.
- Redusert løselighet av NOM som følge av økt ionestyrke kan observeres noen steder, for eksempel i vannkilder som er/har vært påvirket av karbonater (kalking) og/eller i kystnære vannkilder som er påvirket av klorid fra sjøsalt.
- Det kan være aktuelt å anvende lokale/in situ værvarslingstjenester, og sensorer for temperatur og nedbørmengde for tidlig-varslings av potensielle episoder med høyt NOM-innhold.

4.2. Vannbehandling, behandlingsbarhet og optimalisering

Som nevnt over har NOMiNOR-vannkildene opplevd en betydelig økning i NOM-innhold/fargetall i løpet av de siste 30-40 år. NOM-innhold og NOM-egenskaper vil i stor grad være bestemmende for vannets behandlingsbarhet via ulike metoder, for optimale driftsforhold/prosessbetingelser, og for prosesser i ledningsnettet, herunder gjenvekst, korrosjon, biofilm-/beleggdannelse, mm. Det er derfor svært viktig at man kan kontrollere NOM-innholdet på et akseptabelt nivå ved bruk av adekvate, godt designede og veldrevne vannbehandlingsanlegg. En god kur bør baseres på en god diagnose, og de metoder for NOM-karakterisering som er anvendt i NOMiNOR anses som gode diagnose-verktøy i en slik sammenheng.

Behandlingsbarhet/koagulerbarhet av NOM er nært knyttet til innhold/andel av aromatiske forbindelser. Spesifikk UV-absorbans (SUVA) er ofte benyttet som et mål for dette. En høy SUVA-verdi innebærer normalt god behandlingsbarhet og mer effektiv fjerning av NOM ved metoder basert på koagulering (og membranfiltrering). Dette gjenspeiles også i resultatene fra NOMiNOR: Råvann med høye SUVA oppnår i regelen god NOM fjerning ved koagulering eller membranfiltrering, mens råvann med lave SUVA er gir lavere rensegrad.

Oksidasjons-/desinfeksjonsprosesser som klorering og særlig ozonering bidrar til god fjerning av farge og UV-absorbans ved at dobbeltbindinger brytes. Dette fører til at hydrofob og aromatisk NOM omdannes til mer hydrofile og mer lavmolekylære forbindelser med mindre farge. DOC-innholdet påvirkes i mindre grad, men oksidasjonen gjør at vannets biostabilitet reduseres (BDOC-innholdet øker). Videre dannes ulike desinfeksjonsbiprodukter (DBP).

SUVA kan påvirkes av andre UV-absorberende stoffer i vannet, slik som jern (Fe) og nitrat. I tillegg til SUVA, har man derfor i NOMiNOR anvendt råvannets innhold av hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA, SHA) som mål for behandlingsbarhet ved koaguleringsbaserte (og membranbaserte) vannbehandlings-metoder. Dette har også dannet basis for driftsmessige vurderinger, og for analyse/identifikasjon av optimaliseringspotensialer ved hvert av de 10 NOMiNOR-vannverkene.

- NOMiNOR-prosjektet har demonstrert at enkle og relevante NOM diagnoseverktøy kan fremskaffe en verden av ny informasjon - med stor nytteverdi for vurderinger knyttet til valg av vannbehandlingsmetode, driftsforhold og optimalisering. Mer avanserte NOM-analyser vil i tillegg bidra til økt grunnleggende forståelse av NOMs sammensetning og egenskaper, reaktivitet og behandlingsbarhet.
- NOMiNOR-prosjektet har påvist signifikante sesongmessige og site-spesifikke forskjeller i NOM-innhold og fordeling på ulike NOM-fraksjoner i råvann fra de 10 NOMiNOR-vannverkene.
- Alle råvann domineres av de hydrofobe NOM-fraksjoner, spesielt VHA-fraksjonen. I middel for alle NOMiNOR-vannverk utgjør VHA-fraksjonen 71 % og SHA 14 % av det totale DOC-innholdet. Innholdet av hydrofile fraksjoner er betydelig lavere: CHA 7 % og NEU 8 % av DOC. I middel utgjør derved de hydrofobe fraksjoner (VHA+SHA) 85 %, og de hydrofile fraksjoner (CHA+NEU) 15 % av DOC. Innen de fire sesongmessige uttakene av råvannsprøver fra de ti vannverkene varierer innholdet av VHA innen området 52-87 %, og innholdet av hydrofob NOM (VHA+SHA) innen området 71-94 % av DOC. Innholdet av bionedbrytbar NOM (BDOC) er lavt, bare 2.8 % av DOC, mens midlere ATP-innhold er 206 pmol/L.
- Oppnådd rentvannskvalitet er generelt god for alle NOMiNOR-vannverk. Likevel er det påvist betydelige forskjeller i rentvannskvalitet og vannbehandling/drift. Ulikhetene kan i hovedsak tilskrives to forhold: (1) Råvannets behandlingsbarhet (fordeling av NOM fraksjoner), og/eller (2) Vannbehandling/driftsforhold, herunder prosesskontroll og hvordan vannbehandlingen tilpasses den til enhver tid rådende råvannskvalitet. Videre spiller ulik desinfeksjonspraksis inn: I det ene ytterpunktet Skottland med høye klordoser og krav om fritt klor i hele ledningsnettet, noe som tillater relativt høy BDOC siden gjenveksten likevel kontrolleres av restkloren. I motsatt ende Norge med stor grad av UV-desinfeksjon og en lavkloreringspraksis med klorfrie ledningsnett, noe som krever et svært biostabilt vann (BDOC < 0.15-0.2 mg/L) for å unngå problemer med gjenvekst/kimtall. Sverige og Finland befinner seg i en slags mellomstilling, med betydelig bruk av UV-desinfeksjon og jevnt over noe høyere klordoser enn Norge, gjerne i form av kloramin.
- For vannverk som benytter koagulering (8 av 10), utgjør dette det helt dominerende NOM-fjerningstrinnet i vannbehandlingsprosessen, med midlere oppnådde renseeffekter på 76 % for VHA, 50 % for SHA, 41 % for CHA og 14 % for NEU (73 % for VHA+SHA, 43 % for CHA+NEU), 36 % for BDOC, og 91 % for ATP. Til sammenligning var de totale renseeffektene (inkludert desinfeksjon og supplerende vannbehandlingstrinn (e.g. langsandsfiltrering, ozonering, GAC) 81 % for VHA, 55 % for SHA, 57 % for CHA and 19 % for NEU (78 % for VHA+SHA, 46 % for CHA+NEU), 23 % for BDOC and 98 % for ATP.
- Til tross for betydelige sesongmessige variasjoner i råvannets innhold av NOM (DOC), var fordelingen av de ulike NOM-fraksjoner – og derved råvannets behandlingsbarhet – relativt konstant over prøvetaksperioden. De største forskjeller i NOM-fraksjonsfordeling ble funnet ved BRA, IVAR og NRV, men selv her var forskjellene kun 3-5 % mellom periodene med maksimum og minimum råvann-DOC. Dette innebærer at de påviste - og til dels betydelige - forskjeller i prosessbetingelser (DOC-spesifikk koagulantdose og pH), ikke kan skyldes forskjeller i NOM-fraksjonsfordeling og derved i råvannets behandlingsbarhet, men må relateres til prosesskontrollen og en mangelfull tilpasning av prosessbetingelsene til den rådende vannkvalitet.
- Nanofiltrering (NF) fremstår som den mest effektive vannbehandlingsmetoden, med oppnådde reduksjoner som følger: VHA 90 %, SHA 78 %, CHA 82 % og NEU 40 % (89 % for VHA+SHA, og 61 % for CHA+NEU), 60 % for BDOC og 93 % for ATP. For BDOC og ATP var de totale fjernede fraksjoner etter supplerende vannbehandling (GAC) og klordesinfeksjon henholdsvis 25 and 100 %. Dette illustrerer ikke bare klorets gode desinfiserende effekt på ATP, men også det faktum at det dannes BDOC som følge av klorets oksiderende virkning. Det er interessant å merke seg at de best drevne koaguleringsanlegg oppnår renseeffekter som ikke ligger langt fra de som oppnås med NF.
- Ozon-biofilteranlegget (OBF) ved IVAR er et pilotanlegg. Til tross for enkelte ustabiliteter i driften ble det oppnådd renseeffekter som følger: VHA 60 %, SHA -20 %, CHA -18 % and NEU -63 % (38 % for VHA+SHA og -38 % for CHA+NEU), 36 % for BDOC og 91 % for ATP. Renseeffekten for farge og UV-absorbans var god.

- Resultatene fra NOM-fraksjoneringen viser tydelige vannbehandlings- og desinfeksjons-spesifikke effekter. Det er en tydelig grad av selektiv VHA-fjerning ved koagulering, og dannelse av mer hydrofile NOM-fraksjoner og BDOC ved ozonering og/eller klorering.
- Det høye restklorinnholdet i ledningsnettene ved de skotske NOMiNOR-vannverkene synes å være tilstrekkelig til å holde gjenveksten (ATP-nivået) i sjakk – dette til tross for at det dannes betydelige mengder biotilgjengelig substrat (BDOC) som følge av det sterke kloreringen.
- Med basis i analysedata for de uttatte vannprøver og en sammenligning/benchmarking av vannverkene, er det foretatt vurderinger og anbefalinger av vannbehandling, driftsforhold og optimaliseringsbehov for hvert enkelt anlegg. Resultatene viser at oppnådd grad av NOM/DOC-fjerning kan relateres til råvannets SUVA-verdi, alternativt til innholdet av hydrofob NOM (VHA evt. VHA+SHA). Godt drevne NF- eller koaguleringsanlegg oppnår en rensegrad for hydrofob NOM på nær 100 %. Slik sett danner informasjon om råvannets beskaffenhet og innhold av ulike NOM-fraksjoner en god basis for driftsmessige vurderinger, herunder identifikasjon og kvantifisering av optimaliseringspotensialer ved de enkelte NOMiNOR-vannverk.
- Enkle NOM analyser/diagnoser kan utgjøre et godt fundament for vurdering av vann-behandlingsprosesser, driftsforhold, oppnådd vannkvalitet og for kartlegging/identifikasjon av optimaliseringspotensialer. På vannverk som benytter koagulering, fremstår dette trinnet som det helt dominerende hva gjelder NOM-fjerning. Tilleggs-effekten av supplerende vann-behandlingstrinn, slik som GAC eller langsom-filtrering, synes å være relativt begrenset hva gjelder NOM-fjerning. Ozonering og GAC-filtrering etter koaguleringstrinnet, og spesielt grunn-vannsinfiltrasjon der forholdene ligger til rette for dette, fremstår imidlertid som supplerende rensetrinn som kan forbedre vannkvaliteten signifikant.
- Resultatene fra mer avanserte NOM-analyser kan være vanskeligere å anvende direkte i praksis, men er viktige for å bedre vår grunnleggende forståelse for betydningen av klimaforhold, forhold i nedbørfeltet, vannbehandling og distribusjon på NOM-sammensetning, egenskaper, reaktivitet og oppførsel under ulike forhold. Dette omfatter blant annet analyse av desinfeksjonsbiprodukter (THM) og dannelsespotensialet for slike (THMFP), oppnådd hygienisk barriereeffekt/log-reduksjon (flowcytometri), partikkelladning (zetapotensial-målinger), NOM-fluorescens spektra (FEEM), molekylstørrelsesfordelinger (HPSEC), og spesifikke organiske substanser/grupper av substanser i råvann og behandlet vann (FT-ICR-MS). Slike data kan utgjøre en verdifull database for fremtidig anvendelse og tolkning, selv om de praktiske implikasjoner av slike avanserte data ennå kan være noe uklare.

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2017	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
	225	Trykkavløp i spredtbygge og urbane strøk
2016	224	Eierskap til stikkledninger
	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016-2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
	221	Smart ledningsfornyelse – bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
2015	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
2014	215	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere
	214	Forslag til ny sektorlov for vanntjenester
	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
2013	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevannsnnett
2012	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
2011	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
	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-transportsystemer
2010	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
2009	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
2008	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
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
2007	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
2006	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
2005	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
2004	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
2003	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
2002	B12	Drikkevatt i media
	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhentning og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
2001	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
2000	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen
	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
1999	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
1998	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
1997	146	Bærekraftig vedlikehold. Betrakninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
	B5	Utslipp fra bilvaskehaller
	B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og statust. Forprosjekt.
	B3	Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
1996	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning
	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnett
1995	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
1994	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
	140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
	139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevatt
	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)
1993	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)
	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnett
1992	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
	132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
	131	Effektivisering av avløpssektoren
	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/ rapportering hovedledninger
1991	C1	Sårbarhet i vannforsyningen
	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
	127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell
	126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
	125	Mal for forenklet VA-norm
1990	124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)
	122	Prosesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
1989	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)
	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)
	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010
	115	Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips
1988	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
	112	Erfaringer med nye rensløsninger for mindre utslipp
	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
	110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
1987	109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
	108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
	107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
1986	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering



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