



Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann



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

Bilder forside: Manfred Brugger – Hydro-Elektrik GmbH.
Bildene er fra Flåte vannbehandlingsanlegg, Bamble kommune.



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

Vannbehandling med ozon og biofiltrering (OBF) er i dag etablert ved mer enn 30 vannverk i Norge, og antallet vannverk som benytter denne vannbehandlingsmetoden er økende. Skien har til nå hatt det største OBF-anlegget (50 000 pe), men IVAR prosjekterer nå et OBF-anlegg med nær 10 ganger så høy kapasitet. Denne rapporten beskriver erfaringer med OBF-anlegg: forhold knyttet til dimensjonering, drift og vannkvalitet. Datagrunnlaget er hentet fra 12 OBF-anlegg, i form av anleggsbesøk, dimensjonerings- og driftsdata, samt egne runder med vannprøvetaking og analyse. I tillegg til rutineanalyser, er det også tatt i bruk mer avanserte analysemetoder (NOM-fraksjonering, BDOC- og ATP-analyser) for å karakterisere vannkvaliteter og diagnostisere vannbehandlingen.

De fleste anleggseiere sier seg godt fornøyde med sine OBF-anlegg. Anvendte ozondoser på de under-søkte vannverk varierer fra 1.5 til 8–9 mg/L, med spesifikke ozondoser i området 0.5–2.0 mg O₃/mg TOC. De anvendte ozondoser og oppholdstider vil normalt gi Ct-verdier og log-reduksjoner som indikerer at ozoneringen utgjør en desinfeksjonsbarriere for bakterier, virus og de fleste parasitter. Unntaket er *Cryptosporidium*, som krever betydelig høyere Ct-verdier enn det som normalt oppnås. Ozoneringen vil også i betydelig grad fjerne lukt- og smaksstoffer fra vannet, oksidere metaller og mikro-forurensninger og spalte komplekser, f. eks. mellom metaller og NOM.

Biologisk vekst og/eller slamdannelse på nettet synes å representere en hovedutfordring for denne type vannbehandling. Alle de undersøkte vannverk (100 %) produserer et rentvann der BDOC-verdien er høyere enn i råvannet, og ved 9 av de totalt 12 undersøkte anlegg (75 %) måles kimtall (3 d, 22 °C) som tidvis og i betydelig grad overstiger drikkevannsforskriftens «merkadsverdi» på 100 pr mL. Ved 8 av 12 vannverk (67 %) benyttes små mengder klor for å holde kimtallet under kontroll.

Resultatene indikerer at OBF som metode ikke bør benyttes som eneste rensetrinn der råvannet har høy farge/høyt NOM-innhold. Dette fordi slike råvann krever en høy ozondose, noe som genererer et høyt innhold av bio-nedbrytbar organisk karbon (BDOC), ved at hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA) transformeres til hydrofile og lettere biologisk nedbrytbare fraksjoner (CHA). Dette gir en høy organisk belastning på biofiltertrinnet som ikke synes å være dimensjonert for dette, noe som bevirker at ikke-nedbrutt substrat (BDOC) sendes ut på nettet, med risiko for biologisk vekst, høye kimtall og slamdannelse. God kontroll med ozondosen for å minimalisere dannelsen av bionedbrytbar, hydrofil NOM samt en revidert biofilterdimensjonering som tar utgangspunkt i organisk belastning og ønsket utløpsvannkvalitet (BDOC) synes derfor å være viktige kriterier for en vellykket anvendelse av OBF som metode for drikkevannrensning.

Norsk Vann BA

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

Rapportens tittel

Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann

Forfatter

Bjørnar Eikebrokk og Karl Olav Gjerstad

Rapportnummer: 211 – 2015

ISBN 978-82-414-0362-0

ISBN 978-82-414-0368-2 (elektr. utg.)

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norske

Drikkevann, ozonering, biofiltrering, NOM, biostabilitet, erfaringer

Emneord, engelske

Water, ozonation, biofiltration, NOM, biostability, experiences

Forord



Ozonering-biofiltrering (OBF) er en vannbehandlingsmetode som har fått økende anvendelse i Norge de siste 10–20 år. Hovedgrunnene til dette er at prosessen og prosesskontrollen i utgangspunktet er relativt enkel, at ozon er et effektivt oksidasjons- og desinfeksjonsmiddel, at lukt- og smak forbedres, at det dannes lite slam med resulterende lange filtersykluser og lavt forbruk av spylevann og begrenset behov for slamprosessering. Videre anvendes det lite kjemikalier ut over ozongass, vanligvis bare vannglass eller alkaliske filterlag for pH- og korrosjonskontroll, samt UV og klor for sluttdesinfeksjon.

Det er imidlertid rapportert om problemer med biologisk vekst, høye kimtall og enkelte tilfeller av slamdannelse på nettet på anlegg som benytter denne vannbehandlingsmetoden, noe som har medført at flere anlegg må benytte sluttklorering i lave doser. Dette gjelder spesielt der råvannet har høyt innhold av naturlig organisk materiale (NOM), med tilsvarende høy farge og UV-absorbans.

Det er derfor behov for å kartlegge erfaringene med denne metoden, spesielt med tanke på å kartlegge hvorfor det oppstår problemer med biologiske vekst på nettet. Videre vil en slik undersøkelse kunne bidra til problemer løses og at feil ikke gjentas.

«Biologisk vekst og/eller slamdannelse på nettet synes å representere en hovedutfordring for denne type vannbehandling»

Rapporten er basert på nærmere undersøkelse av totalt 12 OBF-anlegg, hvorav halvparten ble besøkt av forfatterne av denne rapporten i 2012 som en del av prosjektet. I etterkant av besøksrunden ble prøver av råvann, behandlet vann (flere prøvepunkter), rentvann og nettvann sendt til SINTEF for analyse av pH, turbiditet, farge, UV-absorbans, TOC og DOC. I tillegg til slike rutineparametere ble det benyttet mer avanserte metoder for analyse av ulike NOM-fraksjoner, biologisk vekstpotensial (BDOC), samt ATP- og metallinnhold. For de andre vannverkene er undersøkelsen basert på data fra tilsvarende undersøkelser der de samme vannkvalitetsanalyser er anvendt.

Denne rapporten er utarbeidet av Bjørnar Eikebrokk, SINTEF og Karl Olav Gjerstad, IVAR. Norsk Vanns Vannkomite har fungert som styringsgruppe for prosjektet, med Kjetil Furuberg som Norsk Vanns prosjektleder og koordinator.

Vi takker de deltagende vannverk og andre som har bidratt til rapporten, og håper den vil være til nytte.

Hamar, oktober 2015
Kjetil Furuberg, Norsk Vann

Sammendrag

Vannbehandling med ozon og biofiltrering (OBF) er i dag etablert ved ca. 30 vannverk i Norge, og antallet vannverk som benytter denne vannbehandlingsmetoden er økende. Skien har til nå hatt det største OBF-anlegget (50 000 pe), men IVAR prosjekterer nå et OBF-anlegg med nær 10 ganger så høy kapasitet.

Denne rapporten beskriver erfaringer med OBF-anlegg, særlig forhold knyttet til drift og vannkvalitet, men også forhold rundt dimensjonering og dimensjoneringskriterier. Datagrunnlaget er hentet fra 12 OBF-anlegg, herunder anleggsbesøk, dimensjonerings- og driftsdata, samt egne runder med vannprøvetaking og analyse. I tillegg til rutineanalyser, er det også tatt i bruk mer avanserte analysemetoder (NOM-fraksjonering, BDOC- og ATP-analyser) for å karakterisere vannkvaliteter og diagnostisere vannbehandlingen.

De fleste anleggseiere er godt fornøyd med sine OBF-anlegg. Anvendte ozondoser på de undersøkte vannverk varierer fra 1.5 til 8–9 mg/l, med spesifikke ozondoser i området 0.5–2.0 mg O₃/mg TOC. De anvendte ozondoser og oppholdstider vil normalt gi Ct-verdier og log-reduksjoner som indikerer at ozoneringen utgjør en desinfeksjonsbarriere for bakterier, virus og de fleste parasitter. Unntaket er *Cryptosporidium*, som krever betydelig høyere Ct-verdier enn det som normalt oppnås. Ozoneringen vil også i betydelig grad fjerne lukt- og smaksstoffer fra vannet, oksidere metaller og mikroforurensninger og spalte komplekser, f. eks. mellom metaller og NOM.

Biologisk vekst og/eller slamdannelse på nettet synes å representere hovedutfordringer for denne type vannbehandling. Alle de undersøkte vannverk (100 %) produserer et rentvann der BDOC-verdien er høyere enn i råvannet, og ved 9 av de totalt 12 undersøkte anlegg (75 %) måles kimtall (3 døgn, 22 °C) på nettet som tidvis og i betydelig grad overstiger drikkevannsforskriftens «merknadsverdi» på 100 pr. ml. I henhold til forskriften utløser dette krav om kartlegging av årsaken. 8 av de undersøkte 12 vannverk (67 %) benytter små mengder klor for å holde kimtallet nede.

Resultatene indikerer videre at OBF som metode ikke bør benyttes som eneste rensetrinn der råvannet har høy farge/høyt NOM-innhold. Dette fordi slike råvann krever en høy ozondose, noe som genererer et høyt innhold av bionedbrytbar organisk karbon (BDOC) ved at hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA) transformeres til hydrofile og lettere biologisk nedbrytbare fraksjoner (CHA). Dette gir en høy organisk belastning på biofiltertrinet som ikke synes å være dimensjonert for dette, noe som bevirker at ikke-nedbrutt substrat (BDOC) sendes ut på nettet – med biologisk vekst og høye kimtall som resultat.

Et råvann med lavt til moderat NOM-innhold (farge lavere enn 25–30 mg Pt/l), en god kontroll med ozondosen for å minimalisere dannelsen av bionedbrytbare NOM-fraksjoner, samt en biofilterdimensjonering som tar utgangspunkt i organisk belastning og ønsket utløpsvannkvalitet (BDOC) synes derfor å være viktige kriterier for en vellykket anvendelse av OBF som metode for drikkevannrensing.

English summary

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

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

Report no: 211 – 2015
Report title: Experiences with ozon-biofiltration for
drinking water treatment

Date of issue: October 2015
Author: Bjørnar Eikebrokk, Karl Olav Gjerstad

ISBN 978-82-414-0362-0
ISBN: 978-82-414-0368-2 (electronic edition)
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Today, more than 30 utilities are applying ozonation and biofiltration (OBF) as a single-stage drinking water treatment process in Norway, along with corrosion control (increase in pH, Ca and alkalinity) and disinfection. Most plants are now using UV for disinfection ($> 40 \text{ mJ/cm}^2$), with chlorine-free distribution systems.

The number of OBF-plants is increasing, mainly because of the fact that this kind of water treatment is attractive due to some major characteristics: relatively simple design and operation, no coagulation chemicals, minor amounts of sludge, as well as good taste and odour in treated (ozonated) water.

Until now, Steinsvika WTP in Skien is the largest OBF-plant in Norway (50 000 pe). However, IVAR in Stavanger are designing an OBF-plant with close to 10 times higher capacity.

This report describes operational experiences from 12 OBF-treatment facilities in Norway, including raw and treated water characteristics. In addition to site visits, surveillance of available operation data and water quality data from routine sampling, more advanced water quality analyses was performed, including rapid NOM-fractionation, BDOC and ATP analyses as tools for improved NOM characterization and treatment performance diagnostics.

The results show that most utility owners are happy with their OBF-plants. The applied ozone doses range from 1.5 to 9 mg/l, with TOC-specific doses in the range of 0.5–2.0 mg $\text{O}_3/\text{mg TOC}$. The applied ozone doses and ozone contact times yields Ct-values and log-reductions that indicate that the OBF process can be defined as a hygienic barrier against bacteria, viruses and most parasites (except *Cryptosporidium*), according to the Norwegian Drinking Water Regulations. Furthermore, the ozonation process will remove taste and odour-causing substances, break metal-NOM complexes, oxidize and precipitate metals (e.g. Fe).

The results also show that ozonation transferred biologically stable, hydrophobic NOM fractions in the raw water into more biodegradable, hydrophilic NOM-fractions in ozonated and treated waters. Accordingly, the BDOC

levels were higher in treated water than in raw water at all of the OBF-utilities investigated.

Results from routine sampling revealed that the heterotrophic plate counts (HPC, 3 days, 22 °C) in water samples from the distribution network did exceed the recommended maximum level of 100 per mL at 9 out of the total 12 OBF utilities (75 %). Thus, providing biologically stable water is considered a major challenge for this kind of water treatment utilities in order to avoid regrowth and/or formation of sludge/deposits in the distribution system. In order to control the HPCs, small amounts of chlorine were used at 8 utilities.

The results indicate that application of OBF as the only treatment step should be restricted to raw waters with low to moderate NOM-content (e.g. colour $< 25\text{--}30 \text{ mg Pt/L}$). This is mainly due to the fact that raw waters with a high NOM content require a high ozone dose, thus generating significant amounts of biodegradable organic matter (BDOC) through the ozone-induced transformation of hydrophobic NOM-fractions (VHA) to hydrophilic and more biodegradable fractions (CHA).

Today, biofilters are being designed with EBCTs of 20–30 minutes regardless of raw water quality, applied ozone dose, actual BDOC-load and acceptable BDOC levels in treated water. As a result of this, most of the biofilters investigated were overloaded and not capable of removing BDOC to levels considered acceptable in order to control regrowth (0.15–0.25 mg BDOC/L). Thus treated water with excess BDOC is distributed, resulting in regrowth and high HPC levels.

In order to safeguard a successful application of OBF as a treatment technology, there is a need for a revision of the biofilter design criteria. The revised design criteria should be based on the actual BDOC-load and an acceptable BDOC level for chlorine-free distribution. In addition, a strict control of the ozone dose and adaptation of this to the prevailing raw water quality is required in order to minimize excess formation of biodegradable NOM fractions.

Innhold

1. Bakgrunn og mål	9
2. Prosjektopplegg og gjennomføring	10
2.1. Vurderte og besøkte anlegg	10
2.2. Analysemetoder	11
2.3. Resultatpresentasjon	11
3. Ozon-biofilteranlegg i et nøtteskall	12
3.1. Effekter av ozonering	12
3.2. Oppbygging av de enkelte delprosesser	13
3.3. Ozon og HMS	21
4. Resultater fra undersøkte vannverk	24
4.1. Enkeltvannverk	24
4.2. Kvalitet på råvann, rentvann og nettvann	25
5. Erfaringer fra enkeltanlegg	32
5.1. Steinsvika, Skien	32
5.2. Bønsnes vannverk, Hole	33
5.3. Nes Vannverk, Ringsaker	34
5.4. Tyristrand vannverk, Ringerike	35
6. Diskusjon av resultatene	36
6.1. Ozondosens betydning	36
6.2. Hva skjer i ozoneringstrinnet?	38
6.3. Ozon-produsert BDOC/hydrofil NOM	39
6.4. Vannkvalitetsendringer under behandling og distribusjon	40
6.5. Effekter av alkalisk forfiltrering	46
6.6. OBF og korrosjon	47
6.7. Alternativ prosedyre for biofilterdimensjonering	48
6.8. Restozon i vann	49
7. Oppsummering og konklusjoner	52
Referanser	53
Tidligere utgitte rapporter	55

Forkortelser, begreper og definisjoner

AOC – Assimilerbar Organisk Carbon: Andelen av organisk karbon i en vannprøve som kan konverteres til biomasse av nærmere angitte bakterier. Konvertert biomasse relateres til den som oppnås med et kjent substrat (acetat carbon), og resultatet angis som acetat-carbon ekvivalenter i $\mu\text{g/l}$

ATP – Adenosine trifosfat: Energibæreren i levende celler

BDOC – Biodegraderbart Organisk Carbon: Andelen av en vannprøves DOC som kan brytes ned biologisk i løpet av en viss tid (< 1 mnd) under kontrollerte forhold

Biofiltrering: En prosess der vann filtreres gjennom et medium som inneholder mikroorganismer som omsetter biodegraderbart organisk carbon. Med ozonering i forkant av biofilteret kalles prosessen ozonering-biofiltrering (OBF)

BOM – Biodegraderbart Organisk Materiale: Andelen av NOM/DOC som er biodegraderbar

CHA – Charged hydrophilics (Ladet hydrofil NOM): Andel (fraksjon) av DOC som er hydrofil, som har en elektrisk overflateladning, og som holdes tilbake i anionebytteren (resinet) IRA-958

DOC – Dissolved Organic Carbon (Løst organisk carbon): Konsentrasjon av organisk karbon i en filtrert ($0.45 \mu\text{m}$) vannprøve

DOM – Dissolved Organic Matter (Løst organisk stoff/NOM): Konsentrasjon av organisk substans i en filtrert ($0.45 \mu\text{m}$) vannprøve

EBCT – Empty Bed Contact Time: Vannets teoretiske oppholdstid i en filterseng uten filtermateriale, dvs. volumet av filtersengen dividert på vannstrømmen gjennom filteret

GAC – Granular Activated Carbon: Granulært aktivkull

NEU – Neutral hydrophilics (Nøytral hydrofil NOM): Andel (fraksjon) av DOC som er hydrofil og elektrisk nøytral, og som passerer (uadsorbert) gjennom alle resinene DAX-8, XAD-4 and IRA-958

NOM – Natural Organic Matter (Naturlig Organisk Materiale): En kjemisk svært kompleks og heterogen blanding av naturlige organiske substanser med opprinnelse i nedbrytning av planterester og annet organisk stoff fra nedbørfelt og i vannkilder. NOM finnes i alt råvann, og påvirker i stor grad sterkt både vannbehandlings-, desinfeksjons- og distribusjonsprosesser

SHA – Slightly hydrophobic acids (Svakt hydrofob NOM): Andel (fraksjon) av DOC som er svakt hydrofob, og som holdes tilbake (adsorberes) i resinet XAD-4

SUVA evt SUVA254 (Spesifikk UV Absorbans): Vannprøvens UV-absorbans målt ved 254 nm ($1/\text{m}$) dividert på DOC-konsentrasjon (mg DOC/l). En normal benevnning er $1/\text{mgC m}$. TSUVA er definert tilsvarende, men med TOC i stedet for DOC

VHA – Very hydrophobic acids (Svært hydrofob NOM): Andel (fraksjon) av DOC som er sterkt hydrofob, og som holdes tilbake (adsorberes) i resinet DAX-8

XAD4/DAX-8: Handelsnavn for to typer resin som anvendes for karakterisering (fraksjonering) av NOM

1. Bakgrunn og mål

Vannbehandling med ozon og biofiltrering (OBF) anvendes nå på mer enn 30 vannverk i Norge. Antall anlegg med denne type vannbehandling er økende, og dette gjelder ikke bare små og mellomstore anlegg. I dag er Steinsvika vannbehandlingsanlegg i Skien det største OBF-anlegget i drift, og dette anlegget forsyner ca. 50 000 personer.

Flere vannverkseiere vurderer OBF som en mulig fremtidig vannbehandlingsmetode. IVAR i Stavanger starter høsten 2014 byggingen av et OBF anlegg med nær 10 ganger større kapasitet enn Steinsvika VBA, og med en kostnadsramme på mer enn 1 mrd NOK.

Denne type vannbehandling har flere fordeler:

- prosessen og prosesskontrollen er i utgangspunktet relativt enkel
- ozon er et effektivt oksidasjons- og desinfeksjonsmiddel
- lukt- og smak forbedres
- filtersyklusene er lange og spylevannsforbruket er lavt
- slamproduksjonen/slamdannelsen er lav
- slammet er i stor grad av organisk natur uten tilsatte kjemikalier/metaller, noe som reduserer behovet for slamprosessering og forenkler slamdisponeringen.

Det anvendes i liten grad kjemikalier ut over ozongassen, vanligvis bare vannglass og/eller alkaliske masser for pH- og korrosjonskontroll, samt UV og klor for sluttdesinfeksjon.

Erfaringer fra OBF-anleggene i drift viser imidlertid at noen av dem har driftsproblemer – spesielt anlegg med høy råvannsfarge og høyt innhold av naturlig organisk materiale (NOM). Problemene er i hovedsak knyttet til et høyt ozonbehov, en tilhørende stor ozon-generert dannelse av biologisk nedbrytbart organisk materiale, en utilstrekkelig fjerning av dette i etterfølgende biofiltre og en påfølgende kimtallsvekst/slamdannelse på nettet. I flere områder i Sør-Norge synes pågående klimændringer også å medføre et økende NOM-innhold med større sesongmessige variasjoner, noe som gir utfordringer for vannbehandlingsanlegg og prosesskontrollsystemer.

Viktige faktorer for å unngå overnevnte driftsproblemer er:

- 1) Kritisk vurdering av OBF-metodens egnethet for det aktuelle råvann (ikke for høy NOM)
- 2) God prosesskontroll og tilpasning av anleggsutforming og drift til lokale forhold (råvannskvalitet)
- 3) Optimalisering av driftsforholdene (ozondose, kontakttider, pH, etc.)
- 4) Adekvat dimensjonering, oppbygging og drift av biofiltre.

Gjennom EU-prosjektet TECHNEAU (2006-2011) og via prosjektarbeid ved SINTEF er det opparbeidet kunnskap og erfaring med denne typen anlegg. Som en del av TECHNEAU-prosjektet har SINTEF i samarbeid med

utenlandske FoU-miljøer utarbeidet rapporter om ozonering og biofiltrering (Juhna and Melin (2006); Eikebrokk et al. (2007); Eikebrokk and Juhna (2010), se www.techneau.eu).

I Norsk Vann-prosjektet som oppsummeres i inneværende rapport er relevante vannkvalitetsdata og erfaringer med utforming og drift av OBF-anlegg samlet og systematisert. Det antas at dette vil være nyttig informasjon for så vel optimalisering av eksisterende anlegg som for planlegging av nye anlegg. Man har også anvendt nye og utradisjonelle analyseverktøy på råvann, behandlet vann og nettvann for karakterisering av NOM (hurtigfraksjonering), for vurdering av mikrobiologisk vannkvalitet (ATP – levende celler), og for kartlegging av biologisk vekstpotensial (BDOC).

Gøril Thorvaldsen, SINTEF har utført NOM-fraksjoneringen, BDOC- og ATP-analysene, mens metallanalysene (ICP-MS) er utført av Syverin Lierhagen, NTNU.

Hovedfokuset i rapporten er karakterisering av ozon-biofiltreringsprosessen i forhold til vannkvalitet, NOM og biologisk vekst/vekstpotensial. Man har ikke gått inn på økonomiske forhold eller gått i dybden på forhold knyttet til desinfeksjon og Ct-beregninger, m.v. Her henvises til andre Norsk Vann-rapporter.

Vi håper at eksisterende og fremtidige ozon-/biofilteranlegg kan dra nytte av de erfaringer og resultater som presenteres i denne rapporten, slik at feil ikke gjentas og at dette kan lede til bedre drift og design av slike anlegg.

2. Prosjektopplegg og gjennomføring

2.1. Vurderte og besøkte anlegg

Prosjektet er basert på erfaringsinnhenting, vurderinger og analyser av 12 OBF-anlegg i Norge. Av disse 12 anlegg ble 5 besøkt av forfatterne i løpet av 2012. Ni anlegg har sendt inn vannprøver for analyse ved SINTEF i 2012, mens 3 anlegg er vurdert ut fra tilsvarende analyseresultater fra tidligere år.

Basisdata for de undersøkte vannverkene fremgår av Tabell 2-1.

Tabell 2-1 Basisdata for de undersøkte OBF-anlegg

Vannverk	Kommune	Oppstart OBF	Besøkt 2012	Vannprøver NOM/BDOC	Q _{DIM} m ³ /t	EBCT (min)		Ozondose mg/L ¹⁾
						DIM	EBCT ¹⁾	
ALVHEIM	Øygarden	2009	Nei	2010/11	150	20	30	7 (5 – 8)
AUSTEVOLL	Austevoll	2006	Nei	2009/10	216	20	21	9 (8 – 10)
BRATTVÅG	Haram	2011	Nei	2012	360	20	40	3,0
BØNSNES	Hole	2012	Ja	2012	216	20	50	2,5
HAUS	Osterøy	2009	Nei	2012	13	20	21	3,6
KØRELEN	Sund	2005	Nei	2008/09	162	20		4,2
NES	Ringsaker	2011	Ja	2012	73	20	77	2,5 (2 – 3)
STEINSVIKA	Skien	2010	Ja	2011/12	1650	20	45	1,5 (1,25 – 2)
STENG VATN	Fauske	2007	Nei	2012	187	20		4,0
TYRISTRAND	Ringerike	2008	Ja	2012	86	20	50	3,5
ULEFOSS	Nome	2007	Ja	2012	100	20	25	2,7 (2 – 3)
VALNESFJORD	Fauske	2012	Nei	2012	72	20		4,0

¹⁾ Stipulert ved tidspunkt for NOM/BDOC-prøvetaking

Vannverk	Klordose mg/L	Vannglass	Biofilter materialer	Spylefrekv. døgn	Alkalisk forfilter
ALVHEIM	0.5 – 0.6	Ja	Bare aktivkull (AC)	10	Nei
AUSTEVOLL	Nei	Nei	1.6 m AC-0.65 m Phonolit-1 m filterkalk	15	Nei
BRATTVÅG	0.1 – 0.3	Ja	Bare aktivkull (AC)	10	Nei
BØNSNES	0.4 – 0.8 ¹⁾	Ja	AC og Filtralite	40	Nei
HAUS	Ja	Ja	Bare aktivkull (AC)	32 – 45	Nei
KØRELEN	0.02 – 0.03	Ja	1.6 m AC-0.65 m Phonolit-0.5 m filterkalk	22	Nei
NES	Nei	Ja	AC (1 m) og Filtralite	30	Nei
STEINSVIKA	0.3 – 0.5	Nei	Filtralite og sand	15	Ja
STENG VATN	Nei	Nei	Bare aktivkull (AC)	50	Nei
TYRISTRAND	0.3	Ja	AC og sand	8	Nei
ULEFOSS	0.4 – 0.5	Ja	Bare aktivkull (AC)	42	Nei
VALNESFJORD	Nei	Nei	Bare aktivkull (AC)	30	Nei

2.2. Analysemetoder

For nærmere beskrivelse av anvendte analysemetoder for hurtigfiltrering av NOM, ATP-analyse og kolonnebasert BDOC-analyse henvises til Norsk Vann-rapport 188/2012 eller til Eikebrokk et. al. (2007).

For hurtigfraksjonering av NOM henvises også til Chow et al., (2004).

2.3. Resultatpresentasjon

Analyseresultatene er presentert og formidlet på følgende måte:

- Oppsummerende og sammenlignende resultater for alle vannverkene, normalt med en rangering av vannverkene etter økende verdier for de presenterte parametere
- Resultater og rådata fra vannkvalitetsanalysene (disse er formidlet til det aktuelle enkeltvannverk - kun illustrative eksempler er vist i denne rapporten)
- Oppsummerende data med figurer og kommentarer fra hvert enkeltvannverk (formidlet til hvert vannverk - med illustrerende eksempler i denne rapporten)
- Utvalgte resultateksempler for enkeltvannverk
- Sentrale driftserfaringer fra de undersøkte vannverk
- Diskusjon av resultatene, oppsummering og konklusjoner

3. Ozon-biofilteranlegg i et nøtteskall

Før man går inn på resultatene fra undersøkelsen, skal det gis en kortfattet beskrivelse av de viktigste elementer i ozonering-biofilteranlegg (OBF-anlegg). Erfaringer fra moderne ozoneringsanlegg viser at disse er robuste og pålitelige i drift.

3.1. Effekter av ozonering

Ozon er en sterkere oksidant enn klor i forhold til bakterier, virus og parasitter (for desinfeksjon av parasitter som *Cryptosporidium* er klor helt uegnet). Den desinfiserende virkning skyldes inaktivering av nukleinsyrer (DNA og RNA) og ødeleggelse av cellevegg hos bakterier eller proteinkappe hos virus. Oksidasjonsforløpet kan (noe forenklet) inndeles i to faser der det først skjer en rask reduksjon (< 1 min) når ozon reagerer med oksiderbart stoff og deretter et langsommere forløp – som har størst betydning i forhold til desinfeksjonsprosessen.

I behandlet vann ut fra et vannbehandlingsanlegg skal det ikke være ozonrest, og ozonering gir derfor ingen restdesinfeksjonseffekt på nettet. I tillegg til den desinfiserende virkning gir ozoneringen fargereduksjon, bedring av vannets sensoriske kvalitet og nedbrytning av ulike miljøgifter. Ved fargereduksjon fås samtidig en økning i vannets UV-transmisjon som har betydning for dimensjonering av etterfølgende UV-anlegg som i Norge ofte benyttes som en hygienisk tilleggsbarriere i forbindelse med ozonering. Nyere undersøkelser indikerer også at OBF under visse forhold (særlig ved relativt høye vannhastigheter) kan gi mindre korrosjon på vekttafskupper av jern enn det man får etter koagulering. Dette gjelder der et alkalisk bunnlag av knust marmor inngår som del av biofilteret for korrosjonskontroll (Eikebrokk, 2014; Azrague m. fl. 2014).

Ved ozonering, spesielt av overflatevann, er det nødvendig med en etterfølgende biologisk filtrering for å redusere innholdet av lett biologisk nedbrytbart organisk stoff som dannes ved ozon-oksidasjon av humusholdig vann. Siden ozonbehovet og derved også dannelsen av biologisk nedbrytbart organisk stoff (BDOC) øker med økende NOM-innhold i vannet, anbefales normalt andre metoder enn OBF for råvann med fargetall over 25–30 mg Pt/l. Dette for å minimalisere biologisk aktivitet, belegg/biofilmdannelse, slam og kim på nettet.

Siden desinfeksjonseffekten avhenger av produktet av konsentrasjon (C) og eksponeringstid (t) er det, basert på litteraturstudier, utarbeidet forslag til nødvendige Ct-verdier (Tabell 3-1) for å oppnå log-reduksjoner (hygienisk barriere) av bakterier, virus og parasitter i tråd med drikkevannsforskriftens barriere definisjon og krav (3-log reduksjon for bakterier og virus og 2-log for parasitter).

Ved ozonering kan Ct-verdien beregnes som summen av delproduktene $C_1t + C_2t + C_3t + C_4t$ der C_1 , C_2 , C_3 og C_4 er konsentrasjonen av ozon målt (f.eks.) for hvert minutt ($t = 1$ min) så lenge ozoninnhold er påvisbart i vannet. Oppnådd Ct-verdi avhenger av ozondose, vannkvalitet, vanntemperatur og ikke minst av strømningsforholdene i kontaktkammeret, noe som er bestemmende for oppholdstidsfordelingen og effektiv oppholdstid.

For å oppnå 3-log reduksjon av virus og bakterier og 2-log reduksjon av parasitter med ozonering ved en vanntemperatur på 4 °C kreves i henhold til Tabell 3-1 Ct-verdier på 0.5 for bakterier, 1.0 for virus og 1.5 for *Giardia*. Disse Ct-verdiene oppnås normalt der ozon også anvendes som metode for reduksjon av farge og UV-absorbans.

Parasitten *Cryptosporidium* er imidlertid betydelig mer ozon-resistent og her kreves en Ct-verdi på 30 for å oppnå 2-log reduksjon. Et slikt Ct-krav betinger høyere ozondoser og ikke minst lengre oppholdstid i ozonkontaktkammeret. Ut fra en risikovurdering må det avklares i hvilken grad det er nødvendig at ozoneringen også skal utgjøre en barriere i forhold til *Cryptosporidium*. En aktuell mulighet er at det legges til rette for at ozoneringen kan utgjøre en delbarriere i enkelte perioder av året der råvannskvaliteten er dårligst. For å oppnå eksempelvis 1-log reduksjon ved 4 °C kreves således en Ct-verdi på 15.

Tabell 3.1 Dimensjonerende Ct-verdier (mg · min/L) for inaktivering av bakterier, virus og parasitter ved bruk av ulike desinfeksjonsmidler under ulike pH- og temperaturforhold (Ødegaard et al., 2014)

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4 °C	0,5 °C	4 °C	0,5 °C	4 °C	0,5 °C	4 °C	0,5 °C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 - 8	1,5	2,0	6,0	9,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioksid	1,0	1,5	10	15	20	30	>100	>150
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,4	1,5	2,0	30	45

i.a. – ikke angitt. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

3.2. Oppbygging av de enkelte delprosesser

Et ozon/biofilteranlegg omfatter normalt følgende prosessstrinn:

- Produksjon/tilførsel av oksygen
- Produksjon av ozon
- Innblanding av ozon i vann
- Ozondestruksjon
- Ozonkontaktkammer
- En eventuell forbehandling før biofiltrering, f.eks. et alkalisk forfilter
- Biofilter

Det skal her gis en nærmere generell beskrivelse av de enkelte prosessene, samtidig som det fokuseres på de mest kritiske punkter.

Produksjon/tilførsel av oksygen til ozongeneratoren

Produksjon av ozon er basert på at oksygenholdig gass tilføres ozongeneratoren der oksygen oksideres til ozon i et elektrisk felt. Det anvendes en rekke ulike metoder for fremskaffelse av oksygen. Historisk sett har luft vært benyttet som fødegass for ozongeneratorene, mens utviklingen de senere år har gått mer og mer i retning av oksygen som fødegass. Dette har sammenheng med utviklingen av ozongeneratorer som produserer en gass med et ozoninnhold på 10-12 % eller mer, og en økende bruk av sidestrømsinjektorer. Denne løsningen gir en effektiv innblanding av ozon i vannet og den gir også de høyeste Ct-verdiene ved en gitt ozondose og oppholdstid.

Oksygen kan enten leveres tilkjørt til anlegget som flytende oksygen (LOX) eller produseres på stedet. Fordelen med tilkjørt oksygen er at leverandøren da har

ansvaret for en stabil leveranse og at dette er en enkel løsning rent teknisk. Begge løsninger regnes imidlertid som robuste og ofte er det totaløkonomien som avgjør endelig valg. En variant som også kan være aktuell er en kombinasjon av egen oksygenproduksjon og der toppforbruket dekkes med LOX (jf. omtalen av PSA nedenfor).

Rester av vann og hydrokarboner i fødegassen vil føre til dannelse av salpetersyre i ozongeneratoren, noe som kan gi korrosjonsskader. Det er derfor et helt sentralt krav at fødegassen for ozongeneratorer har svært lave innhold av vann (duggpunkt lavere enn minus 65 °C) og hydrokarboner (< 15 ppm). Produsenten vil normalt stille spesifikke krav til kvalitet på fødegassen.

Tilkjøring av flytende oksygen (Liquid OXygen, LOX).

Bruk av flytende oksygen innebærer at det ved vannbehandlingsanlegget installeres en eller flere tanker med tilhørende fordampere (Figur 3-1). Leverandøren overvåker nivået i tankene og etterfyller ved behov.

Det er strenge regler for å ivareta sikkerheten bl.a. i forhold til brannfare, og det er viktig å hindre at oksygen kommer i kontakt med brennbart materiale. Som eksempel kan nevnes at søl av flytende oksygen på asfalt innebærer fare for brann og eksplosjon. Det er derfor satt krav om at tanker, fordampere og tankbiler skal stå på et betongdekke, og det er videre fastsatt minsteavstander til bygning. Ved behov for vedlikehold/reparasjon der oksygenleveransen må stanses, vil normalt leverandøren i det nødvendige tidsrom kunne opprettholde oksygenleveransen ved hjelp av en transportabel tank med fordamper.



Figur 3-1 Eksempel på oksygentank med fordamper

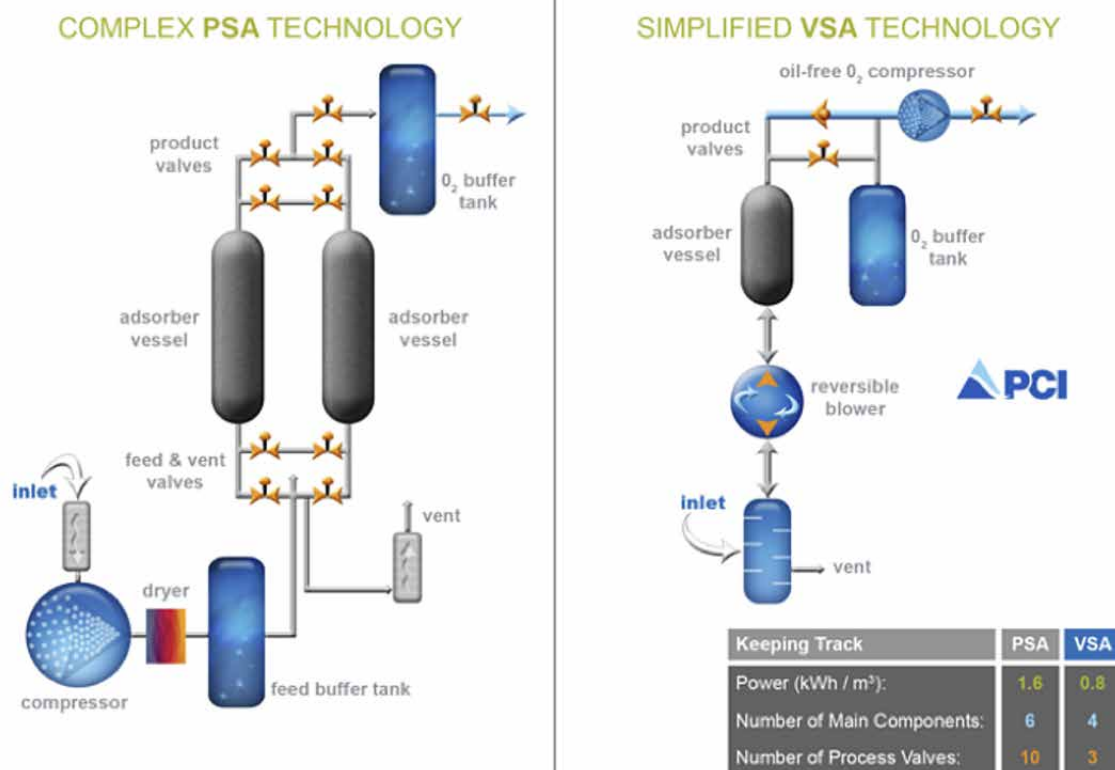
Flytende oksygen inneholder over 99 % oksygen. Erfaringer har vist at ozongeneratorer drives mest energieffektivt når det er 1–3 % nitrogen i den tilførte bæregassen, noe som kan oppnås ved å sette inn en

mindre kompressor som forsyner oksygenlinjen med luft før ozongeneratoren. Det er imidlertid ikke kjent at norske vannverk benytter denne metoden i sammenheng med ozonering.

Oksygenproduksjon på stedet. For lokal produksjon av oksygen benyttes i hovedsak to systemer, PSA og VSA. Prinsippene for disse er vist i Figur 3-2, og de to produksjonsmetodene er nærmere omtalt nedenfor.

Pressure Swing Adsorption, PSA. Dette er en meget vanlig måte å produsere oksygen på og benyttes for oksygenfremstilling til ulike behov innen medisinsk bruk, fiskeoppdrett, papirindustri, vannverk etc. Prinsippet for PSA er at luften fra luftkompressoren filtreres gjennom en filtermasse (Figur 3-3) bestående av en bestemt type aluminiumsilikat (zeolitt). Her adsorberes nitrogen under trykk (>150 kPa/1.5 bar), mens oksygen (og argon) passerer gjennom filtermassen. Når filteret er nær metning med nitrogen reduseres trykket til atmosfæretrykk (1 bar) samtidig som nitrogen vaskes ut ved hjelp av produsert oksygen. Deretter er filtermassen klar til ny nitrogen-adsorpsjon.

Et PSA system består av 2 separate filterenheter som veksler mellom adsorpsjon og utvasking. Oksygenkonsentrasjonen i gassen ligger gjerne på 93–95 %, mens resten utgjøres av nitrogen og argon. Luften tas inn via et innløpsfilter til kompressoren og sendes så videre via



Figur 3-2 Eksempel på utforming av PSA og VSA-systemer for oksygenproduksjon

en tørker (meget viktig) til en buffertank. Herfra ledes komprimert luft til tankene med filtermasse for henholdsvis adsorpsjon og desorpsjon av nitrogen. Oppkonsentrert oksygen ledes til en buffertank og videre til ozongeneratoren. Metoden regnes som robust og anvendes ved alle eksisterende norske vannverk som benytter ozon i vannbehandlingen.

Et PSA anlegg fungerer mest energieffektivt når gassgjennomstrømningen er over 50 % av designmengden/kapasiteten. Det kan derfor være fornuftig å beregne antallet PSA-enheter slik at man unngår at enheter opereres i lengre tid i kapasitetsområdet 10 – 30 %.

Vacuum Swing Adsorption, VSA. Dette er en nyere og enklere metode for lokal produksjon av oksygen. Den benytter samme metode for nitrogenadsorpsjon som PSA. Men i stedet for en luftkompressor benyttes en blåsemaskin og en mindre kompressor for den konsentrerte oksygenstrømmen. VSA er et noe mer energieffektivt og kompakt anlegg med færre ventiler, men er så vidt vi kjenner til ikke anvendt i Norge.

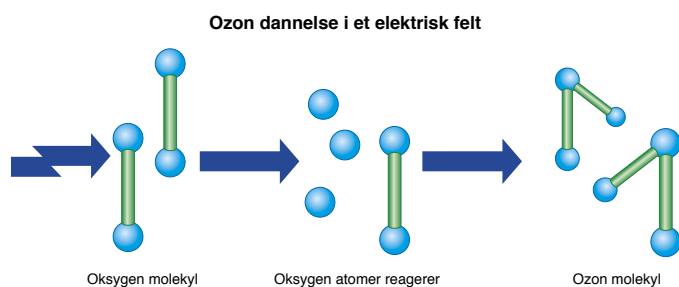


Figur 3-3 Filtermasse (zeolitt) for adsorpsjon av nitrogen i PSA og VSA-systemer for oksygenproduksjon

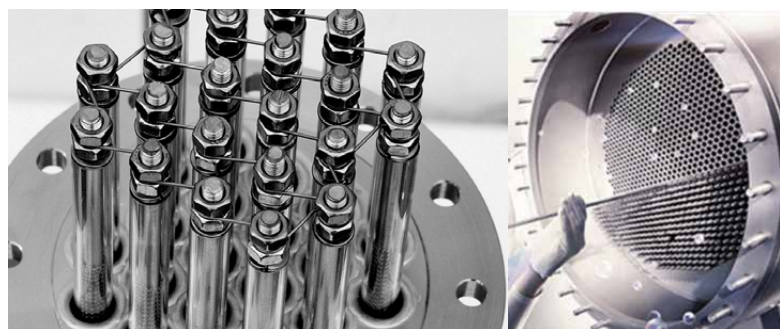
Produksjon av ozon

Generelt. Ozon produseres ved å lede oksygen gjennom et alternerende elektrisk felt, slik som illustrert i Figur 3-4.

Den klassiske utformingen av elektriske feltsystemer for ozonproduksjon har vært med stavformede elektroder. I senere år har også såkalte plateelektroder kommet på markedet (Figur 3-5).



Figur 3-4 Prinsippskisse for produksjon av ozon fra oksygen via en elektrisk utladning



Figur 3-5 Plateelektroder (til høyre) og stav-elektroder (over) for ozonproduksjon

Moderne ozongeneratorene regnes som robuste i drift og krever lite vedlikehold. De viktigste forutsetninger for problemfri drift er at fødegassen er tørr og partikkelfri, og at innholdet av hydrokarboner er lavt (disse kan oksyderes til vann i generatoren). Nitrogen som vil være tilstede i fødegassen oksyderes i generatoren til di-nitrogen pentoksyd (N_2O_5). Dette er et tørt pulverlignende stoff som etter hvert vil dannes som et belegg i generatoren. Dersom det er fuktighet til stede reagerer oksydet videre med vann til salpetersyre som forårsaker korrosjonsskader på generatoren.



I en ozongenerator vil en stor del av tilført energi gå tapt som varme. Tilstrekkelig kjøling er nødvendig, noe som også vil øke virkningsgraden. Ved design av kjølesystem bør mulighetene for varmegjenvinning vurderes, selv om det sannsynligvis er økonomisk fordelaktig kun for store anlegg. Ved tilgang på nok vann og kaldt vann av god kvalitet er det mulig å benytte dette direkte som kjølevann gjennom generatoren. Denne løsningen krever imidlertid at vannet ikke er korrosivt eller beleggdannende. En mer vanlig benyttet metode (og noe sikrere) er å anvende en lukket kjølesløyfe. Ved enkelte tilfeller har det forekommet lekkasjer fra kjølevann inn i «gassrørene» pga «pin-holes». For å unngå dette er det gunstig at trykket på kjølevannssiden av generatoren er lavere enn gasstrykket i generatoren.

Når ozongeneratoren ikke er i bruk er det ønskelig å opprettholde gasstrykket i generatoren for å hindre at luftfuktighet trenger inn i denne. Dersom ikke fødegassstrykket opprettholdes kan slik inntrenging bl.a. forekomme via slangeuttaket som går til måleapparatet for ozonkonsentrasjon. Flere anlegg har også som rutine å foreta en gjennomspyling med oksygen før generatoren startes opp for å fjerne eventuell fuktighet.

Innblanding av ozongass i vann

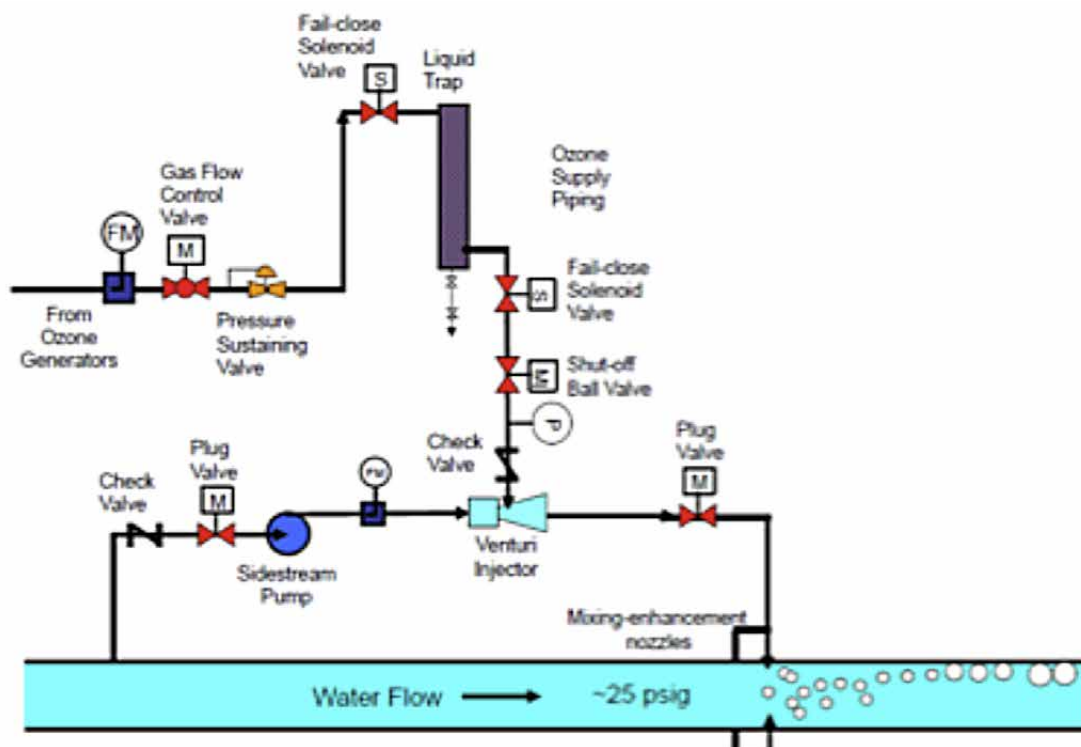
I eldre anlegg var det vanlig å tilføre ozongass via såkalte diffusorer plassert nær bunnen ved innløpet av kontakt-kammeret, en løsning som normalt gir en lite effektiv ozoninnblanding. I dag benyttes normalt venturi-systemer for innblanding av ozon, enten i hovedstrømmen eller i en egen sidestrøm. Prinsippet for en sidestrømsinjeksjon er vist i Figur 3-6. Ved denne metoden pumpes det ut en delstrøm, normalt 1–5 % av hovedstrømmen, og ozongassen fra generatoren suges inn i delstrømmen via en venturidyse. Videre innblanding skjer gjennom en statisk mikser. Etter at delstrømmen (med innblandet ozon) tilføres hovedstrømmen skjer så en ny innblanding via en mikser. Gode innblandings-systemer gir normalt en overføringsgrad til vannet på 95 % eller mer av den tilsatte ozonmengden.

Under drift kan det være en risiko for tilbakeslag fra sidestrømssystemet slik at vann i verste fall slår tilbake i ozongeneratoren. Figur 3-6 viser også ulike sikkerhetssystemer for å hindre tilbakeslag, henholdsvis installasjon av 2 tilbakeslagsventiler, en væskefelle og en avstengingsventil. Det kan også være fornuftig å etablere en god høydeforskjell mellom generator og innblandingssystem slik at små væskemengder vil renne vekk fra generatoren. Gassledningen inn mot venturidysen kan holde minusgrader på grunn av undertrykk i innløpsområdet. Ved stopp og start kan små tilbake-

strømmende væskemengder fryse og til slutt tette gassrøret. Dette hendelsesforløpet kan spesielt inntreffe dersom venturidysen er plassert ovenfor gassrøret. Problemstillingen må fokuseres i en planleggingsfase.

Tilførsel av oksygen til vannet. Bruk av høykonsentrert oksyngass i ozon-generatoren medfører også at vannet overmettes med oksygen. Eksempelvis kan man ved å tilsette ca. 1.5 mg ozon/l til et råvann (overflatevann) som i utgangspunktet er nær mettet på oksygen, få et oksygeninnhold på ca. 20 mg/l etter ozonering. Ved en vanntemperatur på 5 °C og atmosfæretrykk er metningskonsentrasjonen i ferskvann 12,7 mg oksygen/l.

Dette innebærer at ozonering kan gi en betydelig oksygenovermetning i vannet. Dette medfører fare for gassbobledannelse i eventuelle etterfølgende filterbassenger, spesielt ved nedstrømsfiltrering. Dannelse av gassbobler fører til økt trykktap i filtermassen og hel eller delvis blokkering av vanntransporten gjennom filteret, noe som krever hyppigere filterspyling. Viktige faktorer som har innflytelse på gassbobledannelsen er vanntemperaturen, gjennomstrømningshastigheten, høyden på vannspeilet over filtermassen (vanntrykket), fordelingen av avsetninger/trykktap lokalt i filtersengen, samt graden av gassovermetning i vannet.



Figur 3-6 Skisse av et sidestrømssystem for ozoninnblanding i vann, med sikkerhetstiltak mot tilbakeslag av vann

Det er ulike måter å luftet ut overskuddsoksygen på. En løsning kan f.eks. være den såkalte GDT-prosessen (Figur 3-7), som kombinerer både innblanding og avgassing i en komprimert prosess. Så langt vi kjenner til er denne løsningen ikke benyttet i norske vannverk.

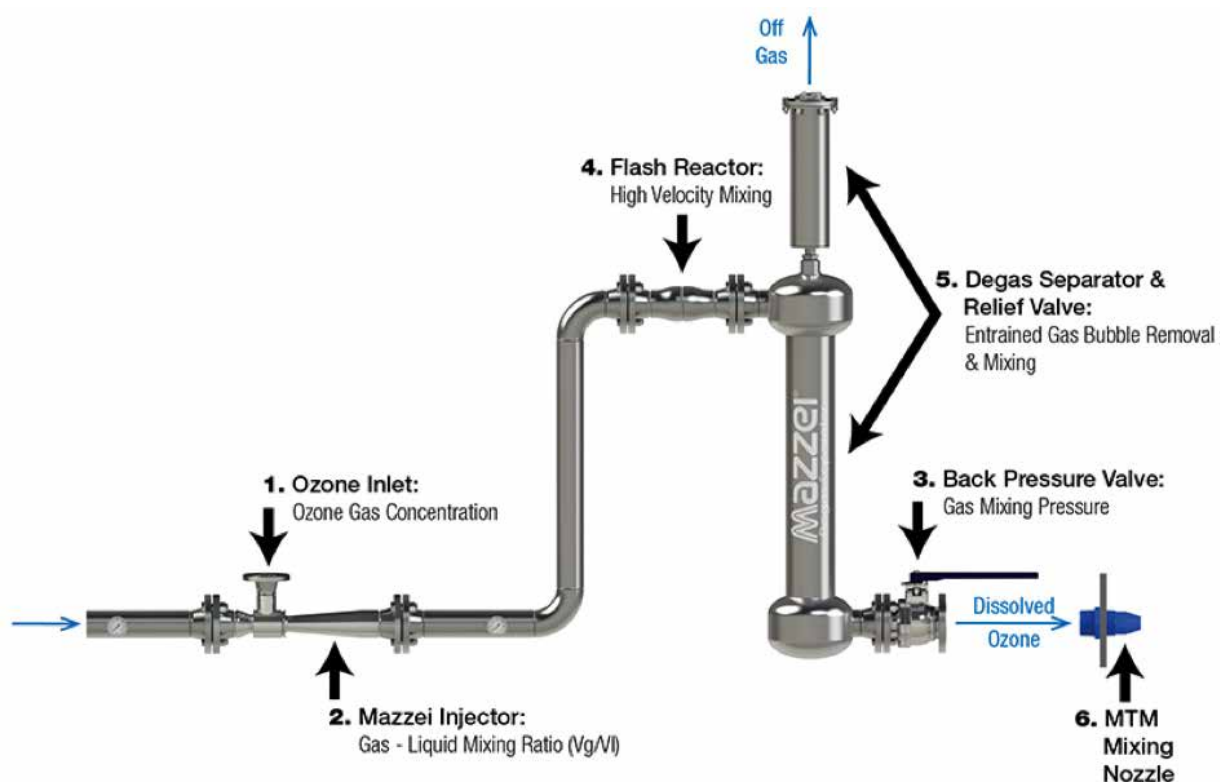
Uavhengig av det valgte innblandingssystem vil det finnes gjenværende gassbobler i vannet. Boblene, som inneholder ozongass og oksygen, vil ledes videre til ozonkontaktkammeret. For å unngå ansamling i gasslommer må denne gassen/dis boblene luftes ut via lufteklokker eller andre utluftingssystemer i ozonkontakttanken.

Ozondestruksjon. Før utslipp til ytre miljø må gassen passere gjennom en ozon-destruktur. Gasstrømmen til destruktoren opprettholdes av en vifte som er plassert etter ozondestrukturen, og som skaper undertrykk i kontaktkammer og destruktur.

Ozondestruksjonen er basert på reduksjon av ozon til oksygen ved hjelp av et katalytisk materiale, normalt i kombinasjon med oppvarming (40 – 100 °C). En ozondestruktur tåler ikke vann, men kan akseptere en viss luftfuktighet. Før destruktoren bør det derfor anlegges en «kondensfelle».

På grunn av den høye oksygenkonsentrasjon i gassen til destruktoren er det viktig at det ikke oppkonsentreres organisk materiale i katalysatormassen. Det er kjent fra enkelte episoder (i utlandet) at ozondestrukturen har eksplodert. Ved ett tilfelle skyldtes dette avdamping av hydrokarboner fra nylagt takpapp som via en ventilasjonsanordning kom inn i destruktoren og førte til eksplosjon. Ved et annet tilfelle skyldtes eksplosjonen oppkonsentrering i katalysatormassen av et flyktig organisk stoff fra en (anionisk) polymer som ble benyttet i vannbehandlingen.

Det er viktig at røret som fører luften fra ozondestrukturen og videre ut til atmosfæren har tilstrekkelig dimensjon og at man unngår isdannelse i dette. Det finnes eksempler fra norske vannverk der det vinterstid har bygget seg opp islag/isplugg i den utvendige delen av «utløpsrøret» med den følge at gasstrømmen gjennom destruktoren har stoppet opp. Isdannelsen og tilstoppingen skyldes fuktighet i avgassen fra destruktoren. Rørføringen må også designes slik at det ikke dannes «kondenslommer», spesielt ikke på utsiden av vannbehandlingsanlegget.



Figur 3-7 Skisse av GDT™-prosessen for kombinert gassinnblanding og avgassing

Ozonkontakttanken

Ozonkontakttanker er normalt utformet av syrefast stål, stående eller liggende, eller som plass-støpte betongbassenger. Ved bruk av betongbassenger er det viktig at armeringen har en tilstrekkelig betongoverdekning for å hindre ozonindusert korrosjon av armerings-jernet.

Oksydasjonsreaksjonene som gir fargereduksjon og økt UV-transmisjon i vannet skjer meget hurtig, normalt i løpet av få sekunder etter ozoninnblanding. Ved dimensjonering og utforming av ozonkontaktkammeret er det primært ønsket om å oppnå en bestemt desinfeksjonsgrad (kvantifisert ved en Ct-verdi) som må vektlegges.

For å oppnå lengst mulig effektiv oppholdstid i kontaktkammeret må det tilstrebes løsninger som gir en størst mulig grad av stempelstrøm, noe som også gir det beste grunnlaget for å kunne beregne Ct-verdier ved dimensjonering av kammeret og for overvåking av Ct-verdier under drift.

Når det benyttes desinfeksjonsmetoder som klorering og UV, er det et sterkt fokus på kontinuerlig måling av henholdsvis klorrest og UV-dose (evt. rammene for UV-intensitet og vannføring som angitt i godkjenningssertifikatet). Ved gjennomgang av en del norske ozonanlegg synes det ikke å være samme fokus på kontinuerlig dokumentasjon av desinfeksjonseffekt (Ct-verdi).

For å oppnå en størst mulig grad av stempelstrømning i ozonkontaktkammeret foreligger det flere tekniske løsninger og muligheter:

- Anvendelse av rør som kontaktkammer
- Bruk av kontakttank med fyllmateriale. Det er her viktig at innløp og utløp er konstruert slik at man oppnår en god/homogen strømningsfordeling
- Ved bruk av basseng som kontaktkammer kan det benyttes ulike løsninger med ledevægger, og/eller innmontering flere steder av såkalte hullplater som dekker hele tverrsnittet av kontaktkammeret

For å dokumentere Ct-verdier under drift bør det etableres minst 3 prøveuttak langs kontaktkammeret der det måles ozonrest (enten kontinuerlig eller manuelt etter behov), samtidig som man måler/identifiserer vannets effektive oppholdstid mellom prøve-punktene ved ulike aktuelle vannmengder.

Et alternativ for dokumentasjon av Ct-verdier er å etablere en ekstern rørsøyfe der ozonkonsentrasjonen måles ved ulike tidspunkt, og der oppholdstiden er kjent.

En forutsetning for at disse Ct-verdiene skal ha god overføringsverdi i forhold til kontaktkammeret er at strømningsmønster og effektive oppholdstider i kontaktkammeret er kjent.

Restozon. Avhengig av vannkvaliteten, oppholdstiden i kontaktkammeret og ozondosen vil det normalt eller tidvis kunne være restozon til stede i vannet når dette forlater ozonkontakttanken. Restozon vil inhibere biologiske prosesser, og den øverste delen (innløpsdelen) av biofilteret er derfor særlig utsatt. I tillegg vil aktivkullet langsomt brytes ned (oksyderes) av ozon. Det er også en teoretisk mulighet for at ozonholdig vann vil kunne trenge lenger ned i biofilteret ved eventuelle kanaldannelser i filtermaterialet. Av disse grunner bør restozon fjernes fra vannet før dette ledes videre til biofilteret.

Fjerning av restozon kan skje på ulike måter:

- Biofilteret kan ha et topplag med aktivkull (AC) som kan katalysere og redusere ozon til oksygen. Tilstedeværelse av restozon i den øverste delen (noen centimeter) av biofilteret vil imidlertid inhibere den biologiske aktiviteten. I tillegg vil AC-laget langsomt brytes ned (oksyderes) av ozon. Det er imidlertid flere anlegg som praktiserer denne løsningen uten at dette er rapportert som et problem. Også andre filterlag (antrasitt, Filtralite, etc) vil kunne forbruke restozon dersom lagene inneholder akkumulert/adsorbert organisk stoff (jfr. siste punkt)
- Etter utløp av kontaktkammer kan man dosere en løsning av natriumthiosulfat som meget hurtig reduserer restozon til oksygen. Thiosulfat er et kjemikalie som er enkelt å håndtere og som er uproblematisk i HMS sammenheng
- Ved bruk av ozon i oppdrettsindustrien benyttes UV ved noen anlegg for å redusere ozonresten i vannet. Det er ikke kjent at denne metoden er anvendt på vannverk
- Organisk stoff som er akkumulert i biofiltermassen vil også oksideres av restozon og derved forbruke dette. Slik fjerning av restozon kan også skje i alkaliske forfiltre som er plassert etter ozonkontaktkammeret. Her vil organisk stoff samles opp/adsorberes til utfelte metallhydroksider i den alkaliske filtermassen. Foruten å fjerne restozon via oksidasjon av oppsamlet organisk stoff, vil et slikt alkalisk forfilter også adsorbere organisk stoff og derved redusere den organiske belastningen på et etterfølgende biofilter (mer om alkalisk forfiltrering nedenfor)

Alkalisk forfiltrering

På de fleste norske OBF-anlegg er biofiltertrinnet plassert direkte etter ozonkontaktkammeret. Ved enkelte OBF-anlegg er det imidlertid etablert et alkalisk forfilter (marmorfilter) etter ozonkontakttanken, men før biofilteret. Det alkaliske forfilteret vil i tillegg til å fjerne partikulært materiale og alkalisere vannet, også stabilisere vannkvaliteten og gi en gunstig vannkvalitet for den biologiske aktiviteten i etterfølgende biofilter.

Nyere undersøkelser indikerer også at det oppnås en viktig tilleggsfunksjon i den alkaliske filtersengen ved at utfelte metallforbindelser (bl.a. jernhydroksid) adsorberer organisk stoff og mikroorganismer. Dette bidrar til å redusere vannets innhold av NOM/TOC, BDOC og mikroorganismer/ATP, noe som innebærer at en slik forbehandling kan lette belastningen på det etterfølgende biofiltertrinnet. Ved Steinsvika vannbehandlingsanlegg i Skien viser resultatene at det alkaliske forfilteret i perioder evner å fjerne minst like mye NOM/TOC som det etterfølgende biofilteret.

Alkaliske filtersengers evne til å fjerne de nevnte stoffer fra vannet skyldes at utfelt jernhydroksid har et ladningsnullpunkt (pH_{zpc}) nær pH 2. Ved pH-verdier høyere enn dette vil jernhydroksidene ha en positiv overflateladning, noe som gjør dem til utmerkede adsorbenter for negativt ladede substanser generelt, og for NOM/BDOC og mikroorganismer/ATP spesielt. I tillegg vil ozonering bidra til å bryte komplekser som er dannet mellom NOM og metaller, noe som kan lette utfellingen av metallforbindelser. Disse kan derved felle ut/lagres i filtersengen og fungere som adsorbenter. Noen har kalt denne ozon-induserte mekanismen for «mikrokoagulering», siden det er de samme adsorpsjonsmekanismer som råder i koaguleringsprosesser.

Av disse grunner anbefaler vi at OBF-anlegg utformes med alkaliske forfiltre plassert mellom ozonkontakttanken og biofilteret. Dette vil redusere den organiske belastningen på biofilteret og påvirke dimensjoneringen av dette. En alkalisk forfiltrering vil stabilisere vannkvaliteten og øke pH-verdien inn på biofilteret og således bidra til et bedre fungerende biofilter samt bedre kvalitet og økt biologisk stabilitet på behandlet vann.

En alkalisk forfiltrering kan altså gi følgende fordeler:

- Akkumulert organisk stoff i innløpsdelen av marmorfilteret vil nøytralisere (reducere) eventuelle ozonrester. Dette gjelder oppstrøms filtre, siden man ved bruk av åpne nedstrøms filtre kan få frigitt ozonrester til arealet/luften over filterbassenget, noe som ikke er ønskelig (HMS, korrosjon)

- Den alkaliske filtersengen har ideelle forhold (pH, oppholdstid, overflater) for utfelling av metaller fra råvannet, f.eks. jernhydroksid. Slik utfelt jernhydroksid er en effektiv adsorbent og kan derved i betydelig grad bidra til å redusere vannets innhold av NOM (DOC), bionedbrytbar NOM (BDOC) og mikroorganismer
- Marmorfilteret gir økt alkalitet, Ca-innhold og pH i vannet, noe som gir gunstige og stabile forhold for den etterfølgende biofilterprosessen. Dette er gunstig for omsetning og reduksjon av lett nedbrytbart organisk stoff målt (BDOC), og for å unngå «biologisk stress» og dannelse av uønskede stoffer i biofilteret (jfr. omtalen av biofiltre nedenfor).

Dimensjonering av alkaliske forfiltre foretas normalt etter de samme kriterier som for marmorfiltre dedikert for korrosjonskontroll.

Biofilter

Foruten de tidligere nevnte fordeler med ozonering, er hovedtanken bak OBF-prosessen at ozoneringen skal overføre det opprinnelige, tungt nedbrytbare organiske stoffet (NOM) som vi normalt finner i råvannet til mer lavmolekylært og lettere biologisk nedbrytbart organisk stoff (BDOC), som så kan fjernes i et etterfølgende biofilter.

En biofilterseng kan bestå av ett eller flere ulike filtermaterialer. Valg av biofilter-materiale kan ha stor betydning for renseeffekten for BDOC. Dette fordi materialets overflateegenskaper og struktur, samt porøsitet, etc har betydning for etablering og fastholdelse av de bakterier som bryter ned BDOC.

Sammenlignende undersøkelser av ulike typer biofiltermaterialer synes å konkludere med at porøse materialer (f.eks. aktivkull) er å foretrekke framfor inerte materialer som antrasitt, sand og granatsand når det gjelder evne til å fjerne bionedbrytbart organisk stoff (LeChevallier et al. 1992; Wang et al. 1995; Billen et al. 1992). Grunnen til at aktivkull gir bedre resultater synes ikke å være at den røffe overflate-strukturen gir bedre beskyttelse mot erosjon og løsrivingskrefter (også andre materialer har en tilsvarende overflatestruktur), men at aktivkull på grunn av adsorptive krefter gir en mye sterkere fastholdning av mikroorganismer enn ikke-adsorptive materialer som eksempelvis sand. Det er viktig å påpeke at dette er tilfellet selv etter at aktivkullet har vært i bruk så lenge at adsorpsjonskapasiteten for NOM/DOC er oppbrukt. På grunn av dette vil biofiltersenger av aktivkull kunne inneholde større mengder bakterier/biomasse, noe som gir raskere nedbrytning og mer effektiv fjerning av BDOC.

Adsorpsjonsegenskapene i aktivkull vil gi en betydelig reduksjon av organisk stoff (NOM, DOC og BDOC) de første uker og måneder – inntil kullet er mettet og ikke lenger har adsorpsjonskapasitet for organisk stoff/ NOM/BDOC. En videre nedbrytning/fjerning av organisk stoff må deretter skje via biologiske omsetningsprosesser, hovedsakelig i biofilmer som etableres på overflaten av filtermediet. Det kan også skje ved at metallforbindelser, for eksempel jernhydroksid, felles ut i filtersengen. Slik jernhydroksid er en effektiv adsorbent for organisk stoff (DOC, BDOC) og for mikroorganismer. Det er imidlertid i liten grad kjent hvilken rolle adsorpsjon av NOM/BDOC til utfelte metaller (f.eks. jernhydroksider) i biofiltersengen spiller i denne sammenhengen, og om slik utfelling og adsorpsjon kan fjerne eller redusere overnevnte ulemper knyttet til inerte biofiltermaterialer som sand, antrasitt, etc. i forhold til aktivkull.

I Norge anvendes aktivkull som eneste biofiltermedium i de fleste OBF-anlegg, men kombinasjoner med andre materialer som sand og Filtralite (knust Leca) forekommer også. Det anvendes også biofiltersenger med aktivkull, sand og ulike typer alkalisk filtermasse. Bruk av knust marmor som eneste biofiltermateriale kan ikke anbefales fordi dette materialet lett løser seg i vann ved de relativt aggressive vannkvaliteter man normalt har i OBF-anlegg og som befinner seg langt unna kalsiumkarbonatlikevekt.

Ved Steinsvika OBF-anlegg i Skien benyttes Filtralite i kombinasjon med sand. Filtralite er i likhet med aktivkull et porøst materiale med en irregulær/røff overflatestruktur. Persson et al. (2004) konkluderte at aktivkull og Filtralite begge var gode biofiltermaterialer.

Aktivkull kan produseres fra kokosnøttskall, tre- og steinkull, der kokosnøttskall gjerne regnes som best egnet på grunn av høy motstandsdyktighet mot nedknusing og god ozonbestandighet (kan ha betydning dersom aktivkull også er tilegnet en funksjon for fjerning av restozon). Aktivkull produsert fra steinkull er et rimeligere alternativ og bør også vurderes.

Ved anskaffelse av aktivt kull bør man foreta en grundig forhåndsvurdering for å sikre leveranse av riktig/optimal type kull. Det er kjent fra minst ett norsk vannverk at man fikk problemer i lengre tid fordi kullet delvis desintegrerte og resulterte i høy turbiditet før det måtte skiftes ut. Ved et annet tilfelle ble det i et pilotanlegg registrert en pH etter kullfilteret på ca. 10 i flere uker etter igangsettelse. I et tredje tilfelle inneholdt kullet mye fosfor, noe som muligens kan ha bidratt til økt biologisk vekst og høye kimtall på nettet. For de fleste typer aktivt kull må man uansett være forberedt på en

pH-økning den første tiden etter at kullet er tatt i bruk, og inntil en tilstrekkelig utvasking av basiske komponenter er oppnådd.

En ulempe med aktivkull er at dette er betydelig dyrere enn Filtralite. Filtralite er et robust og porøst filtermateriale som synes godt egnet for oppbygging og fastholding av en biofilm. Det må imidlertid påregnes driftstider på flere uker eller måneder før en tilstrekkelig biologisk aktivitet/biofilm er etablert. Det kan derfor være fornuftig å starte opp et OBF-anlegg med relativt lave ozondoser slik at BDOC-produksjonen begrenses og BDOC-nivået i utløpsvannet fra biofilteret ikke blir for høyt.

Hva gjelder aktivkull og Filtralite som biofiltermateriale – etter at biologisk aktivitet/biofilm er etablert og etter at aktivkullet er mettet – så foreligger det pr. dato ingen entydig kunnskap om hvilket biofiltermedium som bør foretrekkes og/eller hvilket medium som gir den høyeste BDOC-reduksjonen.

Biofiltre tilbakespyles normalt med intervaller i området mellom en uke og en måned. Når det gjelder drift og tilbakespyling av biofiltre bør man være oppmerksom på at dersom et filter av ulike grunner må tas ut av drift vil den biologiske aktiviteten raskt forbruke oksygen i det stillestående vannet. Det er da en risiko for at det etter noen timer/dager kan oppstå anaerobe forhold i filteret, noe som kan slå ut det etablerte mikroorganismesamfunnet og føre til redusert renseseffekt og forringet utløpsvannkvalitet i dager og uker etter driftsstansen. Det er derfor viktig at et biofilter igangsettes snarest mulig etter en driftsstans.

Et annet forhold gjelder tilbakespylingens betydning for forekomsten av lipopolysakkarider i utløpsvann fra biofiltre. Slike lipopolysakkarider (LPS) forekommer i Gram-negative bakteriers ytre cellevegg. LPS frigjøres fra bakterier under celledmultiplikasjon/formering, stress/celledød/lysis og via en konstant avskalling fra celleveggen, analogt med avskallingen av menneskelige hudceller.

Nivået av LPS og heterotrofe bakterier i utløpsvann fra biofiltre har vist seg å være betydelig høyere enn vanlig når biofiltre startes opp etter å ha vært ute av drift en periode, og uten at filterspyling er foretatt. Dette gjelder systemer både med og uten bruk av ozon før biofilteret. Videre synes utløpsnivåene av LPS og bakterier å øke med økende konsentrasjonsnivåer av bionedbrytbart organisk stoff (AOC, BDOC) i innløpsvannet. LPS vil normalt fjernes i etterfølgende vannbehandling slik som koagulering, og en reduksjon vil også skje (dog langsomt) ved etterfølgende klorering og kloraminering (Huck et al.

1998). Det er imidlertid lite sannsynlig at en etterfølgende UV-desinfeksjon vil påvirke nivået i særlig grad.

Selv om den helsemessige betydningen av LPS i drikkevann er lite kjent (den er særlig relevant i forbindelse med dialyse, bruk av luftfuktere, etc), anbefales det at biofiltre alltid tilbakespyles før de settes ut av drift for en tid. Dette gjelder selv for korte driftsstanser på 2–4 timer. Etter oppstart bør modningsvann sendes til avløp, tilsvarende det som gjøres på koaguleringsanlegg, i en mengde tilsvarende minst 5 ganger biofiltersengens porevolum. Som et alternativ til nedstengning og re-start av enkeltfiltre, bør man heller søke å ha alle biofiltre i drift med redusert belastning. Videre bør man unngå raske endringer i filtreringshastighet for å unngå frigivelse av lipopolysakkarider fra filtersengen (Huck et al. 1998; Andersson et al. 2008).

Med utgangspunkt i betraktningene over, samt det faktum at man vil maksimere innholdet av aktiv biomasse samtidig som man søker å utnytte de gode adsorptive egenskaper til eventuelle metallforbindelser (f. eks. jernhydroksid) som feller ut i biofiltersengen, uten at det oppstår vannkvalitetsforringende «slipp» av slike avsetninger, bør man på hvert enkelt anlegg søke å optimalisere spylefrekvensen. En optimal spylefrekvens kan bidra til å bedre biofilterets renseeffekt og kapasitet, og derved også bidra til å begrense problemer med kimtallsvekst på nettet.

Uansett hvilket biofiltermateriale som velges, så er eksisterende dimensjoneringskriterier for biofiltre modne for revisjon. I dag dimensjoneres biofiltre vanligvis ut fra rene tommeltottregler for oppholdstid regnet på tom seng (Empty Bed Contact Time, EBCT), vanligvis 20–30 minutter – uavhengig av vannkvalitet/vanntemperatur, anvendt ozondose, organisk belastning på biofilteret og ønsket utløpsvannkvalitet (biostabilitet).

Etterfølgende desinfeksjon

Utløpsvannet fra biofilteret vil i tillegg til biologisk utnyttbart substrat (mat) i form av biologisk nedbrytbar organisk karbon (BDOC), også inneholde løstrevne mikroorganismer. Som nærmere omtalt i kapittel 4.2.6 gir OBF-anlegg også relativt høye kimtallsnivåer på nettet.

Det er derfor vanlig å anvende en etterfølgende desinfeksjon etter biofiltertrinnet. Denne kan bestå av UV-belysning og/eller klorering. Erfaringer fra flere anlegg viser at en svak klordosering kan være nødvendig for å redusere kimtallsnivåene på nettet, noe som representerer en av hovedutfordringene ved denne vannbehandlingsmetoden.

Desinfeksjon med kloramin er også en aktuell metode etter OBF-prosesser, siden virkningen vil vare ved lenger ut på ledningsnettet.

3.3. Ozon og HMS

Generelt

I vannverk benyttes normalt en eller flere typer kjemikalier som kan medføre helsefare. De vanligste er klor (natriumhypokloritt), syrer (saltsyre, fosforsyre, oksalsyre, m.v.), baser (NaOH, vannglass, hydratkalk, m.v.), samt jern- eller aluminiumbaserte koagulanter (klorider og sulfater). Disse kjemikaliene fraktes til vannverket, ofte over større avstander, som relativt konsentrerte løsninger (10–20 %) og noen av dem kan være sterkt etsende og korroderende. Generelt når det gjelder håndtering av helsefarlige kjemikalier gjelder det klassiske kvadrantprinsippet:

- 1) Legg forholdene (teknikk/rutiner) til rette for at lekkasjer, utilsiktede utslipp og skader på personell og miljø ikke skal oppstå
- 2) Etabler rutiner for tidligst mulig å kartlegge/identifisere/oppdage mulige faresituasjoner/risiki

- 3) Forbedre teknikker/rutiner for å redusere sannsynligheten for at uønskede hendelser skal kunne skje
- 4) Ha fungerende rutiner for å begrense skader – når de likevel har oppstått

De samme prinsipper gjelder for vannverk som benytter ozonering i sin vannbehandling.

I motsetning til de ovenfor nevnte kjemikalier er ozon en reaktiv og kortlivet gass som må produseres på vannverket. I forhold til det ytre miljø er således muligheten for at skade skal oppstå under transport ikke til stede, og sannsynligheten for skader på miljø ved utslipp er også vesentlig mindre enn for andre kjemikalier som benyttes ved vannverket. HMS fokus i forhold til ozongass kan derfor i hovedsak rettes mot innomhus aktiviteter og helserisiki.

Data for ozon

Ozon er en sterkt oksiderende og reaktiv gass. Ozongassen er tyngre enn luft (relativ/spesifikk tetthet er 1.66 i forhold til luft).

Foruten å være korrosiv og ødeleggende overfor ulike materialer (f.eks. gummi), kan ozon være helseskadelig, selv i svært lave konsentrasjoner/eksponeringer. I Norge er yrkeshygienisk grenseverdi for ozon satt til 0.1 ppm (= 0,2 mg/m³). Med yrkeshygienisk grenseverdi menes den gjennomsnittlige konsentrasjonen av en luftforurensning som kan aksepteres på en arbeidsplass i fem ukedager med åtte timers dag uten vesentlig helserisiko, men ikke nødvendigvis uten noen som helst form for symptomer.

Vi vil i denne rapporten imidlertid sterkt understreke at **selv den minste ozonlekkasje eller eksponering for ozon må regnes som uakseptabel**, og at slike episoder må behandles som et avvik etter at anlegget er satt i ordinær drift.

Det er også klart at det er fullt mulig å etablere tekniske løsninger og rutiner på vannbehandlingsanlegget slik at ozonlekkasjer kan elimineres nær fullstendig.

Tabell 3-2 nedenfor gir en oversikt over helseeffekter ved ozoneksponering i ulike konsentrasjoner.

Tabell 3-2 Helseeffekter ved ozoneksponering i ulike konsentrasjoner (Rakness, 2005)

Observerte effekter	Konsentrasjon (ppm eller mg/l)
Luktterskel, normale personer	0,01 - 0,04
Maksimal 8-timers gjennomsnittlig eksponering	0,1
Mindre øye-, nese- og luftrørriritasjoner Hodeverk og kortpustethet	0,1 - 0,5
Pusteproblemer, reduksjon i oksygenopptak, lungeirritasjon, tretthet, brystmerter	0,5 - 1,0

Det skal bemerkes at luktterskelen for ozon for de fleste personer normalt er lavere enn de konsentrasjoner som representerer helsefare. Følgelig kan luktesansen være en nyttig detektor i tillegg til de instrumentelle detektorer som skal benyttes på anlegg som anvender ozongass. Det understrekes imidlertid at luktesansen er personavhengig og følgelig ikke kan tillegges noen som helst vekt ved planlegging av nødvendige sikkerhetstiltak.

Potensiale for ozonlekkasjer i ulike prosessstrinn

Som beskrevet tidligere omfatter bruk av ozonering i vannbehandlingen en rekke delprosesser. Farepotensialet i forhold til ozonlekkasjer er størst i de deler av anlegget der det fraktes ozonholdig gass i rør eller i lukkede volumer, slik som nærmere beskrevet nedenfor:

Gasstransport mellom generator og innblandingspunkt i vann.

Ozongass produseres via elektriske utladninger i et spenningsfelt i en ozongenerator under tilførsel av oksygen. Etter generatoren føres den produserte gassen, som i det alt vesentlige inneholder ozon og oksygen (typisk blandingsforhold: 10 % ozon og 90 % oksygen, samt mindre mengder argon) i et tett rørsystem frem til en injektor. Etter ozongeneratoren vil ozonkonsentrasjonen i gassen kunne være opp mot 15 vekt-%, noe som tilsvarer 150.000 mg ozon/kg gass.

På denne rørstrekningen er det selvsagt meget viktig å hindre lekkasjer. Rørmateriale må ha høy toleranse for ozon og rørene bør i størst mulig grad være helsesett med etterfølgende røntgenkontroll. Gode pakninger er nødvendige på utstøys-, kontroll- og måleenheter som er plassert etter ozongeneratoren, slik som flowregulatorer, trykksensorer, tilbakeslagsventiler, nødstoppsventiler og injektorer. Pakningene må være av høyeste kvalitet og tettheten må kontrolleres etter montering.

Det bør også vurderes hvorvidt dette rørstrekket bør legges i et eget rom som er adskilt fra øvrig oppholds- og gangareal. Det må utplasseres ozondetektorer på egnede steder langs ledningsstrekket, og man må ved vurdering av egnede sensorplasseringer ta hensyn til at ozon er tyngre enn luft og at gasslekkasjer ikke «ventileres bort» av luft i bevegelse.

Mellom injektor og kontakttank. I moderne anlegg blir ofte ozon først injisert i en egen delstrøm av vannet, som tas fra hovedstrømmen. Etter ozoninjeksjonen inneholder delstrømmen en ozonkonsentrasjon på flere hundre mg/l (avhengig av ozondose og hvor stor delstrømmen er i forhold til hovedstrømmen). Større lekkasjer herfra vil således også kunne medføre helsefare.

Den ozonholdige delstrømmen føres inn i hovedstrømmen, normalt etterfulgt av en statisk mikser. Normalt vil over 95 % av ozongassen blandes inn i vannet. Oksygen er mindre løselig i vann, og anslagsvis vil bare 50 – 80 % av det tilførte oksygenet i gasstrømmen løses i vannet. Dette betyr at vannet etter de statiske mikserne vil inneholde en betydelig mengde gass/gassbobler som også inneholder relativt store mengder ozon. Denne gassmengden må samles opp (enten før eller ved utløpsenden av ozonkontaktkammeret) og ledes til en ozondestruktor før utslipp til atmosfæren. Også i disse gassføringsledningene må det være et sterkt fokus på å hindre lekkasjer.

Ozon som er helt oppløst i vannet etter innblanding i hovedstrømmen vil normalt ikke forekomme i høyere konsentrasjoner enn 0 – 5 mg/l. Ozoneksponering kan her skje via direkte kontakt med vannet i forbindelse med vannsøl, eller via avdamping av ozon i forbindelse med episodiske hendelser/vannsøl av kort varighet. Potensialet for helseskader her er imidlertid begrenset.

Etter kontakttanken. Etter kontakttanken er ozonkonsentrasjonene i vannet ytterligere redusert (normalt 0 – 2 mg/l). Før vannet ledes videre til alkaliske forfiltre eller direkte til biofiltertrinnet vil det være fornuftig å tilsette et reduksjonsmiddel (f.eks. natrium-thiosulfat) som raskt fjerner ozonrester i vannet. Dette tiltaket er helt nødvendig for å unngå ozon i luften på anlegg der vannet ledes videre inn i åpne nedstrøms filtre.

Overvåking og deteksjon av ozongass. En ozongenerator vil normalt ha innebygget en detektor for registrering av ozongass internt i «generatorskapet». Vanlige rutiner er da at det gis alarm og generatoren stenger ned dersom ozongass kan påvises her.

I rommet der generatoren står må det i tillegg plasseres minst 2 detektorer på hensiktsmessige steder og under hensyntaken til at ozon er en tyngre gass enn luft. Detektorene må plasseres i god avstand fra innstrømmende luftstrømmer for ventilasjon.

Detektorene må kobles direkte til overvåkingssystemet. Det kan i tillegg være hensiktsmessig å plassere et kontinuerlig visende display for ozongassdetektering på utsiden av døren til ozonrommet. Vannverket skal også ha flere bærbare ozongassdetektorer. Bruken av disse bør fastsettes etter nærmere vurderinger.

Det er også viktig å etablere gode rutiner for avstenging av ozongeneratorer i forbindelse med reparasjon/vedlikehold av ozonførende utstyr/ledningsnett. Det må foretas tilstrekkelig gjennomspyling med oksygen etter

at ozongeneratoren er avslått og før demontering skjer. Videre må det foretas en verifisering – via måling – av at gassen faktisk er ozonfri.

Konsekvent bruk av bærbare detektorer er nødvendig ved denne type arbeider. Detektorer for ozonlekkasjer må være av høy kvalitet, med en anbefalt deteksjonsgrense ned mot 0.01 mg/l. For å oppdage eventuelle ozonlekkasjer i en innkjøringsfase kan et nyttig hjelpemiddel være å legge kluter fuktet med kaliumjodidløsning på potensielle lekkasjesteder. Ved en ozonlekkasje vil jodid oksideres til jod som har en brun farge. Metoden vil derved kunne detektere selv meget små ozonlekkasjer over tid.

Sikkerhetsutstyr. I tillegg til bruk av ulike deteksjonssystemer som beskrevet over skal vannverket også ha beredskapsutstyr som heldrakt m/gasstett maske og frisklufttilførsel. Dette utstyret kan være nødvendig dersom det er aktuelt å gå inn i rom med mindre mengder ozongass.

Ved mistanke om større lekkasjer må førstevalget være å luften ut ozongassen. I definerte risikosoner (f.eks. der ozongeneratorene er plassert) vil det være fornuftig å etablere egen nødventilasjon for raskere utluftning. I tilfeller med spill av større mengder vann (med ozongass) kan det være nyttig å ha en sprøytekanne fylt med thiosulfatløsning (f.eks. 10 %) disponibel til en hver tid. Ved jevn påføring på spillstedet kan det da oppnås en meget hurtig nøytralisering av ozoninnholdet i vannsølet.

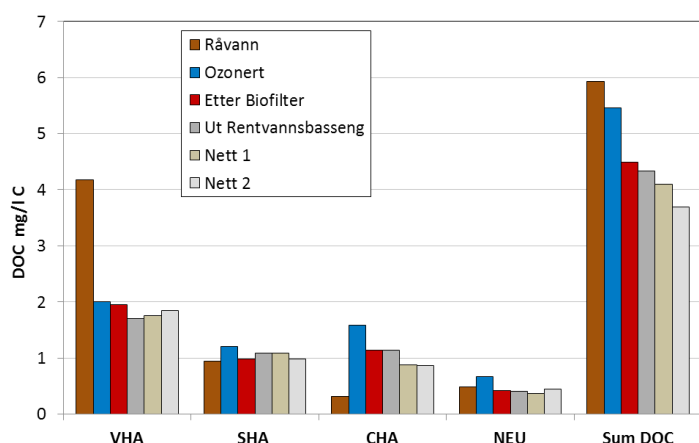
4. Resultater fra undersøkte vannverk

Innledningsvis i dette kapitlet (4.1) presenteres typiske eksempler på resultater fra enkeltvannverk, primært for å illustrere hvilken type informasjon de anvendte analyseverktøyene kan gi.

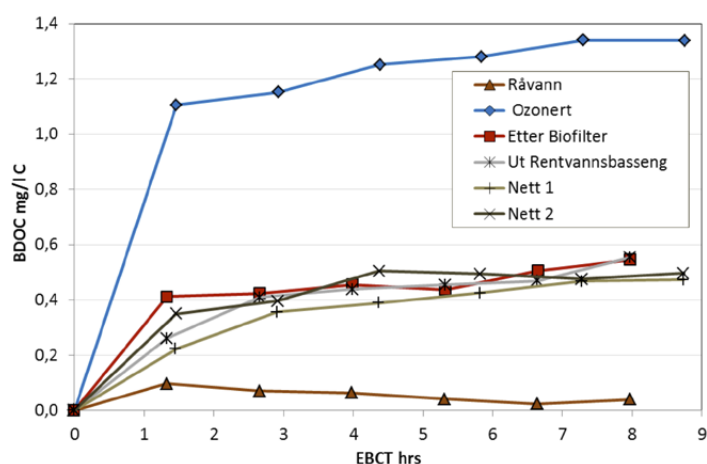
Deretter presenteres samlede resultater fra analyser av prøver av råvann, utløpsvann fra ulike vannbehandlingstrinn, rentvann og nettvann fra de undersøkte vannverk (4.2). Resultatene er i stor grad angitt med en rangering av parameterverdier fra lav til høy ved de undersøkte anleggene, slik at resultatene lett kan sammenlignes.

4.1. Enkeltvannverk

Figur 4-1 – 4.4 viser typiske eksempler på resultater fra utførte SINTEF-analyser av tilsendte vannprøver fra enkeltvannverk, henholdsvis NOM-fraksjonering, BDOC-, ATP- og metallanalyser. Slike resultater er oversendt hvert av de undersøkte vannverk.



Figur 4-1 Eksempel på NOM-fraksjonering på enkeltvannverk (Alvheim)



Figur 4-2 Eksempel på BDOC-resultater fra enkeltvannverk (Alvheim)

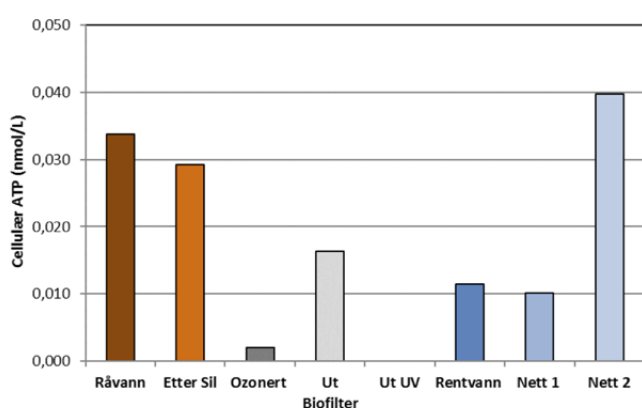
Resultatene fra NOM-fraksjoneringen og BDOC-analysen fra anlegget vist i Figur 4-1 og 4-2 (Alvheim) illustrerer godt hvordan den biologisk stabile «humusfraksjonen» VHA i råvannet transformeres til biologisk nedbrytbar CHA etter ozoneringen. Følgelig øker vannets BDOC-verdi betydelig etter ozoneringen. Det etterfølgende biofilteret evner å fjerne om lag 60 % av den ozon-genererte BDOC-økningen, men BDOC-nivået i behandlet vann er likevel betydelig høyere enn i ubehandlet råvann, og i dette tilfellet også betydelig høyere enn det som anses akseptabelt for å unngå uønsket biologisk vekst på nettet (0.15 – 0.25 mg BDOC/L).

Resultatene fra NOM, BDOC, ATP og metallanalysene viser noen typiske forløp:

- 1) Råvannsprøvene domineres av de hydrofobe «humusfraksjonene» (VHA og SHA), som normalt utgjør 60 – 80 % av total DOC
- 2) Ozoneringen overfører hydrofobe NOM-fraksjoner (særlig VHA) til hydrofile og mer bionedbrytbare NOM-fraksjoner (NEU og særlig CHA)
- 3) Ozoneringen medfører at råvannets NOM som i utgangspunktet er svært biostabil med BDOC-verdier nær null, blir overført til mer biologisk nedbrytbare NOM-fraksjoner (CHA og NEU)
- 4) Noe av den ozon-genererte BDOC-økningen fjernes så i det etterfølgende biofilteret, men langt fra alt. Resten sendes ut på ledningsnettet og kan fungere som substrat for mikroorganismer der. Dette kan medføre kimtallsøkning og biofilmdannelse – også i ledningssystemer innomhus
- 5) Et avtagende BDOC-innhold utover i ledningsnettet kan indikere at BDOC forbrukes biologisk og/eller at BDOC adsorberes til metallavsetninger på rørveggen. En avtagende BDOC følges ofte av et økende nivå av ATP (mikro-organismer) utover i ledningsnettet
- 6) Tidvis slipp av biofilm og/eller metallavsetninger (med adsorberte mikro-organismer) kan på enkelte anlegg forklare hvorfor høye kimtallsverdier ofte «kommer og går»

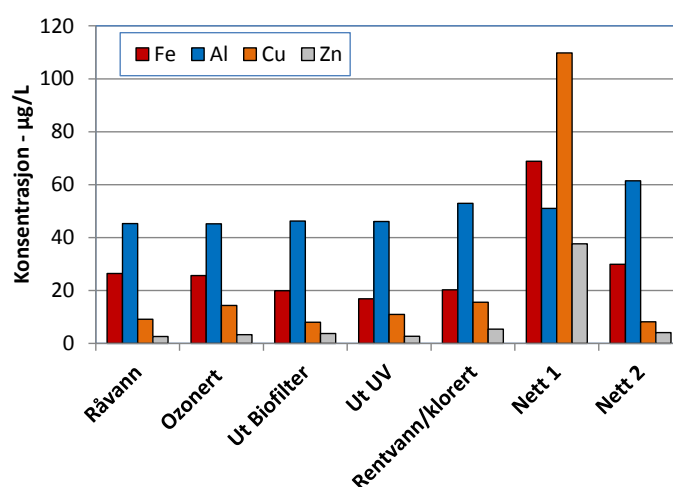
7) UV i normale doser (40 mJ/cm²) synes ikke å påvirke NOM-fraksjonene eller BDOC-verdiene i særlig grad

Figur 4-3 viser at innholdet av cellulær ATP (levende celler) i dette anlegget (Ulefoss) reduseres noe fra råvannet og gjennom den selvspylende silen. Deretter fjerner ozoneringen nesten all ATP, men i det etterfølgende biofilteret øker innholdet av levende mikroorganismer igjen. Etter UV-desinfeksjonen er ATP nær null, mens nivået igjen øker etter rentvannsbassenget, og særlig mellom nettprøvepunktene 1 og 2.



Figur 4-3 Eksempel på ATP-resultater fra enkeltvannverk (Ulefoss)

Metallanalysene (Figur 4-4) fra dette anlegget (Nes) viser at Fe-, Cu- og Zn-innholdet i vannet øker fra vannbehandlingsanlegget og fram til første prøvepunkt på nettet (Nett 1). Dette kan skyldes korrosjon, utløsning, mv. I det neste prøvepunktet (Nett 2) er imidlertid konsentrasjonene igjen på samme nivå som ut fra vannbehandlingsanlegget. Dette skyldes etter all sannsynlighet at disse metallene feller ut på rørveggene mellom de to prøvepunktene.



Figur 4-4 Metaller i vannprøver fra enkeltvannverk (Nes)

4.2. Kvalitet på råvann, rentvann og nettvann

Tabellariske oversikter over analyseresultatene fra de undersøkte vannverk fremgår av Tabell 4-1. Resultatene (med unntak av kimtallsverdiene) er basert på én eller et fåtall prøvetakingsrunder, og vil derved ikke vise naturlig forekommende sesongvariasjoner. Slike sesongmessige variasjoner vil selvsagt forekomme, både hva gjelder råvannskvalitet, driftsforhold og rentvannskvalitet, men resultatene i Tabell 4-1 illustrerer likevel sammenhenger og koblinger mellom anvendte driftsforhold, NOM/BDOC-karakteristika, og kvalitet på råvann, rentvann og nettvann.

For Valnesfjord skal bemerkes at det ble lagt inn nytt aktivkull i biofilterne like før prøvetaking, noe som gir «for gode» resultater for rentvann og nettvann i dette

anlegget. En ny analyserunde etter 2–3 måneders drift, etter at aktivkullets adsorpsjonskapasitet var oppbrukt, ville ha gitt mer representative data for dette anlegget. For Haus er den angitte ATP-verdien i nettvann middelverdien for 4 prøvepunkter, hvorav én nettp prøve (nær vannbehandlingsanlegget) hadde en særskilt høy verdi for cellulær ATP (1,3 nmol/L).

Det er videre i Tabell 4-1 angitt årsmiddelverdier for kimtall for en eller flere nettp prøver i angitt prøveår. Det henvises til Tabell 4-2 for mer detaljerte data for kimtall ved de ulike vannverk, men Tabell 4.1 viser at man i betydelig omfang overskrider drikkevanns-forskriftens «merknavsverdi» på 100 kim/mL i vannprøver fra ledningsnettet.

Tabell 4-1 Vannkvalitetsdata for de undersøkte anlegg, sortert etter økende verdier for UV-absorbans:
Råvann (øverst), rentvann og nettvann (nederst)

Vannverk	Kommune	Vannprøver NOM/BDOC	Besøkt 2012	Råvannskvalitet ¹⁾						
				pH	Turb	Farge	UV-abs	DOC	BDOC	ATP ²⁾
STENG VATN	Fauske	2012	Nei	7,5	0,2	13	7,3	1,9	0,2	41
NES	Ringsaker	2012	Ja	7,2	6,9	11	7,5	2,1	0,0	66
STEINSVIKA ⁵⁾	Skien	2011/12	Ja	6,7	0,4	14	9,5	2,5	0,1	34
ULEFOSS	Nome	2012	Ja	6,5	0,3	15	9,9	2,4	0,1	34
HAUS	Osterøy	2012	Nei	5,6	0,5	16	10,5	2,1	0,1	64
BRATTVÅG	Haram	2012	Nei	5,8	0,3	20	10,7	2,4	0,1	
KØRELEN ⁶⁾	Sund	2008/09	Nei	6,0	0,2	20	11,5	2,7	0,0	31
VALNESFJORD	Fauske	2012	Nei	6,9	0,2	29	18,8	3,1	0,1	48
TYRISTRAND	Ringerike	2012	Ja	7,0	0,4	28	18,8	5,0	0,1	20
Bønsnes	Hole	2012	Ja	7,3	0,4	18	20,1	3,2	0,1	30
ALVHEIM ⁷⁾	Øygarden	2010/11	Nei	7,0		41	24,6	5,9	0,1	
AUSTEVOLL ^{3,4)}	Austevoll	2009/10	Nei	6,7		54	28,7	6,7	0,2	58

¹⁾ Ved tidspunkt for NOM/BDOC-prøvetaking, ²⁾ Mikrobiell ATP i nmol/L*1000, ³⁾ Tall fra nov 2009
⁴⁾ Tall fra des 2010, ⁵⁾ Tall fra okt 2011, ⁶⁾ Tall fra apr og mai 2008, ⁷⁾ Tall fra okt 2011

Vannverk	Vannprøver NOM/BDOC	Rentvannskvalitet ¹⁾							Nettvann ¹⁾			
		pH	Turb	Farge	UV-abs	DOC	BDOC	ATP ²⁾	DOC	BDOC	ATP ²⁾	Kimtall ⁸⁾
VALNESFJORD ³⁾	2012	8,7	0,3	1	0,7	0,4	0,21	0	9,2	0,22	3	90
STENG VATN ³⁾	2012	7,1	0,2	4	2,5	1,4	0,26	15	1,3	0,19	1	26
HAUS	2012	7,4	0,2	4	3,3	1,3	0,28	5	1,3	0,14	403	>250 ⁹⁾
NES	2012	7,1	0,5	5	3,6	1,7	0,14	2	1,6	0,15	6	20-61
ULEFOSS	2012	7,3	0,2	5	4,4	2,1	0,27	11	1,9	0,19	25	112-223
BRATTVÅG	2012		0,3	7	4,6	1,7	0,31		1,6	0,26		198-216
KØRELEN ⁶⁾	2008/09	6,2	0,2	7	4,7	2,3	0,31	5	2,2	0,26	13	49-353
STEINSVIKA ⁵⁾	2011/12	8,1	0,2	6	4,7	2,2	0,10	1	2,1	0,12	42	51-98
TYRISTRAND	2012	6,6	0,2	10	8,1	3,9	0,34	21	4,2	0,43	1	
HOLE	2012	7,4	0,2	7	9,1	2,8	0,42	2	2,5	0,25	11	138-146
ALVHEIM ⁷⁾	2010/11			12	9,9	4,3	0,55		4,1	0,49		262-290
AUSTEVOLL ⁴⁾	2009/10			14	11,5	5,3	0,99	14	4,6	0,64	17	51-164

¹⁾ Ved tidspunkt for NOM/BDOC-prøvetaking, ²⁾ Mikrobiell ATP i nmol/L*1000, ³⁾ Rentvann = Ut UV, ⁴⁾ Nov 2009/Des 2010,
⁵⁾ Jan 2012, ⁶⁾ Apr/mai 2008, ⁷⁾ Okt 2011, ⁸⁾ Årsmiddel for angitt prøveår (flere prøvепункter), ⁹⁾ Rentvann

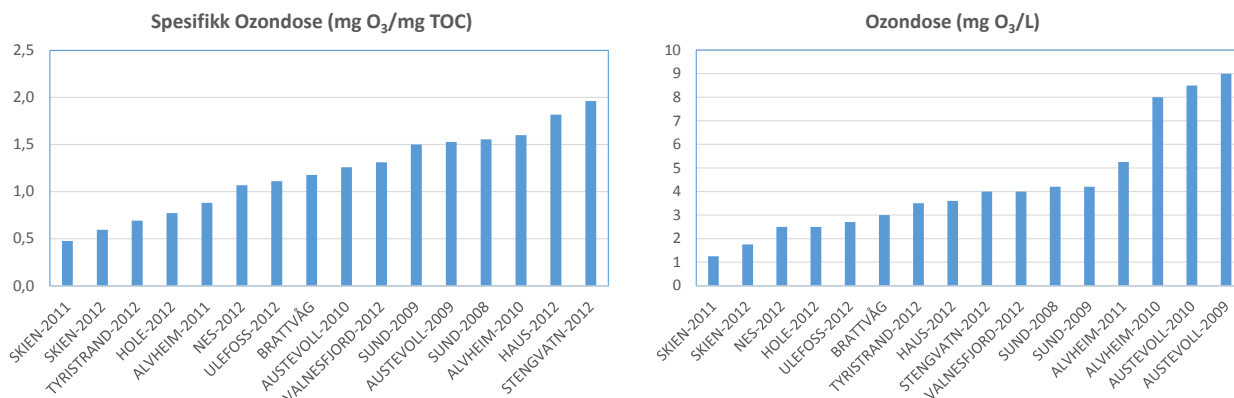
Ozondosering

Figur 4-5 gir en oversikt over de anvendte absolutte (mg O₃/L) og TOC-spesifikke ozondoser (mg O₃/mg TOC) ved de undersøkte anleggene.

Turbiditet og pH

Turbiditeten skal ikke ofres mye oppmerksomhet i denne rapporten, siden turbiditet ikke representerer noen hovedutfordring og turbiditetsfjerning ikke er hovedformålet med OBF-prosessen. En midlere råvann-

turbiditet på 0.31 NTU er redusert til 0.22 NTU i behandlet vann fra de undersøkte anleggene. Disse tallene inkluderer ikke Nes vannverk, der man sannsynlig på grunn av et undervannsras nær inntaket i Mjøsa hadde en råvannsturbiditet på 6.9 ved prøvetakingstidspunktet. Turbiditeten i behandlet vann var likevel så lav som 0.5 NTU. For pH er middelverdiene i råvann og rentvann henholdsvis 6.8 og 7.2. Dersom man holder Valnesfjord utenfor (nytt – og basisk – aktivkull) er middelverdien for pH i rentvann 7.0.

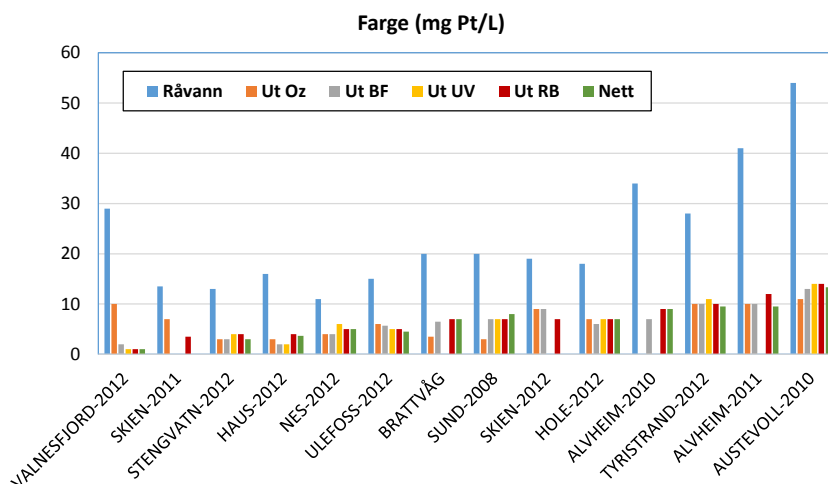


Figur 4-5 Rangering av anleggene etter absolutt (t.v.) og TOC-spesifikk ozondose

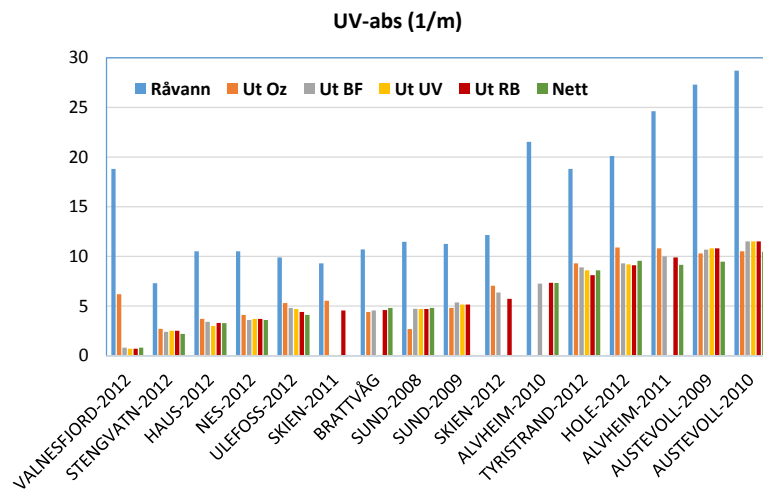
Farge, UV-absorbans, DOC og BDOC

Figurene 4-6 til 4-9 gir en oversikt over NOM-relaterte parametere i de analyserte vannprøvene, rangert for hver parameter fra lav til høy verdi i behandlet vann på de undersøkte anlegg. På anlegg der det ikke foreligger data fra utløpet av rentvannstanken, er det benyttet data fra utløpet av UV-trinnet.

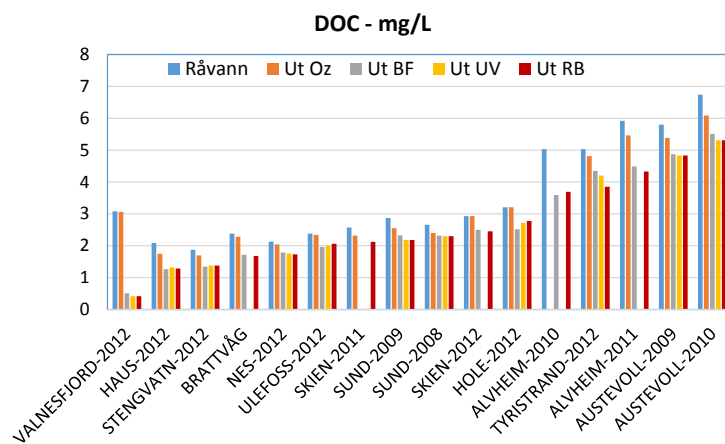
Figur 4-6 viser for øvrig at 2 av de undersøkte anlegg (Alvheim og Austevoll) hadde et råvann med farge som overskrider det maksimumsnivået som er anbefalt for denne metoden (25–30 mg Pt/L), mens to andre vannverk (Valnesfjord og Tyrstrand) er svært nær dette nivået.



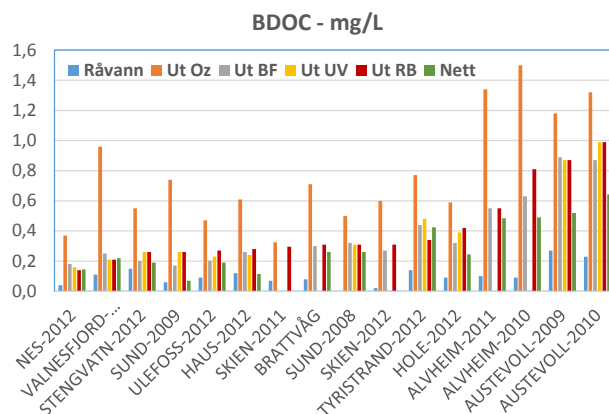
Figur 4-6 Fargetall i analyserte vannprøver, rangert etter økende innhold ut av rentvannsbassenget (RB). Data for UV-behandlet vann er benyttet der data for RB mangler.



Figur 4-7 UV-absorbans i analyserte vannprøver, rangert etter økende innhold ut av rentvannsbassenget (RB) (Utløpsvann fra UV der data for RB mangler)



Figur 4-8 DOC i analyserte vannprøver, rangert etter økende innhold i utløpet fra RB

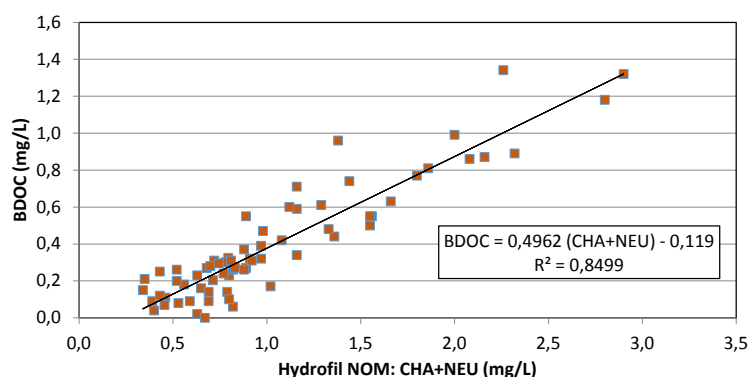


Figur 4-9 BDOC i analyserte vannprøver, rangert etter økende innhold i utløpet fra RB

BDOC og hydrofil NOM

Figur 4-10 viser sammenhengen mellom BDOC og hydrofil NOM (CHA+NEU) for alle anlegg og prøvepunkter. Som angitt på figuren er korrelasjonen svært god ($R^2 = 0.85$). Ingen korrelasjon ble funnet mellom BDOC og innholdet av hydrofob NOM (VHA+SHA) ($R^2 < 0.03$). Dette synliggjør viktigheten av å begrense vannets innhold av hydrofil NOM (CHA, NEU) dersom man ønsker å produsere et biologisk stabilt vann med lav BDOC-verdi. Eksempelvis kan det, ut fra resultatene i Figur 4-10,

aksepteres et innhold av hydrofil NOM (CHA+NEU) på inntil ca. 0.65 mg/L for å oppnå en BDOC-verdi på 0.2 mg/L eller lavere. Selv om egne BDOC-analyser selvsagt er å foretrekke, innebærer den gode korrelasjonen mellom BDOC og hydrofil NOM at man ut fra en NOM-fraksjonering på ozonert vann med rimelig grad av sikkerhet kan estimere vannets innhold av bionedbrytbar DOC (BDOC). Maksimal tillatt utløps-BDOC og BDOC-belastningen på biofiltertrinnet bør inngå blant de sentrale dimensjoneringskriteriene for dette.

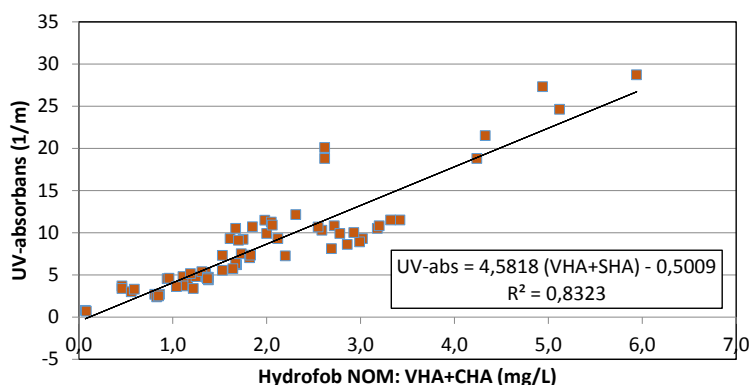


Figur 4-10 Korrelasjon mellom BDOC og Hydrofil NOM (CHA+NEU) i alle analyserte vannprøver

UV-absorbans, farge og hydrofob NOM

Analyseresultatene viste god korrelasjon ($R^2 = 0.83$) mellom innholdet av hydrofob NOM og vannets UV-absorbans (og farge). Dette fremgår av Figur 4-11. Det er ingen korrelasjon mellom UV-absorbans eller

farge og innhold av hydrofil NOM (CHA+NEU) ($R^2 < 0.01$). Dette er ikke overraskende, siden de hydrofobe «humusfraksjoner» i stor grad er aromatiske, med dobbeltbindinger som absorberer synlig lys og UV-lys.



Figur 4-11 Korrelasjon mellom UV-absorbans og innhold av hydrofob NOM (VHA+SHA) i alle analyserte vannprøver

Figur 4-11 illustrerer også viktigheten av en effektiv fjerning av hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA, SHA) dersom man ønsker vann med lav UV-absorpsjon (høy UV-transmisjon) og en mest mulig effektiv, etterfølgende UV-desinfeksjon. Ozonets evne til å redusere vannets farge og UV-absorbans er derfor viktig også for effektiviteten og kapasiteten i UV-trinnet.

Kimtall

I drikkevannsforskriftens vedlegg Kvalitetskrav til drikkevann, Tabell 2.1 angis det i merknadsfeltet at ved kimtallsverdier (3 døgn, 22 °C) over 100 pr. mL skal årsaken undersøkes nærmere. Selv om det ikke er angitt noen grenseverdi for kimtall, angis likevel tiltakstype C. Det er derfor uklart hvorvidt bestemmelsene under

tiltakstype C her kommer til anvendelse: «Nødvendige tiltak skal gjennomføres så snart som mulig for å bringe parameterverdien under grenseverdien. Tilsynsmyndighetene skal varsles, og kan gi dispensasjon fra grenseverdien for en periode slik at nødvendige tiltak kan gjennomføres forutsatt at overskridelser av grenseverdien ikke representerer noen helserisiko. For ikke godkjenningspliktige vannforsyningssystem vil slik dispensasjon i det enkelte tilfelle kunne gjøres varig.»

På bakgrunn av dette viser Tabell 4-2 rapporterte data for kimtall i rentvann og nettvann fra de undersøkte

vannverk for ulike år i perioden 2008-2012. Tabellen angir middelverdier, minimums- og maksimumsverdier samt 50-, 75- og 90-percentiler.

De fleste vannverk oppgir høye kimtallsverdier som «> 300 pr. mL». Slike verdier er satt lik 300 i beregningen av middelverdier, standardavvik og maksimumsverdier i Tabell 4-2, noe som innebærer at de reelle kimtall er høyere enn det som er angitt i tabellen. Det foreligger ikke kimtallsdata fra Tyristrand Vannverk, men man har også her hatt utfordringer knyttet til høye kimtall, begroing og slamdannelse på nettet.

Tabell 4-2 Kimtall i rentvann og nettvann, med spesifiserte prøvepunkter (verdier > 300 er satt lik 300 i beregningene) (Kimtallsdata foreligger ikke for Tyristrand)

Vannverk	Kommune	Besøkt 2012	Kode: <100 100-250 >250/300							
			Kim/mL (22 °C) ¹⁾							
			Prøveår	Prøvepunkt	Avg	Min	Max	50-perc	75-perc	90-perc
STENG VATN	Fauske		2012	Nettvann (Hauan)	26	3	66	21	41	51
NES	Ringsaker	Ja	2012	Rentvann	46	1	>300	13	42	195
			2012	Nettvann (Sund/Tingnes)	61	6	>300	25	50	-
			2012	Nettvann (Hanestad)	20	5	37	17	37	-
ULEFOSS	Nome	Ja	2012	Rentvann	2	0	14	1	5	8
			2012	Nettvann (Berget)	112	0	2200	14	32	108
			2012	Nettvann (Midtre Helgen)	223	7	1120	120	140	-
HAUS	Osterøy		2012	Rentvann	>250	0	>250	>250	>250	>250
BRATTVÅG	Haram		2012	Rentvann	116	0	>300	50	250	>300
			2012	Nettvann (Synnarlandsv)	216	0	>300	>300	>300	>300
			2012	Nettvann (Håvikmyrane)	198	0	>300	>300	>300	>300
KØRELEN ⁶⁾	Sund		2008	Nettvann (Skageneset)	49	1	166	28	88	166
			2008	Nettvann (Solhaug)	312	4	2910	97	300	881
			2009	Nettvann (Skageneset)	103	0	665	29	166	308
			2009	Nettvann (Solhaug)	353	1	1700	127	434	1265
STEINSVIKA	Skien	Ja	2011	Rentvann	1	0	4	0	1	3
				Nettvann (Lakåsene)	51	3	200	39	69	180
STEINSVIKA	Skien		2012	Rentvann	2	0	17	1	2	5
				Nettvann (Lakåsene)	98	1	260	93	155	194
VALNESFJORD	Fauske		2012	Nettvann (Furnes)	90	0	>300	51	171	258
TYRISTRAND	Ringerike	Ja	2012	Rentvann						
				Nettvann (2 km ute)						
				Nettvann (12 km ute)						
HOLE	Hole	Ja	2012	Rentvann	154	20	>300	120	>300	>300
			2012	Nettvann (Hunstad)	138	0	>300	60	>300	>300
			2012	Nettvann (Elstangen)	146	1	>300	100	>300	>300
ALVHEIM ⁷⁾	Øygarden		2010	Rentvann	271	85	>300	>300	>300	>300
			2010	Nettvann (Brannst)	290	104	>300	>300	>300	>300
			2011	Rentvann	142	0	>300	134	273	300
			2011	Nettvann (Brannst)	262	19	>300	>300	>300	>300
AUSTEVOLL ^{3,4)}	Austevoll		2009	Rentvann	75	0	>300	10	165	255
			2009	Nettvann (Storebø)	124	1	>300	100	262	>300
			2009	Nettvann (Austevollhella)	152	0	>300	164	>300	>300
			2009	Nettvann (Kolbeinsvik)	51	0	192	18	100	-
			2010	Rentvann	17	0	97	7	19	76
			2010	Nettvann (Storebø)	127	0	>300	77	284	>300
			2010	Nettvann (Austevollhella)	159	1	>300	173	>300	>300
			2010	Nettvann (Kolbeinsvik)	164	3	>300	236	>300	>300

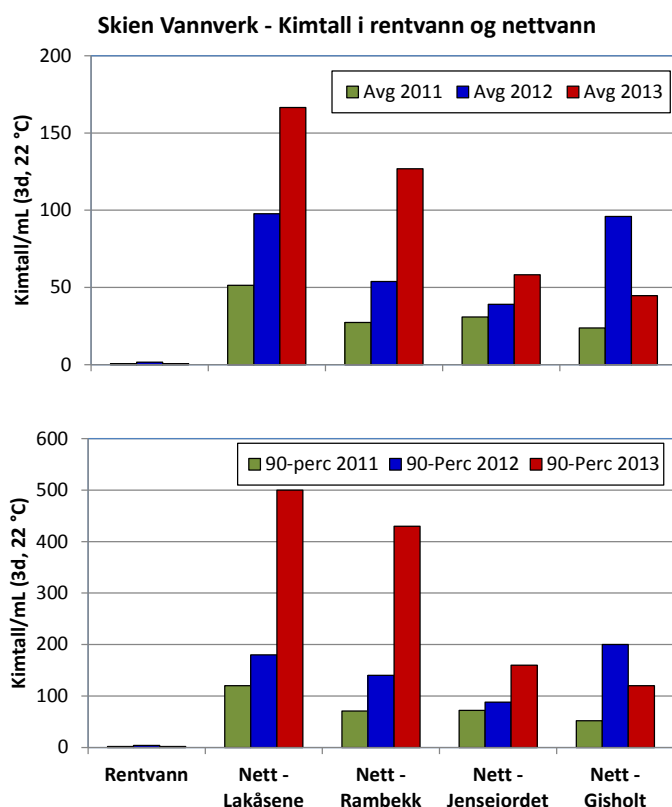
1) Data for prøveåret/nær prøvedato for NOM/BDOC-prøver, 2) Etter UV, 3) Rentvannskvalitet = Ut UV, 4) Prøver analysert etter 3 døgn i posten

Tallene i Tabell 4-2 viser at alle vannverk, kun med unntak av Stengvatn, tidvis overskrider forskriftens «merknaverdi» på 100 kim pr. mL i utløpsvann fra rentvannstanken og/eller nettvann i de angitte prøve-takingsår. Nes vannverk og Steinsvika i Skien kommer også ut blant de beste hva gjelder kimtall. Årsakene til dette skyldes sannsynligvis gode råvann med lav farge/ lavt NOM-innhold, tilhørende lave ozonbehov og en nitrid kontroll med ozondosen og tilpasning av denne til den rådende råvannskvaliteten, slik at man unngår overdosering og «overproduksjon» av BDOC. For Skiens vedkommende synes også det alkaliske forfilteret å bidra positivt i form av en signifikant DOC/BDOC-fjer-ning, en tilhørende redusert BDOC-belastning på biofilteret og en stabilisering av vannkvaliteten, blant annet i form av en høyere og mer stabil pH.

Selv om Tabell 4-2 viser at Skien (Steinsvika) er blant vannverkene med de laveste kimtallene, viser Figur 4-12 at det også ved dette anlegget har vært en tydelig økning i kimtallet i en del av vannledningsnettene i perioden 2011-2013. I følge Skien kommune

(G. Mosevoll, 2014) kan det se ut til at høye kimtall er begrenset til om lag 25 % av vannforbruket og de deler av nettet som forsynes via to store høydebassenger ved Rødmyr. Høye kimtall antas her å ha sammenheng med oppvirvling av avleiringer i et av disse høydebassengene. Slik oppvirvling skjer hver natt når vannføringen inn til bassenget øker. Man har oppnådd en viss reduksjon i kimtallsnivåene ved å foreta en svakkloring av utløpsvannet fra det aktuelle bassenget, og man forsøker å fjerne årsaken til problemet (avleiringene) via hyppigere rengjøring av bassenget. For de øvrige deler av ledningsnettet har det ikke vært noen klar tendens til kimtallsøkning.

Selv om det kan være uenighet om relevansen, og usikkerhet knyttet til bruken av kimtall som parameter, er det uansett viktig å begrense slamdannelsen og dannelsen av belegg og biofilm i ledningsnettet. Dette fordi slike «bløte» avsetninger kan huse mikro-organismer, herunder også patogener, og bidra til økt overlevelse og vekst av slike. I tillegg kommer selvsagt problemene knyttet til slamdannelse, avskalling og resuspensjon og partikler/grumset vann hos abonnentene. Det vil ikke nødvendigvis være noen sammenheng mellom kimtall og ATP-verdier, noe som blant annet kan skyldes usikkerheter og svakheter med metodene. Dyrkbare kim vil eksempelvis normalt utgjøre mindre enn 1% av alle mikroorganismer som er til stede i en vannprøve, mens ATP i større grad vil være et uttrykk for totalinnholdet.



Figur 4-12 Kimtall i rentvann og nettvann ved Skien Vannverk i årene 2011, 2012 og 2013 angitt som årsmiddelverdier (øverst) og 90-percentiler (nederst). Nettprøvepunktet Lakåsene ligger nærmest, og prøvepunktet Gisholt lengst fra vannbehandlingsanlegget.

5. Erfaringer fra enkeltanlegg

Anleggseierne sier seg med få unntak fornøyde med sine OBF-anlegg. De få unntakene er koblet til anlegg med dårlig råvannskvalitet og høye NOM-innhold. Videre har de fleste OBF-anlegg kimtallsnivåer på nettet som til dels med betydelig margin overskrider drikkevannsforskriftens «merkingsverdi» på 100 kim pr. mL (22 °C, 3 døgn).

Av andre erfaringer kan nevnes enkelte problemer med styringen av ozondosen, med ozonmåle-ustyret, med ozondestruksjonen, og at man i oppstartsperioden anvendte for høye startdoser for ozon, noe som genererte en stor belastning av lett nedbrytbart organisk stoff på biofilteret.

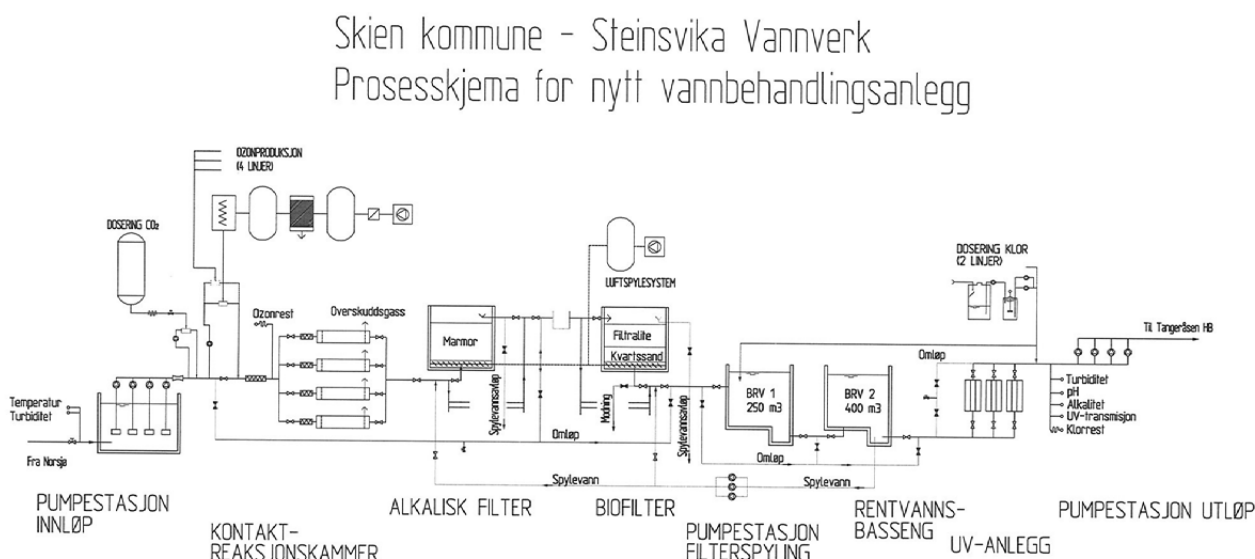
Selv om de fleste er fornøyde, er det en del ting man setter fingeren på og som burde vært gjort annerledes. Erfaringer fra noen av de besøkte OBF-anlegg er beskrevet nedenfor. Gode råd er også angitt andre steder i rapporten, eksempelvis i kapittel 3.

5.1. Steinsvika, Skien

Et prosesskjema for Steinsvika vannbehandlingsanlegg i Skien er vist i Figur 5-1. Dette er pr. dato det største OBF-anlegget i Norge, og forsyner ca. 50 000 personer (Q_{DIM} 1650 m³/time). Råvanskilden er Norsjø.

Anlegget skiller seg fra de andre undersøkte OBF-anleggene først og fremst ved at man har installert et

oppstrøms alkalisk forfilter med knust marmor som filtermateriale. Det etterfølgende biofilteret benytter Filtralite (2.2 m) og sand (0.4 m) som biofilter-materiale, og både UV-anlegget og klordoseringen er plassert etter rentvannsbassenget.



Figur 5-1 Prosesskjema for Steinsvika Vannbehandlingsanlegg i Skien.

Ozonkontakttanken på dette anlegget er dimensjonert for en oppholdstid på 10 minutter og biofilteret for en EBCT på 20 minutter. Det alkaliske forfilteret er dimensjonert for en maksimal filtreringshastighet på 13 m/t.

Vannføringen under normal drift ligger imidlertid i området 650 – 1250 m³/t, noe som gjør at man under slike forhold har faktiske oppholdstider i ozonkontakt-tanken på 13 – 25 minutter, i biofilteret 25 – 50 minutter EBCT, og en filtreringshastighet i det alkaliske filteret på 5 – 9.5 m/t (16 – 30 minutters oppholdstid).

Driften av anlegget er i stor grad basert på en kontinuerlig overvåking av råvanns-kvaliteten og forhold som kan påvirke denne (herunder værmeldinger, nedbørforhold, vindretning, vindstyrke, etc). Ozondosen styres proaktivt på basis av slik informasjon, og den økes ved en forventet negativ utvikling av råvannskvalitet. Man forsøker hele tiden å holde ozondosen på et minimumsnivå (1.25 – 2 mg/L) for å unngå «unødig» ozongenerert BDOC-produksjon og unødig høy organisk belastning på biofilterne.

For å vurdere grad av biologisk aktivitet og forekomst av mikroorganismer i biofilterne, ble det i oktober 2011 utført ATP-analyser av filtermasse (Filtralite) fra ulike dybder i ett av biofilterne (10, 30, 70 og 150 cm). Resultatene, som fremgår av Tabell 5-1, viser at ATP-innholdet var høyest i topplagene, med en maksimalverdi på nær 66 ng ATP pr. cm³ filtermasse ved 30 cm filterdybde. Verdiene befinner seg i de lavere deler av «normalområdet» for ATP-innhold i toppen av aktive, akklimatiserte biofiltre som drives under relevante temperaturforhold og med ozonering som forbehandling (Pharand et al. 2014). Skien benytter et alkalisk forfilter som tar ut en signifikant andel av substratet før dette når fram til biofilteret, noe som kan ha betydning for ATP-nivået i biofilteret.

Tabell 5-1 ATP-analyser av biofiltermateriale fra ulike dyp (Steinsvika, Skien Okt 2011)

Dybde i biofilter (cm)	ATP-Cellulær	
	nmol/g masse	ng/cm ³
10	0.065	54.3
30	0.079	65.9
70	0.025	20.6
150	0.020	16.9

Man følger nøye med på kimtallsutviklingen i ledningsnettet, og kimtallsnivåene har normalt vært lave. Siden 2011 har imidlertid utviklingen gått i retning av økende kimtall, jfr. Figur 4-12. Dette synes imidlertid bare å gjelde de deler av ledningsnettet som forsynes via høydebassengene ved Rødmyr, som tidligere beskrevet i Kapittel 4 (Mosevoll 2014).

Foruten å stabilisere vannkvaliteten inn på biofilterne, evner det alkaliske forfilteret på anlegget i Steinsvika også å fjerne betydelige mengder TOC og metaller, særlig jern (Fe). Årsaken synes å være adsorpsjon av NOM til metallforbindelser, særlig jernhydroksid, som felles ut i den alkaliske filtersengen. Det er mulig at ozoneringen bidrar til økt utfelling av metaller i råvannet via oksidasjon og nedbrytning av metall-NOM-komplekser («mikroflokkulering»).

Det henvises til kapittel 6.5 for en nærmere beskrivelse av det alkaliske forfilterets funksjon og renseeffekter.

5.2. Bønsnes vannverk, Hole

Dette vannverket ble satt i drift i januar 2012, etter omfattende spyling av ledningsnettet og rengjøring av høydebassenger. Etter oppstart fikk man umiddelbart kimtalls-problemer, og man startet derfor med klorering av rentvannet (jf. Tabell 2.1).

Vanninntaket ligger på 63 meters dyp i Tyrifjorden, og råvannet tas inn gjennom en 800 m lang inntaksledning. Råvannstemperaturen ligger normalt i området 4-7 °C.

Dimensjonerende vannføring er 216 m³/t, mens normal-vannføringen er ca. 80 m³/t. Dette innebærer at

kontakttiden (EBCT) i biofilterne normalt er over 50 minutter, mens dimensjonerende EBCT er 20 minutter.

Vannbehandlingen er som følger: Inntakskummer (2 stk) med siler, pumper, ozon-kontakttanker (2 stk), biofiltre (4 stk), og UV-aggregater (2 stk). Man har benyttet vannglass på anlegget siden 1996, og pH i rentvannet ligger i området 7.8-8. Det doseres klor (hypokloritt) til rentvannet.

Ozonkontakttanken er fylt med Raschig-ringer, og biofiltersengene består av aktivkull over Filtralite

(korngredning 0.8-1.6 mm), med støttelag av grus over filterdysene i bunnen av filteret. Biofilterne spyles etter driftstid (ca 40 dager, tilsvarende en vannproduksjon på ca. 16000 m³), eller etter maksimalt tillatt trykktap (2 mvs). Spylevannet, som utgjør ca. 50 m³ pr. spyling, slippes ut i Tyrifjorden.

Det benyttes nå en ozondose på 1.4 – 1.7 mg/L, etter at anlegget ble innkjørt med en ozondose på 2 mg/L. Ozondosen styres av ønsket verdi (set-punkt) for UV-transmisjon i utløpsvann fra rentvannsbassenget (> 90 %). Man måler også restozon i en egen målesløyfe med 10 minutters kontakttid, og passer på at det alltid er restozon til stede her. For å kunne ha enda bedre styring/kontroll på ozondosen, vurderes anskaffelse av en on-line fargetallsmåler som et supplement til eksisterende UV-transmisjonsmåler.

Anlegget har nødstrømsaggregat og UPS (til UV, og ozongenerator med pumper). Man har også hatt problemer med den ene av de to ozongeneratorene, og man måtte ha service (fra Tyskland) og bytte styringsenhet i denne. Tidligere ble anlegget styrt slik at dersom det ikke ble produsert ozon, så ble også vannproduksjo-

nen stanset. Dette er nå endret slik at vann kan produseres, selv om ozoneringen er ute av drift.

Man har hatt problemer med beleggdannelse på kvartsglassene i UV-aggregatene, og man mistenkte at det svarte, sotaktige og lett fjernbare belegget stammet fra biofiltermassen (Filtralite). Beleggproblemene varte ved i ca. 1.5 år, men er nå borte. Effektpådraget i UV-aggregatene styres etter målte verdier for UV-intensitet og vannmengde.

Klอร์ดosen har vært oppe i 0.8 mg/L. Kloreringen ble stoppet i nov 2013, men nye forsøk (Neuthox) ble igangsatt i februar 2014. Dette så lovende ut frem til juni 2014, men kimtallsproblemene kom tilbake da vannforbruket økte utover sommeren. Forsøkene ble derfor avsluttet medio september 2014, men resultatene kunne muligens vært bedre dersom Neuthox-generatoren hadde hatt større kapasitet.

Selv om kimtallsproblemene på anlegget er redusert, har man fortsatt episoder med kimtall høyere enn 100/ mL på deler av nettet. Man benytter i dag ikke klor på anlegget.

5.3. Nes Vannverk, Ringsaker

Nes vannverk ble satt i drift i august 2010, med offisiell åpning i februar 2011. Vannbehandlingen omfatter følgende trinn: Inntak, selvspylende mikrosil, ozonkontakt-tanker (2 stk), biofiltre (3 stk), UV, klor- og vannglassdosering.

Råvannet tas inn via en 2.7 km lang ledning fra 293 meters dyp i Mjøsa, ca. 1 m over bunnen. Til tross for dette påvises det nå og da E.coli i råvannet. Råvannsturbiditeten ligger normalt lav og stabilt under 0.5 NTU. I mars 2012 økte imidlertid råvannsturbiditeten til ca. 2 NTU, og under vannprøvetakingen til dette prosjektet i desember 2012 ble det målt en råvannsturbiditet på 6.9 NTU, sannsynligvis grunnet mudring/graving i Gjøvik.

Dimensjonerende kontakttid for ozonkontakttanken er 10 minutter. Fyllmassen i ozonkontakttanken består av keramiske «halvmåner». De tre biofilterne har senger av aktivkull over Filtralite, uten støttelag i bunnen av filteret. Anlegget har UV-desinfeksjon (nytt i 2006).

På grunn av en feilprogrammering ble den vannmengde-regulerte ozondoseringen også feil. Dette gjorde at man doserte alt for mye ozon, med svært høye restozon-kon-

sentrasjoner etter ozonkontakttanken (mye høyere enn 2 mg/L som var øvre målegrense). Det varte imidlertid bare en ukes tid før dette forholdet ble rettet.

Man fikk også kimtallsproblemer på nettet. Etter at ozondosen ble «normalisert» i april 2011, begynte også kimtallene å gå ned. Man benyttet likevel klor det første driftsåret (2011). Målinger foretatt i november dette året viste en restklorkonsentrasjon på 0.04 mg/L ut av rentvannstanken. Klor ble dosert på innløpet til rentvannstanken. I desember ble kloreringen stanset, og man har siden hatt små problemer med kimtall på nettet.

Ozondosene ligger normalt i området 2 – 3 mg/L. Restozonkonsentrasjonen lå tidligere i området 0.2 – 1.2 mg/L, men holdes nå mer stabil i området 0.3-0.7 mg/L. Man hadde tidligere problemer med overdosering av ozon når vannmengdene var små, grunnet overkapasitet på ozongeneratoren, men dette er ikke lenger et problem. Man har dog hatt enkelte driftsproblemer knyttet til følgende forhold: i) lekkasje på en av ozongeneratorene, noe som førte til lavere ozondose grunnet lavere oksygenkonsentrasjon i

gassen, og ii) tilbakeslag av vann i ventilen ved ozon-injektoren, noe som medførte at vann trengte inn i styringsinstrumentet for ozondosering.

Anleggets rentvannstank er på 30 m³, tilsvarende 0.5–1 times forbruk. For pH- og korrosjonskontroll har man i ca. 5 år benyttet vannglassdosering på utløpet fra rentvannstanken.

Den 1. desember 2011 stoppet hele anlegget på grunn av strømbrydd (mye vind). To styrekort i ozongeneratoren har også blitt ødelagt som følge av kortvarige strøm-blink. Etter at anlegget installerte UPS, har problemene med strømblink opphørt.

Anlegget har service-avtale, med rutinebesøk én gang pr. år.

5.4. Tyristrand vannverk, Ringerike

Dette vannverket ble satt i drift med ozonering-biofiltrering i 2008, og forsyner ca. 2500 personer.

Vannbehandlingen på Tyristrand Vannverk omfatter følgende trinn: Inntak, ozonkontakt-tank (1 stk), biofilter (1 stk), UV og klordosering.

Vanninntaket ligger på 33 meters dyp, og temperaturen varierer normalt innenfor området 3–6 °C. Dimensjonerende vannføring er 86 m³/t, mens normal-vannføringen er ca. 30 m³/t. Dette innebærer at kontakttiden (EBCT) i biofilterne normalt er nær 50 minutter, mens dimensjonerende EBCT er 20 minutter. Ozonkontakttanken er fylt med ringer av titanstål, og har en dimensjonerende kontaktid på 10 minutter.

Biofiltersengen består av aktivkull over sand og spyles etter en gitt vannproduksjon, ca. hvert 28. døgn. Man har utslippstillatelse for spylevann til elv, og spylevannsmengden pr. spyling utgjør 10–15 m³.

Anlegget ble innkjørt med en ozondose på 2–3 mg/L. Det første driftsåret var ozondosen 2.5 mg/L eller lavere, og man hadde da små problemer med biologisk vekst på nettet. Ozondosen ble økt til over 3 mg/L i november 2008, og senere har man anvendt ozondoser over 5 mg/L. Under anleggsbesøket i 2012 ble ozondosen oppgitt til 3.5 mg/L, og man hadde en restozone på ca. 0.8 mg/L, målt i topp biofilter.

Vannverket har etter det første driftsåret hatt store problemer med biologisk vekst på nettet, herunder også gjentetting av siler, dusjhoder, mye klager fra forbrukerne inkl. et eldrehjem, etc. Spyling av nettet ble foretatt i stort omfang, og man startet dosering av vannglass. Problemene ble imidlertid bare verre, og det synes som om vannglass-doseringen medførte at det løsnet store flak av biofilm. Man stanset derfor doseringen av vannglass, og iverksatte klordosering. Vannglass

har (pr. okt. 2012) siden ikke vært anvendt. Klordosen (mars 2012) var nær 0.3 mg/L.

Vekstproblemene på vannverket synes å være gradvis avtagende, og man anvender klor bare periodevis. Men ved stans i klordoseringen, kommer problemene med biologisk vekst/beleggdannelse tilbake etter en tid. Målet er på sikt å kunne kutte ut klordoseringen fullstendig, men man er ikke helt der i dag. Kimtallsproblemer kommer og går, og når det er til stede måles ofte verdier >300 kim/mL.

Av episoder på anlegget kan nevnes et tilfelle med full driftsstans som følge av lynnedslag. Alt ble «nullet ut», og driftskontrollsystemet måtte reprogrammeres.

6. Diskusjon av resultatene

De involverte vannverk gir i stor grad uttrykk for at de er fornøyde med sine OBF-anlegg. Dette til tross for at noen anlegg erfarte en del innkjøringsproblemer, særlig knyttet til for høy/feil ozondose (feil i doseberegninger/PLS; Mattilsynets barrierekrav til restozoneinnhold, m.v.), høye kimtall og begroing/belegg på nettet, mangelfull ozondestruksjon, dårlig kvalitet på aktivkull, etc.

Analyseresultatene fra de undersøkte vannverk viser tydelig at det er et fåtall forhold som fremstår som de viktigste dersom man skal unngå problemer med stort biologisk vekstpotensial i behandlet vann, med tilhørende problemer med biologisk vekst og høye kimtall på nettet.

- 1) Metoden OBF bør ikke anvendes på råvann med for høyt innhold av NOM, forslagsvis bare for fargetall under 25–30 mg Pt/L
- 2) Kontroll med ozondosen er svært viktig for å unngå dannelse av bionedbrytbar, hydrofil NOM (særlig CHA) og høye BDOC-verdier – og tilhørende stor belastning på etterfølgende biofilter. Anlegg med høy råvannsfarge kommer derved lett i skvis mellom ulike ønsker/krav: lav farge (< 10 mg Pt/L) og høy nok

ozondose til å klare dette – eller lav ozondose, akseptabel BDOC-belastning på biofilteret og tilhørende lav BDOC i rent vann

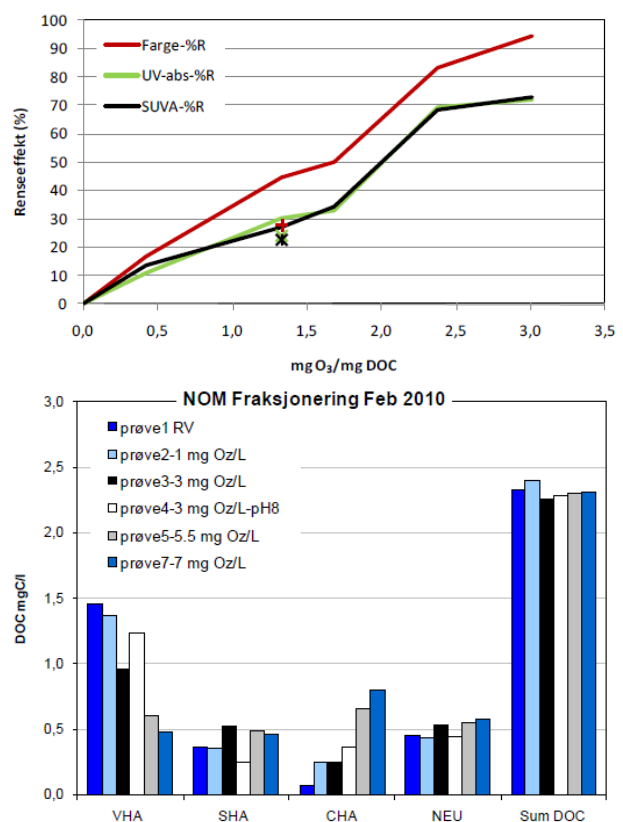
- 3) Biofiltertrinnet i de undersøkte OBF-anlegg evner ikke å bryte ned hydrofil NOM og BDOC i tilstrekkelig grad til å unngå et for høyt biologisk vekstpotensial i behandlet vann. De fleste anlegg av de undersøkte anlegg må derfor benytte klor for å holde kimtallet under kontroll.
- 4) Dagens praksis for dimensjonering av biofiltere med en generell tommeltottregel for oppholdstid (EBCT) – helt uavhengig av vannkvalitet, temperatur, ozonbehov, ozondose, ozonbehov, BDOC-belastning på biofilteret og ønsket kvalitet (BDOC) på utløpsvannet, må revideres

6.1. Ozondosens betydning

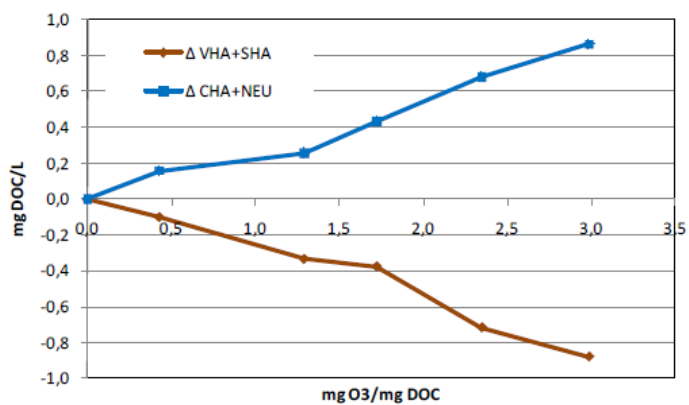
Det å ha kontroll på ozondoseringen og unngå overdosering synes å være svært viktig for å unngå driftsproblemer i OBF-anlegg. Dette fordi ozoneringen overfører lite biologisk nedbrytbare NOM-fraksjoner (VHA, SHA) til mer hydrofile, mer lavmolekylære og mer biologisk omsettbare NOM-fraksjoner (CHA, NEU). Disse forholdene illustreres godt av resultatene fra laboratorieforsøk med råvann fra Brattvåg der man anvendte en rekke ulike ozondoser og kartla tilhørende endringer i NOM-fraksjoner og BDOC (Figur 6-1). Figuren viser også effekten av ozonering ved høy pH (reduert renseeffekter og redusert overføring av VHA-fraksjonen til CHA). Det fremgår også at ozoneringen ikke påvirker DOC-innholdet i særlig grad, bare fordelingen av DOC på ulike NOM-fraksjoner.

Resultatene viser altså at ozoneringen i hovedsak overfører VHA til CHA som vist i Figur 6-2.

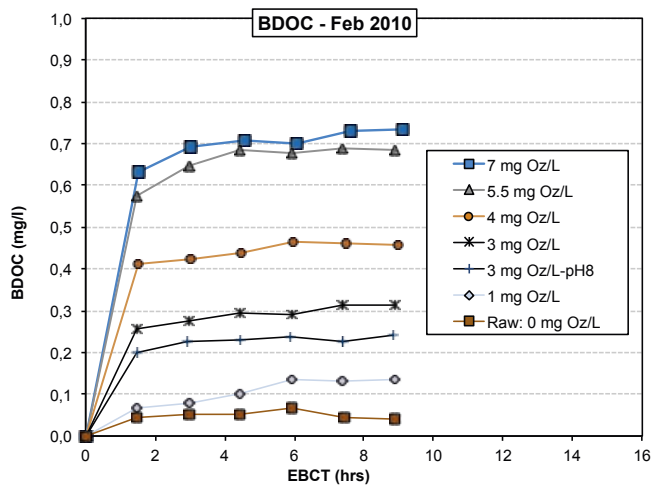
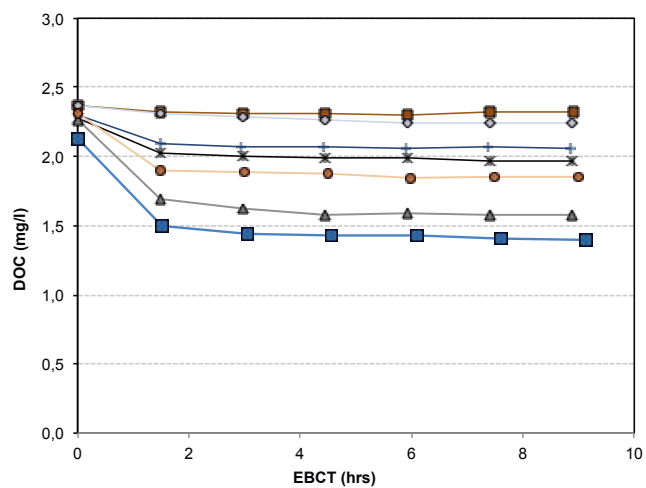
Figur 6-3 viser tilsvarende hvordan BDOC-nivåene endres som følge av ozondoseringen. Det fremgår tydelig at den ozon-genererte overføringen av VHA til CHA øker BDOC-nivåene i betydelig grad. Når nær all VHA er overført til CHA, synes ikke en ytterligere økt ozondose å gi særlig mer BDOC. Dette innebærer at VHA-konsentrasjonen muligens kan anvendes som en indikator for vannets ozonbehov, men dette forholdet krever nærmere undersøkelser.



Figur 6-1 Effekt av ulike spesifikke ozondoser på farge, UV-absorbans og spesifikk UV-absorbans (SUVA) og på ulike NOM-fraksjoner i vann fra Brattvåg (Eikebrokk m. fl. 2010)



Figur 6-2 Endring i mengde hydrofobe (VHA+SHA) og hydrofile (CHA+NEU) NOM-fraksjoner for ulike spesifikke ozondoser i vann fra Brattvåg (Eikebrokk m. fl. 2010))

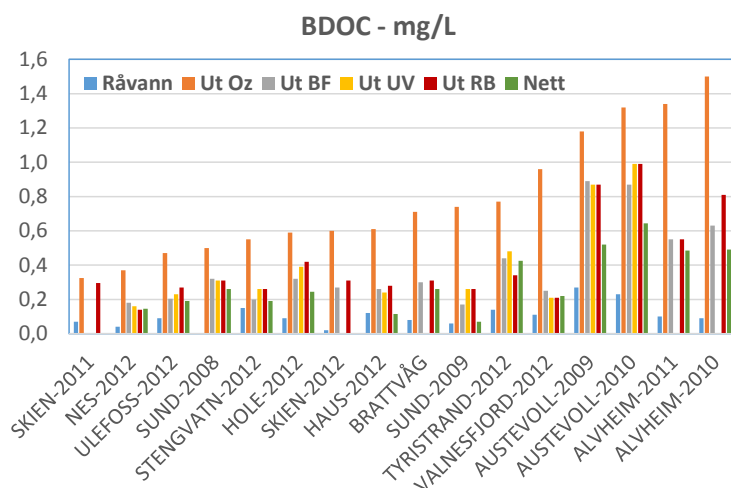


Figur 6-3 Effekt av ulike ozondoser på BDOC-nivå i vann fra Brattvåg (Eikebrokk m.fl. 2010)

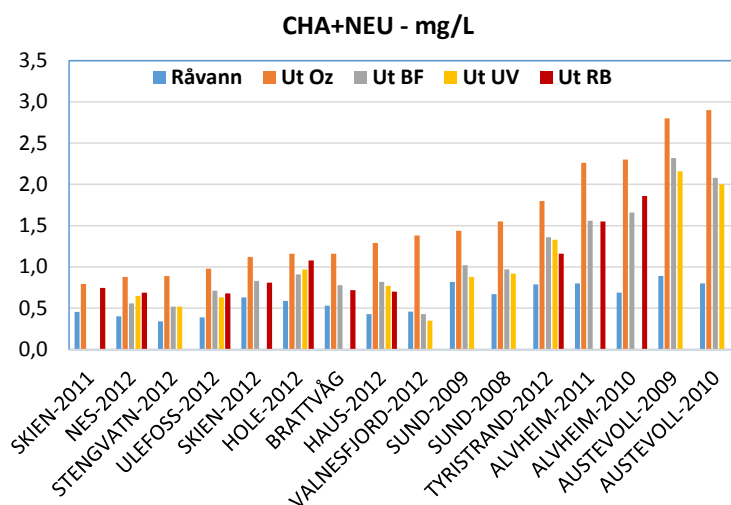
6.2. Hva skjer i ozoneringstrinnet?

Figur 6-4 viser BDOC-nivåene i utløpet av ozonkontakttanken på de ulike anlegg, rangert etter økende innhold.

Figur 6-5 viser på tilsvarende måte innholdet av hydrofil NOM (CHA+NEU).



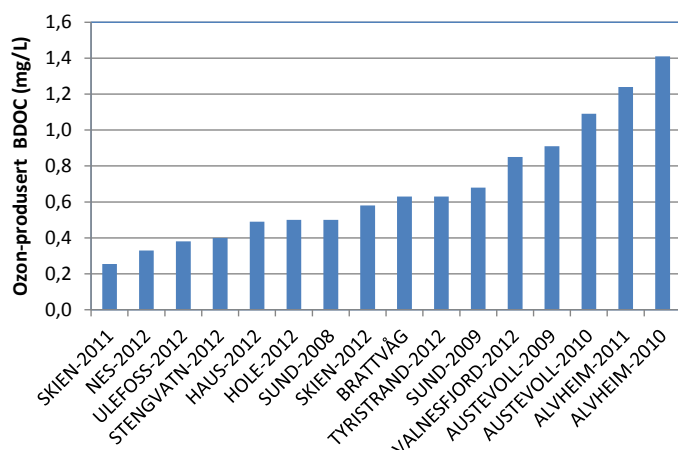
Figur 6-4 BDOC i analyserte vannprøver, rangert etter økende BDOC-innhold i ozonert vann



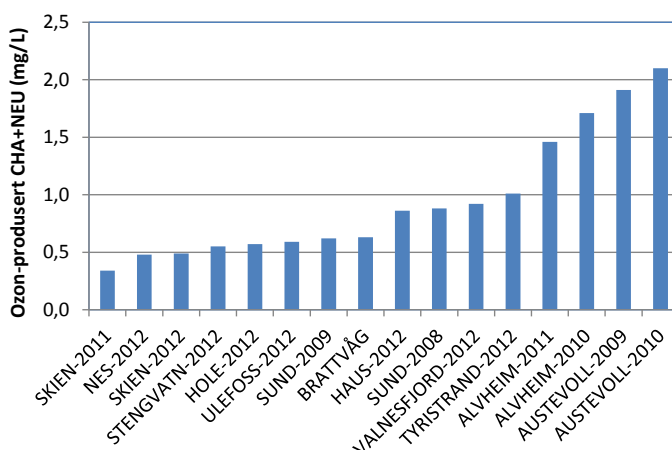
Figur 6-5 Hydrofil NOM (CHA+NEU) i analyserte vannprøver, rangert etter økende innhold i ozonert vann

For å kartlegge nærmere hva som skjer i ozoneringstrinnet, viser Figur 6-6 og 6-7 henholdsvis ozonprodusert BDOC og ozonprodusert CHA+NEU, regnet som økning i konsentrasjon fra råvann til ozonert vann. Sammenhen-

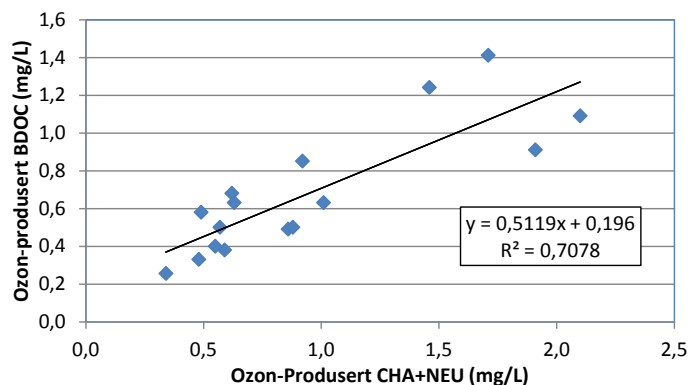
gen mellom ozonprodusert BDOC og ozonprodusert hydrofil NOM er åpenbar, og korrelasjonen mellom disse er nærmere illustrert i Figur 6-8 ($R^2 = 0.71$).



Figur 6-6 Ozonprodusert BDOC rangert etter økende innhold i ozonert vann



Figur 6-7 Ozonprodusert CHA+NEU rangert etter økende innhold i ozonert vann

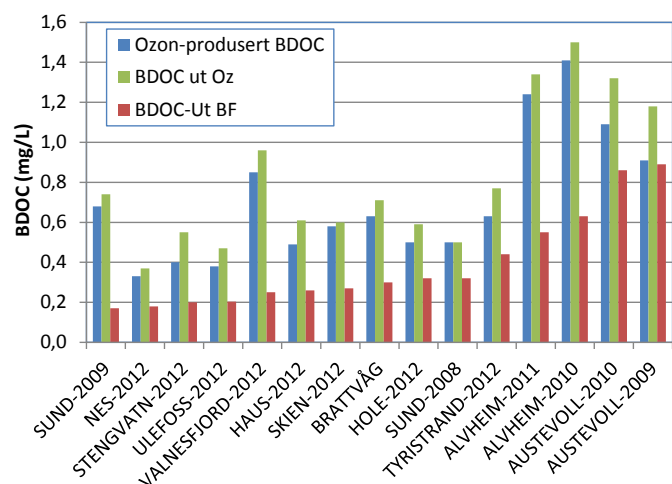


Figur 6-8 Sammenheng mellom ozonprodusert BDOC og ozonprodusert CHA+NEU

Det er en klar tendens til at nivåene av BDOC og hydrofil NOM (CHA+NEU) er høyest på de vannverkene som har råvann med de høyeste NOM-innhold – og derved de høyeste ozonbehov/ozondoser. Resultatene viser klart effektene av/ulempene med å ha et råvann med høy farge/høyt NOM-innhold – og et tilhørende høyt ozonbehov.

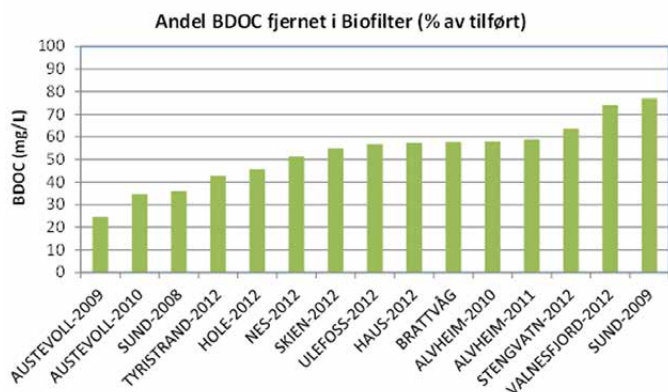
6.3. Ozon-produsert BDOC/hydrofil NOM

Figur 6-9 viser mengde ozonprodusert BDOC, regnet som konsentrasjonsforskjellen mellom ozonert vann og råvann, BDOC-innholdet i utløpsvann fra ozonkontakttanken, og BDOC-innhold i utløpsvann fra biofilteret i de ulike anlegg. Anleggene er rangert etter økende BDOC-innhold ut av biofilteret.



Figur 6-9 Ozonprodusert BDOC, samt BDOC-konsentrasjoner ut av ozonkontakttank (Oz) og ut av biofilter (BF). Anleggene er rangert etter økende BDOC ut av biofilter

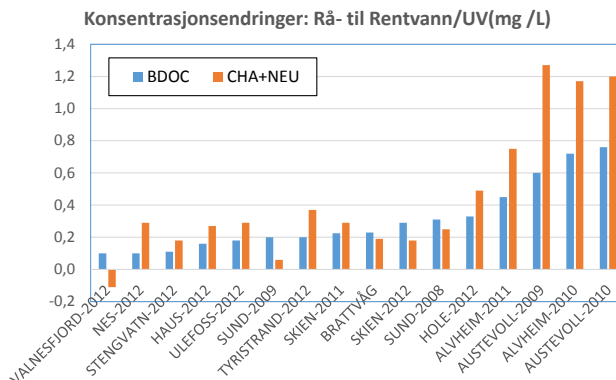
I tråd med dette, viser Figur 6-10 hvordan biofilteret på de ulike anleggene evner å fjerne BDOC. Tallene angir andel (%) av tilført BDOC som er fjernet i biofilteret.



Figur 6-10 Oversikt over andel (%) av tilført BDOC som fjernes i biofilteret i de ulike anlegg. Anleggene er rangert etter økende BDOC ut av biofilter

Med henvisning til gitte prosessgarantier og krav/ønske om at BDOC ikke skal øke som følge av vannbehandlingen, viser Figur 6-11 at dette ikke oppfylles på noen av de undersøkte anlegg. Figuren viser konsentrasjonsendringene av BDOC og hydrofil NOM (CHA+NEU) fra råvann til rentvann. Med unntak av Valnesfjord, som hadde helt nytt og NOM-adsorberende aktivkull i anlegget da vannprøvene ble tatt, ser vi at biofilteret ikke evner å ta ut hånd om den konsentrasjonsøkningen

av BDOC og hydrofil, bionedbrytbar NOM som er skapt av ozoneringen.



Figur 6-11 Konsentrasjonsendringer av BDOC og hydrofil NOM (CHA+NEU) gjennom vannbehandlingen (data etter UV er benyttet der data fra rentvannstanken mangler)

Resultatene innebærer at biofilterne på de undersøkte anlegg ikke evner å omsette tilført mengde bionedbrytbar organisk stoff (BDOC) i tilstrekkelig grad. Resultatet er en betydelig økning av BDOC-nivået i forhold til nivået i råvannet, og på enkelte anlegg er BDOC-nivåene høyere enn det som er ønskelig (0.15 – 0.3 mg/L) for å unngå biologisk vekst, kimtall og biofilmdannelse i ledningsnett.

6.4. Vannkvalitetsendringer under behandling og distribusjon

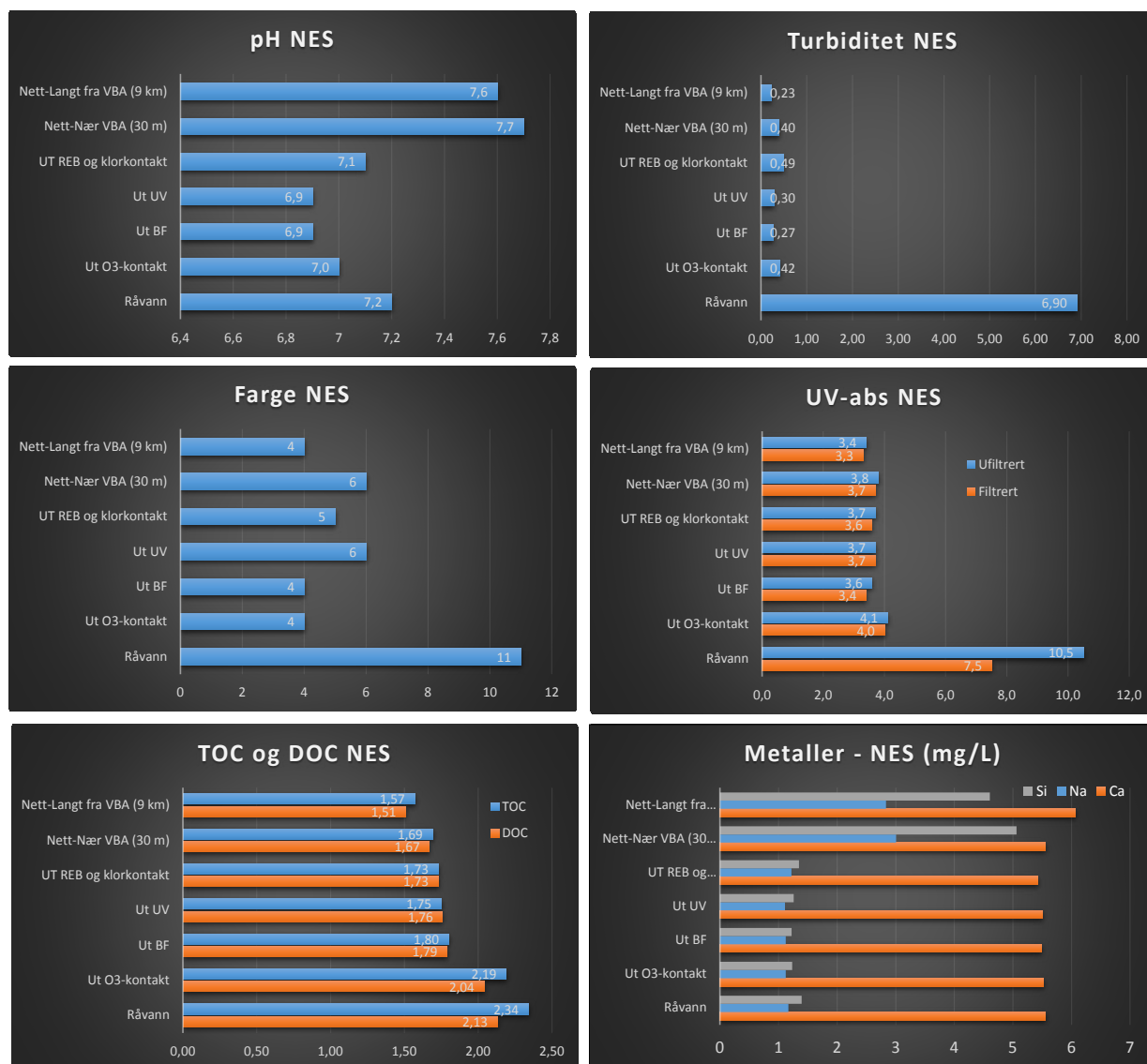
Prøvetakingspunktene har normalt omfattet råvannet, utløpet fra ulike vannbehandlings-trinn og minst ett eller to prøvepunkter på nettet, hvorav ett nær vannbehandlings-anlegget (VBA) og ett langt ute på nettet. Et anlegg har i tillegg tatt vannprøver før og etter et høydebasseng.

For parametere som pH, turbiditet, farge og UV-aborbans viser resultatene som regel bare små endringer fra rentvann/rentvannsbassenget (RB) og utover i nettet. For BDOC og ATP er ofte endringene større.

Det er også viktig å påpeke at metaller og metallutfelling kan spille en viktig rolle for vannkvalitet og beleggdannelse på nettet. Man vet at metallhydroksider, særlig jern- og aluminiumhydroksider er svært effektive adsorbenter for såvel NOM som mikroorganismer, og slik adsorpsjon kan skje i alkaliske forfiltersenger, i biofiltersenger og på rørvegger og andre overflater i distribusjonsnett.

Selv om bildet varierer noe fra vannverk til vannverk, viser Figurene 6-12 til 6-17 typiske eksempler på hvordan vannkvaliteten endres fra råvannet via de ulike vannbehandlingstrinn og utover i nettet fra tre av de undersøkte vannverkene.

Figur 6-12 viser resultater fra Nes Vannverk. Man ser tydelig økningen i pH, Na og Si som følge av vannglassdoseringen som bringer Si-innholdet opp på ca. 5 mg/L. Den høye råvannsturbiditeten skyldes sannsynligvis et undervannsras i Mjøsa. Dette må ha skjedd like før råvannsprøven ble tatt, siden turbiditetsøkningen ikke har forplantet seg til de andre prøvepunktene. Med den anvendte ozondosen (ca 2.5 mg/L; 1.1 mg O₃/mg DOC) reduseres pH fra 7.2 til ca. 7.0, og fargetallet reduseres fra 11 til ca. 5 mg Pt/L. TOC-verdiene reduseres fra ca. 2.3 til 1.7 – 1.8 mg/L. Det er kun små forskjeller mellom TOC og DOC-verdiene.

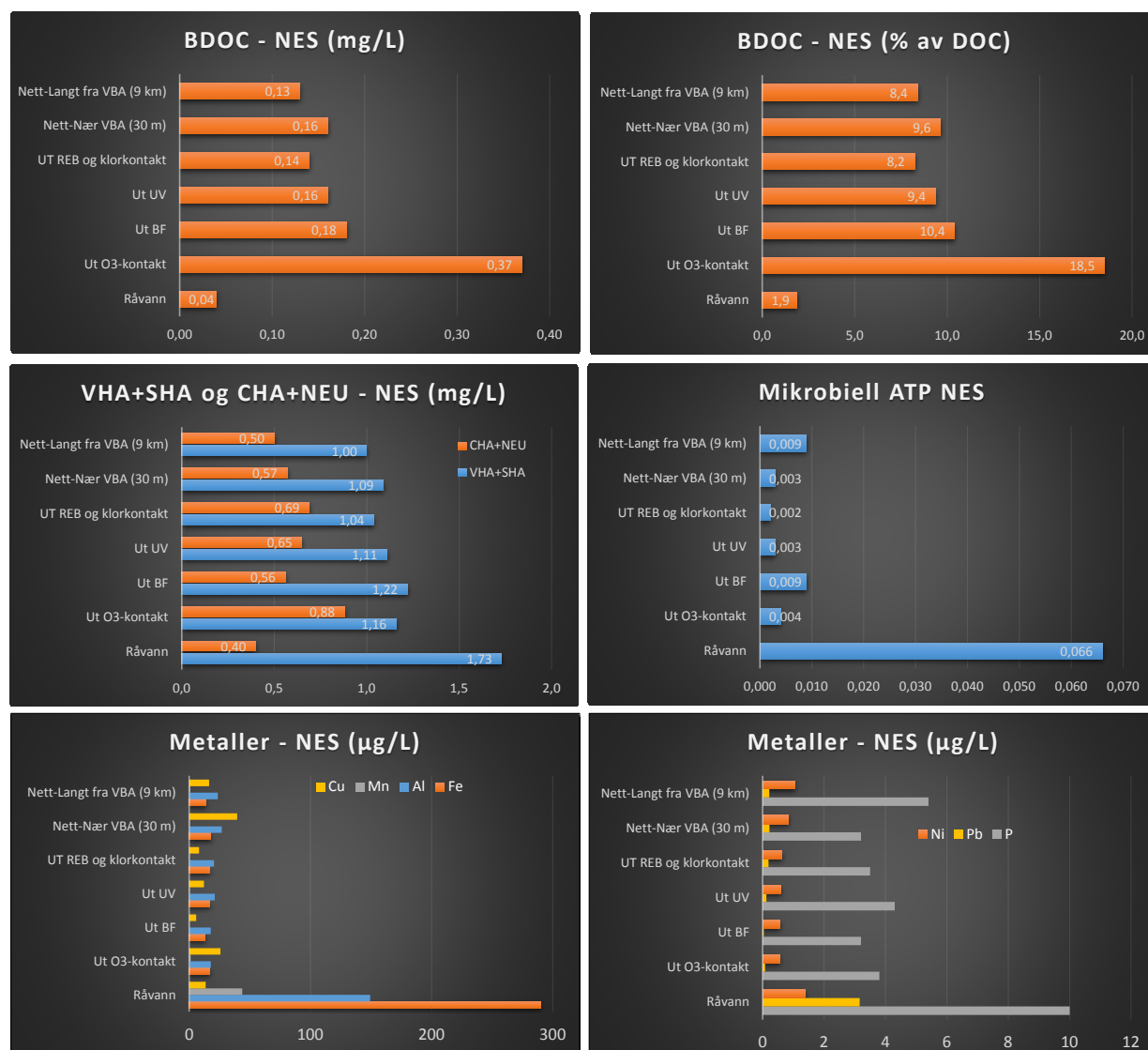


Figur 6-12 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett – pH, turbiditet, farge, UV-abs, TOC, DOC, Si, Na og Ca (Nes, okt 2012)

Figur 6-13 viser konsentrasjonsendringene i BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller. Resultatene viser tydelig hvordan ozoneringen øker innholdet av hydrofil NOM (CHA, NEU) på bekostning av hydrofob NOM (VHA, SHA), noe som øker BDOC-nivået betydelig i ozonert vann. BDOC reduseres så i biofilteret og resten av vannbehandlingen.

BDOC synes videre å reduseres marginalt utover i nettet, mellom de to prøvepunktene som ligger 30 m og 9 km fra vannbehandlingsanlegget. En slik BDOC-reduksjon på

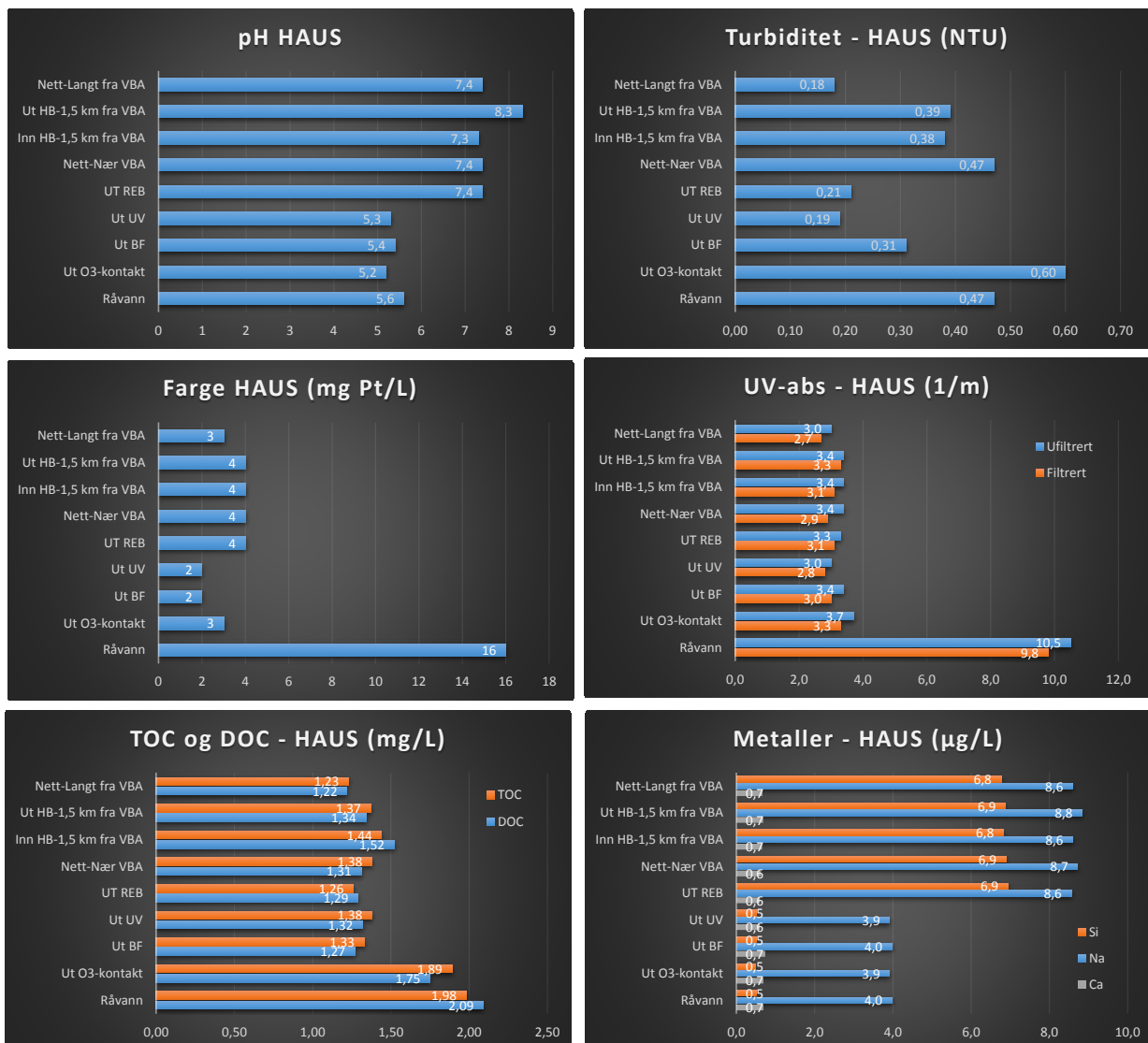
nettet indikerer et biologisk substratforbruk (biologisk vekst/biofilmdannelse) og/eller adsorpsjon av BDOC til metallavsetninger på rørveggen. Dette støttes av en tilsvarende økning i ATP (energibæreren i levende celler), noe som indikerer økende innhold av mikroorganismer mellom de to nettprøvepunktene. Partiklene (turbiditeten) i råvannsprøven (6.9 NTU) synes ikke å inneholde særlig mye organisk stoff (lave verdier og liten forskjell mellom TOC og DOC). Men resultatene viser at råvannsprøven inneholder mye jern (Fe), aluminium (Al), mangan (Mn), fosfor (P) og til dels bly (Pb) og nikkel (Ni).



Figur 6-13 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett – BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller (Nes, okt 2012)

På samme måte som for Nes viser Figur 6-14 vannkvalitetsendringene for Haus Vannverk. Med den relativt høye ozondosen som anvendes på dette anlegget (3.6 mg/L; 1.8 mg O₃/mg DOC) reduseres pH med 0.4

enheter gjennom kontakttanken, og fargen reduseres fra 16 til 3 mg Pt/L. Vannglass doseres i forkant av rentvannsbassenget, noe som gjenspeiles i økte nivåer for pH, Si og Na i nettvannet.

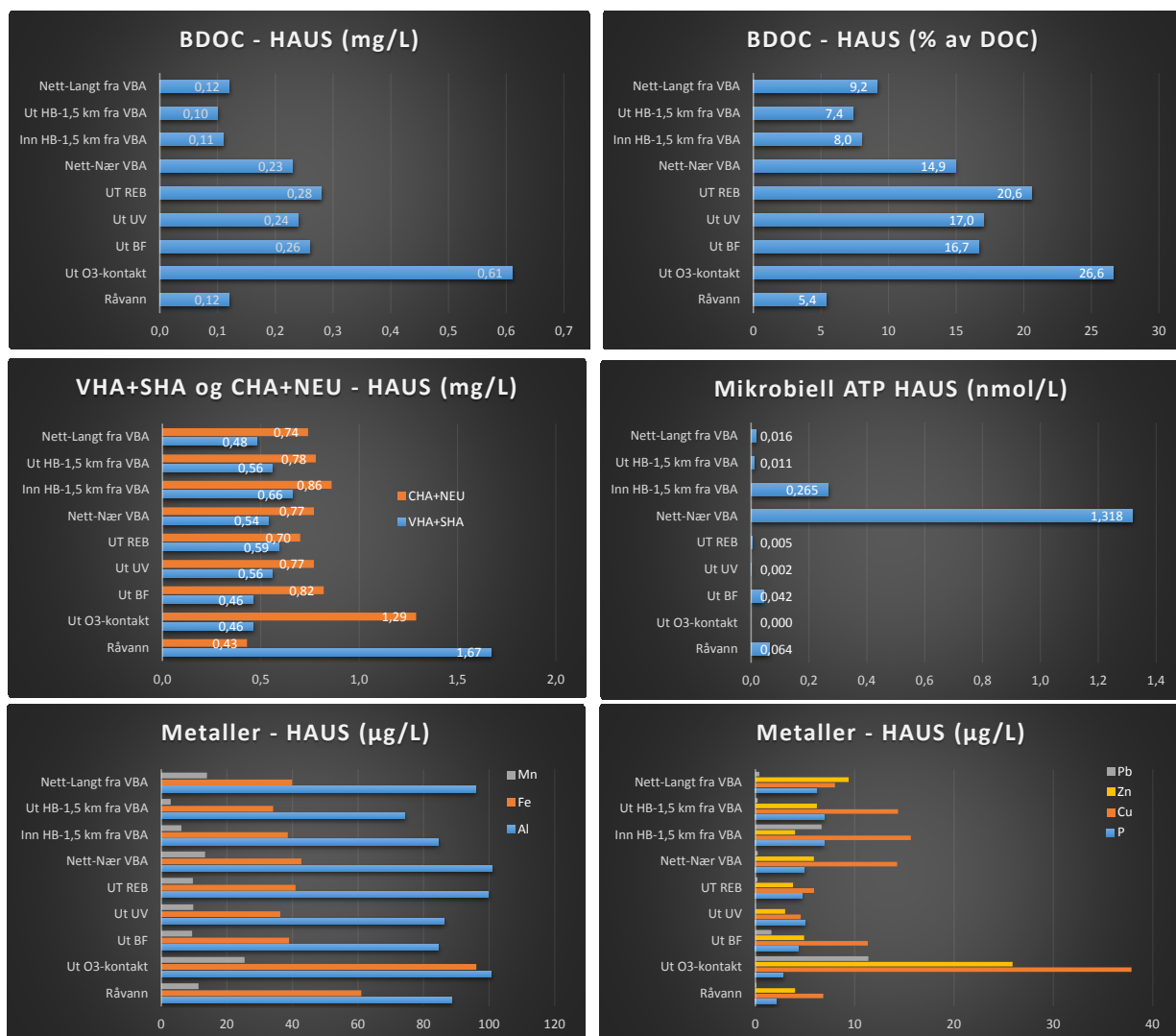


Figur 6-14 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett – pH, turbiditet, farge, UV-abs, TOC, DOC, Si, Na og Ca (Haus, okt 2012)

Figur 6-15 viser konsentrasjonsendringene i BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller. Resultatene viser tydelig hvordan den relativt høye ozondosen som anvendes på dette anlegget øker innholdet av hydrofil NOM (CHA, NEU) fra 0.43 mg/L i råvannet til 1.29 mg/L etter ozonering. Denne økningen skjer på bekostning av hydrofob NOM (VHA, SHA), der innholdet reduseres fra 1.67 mg/L i råvannet til 0.46 mg/L etter ozonkontakt-tanken. Som følge av denne ozon-genererte transformeringen av hydrofob til hydrofil NOM, øker BDOC-nivået betydelig, fra 0.12 mg/L i råvannet til 0.61 mg/L etter ozoneringen. Her utgjør BDOC mer enn 26 % av total DOC. Videre i vannbehandlingen reduseres så BDOC

igjen i biofilteret og resten av vannbehandlingen til et nivå nær 0.25 mg/L.

Videre utover i nettet reduseres BDOC ytterligere til verdier nær 0.1 mg/L. En BDOC-reduksjon på nettet indikerer at BDOC fungerer som substrat (mat) for mikroorganismer på nettet, noe som medfører biologisk vekst/biofilmdannelse. Det kan også skyldes adsorpsjon av BDOC til metallavsetninger på rørveggen. Resultatene viser da også en betydelig økning i ATP-innholdet (energibæreren i levende celler) på nettet nær vannbehandlingsanlegget. Lenger ut på nettet (> 1.5 km) synes substratet å være oppbrukt (BDOC 0.1 mg/L) og innholdet av mikroorganismer (ATP) betydelig redusert.



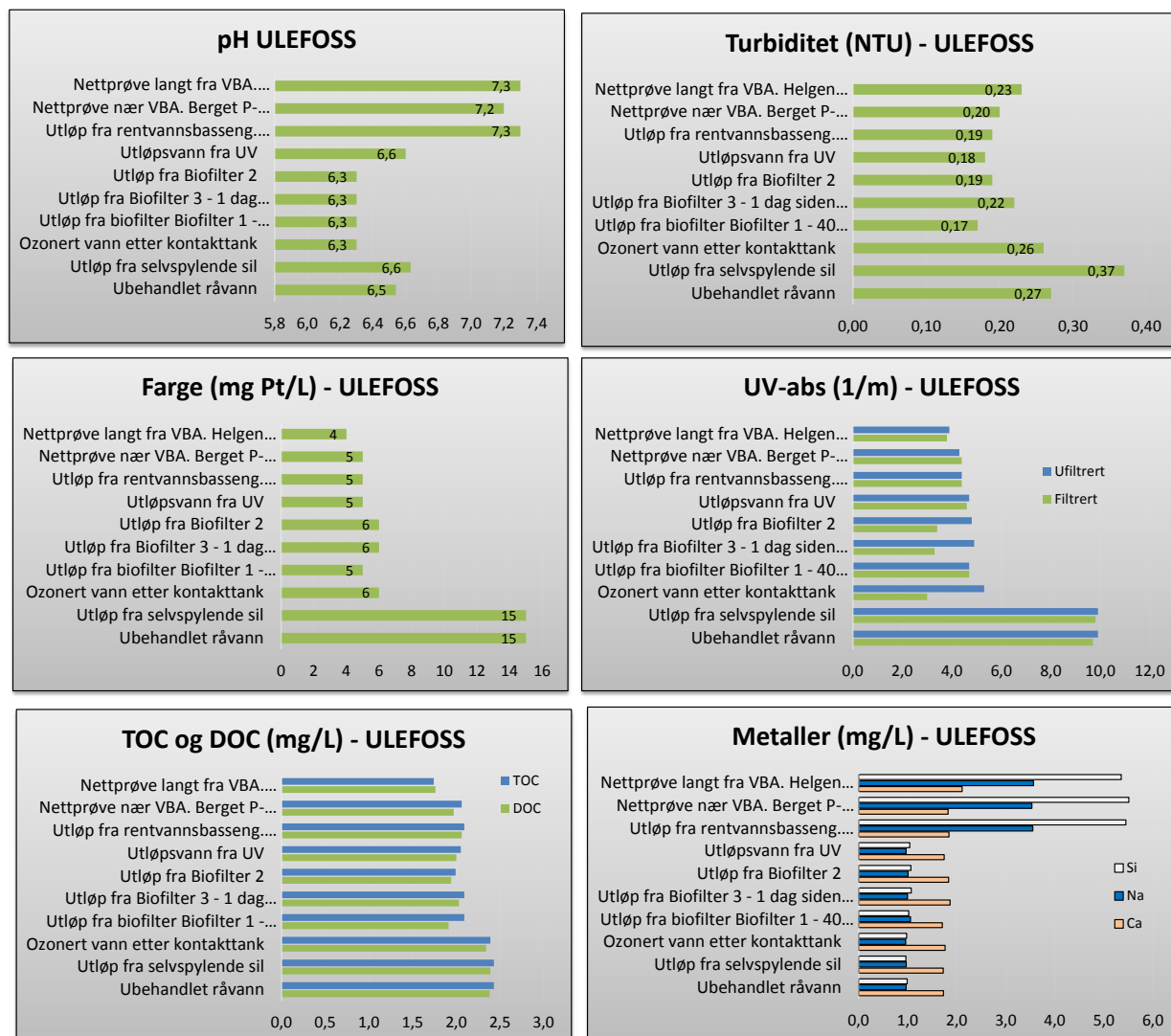
Figur 6-15 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett – BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller (Haus, okt 2012)

Resultatene indikerer også at jern (Fe) feller ut i biofilteret, og at det skjer en viss tilførsel av kobber (Cu), sink (Zn) og bly (Pb) i ozonkontakttanken og på nettet.

Eksempelen fra Haus illustrerer betydningen av å ha god kontroll på ozondosen: Høye ozondoser gjør at man kan oppnå lave restverdier for farge og UV-absorbans, og høye verdier for UV-transmisjon og en høy Ct-verdi. De negative effektene er en høy produksjon av hydrofil og biologisk nedbrytbar NOM (BDOC). Dette gir en høy organisk belastning på biofilteret, relativt høye BDOC-verdier ut av biofilteret, og høye verdier for ATP og kimtall (jf. Tabell 4-2 og 4-3).

Figur 6-16 viser de målte vannkvalitetsendringene for Ulefoss Vannverk. Her ble det i prøvetaksperioden

anvendt en ozondose på 2,7 mg/L (1,1 mg O₃/mg DOC), noe som ga en pH-reduksjon i ozonkontakttanken på 0,2, og en reduksjon i fargetall fra 15 til 6 mg Pt/L. Turbiditeten reduseres fra ca 0,3 til ca 0,2 NTU. Reduksjonen i DOC er også relativt begrenset, fra 2,4 til 2 mg/L. Vannglass doseres i forkant av rentvannsbassenget, noe som gjenspeiles i økte nivåer for pH, Si og Na i nettvannet.



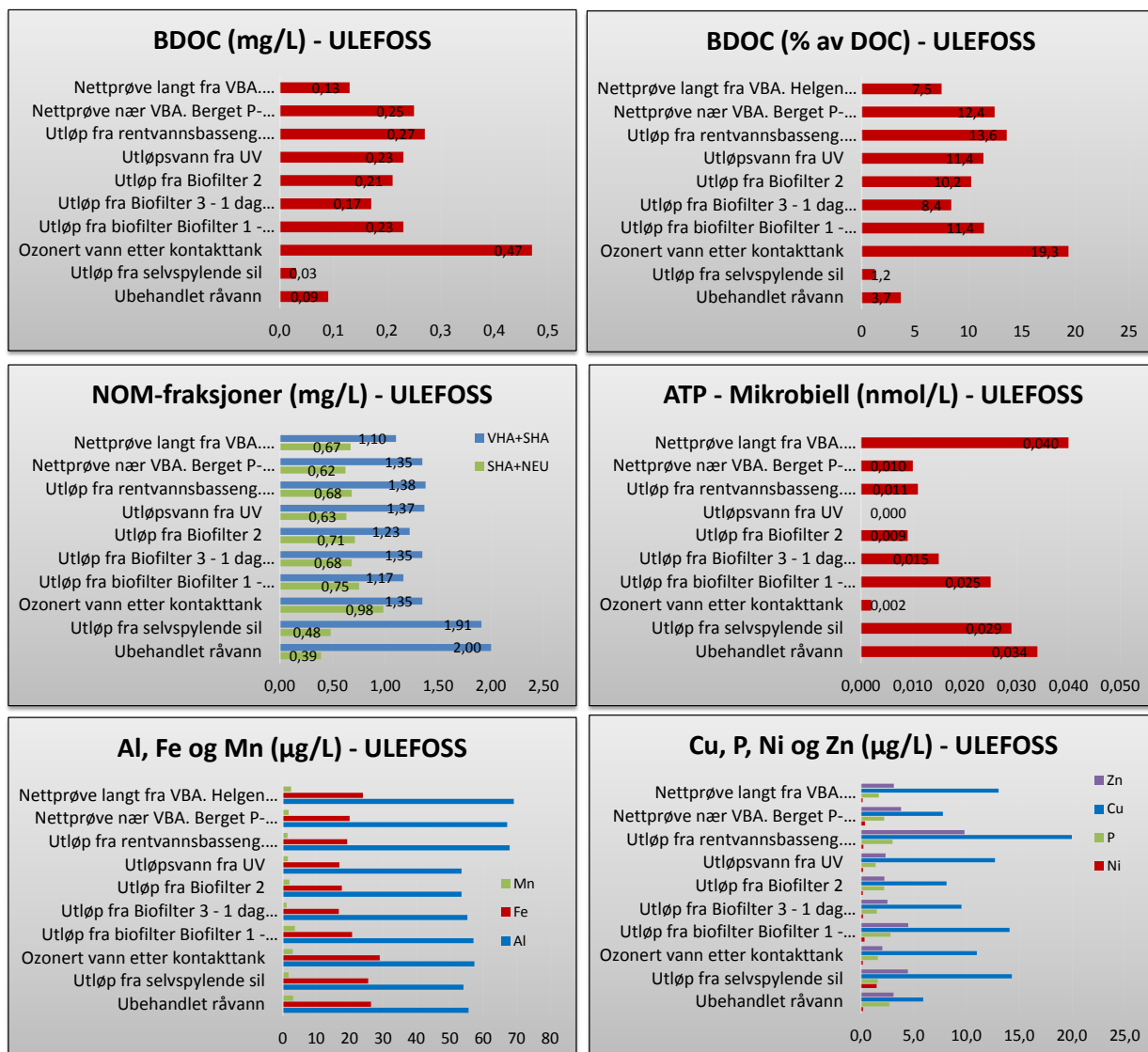
Figur 6-16 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett – pH, turbiditet, farge, UV-abs, TOC, DOC, Si, Na og Ca (Ulefoss, okt 2012)

Figur 6-17 viser konsentrasjonsendringene i BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller i vannprøver fra Ulefoss.

Innholdet av hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA, SHA) avtar fra 2,0 til 1,35 mg/L mens innholdet av hydrofile NOM-fraksjoner (CHA, NEU) øker fra 0,4 til 1,0 mg/L som følge av ozoneringen. Dette gjør at BDOC-nivået øker fra ca. 0,1 mg/L i råvannet til 0,47 mg/L etter ozonering. Etter biofilteret er BDOC-nivået redusert til ca 0,2 mg/L. Deretter øker BDOC-nivået marginalt etter UV og klorering (0,23 – 0,27 mg/L) før det så reduseres utover i nettet til en verdi på 0,13 mg/L i prøvepunktet lengst fra vannbehandlingsanlegget. BDOC-forbruket på nettet følges av en økning i ATP, og kimtallene på nettet

er også relativt høye (Tabell 4-3). Hva gjelder metaller så synes det å felle ut noe jern (Fe) i biofiltersengen.

Det ble også tatt ut prøver fra ulike biofiltre der tiden siden siste filterspyling varierte innen området 1 – 40 døgn. ATP-verdien og konsentrasjonen av enkelte metaller (Fe, Mn, Cu, Zn) var høyest i utløpsvannet fra biofilteret som hadde vært i drift i 40 døgn siden siste filterspyling, noe som kan tyde på en økende tendens til løsrivning av metallavsetninger, med tilhørende adsorbert NOM og mikroorganismer (ATP), med økende driftstid mellom hver spyling. For øvrige parametere synes ikke spylefrekvensen å ha de store effekter på utløpsvannkvaliteten ved dette anlegget.



Figur 6-17 Vannkvalitetsendringer under vannbehandling og på nett: BDOC, NOM-fraksjoner, ATP og metaller (Ulefoss, okt 2012)

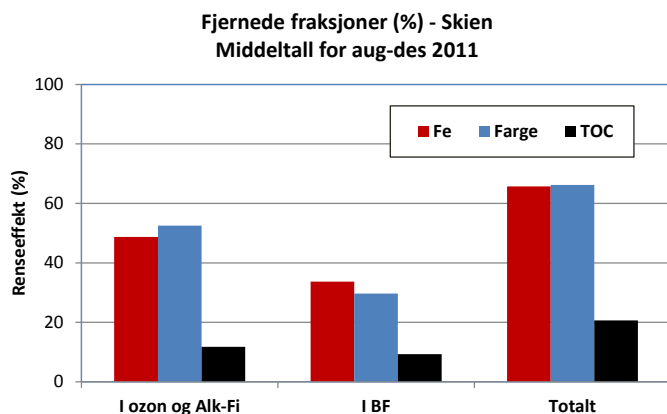
6.5. Effekter av alkalisk forfiltrering

Steinsvika VBA i Skien er det eneste av de undersøkte OBF-anlegg som har alkalisk forfiltertrinn. Dette er plassert etter ozoneringen, men foran biofiltreringen.

Metallenes rolle og hvordan disse kan påvirke fjerningen av NOM og BDOC i OBF-anlegg skal beskrives nærmere med utgangspunkt i resultatene fra Steinsvika vannverk i Skien.

Dette anlegget har – som det eneste av de undersøkte vannverk – et alkalisk forfilter med en oppstrøms filterseng av knust marmor.

Resultatene fra Skien (Figur 6-18) viser at det felles ut betydelige mengder metall i det alkaliske forfilteret. Metallhydroksider, og i særlig grad jernhydroksid, er kjent som en svært god adsorbent for NOM. Dette har sammenheng med den positive overflateladningen utfelt jernhydroksid har ved pH-verdier under 8. NOM er negativt ladet ved pH-verdier over ca. 2. Det samme er tilfellet med de fleste mikroorganismer og partikler/kolloider.



Figur 6-18 Fjerning av Fe, farge og TOC i alkalisk filter, biofilter og totalt ved Steinsvika Vannverk, Skien. Middeltall for målinger i aug – des 2011 (Data fra G. Mosevoll, 2012)

Resultatene fra Skien viser da også i tråd med dette at det alkaliske forfilteret fjerner minst like mye DOC og BDOC som det etterfølgende biofilteret. Bruk av slike alkaliske forfiltre kan derved redusere den organiske belastningen på biofilteret i betydelig grad, og slik sett bidra til lavere utløpsverdier av DOC og BDOC. Også mikroorganismer (ATP) kan adsorberes til slike utfellinger og derved holdes tilbake i filteret.

Det skal også påpekes at man i Skien hele tiden har nitid fokus på endringer i råvannskvalitet. Når slike endringer oppstår endres også ozondosen. Denne er derfor til en hver tid tilpasset råvannet og holdes slik sett på et minimumsnivå, noe som forhindrer «unødig» ozon-generert dannelse av hydrofil NOM og BDOC.

Det er åpenbart at et alkalisk forfilter kan bidra med en betydelig renseseffekt for så vel NOM, BDOC og mikroorganismer (ATP). Dette skyldes etter all sannsynlighet adsorpsjon til utfelte metaller i forfiltersengen, særlig jernhydroksid. Hvorvidt metallene ville ha felt ut i en biofilterseng (med eller uten alkalisk masse) og bidratt til økt adsorpsjonskapasitet i biofilteret dersom man ikke hadde hatt et alkalisk forfilter, er ikke undersøkt spesifikt. Men det er uansett et faktum at forfilteranlegget i Skien i betydelig grad bidrar til å redusere den organiske BDOC-belastningen på det etterfølgende biofilteret.

Det er heller ikke undersøkt spesifikt hva ozoneringen betyr for utfellingen av metaller. Ut fra ozonets oksiderende evne og evne til å bryte kompleksforbindelser, er det ikke usannsynlig at ozoneringen medfører nedbrytning av komplekser mellom metaller og NOM, og at metallene derved lettere – og i større omfang – vil felles ut.

6.6. OBF og korrosjon

Hva gjelder korrosjon på ledningsmaterialer og vekt-tapskupper av jern/stål, skal her nevnes resultater fra korrosjonsmålinger etter ulike typer vannbehandling i pilotanlegget ved Vikelvdalen Vannbehandlingsanlegg (VIVA) i Trondheim.

Forsøkene som foregikk over en periode på ca. 1 år, og som omfattet ulike testforhold (stagnasjon, høy og lav vannhastighet) viste at vann fra ozonering-alkalisk biofiltrering generelt ga mindre korrosjon på vekt-tapskupper av jern enn vann som var behandlet med koagulering-alkalisk filtrering eller alkalisk filtrering alene. Dette var i særlig grad tilfellet i forsøkene med høy vannhastighet.

De tre typer av behandlet vann var karakterisert ved at nivåene for pH, alkalitet og kalsiuminnhold var de samme, og innenfor anbefalte verdier for korrosjonskontroll. TOC-innholdet var imidlertid betydelig høyere i ozonert-biofiltrert vann enn i koagulert vann. Siden alkalisk filtrert vann også hadde høyt TOC-nivå, kan

resultatene tyde på at det er de hydrofile NOM-fraksjoner (som det er spesielt mye av etter OBF) som bidrar til dannelsen av et beskyttende belegg på røroverflaten, noe som også bekreftes av elektronmikroskopiering/bilder av beleggets sammensetning. Hva gjelder pitting-korrosjon, så var ikke resultatene like entydig positive for OBF-behandlet vann (Azrague m. fl., 2014).

6.7. Alternativ prosedyre for biofilterdimensjonering

Dagens dimensjoneringskriterier for biofiltre i OBF-anlegg synes overmodne for revisjon. I dag dimensjoneres biofiltre normalt etter en generell tommeltottregel for EBCT (20 – 30 min), uavhengig av råvannskvalitet, vanntemperatur, ozonbehov/ozondose, BDOC-belasting, ønsket BDOC i behandlet vann, etc. (se Tabell 2-1).

For å redusere OBF-metodens utfordringer knyttet til biologisk vekst og høye kimtallsnivåer på nettet, må biofilteret dimensjoneres for oppnå en bedre fjerning av hydrofile, bionedbrytbare NOM-fraksjoner og BDOC.

Følgende alternative dimensjoneringskriterier kan være aktuelle:

- 1) Etter nye erfaringer og reviderte kriterier basert bl.a. på data i denne rapporten
- 2) Basert på forsøk med ozonering og påfølgende BDOC-analyser av vannprøver
- 3) Basert på estimert ozonbehov og BDOC-produksjon, ut fra råvannets VHA-innhold
- 4) Basert på en dimensjonsløs EBCT-parameter som inkluderer flere parametere

Hva gjelder punkt 4 over, ble den dimensjonsløse EBCT-parametere X^* introdusert av Zhang & Huck i 1996 (1996a, b). X^* er proporsjonal med EBCT, med inkluderer også andre viktige parametere knyttet til biofiltermaterialet (overflateareal), biomasse-tettheten, nedbrytningskinetikk av BOM/BDOC, etc. For lett nedbrytbart organisk stoff fant man at renseeffekten var nær proporsjonal med X^* for lave verdier av denne. For høyere X^* -verdier avtok gradvis proporsjonaliteten mellom X^* og renseeffekten.

For å gjøre X^* mer anvendelig for dimensjonering og drift av biofiltre introduserte Huck and Sozanski (2008) en ny og mer praktisk rettet parameter «The Biofiltration Factor (BF)». Denne biofiltreringsfaktoren er direkte proporsjonal med X^* og har om lag samme verdi. Men BF er mer orientert mot biofiltrering i praksis, eksempelvis har den en verdi på 0.5 dersom biofilteret fjerner 50 % AOC (ved 20 °C).

Vi skal ikke gå mer detaljert inn på alternativ biofilterdimensjonering i denne rapporten, siden dette inngår i et pågående Norsk Vann-prosjekt (det vises til Norsk Vann rapport 212, Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg). Vi vil likevel introdusere en mulig alternativ dimensjoneringsprosedyre for biofiltre, der denne baseres på data fra ozoneringsforsøk og

påfølgende BDOC-analyse av aktuelle råvann. En slik dimensjonering kan derved baseres på faktiske belastningsforhold og nedbrytningshastigheter for BDOC, samt ønsket BDOC-nivå i behandlet vann. En slik prosedyre kan også inkludere effekten av DOC-adsorberende metallforbindelser (f.eks. jernhydroksid) som feller ut i biofiltersenger og i BDOC-apparatur, og som bidrar til den totale BDOC-reduksjonen.

BDOC-kurvene fra BDOC-analysen viser grad av BDOC-reduksjon og kinetikken i DOC-nedbrytningen, noe som er et godt utgangspunkt for dimensjonering av biofiltre. Hvilket BDOC-nivå som kan aksepteres under norske forhold med relativt kaldt vann, klorfrie ledningsnett, og relativt lave nærings- (fosfor) og sporstoffkonsentrasjoner trenger nærmere kartlegging, men inntil videre antas at maksimalnivåer på 0.15 – 0.25 mg BDOC/L er ønskelig.

Øvrige parametere som påvirker hvilken maksimal BDOC man bør tilstrebe er vanntemperatur, desinfeksjonsforhold, herunder bruk/ikke bruk av klor/kloramin, doseringsnivåer og restklorkonsentrasjoner på nettet, samt øvrige forhold som kan påvirke veksten, slik som korrosjonsforhold og ledningsmaterialer, innhold av fosfor, andre eventuelt vekst-begrensende nærings- og sporstoffer, etc.

En BDOC-basert dimensjoneringsprosedyre blir da som følger:

- 1) Utfør ozoneringsforsøk (flere aktuelle doser) med det aktuelle råvann,
- 2) Kjør BDOC-analyser på ozonerte vannprøver,
- 3) Stipuler nødvendig EBCT ut fra BDOC-kurven, basert på målt BDOC i ozonert vann og ønsket BDOC i behandlet vann, og
- 4) Korriger den funnede EBCT til aktuell vanntemperatur

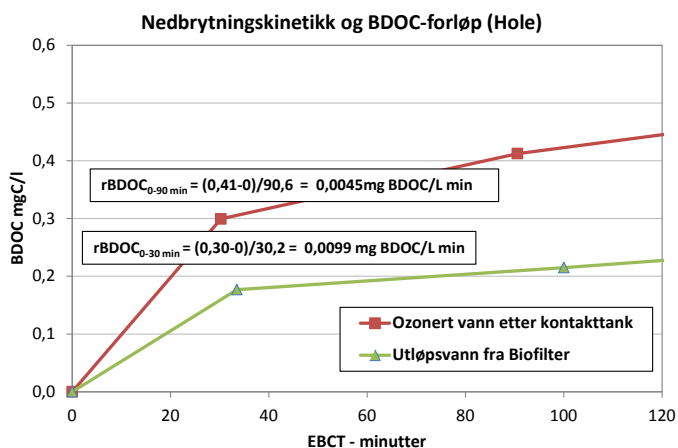
Nedbrytningshastigheten for DOC (BDOC) avtar med avtagende BDOC-nivå og økende EBCT. Råvann med høyere NOM-innhold og høyere ozonbehov/doser vil gi økt BDOC-produksjon og økte BDOC-nivåer, men også høyere nedbrytningshastighet for DOC/BDOC.

Den foreslåtte dimensjoneringsprosedyre vil også i noen grad ta høyde for de samlede effektene av en kombinert biologisk og kjemisk BDOC-fjerning. I en biofilterseng vil man i tillegg til den biologiske omsetningen også kunne få en BDOC-reduksjon grunnet adsorpsjon av DOC og BDOC til metallforbindelser som feller ut og avsettes i biofilteret (og i BDOC-kolonnene).

Eksempel på alternativ biofilterdimensjonering.

Analyseresultatene fra Bønsnes Vannverk (Hole) skal benyttes i et illustrerende eksempel på en slik alternativ dimensjonerings-prosedyre.

Nedbrytningskurven for DOC (BDOC) i ozonert vann fra dette anlegget er vist nedenfor (Figur 6-19). Kurven for biofiltrert vann fra vannverket er angitt til sammenligning og for å illustrere hvor mye BDOC som fjernes i biofilteret. Som vist avtar nedbrytningshastigheten for DOC i ozonert vann med avtagende rest-DOC, fra en midlere verdi på 0.0099 mg/L min de første 30 minutter av kontakttiden (EBCT) til en midlere verdi på 0.0045 mg DOC/L min for en EBCT på 90 minutter. Kurven og omsetningshastighetene gjenspeiler at lett nedbrytbar DOC omsettes relativt raskt, mens tyngre nedbrytbar DOC trenger lengre kontakttider.



Figur 6-19 Resultater fra BDOC-analysene av ozonert vann og biofiltrert vann fra Bønsnes vannverk (Hole). De angitte nedbrytningshastigheter er midlere DOC-reduksjoner i løpet av de første 30 respektive 90 minutter under BDOC-analysen av ozonert vann. Figuren viser kun resultater for de første 2 EBCT-timer av BDOC-analysen (totalt 9 timer)

Følgende verdier ble lagt til grunn for beregningseksemplet:

Målt BDOC i ozonert vann (9 timer):	0.59 mg/L
Maks tillatt BDOC ut av biofilter:	0.25 mg/L
Nødvendig BDOC-reduksjon:	0.34 mg /L

Ved å gå inn på kurven for ozonert vann i Figur 6-19, finner man at en EBCT på 50 minutter er nødvendig for å oppnå den nødvendige BDOC-reduksjon på 0.34 mg/L i biofilteret. For eksempelet over (Bønsnes) var EBCT under BDOC-prøvetakingsrunden ca. 50 minutter. Men BDOC ut av biofilteret var likevel såpass høy som 0.32 mg/L. Dette fordi vanntemperaturen på anlegget ligger i området 4 – 7 °C.

Forslaget til alternativ dimensjoneringsprosedyre for biofiltre er basert på BDOC-analysen, som foregår ved 20 °C. På et vannverk vil temperaturnivået være lavere, og for dimensjoneringsformål må EBCT-beregningene derfor korrigeres til det aktuelle temperaturnivå. Til dette kan man benytte data fra litteraturen om sammenhengen mellom temperatur og biologisk omsetningshastighet. Minimums-temperaturen på vannverkene kan normalt settes til 4 °C (selv om man i Trondheim i perioden januar-mars 2014 målte < 1 °C i en periode på flere uker). NOM-innholdet (samt ozonbehovet og derved BDOC-nivået inn på biofilteret) er imidlertid normalt høyest på høsten (sep-nov), i en periode der vanntemperaturen er noe høyere.

Eksemplet over illustrerer noe av utfordringene for denne vannbehandlingsmetoden, nemlig at biofilterne som er dimensjonert etter dagens dimensjoneringskriterier (EBCT på 20 – 30 minutter) i mange tilfeller ikke evner å fjerne tilstrekkelige mengder BDOC til å unngå biologisk vekst og kimtallsøkning på nettet. Den lave vanntemperaturen vi har her til lands reduserer den biologiske omsetningshastigheten og bidrar til å forsterke utfordringene knyttet til biostabilitet ytterligere.

Det må også påpekes at BDOC-nivået ut av et biofilter kan øke noe som følge av etterfølgende UV og klorering. Slike lokale forskjeller må tas hensyn til i hvert enkelt tilfelle når man foretar slike beregninger, eksempelvis ved at kravet til maksimal BDOC ut av biofilteret reduseres tilsvarende. For eksemplet over (Bønsnes, Hole) økte BDOC-nivået fra 0.32 mg/L i biofiltrert vann til henholdsvis 0.39 og 0.42 mg/L etter UV-desinfeksjon og klorering/klorkontakttank.

6.8. Restozon i vann

Ozondoseringen ved anleggene måles og styres på ulike måter: Noen beregner tilført mengde ozon (g O₃/time) ut fra kjente/målte nivåer for gasstrøm, ozonkonsentra-

sjon i gassen og vannføring, mens andre måler restozon-konsentrasjonen i vannet.

Restozon i vannet måles ved utløpet av kontakttanken eller i toppen av/fribordet på etterfølgende biofiltertanker.

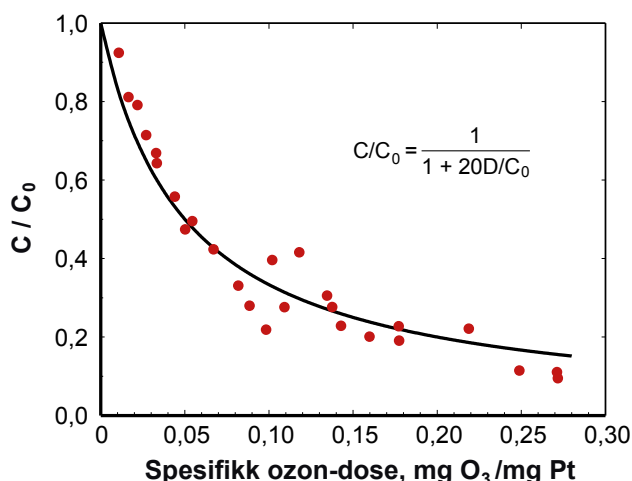
Måling og beregning av ozondosering og restozon synes å være beheftet med usikkerhet på flere anlegg. Dette er uheldig, fordi kontroll på ozondosen er svært viktig for å unngå overdosering og produksjon av «unødig» store mengder BDOC i form av hydrofil NOM (CHA, NEU). På den annen side ønskes en høy ozondose for å oppnå en effektiv ozondesinfeksjon (høye Ct-verdier), og for å oppnå restverdier for farge og UV-absorbans i vannet. Dette er også viktig for etterfølgende UV og/eller kloreringstrinn.

På anlegg der råvannet har høyt NOM-innhold og høy farge, vil ozonbehovet være stort for å komme ned i ønsket nivå for farge og UV-absorbans. En høy ozondose vil imidlertid skape et høyt biologisk vekstpotensial (BDOC). Biofiltre er normalt dimensjonert for kontakt-tider (regnet for tom filterseng, EBCT) på rundt 20 minutter, og vil normalt ikke evne å omsette all den bionedbrytbare «maten» som skapes under ozonerin-gen. Følgelig kommer man på anlegg som har råvann med et høyt NOM-innhold lett i en «skvis» i forhold til: i) ønsket om høy ozondose og tilhørende lav farge, høy UV-transmisjon og høye Ct-verdier på den ene siden, og ii) ønsket om en lavest mulig ozondose for å begrense BDOC-produksjonen og BDOC-belastningen på biofilteret. Dette for å oppnå en akseptabel BDOC i rentvannet som sendes ut på nettet, for derved å redusere problemer med biologisk vekst (kimtall) og biofilmdannelse.

I veilederen til drikkevannsforskriften angir Mattilsynet minimumskonsentrasjoner av restozon etter en gitt kontakttid for at OBF-prosessen skal utgjøre en hygi-enisk barriere: For inaktivering av bakterier og virus må det være minst 0.2 mg/L restozon, og for parasitter og bakteriesporer minst 5 mg/L til stede i vannet etter minimum 10 minutters kontakttid. De angitte betingelser er til dels meget misvisende, og det anbefa-les at vannverkene heller følger Norsk Vanns GDP-veiledninger for å beregne desinfeksjonseffekten av ozonering. Eksempelvis kreves det ved en vanntempera-tur på 4 °C en Ct-verdi på 1.5 for å oppnå en hygienisk barriere for parasitter av gruppen *Giardia* (2-log reduksjon) og en Ct-verdi på 1.0 å oppnå en hygienisk barriere mot virus (3-log reduksjon). Det synes imidler-tid urealistisk å anvende så høye ozondoser at de angitte barriereindikatorkravene for parasitter av gruppen *Cryptosporidium* (Ct på 30) og bakteriesporer kan oppfylles i slike anlegg. På vannverk med moderate

råvannsfargetall kan det imidlertid være et realistisk alternativ å dimensjonere ozonanlegget slik at det kan oppnås en 1-log-reduksjon av *Cryptosporidium* i perioder av året der kildebarrieren er svak eller svekket. GDP-veiledningene påpeker også viktigheten av å ha god kontroll på den reelle oppholdstiden i ozonkontakt-tanken, noe som er avgjørende for å kunne bestemme riktige Ct-verdier.

Ozondosens effekt på vannets fargetall er studert tidligere (Fløgstad 1984; Ødegaard et al. 2010). Figur 6-20 viser hvordan reduksjonen i fargetall (C/C_0) påvirkes av fargespesifikke ozondosen ($\text{mg O}_3/\text{mg Pt}$). Ut fra resultatene i denne figuren vil fargetallet reduse-res til det halve ($C/C_0 = 0.5$) ved en spesifikk ozondose på 0.05 $\text{mg O}_3/\text{mg Pt}$. For å oppnå 80 % fargereduksjon kreves en spesifikk ozondose nær 0.2 $\text{mg O}_3/\text{mg Pt}$.



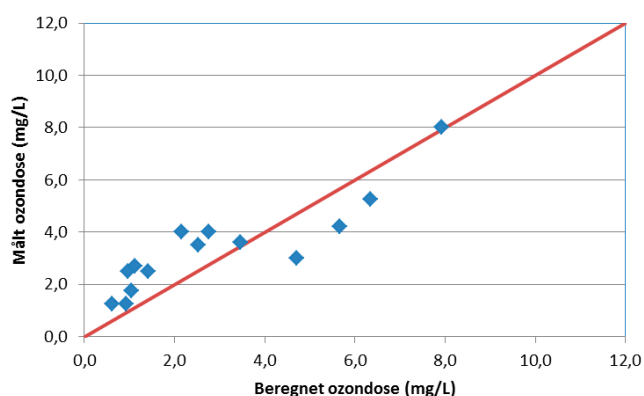
Figur 6-20 Effekt av ozondose på fargetallsreduksjon (Fløgstad 1984; Ødegaard et al, 2010)

Resultatene vist i Figur 6-20 kan anvendes for beregning/kontroll av faktisk tilført ozondose ut fra reduksjo-nen i fargetall som oppnås ved de ulike anlegg. Tabell 6-1 viser aktuelle fargetalls- og beregningsdata for de OBF-anlegg som er med i dette prosjektet, mens Figur 6-21 viser sammenhengen mellom beregnede og målte ozondoser.

For Austevoll foreligger ikke tall for målt ozondose i 2010. Selv om det er betydelig avvik mellom beregnede og målte ozondoser på enkelte anlegg, viser Figur 6-21 at ozondosene grovt sett kan stipuleres på denne måten.

Tabell 6-1 Beregning av ozondose ut fra målt fargereduksjon

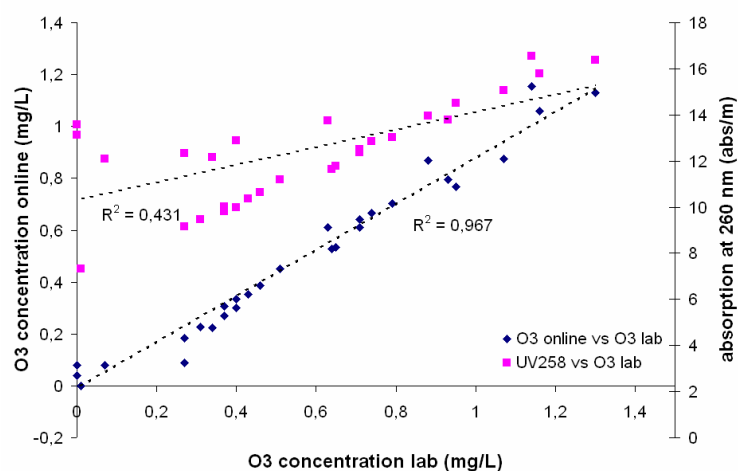
Vannverk	Farge (mg Pt/L)			Beregnet O ₃ -dose		Målt O ₃ -dose
	Råvann	Ozonert	C/C ₀	D/C ₀ mgO ₃ /mgPt	mg/L	mg/L
Alvheim 2010	34	6	0,18	0,23	7,9	8,0
Alvheim 2011	41	10	0,24	0,16	6,4	5,3
Austevoll 2010	54	11	0,20	0,20	10,6	-
Brattvåg 2012	20	4	0,18	0,24	4,7	3,0
Haus 2012	16	3	0,19	0,22	3,5	3,6
Hole 2012	18	7	0,39	0,08	1,4	2,5
Nes 2012	11	4	0,36	0,09	1,0	2,5
Skien 2012	14	7	0,52	0,05	0,6	1,3
Skien 2011	14	6	0,43	0,07	0,9	1,3
Skein 2012	19	9	0,47	0,06	1,1	1,8
Stengvatn 2012	13	3	0,23	0,17	2,2	4,0
Sund 2008	20	3	0,15	0,28	5,7	4,2
Tyristrand 2012	28	10	0,36	0,09	2,5	3,5
Ulefoss 2012	15	6	0,40	0,08	1,1	2,7
Valnesfj. 2012	29	0	0,34	0,10	2,8	4,0



Figur 6-21 Beregnede og målte ozondoser

Måling av restozon. I EU-prosjektet TECHNEAU (www.techneau.eu) ble det anvendt en ny målemetodikk for ozonkonsentrasjon i vann basert på korrelasjon med endringer i vannets evne til å absorbere UV-lys (UV-spektra). Det ble her oppnådd gode korrelasjoner mellom slike on-line målinger av ozonkonsentrasjon og parallelle laboratoriemålinger av restozoninnhold (blå kurve i Figur 6-22). Korrelasjonen var dårligere ved bruk av bare én UV-bølgelengde (rød kurve).

Slike on-line målinger av ozoninnhold kan derfor være aktuelle for prosesskontroll og styring av ozondosering i OBF-anlegg



Figur 6-22 Delta UV-sonde for on-line måling av rest-ozon i vann (van den Broeke et al. 2008)

7. Oppsummering og konklusjoner

Med utgangspunkt i resultater og erfaringer fra dette prosjektet, kan man trekke følgende hovedkonklusjoner:

- 1) Anleggseierne er med få unntak generelt godt fornøyde med sine OBF-anlegg, selv om enkelte anlegg har erfart visse innkjøringsproblemer. Disse har imidlertid i de fleste tilfeller blitt løst på en god måte i samarbeid med leverandør.
- 2) Med vanlig anvendte ozondoser og oppholdstider vil man i OBF-prosesser normalt oppnå Ct-verdier og log-reduksjoner som indikerer at dette utgjør en desinfeksjons-barriere for bakterier, virus og de fleste parasitter. Unntaket er *Cryptosporidium*, som krever betydelig høyere Ct-verdier enn det som normalt anvendes.
- 3) Ozoneringen vil også i betydelig grad fjerne lukt- og smaksstoffer fra vannet, oksidere metaller og mikroforurensninger og spalte komplekser, f. eks. mellom metaller og NOM
- 4) Anvendte ozondoser på de undersøkte vannverk varierer fra 1.5 til 8–9 mg/L, med spesifikke ozondoser i området 0.5–2.0 mg O₃/mg TOC.
- 5) Ozoneringen overfører biologisk lite nedbrytbare NOM (humus-fraksjoner) (VHA+SHA) til mer biologisk nedbrytbare, mer lavmolekylære og hydrofile NOM-fraksjoner (CHA+NEU)
- 6) God kontroll med ozondosen for å unngå overdosering er svært viktig for å minimalisere dannelsen av bio-nedbrytbar, hydrofil NOM (særlig CHA).
- 7) Høye ozondoser og tilhørende høy produksjon av hydrofil NOM (CHA, NEU) resulterer i høye BDOC-verdier – med tilhørende stor belastning på etterfølgende biofilter
- 8) Aktivkull og Filtralite synes å være gode biofiltermaterialer.
- 9) Det synes fordelaktig å designe OBF-anlegg med et alkalisk forfiltertrinn etter ozonkontakttanken og før biofilteret. Dette fordi alkaliske forfiltre kan bidra til å unngå risiko for forekomst av restozon og inhibering av biofilteret, samt forbedre og stabilisere vannkvaliteten (pH) inn på biofilteret. I tillegg vil metallhydroksider (Fe) som feller ut i den alkaliske filtersengen adsorbere og holde tilbake NOM og mikroorganismer, noe som også vil redusere den organiske belastningen på biofilteret og bidra til en bedre rentvannskvalitet.
- 10) Biologisk vekst og/eller slamdannelse på nettet synes å representere hoved-utfordringer for denne type vannbehandlingsanlegg, og ved 9 av de totalt 12 undersøkte anlegg (75 %) måles kimtall (22 °C) på nettet som tidvis og i betydelig grad overstiger drikkevannsforskriftens «merknaversverdi» på 100 pr. mL for vann levert abonnent eller forbruker, noe som utløser krav om undersøkelse av årsaken (jf. Forskriftens Tabell 2.1).
- 11) På anlegg med høy råvannsfarge kommer man lett i skvis mellom ønske/krav om nok ozon til å gi tilstrekkelig lav farge (< 10 mg Pt/L) på den ene siden, og ønske/krav om en så lav ozondose som mulig for å begrense BDOC-belastningen på biofilteret og derfor oppnå lav BDOC i rentvannet på den andre siden.
- 12) Resultatene bekrefter tidligere anbefalinger om at metoden OBF ikke bør anvendes på råvann med for høyt innhold av NOM, forslagsvis bare for fargetall under 25–30 mg Pt/L
- 13) Biofiltertrinnet i de undersøkte OBF-anlegg evner ikke å bryte ned hydrofil NOM og BDOC i tilstrekkelig grad til å unngå et for høyt biologisk vekstpotensial i behandlet vann. Alle de undersøkte vannverk (100 %) produserer et rentvann der BDOC-verdien er høyere enn i råvannet, og 8 av 12 vannverk (67 %) benytter derfor klor for å holde kimtallet under kontroll
- 14) BDOC-verdien synker normalt utover i nettet, noe som tyder på biologisk omsetning og biologisk vekst
- 15) Flere anlegg har utfordringer med hensyn til måling av restozon og tallfesting av tilført ozondose. Flere anlegg synes, særlig i de tidlige driftsfaser etter oppstart av anlegget, å ha anvendt alt for høye ozondoser
- 16) VHA-fraksjonen synes å være hoved-reservoar for dannelse av CHA under ozoneringen, og innholdet av denne fraksjonen kan derfor muligens anvendes som et mål for ozonbehovet. Dette krever imidlertid nærmere undersøkelser
- 17) Den biologiske omsetningen som skjer i biofiltre danner et biologisk slam i form av restprodukter fra vannet, døde mikroorganismeceller, utlekkingsprodukter fra mikroorganismer og cellevegger, etc. I tillegg vil det kunne skje en utfelling av metaller i biofiltersengen, utfellinger som kan adsorbere NOM og mikroorganismer og slik sett bidra til å gi en bedre utløpsvannkvalitet. For å nyttiggjøre slike utfellingsprodukter og deres adsorpsjonskapasitet mest mulig, men samtidig hindre uheldige og ukontrollerte «slipp» av akkumulert slam/utfellinger og tilhørende negative effekter på utløpsvannet, bør man finne de optimale spylefrekvenser for alkaliske filtre og biofiltre. Filterne bør også alltid tilbakespyles før de re-startes etter å ha vært ute av drift, og modningsvann bør sendes til avløp i en viss tid etter avsluttet tilbakespyling. Man bør også unngå plutselige økninger i filtrerings-hastighet, siden slike vil kunne løsrive filteravsetninger og påvirke utløpsvann-kvaliteten negativt.
- 18) Dagens praksis for dimensjonering av biofiltre med en generell tommeltottregel for oppholdstid (EBCT) uavhengig av BDOC-belastningen på biofilteret, bør revideres. En revidert dimensjoneringsprosedyre bør baseres på faktisk BDOC-belastning på biofilteret og krav til ønsket utløpsvannkvalitet (BDOC-nivå). Dette for å unngå biologisk vekst i våre klorfrie fordelingsnett, og i rørinstallasjoner innomhus.

Referanser

- Anderson, W.B., Mayfield, C.I. and Huck, P.M.** (2008). *Endotoxin release from biologically active bench-scale drinking water antracite/sand filters*. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, 57.8, pp. 585-597. IWA Publishing
- Azrague, K., Østerhus, S.W., Sommervold, G og Eikebrokk, B.** (2014). *Hvordan påvirkes korrosjonen av ulike typer vannbehandling: Resultater fra korrosjonsmålinger ved VIVA, Trondheim*. Kursdagene 2014, Clarion Hotel & Congress, Trondheim, 9-10 Jan
- Billen G., Servais P., Bouillot P., Ventresque C.** (1992) *Functioning of biological filters used in drinking-water treatment – the CHABROL model*. J. Water SRT- Aqua 41, 231-241
- van den Broeke, J., Ross, P. S., van der Helm, A. W. C., Baars, E. T. and Rietveld, L.C.** (2008). *Use of on-line UV/Vis-spectrometry in the measurement of dissolved ozone and AOC concentrations in drinking water treatment*. Water Science & Technology, 57.8, pp. 1169-1175; http://www.s-can.at/medialibrary/publications/p_2008_02.pdf
- Chow C., Fabris R., and Drikas M.** (2004). *A rapid fractionation technique to characterise natural organic matter for the optimisation of water treatment processes*. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, 53(2), 85-92
- Eikebrokk, B., Thorvaldsen, G., Seim, A., Aasen, A. and Sekse, M.** (2010). *Optimalisering av vannbehandlingen: Et første skritt mot en sikrere og mer bærekraftig vannforsyning?* Proc. 7th Nordic Drinking Water Conference, Copenhagen, Denmark, June 2010
- Eikebrokk, B., Juhna, T., Melin, E. and Østerhus, S.W** (2007) *Water treatment by enhanced coagulation and ozonation-biofiltration: Intermediate report on operation optimization procedures and trials*. Techneau-report D5.3.1B. <http://www.techneau.eu>
- Eikebrokk, B. and Juhna, T.** (2010) *Optimization of water treatment: Enhanced Coagulation and Ozonation-Biofiltration. Summary report on performance assessment tools and optimization*. Techneau-report D5.3.2B. <http://www.techneau.eu>
- Eikebrokk, B., Fløgstad, H. Østerhus, S.W. og Thorvaldsen, G.** (2010) *Analyse av ozonert vann fra Brattvåg vassverk*. SINTEF-rapport STF IN F10306
- Eikebrokk, B.** (2014) *Forsøksresultater fra VIVA Pilot: Oppsummerende SINTEF-notat*, 2014-02-24
- Fløgstad, H.** (1984) *Behandling av humusvann med ozon*. Prosjektrapport 8/84, NTNFs Program for VAR-teknikk. ISBN 82-7337-009-7
- Juhna, T. and Melin, E.** (2006) *Ozonation and biofiltration in water treatment: Operational status and optimization issues*. Techneau-report D.5.3.1 B, December 2006. www.techneau.eu
- Huck, P.M., Finch, G.R., Hrudey, S.E., Peppler, M.S., Amiratharajah, A., Bouwer, E.J., Albritton, W.L. and Gammie, L.** (1998). *Design of Biological Processes for Organics Control*. Report No. 90772. American Water Works Association (AWWA), Denver, Co.
- Huck, P.M. & Sozanski, M.M.** (2008). *Biological filtration for membrane pre-treatment and other applications: towards the development of a practically-oriented performance parameter*. Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA, 57(4), 203-224
- Ingraham, J.L, Maaløe, O. and Neidhardt, F.C.** (1983). *Growth of the Bacterial Cell*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA
- LeChevallier, M. W., Becker, W. C., Schorr, P. and Lee, R. G.** (1992). *Evaluating the performance of biologically active rapid filters*. Journal AWWA, 84(4), 136-146
- Mosevoll, G.** (2014) *Pers. meddelelser og driftslogg for Steinsvika Vannverk, Skien*
- Persson, F., Heinicke, G., Uhl, W., Hedberg, T. and Hermansson, M.** (2004). *Performance of direct biofiltration of surface water for reduction of biodegradable organic matter and biofilm formation potential*. Environmental Technology, Vol. 27, Issue 9, 2006, 1037-1045
- Pharand, L., Van Dyke, M. I., Anderson, W.B. and Huck, P.M.** (2014). *Assessment of biomass in drinking water biofilters by adenosine triphosphate*. Journal of AWWA, 106:10, Oct 2014
- Rakness, K.** (2005). *Ozone in Drinking Water Treatment*. American Water Works Association (AWWA), Denver, Co.
- van den Broeke, J., Ross, P.S., van der Helm, A.W.C., Baars, E.T., and Rietveld, L.C.** (2008) *Use of on-line UV/Vis-spectrometry in the measurement of dissolved ozone and AOC concentrations in drinking water treatment*. Water Science & Technology, 57.8, pp. 1169-1175
- Wang, J.Z., Summers, R.S. and Miltner, R.J.** (1995). *Biofiltration performance: Part 1, Relationship to biomass*. Journal of American Water Works Association (AWWA), 87(12), 55-63
- Williams, K. L.** (2001). *Endotoxins, Pyrogens, LAL Testing, and Depyrogenation*, 2nd edition. Marcel Dekker, New York, pp. 15-16
- Zhang, S. & Huck, P. M.** (1996a). *Removal of AOC in biological water treatment processes: a kinetic modeling approach*. Water Research, 30(5), 1195-1207
- Zhang, S. & Huck, P. M.** (1996b). *Parameter estimation for biofilm processes in biological water treatment*. Water Research, 30(2), 456-464
- Ødegaard, H., Østerhus, S.W., Melin, E. and Eikebrokk, B.** (2010). *NOM removal technologies – Norwegian experiences*. Drink. Water Eng. Sci., 3, 1-9
- Ødegaard, H., Østerhus, S., Pott, B.-M.** (2014) *Veiledning i mikrobiell barriere analyse – revidert utgave av: Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*. Norsk Vann Rapport 209/2014

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2015	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
2014	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveger i bebygde områder
2013	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter
	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline
	201	Anskaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
2012	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
2011	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
2010	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
2009	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
2008	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
2007	182	Prøvetaking av avløpssvann 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
2004	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt
	B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
2003	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
2002	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
	B12	Drikkevann i media
2001	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
2000	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildeopsporing i avløpssystemet
	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
1999	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	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
1998	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
1997	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
1996	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpssvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
1995	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger 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 status. Forprosjekt.
1994	B3	Kvalitetshøving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
	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
1993	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykløst vannledning ved arbeid på ledningsnettet
	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
1992	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
	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	Erfaringer med kloring og UV-stråling av drikkevann
1991	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)
	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
1990	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettstedet va-jus.no)
	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
1989	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
1988	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
1987	125	Mal for forenklet VA-norm
	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
1986	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
	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)
1985	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
	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
1984	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
	112	Erfaringer med nye renseløsninger 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
1983	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
1982	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
1981	101	Status og strategi for VA-opplæringen
	100	Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
	99	Veiledning i dokumentasjon av utslipp
	98	Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
1980	97	Slamforbranning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
	96	Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
	95	Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (Erstattet av 192/12)
	94	Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
1979	93	Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
	92	Informasjon om VA-sektoren – forprosjekt
	91	Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold
	90	Actiflo-prosjektet ved Flesland ra
1978	89	VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
	88	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg
	87	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg
	86	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg

2008	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
2007	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildeopsporing i avløpssystemet
	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
2006	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	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
2005	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
2004	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
2003	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpssvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
2002	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger 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 status. Forprosjekt.
2001	B3	Kvalitetshøving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
	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
2000	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykløst vannledning ved arbeid på ledningsnettet
	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
1999	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
	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	Erfaringer med kloring og UV-stråling av drikkevann
1998	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)
	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
1997	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettstedet va-jus.no)
	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
1996	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
1995	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
1994	125	Mal for forenklet VA-norm
	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
1993	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
	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)
1992	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
	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
1991	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
	112	Erfaringer med nye renseløsninger 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
1990	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
1989	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
1988	101	Status og strategi for VA-opplæringen
	100	Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
	99	Veiledning i dokumentasjon av utslipp
	98	Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
1987	97	Slamforbranning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
	96	Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
	95	Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (Erstattet av 192/12)
	94	Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
1986	93	Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
	92	Informasjon om VA-sektoren – forprosjekt
	91	Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold
	90	Actiflo-prosjektet ved Flesland ra
1985	89	VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
	88	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg
	87	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg
	86	Veiledning i bygging og drift av avløpsanlegg

2003	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
2002	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
	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
2001	126	Organisering og effektiv



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