

Norsk Vann

Rapport

206 | 2014



Biostabilitet i drikkevannsnnett



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

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

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

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

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

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

Fortløpende nummer Cxx-årstall



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



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

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

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Rapporten omhandler sammensetning av slam/biofilm på vannledningsnett med hovedvekt på mikrobiologi, herunder vurdering av risiko for helseskadelige stoffer.

Biofilm kan deles inn i den tradisjonelle biofilm med høyt innhold av organisk stoff og mikroorganismer, og belegg som er dannet av uorganiske forbindelser og som tiltrekker seg organisk stoff og mikroorganismer.

Rapporten bygger i stor grad på litteraturstudier, hvor tema som biofilmdannelse, faktorer som påvirker biofilmdannelse, typer av mikrobiologisk forurensning, sammensetning av biofilm og slam/begroing på ulike ledningsmaterialer behandles. Videre drøftes bl.a. effekt av kloreringspraksis (klor versus kloramin), fjerning av NOM (naturlig organisk materiale) og biofilm og i hvilken grad vannbehandlingen har betydning for biofilmdannelse på distribusjonsnett.

Det er også tatt slamprøver fra drikkevannsnettet før, under og etter spyling i noen kommuner som har deltatt i prosjektet. Resultatene fra disse er omtalt i slutten av rapporten.

Det er mange og til dels kompliserte forhold som virker inn på dannelse av biofilm og hvordan en bør håndtere dette ut fra driftsmessige forhold. Dette fremgår både av litteraturstudiet og de praktiske forsøkene.

For de som vil sette seg inn i de mekanismene som kan virke inn, sammenlignet med eventuelle utfordringer en har på eget vannledningsnett, bør rapporten være til god hjelp.

Norsk Vann BA

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

Rapportens tittel

Biostabilitet i drikkevannsnett

Forfatter

Stian Bruaset og
Lars J. Hem, SINTEF (se forord)

Rapportnummer: 206 - 2014

ISBN 978-82-414-0357-6

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norske

Ledningsnett
Drikkevann
Biostabilitet, vekst
Drift av ledningsnett.

Emneord, engelske

Drinking water networks
Biostability
Growth
Operation of networks.

Forord



Målsettingen med dette prosjektet var å klarlegge:

- Sammensetningen av slam i ledningsnett ved ulike vannverk i Norge, med hovedvekt på mikrobiologi
- Sammenhengen mellom spyling og rengjøring av nettet, og biofilmdannelse og vannkvalitet på kort og lang sikt

SINTEF har utarbeidet rapporten.

I første fase var Lars J. Hem prosjektleder hos SINTEF, men pga. jobbskifte overtok Stian Bruaset som prosjektleder, og han fullførte prosjektet.

I arbeidsgruppa har Folkehelseinstituttet vært representert ved Vidar Lund, og han har gitt aktive innspill underveis i prosjektet.

Prosjektet har dratt ut i tid, fordi en opprinnelig ønsket å få slamprøver analysert ved hjelp av genteknologiske prøver. Dette viste seg etter hvert å bli for kostbart, men det var medvirkende til at prosjektet tok lang tid, og som følge av dette har det vært endringer i arbeidsgruppa underveis.

På grunn av at prøvetakingen ble noe redusert, bygger rapporten i stor grad på litteraturstudier.

I tillegg til Folkehelseinstituttet har følgende deltatt i møter mv. i arbeidsgruppa:
Randi Sesseng Aas, Trondheim kommune (første fase)
Sverre Mollatt, VIV (første fase)
Karl Olav Gjerstad, IVAR
Ann May Berg, Tromsø kommune
Brit Aase, Bærum kommune
Eskild Henning Larsen og Halvor Ova Runningen, Porsgrunn kommune
Lars J. Hem, Oslo kommune, VAV

Odd Atle Tveit, Trondheim kommune og Bjørn Zimmer Jacobsen, Stavanger kommune har bidratt med innspill i høringen.

Deler av rapporten er hentet fra tidligere rapporter skrevet av Lars Hem m.fl., blant annet Mikrobiologisk vannkvalitet på Ledningsnett i Oslo med nåværende og tidligere vannbehandling på Oset (Hem et al. 2011) og Biofilmdannelse i VAVs ledningsnett med nye Oset vannbehandlingsanlegg (Hem et al. 2013).

Informasjonen i kapittel 11 er hentet fra Norsk Vann rapport 188-2012, som er skrevet av Bjørnar Eikebrokk.

Oslo kommune har bidratt med prosjekt/vurderinger av vannkvalitetsdata fra årene 2003-2006 og erfaringer over en lengre tidsperiode i forhold til effekt av spyling (7 prøvepunkter).

Vi takker alle som har bidratt i prosjektet, og en spesiell takk til Bærum, Porsgrunn, IVAR og Tromsø kommune som har bidratt med prøvetaking og analyser!

Hamar desember 2014
Trond Andersen
Prosjektleder Norsk Vann

Ved riktig vannbehandling
kan man redusere
potensialet for biofilmvekst
i ledningsnett

Sammendrag

Vannverks- og ledningsnetteiere har ansvaret for at drikkevannets kvalitet ikke forringes i ledningsnett, og at det ikke inneholder biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade når det ankommer forbrukerne. Det er derfor nyttig å få en oversikt over forekomstene av biofilm i ledningsnett. Interessen for biologisk vekst i drikkevanns-ledninger er i hovedsak knyttet til dannelsen av biofilm på rørveggen. En biofilm er en samling av organisk, uorganisk, levende og dødt materiale samlet på overflater av ledningsvegger, rustprodukter og sedimenter (Wricke et al., 2007).

Av typer mikrobiologisk forurensning som kan forekomme i drikkevannsforsyning finner man virus, parasitter og bakterier. Disse defineres nærmere i rapporten. I tillegg defineres de ulike beskrivelser av næringsstoffer i drikkevann.

Rapporten tar for seg fenomenene biofilm og mikrobiologisk aktivitet og hvordan disse påvirker vannkvaliteten i et drikkevannsnett. En biofilm kan ha ulike typer påvirkning i et drikkevannsnett. Påvirkningene kan være hygienisk, estetisk/kvalitetsmessig, hydraulisk og/eller konstruksjonsmessig.

Det er en rekke forhold som påvirker veksten av biofilm i et ledningsnett i større eller mindre grad. Disse er diskutert nærmere for at man skal få en forståelse av hvorfor man får vekst av biofilmer. For å oppnå og opprettholde en biostabil drikkevannsforsyning er det essensielt at man kontrollerer de forhold som påvirker veksten av biofilm for å redusere potensialet for vekst til et minimum. Når man har et biostabilt drikkevann vil det ikke være grunnlag for vekst i ledningsnett, og man kan levere drikkevannet uten tilsetning av restklor. En sentral del av rapporten er diskusjonen rundt biostabilt drikkevann og hvordan man kan oppnå dette. En rekke forhold i ledningsnett kan påvirkes og kontrolleres gjennom korrekt vannbehandling, blant annet vannets biostabilitet. I vannbehandlingen kan man redusere vannets potensiale for biofilmvekst i ledningsnett gjennom optimalisering av vannbehandlingsprosessen.

Det ble i 2012 gjennomført kvalitative og kvantitative målinger av biofilmdannelse i råvann, filtrert vann, rentvann og nettvann i Osets forsyningsområde i Oslo (Hem et al., 2011). Dette for å se på effekten av den nye vannbehandlingen. Målingene viste at biofilmdannelsen ble redusert med 95-99 % fra råvann til rentvann og nettvann, noe som var en vesentlig større reduksjon enn det endringen i vannets begroingspotensial skulle tilsi. Sistnevnte ble omtrent halvert fra råvann til rentvann. Mengden bakterier i biofilmen var vesentlig høyere i råvann enn i filtrert vann og rentvann, noe som er i overensstemmelse med forskjellene i biofilmdannelsen. Slik kunnskap burde øke interessen for å se nærmere på optimalisert vannbehandling i de norske renseanleggene.

Kommunene Tromsø, Bærum, Porsgrunn og det interkommunale selskapet IVAR har deltatt i prosjektet ved å ta prøver av spyleslam som er blitt analysert med hensyn på ulike parametere knyttet opp mot vannkvalitet og biostabilitet.

Data fra disse prøvene er benyttet for å vurdere innholdet av biofilm og slam i norske ledningsnett, og for å si noe om biostabiliteten til drikkevannet.

English summary

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

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

Report no: 206 - 2014
Report Title: Biostability in drinking water networks
Date of issue: December 2014

Keywords: Drinking water networks, biostability,
growth, operation of networks.

Author: Stian Bruaset, Lars Hem, Bjørnar Eikebrokk.

ISBN: 978-82-414-0357-6
ISSN: 1504-9884 (printed edition)
ISSN: 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

This report deals with the occurrence of biofilms in drinking water networks and the reasons for growth. The composition of biofilms, the types of microbiological contamination and the different ways substrate are available is described. The report is the result of a Norsk Vann project where the municipalities Tromsø, Bærum, Porsgrunn and the intermunicipal company IVAR participated by supplying samples of flushed water from the respective drinking water networks. The samples were analysed and used to better understand the composition and the occurrence of biofilms, including effects of flushing on biofilms.

The goal of any drinking water supply should be to achieve and maintain biostable quality of drinking water until it reaches the consumers. A central part of the report is a discussion on how to achieve that. Biostable water can be achieved through optimised water treatment. In 2012, qualitative and quantitative measurements of biofilm formation in raw water, filtrated water, clean water and water from the network was performed in the supply area of Oset treatment plant in Oslo (Hem et al., 2011). The purpose was to look at the effect of the new water treatment. The measurements showed that the biofilm formation was reduced with 95-99 % from the raw water to the clean water, which is a significantly larger reduction than what was expected due to the reduced growth potential of the water. The growth potential was reduced by around 50 % from the raw water to the clean water. Also, the amount of bacteria in the biofilm was a lot lower after treatment. Such knowledge should increase interest from water utilities in looking at the positive effects of optimised water treatment.

The study also gives insights into the effect of chlorine vs. chloramine in the network, specifically on the resistance of the bacteria, and on the effects of hydraulics, particles and corrosion products on biofilms growth.

The report gives recommendation to a flushing plan (Vreeburg, 2007; Alegre et. al 2010) and measures in the water treatment plant in order to reduce and avoid:

1. particle feed into the network from the treatment plant
2. growth potential for biofilms in the form of BDOC in the treated water
3. the corrosivity of the water

Innhold

1. Innledning	8	10. Hvilken effekt kloreringspraksis har for biofilmdannelse	25
2. Definisjoner	9	11. NOM-fjerning og biofilmvekst	28
2.1. Typer av mikrobiologisk forurensning	9	11.1. NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene	28
2.2. Næringsstoffer	10	11.2. NOM-sammensetning og biostabilitet	28
3. Biofilmdannelse i drikkevannsledninger	11	12. Koblingen vannbehandling – distribusjon	30
3.1. Effekter av klimaendringer	12	13. Feltforsøk	31
4. Biofilm vs. belegg	14	13.1. Generelt	31
5. Sammensetningen av biofilm og slam i ledningsnett	15	13.2. Metodikk	31
5.1. Effekt av endret vannbehandling på biofilm	15	13.2.1. Valg av prøvepunkter	31
6. Faktorer som påvirker biofilmdannelse	16	13.2.2. Prøvetaking	32
6.1. Tilgang på næringsstoffer	17	13.2.3. Analyser av spyleslam	32
6.2. Vanntemperatur	18	13.3. Prøvepunkter og analyseresultater	32
6.3. Hydraulikk	18	13.3.1. Oslo	33
6.4. Korrosjon	19	13.3.2. Bærum	33
7. Begroing på ulike ledningsmaterialer	21	13.3.3. Porsgrunn	34
8. Slam i ledningsnett som vekstmedium for mikroorganismer	23	13.3.4. IVAR	35
9. Egenskaper ved gammel og ny biofilm	24	13.3.5. Tromsø	38
		14. Oppsummering og resultater	40
		15. Effekten av rengjøring på nett	41
		15.1. Oslo	41
		15.2. Tromsø	43
		16. Drift og vedlikehold av ledningsnett	44
		Referanser	46

1. Innledning

Paragraf 12 i Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) sier at «drikkevann skal, når det leveres til mottakeren, jf. § 5, være hygienisk betryggende, klart og uten framtreddende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk.»

Paragraf 5 sier at «vannverkseier skal påse at drikkevannet tilfredsstiller kravene til kvalitet, mengde og leveringssikkerhet når det leveres til mottaker... Eier av internt fordelingsnett skal påse at drikkevannskvaliteten ikke forringes ut over kravene i § 12 når vannet frembys til forbruker.»

Det er dermed vannverket og ledningsnettets eier som har ansvar for at drikkevannets kvalitet ikke forringes i ledningsnettet, og at det ikke inneholder biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade når det ankommer forbrukerne. Det er derfor nyttig å få en oversikt over forekomstene av biofilm på ledningsnettet. Man kan undersøke hvor omfattende forekomst og vekst av biofilm er i ulike deler av ledningsnettet, og identifisere steder det er sannsynlig at vekst vil forekomme. Slik kunnskap vil være nyttig for å fjerne eksisterende biofilm og forebygge videre vekst og etterfølgende oppblomstring av helsefarlige komponenter i drikkevannet.

Interessen for biologisk vekst i drikkevannsledninger er i hovedsak knyttet til dannelsen av biofilm på rørveggen. En biofilm er en samling av organisk, uorganisk, levende og dødt materiale samlet på overflater av ledningsvegger, rustprodukter og sedimenter (Wricke et al., 2007). Man har i det siste begynt å snakke om to typer forekomster av biofilm i ledningsnettet; tradisjonell biofilm og vekst på belegg. Man har i det siste forsøkt å dele inn rørbelegg i to ulike typer: i) tradisjonell biofilm, og ii) utfelte metallbelegg (f.eks. Fe-hydroksid) med adsorbert organisk stoff (NOM) og mikroorganismer. Disse beleggtypene krever prinsipielt ulike mottiltak, henholdsvis fjerning av substrat (BDOC) og fjerning av metaller, eksempelvis Fe (Eikebrokk, 2015). Som vi skal se av feltforsøk utført i dette prosjektet, varierer ofte sammensetningen av slam vi tar ut fra en ledning i stor grad med hensyn på organisk innhold. Dette, sammen med målinger av blant annet jern vil kunne indikere om man har å gjøre med en tradisjonell biofilm med et dominerende innhold av mikroorganismer og organisk materiale, eller om man har å gjøre med et belegg med dominerende innhold av utfelt og sedimentert jern og annet uorganisk materiale (med opprinnelse fra

rentvann eller fra ledningskorrosjon) som tiltrekker seg organisk materiale og mikroorganismer, hvorpå det så vokser biofilm. For å bestemme dette med sikkerhet er det nødvendig med en nærmere undersøkelse av biofilmen/belegget i selve ledningen.

Biofilmer bidrar til å øke mulighetene for overlevelse av patogene mikroorganismer. Erfaringer fra USA viser at biofilm i ledningene øker mulighetene for at sporer og cyster kan overleve selv ved relativt høye klordoser (LeChevallier et al., 1987). Det er vist at både forekomsten av og potensialet for oppvekst av koliforme bakterier øker når begroingspotensialet, målt som assimilerbart organisk karbon (AOC), øker (Rice et al., 1991, LeChevallier et al., 1996). Biofilmer kan inneholde opportunistiske patogene organismer som *Aeromonas* spp., *Flavobacterium* spp., *Legionella pneumophila* og *Pseudomonas aeruginosa* (Gibbs og Hayes, 1989, Holmes og Nicholls, 1995, Juhna et al., 2007). Det er også vist at koliforme bakterier som *Escherichia coli*, *Klebsiella oxytoca* og *Klebsiella pneumonia* kan overleve og vokse i biofilmer i vannledninger (LeChevallier, 1987, Mackerness et al., 1993, Keevil, 1994, Camper et al., 1996), selv om Wingender og Flemming (2004) konkluderte med at patogene mikroorganismer og indikatorbakterier ikke vanligvis forekommer i slike biofilmer.

I tillegg til de ovennevnte problemene, kan biofilmdannelse på ledningsnettet medføre uønsket lukt og smak, et uestetisk/slamholdig vann, og økt klorbehov dersom en ønsker en klorrest på nettet (Norton, 1999, Franzmann et al., 2001). Et høyt begroingspotensiale kan også føre til en økning i kimtallet ute på ledningsnettet.

I dette prosjektet har vi tatt ut slamprøver og vannprøver fra 4 ulike norske ledningsnett for å se på sammensetningen av slammet og se om rengjøring av ledningsnettet har noen effekt på sammensetning og mengde av slam/biofilm over tid. Spyleslammet som ble tatt ut under spyling ble analysert med hensyn på ATP (adenosine tri-fosfat) som mål på mengde levende celler. Slammet ble i tillegg analysert med hensyn på suspendert stoff, gløderest og jern for å kunne vurdere andel organisk stoff, mengde korrosjonsprodukter og annet mineralsk materiale. Vannprøvene (som ble tatt ut før og mellom spylinger) ble analysert med hensyn på farge, turbiditet, jern og kimtall, i tillegg til ATP.

2. Definisjoner

2.1. Typer av mikrobiologisk forurensning

Den mikrobiologiske situasjonen i et ledningsnett er bestemt av vannkvaliteten ut fra behandlingsanlegget og forholdene på ledningsnettet. Det er godt kjent at noen typer vannkvaliteter og noen typer forhold i ledningsnettet vil øke sannsynligheten for vekst av biofilm og nærvær av mikroorganismer i drikkevannsledningene. I mange land sendes drikkevannet ut på ledningsnettet med en klorrest for å holde vannet biologisk stabilt og forhindre vekst utover i ledningsnettet. I noen land i Sentral-Europa (Tyskland, Nederland, Østerrike, Sveits), i likhet med mesteparten av vannverk i Norge, tilsettes drikkevannet i de fleste tilfeller ikke noen klorrest før det sendes ut på nettet. Vannkvaliteten i ledningsnettet kan da i større grad bli påvirket av ulike mikrobiologiske prosesser som er videre forklart i de følgende avsnitt. Om man ikke tilsetter klorrest til drikkevannet bør man tilstrebe å ha et biostabilt vann før det sendes ut på ledningsnettet.

Av typer mikrobiologisk forurensning som kan forekomme i drikkevannsforsyning finner man virus, parasitter og bakterier.

Virus

Virus er den minste typen mikroorganismer og blir ikke undersøkt periodisk i norske drikkevannsforsyninger. *Norovirus* er den viktigste kilden til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge (Sægvog et al., 2006). For mer info om virusutbrudd, se Nygård (2003) som omhandler sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge.

Parasitter

De mest vanlige parasittene i drikkevann er *Cryptosporidium* (*Crypto*) og *Giardia*. Robertson og Gjerde (2000) undersøkte råvann fra 147 vannverk over hele Norge og fant at 32% av råvannskildene inneholdt *Cryptosporidium* og/eller *Giardia*, men da i lave konsentrasjoner (1-3 oocyster/cyster per 10 liter vann). Disse kan være resistente mot klor og er farlige i små mengder (1-100 oocyster). Både *Giardia* og *Crypto* kan bli behandlet med Ozonering, men den beste metoden for inaktivering av disse parasittene er desinfisering med UV-bestråling. Slike parasitter er påvist i 25 % av norske vassdrag/vannkilder (Sægvog et al. 2006). *Giardia* og *Crypto* kan ikke formere seg utenfor sin vert, og kan derfor ikke multipliseres i ledningsnettet. Derimot så er blant annet *Cryptosporidium* kjent for å være robust, og kan overleve i uker eller måneder i fuktig og kalde omgivelser (Robertson, 2014). Ved nærvær i biofilm og

slam kan de kunne overleve lenger på grunn av økt beskyttelse og tilgang på næringsstoffer.

Bakterier

Eksempler på bakterier er (Wricke et al., 2007):

- (Opportunistiske) Potensielt patogene bakterier: *Legionella*, *Mycobacterium*
- Patogene bakterier: *Campylobakter*, *Shigella*, *Salmonella*

Patogene bakterier kan forårsake bakteriell infeksjon og kan være sykdomsfremkallende i mennesker. De potensielt patogene bakteriene er bakterier som kan gi sykdom hos personer med nedsatt immunforsvar.

Koliforme bakterier er en gruppe av bakterier som det normalt er rikelig av i tarmen hos mennesker og varmblodige dyr. Koliforme bakterier brukes derfor ofte som indikator under hygienetesting av drikkevann (målt som antall individer funnet per enhet av vann) på at andre patogene organismer med fekal opprinnelse kan være tilstede. De eksisterer også normalt i vannholdige miljø, i jordsmonn og i vegetasjon, og de trenger derfor ikke være sikre indikasjoner på fekal forurensning (Sægvog et al., 2006). Koliforme bakterier kan oppdages når det ikke er noe bevis på forurensning, men de oppdages ikke alltid selv om det er patogene organismer tilstede i vannet (Rubulis et al., 2007).

Den mest vanlige indikatorbakterien er *Escherichia coli* (*E. coli*), som er medlem av den koliforme gruppen av bakterier. *E. coli* har sin opprinnelse i tarmen hos mennesker og dyr. Siden den er av fekal opprinnelse er den en av de sikreste bekreftelsene på fekal forurensning av drikkevannet (Sægvog et al., 2006). Mesteparten av *E. coli* bakteriene er harmløse, men det finnes noen typer som kan forårsake alvorlig sykdom i mennesker (disse er da patogene bakterier).

En av hovedgrunnene til at mange blir bekymret for biofilmvekst på ledningsvegger er muligheten for oppblomstring av koliforme bakterier i ledningsnettet (Wricke et al., 2007). Det mange ikke vet er derimot at det finnes en rekke koliforme bakterier som ikke er helsefarlige (slik som *E. coli* i drikkevannet). En god del slike koliforme bakterier påvises i norske vannverk, og er i seg selv ikke noe å være bekymret for.

Når koliforme bakterier oppdages i drikkevannsnettet er det en indikasjon på at det har skjedd et brudd i vannrensingen eller at en forurensingshendelse har skjedd i ledningsnettet, for eksempel via innlekking, eller at man har fått avrivning av biomasse fra biofilm på ledningsvegger. En studie utført i USA (Rubulis et al., 2007) viste at 64 % av vannbårne sykdommer påført av bakterier og virus i løpet av en tiårs periode var koblet med koliforme bakterier.

Volk og LeChevallier (2000) sier at vekst av koliforme bakterier i ledningsnettet vil kunne skje når:

- Temperaturen er over 15 °C.
- Det tilgjengelige AOC er over 100 µg/l
- Den gjenværende klorrest på nettet er mindre enn 0,5 mg/l

En studie gjennomført i Tyskland (Sægrov et al., 2006) viste at det under lavt innhold av organisk karbon i drikkevannet (lavere enn 20 µg/l) ikke forekommer noen form for vekst av koliforme bakterier i nærvær av den naturlige bakterielle populasjonen.

De opportunistiske/potensielt patogene bakteriene *Legionella* og *Mycobacterium* m.fl. kan under noen

omstendigheter utgjøre en helsetrussel og kan vokse og multipliseres i drikkevannsnettet. Det er ikke registrert noen helseproblemer i forbindelse med inntak av opportunistiske bakterier (slik som *Aeromonas* og *Pseudomonas*) gjennom drikkevann (Wricke et al., 2007), men de er ofte assosiert med utbrudd av diaré, infeksjoner i sår og fordervet mat. Det er derimot veldig viktig å kontrollere bakterien *Legionella* i forbindelse med sykehus, skoler etc. fordi infeksjoner kan skje gjennom aerosoler som oppstår under dusjing. Om *Legionella* inhaleres i lungene kan det utgjøre en helsetrussel. I forbindelse med dusjing øker risikoen for forekomst av aerosoler med *Legionella* når det går lenge mellom bruken av dusjene.

En finsk studie har funnet høye tall av *Mycobacteria* i løse sedimenter i drikkevannsnettet (Wricke et al., 2007). Veksten og totalt nummer av disse bakteriene i ledningsnettet ble påvist å være koblet mot konsentrasjonen av AOC (assimilert organisk karbon) i vannet. Studien konkluderte derfor med at slike bakterier kan vokse i vann.

2.2. Næringsstoffer

Nærvær av næringsstoffer er avgjørende for tilstanden til en biofilm og det mikrobiologiske nærværet i ledningsnettet. I mesteparten av drikkevannssystemene som er undersøkt er organisk karbon den begrensende faktoren for biologisk vekst (Wricke et al., 2007). Organisk karbon kan måles på flere måter, avhengig av hva man ønsker å definere;

TOC (Total organic carbon – total organisk karbon) representerer all organisk karbon, oppløst og kolloidalt, tilgjengelig i overvann og grunnvann.

DOC (Dissolved organic carbon – oppløst organisk karbon) er en bred klassifisering av organiske molekyler av ulik opprinnelse og sammensetning i akvatiske miljøer. Grensen mellom oppløst og kolloidalt karbon går typisk mellom 0,22 og 0,45 mikrometer. Kun fraksjoner av alt tilgjengelig DOC i vannet kan brukes av bakterier som næringsstoff.

BDOC (Biodegradable dissolved organic carbon – biologisk nedbrytbart oppløst organisk karbon) er den delen av DOC som bakterier kan benytte som næringsstoff

(Wricke et al., 2007). Mengde av BDOC er ofte den begrensende faktor for bakteriell vekst, spesielt i fravær av restklor på nettet. I nordlige områder er det derimot påvist at fosfor kan være den begrensende faktoren (Rubulis et al., 2007).

BOM (biologisk nedbrytbart organisk materiale) er en betegnelse for alt tilgjengelig organisk materiale som kan brytes ned av bakteriene.

NOM (Natural organic matter – Naturlig organisk materiale) er oppløst organisk materiale som naturlig forekommer i overvann og grunnvann, med opprinnelse fra vegetasjon, planter og dyr. Humus er en del av NOM.

AOC (Assimilable organic carbon – assimilert organisk karbon) representerer den biologisk lett nedbrytbare fraksjonen av NOM, og vil inkludere manometriske molekyler slik som frie aminosyrer, sukker og fete syrer. BDOC derimot, representerer all organisk karbon som kan bli biologisk nedbrutt/oksidert, inkludert vanskelig nedbrytbar karbon (Wricke et al., 2007).

3. Biofilmdannelse i drikkevannsledninger

Interessen for biologisk vekst i drikkevannsledninger er i hovedsak knyttet til dannelsen av biofilm på rørveggen. Biofilmen bidrar til å øke mulighetene for overlevelse av patogene mikroorganismer og kan medføre uønsket lukt og smak, et uestetisk/slamholdig vann, og økt klorbehov dersom en ønsker en klorrest på nettet (Norton, 1999, Franzmann et al., 2001).

Et høyt begroingspotensiale kan også føre til en økning i kimtallet ute på ledningsnett, noe Huck og Gagnon (2004) modellerte. Det er målt begroingspotensiale i en rekke rå- og rentvann i Norge (Hem og Charnock, 1999). Målingene viser at begroingspotensialet er høyere enn verdiene på 10 µg AOC/l som er foreslått av van der Kooij et al. (1999) som grense for når en vil få dannelse av biofilm. Direktefiltrering reduserte begroingspotensialet, mens klorering oksiderte NOM og førte til økt begroingspotensial. UV-desinfeksjon hadde liten påvirkning på begroingspotensialet.

Tidligere hadde man problemer med høyt kimtall og mye slamdannelse i ledningsnett i Bærum, noe som skyldtes den daværende vannbehandlingen. Målinger av AOC i rentvann ut fra behandlingsanlegget og ute på ledningsnett viste at begroingspotensialet i rentvannet var høyt og at potensialet var lavere i endeledninger, noe som viste årsaken til betydelig vekst i ledningsnett (Hem et al., 1997). Prévost et al. (1998) målte biofilmveksten på ledningsnett ved to vannverk i Quebec, og fant at veksten var høyere med et høyt innhold av BDOC (biologisk nedbrytbart organisk karbon) i vannet ut fra vannbehandlingsanlegget enn med et lavt innhold av BDOC.

Blant de ulike mikroorganismer i en biofilm er det vanligvis også noen som kan oksidere eller redusere jern og svovel. Egenskapene til disse mikroorganismene gjør at de kan forårsake lokale korrosjonsangrep, såkalt «mikrobiologisk indusert korrosjon» (MIC) (AWWA, 1996), og påføre ledninger stor skade over kort tid. Den kvantitative betydningen av MIC er ikke kjent.

Biofilm forbruker næringsstoffer (organisk materiale) som den tar fra vannet. Dette reduserer vannets innhold av tilgjengelig næringsstoff i tråd med vannets økende oppholdstid i ledningsnett og øker dermed samtidig vannets biostabilitet. Næringsstoff kan derimot frigis fra ledningsmaterialer (det er ikke gjort omfattende studier som viser dette) eller fra biofilmer, og igjen redusere vannets biostabilitet.

Den bakterielle tettheten i en biofilm blir påvirket også av konsentrasjonen av en eventuell klorrest i ledningsnett. Stabile forhold i ledningsnett med hensyn på næringsstoffer og klorrest vil føre til lite vekst og utløsning av bakterier fra biofilmer. En brå endring av mengde næringsstoffer eller konsentrasjon av klorrest kan forstyrre biofilmen og føre til økt vekst og frigivelse av bakterier (Sægrov et al., 2006). Under høye konsentrasjoner av klorrest i ledningsnett vil det være lite eller ingen mikrobiologisk aktivitet til å forbruke de tilgjengelige næringsstoffene i drikkevannet. Under slike forhold vil næringsstoffene kunne overføres til andre steder i ledningsnett hvor klorrest er liten og bakterievekst vil kunne oppstå (Sægrov et al., 2006). I slike tilfeller vil faktisk høye doser av klorrest kunne føre til økt vekst av bakterier og biofilm i visse deler av ledningsnett (som oftest langt unna renseanlegg der klorrest er brukt opp). Det optimale vil derfor være å redusere mengden AOC i drikkevannet ut fra renseanleggene slik at klorrest kan fordeles ut til hele ledningsnett. Om man ikke tilsetter klorrest til drikkevannet vil det likevel være en stor fordel å redusere mengde AOC.

Det er ønskelig å hindre vekst av biofilmer og mikrobiologisk nærvær i drikkevannsnettene på grunn av de typer påvirkning de har, se Tabell 1 (Wricke et al., 2007; Sægrov et al., 2006; Rubulis et al., 2007).

Tabell 1: Typer påvirkning biofilm- og bakterievekst har i ledningsnett

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

Biofilmer finnes i alle distribusjonssystem for drikkevann. Hvis ledningsmaterialet ikke avgir noen næringsstoffer er tykkelsen på biofilmen først og fremst avhengig av næringsinnholdet i drikkevannet, og skjærkreftene som oppstår av drikkevannets hastighet. I Tyskland ble det utført en undersøkelse (Wingender og Flemming, 2003) hvor antall celler i biofilmer ble funnet å være fra $4 \cdot 10^5$ til $2 \cdot 10^8$ celler/cm². Dette betyr at det kun er et monomolekylært lag av celler. Ingen korrelasjon ble funnet mellom graden av kolonisering og alder på ledningene. Det ble heller ikke funnet noen korrelasjon mellom den bakterielle tettheten i biofilmen og vannkvaliteten i ledningsnett. I forbindelse med næringslekkende materialer, slik som gummipakninger, ble det observert massive mengder med biofilm som skjulte koliforme bakterier.

En rekke undersøkelser fra pilot- og fullskalaforsøk har konkludert med at patogene mikroorganismer kan forekomme i biofilmer i drikkevannsledninger, for eksempel *Legionella pneumophila* (Armon et al., 1997, Berry et al., 2006), *Helicobacter pylori* (Mackay et al., 1998, Moreno et al., 2007), *Salmonella typhimurium* (Armon et al., 1997) og *Mycobacterium xenopi* (Berry et al., 2006). For de fleste patogene mikroorganismer skyldes dette at de kan ha en økt overlevelse i biofilmen sammenlignet med i de frie vannmassene. Enkelte patogene og opportunistisk patogene mikroorganismer og indikatororganismer er imidlertid påvist å kunne vokse i og/eller danne biofilm, som *Vibrio cholerae* (Hall-Stodley og Stodley, 2005), *Pseudomonas aeruginosa* (Hall-Stodley og Stodley, 2005), koliforme bakterier (LeChevallier et al., 1987), *Aeromonas* (Lång-

mark et al., 2007) og *Mycobacteria* (Norton et al., 2004, Emtiazi et al., 2004, Vaerewijck et al., 2005). Fass et al. (1996) erfarte at *E. coli* kunne vokse i biofilmen ved 20 °C. Tilgjengelig biologisk nedbrytbart organisk materiale (BOM) i vannet er blant faktorene som fremmer vekst av disse mikroorganismene, som for biofilmdannelse generelt.

I Norge er det utført et fåtall undersøkelser av den kvantitative dannelsen av biofilm i ulike vanntyper og på ulike rørmaterialer, og da i lab-skala eller liten pilotskala. Slike undersøkelser gir i seg selv nyttig informasjon, men enkelte rørmaterialer/materialer i kontakt med vann kan være vanskelig å få levert på små kuponger. I tillegg vil strømningsforholdene i et pilotanlegg med for eksempel 20 mm rør med kuponger inne i rørene bli annerledes enn i fullskala, og ikke minst vil forholdet mellom overflate og volum bli et annet. Undersøkelser av den mikrobiologiske sammensetningen av biofilm er påbegynt i Norge, men det foreligger ingen publiserte resultater så langt.

I 2008 og 2009 ble den mikrobiologiske sammensetningen i rentvann på Oset og nettvann (fra ledningsnett, Herslebs gt. 5) undersøkt (Hem et al., 2011). Mengden muggsopp ble drastisk redusert som følge av ny vannbehandling. Den mikrobiologiske kvalitative sammensetningen ble ikke påvist å være vesentlig endret, og artene *Sphingomonas* og *Legionella* samt ordenen *Burkholderiales* ble påvist i alle prøvene både med gammel og ny vannbehandling.

3.1. Effekter av klimaendringer

Vi lever i et klima i endring og ser allerede hvordan dette påvirker våre drikkevannskilder. Råvannskvaliteten blir endret ved at man har større nærvær av NOM, vanntemperaturen blir høyere og det er større sannsynlighet for mikrobiologisk nærvær i overvannskilder. Fonahn (2014) sier at «flere effekter av de forventede klimaendringene kan øke sannsynligheten for vannbårne sykdomsutbrudd». European Centre for Disease Prevention and Control har sagt at følgende vannbårne sykdommer vil bli påvirket av et endret klima fordi de er klimafølsomme, dvs. at de påvirkes av endret nedbørsmønster (Fonahn, 2014):

- Campylobakteriose
- Kolera
- Cryptosporidiose
- Giardiasis
- E. coli-enteritt
- Hepatitt A
- Salmonellose
- Shigellose
- Tyfoidfeber
- Yersinose

På grunn av økt nedbør og avrenning til overvannskildene er det allerede registrert en økning av NOM i norske drikkevannskilder. Denne trenden er forventet å bli verre gjennom de neste tiårene, og vil utgjøre en utfordring for norske renseanlegg. Et økt innhold av NOM vil føre til økt næringstilførsel til drikkevannsnettet med økt vekst av biofilm som resultat, om ikke dette problemet løses i vannbehandlingen.

På grunn av klimaendringer ser man en trend med økt lufttemperatur det siste århundre. Dette påvirker ferskvannskilder slik at vanntemperaturen økes. Gjennom sommermånedene vil man derfor kunne få økt temperatur på drikkevannet i ledningsnettet. Som man ser av kapittel 6.3 vil en økning av vanntemperatur føre til bedre vekstforhold for biofilm og mikroorganismer i ledningsnettet.

Dette er noen av de utfordringer vannverkene vil møte allerede nå og i løpet av de nærmeste tiårene som følge av en endring i det norske klimaet. Det er mye tilgjengelig litteratur på emnet klima og vannforsyning hvor man kan sette seg dypere inn i emnet. I EU prosjektet PREPARED (se <http://www.prepared-fp7.eu/>) er det også utført omfattende forskning på dette temaet, og en rekke rapporter er tilgjengelige for lesning.

4. Biofilm vs. belegg

Når man tar ut slamprøver fra ledningsnett, måler man ofte mengde organisk og uorganisk stoff. Det diskuteres om man skal sette et større fokus på å skille mellom slam som inneholder mye uorganisk materiale, slik som jern, mangan etc., og slam som inneholder mye organisk materiale, typisk tradisjonell biofilm. Man kan derfor snakke om to typer avsetninger/belegg i ledninger (Eikebrokk, 2015):

- Tradisjonell biofilm med stort innslag av organisk stoff (substrat) og mikroorganismer
- Belegg av metaller på ledningsvegg (uorganisk sedimentert materiale) som adsorberer organisk stoff og mikroorganismer

Utfelling av jern i rentvannet og/eller utlekking/korrosjon fra ledninger forårsaker sedimentering av jern og annet uorganisk materiale i ledningsnett. Dette danner et belegg på ledningsveggen som adsorberer mikroorganismer og organisk stoff. Over tid vil det anlegges biofilm på belegget og man vil kunne måle forhøyede verdier av ATP og kimtall. I slike belegg kan det forekomme store innslag av mikrobiologisk nærvær. Dette belegget vil bestå av store mengder uorganisk materiale, som kan resuspendes til vannmassen under mindre vannhastighetsøkninger (eller under endring av retning på vannstrømmen) på grunn av høyt partikkelinnhold. Et slikt belegg kan derfor, under visse omstendigheter og under vannhastighetsendringer,

lettere påvirke vannkvaliteten enn tradisjonell biofilm. En del rust har derimot vist seg å sitte svært godt selv om jernet er tilført fra oppstrøms korrosjon. Slik rust fjernes ikke nødvendigvis av økt vannhastighet.

Tradisjonell biofilm er det man gjerne anser som ekte biofilm, som blir dominert av organisk stoff og mikroorganismer/biomasse. Når man tar ut slam med opprinnelse i tradisjonell biofilm, vil slammet gjerne ha et høyt innhold av organisk materiale og kan ha høy mikrobiologisk aktivitet (høy ATP). På grunn av biofilmens sammensetning vil den ofte ha god heft til ledningsveggen. Gammel biofilm kan til tider løsne av seg selv og gå ut i vannmassen. Når man øker vannhastigheten under spyling, vil det normalt løsne noe biofilm fra ledningsveggen, men dette avhenger av spylehastighet, sammensetning av og alder på biofilmen, og heften mellom biofilmen og ledningsveggen (som påvirkes av materiale, ledningsalder, korrosjon, ruhet).

Altså, når vi tar ut slamprøver med høyt innhold av jern kan høye målinger av ATP/kimtall i samme prøver skyldes mikroorganismer i belegget (sedimenter), og trenger ikke bety at man har påvist tradisjonell biofilm på ledningsveggen. Målte ATP- og/eller kimtallsverdier trenger derfor ikke bety at det er en godt voksende biofilm i tradisjonell forstand i ledningen.

5. Sammensetningen av biofilm og slam i ledningsnett

Schwartz et al. (1998) studerte sammensetningen av biofilm på PVC, PE, kobber og stål i ulike deler av ledningsnett i Mainz. De fant at:

- Biofilm etablerte seg raskt på alle materialene, men med større tetthet på plastmaterialene enn metallene
- Bakterier av β - og γ -underklasser av *Proteobacteria* forekom oftest i biofilmen
- Ulike *Legionella*-typer, men ikke *Legionella pneumophila*, var vanlig forekommende i biofilmen
- Fekale streptokokker forekom sjelden i biofilmen
- Det var ingen signifikante forskjeller mellom sammensetningen av biofilmen om vannet ble tatt fra hovedledninger eller fra husinstallasjoner, forutsatt at materialet biofilmen vokste på var det samme

Gauthier et al. (1999) fant ut at sedimenter som ble fjernet ved en årlig rengjøring av høydebassengene i Nancy inneholdt 2-11 % TOC, 0,17-1,1 % N og den flyktige andelen av tørrstoffet (TS) utgjorde 5,9-28 %. Disse verdiene varierte betydelig, men var gjennomgående høyere enn i vannfasen. Kimtallet i sedimentene varierte fra $2,3 \cdot 10^7$ til $5,8 \cdot 10^8$ pr. gram TS, og det ble beregnet at biomasse utgjorde 1-12 % av det organiske materialet i sedimentene. Mikroskopi av slammet fra

høydebassenger oppstrøms i distribusjonssystemet inneholdt en rekke protozoer, som ciliater og nematoder, i tillegg til bakterier. Synlige organismer som hoppekreps forekom mer sjelden.

Efraimsen og Mohn (2001) fant at spyleslam i Oslo besto kun av ca. 20 % organisk materiale, og at jern dominerte den uorganiske fraksjonen, noe som indikerer høy grad av korrosjon i ledningsnett. Slammet her var sannsynligvis et sedimentert belegg av jern og annet uorganisk materiale som har tiltrukket seg organisk materiale og mikroorganismer, altså ikke en tradisjonell biofilm. Grunnen til at dette med stor sannsynlighet kan finnes i store deler av Oslo sitt ledningsnett er at ledningsnett består av mye støpejern (også ubeskyttet) som resulterer i mye korrosjon og utfelling av jern til sedimentene.

Analysen av spyleslam fra et PVC-rør nedstrøms støpejernsrør i Oslo viste at ca. 30 % av TS var flyktig, og at jern dominerte den uorganiske andelen (Hem, 2003). I avskrapet biofilm/slam i PVC-rør og PE-rør nedstrøms støpejernsrør fant Hem (2003) at ca. 30-35 % av TS var flyktig.

5.1. Effekt av endret vannbehandling på biofilm

Det ble i 2012 gjennomført kvalitative og kvantitative målinger av biofilmdannelse i råvann, filtrert vann, rentvann og nettvann i Osets forsyningsområde i Oslo (Hem et al., 2011).

Målet med biofilmmålingene var å undersøke og dokumentere effekten av den nye vannbehandlingen på Oset renseanlegg på biofilmdannelsen i ledningsnett, både kvantitativt og kvalitativt.

Målingene viste at biofilmdannelsen ble redusert med 95-99 % fra råvann til rentvann og nettvann, noe som var en vesentlig større reduksjon enn det endringen i vannets begroingspotensial skulle tilsi. Sistnevnte ble omtrent halvert fra råvann til rentvann. Biofilmdannelsen var noenlunde konstant utover på nettet.

Mengden muggsopp i biofilmen varierte fra overvekst i biofilm i råvann, til minimal eller ingen vekst i biofilm i filtrert vann, rentvann og nettvann. Dette indikerte med klarhet vannbehandlings effekt på vekst av muggsopp i biofilm.

Mengden av bakterier i biofilmen var vesentlig høyere i råvann enn i filtrert vann og rentvann, noe som er

i overensstemmelse med forskjellene i biofilmdannelsen. Mengden bakterier var spesielt lave i biofilm som vokste i rentvann fra Oset. *Presumptiv Pseudomonas*, *Presumptiv Aeromonas*, koliforme bakterier og *E. coli* ble påvist i biofilm fra råvann, men ikke i biofilm fra filtrert vann, rentvann eller nettvann. *Presumptiv Legionella* ble påvist i biofilm fra alle prøvepunktene med unntak av i rentvann fra Oset. *Presumptiv L. pneumophila* ble påvist i filtrert vann og nettvann, mens denne ikke kunne vurderes for råvann.

Reduksjonen i biofilmdannelsen ble altså målt å være vesentlig større enn endringen i vannets begroingspotensial skulle tilsi. Årsaken til denne vesentlig større effekt av vannbehandlingen bør være et tema for et mer grunnleggende studium av biofilmdannelsen i drikkevannsledninger.

6. Faktorer som påvirker biofilmdannelse

I nordlige deler av Europa, da spesielt i Norge, kan vannet ha et relativt høyt innhold av naturlig organisk materiale (NOM) målt som TOC, men samtidig ha lite tilgjengelig fosfor for biologisk vekst. Fosfor kan i slike tilfeller være den begrensende faktoren for biofilmdannelse i drikkevannsledninger (Miettinen et al., 1997, Sathasivan et al., 1997). På den annen side fant ikke Chandy og Angles (2001) noen forskjeller i verken biofilmdannelse eller protein- og karbohydratkonsentrasjoner i biofilm i kloraminert vann med henholdsvis $< 2 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ og $3 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$.

Rørmaterialet vil ha betydning for dannelsen av biofilm. Et moment som har betydning for dannelsen av biofilm er mikroorganismenes muligheter til heft på rørmaterialet, og i hvilken grad biofilmen vil bli revet løs pga. skjærkrefter forårsaket av vannhastigheten (Characklis, 1988). I et støpejernsrør med store rustknoller kan en forvente å finne tykkere biofilm enn i plastrør dersom en kun tar hensyn til heft og løsrivelse. Det er også målt mer biofilm på korrodert støpejern og stål enn på PVC, PE og nye sementbaserte materialer (Niquette et al., 2000). En viktig årsak kan være at bakteriene inne i rustknoller vil ha en god beskyttelse mot klor i vannet (LeChevallier et al., 1993), men også uten desinfeksjonsmidler i vannet er det målt høyere vekst på stål enn på polykarbonat (Camper et al., 1996). I rustknollene har også mikroorganismene god beskyttelse mot skjærkreftene fra vannet. I et kobberør vil det faktum at kobber kan være toksisk for mikroorganismene kunne gi redusert biofilmdannelse på ledningsveggen (LeChevallier og McFeters, 1985; Hem, 2001). Percival et al. (1998) fant noe høyere verdier av kimtall på rustfritt stål 304 enn på rustfritt stål 316 (også kalt molybdenstål eller syrefast stål), men det ble ikke målt noen tilsvarende forskjell med hensyn på biomasse. Ollos et al. (1998) målte høyere kimtall på bløtt stål enn på rustfritt stål 304.

Lehtola et al. (2006) fant at biofilmdannelsen økte med økende vannhastighet i rørene, og forklarte dette med at den økte vannhastigheten økte turbulensen i rørene og

dermed massetransport av biologisk nedbrytbart organisk materiale (næringsstoff) til biofilmen.

Ollos et al. (1998) fant at uten desinfeksjonsrest i ledningsnett vil biofilmdannelsen være begrenset av diffusjon av BOM inn til biofilmen. At diffusjon av det begrensende substratet eller oksidasjonsmiddelet er begrensende for biofilmdannelse er i overensstemmelse med erfaringer fra biologisk rensing av avløpsvann (Hem, 1991).

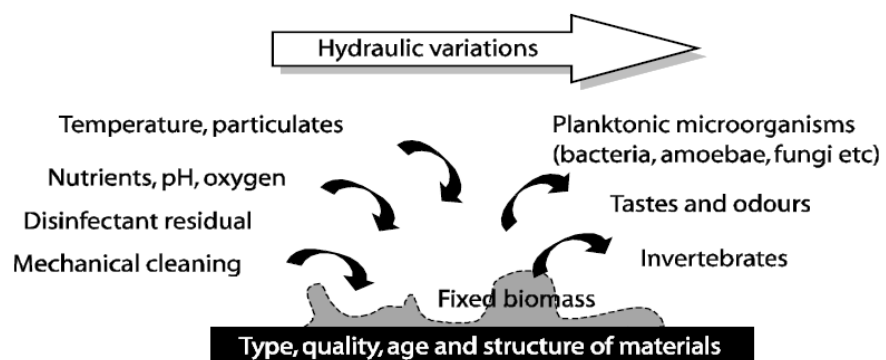
Mikroorganismer kan finne veien inn i ledningsnett via hull i ledningsnett (kun når nettet er trykkløst eller i undertrykk), via feil påkoblinger (man kobler på rør til drikkevannsnett ved feil og pumper inn), eller gjennom renseanlegget på grunn av mangel på god nok rensing eller under gjennombrudd i filtrene.

Mesteparten av mikroorganismene kan ikke multipliseres utenfor deres vert. Opportunistiske bakterier kan derimot gjøre dette, og kan derfor multipliseres i ledningsnett (Sægvog et al., 2006). Når opportunistiske bakterier får etablert seg i biofilmer har de et godt grunnlag for beskyttelse og videre vekst.

Begroingen av biofilmer (og mikrobiologisk vekst i biofilmen) vil avhenge av en rekke ulike faktorer (Norton, 1999):

- Temperatur på råvannet og drikkevannet
- Type vannbehandling
- Rest av desinfeksjonsmiddel (klor, kloramin)
- Begroingspotensialet målt som AOC eller BDOC (tilgang på næringsstoff)
- Ledningsnettets utforming og drift, herunder materialer, vannhastigheter/hydraulikk (også variasjonen i de hydrauliske forholdene) og oppholdstider
- Korrosjon og sedimenter
- Sammensetningen av det mikrobielle samfunnet

Figur 1. Faktorer som påvirker biofilmvekst og mikrobiologisk vekst i ledningsnett (Ainsworth, 2004)



6.1. Tilgang på næringsstoffer

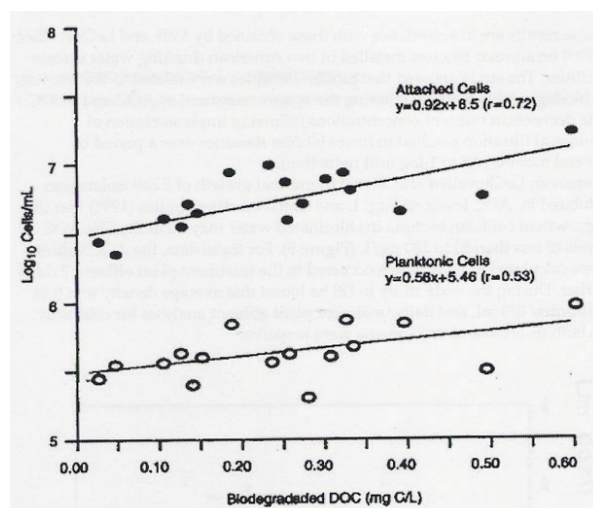
Hvilke næringsstoffer som er tilstede, og mengden av disse, er viktig for tilstanden i en biofilm og den mikrobiologiske veksten i den. En generell regel er at heterotrofe bakterier har behov for næringsstoffene karbon, nitrogen og fosfor i forholdet 100:10:1 for å opprettholde effektiv vekst i en biofilm. I mesteparten av drikkevannssystemene som er undersøkt er organisk karbon den begrensende faktoren for mikrobiologisk vekst (Wricke et al., 2007). Undersøkelser har vist at det er en sammenheng mellom konsentrasjonen av organisk materiale i vannet og biomasse i ledningsnett (Rubulis et al., 2007). En studie utført av Volk og LeChevallier (1999) viste at mengden av biofilmer var relatert til mengden av biodegraderbart materiale (målt som AOC og BDOC) tilført ledningsnett.

Av den totale mengden tilgjengelig organisk karbon (TOC) i et ledningsnett utgjør normalt:

- AOC fra 0,1 til 9 % (van der Kooij, 1990)
- BDOC fra 10 til 30 % (Joret et al., 1991)

Både AOC og BDOC minker med økt oppholdstid på vannet fordi det konsumeres av mikroorganismer som næringsstoff, om det ikke tilføres organisk tilgjengelig stoff fra biofilmer eller materialer i ledningsnett. Det er funnet en log-lineær sammenheng mellom tettheten av bakterier i ledninger (i biofilm eller suspendert i vannmassen) og mengde BDOC i drikkevannet (Rubulis et al., 2007). Denne sammenhengen kan sees i Figur 2.

Figur 2. Log lineær sammenheng mellom konsentrasjonen av celler på biofilm og suspendert i vannet (planktonisk), og BDOC konsentrasjonen i drikkevannet (Rubulis et al., 2007)



I Nederland er det observert at det er lite eller ingen biofilmdannelse når vannet inneholder < 10-15 µg AOC/l, og vannet betegnes da som biologisk stabilt (van der Kooij et al, 1982, van der Kooij, 1992). Vekst av heterotrofe bakterier kan bli hemmet når vannet inneholder < 50 µg AOC/l (van der Kooij, 1987, 1992, van der Kooij og Hijnen, 1985). Boe-Hansen et al. (2002) har på den annen side påvist vekst ved < 5 µg AOC/l. Det er rapportert at *E. coli* behøver minst 50 µg AOC/l for å vokse (LeChevallier et al., 1991). Tilsvarende vurderinger er gjort med hensyn på vannets innhold av BDOC (Servais et al., 1995, Niquette et al., 2001), og det er gjennom målinger av BDOC på rentvann ut fra behandlingsanlegg og ute i distribusjonsnett beregnet at det er lite eller ingen biofilmdannelse når vannet inneholder < 0,15-0,25 mg BDOC/l.

Andre studier har også eksperimentert med å finne verdier av BDOC og AOC som en øvre grense for å oppnå biologisk stabilt vann som ikke fremmer mikrobiologisk vekst. For BDOC varierer disse verdiene mellom 0,15-0,3 mg/l. For AOC varierer verdiene mellom 0,01-0,1 mg/l. Det anbefales at man måler mengden BDOC og AOC i drikkevann fordi de gir supplerende informasjon. Hvis man måler kun BDOC kan det føre til en overestimering av den biologiske stabiliteten på drikkevannet. Ved å måle kun AOC kan man få en underestimering på den biologiske stabiliteten (Rubulis et al., 2007).

6.2. Vanntemperatur

Temperaturen på drikkevannet er i tillegg til næringsstoffer en annen viktig parameter for vekstprosessene i ledningsnett. En vanntemperatur på over 15 °C vil drastisk forbedre forholdene for mikrobiologisk vekst. En rekke analyser og eksperimenter har vist at mesteparten av koliforme hendelser har skjedd ved vanntemperaturer over 15 °C. Det er også blitt påvist at ved lave temperaturer kan mikroorganismene bli vasket ut av ledningsnett før noen omfattende vekst kan oppnås. Veksten

av *E. coli* og andre koliforme bakterier skjer normalt i vanntemperaturer mellom 5 °C og 45 °C. Når temperaturen er under 20 °C er det funnet at veksten av *E. coli* går sakte. Det er også funnet at nærværet av koliforme bakterier i ledningsnettene er større om sommeren når vanntemperaturen er høy, og at koliforme bakterier ikke forekommer i ledningene i vintermånedene (Rubulis et al., 2007).

6.3. Hydraulikk

Hydraulikk påvirker oppsamling og fordeling av partikler og sedimenter i ledningsnett, samt avriving av biofilm. Sedimenter og partikler kan fungere som beskyttelse for mikroorganismer, og består gjerne av næringsstoffer, korrosjonsprodukter, biofilm og annet uorganisk materiale. Wricke et al. (2007) sier at den generelle oppfatningen er at høyere vannhastigheter fører til en større fluks av næringsstoffer ut i ledningsnett som legger til rette for vekst av biofilm og mikroorganismer. På den andre side så fører økte vannhastigheter også til større skjærkrefter og økt avriving av biofilm fra ledningsveggene, noe som kan redusere biomassen i biofilmen i disse områdene, men samtidig øke mikrobiologisk nærvær i vannmassene. Rask endring av vannhastighet og endring av retning på vannstrømmen bidrar også til å resuspendere sedimenter og rive av biomasse fra ledningsvegger, og bidrar til økt bakteriologisk konsentrasjon i drikkevannet.

Høye vannhastigheter kan dermed bidra til å (Rubulis et al., 2007):

- redusere beskyttelsen til bakterier i biofilmen via avriving av biofilm
- redusere akkumulering av sedimenter i ledningene
- minimalisere innkapsling av næringsstoffer i biofilmen
- minimalisere beskyttelsen mot restklor i biofilmen

En minimalisering av innkapsling av næringsstoffer i biofilmen vil føre til en økt fluks av disse gjennom ledningsnett og dermed øke grunnlaget for vekst av bakterier andre steder i nettet.

Opheim et al. (1988) fant at det bakterielle nivået i et eksperimentelt ledningssystem økte tifoldig når vannstrømmen ble startet og stoppet. En konstant høy

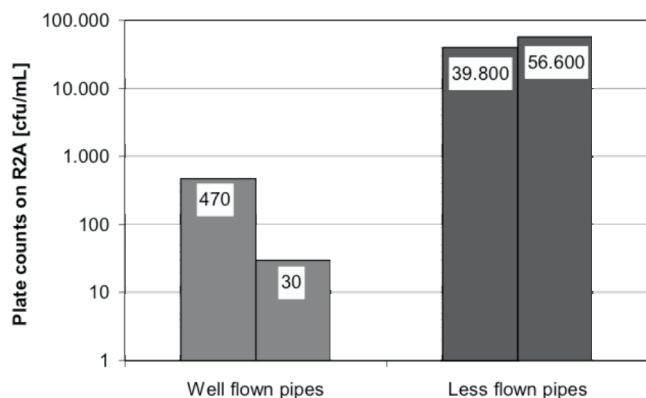
vannhastighet (uten endring) vil derimot etterhvert bidra til en veletablert og stabil biofilm som avgir lite bakterier til drikkevannet. Middels til store vannhastigheter kan derfor være med på å skape en sterkere og mer motstandsdyktig biofilm i ledningsnett.

For å forhindre sterke og levedyktige biofilmer er det nyttig å innarbeide gode rutiner for rengjøring og spyling av ledningsnett. Rengjøring av ledningsnett vil være med på å fjerne sedimenter som fungerer som oppholdssted for mikroorganismer og er et vekststed for biofilm, samtidig som man vil rive av og fjerne eksisterende biofilm fra ledningsnett. Man må derimot være obs på at en for lav hastighet ved spyling kan ha motsatt effekt enn ønsket, ved at biofilm ikke rives av, men istedenfor forsterkes grunnet økt tilgang på næringsstoffer.

Tester med stagnering av vann utført på ledninger med tidligere god strømming og lite eller sjelden strømming viser klart forskjellige resultater, se Tabell 2 og Figur 3.

Tabell 2. Hydraulikkens innflytelse på biofilmens utvikling (Rubulis et al., 2007)

Beskrivelse av test	Resultat	Forklaring
Tre uker med stagnert vann i ledning med tidligere god strømming.	Ingen signifikante endringer av bakteriologiske parametere i biofilm.	Godt utviklet biofilm grunnet god tilgang på næringsstoffer -> stabile mikrobiologiske forhold.
Stagnering av vann i ledning med tidligere lite eller sjelden strømming, gjerne endedledninger.	Signifikant mikrobiologisk vekst i biofilm som følge av endringen. Veksten var mye større enn i ledninger med tidligere god strømming.	Lite utviklet biofilm grunnet lite tilgang til næringsstoffer -> ingen stabile mikrobiologiske forhold. Endringer i hydraulikken påvirker derfor biofilmen.



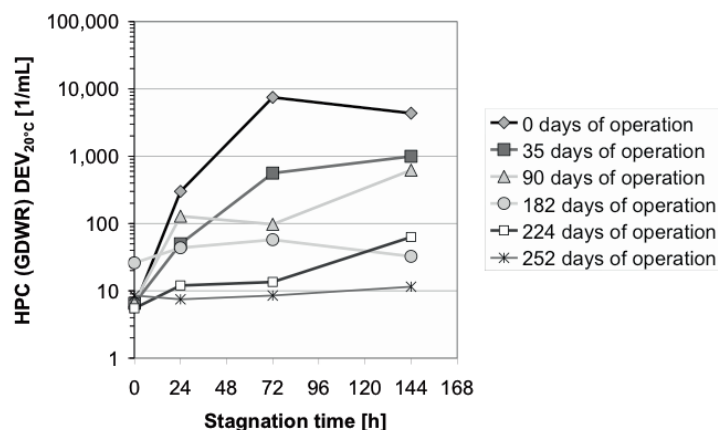
Figur 3. Målte kimtall/HPC (Heterotrophic Plate Counts) tall etter stagnering, også kalt R2A, i ledninger med tidligere god og lite/sjelden strømning (Rubulis et al., 2007)

Resultatene viser derfor at ledninger som fra før av sannsynligvis ikke har en veletablert biofilm vil få økt mikrobiologisk vekst hvis vannet stagneres for en periode. Årsaken kan sees i at slike ledninger har en lavere og mer ustabil tilføring av næringsstoffer og at den mikrobiologiske prosessen derfor lett påvirkes når vannet stagneres og forutsetningene endres. Ledninger med en allerede velutviklet og stabil biofilm grunnet god tilførsel av næringsstoffer over tid, vil i større grad tåle endringer i hydraulikken uten å gi nevneverdig økt mikrobiologisk vekst. Naturlig vekst vil oppstå, men man vil ikke få en betraktelig økning i veksten slik som hos ledninger med tidligere dårlig vannstrømning. Grunnen til dette ligger i at biofilmen har fått god tilførsel på næringsstoffer over tid slik at den har bygget seg sterk og stabil. Siden den er stabil, vil den ikke i samme grad bli påvirket av endrede eksterne forhold.

Biofilmer med stabile mikrobiologiske forhold forårsaket av god vannføring over tid, er mindre utsatt for mikrobiologisk vekst etter stagnering av vannføringen, enn biofilmer med ustabile mikrobiologiske forhold som følge av dårlig eller sjelden vannføring over tid.

En annen viktig faktor for mengde vekst i biofilmen etter stagnering, er hvor lenge man har hatt stabil og god

vannstrømning i ledning forut for stagneringen. Figur 4 viser hvordan en økt varighet på strømning i ledningen før stagnering av drikkevannet reduserer den mikrobiologiske veksten under stagnering. Grafene representerer ulike lengder av god strømning før stagnering av vannet innføres. Man kan også se at veksten flater ut eller reduseres for noen av grafene når stagneringstiden har overgått 72 timer. Man kan derfor konkludere med at ved korte driftstider med hensyn på god strømning i ledningene, kombinert med stagnering, er det de hydrauliske forholdene på ledningsnettet som vil føre til mest mikrobiologisk vekst og ustabilitet i biofilmer i ledningsnettet. Om man får vekslende forhold over tid, mellom kort driftstid (god vannføring) og stagnering, vil dette kunne føre til perioder med omfattende vekst og mikrobiologisk aktivitet i biofilmer med etterfølgende mikrobiologisk utslipp til vannmassene.



Figur 4. Vekst i ledninger med stagnert vannføring, med ulike lengde driftstid før stagneringen (Rubulis et al., 2007).

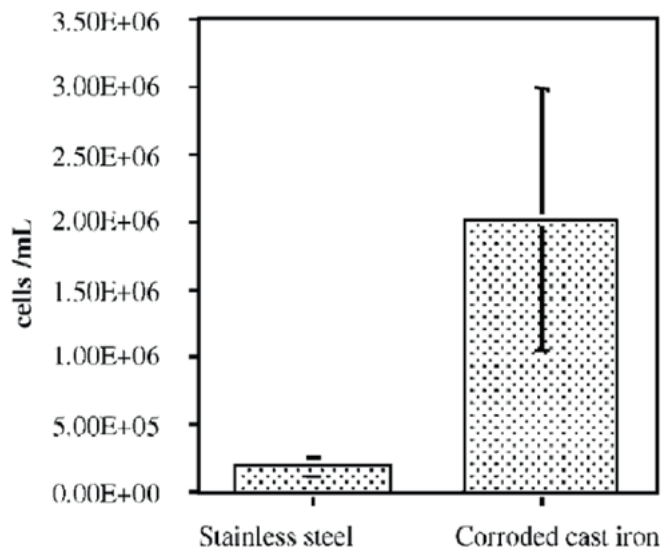
Vekslende forhold over tid mellom kort driftstid (god vannføring) og stagnering av vannføringen vil kunne føre til omfattende mikrobiologisk vekst grunnet ustabile forhold i biofilmen og tidvis god tilgang på næringsstoffer.

6.4. Korrosjon

Som man kan se av Figur 5, så er mikrobiologisk produksjon funnet å være mye høyere i ledninger med høy korrosjon (korroderte støpejernsledninger) enn i

ledninger uten korrosjon (rustfritt stål). Det er derfor en kobling mellom mikrobiologisk vekst og korrosjon i ledningsnettet. Den økte bakterieproduksjonen på korroderte ledninger er sannsynligvis forårsaket av økt

beskyttelse for bakteriene i korrosjonsproduktene, god heft (ruhet) for biofilmen og gode vilkår for samling av næringsstoffer og vekst i rustknollene.



Figur 5. Bakterieproduksjon (gitt i målte celler per ml vann) i ledninger av rustfritt stål og korrodert støpejern (Batte et al., 2004).

Det er rapportert at korrosjonsprodukter har bidratt til økt vekst av *E. coli* (Wricke et al., 2007). Kultiveringsgraden av *E. coli* i drikkevann er påvist å kunne bli opprettholdt i 550 timer under nærvær av jern-oksihydroksid (goethite/rust). Dette viser viktigheten av å begrense korrosjon ved å redusere vannets korrosivitet. En reduksjon av vannets korrosivitet vil redusere potensialet for biofilmvekst på korrosjonsprodukter/rustknoller da disse fungerer som beskyttelse mot restklor i ledningsnett (aktuelt der restklor benyttes) og mot vannhastighetsendringer.

7. Begroing på ulike ledningsmaterialer

Bestemmelse av potensialet for biofilmbegroing i ledningsnett har gjerne vært knyttet til bestemmelse av kvaliteten på det drikkevannet som leveres fra vannbehandlingsanlegget. Ledningsmateriale er derimot også en viktig faktor for biofilmvekst. Rørmaterialer av plast, eller plastmaterialer som benyttes for innvendig beskyttelse av jernrør, kan inneholde biologisk nedbrytbart organisk materiale (van der Kooij et al., 1982, van der Kooij et al., 1999) som vil kunne påvirke begroingspotensialet i ledningsnettet. Det er derfor viktig å ha kontroll over tilførsel av biologisk nedbrytbart organisk materiale til vannet fra materialene vannet er i kontakt med.

Ledningsmaterialets egenskaper og karakter spiller en viktig rolle i utviklingen av biofilm og dens sammensetning. Gjennom materialets ruhet, fuktbarhet, heftende egenskaper etc. påvirker de ulike materialer heftingseffektiviteten til biofilmen og kan bidra som kilde til næringsstoffer/substrat og andre vekstfaktorer (Wricke et al., 2007).

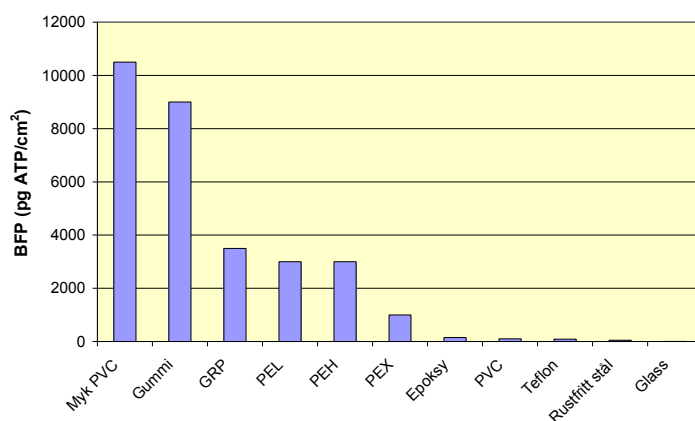
Høy ruhet på ledningene øker sannsynligheten for store og tykke biofilmer fordi de setter seg lettere jo større ruheten er. Høy ruhet øker også veggarealet tilgjengelig for vekst og reduserer vannets evne til å rive av eksisterende biofilm. En jevn og glatt overflate (som plastledninger) gir en tynnere biofilm og dermed mindre vekst. Det vil derfor være sannsynlig at vekst av biofilm er liten i nye plastledninger, og stor i ubeskyttede støpejernsledninger, så lenge de andre parameterne viktig for vekst er tilstede.

LeChevallier (1999) observerte at den mikrobiologiske sammensetningen av biofilm på rør av jern og PVC var svært forskjellig, uten at det var mulig å konkludere med at det ene rørmaterialet var gunstigere enn det andre.

Det har vært observert økt begroing av ikke-patogene mikroorganismer i rør der organiske herdere har vært benyttet (AWWA, 1987). Schoenen (1989) studerte mikrobiologisk vekst på ulike materialer som hadde blitt senket ned i vannreservoarer, og på stålplater med ulike belegg som ble senket ned i reservoarene, hvor man fant en økt bakterievekst på organiske belegg i forhold til på belegg av sementmørtel. Van der Kooij and Veenendaal (1993) målte 1000 ganger høyere vekst av *Legionella* på gummi sammenlignet med et inert materiale (glass). Det ble påvist at bakterieveksten i basseng med epoksybelegg ble redusert over tid, men vekst ble fortsatt registrert i 10 år etter at belegget hadde blitt påført. Van der Kooij et al. (1999) viste derimot at potensialet for dannelse av biofilm på epoksybelegg ikke skiller seg vesentlig fra andre organiske belegg og

rørmaterialer, noe som langt på vei bekreftes av Eggen og Steinsmo (1995).

Det er utført undersøkelser som viser at det er betydelig høyere potensial for dannelse av biofilm på syntetiske materialer enn på glass (van der Kooij et al., 1999). Dette ble påvist i «batch tester» med filtrat fra langsomsandfiltre som testvann. Veksten på rustfritt stål ble påvist å være høyere enn på glass, men lavere enn på de syntetiske materialene. Det var en betydelig variasjon mellom de ulike materialene, noe som fremgår av Figur 6 som viser potensialet for biofilmdannelse (biofilm formation potential – BFP – målt som ATP per areal) for de ulike materialene.



Figur 6. Potensiale for begroing/biofilm (målt ATP per cm²) på ulike materialer (van der Kooij et al., 1999). Myk PVC og glass var henholdsvis positiv og negativ referanse.

Gummi, glassfiberarmert polyester og polyetylen hadde størst potensial for biofilmdannelse av materialene som er relevante for et ledningsnett for drikkevann. At utlekking fra gummi kan være en kilde for uakseptabel høy biologisk vekst er også påvist av Anon (1981). Pakninger av gummi i ledningsnett kan derfor være store kilder til mikrobiologisk aktivitet.

Forskjellen mellom biofilmvekst på rustfritt stål og (hard) PVC påvist av van der Kooij et al. (1999) var ikke så stor, noe som er i overensstemmelse med resultater fra måling av biofilmvekst på rør av jern og PVC (LeChevallier, 1999). Schwartz et al. (1998) målte mer biofilmvekst på stål enn på kobber, og mer vekst på PVC og HDPE enn på stål.

Det er gjennomført målinger av biofilmdannelsen på rør av bl.a. PEX og PVC som viser at det er en forhøyet biofilmdannelse på disse materialene i forhold til

veksten på glass den første måneden etter at rørene er tatt i bruk, men at denne effekten avtar over tid (Hem og Skjevrak, 2002). Dette kan tyde på at utlekkingen av stoffer som gir økt mikrobiologisk aktivitet er kortvarig. Bidraget fra rørmateriale til biofilmdannelsen kan også skyldes stoffer avsatt i rørene under produksjonen, og som lett lar seg vaske ut ved gjennomskylling av rørene, men dette er det ikke utført noen nærmere undersøkelser av.

Det er gjennomført målinger som viser at når vannets innhold av lett nedbrytbart organisk materiale i utgangspunktet er for lavt til å kunne gi vekst av biofilm, danner det seg likevel en film på noen ikke-metalliske rørmaterialer (van der Kooij et al., 1999). Dette betyr imidlertid ikke nødvendigvis at utlekking fra rørmaterialene er den viktigste årsaken til dannelse av biofilm i norske vannverk, fordi en ofte har et begroingspotensial i vannet som er så høyt at en vil få biofilmdannelse også på rørmaterialer som ikke lekker organisk materiale.

8. Slam i ledningsnett som vekstmedium for mikroorganismer

Tilstedeværelsen av mikroorganismer i biofilm, i tuberkler (korrosjonsprodukter) av jern og i sedimenter viser at mikroorganismer kan overleve og vokse. Et grunnlag for denne veksten er utvilsomt tilstedeværelsen av BOM (biologisk nedbrytbart organisk materiale) i vannet. I hvilken grad biofilm og slam utgjør et reservoar av substrat for mikrobiologisk vekst er uklart, men dersom BOM fjernes fra vannet, vil dette reservoaret uansett være av temporær karakter.

I hvilken grad slam i ledningsnett er egnet som substrat for indikatororganismer, patogene mikroorganismer og opportunistisk patogene mikroorganismer er i liten grad kartlagt, men LeChevallier et al. (1987) fant at koliforme bakterier i hovedsak ble påvist i tuberkler og i liten grad i sedimenter, noe som tilsier at sammensetningen av slammet har betydning for sammensetning og mengde av biomasse.

Patogener kan frigis fra sedimenter eller biofilmer under reparasjoner i ledningsnett, under rengjøring eller når det skjer endringer i vannhastighet eller strømningsretning for vannet (for eksempel ved ledningsbrudd). Det finnes kun et fåtall av patogener som kan multipliseres og vokse i ledningsnett, og da kun under spesifikke fordelaktige forhold slik som ved varmt vann og god tilgang på næringsstoffer (Wricke et al., 2007).

Virus og protozoa-parasitter har, i motsetning til opportunistiske bakterier, behov for en vert i form av menneske eller dyr for å kunne multipliseres. Hvis de kommer seg inn i ledningsnett, kan de kun overleve i en begrenset tidsperiode. Konsentrasjonen av levende parasitter blir derfor fortennet i avstand fra inngangspunkt. Under biofilmers og sedimenter beskyttelse, hvor de har beskyttelse fra biologiske, fysiske, kjemiske og hydrauliske påkjenninger og endringer, kan disse patogener derimot overleve i lengre perioder. Hvis patogener overlever i biofilmer og i sedimenter, kan de ved løsrivelse og resuspensjon nå forbrukerne av drikkevannet (Wricke et al., 2007).

Sedimenter består av mineralske partikler, organisk materiale og død eller levende biomasse. Den mikrobiologiske massen representerer normalt 1-12 % av det organiske materialet. Suspenderte sedimenter og partikler kan bære bakterier utover i ledningsnett. En undersøkelse i tre Canadiske ledningsnett viser at tettheten av sedimenter varierer fra 0.01 til 40 g/m². Den samme undersøkelsen viste at tettheten til sedimenter funnet to ulike steder i samme ledning kan variere fra hverandre med en faktor på opp til 10. Undersøkelsen fant også at mesteparten av de bakteriene som kan kultiveres ble funnet i sedimenter isteden-

for i biofilmer, når tettheten av sedimentene var over 1 g/m². Hvis sedimentene hadde en tetthet større enn 10 g/m², ville mer enn 80 % av bakteriene i ledningsnett være lokalisert i disse (Wricke et al., 2007).

Man kan derfor konkludere med at miljøet innad i løse sedimenter er fordelaktige for overlevelsen av patogener og opportunistiske bakterier, og at tettheten av sedimenter er viktig for mengde bakterier. Dette understreker igjen viktigheten av å fjerne sedimenter fra ledningsnett ved hjelp av rengjøringsmetoder, deriblant spyling med høy nok hastighet utført under kontrollerte forhold.

Høy tetthet av sedimenter fører til høyt nærvær av mikroorganismer i et ledningsnett. Ved høy tetthet av sedimenter kan mesteparten av bakterier finnes i disse framfor i biofilmer. Fjerning av sedimenter fra ledningsnett ved rengjøring er derfor svært viktig.

Lehtola et al. (2007) undersøkte overlevelsen av fekale indikatorer og patogene bakterier og virus i biofilmer eksperimentalt infisert med *E. coli*, *L. pneumophila*, *Mycobacterium avium* og *canine calcivirus* (som en surrogat for *Norovirus*). Resultatene viste at patogene bakterier og virus som kommer inn i ledningsnett kan overleve i biofilmer i opptil flere uker, selv under forhold med turbulent vannstrømning med høye skjækrefter. De kan derfor over lengre tid representere en helsetrussel. Samtidig registrerte man at *E. coli* hadde en overlevelse begrenset til noen dager i vannet og i biofilmer, og vil derfor være en dårlig indikator for visse typer patogener med lang overlevelse. Studien viste også at standard kultiveringsmetoder kan drastisk underestimere bakterietall i drikkevannet og i biofilmer.

9. Egenskaper ved gammel og ny biofilm

Vekst av biofilm skjer gjerne i tre faser:

- lag-fase eller en innledende fase
- eksponentiell vekstfase
- en fase der en har både vekst og avskalling av biofilm

Den eksponentielle vekstfasen er rapportert å skje innen 7-15 uker (Hem, 2001; Batté et al., 2003). Biofilmer, både i drikkevannsledninger og i andre sammenhenger, vil på sikt nå en steady-state-situasjon der mengden biomasse som produseres balanseres av at en del biofilm skaller av. Wingender og Flemming (2004) rapporterte at de nådde denne steady-state-fasen etter 12-18 måneder. Det vil trolig variere i meget stor grad når man når dette platóet. Avskallingen skjer gjerne ujevnt, slik at mengden biomasse vil variere i betydelig grad over tid.

Batté et al. (2003) studerte endringer i biofilmer i den eksponentielle vekstfasen fra 9 til 15 uker. De fant blant annet at den kjemiske sammensetningen ble endret på den måten at mengden karbohydrater pr. cm² økte noenlunde proporsjonalt med mengden heterotrofe bakterier, mens mengden aminosyrer pr. cm² var tilnærmet konstant. De konkluderte for øvrig med at det meste av karbohydratene var ekstracellulært, og at produksjonen av polysakkarider som utgjør bindemiddelet i biofilmen økte med mengden bakterier. Endringene i den kjemiske sammensetningen tilsa en endring i struktur, og den økte mengden polysakkarider tilsa at biofilmen ble tykkere.

Martiny et al. (2003) studerte utviklingen av biofilm over en tre-års-periode. I en relativt ung biofilm, dvs. fra 0-3 måneder, var i snitt 41 % av arealet dekket av biofilm med en midlere tykkelse på 4,6 µm. I en relativt gammel biofilm, dvs. fra 1,5 - 3 år, var i snitt 76 % av arealet dekket av biofilm med en midlere tykkelse på 14,1 µm. DNA-analyser indikerte en større diversitet i relativt gammel biofilm enn i relativt ung biofilm.

10. Hvilken effekt kloreringspraksis har for biofilmdannelse

Fritt klor i vannet kan hindre etablering av biofilm, men det er rapportert svært forskjellige verdier for hvor høyt innholdet av fritt klor må være. Lund og Ormerod (1995) erfarte at 0,05 mg fritt klor/l var tilstrekkelig, mens Hem (2007) erfarte at med 0,2-0,3 mg fritt klor/l vokste det tilnærmet ingen biofilm, mens det ved 0,05 mg fritt klor/l vokste biofilm. Camper (2004) fant at ved 0,15-0,2 mg fritt klor/l var det mindre biofilm enn uten klor, men den maksimale veksthastigheten var høyere der vannet var klorert. Det sistnevnte kan skyldes at klor oksiderer NOM og danner mer lett biologisk nedbrytbart organisk materiale (Hem og Charnock, 1999). Berry et al. (2006) fant en større motstandsdyktighet mot klor i heterogene biofilmer med mange arter enn i homogene biofilmer, noe som kan være en del av forklaringen på de varierende resultatene med vekst ved ulike klordoser som er beskrevet over. Effekten klordosen har på biofilmdannelsen i et ledningsnett kan dessuten variere med rørmaterialet fordi dekomponeringen av fritt og bundet klor er større i kobberør, galvaniserte stålrør og duktile støpejernsrør uten foring enn i plastrør og duktile støpejernsrør med foring (Lehtola et al., 2005, Mutioli et al., 2007).

I de fleste land blir drikkevannet distribuert med en klorrest til stede i vannet for å holde det biologisk stabilt utover i ledningsnettet, og hindre vekst i biofilmer. I noen land blir derimot vannet distribuert suksessfullt uten restklor, slik som i Norge, Nederland, Tyskland, Sveits og Frankrike. I disse landene strebes det etter å oppnå biostabilt vann ut fra vannbehandlingsanleggene slik at vekst på ledningsnettet, ikke skal oppstå. Når man ikke har noen klorrest på ledningsnettet er det viktig at også tilførselen av næringsstoffer til ledningsnettet minimeres. I land som Storbritannia og USA brukes høye konsentrasjoner av klorrest i drikkevannet for å redusere potensialet for mikrobiologisk aktivitet i ledningsnettet. For å holde forekomsten av koliforme bakterier lav, har det hjulpet å distribuere vannet med restklormengder på 0,05 til 0,5 mg/l. Undersøkelser har vist at de fleste av koliforme hendelser i ledningsnettene har forekommet i vann med fritt restklor under konsentrasjoner på 0,1 mg/l (Rubulis et al., 2007). Derimot så vil ikke høye doser av fri klor, slik som 0,6-12 mg/l, være akseptabelt på grunn av faren for dannelse av bi-produkter. Mange vannverk har derfor istedenfor valgt å bruke monokloramin (NH_2Cl) som restklor i ledningsnettet. Monokloramin har evne til å opprettholde konsentrasjonen lengre enn fri klor, og har bedre penetrasjonsevner innover i biofilmer. Monokloramin er derimot mindre effektiv enn fri klor til å kontrollere brå og plutselige forurensninger.

Det er gjennomført flere undersøkelser av effekten på biofilm eller på enkelte bakterietyper ved å endre

kloreringspraksis fra klordosering til kloramindosering. Det er vist at kloramin reduserte både kimtallet og innholdet av *E. coli* i biofilm (Momba et al., 1999). En betydelig lavere forekomst av *Legionella* ble påvist både i distribusjonsnettet og i varmtvannssystemer i vannverk med kloramindosering sammenlignet med vannverk med klordosering (Pryor et al, 2004, Flannery et al., 2006).

LeChevallier et al. (1988) studerte inaktivering av *Klebsiella pneumoniae* i biofilm og i vannmassene med klor og kloramin. De fant at nødvendig Ct-verdi var 0,1 $\text{mg} \cdot \text{min/l}$ for klor og 30 $\text{mg} \cdot \text{min/l}$ for monokloramin i vannmassene, mot 15 $\text{mg} \cdot \text{min/l}$ for klor og 60 $\text{mg} \cdot \text{min/l}$ for monokloramin i biofilm. De viste dermed at effekten av biofilmen på bakterienes motstandsdyktighet er vesentlig større med klor som desinfeksjonsmiddel enn med kloramin. På den annen side er det påvist mikrobiologisk vekst i biofilm ved både 0,2 mg fritt Cl_2/l og 1 mg monokloramin/l (Momba et al., 1998). Williams og Braun-Howland (2003) påviste både *E. coli* og *Legionella pneumophila* i biofilm etter 2 ukers eksponering til vann med enten 0,2 mg fritt Cl_2/l eller 4 mg monokloramin/l. Selv om monokloramin kan redusere problemer med biofilmdannelse og mikrobiologisk vekst i biofilmer i distribusjonsnettet, er det derfor ikke gitt at en endret desinfeksjonspraksis løser problemet helt. Det er påvist at biofilmsamfunnet tilpasser seg en endring i kloreringspraksis, og at denne endringen gjør at biofilmen kan vokse også etter en overgang fra klordosering til kloramindosering (Williams et al., 2005).

En biofilms effekt på bakterienes motstandsdyktighet er vesentlig større med klor som desinfeksjonsmiddel enn med kloramin.

Når kloramin dekomponeres frigjøres ammonium. Dette gjør at det kan vokse nitrifiserende bakterier i biofilmer i distribusjonsnettet (Lipponen et al., 2002). Regan et al. (2003) påviste ammoniumoksidende bakterier av typen *Nitrosomonas* og nitrittoksidende bakterier av typen *Nitrospira* i de fleste av vannprøvene tatt i flere vannverk som bruker kloramin til desinfeksjon.

En felles forståelse er at klor har en begrenset effekt på bakterier i biofilmer og sedimenter sammenlignet med bakterier i drikkevannet. Det har derimot blitt påvist at en brå reduksjon av klorkonsentrasjon har ført til økte bakterietall i biofilmer. Hvis klorkonsentrasjonene varierer og endrer seg mye, vil en stabilisering av biofilmen bli hindret, noe som kan føre til økt vekst og kontinuerlig frigivelse av bakterier til drikkevannet. Stabile forhold med hensyn på klorkonsentrasjoner, vannhastighet, vanntemperatur og næringsstoffer vil

skape en stabil biofilm som vil frigi lite bakterier til vannet, men være motstandsdyktig i seg selv. Slike stabile tilstander er ofte å finne i fjerne deler av ledningsnett, gjerne i utkantstrøk eller i små nabolag hvor klorrester ikke er tilstede, eller er lav og konstant (Rubulis et al., 2007).

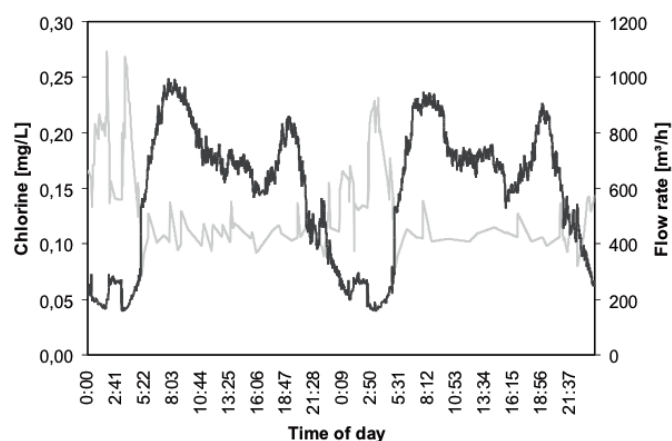
En studie av LeChevallier et al. (1996) viste at det var noe forskjell mellom vann som inneholdt fritt restklor og vann som brukte kloramin med hensyn på innhold av koliforme bakterier. Ved bruk av fri klor kunne man finne koliforme i 0.97 % av 33 196 prøver. Ved bruk av kloramin kunne man finne koliforme i 0.51 % av 35 159 prøver. Den gjennomsnittlige tettheten av koliforme bakterier var 35 ganger høyere i vann med fritt klor enn i vann med kloramin (0.60 CFU/100 ml for vann med fritt klor, 0.017 CFU/100 ml for vann med kloramin). Det faktum at forskjellige desinfeksjonsmiddel kan reagere ulikt i kontakt med biofilmer kan relateres til deres ulike mekanismer. Fritt klor er kjent for å reagere med naturlig organisk materiale (NOM) for så å danne trihalometaner (Rook, 1974). Kloraminer danner ikke slike produkter i samme grad.

Monokloramin er mindre reaktivt enn underklorisyring og hypoklorittion, noe som medfører at monokloramin er et mindre effektivt desinfeksjonsmiddel. Mindre reaktivitet innebærer også at kloramin vil være vesentlig mer stabilt enn underklorisyring og hypoklorittion, og kloramin-konsentrasjonene vil bli opprettholdt i lang tid utover i ledningsnett. Monokloramin vil imidlertid også bli forbrukt, både ved oksidasjon av organisk og uorganisk materiale i vannet og ved reaksjon med rørmaterialer (Mutoti et al., 2007).

Fritt klor sin penetreringsgrad inn i en biofilm har blitt modellert og vist at den begrenses av sin raske reaksjonsrate (LeChevallier, 1991; DeBeer et al., 1994). Fritt klor blir ofte brukt opp før det kan begynne å reagere med bakteriekomponentene i biofilmen (Chen and Stewart, 1996). Kloraminer kan derimot diffusere inn i biofilmen og ha tid til å inaktivere bakterier på grunn av sin langsomme reaksjonstid. Denne mekanismen har blitt demonstrert av forskere ved Montana State University (USA) ved bruk av en alginatnodulmodell (Chen and Stewart, 1996). De viste at fritt klor ikke penetrerte alginatnodulene som inneholdt bakterieceller, men at kloramin klarte å penetrere og samtidig redusere bakterienivået nesten millionfoldig over en periode på 60 minutter (ved bruk av 2.5 mg/l kloramin og pH= 8.9).

Fluktuasjoner i restklorkonsentrasjoner eksisterer i alle ledningsnett hvor vannbehovet varierer over døgnet.

Figur 7 viser hvordan klorkonsentrasjonene i et punkt i ledningsnett varierer over døgnet og hvordan høye konsentrasjoner sammenfaller med små vannmengder. Dette kan nok skyldes dårlig styring av klormengdene. Når vannet med høy klorkonsentrasjon går gjennom ledningsnett, vil bakterier kunne frigis til drikkevannet på grunn av kloreens påvirkning på biofilmens sammensetning (Rubulis et al., 2007). Samtidig vil de høye klorkonsentrasjoner i vannet inaktivere og drepe bakterier i vannet og i biofilmen.



Figur 7: Svingninger av klorkonsentrasjoner i drikkevannet sammenlignet med vannføring i et døgn (Rubulis et al., 2007).

En studie utført ved Riga universitet (Rubulis et al., 2007) konkluderte med følgende sammenhenger mellom temperatur, næringsstoffer og klorkonsentrasjoner:

- En økning av temperatur og næringsstoffkonsentrasjoner fører til kraftig økning av bakterier i biofilm og vann
- En økning av klorkonsentrasjonen når temperatur og substratkonsentrasjoner er lave påvirker i liten grad konsentrasjonen av bakterier i biofilmen
- En økning av klorkonsentrasjonen når temperatur og substratkonsentrasjoner er høye påvirker konsentrasjonen av bakterier i biofilmen i begynnelsen av første simuleringssyklus. Deretter finner man ingen ytterligere stor reduksjon av bakteriekonsentrasjoner. En forklaring på dette kan være motstandsevnen til bakterier i biofilmen, som øker med utviklingen av biofilmens tykkelse
- Ved temperaturer på 6 °C vil en økning av substrat- og klorkonsentrasjoner vise liten effekt på biofilmen og bakterier

- Ved temperaturer på 25 °C vil en økning av klorkonsentrasjoner føre til en ubetydelig reduksjon av bakterier i biofilmen
- Ved temperaturer på 25 °C vil en økning av substratkonsentrasjonene gi en økning av bakterier i biofilmen

Måling av biofilmdannelse ved vannbehandlingsanleggene på Gopledal i Larvik og Seierstad og Eidsfoss i VIV (nå Vestfold Vann), samt på ledningsnettene som forsynes fra disse behandlingsanleggene (Hem, 2009) ga grunnlag for å konkludere at:

- Fritt klor reduserer biofilmdannelsen, men forbrukes raskt i nettet. Når fritt klor er forbrukt, øker biofilmdannelsen.
- Kloramin reduserer biofilmdannelsen og er mer stabilt på nettet, men konsentrasjonene som benyttes ved Vestfold Vann er for lave til å få en fullgod effekt.
- Dersom kloraminforbruket på nettet er høyt, for eksempel pga. mengde og sammensetning av naturlig organisk materiale, øker biofilmdannelsen utover i nettet. Dersom kloraminforbruket på nettet er lavt, opprettholdes kloraminkonsentrasjonen og den inhiberende effekten av kloramin på biofilmdannelsen.

11. NOM-fjerning og biofilmvekst

Dette kapittelet bygger på Norsk Vann rapport 188-2012 (Eikebrokk). Som nevnt i kapittel 2.2 er NOM nedbrutt organisk materiale som kommer fra naturen, og AOC er den biodegraderbare fraksjonen av NOM som kan benyttes som næring av mikroorganismer for vekst av biofilm og biomasse i ledningsnett. For å hindre biologisk vekst på ledningsnett er det derfor hensikts-

messig å gjøre tiltak i vannbehandlingen for å redusere vekstpotensialet og gjøre drikkevannet mer biostabilt ved å minimere næringsstofftilførselen til ledningsnett. Slik vil mikroorganismene «sulte» og etter hvert dø ut, om ikke næringsstoffer blir tilført fra andre kilder, slik som ledningsmaterialene. I tillegg vil det redusere grunnlaget for ny tilvekst av biofilm.

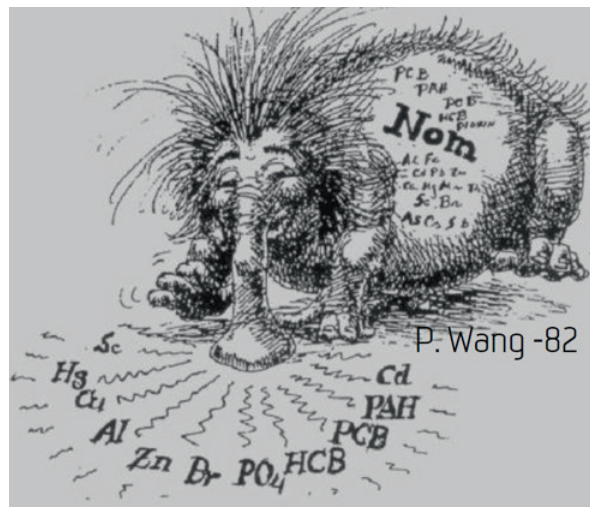
11.1. NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene

Koagulering av naturlig organisk materiale (NOM) innebærer betydelig høyere koagulantbehov og strengere krav til koagulerings-pH enn fjerning av partikler/turbiditet. NOM-innholdet vil derfor normalt være bestemmende for koaguleringsbetingelsene i typisk norske råvann. NOM-innholdet kan måles på flere måter: Total (TOC) eller løst (DOC) organisk karbon, farge (mg Pt/l) eller UV-absorbans (1/cm eller 1/m). Men dette er ikke alt; NOM påvirker en lang rekke forhold innen vannbehandling og distribusjon av drikkevann:

- NOM påvirker farge, lukt og smak på vannet
- NOM øker koagulantbehovet og behovet for desinfeksjonsmiddel
- NOM påvirker desinfeksjonseffektiviteten og danner desinfeksjonsbiprodukter (DBP) under klorering av råvannet
- NOM påvirker stabiliteten og fjerningen av uorganiske partikler og av mikroorganismer
- NOM påvirker mobiliteten og tilgjengeligheten av mikroforurensninger
- NOM påvirker korrosjonen av utstyr og ledningsmaterialer – også innomhus
- NOM påvirker vannets biologiske stabilitet, og gir biologisk vekst og biofilmdannelse på ledningsnett
- NOM danner belegg (fouling) på membraner, blokkerer porer i aktivkullfiltre og utkonkurrerer lukt/smak og andre forbindelser i kampen om adsorpsjon i aktivkullfiltre
- NOM kontrollerer koaguleringsprosesser og påvirker all vannbehandling, inklusive barriereeffektivitet og log-reduksjoner av mikroorganismer og patogener

- Økende NOM-innhold og økende sesongmessige variasjoner i mengde og sammensetning gir betydelige utfordringer for drift av koaguleringsanlegg og for driftskontrollsystemer

For å illustrere NOMs unike egenskaper hva gjelder affinitet til ulike stoffer inklusive miljøgifter, metaller og mikroforurensninger, er NOM ofte sammenlignet med en «støvsuger», i og med at det tiltrekker seg disse stoffene. Dette innebærer at en effektiv NOM-fjerning også betyr en effektiv fjerning av NOM-tilknyttede miljøgifter og mikroforurensninger.



Et økt NOM-innhold vil, som sagt, normalt innebære et økt koaguleringsbehov av råvannet. De fleste koaguleringsanlegg tilpasser derfor koagulantdosen til råvannskvaliteten. (Illustrasjon Peter Wang, NIVA)

11.2. NOM-sammensetning og biostabilitet

Koagulerbarheten, koagulantbehovet og andelen av NOM (TOC) som kan fjernes ved koagulering avhenger ikke bare av NOM-innholdet, men også av sammensetningen av NOM. Det er normalt slik at de hydrofobe

og sterkt fargede NOM-fraksjoner med opphav fra nedslagsfeltet (allokton materiale), og som omfatter de typiske humusfraksjoner som dominerer i typisk norsk overflatevann, fjernes lettere og mer effektivt ved

koagulering enn de hydrofile og mer lavmolekylære fraksjoner som i større grad er organisk materiale (med opphav i algevekst, mikrobiologiske prosesser etc. i selve vannkilden - autoktont materiale). Nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner kan i svært liten grad fjernes ved koagulering. Dette innebærer at råvann med en høy andel av nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner bør behandles med andre metoder enn koagulering. Ulike råvann kan derfor ha ulik koagulerbarhet – selv om TOC-innholdet er det samme.

I Norge domineres NOM-innholdet normalt av hydrofobe humusfraksjoner (> 70-80 %) med opprinnelse i nedbørfeltet (planterester, løv, barnåler, etc). Norsk overflatevann er derfor normalt sett godt koagulerbart, med vanlige renseeffekter i området 90-95 % for farge og UV-absorbans, og 60-70 % for TOC. Klimaendringene kan imidlertid påvirke dette bildet. Redusert tilførsel av sur nedbør, et varmere klima, økt nedbørmengde, økt nedbørintensitet og økt utvasking av næringsstoffer har gitt, og kan gi framtidig økt NOM-innhold, noe som påvirker koagulantbehov og øvrige driftsforhold ved koaguleringsanlegg i betydelig grad. Men klimaendringene kan også medføre en økt andel av alge-generert, hydrofil og vanskelig koagulerbar NOM, noe som kan utløse behov for oppgradert vannbehandling og/eller supplerende vannbehandlings-trinn i norske renseanlegg.

En fraksjonering av NOM (DOC) i ulike hydrofobe og hydrofile fraksjoner vil derved kunne gi informasjon om råvannets koagulerbarhet og forventede renseeffekter ved koagulering. En hurtigfraksjoneringsmetode for NOM som er adoptert fra Australian Water Quality Center (AWQC) og som er anvendt av SINTEF på flere norske vannverk, deler vannets DOC inn i 4 fraksjoner:

1. VHA (svært hydrofob syre)
2. SHA (svakt hydrofob syre)
3. CHA (ladet hydrofilt materiale)
4. NEU (nøytralt hydrofilt materiale)

VHA og SHA omfatter høymolekylære humus og fulvussyrer, og disse fraksjonene vil normalt dominere i norske drikkevannskilder. Grunnet de mange dobbeltbindinger som absorberer lys, er også fargen og UV-absorbansen i vannet i hovedsak knyttet til disse to humusfraksjonene, som har sin opprinnelse i nedslagsfeltet. CHA og NEU inneholder mer lavmolekylært organisk stoff, og er i større grad knyttet til algeproduisert organisk stoff.

De hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU) viser seg også, i motsetning til de hydrofobe fraksjoner (VHA og

SHA), å være bionedbrytbare. Resultater fra en lang rekke analyser av NOM-fraksjoner og bionedbrytbarhet (målt som biodegraderbart organisk karbon, BDOC) i inn- og utløpsvann fra et titalls norske vannverk viser en klar korrelasjon ($R_2 > 0.84$) mellom BDOC og innholdet av CHA (og NEU). Ingen slik sammenheng kunne påvises mellom BDOC og de hydrofobe fraksjoner VHA og SHA (Eikebrokk, 2012). Disse undersøkelsene viser også noen andre forhold som skal nevnes her:

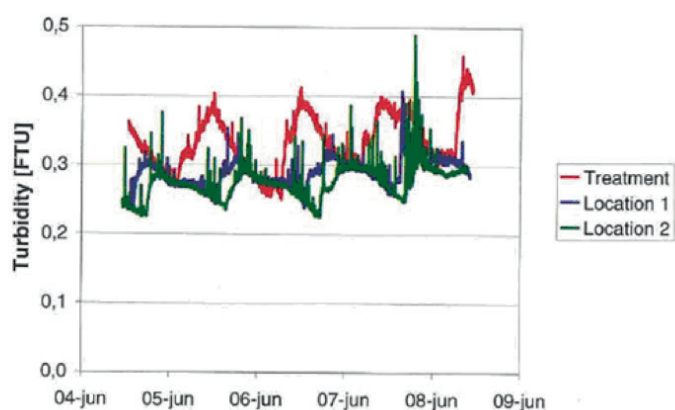
- NEU-fraksjonen er generelt vanskelig å fjerne ved koagulering, men innholdet av denne fraksjonen er normalt lavt i norske råvann uten særlige algeproblemer
- De andre fraksjonene (VHA, SHA og CHA) er normalt godt koagulerbare, men renseeffekten for CHA varierer ofte mer med tid og sted enn renseeffektene for VHA- og SHA-fraksjonene
- Med utgangspunkt i en NOM-fraksjonering av råvann kan man derfor stipulere hvor godt koagulerbart et råvann er (i hovedsak bestemt av NEU-innholdet), og hvor stor andel av den totale DOC som kan forventes fjernet ved koagulering
- Vannets biologiske vekstpotensial, målt som BDOC, er lavt i typisk norske råvann uten vesentlig algevekst, og dette reduseres ytterligere etter koagulering til et BDOC-nivå nært null
- Vekstpotensialet (BDOC) er nært korrelert til innholdet av de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU). Vannets innhold av disse NOM-fraksjoner må derfor holdes under kontroll i distribuert rentvann for å unngå biologiske vekstproblemer på nettet og dannelse av biofilm

Vekstpotensialet (mengde næringsstoff tilgjengelig for vekst) er nært knyttet opp mot de hydrofile fraksjoner av NOM, CHA og NEU. Disse må derfor fjernes i vannbehandlingen og holdes nede på et lavt nivå for å redusere potensialet for vekst på nettet.

Hvilken BDOC-verdi man bør legge seg på for å unngå vekstproblemer på nettet avhenger av flere faktorer, slik som temperatur, konsentrasjon av næringssalter (primært fosfor), sporstoffer, restklorinnhold osv. For typiske kaldtvannssystemer uten restklor er det likevel antydnet maksimalverdier på 0.2-0.4 mg BDOC/l noe som innebærer at CHA og CHA+NEU-konsentrasjonene i rentvann bør holdes under henholdsvis 0.7 og 1.2 mg/l. (Eikebrokk, 2012).

12. Koblingen vannbehandling – distribusjon

Kapittel 11.2 påpeker viktigheten av å ha kontroll på råvannets sammensetning og vannbehandlings effekt for å kontrollere vekst av biofilm i ledningsnett. Problemer på ledningsnett kan ofte løses ved å ta tak i problemene i vannbehandlingen fordi det er en kobling mellom det som skjer i vannbehandling og det som skjer på ledningsnett. Dette gjelder både å fjerne vekstpotensialet i nettet gjennom fjerning av hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU) i vannbehandlingen og å ha god drift av filterne (hvis vannbehandlingen har filter) for å hindre gjennombrudd som fører til at partikler føres ut på nettet gjennom rentvannet. Slike partikler vil sedimenteres lenger ut i ledningsnett, som vist av Vreeburg (2007), se Figur 8. Partikler på ledningsnett vil danne sedimenter som skaper gode bo- og vekstforhold for biofilmer og mikroorganismer.



Figur 8. Kobling mellom turbiditet i vannbehandling og i ledningsnett (Vreeburg, 2007)

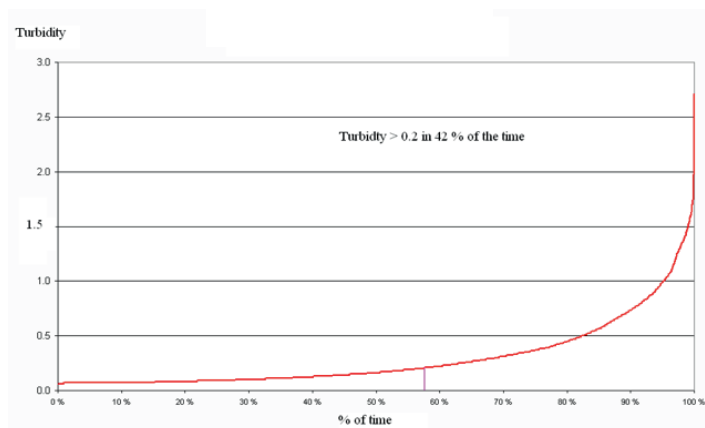
Figur 8 illustrerer hvordan topper av turbiditet som går ut av vannbehandlingen (de går gjennom filterne) kan sees igjen i to ulike målepunkter ute i ledningsnett. Tidsforskjellen mellom punktene er tiden det tar for partiklene å komme til målingspunktene. Man ser at turbiditeten reduseres mellom vannbehandlingen og målepunktene i nettet, som kan forklares med at partikler sedimenteres utover i ledningsnett.

I Norge er det mange støpejernsledninger i ledningsnett som også vil bidra med partikler via korrosjon. Hvor stor andel av partiklene i nettet som kommer fra korrosjon og hvor mye som kommer fra vannbehandling under norske forhold er ennå ikke undersøkt i omfattende grad.

Figur 9 illustrerer varighetskurve (for én måned) for turbiditet ut fra et filter i et vannbehandlingsanlegg, altså den mengde partikler som slipper gjennom filteret. Arealet under den røde grafen illustrerer den mengde

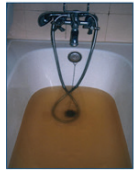
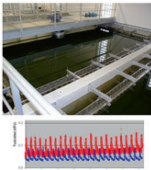
(volum) av partikler som blir tilført ledningsnett fra filteret. Disse partiklene vil ende opp som sedimenter i ledningsnett og må etter hvert fjernes ved hjelp av rengjøring for ikke å ende opp som vekstmedie for biofilm og derved gi en god beskyttelse for mikroorganismer.

Alle partikler som tilføres ledningsnett fra vannbehandlingen vil bidra til økte sedimenter i ledningene og bidra til økt biofilmvekst og overlevelse av mikroorganismer. Det bør derfor gjøres en innsats for å redusere mengder partikler som tilføres ledningsnett og samtidig fjerne sedimenter effektivt fra ledningsnett ved hjelp av rengjøringsmetoder.



Figur 9. Eksempel på turbiditets-/varighetskurve ut fra filter i vannbehandlingen

Partikkel- og biofilmproblemer kan derfor løses gjennom tiltak på to steder eller en kombinasjon av disse, se Figur 10. Figuren viser at partikler og biofilm på ledningsnett kan reduseres gjennom å fjerne symptomene (rengjøre ledningsnett) eller gjennom å fjerne årsaken (tiltak i vannbehandlingen).

Problem: Partikler og misfarging av drikkevannet	Tiltak A: Fjerne symptomene. Spyling/rengjøring av nettet	Tiltak B: Fjerne årsaken. Tiltak i VBA for å minske vekst og partikler på nettet
		

Figur 10. Flere av problemene i ledningsnett kan løses i ledningsnett (fjerne symptomer) eller i vannbehandling (fjerne årsak). Foto: Jan Vreeburg/ Bergen Vann/ SINTEF.

13. Feltforsøk

13.1. Generelt

Del 2 av prosjektet er basert på analyser av vannprøver tatt ut før og etter spyling, samtidig som man har tatt ut slam under spyling for analyser. Slammet tatt ut under spyling ville inneholde produkter fra en eventuell biofilm som var i spyleledningen. Noen kommuner sa seg villige til å bli med som en del av prosjektet og ta ut de nødvendige slam- og vannprøver. Porsgrunn, Bærum og IVAR bidro med én slamvannprøve hver og analyserte én vannprøve (tatt ut før spyling) selv.

Tromsø kommune sa seg villig til å ta ut flere vannprøver over en periode på litt over ett år for at man skulle få et bilde av biofilmens utvikling over denne tiden, spesielt med hensyn på utvikling etter spyling og rengjøring. Tromsø kommune fikk gjennomført spyling ved start, etter 5 måneder og etter 12 måneder, hvorpå det ble tatt ut prøver av spylevann (slamprøver). Man

fikk dermed prøver av spyleslam med noen måneders intervaller. Det ble mellom spylingene tatt ut vannprøver hvor man målte ATP og/eller kimtall, turbiditet, fargetall og jern. Målsettingen med prøvetaking av slam og vannanalyse var å få et grunnlag for å vurdere effekten av spylefrekvens for vannkvalitet mellom spylinger, samt for oppbygging av biofilm. Kimtall gir et mål på koloniformende heterotrofe bakterier. ATP gir et mål på all biomasse. Hvorfor de koloniformende heterotrofe favoriseres under noen betingelser er ikke alltid klart.

Oslo kommune gjennomførte i 2008 (Hem, 2008) et prosjekt om vannkvalitetsendringer i drikkevannsledninger hvor mikrobiologisk vekst på nettet og biofilm utgjorde en del av arbeidet. Målinger, resultater og vurderinger fra dette prosjektet er også tatt med i denne rapporten med Oslo VAV sitt samtykke.

13.2. Metodikk

13.2.1. Valg av prøvepunkter

Prøvepunktene ble valgt av vannverkene ut fra hensynet til representativitet, samt mulighet for spyling av et begrenset ledningsstrek. Representativitet betyr at vannkvaliteten ikke bør være atypisk for spylerutiner eller ledningsnett generelt. Erfaringsmessig vil slammet i et ledningsnett påvirkes av sammensetningen av nettet oppstrøms, så eksempelvis vil det være mye rust i et plastrør dersom det er mye eldre (ubeskyttede) støpejernsrør oppstrøms. I tillegg tilsier både erfaring og enkel logikk at slam vil sedimentere der vannhastigheten er lav. Det forventes derfor at de fleste spyleprøver tas der en har lav vannhastighet, og at slam herfra er representativt for nettet oppstrøms. To typer punkter som bør unngås er etter en sjøledning, fordi mye partikler vil sedimentere i sjøledningen, og der en har spesielt mye klager på rødt vann fordi en da har atypiske områder med oksygensvikt.

Mengde og sammensetningen av slam og av vannet i ledningsnett skal måles som funksjon av tiden etter spyling (i Tromsø og Oslo der vannkvalitet ble målt over tid). I tillegg skal det måles hvordan vannkvaliteten over tid påvirkes av spylingen.

Hovedmålet med prøvetaking i et vannforsyningsnett er å:

- Gi et representativt bilde av vannkvaliteten som leveres til forbruker
- Overvåke problemområder, sårbare abonnenter og hendelser og/eller driftsforhold som kan forringe vannkvaliteten
- Øke forståelsen av hvordan vannkvalitet påvirker ledningsnett og omvendt

Et prøvetakingsprogram bør derfor inneholde følgende hovedtyper av prøvetakingspunkter:

- Generelle prøvetakingspunkter som er plassert i tilknytning til hovedtyngden av abonnentene, slik at målt vannkvalitet er representativ for den generelle vannkvaliteten i ledningsnett. Dette er faste prøvetakingspunkter som gjør det mulig å følge vannkvalitetsutviklingen over tid.
- Prøvetakingspunkter i problemområder eller i tilknytning til sårbare abonnenter. Disse punktene kan inngå i den generelle vannkvalitetsovervåkingen, men det er ikke gitt at dette er riktig i ethvert tilfelle.
- Prøvetakingspunkter i områder som representerer det vi ønsker å måle med hensyn på materialer, rent vannskvalitet, hydrauliske forhold etc. Det er på den måten man kan observere vannets (kvalitet og hydraulikk) påvirkning på ledninger og omvendt.

I tillegg til geografisk plassering, er følgende forhold viktige ved valg av prøvetakingspunkt:

- Tilgjengelighet, helst hele døgnet
- «Ren» kran
- Sirkulasjon på vannet som sikrer at vannprøven er representativ for vannet i ledningsnett
- Sikkerhet for at det ikke er filter på kran eller andre installasjoner i bygget som endrer vannkvaliteten
- Sikker identifisering av prøvepunktet

Oslo VAV har generelle prøvetakingspunkter for dokumentasjon av vannkvaliteten i henhold til drikkevannsforskriften. Prøvetakingspunkter i problemområder eller ved sårbare abonnenter finnes i den forstand at det kan tas prøver i kummer med brannventil, men det er ingen systematisk prøvetaking og vannanalyse på slike steder i Oslo.

For mer inngående beskrivelse av prøvetaking og prøvetakingsplaner henvises til Norsk Vann-rapport nr. 148 *Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann* (Hem et al., 2006).

13.2.2. Prøvetaking

Mens spyling ble utført tok vannverkene ut vannprøver, kalt spyleslamprøver, som ble sendt til SINTEF over natten for analyser der. I Tromsø ble det tatt spyleprøver med flere måneders mellomrom. I den sammenheng ble det også tatt vannprøver mellom spylingene. Ved hver vannprøve ble én sendt SINTEF for analyse av ATP, og én som ble analysert av vannverket på lokal lab (farge, turbiditet, jern og kimtall).

13.2.3. Analyser av spyleslam

Spyleslammet ble analysert med hensyn på ATP (adenosine tri-fosfat) som mål på mengde levende celler. Slammet ble i tillegg analysert med hensyn på suspendert stoff, gløderest og jern for å kunne vurdere

andel organisk/uorganisk stoff, korrosjonsprodukter og annet mineralsk materiale.

For måling av cellulær ATP (levende biomasse) ble først total ATP målt. Dette er all tilgjengelig (død og levende) biomasse i prøven. Etterpå ble fri ATP målt ved at vannprøven ble filtrert gjennom et 0,1 mikron filter for å filtrere vekk alt av levende mikroorganismer. ATP ble da målt på død biomasse i prøven. For å finne cellulær ATP/levende ATP ble resultat for fri ATP trukket fra resultat for total ATP. Da finner man den totale mengden av levende biomasse i vannprøven.

Den kvantitative delen av analysen vil prøve å belyse nærværet av levende celler i biofilmen, i tillegg til blant annet mengde forekomst av jern som kan ha sin opprinnelse fra korrosjonsprodukter innad i ledningen eller oppstrøms i ledningsnett, eller fra jern felt ut fra rentvannet. For å vurdere dette er det viktig å vite ledningens og oppstrøms ledningers materialer.

På bakgrunn av innsamlede analysedata vil man være i stand til å si noe om følgende:

- ATP: mikrobiologisk nærvær/levende biomasse i biofilmen.
- Suspendert stoff: total mengde slaminnhold/sedimenter i ledningsstrekket. Sier noe om potensiale for sedimentering i ledningen når man ser på tid mellom spylinger.
- Gløderest: uorganisk andel av sedimenter, blant annet metaller. Dette kan blant annet være korrosjonsprodukter.
- Glødetap: organisk andel av sedimenter, mulig biomasse og/eller substrat. Kan også være organisk materiale tilført fra renseanlegg/rentvann, som kan inkludere lett nedbrytbart organisk materiale.
- Jern: andel korrosjonsprodukter (eller jern felt ut fra rentvann) av den uorganiske delen (gløderest) av sedimenter.

13.3. Prøvepunkter og analyseresultater

Nedenfor er det beskrevet hvilke prøvepunkter de ulike kommunene benyttet seg av og gitt tilgjengelig tilleggsinformasjon. Slike data er viktige for å forstå ledningens og biofilmens tilstand.

Resultatene fra analysene av vannprøvene og spyleslammet som vannverkene har tatt blir også presentert og diskutert. Vi ser på sammensetningen av slammet i de ulike kommunene med hensyn på ATP, SS, gløderest og jern. I tillegg har kommunene selv tatt analyser av

vannet i forbindelse med spylingen og fått det analysert for farge, turbiditet, jern og kimtall. Noen kommuner har tatt prøver både før og etter spyling, slik at resultatene kan anvendes for å vurdere effekten av spyling og rengjøring av nettet, også på biofilm, på kort sikt. For å kunne si noe om effekten av spyling og rengjøring av nettet på lang sikt må det tas vannprøver fra samme målepunkt over en periode.

13.3.1. Oslo

En vurdering av vannkvalitetsdata samlet for årene 2003-2006 ga grunn til å konkludere med følgende (Hem, 2008):

- Turbiditet, pH og jerninnhold i ledningsnett er med ett unntak tilnærmet likt rentvannskvaliteten fra vannbehandlingsanlegget.
- Kimtallet varierer betydelig både over tid og mellom prøvepunktene. De høyeste kimtallene ble målt på Kaldbakken, Voksentoppen, Holmenkollen og Vækerøveien. I Skullerudsonen var kimtallet høyere på Bekkelaget enn i de andre prøvepunktene.
- Av indikatororganismer er det i et fåtall prøver påvist koliforme bakterier eller intestinale enterokokker. Disse påvisningene var i de 8 prøvepunktene der gjennomsnittlig kimtall var > 10/ml, men det er ikke grunnlag for å si om det er noen sammenheng mellom disse parameterne.

På bakgrunn av prøvetaking og vannanalyse gjennomført etter klager på vannkvaliteten i 2003 kan en konkludere med at jerninnholdet og turbiditeten gjennomgående var høyere enn det som ble målt i de faste prøvepunktene, mens det ikke ble påvist høye kimtall i noen av prøvene som ble tatt på bakgrunn av klager. Dette antyder da at klager har en sammenheng med misfarget vann forårsaket av korrosjon (jerninnhold) og turbiditet, og at kimtall ikke nødvendigvis er høyt hvis partikkelinnholdet i vannet er høyt.

Analysesultatene fra Oslo vil gjennomgås i kapittel 15.1 der hensikten er å se på effekten av spyling på vannkvalitet over tid, da Oslo har tatt flere vannprøver fra 7 ulike prøvepunkter over en lengre tidsperiode.

13.3.2. Bærum

Aurevann vannbehandlingsanlegg benytter Trehørningen/Heggelivassdraget som kilde. Kilden har en beregnet kapasitetsgrense i tørreste år på drøyt 15 mill m³. Kilden består av vannene Skamrek, Skotta, Nordre og Søndre Heggelivann, Trehørningen, Byvann, Småvann og Aurevann. Vannet overføres fra Søndre Heggelivann til Trehørningen via en tunnel. Totalt er det etablert 10 større og mindre dammer for å sikre store nok magasiner.

Aurevann behandlingsanlegg behandler vannet fra kilden og er et moderne fullrenseanlegg med kjemisk felling. Behandlingsprosessen har en dimensjonerende maksimal kapasitet på 2900 m³/time. Etter vannbehandlingen føres vannet til to utjevningsbasseng, hvert på 7.000 m³.

Et overordnet nett med rørdiameter fra 500 mm og oppover er hovedstammen i vandistribusjonen i

kommunen. Fordelingsnett har dimensjoner fra 75 til 475 millimeter. Hovedtyngden av rørene har en diameter på 150 mm. Omlag 85 % av rørene er støpejern. Det er ikke benyttet asbestsementrør i Bærum kommune.

Bærum kommune valgte et ledningsstrek på 760 meter med diameter 150 mm. Ledningsstrekket er av 36% duktilt støpejern anlagt i 2002, 46% grått støpejern fra 1920 og 1930, og 18% duktilt støpejern fra 1988. Det er duktilt støpejern fra 2002 på spylepunktet. Spylingen ble utført 13. mars 2012. Denne ledningen var sist spylt i 2004. Det er da ca. 8 år siden ledningen sist ble spylt. Man kan anta at de ubeskyttede ledningene av grått støpejern vil kunne produsere en god del korrosjonsprodukter og avsetninger over tid, som vil forringe vannkvaliteten.

Spylingen ble utført via brannstendere som ble koblet på brannventil. Målet var å spyle med en vannmengde på 18 l/sek, mens det de klarte å oppnå var 17 l/sek. Spylingen varte i 20 minutter.

Følgende gjennomsnittsverdier er rapportert ut fra vannrenseanlegget:

Farge	5 mg Pt/l
Turbiditet	0,09 FNU
Jern	5 µg Fe/l

Tabell 3. Bærum – resultater fra analyse av slamprøve, og ATP i vannprøver tatt ut før og etter spyling

Prøve		ATP	SS	Gløderest	Glødetap	Fe
		nmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l
Før spyling	1A	0,032				
	1B	0,026				
Eter spyling	2A	0,047				
	2B	0,049				
Slamprøve	3A	1,411	49,9	29,5	20,4	8012,8

Tabell 3 viser resultatene fra analyse av slammet tatt ut under spyling. Det er også tatt ut vannprøve før og etter spyling som er analysert for ATP.

Tabell 4. Bærum – resultater fra analyse av vannprøver før og etter spyling

Prøve	Kimtall	Turbiditet	Fargetall	Fe
				µg/l
Før spyling	80	0,19	6	100
Etter spyling	40	0,14	6	56

Tabell 4 viser resultatene fra analyse av vannprøvene tatt ut før og etter spyling.

For ATP kan man se at den er klart størst i slamprøven, men at den samtidig er større i vannprøven tatt ut etter spyling enn før spyling. Årsaken til dette kan ligge i at spylingen forstyrrer biofilmen som ligger i ledningen slik at biomateriale og celler løsriver fra ledningsveggene og fraktes ut i vannstrømmen. Biomateriale fra oppstrøms ledninger kan også fraktes inn i den spylte ledningen om disse ikke rengjøres først. Bærum lager spyleplaner før spyling som sikrer at man spyle med rent vann, så i dette tilfellet er det derimot lite sannsynlig. Hendelser med forhøyede verdier rett etter spyling vil utjevne seg kort tid etter at spylingen er avsluttet da biomasse vil sedimenteres i ledningene og drikkevannet blir klart igjen.

Organisk materiale utgjør 40,9 % av slammet i ledningen, mens det uorganiske materialet utgjør 59,1 %. Av det uorganiske materialet utgjør jern ca. 27 %. Dette har sannsynligvis sin opprinnelse i oppstrøms ledningsnett av ubeskyttet grått støpejern fra 1920- og 1930-tallet.

Farge i vannprøven før og etter spyling ligger på samme nivå som rentvannet ut fra renseanlegget. Turbiditet i vannprøvene ligger dobbelt så høyt som normale verdier i rentvannet og kan skyldes noe resuspensjon av sediment i ledningsnettet. Normale verdier på jern ut fra renseanlegget ligger på rundt 5 µg/l. De målte verdiene i vannprøvene før og etter spyling på 50 og 100 µg/l, som er mye høyere enn jerninnholdet i rentvannet, er sannsynligvis forårsaket av utfelling fra oppstrøms ledningsnett av grått støpejern fra 1920 og 1930. Jernet som felles ut der vil kunne sedimenteres nedstrøms i ledningsnettet, slik som i denne ledningen. På grunn av det lave jerninnholdet i rentvannet kan det virke som om den klart viktigste faktoren til jern i drikkevannsnettet er ledningsnettet og utfelling derfra. I tillegg til høye verdier av jern ble det målt høye verdier av aluminium (5766 µg/l), kalsium (22 615 µg/l) og mangan (2073 µg/l) i slamprøven.

Kimtallet som er målt i vannprøvene (80 og 40 cfu/ml) er mye høyere enn det normale i rentvannet (0,3 cfu/ml). Dette tyder på at belegg og/eller biofilm i ledningene påvirker vannkvaliteten i ledningsnettet. I og med at man finner mye sedimentert jern i slammet i ledningen (8012,8 µg/l), kan disse kimtallsverdiene skyldes bakterier som vokser på det sedimenterte belegget av jern, og ikke på en biofilm i tradisjonell forstand. Resultatene av målingene tyder på at denne delen av ledningsnettet påvirkes i stor grad av korrosjon av gammelt ledningsnett oppstrøms, og at det danner seg mikrobiologiske samfunn i biofilmer på belegget av jern

(og annet uorganisk materiale) som sedimenterer i ledningene.

13.3.3. Porsgrunn

Porsgrunn vannverk benytter råvann fra Mjøvann og Farris. Vannbehandlingsanlegget i Valleråsen er basert på fargefjerning med felling i marmorfilter, den såkalte Moldeprosessen. Denne ble etablert i 1997 med øyeblikkskapasitet på 350-370 l/sek. Klorering foretas i 2 linjer basert på natriumhypokloritt. Kloreringen uskadeliggjør bakterier og virus, men ikke parasitter, så i 2009 ble det også montert UV-filter for å uskadeliggjøre parasitter.

Porsgrunn tok ut en spyleprøve i Kikutvegen den 13. september 2012. Ledningen som ble spylt er av duktilt støpejern med diameter 150 mm. Lengde på ledningen er ca. 190 meter. Ledningen ble sist spylt i 2005, det vil si for ca. 7 år siden.

Følgende gjennomsnittsverdier er rapportert ut fra vannrenseanlegget:

Farge	3 - 4 mg Pt/l
Turbiditet	0,10 - 0,13 FNU
Jern	39 - 55 µg Fe/l

Tabell 5. Porsgrunn – resultater fra analyse av slamprøve

Prøve	ATP	SS	Gløderest	Glødetap	Fe	TOC
	nmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
Slamprøve	0,405	37	26,5	10,5	1028	2,72

Tabell 6. Porsgrunn – resultater fra analyse av vannprøver før spyling

Prøve	Kimtall	Turbiditet	Fargetall	Fe
	cfu/ml	FNU/FTU	mg Pt/l	µg/l
Før spyling	11	0,12	3	48

Organisk materiale utgjør kun 28,4 % av slammet i ledningen, mens det uorganiske materialet utgjør 71,6 %. Dette kan tyde på et belegg av metaller etc. i ledningen som tiltrekker seg organisk stoff og mikroorganismer. Av det organiske materialet utgjør TOC 25,9 %, noe som kan komme fra vannbehandlingen eller fra biomasse og biofilm. Av det uorganiske materialet utgjør jern kun 3,9 %, som tilsier at lite av det uorganiske stoffet kommer fra korrosjon fra oppstrøms

ledningsnett. Siden det er 7 år siden ledningen sist ble spylt, tyder det på at jernet som er oppsamlet i slammet stammer fra rentvannet ut fra renseanlegget. Jern i rentvannet kan ha blitt løst ut og akkumulert i slammet over tid. Verdier av aluminium (825 µg/l), kalsium (4034 µg/l) og mangan (797 µg/l) i slamprøven kan tyde på det samme, at belegget/slammet er forårsaket av flere års utfelling fra rentvannet og sedimentering.

Mengden jern i vannprøven tatt før spyling samsvarer med mengden jern i rentvannet, som normalt ligger på 40-50 µg/l i 2012. Det tyder på at jernet i vannet kommer fra renseanlegget (utfelling) og ikke fra ledningsnettet.

Både farge og turbiditet i vannprøven samsvarer med det som er normalt i rentvannet, som tyder på at det ikke blir påvirket av sedimenter under normal drift.

Kimtallet ut fra renseanlegget ligger normalt i 2012 på 0-6 cfu/ml. Det er her målt 11 cfu/ml i vannprøven, som er over det doble av det normale, men det er likevel lavt. Årsaken kan ligge i biofilmens påvirkning på drikkevannet i ledningsnettet, og kan for eksempel forårsakes av hydrauliske hendelser hvor vannhastighet økes og sedimenter resuspenderes og biofilm løsriveres.

13.3.4. IVAR

IVAR eier og driver i dag fire vannverk og leverer drikkevann til 12 eierkommuner. IVAR vannbehandlingsanlegg Langevatn er det største og forsyner nesten 300 000 personer med drikkevann. Langevatn ble etablert i 1959 og ligger i Gjesdal kommune like sør for Ålgård. Vannverket har i dag kapasitet til å levere 2500 liter i sekundet. Råvannskildene er to innsjøer; Stølsvatn i Bjerkreim kommune og Storavatn i Gjesdal kommune. I perioden 1959 - 2003 var hovedinntaket i Langevatn, som også får tilført vann fra kilder som ligger høyere. I 2003 ble hovedinntaket flyttet til Stølsvatn, som ligger lengre oppe i nedbørfeltet. For å øke kapasiteten ble også Storavatn koblet inn som råvannskilde i 2008. Innsjøen Langevatn fungerer i dag som reservevannskilde. Hagavatn, som ligger i Hå kommune, er den andre reservevannskilden.

Krokaheia vannverk ligger i Strand kommune og er hovedforsyningen til området Jørpeland - Tau. I dag omfatter dette totalt ca. 8000 abonnenter. Vannbehandlingsanlegget ble etablert i 2004 og har kapasitet til å levere 125 liter i sekundet. Råvannskilden er en mindre innsjø, Regnavatnet, som ligger nord-øst for Jørpeland.

Oltedal vannverk i Gjesdal forsyner i hovedsak Oltedal tettsted med totalt ca 800 personer. Vannverket ble etablert i 1972. Det består av grunnvannsbrønner med en kapasitet på ca. 35 liter i sekundet. Dette vannverket inngår også som krisevannforsyning i IVARs overordnede beredskapssystem.

Gilja vannverk ligger også i Gjesdal kommune og forsyner områdene Gilja og Dirdal. Råvannskilden er et mindre tjern. Vannverket ligger øverst i Gilja og forsyner ca. 500 personer.

IVAR valgte å spyle en sjøledning som går fra Sokn til Bru. Ledningen har en dimensjon på 125 mm og en lengde på 720 meter. Ledningen har blitt spylt tidligere, blant annet i 2009 og 2010 slik at man kan se sedimentutviklingen over tid. IVAR ser for seg at de tar tilsvarende spylinger i 2014 og 2016, men resultater fra 2014 er ikke med i denne rapporten. De har da et godt referansegrunnlag i forhold til å kunne se effekten av ny vannbehandling med ozon og biofiltrering (som etableres i 2016) ved ny prøvetaking i 2018.

Ledningen ble spylt i 30. oktober 2009 i forbindelse med at en mistenkte muligheten for vekst av koliforme bakterier på dette strekket (det ble i ukene før påvist koliforme bakterier i flere omganger på ulike steder på Bru). Ved denne spyling som foregikk i 4 omganger med plugg ble det tatt prøver for bestemmelse av suspendert stoff. Totalt sett ble det beregnet utspyling av ca. 4,8 kg tørrstoff fra ledningen. Ledningen var da ikke blitt spylt siden klargjøringen før IVAR-vann ble satt på nettet (5-6 år siden). Det kan konstateres at etter denne spyling er det ikke påvist koliforme bakterier på ledningsnettet på Bru.

Den 11. oktober 2010 ble det foretatt en ny spyling for å se på graden av slamoppbygging i løpet av året som var gått. Det ble kjørt plugg i fire omganger. I tillegg til analyse for suspendert stoff for å måle slammengde ble det ble foretatt analyser av slamsammensetningen. Ved denne spyling ble det registrert ca. 0,3 kg tørrstoff, som altså må ha blitt dannet i løpet av 1 år.

«Hovedpuls» som kom ved kjøring av den første pluggen var sterkt misfarget, noe som verdier for suspendert stoff på opp til 390 mg/l viser. Se foto.



Figur 11. Uttak av slam spylevann fra sjøledning (Foto: Karl Olav Gjerstad)

Følgende gjennomsnittsverdier er rapportert ut fra vannrenseanlegget:

Farge	8 mg Pt/l
Turbiditet	0,13 FNU
Jern	11 µg Fe/l

Resultater for analyser av slamsammensetning fremgår av Tabell 7.

Tabell 7. IVAR – analyser av slamprøve/slamsammensetning tatt 11. oktober 2010, sjøledning Sokn-Bru

Prøve	SS	Gløderest	Glødetap	Fe	Mn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
#1	170	18	152	13	1,6
#2	280	24	256	14	2,5
#3	390	55	335	17	3,7

Tabell 8. IVAR – vurdering av andel organisk/uorganisk stoff, og andel jern og mangan i slammet

Parameter	Prøve #		
	1	2	3
Organisk stoff i slam (%)	89	91	86
Uorganisk stoff i slam (%)	11	9	14
Jern i uorganisk del (%)	72	58	31
Mangan i uorganisk del (%)	9	10	7

Resultatene viser at hoveddelen av slammet består av organisk stoff (86 – 91 %) og kan mest sannsynlig skyldes biofilm eller organisk stoff tilført fra renseanlegget. Den uorganiske delen har et betydelig innslag av jern, mens mangan bare utgjorde en liten andel.

Dette ledningsstrekke er godt tilrettelagt for spyling og egner seg godt som et målestrekk i forhold til å studere

og dokumentere dannelsen av biofilm i storskala. Dette kan i neste omgang benyttes til å dokumentere og sammenligne biofilmdannelse etter utvidet vannbehandling.

2. oktober 2012 ble det foretatt en ny spyling på samme sted, 2 år og 8 dager etter sist spyling. Eget røroppsett ble montert på en kum på Bru (se Figur 12).



Figur 12. Røroppsett montert på kum for uttak av spylevann (foto: Karl Olav Gjerstad)



Figur 13. Slamprøvevann fra spyling utført 2. oktober 2012 (foto: Karl Olav Gjerstad)

Vann ble satt forsiktig på ca 1 l/s og rene vannprøver (til SINTEF) tatt etter 3 minutters utvasking. Myk propp 120 mm ble satt i på Soknsiden, spyling startet (målt ca 9 l/s) og etter 12 minutter begynte svakt brunt vann å komme. Straks ble spylevannet ledet opp i en tank på 1 m³ til vannet begynte å bli «klart» (bare svakt brunt) hvorpå ledningen med spylevannet ble tatt vekk fra tanken. Ny plugg av samme type ble satt i og den slamholdige del av spylevannet ble ført opp i samme tank. Totalvolum spylevann med slam var 595 liter. Ut fra visuell bedømming ble det antatt at over 95 % av slammet som kom ut av ledningen via spylevannet ble ledet opp i tanken. Det ble rørt godt rundt og en blandeprøve tatt ut. Spylingen pågikk uavbrutt videre i

ca. 13 minutter hvorpå ny vannprøve ble tatt for ren vannanalyse.

Total vannmengde i ledning basert på opprinnelig diameter er 8830 liter (denne kan ha blitt redusert på grunn av korrosjonsprodukter). Spylingen med plugg pågikk i minst 25 minutter hvor vannmengden ble målt til 9 l/s, som tilsier over 13 500 liter vann spylt ut. Dette vil si at det kom vann og mulig noe slam fra en del oppstrøms liggende ledninger. Noe av det slammet som måles her vil derfor kunne ha sin opprinnelse i oppstrøms ledninger.

Tabell 9. IVAR – resultater fra analyse av slamprøve, spyling utført 2. oktober 2012

Prøve	ATP	SS	Gløderest	Glødetap	Fe	TOC
	nmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
Slamprøve	33,7	538	151	387	5316	34,5
Vannprøve før spyling	0,097					
Vannprøve etter spyling	0,079					

Tabell 10. IVAR – resultater fra analyse av vannprøver før og etter spyling, 2. oktober 2012

Prøve	Kimtall	Turbiditet	Fargetall	Fe
	cfu/ml	FNU/FTU	mg Pt/l	µg/l
Før spyling	4	0,37	11	19
Etter spyling	3	0,21	10	15

Organisk materiale utgjør 71,9 % av slammet/tørrstoffet i ledningen, mens det uorganiske materialet utgjør 28,1 %. Av det organiske materialet utgjør TOC 8,9 %, som kan skyldes innhold i rentvannet eller biomasse fra ledningsveggene. Jern utgjør 3,5 % av det uorganiske materialet, som tyder på lite bidrag fra korrosjon i oppstrøms ledningsnett. I tillegg til noe høye verdier av jern totalt i slammet ble det også målt noe høye verdier av aluminium (2132 µg/l), kalsium (6156 µg/l) og mangan (860 µg/l) i slamprøven. Høyt innhold av organisk stoff i slammet og meget høy ATP målt (33,7 nmol/l) indikerer at det er tradisjonell biofilm som vokser i ledningen, og at slammet ikke er basert på belegget av metaller.

Man kan se at innholdet av suspendert stoff i slamprøven er høyt i forhold til de andre byene, noe som vil bidra til at innholdet av både uorganisk materiale og organisk materiale totalt sett blir stort. Forklaringen til det høye innholdet av suspendert stoff i slamprøven hos IVAR ligger nok i at slammet tas ut fra en sjøledning, som man kan forvente har høyt innhold av slam på grunn av lavbrekket. Slike lavbrekk er et samlepunkt for slam som kommer oppstrøms fra, og bidrar til at svært lite slam føres videre nedstrøms. Suspendert stoff er målet på totalt slaminnhold i blandeprøven og er utregnet til 0,320 kg. Det betyr at det i vannet som ble spylt ut av rørstrekket var ca. 0,320 kg tørrstoff, som var blitt oppsamlet i løpet av de siste 2 årene (siden sist spyling).

I en sjøledning vil mesteparten av det suspenderte stoffet mest sannsynlig ligge i det punktet på ledningen som ligger dypest, slik at det ikke er noen jevn fordeling av slammet gjennom ledningsstrekket. Det kan derfor være vanskelig å få ut alt slammet, og det kan være vanskelig å anslå total mengde slam i ledningen.

Det er interessant å se at slammengden denne gang var nokså lik det man fikk ved spyling 11.oktober 2010 da det bare var gått ett år siden forrige spyling som fant sted 30.oktober 2009. Den siste metoden IVAR nå har etablert med oppsamling i tank av hele det misfargede spylevannet er nok mest korrekt med hensyn til representativitet, og de ønsker å benytte samme metode fremover. Ny spyling av ledningsnettet ble foretatt 5. november 2014. Det ble i hele rørstrekket denne gang funnet 384 gram slam (tørrstoff) som er dannet i en periode på 2 år og 32 dager. Dette ligger på omtrent samme nivå som ved kjøringen i 2012 da man fant 320 gram slam som var dannet i en periode på 2 år og 8 dager. De ser for seg at de tar tilsvarende spylinger i 2016 for å følge opp prosessen. De har da et godt referansegrunnlag i forhold til å kunne se effekten av ny vannbehandling med ozon og biofiltrering (som etableres i 2016) ved ny prøvetaking i 2018.

13.3.5. Tromsø

Vann fra dette prøvestedet blir behandlet med UV desinfeksjon og Natriumsilikat (Vannglass) før det føres rett ut på ledningsnettet (se Figur 14). Overføringsledningen er en 400 mm ledning av duktilt støpejern fra 1982. Ledningene oppstrøms spyleledningen (hvor slammet tas ut) består av duktilt støpejern med sementmørtelforing. Dermed er det små muligheter for at jern og korrosjonsprodukter har sin opprinnelse oppstrøms i nettet. Spylingen ble utført via rør, og ikke via hydrant. Vannføring ved spylingen var ca. 80 l/s.

Følgende gjennomsnittsverdier er rapportert ut fra vannrenseanlegget:

Farge 2,8 mg Pt/l
Turbiditet 0,28 FNU
Jern 11 µg Fe/l

Tabell 11. Slamprøver fra ulike tidspunkt i Tromsø, og ATP på vannprøver tatt mellom slamprøvene

Type prøve	Tids-punkt	ATP	SS	Gløderest	Glødetap	Fe	TOC
		nmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/IC
Slamprøve	03.10.2012	0,414	7,6	4,3	3,3	202	0,86
Vannprøve	21.10.2012	0,045					
Vannprøve	29.10.2012	0,014					
Vannprøve	12.11.2012	0,053					
Vannprøve	07.01.2013	0,019					
Slamprøve	06.03.2013	0,027					
Vannprøve	16.04.2013	0,015					
Vannprøve før spyling	21.10.2013	0,020					
Slamprøve	21.10.2013	0,064					
Vannprøve etter spyling	21.10.2013	0,074					
Vannprøve	28.10.2013	0,019					
Vannprøve	05.11.2013	0,057					
Vannprøve	26.11.2013	0,009					

Tabell 12. Vannprøver tatt i Tromsø mellom spylingene for å vurdere utviklingen av vannkvaliteten

Tidspunkt	Kimtall	Turbiditet	Fargetall	Fe
	cfu/ml	FNU/FTU	mg Pt/l	µg/l
03.10.2012	62	0,3	<2	28
21.10.2012	123		<2	19
29.10.2012	171		<2	23
07.01.2013	22	0,2	<2	15
06.03.2013	14	0,2	<2	35
16.04.2013	4	0,2	<2	25
21.10.2013	106	0,8	<2	82
28.10.2013	64	0,3	<2	12
05.11.2013	47	0,3	<2	30
19.11.2013	55	4	<2	14
26.11.2013	49	0,2	<2	13

Organisk materiale utgjør 43,4 % av slammet/tørrestoffet i ledningen, mens det uorganiske materialet utgjør 56,6 %. Av det organiske materialet utgjør TOC 26 %. Jern utgjør kun 4,6 % av det uorganiske materialet, som tyder på at jern fra rentvann og/eller korrosjon i oppstrøms ledningsnett i liten grad sedimenterer i denne ledningen. Den totale mengden av SS på kun 7,6 mg/l i slamprøven viser at ledningen har lite problemer med sedimentering og biofilmvekst. Ledningen spyles ikke systematisk, men har en normal høy vannhastighet fordi det er en overføringsledning som forsyner et stort område med vann. Den vil derfor i de fleste tilfeller oppnå selvspyling, som også analyseresultatene viser (ved den lave mengden slam tatt ut under spyling).

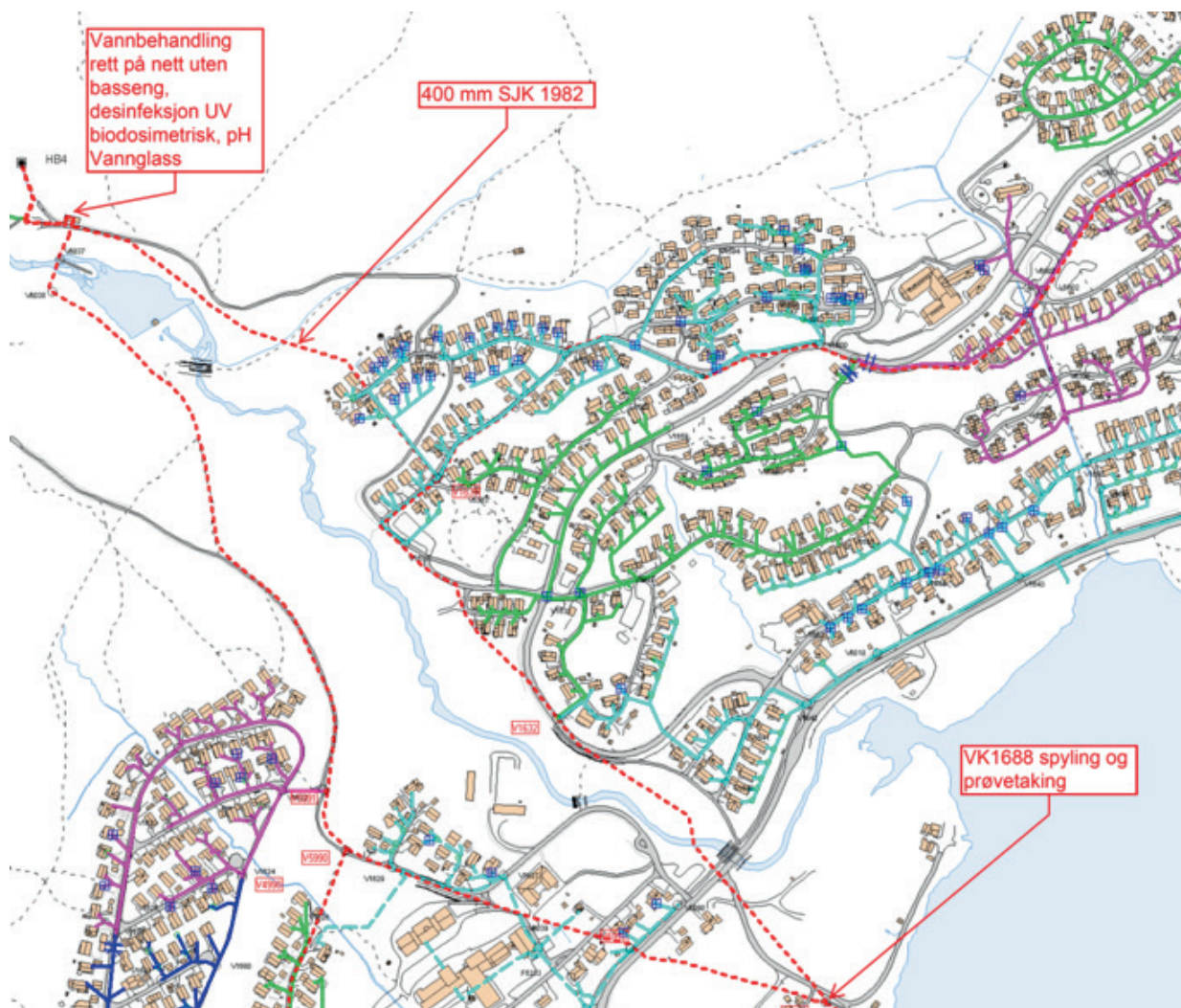
Verdier av aluminium (29 µg/l), kalsium (116 µg/l) og mangan (17 µg/l) i slamprøven kan tyde på at belegget/slammet er forårsaket av flere års utfelling fra rentvannet med etterfølgende sedimentering, men mengdene er svært små.

Kimtallsverdiene i rentvannet ut fra renseanlegget ligger normalt på 0-12 cfu/ml, mens jernverdiene normalt ligger på 10-17 µg/l, turbiditet på 0,10-0,70 og farge på 2-7. Farge og turbiditet som er målt i vannprøvene fra ledningen er på nivå med målingene i rentvannet. Målingene av jern ligger noe høyere enn verdiene i rentvannet, og kan skyldes at jern feller ut fra ledningsveggene (som ikke har beskyttelse) av duktilt støpejern. Oppstrømsledninger av duktilt støpejern har beskyttelse,

men på grunn av ledningenes alder kan denne beskyttelsen være redusert slik at korrosjon kan oppstå og bidra til disse jernverdiene i drikkevannet. Jerninnholdet i slammet er lavt og tyder på at det ikke skjer mye sedimentering av jern i dette området, men at det heller blir ført til nedstrøms områder før det sedimenterer. Rørprøver fra den aktuelle ledningen ble undersøkt av Sægrov (2005). To rørprøver ble tatt ut hvorpå den ene viste tegn til moderat, og stedvis signifikant, korrosjon, både innvendig og utvendig. Denne korrosjonen i ledningen kan være med på å bidra til forhøyede jernnivå målt i vannet, på grunn av utlekking. Jevn korrosjon langs hele ledningsveggen, som er vanskeligere å måle, kan også bidra til forhøyede jernnivåer i drikkevannet.

Kimtallsverdiene i vannprøvene er for det meste mye høyere enn det som måles i rentvannet. ATP målt i slamprøven er ikke høy, som indikerer liten mikrobiologisk aktivitet i biofilmen. Kimtallsverdiene kan være forårsaket av bidrag fra oppstrøms ledningsnett, eller så kan det foregå mikrobiologisk aktivitet i de korrosjons-groper som finnes visse steder i ledningen, som påpekt av Sægrov (2005).

Figur 14. Beskrivelse av renseanleggets plassering og av ledning som spyles



14. Oppsummering og resultater

Vi kan se at bidraget fra jern i det uorganiske materialet er høyere for Bærum enn for Porsgrunn (3,9 %), IVAR (3,5 %) og Tromsø (4,6 %). I blant annet Tromsø består oppstrøms ledninger av duktilt støpejern med sementmørtelforing, i motsetning til prøvepunktet i Bærum som har ubeskyttet og eldre grått støpejern oppstrøms. Dette viser hvordan prøvepunktet i Bærum blir tilført utfelte korrosjonsprodukter fra ledningsnettets oppstrøms, mens ved prøvepunktene i Porsgrunn, IVAR og Tromsø blir det i klart mindre grad utfelte korrosjonsprodukter på grunn av innvendig beskyttelse og/eller annet ledningsmateriale. I Porsgrunn, IVAR og Tromsø kan det virke fornuftig at noe eller en god del av tilførselen av jern kommer fra rentvannet via renseanlegget. Jerninnholdet i rentvannet felles ut i ledningsnett og legger seg som et belegg i ledningene. Dette belegget tiltrekker seg organisk materiale og mikroorganismer, og det kan vokse biofilm i større eller mindre grad på det. I Bærum er innholdet av jern i rentvannet mye mindre enn blant annet i Porsgrunn, men innholdet i slammet er likevel mye høyere. Det kan virke som om lite av jerntilførselen i Bærum kommer fra renseanlegget.

Innholdet av suspendert stoff i slamprøven er mye høyere hos IVAR enn hos de andre byene. Forklaringen ligger i at slamprøven hos IVAR tas ut fra en sjøledning, som man kan forvente har høyt innhold av slam på grunn oppsamling i lavbrekket. Andelen av jern i slammet er derimot på nivå med Porsgrunn og Tromsø.

Som sagt har IVAR klart høyest innhold av ATP og suspendert stoff i slamprøven. Årsaken til dette ligger i at slammet er spylt ut fra en sjøledning hvor det vil samle seg mye sedimenter på kort tid, og de vil være konsentrert. Man ser også at det er kun IVAR som har høyest andel av organisk stoff i slamprøven. Samtidig er slamprøven fra IVAR lavest på TOC-andel av det organiske materialet. Disse resultatene kan tyde på at det vokser en del biofilm i sjøledningens slam og at dette utgjør mye av det vi måler som organisk andel av det suspenderte stoffet. Den lave VSS som måles i ledningen hos IVAR (i motsetning til de andre byene) viser det samme; at vi har å gjøre med en biofilm med omfattende mikrobiologisk innhold i høy aktivitet (høy ATP) som spiser opp det lett tilgjengelige organiske materialet, derav den lave VSS verdien.

En lavere andel av TOC kan bety at en mindre andel av det organiske stoffet blir tilført fra renseanlegget gjennom rentvannet. Det virker sannsynlig at slammet vi finner i Bærum, Porsgrunn og Tromsø er basert på et belegg av sedimenter bestående av jern og annet uorganisk materiale som har tiltrukket seg organisk stoff og mikroorganismer over tid, hvorpå det så har vokst noe biofilm. Slammet vi finner i IVAR sin ledning virker mer å være basert på tradisjonell biofilm med et høyt innhold av organisk stoff og høy mikrobiologisk aktivitet (høy ATP).

Basert på mengde organisk stoff i slamprøve og mikrobiologisk aktivitet, kan man vurdere og anslå om slammet er basert på tradisjonell biofilm eller på belegg av jern og annet uorganisk materiale. For å bestemme dette med sikkerhet må man gjøre nærmere undersøkelser av biofilmen.

Tabell 13. Sammenligning av analyseresultater av slamprøver fra Bærum, Porsgrunn, IVAR og Tromsø

Parameter	Enhet	Bærum	Porsgrunn	IVAR	Tromsø
ATP	nmol/l	1,411	0,405	33,7	0,414
SS	mg/l	49,9	37	538	7,6
VSS	nmol/g	69	39	7	125
Andel organisk	%	40,9	28,4	71,9	43,4
Andel uorganisk	%	59,1	71,6	28,1	56,6
Andel jern i uorganisk	%	27	3,9	3,5	4,6
Andel TOC i organisk	%		25,9	8,9	26
Kimtall før spyling	cfu/ml	80	11	4	62
Kimtall etter spyling	cfu/ml	40		3	
Jern før spyling	µg/l	100	48	19	28
Jern etter spyling	µg/l	56		15	

15. Effekten av rengjøring på nett

I dette kapittelet skal vi se litt på effekten av rengjøring på lang sikt og hva dette har å si for biofilmdannelsen. Oslo har tatt prøver av kimtall, jern og turbiditet før og mellom spylinger. Tromsø har tatt prøver av ATP, kimtall, turbiditet, fargetall og jern mellom spylinger, og også ATP i slamprøvene/spyleprøvene.

En sammenligning av vannprøver tatt før og etter spyling vil vise den kortvarige effekten av spyling, og si noe om potensialet for en hurtig renseeffekt i ledningsnettet hvis man rengjør. For å kunne si noe om den langvarige effekten av rengjøring må man ta flere

vannprøver over tid og analysere disse for de samme parameterne. Man vil da få data for reetablering av farge, turbiditet, jern og kimtall i ledningen som funksjon av tid.

Viktige aspekter i analysen er å se på:

- Variasjoner i biofilmen/slammet over tid
- Variasjoner internt i et ledningsnett, mellom ulike prøvepunkter (Oslo har tatt prøver på ulike steder)
- Variasjoner i biofilm mellom ulike vannverk og rentvannskvaliteter

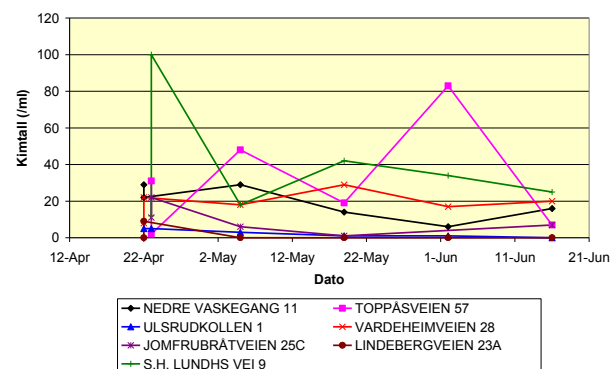
15.1. Oslo

I Oslo var det 7 prøvepunkter, som var endeledninger. Oslo ønsket å se på effekten av spyling på endeledninger. I hvert punkt ble det gjennomført 2 spylinger (hvor det ble tatt ut spyleslam) med 3 måneders mellomrom. Prøver av vann ble tatt fra brannventil i kum. Prøver av slam ble tatt fra utløpsrøret.

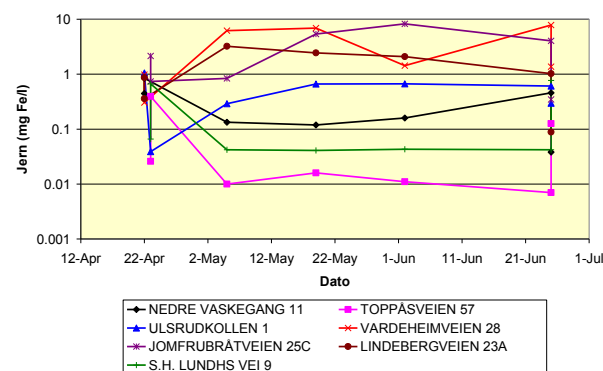
For hvert prøvepunkt i Oslo ble det tatt følgende vannprøver:

- Umiddelbart før 1. spyling
- Umiddelbart etter 1. spyling
- Der nest hver 14. dag i 3 måneder
- Umiddelbart før 2. spyling
- Umiddelbart etter 2. spyling

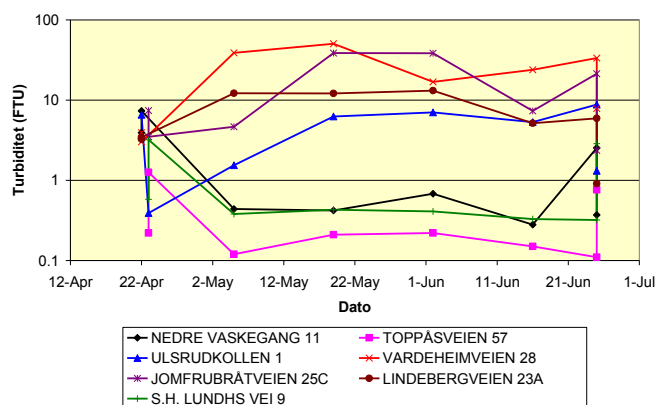
Resultatene av vannanalysene er vist i Figur 15 til Figur 17. Oksygenkonsentrasjonen var nær metning i alle prøvene. Fargetallet var svært høyt i Lindebergveien, mens det i de øvrige punktene var omtrent som forventet ut fra verdiene i rentvannet fra vannbehandlingsanleggene. Det viste seg å være vanskelig å ta prøver på rett tid, siden mengden suspendert stoff kunne variere betydelig over kort tid selv om vannet visuelt ble bedømt som like dårlig.



Figur 15. Kimtall før 1. spyling, og fram til neste spyling (det ble spyllt 22-23/4 og 25/6)



Figur 16. Jern før 1. spyling, mellom 2 spylinger og etter 2. spyling (det ble spyllt 22-23/4 og 25/6)



Figur 17. Turbiditet før 1. spyling, mellom 2 spylinger og etter 2. spyling (det ble spyllt 22-23/4 og 25/6)

Det var noenlunde samsvar mellom utviklingen av jern og av turbiditet, noe som er å forvente siden jern er en vesentlig kilde til turbiditet. I tre av prøvepunktene sank verdiene og forble lave til neste spyling, mens verdiene i tre andre punkt økte etter spyling og forble høye fram til neste spyling. Ved Ulsrudkollen sank verdiene først rett etter spyling, men de steg igjen i løpet av få uker og forble høye til neste spyling.

I Lindebergveien var fargetallet svært høyt mellom de to spylingene. Dette kan tyde på «rødt vann»-problemer pga. jernkorrosjon.

Kimtallet hadde en avvikende utvikling i forhold til de andre parametre som ble målt, og det var vanskelig å se noen sammenheng med spylingene med unntak av en høy verdi i S. H. Lundhs vei rett etter spyling. Det var ellers ingen effekt av spyling på kimtallsverdier, hverken kort- eller langvarig.

Resultatene tilsier at rutinemessig spyling i S. H. Lundhs vei har en effekt, at et større område ved Ulsrudkollen bør spyles for at en skal få en varig effekt, og at rutinemessig spyling med en ikke identifisert frekvens i

Toppåsveien og Nedre Vaskegang kan være fornuftig. Målepunktene i Lindebergveien og Vardeheimveien er knyttet til/ligger nedstrøms samme ledning med lav vannhastighet, og i områder forsynt via denne ledningen har en tidligere erfart at det er mye utfelte partikler. I disse punktene vil en trolig ha problemer med mye partikler i vannet inntil det er gjort tiltak i ledningen som er kilden til vannkvalitetsforringelsen.

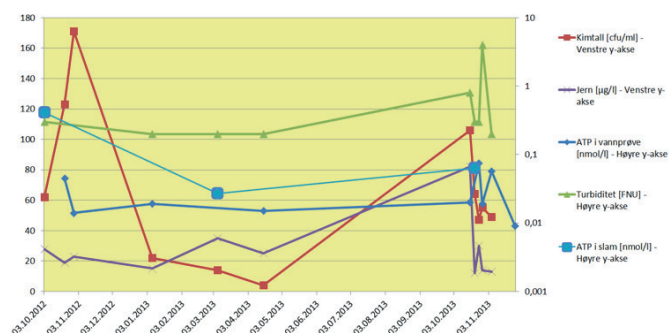
Resultatene viser at effektene av endebuttspyling varierte fra positivt til negativt, og at en slik rutinemessig hyppig spyling ikke bør introduseres på generell basis. Resultatene ga dessverre ikke grunnlag for å si at enkelte måleparametre som oksygen kan benyttes til å forutsi et behov for spyling, men dette kan skyldes at forsøket kun pågikk i 2 måneder.

Analysen av spyleslam viste at ca. 30-40 % av slammet var av organisk opphav. Mengden biomasse, målt som ATP, varierte fra prøvested til prøvested. I Vardeheimveien og Lindebergveien var mengden biomasse, målt som andel av VSS, vesentlig høyere ved første spyling enn ved siste, noe som kan indikere at en fjernet noe biofilm som det tar vesentlig lenger tid enn 2 måneder å gjenoppbygge.

Måling av sammensetningen av biomassen ble målt av Folkehelseinstituttet ved bruk av TRFLP (Terminal restriction fragment length polymorphism). Diversiteten varierte noe mellom de ulike punktene og var klart lavest i Lindebergveien, men synes i liten grad å være påvirket av spylingene. Sammensetningen av biomassen, vurdert ut fra identifiserte species, var bemerkelsesverdig lik for de to prøvetakingene, selv om det var noen endringer i Nedre Vaskegang, Ulsrudkollen og Vardeheimveien.

15.2. Tromsø

Figur 18 viser analyseresultatene for ATP i spyleslam, og kimtall, jern, ATP og turbiditet i vannprøver i Tromsø tatt fra 2012 til 2013. ATP verdiene målt i slammet og i vannprøver er skilt i to grafer i figuren.



Figur 18. Sammenstilling av analyseresultater for spyleslam og vannprøver i Tromsø, tatt fra og med 03.10.2012 til og med 26.11.2013. De store blå punktene illustrerer dagene da spyling ble gjennomført.

Det er ingen klar korrelasjon mellom kimtall og spyling, men verdiene går noe ned etter 2. og 3. spyling, som kan tyde på en liten forbedring av rengjøringen. Det kan virke som om jern blir mildt redusert i vannet etter spylinger, og at innholdet gradvis økes igjen. Ved spyling fjernes jern fra ledningen slik at et belegg av jern må bygges opp igjen før man får nye problemer med resuspensjon. Det kan i tillegg hende at utløsning av jern fra selve ledningen også blir redusert en stund etter rengjøring, blant annet fordi sedimenter blir fjernet og man forhindrer anaerobe forhold og korrosjon, men det er ikke utført nærmere undersøkelser av dette. For ATP er det ingen godt synlig effekt av rengjøring på drikkevannskvaliteten. ATP-verdien i slammet er derimot redusert som effekt av spyling. For turbiditet er det svært liten effekt av spyling, men denne er lav i drikkevannet fra før av, slik at det ikke er forventet å se noen nevneverdig forbedring.

Konklusjonen fra prøvene i Tromsø er at man ser liten effekt av rengjøring på parameterne ATP, jern og kimtall i vannprøvene, men at man kan se en reduksjon av ATP i slammet som følge av rengjøring. Årsaken til at man ser liten effekt av spylingen kan være at vannkvaliteten nødvendigvis ikke påvirkes så mye av spyling fordi ledningen har noenlunde selvrensende effekt. Det er en overføringsledning med normalt høy vannhastighet som videre betyr lite sedimentering og oppbygging av partikler. Dette kan bevises ved den meget lave mengden av SS-materiale tatt ut ved første slamprøve, selv om det ikke eksisterer noen tidligere systematisert spyling av ledningen.

16. Drift og vedlikehold av ledningsnett

I dette kapittelet vil vi se nærmere på hvordan man kan anvende drift- og vedlikeholdsmetoder for å redusere potensialet for biofilmdannelse og mikrobiologisk vekst i ledningsnettene.

En del av den daglige driften av et vannverk bør være å implementere prøvetakingsprogram i ledningsnettet for å overvåke vannkvaliteten og endringer over tid. Et slikt prøveprogram er nyttig for å se hvilke problemer man har, og i hvilke områder av ledningsnettet og i hvilke ledninger problemene oppstår. Overvåkning over tid med store mengder data vil gi grunnlag for omfattende analyser og tiltak basert på disse. Prøvetakinger og analyser vil derfor kunne gi kommuner en oversikt over ledningsnettene, problemer med biofilm, og årsaker til at biofilmvekst oppstår i de enkelte tilfeller.

Analysemetoder som hurtig kan angi om vannkvaliteten er tilfredsstillende eller ikke har blitt mer etterspurt i vannbransjen. Det jobbes derfor med å utvikle, prøve ut og forbedre eksisterende hurtigmetoder som kan gi hurtige resultater og understøtte risikostyring i større omfang enn idag. En av markedets nyere metoder, som flere vannverk har tatt i bruk, er BactiQuant (Bjergaarde et al., 2010). BactiQuant har sin styrke i kort analysetid og enkel utførelse. Metoden gir mulighet for hurtig oppfølging av resultater fra analysen og er således godt egnet for å bruke under driftskontroll av ledningsnettet.

BactiQuant er en enzymatisk metode som måler aktiviteten til et enzym som finnes hos de fleste vannbakterier. Det benyttes et enzym-spesifikt substrat som er koblet til en fluorogen komponent. Tilstedeværende bakterier vil spalte substratet og friggi den fluorescerende komponenten. Mengde fluorescerende produkt som dannes er proporsjonal med mengde bakterielt enzym i prøven. Den produserte fluorescensen er således relatert til antall bakterier i prøven. BactiQuant kan utføres ved hjelp av to ulike typer utstyr:

1. Stasjonært utstyr som er montert på egnet laboratorium.
2. Transportabelt utstyr for analyser i felt.

I Danmark har BactiQuant vært utprøvd under flere ulike situasjoner (Bjergaarde et al., 2010). Stort sett rapporteres det om godt samsvar mellom resultatene fra BactiQuant og tradisjonelle kimtallsmetoder, men metoden vil ikke kunne erstatte de tradisjonelle kimtallsanalysene fullt ut fordi dokumentasjonen som kreves av Mattilsynet i henhold til Drikkevannsforskriften fortsatt vil være basert på den angitte referansemetoden, NS-EN ISO 6222. BactiQuant vil fungere som et nyttig supplement til allerede fore-

liggende driftskontrollsystemer innad i kommuner. Dersom erfaringene fra Danmark også stemmer med norsk overflatevann vil behovet for kimtallsanalyser i driftskontrollen bli mindre. BactiQuant vil gi raskere informasjon om endringer i vannkvaliteten under ulike driftsforhold.

For koliformanalyse i henhold til Drikkevannsforskriften, kan Colilert-18/Quantitray metoden benyttes som alternativ metode til referansemetodene NS-EN ISO 9308-1 og den «særnorske metoden» NS 4788. Colilert metoden er basert på påvisning av enzymaktivitet hos bakteriene og ikke evne til vekst på et definert vekstmedium, slik som prinsippet er for referansemetodene. Sammenlignende tester har vist at man får sammenlignbare og de høyeste verdiene for koliforme bakterier ved bruk av Colilert og den «særnorske referansemetoden», mens man ved bruk av ISO-referansemetoden, som er oppført som eneste referansemetode i EU direktivet, kun påviste 33 % av det totale antallet koliforme bakterier som ble funnet ved Colilert-metoden (Østensvik, 2000). En forklaring på dette er bl.a. den lave selektiviteten til det dyrkingsmediet som referansemetoden benytter, som medfører mye vekst av ikke-koliforme bakterier som «kamouflerer» de koliforme bakteriene. I tillegg har det blitt vist at Colilert-metoden (enzymatisk metode) påviser flere «miljøkoliforme» enn referansemetoden.

I tillegg til å forstå bakgrunnen for vekst i ledningsnettene er det viktig at man samtidig jobber for å redusere vekstpotensialet. Som rapporten har vist, er vekstpotensialet avhengig av en rekke faktorer som kan begrenses slik at mikrobiell vekst og biofilmvekst i ledningsnettet reduseres. Man kan jobbe med å redusere årsakene til vekst, og mange av disse kan man finne i vannbehandlingen (se kapittel 11 og 12). Om man ønsker å redusere symptomene, er det naturlig at dette gjøres gjennom daglig drift og vedlikehold av ledningsnettene. Drift og vedlikehold kan basere seg på at man kartlegger problemområder med hensyn til biofilmvekst, og at man jobber med å fjerne biofilmen i slike områder samtidig som man reduserer vekstpotensialet i ledningsnettet. For å fjerne biofilm fra ledningsnettet kan man anvende en rekke rengjøringsteknikker som vil fungere med ulik effektivitet. Enhver kommune bør kartlegge og identifisere de mest relevante rengjøringsteknikker som passer for å løse de lokale problemene. De mest anvendte teknikkene for rengjøring av ledningsnett er bruk av spyling (styrt spyling) og pluggkjøring.

Efraimsen og Mohn (2001) har rapportert fra et arbeid med uttak og analyse av spyleslam fra Lysehagan i Oslo. Det ble utført to spylinger med to måneders mellomrom, henholdsvis 27.06.01 og 28.08.01, og det ble tatt

prøver av spyleslammet ved begge spylingene. Andelen organisk materiale var 18 % ved første spyling og 22 % ved andre spyling, mens innholdet av polysakkarider var henholdsvis 17 og 29 mg/g TS, og det ble konkludert med at biofilmen ble reetablert kort tid etter spyling. Jern dominerte den uorganiske fraksjonen. Hvorvidt jernet skyldes lokal korrosjon eller utfellinger av jern transportert til Lysehagan fra andre deler av nettet eller fra rentvannet ble ikke vurdert. I perioden mellom og like etter siste spyling ble kimtallet i vannet analysert ca. hver 14. dag. Kimtallet steg fra nær null etter første spyling til ca. 25 kim/ml rett før siste spyling. Umiddelbart etter spyling var kimtallet 153 kim/ml, men sank til 15 kim/ml etter én dag.

Lehtola et al. (2006) studerte effekten av å øke vannhastighetene fra 0,2 m/s til 0,4 m/s, fra 0,4 m/s til 0,8 m/s og fra 0,8 m/s til 1,3 m/s. I minst 30 minutter etter vannhastighetsendringen målte de forhøyede verdier av turbiditet, kimtall og totalt bakterietall. Dette er en indikasjon på hvor lang tid det vil ta å fjerne partikler som løsner etter en hastighetsendring, og er relevant når en skal vurdere hvor lenge en bør spyle. Vreeburg (2007) har på bakgrunn av undersøkelser, derimot gitt anbefaling om at spylehastighet bør være minst 1,5 m/s for å resuspendere og fjerne alle sedimenter i ledningene. Da vil også behovet for hvor lenge man spyle bli redusert.

Vreeburg og Boxall (2007) beskriver strategier for kontroll av vannkvalitetsforringelse pga. akkumulering av partikler. Partiklene kan være rust, biofilm, humus etc. Dersom det ikke er mulig å opprettholde så høye vannhastigheter at slik akkumulering unngås, må spyling gjennomføres før mengden partikler som akkumuleres kan gi opphav til en vannkvalitetsforringelse i stedet for å vente til vannkvalitetsforringelsen er et faktum. Dette krever imidlertid en god oversikt over generering av partikler i ledningsnett, slik at det er mulig å forutsi spylebehovet og utarbeide pro-aktive spyleplaner.

I en annen studie (Commission on Geosciences, Environment and Resources, 1999) ble det også observert høy mikrobiologisk aktivitet i vannprøver tatt etter spyling eller andre aktiviteter i ledningsnett (som kan føre til avrivning av biofilm eller resuspending av sedimenter i ledningsnett). Det er normalt at dette vil skje under og etter spyling eller annen rengjøring og aktivitet i ledningsnett fordi man løsriver biofilm fra ledningsvegg og resuspendere biomasse og mikroorganismer som ligger i sedimenter, og fører dette ut i vannmassen. Prøver av vannmassen vil da ofte vise forhøyede verdier av mikrobiologisk aktivitet. Det er derfor viktig under rengjøring av ledningsnett at vannmasser med forhøyet mikrobiologisk aktivitet føres ut av ledningsnett ved hjelp av passende rengjørings-teknikker for å unngå at slikt vann når abonnentene eller

bare flyttes nedstrøms i ledningsnett. Vreeburg (2007) og Alegre et al. (2010) har dokumentert en anbefalt måte å rengjøre ledningsnett på ved bruk av styrt spyling (innebærer at ledningen som skal spyles blir isolert ved stenging av ventiler mot innkommende ledninger) for å unngå forhøyede verdier av turbiditet og mikrobiologisk aktivitet etter rengjøring av ledningsnett, med følgende tre steg:

1. Minimum spylehastighet bør være 1,5 m/s for å sikre at alle sedimenter i ledningen som kan resuspendes ved vanlig bruk blir resuspendert og fjernet ved rengjøringen.
2. Spylt volum bør minst utgjøre to ganger ledningens volum for å sikre at alle sedimenter i ledningen blir fraktet ut av den og at ikke noe blir liggende igjen.
3. Vannet som brukes til å spyle en ledning må komme fra ledninger som ikke inneholder sedimenter som kan resuspendes, for å forhindre at nye sedimenter føres inn i ledningen oppstrøms. Disse ledningene må derfor eventuelt spyles først, eller det må påvises at de er rene ved hjelp av målinger.

Det anbefales at denne modellen følges for rengjøring av ledningsnett hvis man velger å benytte seg av spyling som rengjøringsmetode. Rengjøring av ledninger ved hjelp av plugg fungerer også godt i mange tilfeller, blant annet i områder og i ledninger hvor man ikke kan spyle med høy hastighet, hvor man ikke har mulighet for å slippe ut store vannmengder på overflaten, eller hvor topografien er vanskelig. Bruk av plugg vil som oftest føre til høy skjærspenning langs ledningsvegger og vil dermed ha god rengjørings effekt på sedimenter og biofilm. En bieffekt av pluggkjøring i støpejernsledninger kan derimot være økt blødning fra korrosjonsprodukter på ledningsveggene. Pluggen kan rive av korrosjonsprodukter som stikker ut fra ledningsveggene og blottlegger ledningsveggen bak korrosjonsproduktene. Denne avrivningen av korrosjonsprodukter vil føre til en sterk økning av korrosjon og rødt vann over en periode. Dette vil også kunne øke biofilmveksten for en periode på grunn av de sterkt varierende forholdene både i vannet og på ledningsveggen. Den økte korrosjonen og blødningen fører sannsynligvis også til økt lokal nedbrytning av restklor, om dette benyttes. Slike hendelser kan motvirkes ved å benytte seg av myke plugg, som i mange tilfeller vil forhindre blødning.

Derfor anbefales en gjennomtenkt plan for rengjøring av ledningsnett sammen med tiltak i vannbehandlingen (se kapittel 11, 12 og 13) for å redusere:

1. partikler ut fra vannbehandling
2. vekstpotensiale for biofilm i form av BDOC ut fra vannbehandling
3. vannets korrosivitet

Referanser

Ainsworth, R. (2004) *Safe Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems*. Ed. by Ainsworth R. IWA publishing pp. 147.

Anon (1981): *The use of plastic and rubber in water and effluents*. Int. Conf., Feb., London, 7.1-7.8.

Armon, R, Starosvetsky, J., Arbel, T. og Green, M. (1997). *Survival of Legionella pneumophila and Salmonella typhimurium in biofilm systems*. Water Science and Technology, 35:11-12:293-300.

AWWA (American water Works Association) (1987): *Cleaning and lining water mains. Manual of water support praxis*. AWWA M28, USA.

AWWA (1996). *Internal corrosion of water distribution systems*, 2nd ed. American Water Works Association, Denver, USA.

Batté, M., Koudjonou, B., Laurent, P., Mathieu, L., Coallier, J. and Prévost, M. (2003). *Biofilm responses to ageing and to a high phosphate load in a bench-scale drinking water system*. Water Research, 37:6:1351-1361.

Batté, M., Appenzeller, B.M.R., Grandjean, D., Fass, S., Gauthier, F., Jorand, F., Mathieu, L., Boulam, M., Saby, S. og Block, J.C. (2004). *Biofilm in drinking water distribution networks*. Reviews in Environmental Sciences and Biotechnology, 2:147-168.

Berry, D., Xi, C. og Raskin, L. (2006). *Microbial ecology of drinking water distribution systems*. Current Opinion in Biotechnology, 17:3:297-302.

Bjergaarde, N.E., Sparwath, H., Østergaard, E.M., Jepsen, T., Bjergbæk, L., Schmidt, C., Andersen, P.J., Lindhardt, B., Fabricius, A., Lindholm, A., Frambøl, C. og Schou, C. *Erfaringer med hurtigmetoden BactiQuant*. Dansk Vand, Juni 2010.

Boe-Hansen, R., Albrechtsen, H.-J., Arvin, E. og Jørgensen, C. (2002). *Bulk water phase and biofilm growth in drinking water at low nutrients conditions*. Water Research, 36:4477-4486.

Camper, A. K., Jones, W. J. og Hayes, J. T. (1996). *Effect of growth conditions and substratum composition on the persistence of coliforms in mixed-population biofilms*. Appl. and Env. Microbiology, 62:11:4014-4018.

Camper, A. C. (2004). *Involvement of humic substances in regrowth*. International Journal of Food Microbiology, 92:3:355-364.

Chandy, J. P. og Angles, M. L. (2001). *Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay*. Wat. Res., 35:11:2677-2682.

Characklis, W. G. (1988). *Bacterial regrowth in distribution systems*. AWWA, USA.

Chen, X., og P. S. Stewart (1996). *Chlorine penetration into artificial biofilm is limited by a reaction-diffusion interaction*. Environmental Science and Technology 30:2078.

Commission on Geosciences, Environment and Resources (1999). *Identifying future drinking water contaminants*. Based on the 1998 Workshop on Emerging Drinking Water Contaminants. The National Academies Press.

De Beer, D., R. Srinivasan, og P. S. Stewart (1994). *Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection*. Applied Environmental Microbiology 60:4339.

Efraimsen og Mohn, (2001): *Biofilm og avleiringer i gammel drikkevannsledning i Oslo – karakterisering og dannelsesbetingelser*. NIVA-rapport 4464-2001.

Eggen, T. G. og Steinsmo, U. (1995): *Rehabilitering av kommunale vannledninger – innvendig epoksybelegg*. SINTEF rapport STF24 A95237.

Eikebrokk, B. *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg*. Norsk Vann rapport 188 – 2012.

Eikebrokk B. (2015) *Analyse av NOM-sammensetning, ATP og metaller i vann og biofilmmonitorer. Basis for kunnskap om beleggdannelse i ledningsnett? Resultater fra langtids forsøk ved 6 norske vannverk*. SINTEF-rapport, Feb 2015.

Emtiazi, F., Schwartz, T., Marten, S. M., Krolla-sidenstein, P. og Obst, U. (2004). *Investigation of natural biofilms formed during the production of drinking water from surface water embankment filtration*. Water Research, 38:5:1197-1206.

Fass, S., Dincher, M. L., Reasoner, D. J. og Block, J. C. (1996). *Fate of Escherichia coli experimentally injected in a drinking water distribution pilot system*. Water Research, 30:9:2215-2221.

Flannery, B., Gelling, L. B., Vugia, D. J., Weintraub, J. M., Salerno, J. J., Conroy, M. J., Stevens, V. A., Rose, C. E., Moore, M. R., Fields, B. S. og Besser R. E. (2006). *Reducing Legionella colonization in water systems with monochloramine*. Emerg. Infect. Dis., 12:4:588-596.

Fonahn, W. Vil klimaendringene øke sannsynligheten for vannbåren sykdom? Scenarier for framtiden, VANN, 01, 2014.

Franzmann, P. D., Heitz, A., Zappia, L. R., Wajon, J. E. og Xanthis, K. (2001). *The formation of malodorous dimethyl oligosulphides in treated groundwater; the role of biofilms and potential precursors*. Water Research, 35:7:1730-1738.

Gauthier, V., Gerard, B., Portal, J.M., Block, J.C. og Gatel, D. (1999). *Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system*, Water Research, Volume 33, Issue 4, March 1999, Pages 1014-1026

Gibbs, R. A. og Hayes, C. R. (1989). *Characterization of non-enteric bacterial regrowth in the water supply distribution network from a eutrophic reservoir*. Water Science and Technology, 21:3:49-53.

Hall-Stoodley, L. og Stoodley, P. (2005). *Biofilm formation and dispersal and the transmission of human pathogens*. Trends in Microbiology, 13:1:7-10.

Hem, L. J. (1991). *Nitrification in a moving bed biofilm reaktor*. Dr.ing.-avhandling, Institutt for vassbygging, NTH.

Hem, L.J., Norgaard, E. og Efraimsen, H. (1997). «Begroing i drikkevannsledninger». NIVA-rapport 3576-96.

Hem, L. J. og Charnock, C. (1999). *Biofilm formation potential in Norwegian drinking waters. The influence of raw water quality and treatment technology*. Proceedings, 1999 AWWA annual conference.

Hem, L. J. (2001). *Biostabilitet i drikkevannsledninger*. Aquateam-rapport 03-032.

Hem, L. J. og Skjevrak, I. (2002): *Potential water quality deterioration of drinking water caused by leakage of organic compounds from materials in contact with the water*. 20 th NoDig conference, Copenhagen May 28-31 2002.)

Hem, L. J. (2003). *Bruk av PE- og PVC-rør; betydning for biofilmdannelse (begroing) og uønsket lukt og smak på vannet*. Aquateam-rapport 03-011.

Hem, L. J., Storhaug, R. og Ording, F. B. (2006): *Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann*. NORVAR-rapport 148/2006.

Hem, L. J. (2007). *Måling av biofilmdannelse i ledningsnettet til IVAR med ulike desinfeksjonsmetoder ved Langevatn vannbehandlingsanlegg*. Rapportering av resultater fra fase 1. Aquateam-notat.

Hem, L. J. (2008). *Vannkvalitetsendringer i drikkevannsledninger. Innspill til hovedplan for vann i Oslo*. SINTEF rapport SBF IN F08312.

Hem, L. (2009): *Effekt av kloramindosering på biofilmdannelse i drikkevannsledninger. Resultater fra full-skala studier i Larvik kommune og Vestfold Interkommunale Vannverk*. SINTEF rapport.

Hem, L. J., Skar, I. Lund og V., Anderson-Glenna, M. (2011). *Mikrobiologisk vannkvalitet på Ledningsnettet i Oslo med nåværende og tidligere vannbehandling på Oset*. SINTEF-rapport SBF 2011 F0103.

Hem, L.J., Skaar, I. og Wennberg, A.C. (2013). *Biofilmdannelse i VAVs ledningsnett med nye Oset vannbehandlingsanlegg*. SINTEF rapport.

Holmes, P. og Nicolls, L. M. (1995). *Aeromonads in drinking-water supplies; their occurrence and significance*. J. CIWEM, 9:10:464-469.

Huck, P. M. og Gagnon, G. A. (2004). *Understanding the distribution network as a bioreactor; a framework for managing heterotrophic plate count levels*. International Journal of Food Microbiology, 92:3:347-353.

Joret, J.C., Levi, Y. og Volk, C. (1991). *Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) content of drinking water and potential regrowth of bacteria*. Wat.Sci.Tech., 24, 2, 95-101.

Juhna, T., Rubulis, J. og Hammes, F. (2007). *Modeling bacterial regrowth in pipelines*. Presentation at TECHN-EAU workshop, October.

Keevil, C. W. (1994). *Assessment of practical measures to predict bacteriological failures due to biofilms*. Foundation for water research, GB.

LeChevallier, M. W. og McFeters, G. A. (1985). *Enumerating injured coliforms in drinking water*. Journal of AWWA, 77:6:81-87.

LeChevallier, M. W., Babock, T. M. og Lee, R. G. (1987). *Examination and characterization of distribution system biofilm*. Applied and Environmental Microbiology, 53:2714-2724.

LeChevallier, M. W., Cawthon, C. D. og Lee, R. G. (1988). *Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies*. Applied and Environmental Microbiology, 54:3:649-654.

LeChevallier, M. W. (1991). *Biocides and the Current Status of Biofouling Control in Water Systems*. Berlin: Springer-Verlag.

LeChevallier, M. W., Schulz, W. og Lee, R. G. (1991). *Bacterial nutrients in drinking water*. Applied and Environmental Microbiology, 57:857-862.

LeChevallier, M. W., Lowry, C. D. og Lee, R. G. (1993). *Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria*. Journal of AWWA, 85:111-123.

LeChevallier, M. W., Welch, N. J. og Smith, D. B. (1996). *Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water*. Applied and Environmental Microbiology, 62:7:2201-2211.

LeChevallier, M. W. (1999): *The case for maintaining a disinfection residual*. Jour. AWWA. 91:1:86.

Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Lampola, T., Hirvonen, A., Vartiainen, T og Martikainen, P. J. (2005). *Pipeline materials modify the effectiveness of disinfectants in drinking water distribution systems*. Water Research, 39:1962-1971.

Lehtola, M. J., Laxander, M., Miettinen, I. T., Hirvonen, A., Vartiainen, T og Martikainen, P. J. (2006). *The effect of changing water flow velocity on the formation of biofilms and water quality in pilot distribution system consisting of copper or polyethylene pipes*. Water Research, 40:11:2151-2160.

Lehtola, M., Torvinen, E., Kusnetsov, J., Pitkänen, T., Maunula, L., von Bonsdorff, C.H., Martikainen, P.J., Wilks, S.A., Keevil, C.W. og Meittinen, I.T. (2007). *Survival of Mycobacterium avium, Legionella pneumophila, Escherichia coli and caliciviruses in drinking water associated biofilms grown under high-shear turbulent flow*. Appl. Environ. Microbiol. 73: 2854-2859

Lipponen, M. T. T., Suutari, M. H. og Martikainen, P. J. (2002). *Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems*. Water Research, 36:17:4319-4329.

Lund, V. og Ormerod, K. (1995). *The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems*. Water Research, 29:4:1013-1021.

Långmark, J., Storey, M. V., Ashbolt, N. J. og Stenström, T.-A. (2007). *The effect of UV disinfection on distribution pipe biofilm growth and pathogen incidence within the greater Stockholm area, Sweden*. Wat. Res., 41 (15), 3327-3336.

Mackay, W. G., Gribbon, L. T., Barer, M. R. og Reid, D. C. (1998). *Biofilms in drinking water systems – a possible reservoir for Helicobacter pylori*. Water Science and Technology, 38:12:181-185.

Mackerness, C. W., Colbourne, J. S., Dennis, P. L. J., Rachwal, T. og Keevil, C. W. (1993). *Formation and control of coliform biofilms in drinking water distribution systems*. In Denyer, S. P., Gorman, S. P. and Sussman, M. (Eds); Microbial biofilms formation and control. Blackwell scientific publications, Oxford, UK.

Martiny, A. C., Jørgensen, T. M., Albrecht, H.-J. Arvin, E. and Molin, S. (2003). *Long-term succession of structure and diversity of a bi model drinking water distribution system*. Applied and Environmental Microbiology, 69:11:6899-6907.

Miettinen, I. T., Vartiainen, T. og Martikainen, P. J. (1997). *Phosphorus and bacterial growth in drinking water*. Applied and Environmental Microbiology, 63:8:3242-3245.

Moreno, Y., Piqueres, P., Alonso, J. L., Jiménez, A., González, A. and Ferrús, M. A. (2007). *Survival and viability of Helicobacter pylori after inoculation into chlorinated drinking water*. Water Research, 41:15:3490-3496.

Momba, M. N. B., Cloete, T. E., Venter, S. N. and Kfir, R. (1998). *Evaluation of the impact of disinfection processes on the formation of biofilms in potable surface water distribution systems*. Water Science and Technology, 38:8-9:283-289.

Momba, M. N. B., Cloete, T. E., Venter, S. N. and Kfir, R. (1999). *Examination of the behaviour of Escherichia coli in biofilms established in laboratory-scale units receiving chlorinated and chloraminated water*. Water Research, 33:13:2937-2940.

Moreno, Y., Piqueres, P., Alonso, J. L., Jiménez, A., González, A. og Ferrús, M. A. (2007). *Survival and viability of Helicobacter pylori after inoculation into chlorinated drinking water.* Water Research, 41:15:3490-3496.

Mutiotti, G., Dietz, J. D., Arevalo, J. og Taylor, J. S. (2007). *Combined chlorine dissipation; pipe material, water quality, and hydraulic effects.* Journal of AWWA, 99:10:96-106.

Niquette, P., Servais, P. og Savoir, R. (2000). *Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system.* Water Research., 34:6:1952-1956.

Niquette, P., Servais, P. og Savoir, R. (2001). *Bacterial dynamics in the drinking water distribution system of Brussels.* Water Research, 35:3:675-682.

Norton, C. (1999). *Assessing and controlling regrowth in distribution systems.* Proceedings workshop S8, 1999 AWWA annual conference & exposition.

Norton, C., LeChevallier, M. W. og Falkinham, J. O. (2004). *Survival of Mycobacterium avium in a model distribution system.* Water Research, 38:6:1457-1466.

Ollos, P. J., Slawson, R. M. og Huck, P. M. (1998). *Bench scale investigations of bacterial regrowth in drinking water distribution systems.* Water Science and Technology, 38:8-9:275-282.

Opheim, D., Grochowski, J. og Smith, D. (1988). *Isolation of coliforms from water main tubercles.* Abstract from Ann. Mtg. Amer. Soc. Microbiol.

Pasmore, M., Todd, P., Smith, S., Baker, D., Silverstein, J., Coons, D. og Bowman, C. N. (2001). *Effects of ultrafiltration membrane surface properties on Pseudomonas aeruginosa biofilm initiation for the purpose of reducing Biofouling.* Journal of Membrane Science, 194:1:15-32.

Percival, S.L., Knapp, J. S., Edyvean, R. G. L. og Wales, D. S. (1998). *Biofilms, mains water and stainless steel.* Water Research, 32:7:2187-2201.

Prévost, M., Rompré, A., Coallier, J., Servais, P., Laurent, P., Clément, B. og Lafrance, P. (1998). *Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems; impact of water treatment.* Water Research, 32:5:1393-1406.

Pryor, M., Springthorpe, S., Riffard, S., Brooks, T., Huo, Y., Davis, G. og Sattar, S. A. (2004). *Investigation of opportunistic pathogens in municipal drinking water under different supply and treatment regimes.* Water Science and Technology, 50:1:83-90.

Regan, J. M., Harrington, G. W., Baribeau, H., De Leon, R. og Noguera, D. R. (2003). *Diversity of nitrifying bacteria in full-scale chloraminated distribution systems.* Water Research, 37:1:197-205.

Rice, E. U., Scarpino, P. V., Reasoner, D. J. Logsdon, G. S. og Wild, D. K. (1991). *Correlation of coliform growth response with other water quality parameters.* Journal of AWWA. 81:7:98-102.

Robertson, L., Gjerde, B. (2000). *Cryptosporidium og Giardia i drikkevasskjelder i Noreg.* SNT-Rapport 6-2000. 50 s. ISSN 0802-1627.

Robertson, L.J. *Analysis of water for protozoan parasites is expensive – why not use indicator organisms?* VANN, 01, 2014.

Rook, J. J. (1974). *Formation of haloforms during chlorination of natural water.* Water Treatment and Examination 23:234-243.

Rubulis, J., Juhna, T., Henning, L. og Korth, A. (2007). *Methodology of modeling bacterial growth in drinking water systems.* TECHNEAU rapport, deliverable nummer 5.5.4.

Sathasivan, A., Ohgaki, S., Yamamoto, K. og Kamiko, N. (1997). *Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution system.* Water Science and Technology, 35:8:37-44.

Schoenen, D. (1989). *Influence of materials on the microbiological colonization of drinking water.* Aqua, 38:2:101-103.

Schwartz, T., Hoffmann, S. og Obst, U. (1998). *Water Research*, 32:9:2787-2797.

Servais, P., Laurent, P. og Randon, G. (1995). *Comparison of the bacterial dynamics in various french distribution systems.* Aqua, 44:1:10-17.

Sægvog, S. (2005). *Skade på vannledninger i Tromsø kommune.* SINTEF notat.

Sægrov, S., König, A., Pitchers, R., Conroy, P., Alegre, H. og Korth, A. (2006). *Evaluation report on operational methods and maintenance schemes – Applied in praxis and compared to best practice*. TECHNEAU rapport, deliverable nummer 5.6.1 + 5.6.2.

Vaerewijck, M. J. M., Huys, G., Palomino, J. C., Swings, J. og Poertaels, F. (2005). *Mycobacteria in drinking water distribution systems: ecology and significance for human health*. FEMS Microbiology Reviews, 29:5:911-934.

van der Kooij, D., Visser, A. og Hijnen, W. A. M. (1982). *Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water*. Journal of AWWA, 74:540.

van der Kooij, D. og Hijnen, W. A. M. (1985). *Measuring the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water treatment as a tool for limiting regrowth of bacteria in distribution systems*. In Proceedings from AWWA water quality technology conference.

van der Kooij, D. (1987). *The effect of treatment on assimilable organic carbon in drinking water*. In P. M. Huck and P. Toft (ed.), proceedings of the second national conference on drinking water, Edmonton, Alberta, Canada, April 7-8. Pergamon press, London.

van der Kooij, D. (1990). *Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water*, p. 57-87. In G. A. McFeters (ed.), Drinking water microbiology. Springer-Verlag, New York, N.Y.

van der Kooij, D. (1992). *Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth*. Journal of AWWA, 84:2:57-65.

van der Kooij, D. og Veenendaal, H. R. (1993): *Assessment of the biofilm formation potential of synthetic materials in contact with drinking water during distribution*. AWWA WQTC, Nov. 7-11, 1993, Miami.

van der Kooij, D., van Lieverloo, J. H. M., Schellart, J. og Hiemstra, P. (1999). *Maintaining quality without a disinfectant residual*. Journal of AWWA, 91:1:55-64.

Volk, C. og LeChevallier, M. W. (1999). *Impacts of the reduction of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems*. Applied and Environmental Microbiology. 65:4957-4966.

Volk, C. og LeChevallier, M. W. (2000). *Assessing biodegradable organic matter*. Journal of American Water Works Association 92 pp 54-76

Vreeburg, J.H.G. og Boxall, J.B. (2007). *“Discolouration in potable water distribution systems: A review.”* Water Research Vol: 41: 519-529.

Vreeburg, J. H. G. (2007). *Discolouration in drinking water systems: a particular approach*. PhD Thesis. ISBN: Delft University of Technology

Williams, B. B. og Braun-Howland (2003). *Growth of Escherichia coli in model distribution system biofilms exposed to hypochlorous acid or monochloramine*. Applied and Environmental Microbiology, 69:9:5463-5471.

Williams, B. B., Santo Domingo, J. W. og Meckes, M. C. (2005). *Population diversity in model potable water biofilms receiving chlorine and chloramine residual*. Biofouling, 21:5-6: 279-88.

Wingender, J. og Flemming, H. C. (2004). *Contamination potential of drinking water distribution network biofilms*. Water Science and Technology, 49:11-12:277-286.

Wricke, B., Henning, L., Korth, A., Vreeburg, J., Scaap, P., Osterhus, S., Juhna, T., Hammes, F. og Coelho, S. (2007). *Particles in relation to water quality deterioration and problems in the network*. TECHNEAU rapport, deliverable nummer 5.5.1 + 5.5.2.

Østensvik, Ø. (2000). *Coliform bacteria and Escherichia coli in Norwegian drinking water sources – Comparison of methods based on the fermentation of lactose and methods based on the activity of specific enzymes*. Proceedings, Water Quality Technology Conference, ISBN 1-58321-C49-0, American Water Works Association, 2000.

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2014	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg	160	Driftserfaringer med membranfiltrering	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger			
	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet	C1	Sårbarhet i vannforsyningen			
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett	158	Termoplastrør i Norge – før og nå	2002	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt		
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler		127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell		
	204	Åpne flomveger i bebygde områder	B10	Vannkilden som hygienisk barriere		126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie		
	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene		125	Mal for forenklet VA-norm		
	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen		124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1		
	201	Anskaffelser i vannbransjen	2007	157		Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)	
200	Håndtering av overvann fra urbane veger	156		Veiledning for oljeutskilleranlegg		122	Prossesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner		
2013	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse		155		Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger	
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13		154	Norm for tagkoding i VA-anlegg	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001		
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø		153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren	2001	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling	
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer		152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren		118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)	
	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg		151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)		117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)	
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem		150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger		116	Scenarier for VA-sektoren år 2010	
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren	115		Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips		
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring	114		Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann		
2012	194	Energikrigit design og prosjektering av avløpsrenseanlegg	2006	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning		113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp	
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem		148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann		112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp	
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken		147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann	2000	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune	
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning		146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett		110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg	
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer		B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk		109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen	
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg		B5	Utslipp fra bilvaskehaller		108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater	
	C8	Omdømmeplattform og -strategi		B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og statur. Forprosjekt.		107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave	
	2011	187		Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak	B3		Kvalitetshaving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
186		Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning	105		Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg		
185		Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling	104		Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999		
184		Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde	2005	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering		
183		Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri		144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg		
182		Prøvetaking av avløpsvann og slam		143	Kartlegging av mulig helseisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet	101	Status og strategi for VA-opplæringen		
181		Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng		142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet	100	Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester		
180		Fjernavlesning av vannmålere		B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledning.	1999	99	Veiledning i dokumentasjon av utslipp	
179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp	C3		Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer	98		Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstillende kravene i revidert plan- og bygningslov		
B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren	2004		141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp		97	Slamforbrenning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)	
B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene			140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt		96	Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger	
C7	Forvaltningspraksis ved norsk dampsikkerhet		139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevatt	95		Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (Erstattet av 192/12)		
2010	178		Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave		94	Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner	
	177		Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer - problemoversikt og status	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)		1998	93	Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
	176		Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?			92	Informasjon om VA-sektoren – forprosjekt
	175		Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller	91		Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold	
	174		Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)	90		Actiflo-prosjektet ved Flesland ra	
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt	89	VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov			
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet	88	Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune			
	B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.	2003	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning	87		Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser	
2009	172	Trykktap i avløpsnett		132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR	2008		164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	171	Erfaringer med lekkasjekontroll		131	Effektivisering av avløpssektoren		163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag	
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis		130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg		162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering	
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2		2002	164		Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg			163		Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier			162		Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg			161		Helsemessig sikkert vannledningsnett	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata	157		Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07		157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07	
B12	Drikkevatt i media	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg		156	Veiledning for oljeutskilleranlegg			
2008	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann	155		Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren		
	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag	154		Norm for tagkoding i VA-anlegg	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg		
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren			
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren			
	2007	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)		
		156	Veiledning for oljeutskilleranlegg	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger		
		155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren		
		154	Norm for tagkoding i VA-anlegg	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring		
153		Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning			
152		Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann			
151		Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann			
150		Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett			
2006	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk			
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann	B5	Utslipp fra bilvaskehaller	B5	Utslipp fra bilvaskehaller			
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann	B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og statur. Forprosjekt.	B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og statur. Forprosjekt.			
	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett	B3	Kvalitetshaving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag	B3	Kvalitetshaving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag			
	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning			
	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling			
	143	Kartlegging av mulig helseisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger			
	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)			
2005	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp	143	Kartlegging av mulig helseisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet	143	Kartlegging av mulig helseisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet			
	140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet			
	139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevatt	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledning.	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledning.			
	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer			
	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)	2004	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp		
	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?		140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt	140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt		
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller		139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevatt	139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevatt		
	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)		138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave		
B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt	137		Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)			
C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet	136		Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?			
2004	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning		135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller		
	132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR		134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)		
	131	Effektivisering av avløpssektoren	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt			
	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet			
	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger	2003	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning		
	C1	Sårbarhet i vannforsyningen		132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR	132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR		
	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt		131	Effektivisering av avløpssektoren	131	Effektivisering av avløpssektoren		
	127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell		130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg		
126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie	129		Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger			
125	Mal for forenklet VA-norm	C1		Sårbarhet i vannforsyningen	C1	Sårbarhet i vannforsyningen			
124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1	128		Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt			
123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)	127		Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell	127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell			
2003	122	Prossesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner	126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie	126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie			
	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger	125	Mal for forenklet VA-norm	125	Mal for forenklet VA-norm			
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001	124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1	124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1			
	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)			
	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)	122	Prossesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner	122	Prossesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner			
	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger			
	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001			
	115	Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling			
2002	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)			
	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)			
	112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010			
	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune	115	Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips	115	Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips			
	110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann			
	109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp			
	108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater	112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp	112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp			
	107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune			
2001	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering	110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg	110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg			
	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg	109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen	109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen			
	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999	108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater	108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater			
	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering	107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave	107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave			
	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering			
	101	Status og strategi for VA-opplæringen	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg			
	100	Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999			
	99	Veiledning i dokumentasjon av utslipp	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering			
1999	98	Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstillende kravene i revidert plan- og bygningslov	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg			
	97	Slamforbrenning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)							



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