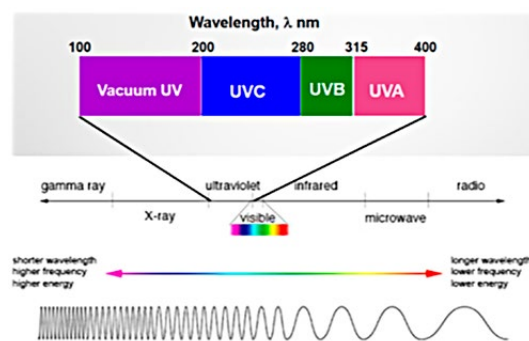
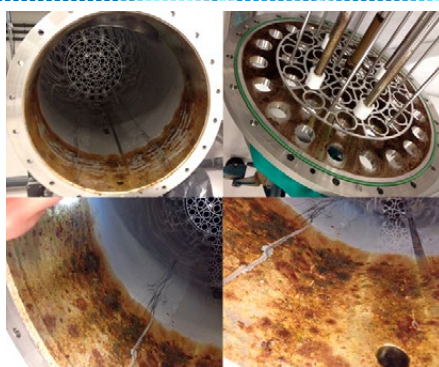




UV-desinfeksjon av drikkevann

En suppleringsrapport til UV-veiledningen av 2008



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 beskriver likheter og ulikheter mellom de ulike valideringsstandarder, herunder hvordan en validering etter ulike biodosimetriske standarder kan påvirke kapasitet og dimensjonering av UV-aggregater. En situasjon der kapasiteten avhenger av hvilken valideringsstandard man har benyttet, skaper usikkerhet i forbindelse med valg av type UV-anlegg/aggregater, for dimensjonering og for vannverkenes doseleveranse.

Rapporten dokumenterer at UV-reaktorer kan komme ut med betydelige forskjeller i validert kapasitet ved validering etter europeisk (DVGW) eller amerikansk (UVDGM) standard. Selv for LP-anlegg er det flere eksempler på at én og samme reaktor har kommet ut med opptil 100 % høyere kapasitet ved validering etter USEPA kontra DVGW. Forskjellen i validert kapasitet øker med økende UV-transmisjon i vannet. Selv om mye av kapasitetsforskjellen kan forklares ved ulikheter i de anvendte korreksjons-/sikkerhetsfaktorer, er dette en situasjon som kan vanskeliggjøre riktige valg av type UV-reaktor.

Rapporten gir avslutningsvis en begrunnet anbefaling om valg av UV-reaktorer validert etter europeisk eller amerikansk standard.

Rapporten gir videre oppdaterte erfaringer med bruk av UV-desinfeksjonsanlegg.

Norsk Vann BA

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

Rapportens tittel

UV-desinfeksjon av drikkevann:
En suppleringsrapport til UV-veiledningen av 2008

Forfattere

Bjørnar Eikebrokk, Vidar Lund og Jon Moberg.

Rapportnummer: 240/2018

ISBN 978-82-414-0425-2 (elektronisk utg.)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norsk

Drikkevann, UV-desinfeksjon, Biodosimetri, UV-Valideringsstandarder, LP- og MP-aggregater.

Emneord, engelsk

Drinking Water, UV Disinfection, Biodosimetry, UV Validation Standards, LP and MP reactors.

Forord



Rapport 164 «Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann», ble utgitt i 2008. Hovedhensikten med rapporten var å øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt og for UV-anleggs

funksjon og virkemåte, og bidra til mer korrekt dimensjonering og sikrere drift av UV-anlegg. Rapporten var et samarbeid mellom Norsk Vann og Svenskt Vatten. Siden

utgivelsen har det skjedd en teknologisk utvikling på området. I tillegg har det oppstått en situasjon hvor aggregat som er validert etter både amerikanske (USEPA/UVDGM) og europeisk (DVGW eller ÖNORM) norm, har blitt godkjent med en forskjell i kapasitet på opp mot 100 %. Dette har skapt stor usikkerhet ved valg av UV-anlegg. Følgelig ble det igangsatt en revisjon av rapport 164, i samarbeid med Svensk Vatten.

Først utkast av rapport 240 «UV-desinfeksjon av drikkevann: En suppleringsrapport til UV-veiledningen av 2008» ble presentert på Norsk Vanns fagtreff februar 2019. I etterkant av fagtreffet ble det gjennomført flere møter med produsenter. Videre ventet prosjektet på en varslet revidert versjon av den europeiske normen. Den forelå ikke før i august. Dermed har det tatt noe tid før den endelige rapporten ble ferdigstilt.

Ut fra arbeidet i prosjektet har prosjektet og Norsk Vann valgt å anbefale bruk av UV-reaktorer som er validert etter europeisk standard og typegodkjent av Folkehelseinstituttet.

Rapporten er skrevet av Bjørnar Eikebrokk, SINTEF, Vidar Lund, Folkehelseinstituttet og Jon Moberg, Asker og Bærum Vannverk. Disse har vist et engasjement utover det man kan forvente, og drevet arbeidet fremover med stor glød. En stor takk til forfatterne.

En spesiell takk går også til Karl Olav Gjerstad, IVAR IKS, og Ulf Eriksson, Stockholms Vatten, for synspunkter og innspill til rapporten. Takk også til alle andre som har

bidratt inn i prosjektet gjennom den omfattende dialogen forfatterne har hatt med ulike aktører i fagmiljøet. Jan Munkvold, Sterner, sammen med medarbeidere i Xylem (Dr.-Ing. Christian Boker-

mann m. fl), har hatt mange gode diskusjoner med forfatterne for å komme til bunns i problemstillingene.

Arbeidet med rapporten er finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem og av Svenskt Vatten. Gullvy Hedenberg og Birger Wallstein har vært Svenskt Vattens prosjektledere.

Vi vil presisere at de synspunkter og vurderinger som fremkommer i denne rapporten representerer forfatternes syn og vil derfor ikke automatisk være bestemmende for eventuelle endringer i den norske typegodkjenningssystemet for UV-aggregater.

Hamar, 1. september 2019

Kjetil Furuberg, Norsk Vann

Sammendrag

Interessen for UV-desinfeksjon er fortsatt stor både i Norge og i Sverige, og dette gjelder ikke lenger bare små og mellomstore anlegg.

Norsk Vann BA utga i 2008 rapporten: *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*, NV-rapport 164. En oversatt og konsentrert utgave ble deretter utgitt av Svenskt Vatten i 2009: *Råd og retningslinjer for UV-desinfeksjon av drikkevann*.

Hovedhensikten med disse rapportene var primært å: 1) øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt og for UV-anleggs funksjon og virkemåte, og 2) bidra til mer korrekt dimensjonering og sikrere drift av UV-anlegg.

Siden utgivelsen av ovenfor nevnte rapporter har det skjedd en teknologisk utvikling på området, og det har også vært diskusjoner knyttet til den biosimetriske valideringsprosessen for UV-aggregater, som kan foregå etter tre ulike standarder – nemlig den amerikanske UVDGM; den østerrikske ÖNORM og den tyske DVGW-normen. Foruten å beskrive de ulike valideringsstandarder, beskriver denne rapporten likheter og ulikheter mellom dem, herunder hvordan en validering etter ulike biosimetriske standarder kan påvirke validert kapasitet og dimensjonering av UV-aggregater. En situasjon der den validerte kapasiteten avhenger av hvilken valideringsstandard man har valgt, kan selvsagt skape usikkerhet i forbindelse med valg av type UV-anlegg/aggregater, for dimensjonering og selvsagt også for vannverkenes doseleveranse og drift av UV-anleggene.

Fra svensk og norsk side er det trukket frem flere forhold som ønskes nærmere omtalt, og disse er derfor viet spesiell oppmerksomhet i denne rapporten:

- De ulike standarderna för certifiering och validering behöver beskrivas noggrannare, speciellt skillnader mellan standarderna och vad detta kan resultera i eftersom ett aggregat kan godkännas för olika doser enligt de olika standarderna
- USEPA behöver förklaras med en beskrivning av vad man skall tänka på och kräva (val av testorganism mm.) när man använder denna vid upphandling
- En arbetsgrupp för vurdering av eventuella korrektionsfaktorer för MP UV-anlegg ved godkjenning etter USEPA har avgitt rapport. Bakgrunn og konklusjon omtales i rapporten
- Försäljare börjar använda argumentet att aggregat uppfyller kraven i "NWRI Ultraviolet Disinfection Guidelines for Drinking Water and Water Reuse". Denna behöver förklaras

- Det behövs en mer ingående beskrivning av adeno-virus betydelse i dricksvattensammanhang och hur man bör hantera detta
- Vi har på en del håll sett en kraftig tillväxt av grönlager vid in- och utlopp i UV-aggregat, där ljusförhållandena är gynnsamma eftersom det synliga ljuset når längre än UV-ljuset. Det kan gynna bakterietillväxt och leda till lukt- och smakstörningar när aggregat som stått stilla en period startas

Rapporten omtaler også de svakheter som er beskrevet i USEPAs UVDGM fra 2006, herunder forhold som går på doseberegning og ulik sensitivitet/ulike aksjonsspektre mellom testorganismer og mål-organismer. Foruten å belyse disse problemstillingene, angir rapporten også nye FoU-aktiviteter og rapporter med beskrivelse av muligheter og anbefalinger for å bote på disse svakhetene.

Videre beskriver rapporten aktuelle biprodukter fra UV-desinfeksjon (UV-DBP), og diskuterer spesielle forhold knyttet til lavbølget UV-lys (< 240 nm) som emitteres fra mellomtrykkslamper (MP-UV). Det er primært slikt lavbølget UV-lys som bidrar til dannelsen av UV-DBP, for eksempel nitritt som dannes fra nitrat.

Tyskland anvender i stor grad grunnvannskilder med til dels betydelig nitratinhold, noe som anses å utgjøre noe av bakgrunnen for de europeiske krav om bruk av doped kvartsglass for avskjæring av de lave og UV-DBP-dannende UV-bølgelengdene (< 240 nm). En avskjæring av slike lave UV-bølgelengder reduserer imidlertid energieffektiviteten i MP-UV-anlegg, og man går glipp av betydelige bidrag til inaktivering av visse typer av UV-resistente agens, for eksempel *Adenovirus*, som er sensitive for slikt lavbølget UV-lys. Det blir da et naturlig oppfølgingsspørsmål hvorvidt man trenger et generelt krav om bølgelengde-avskjæring/doped kvartsglass også ved UV-desinfeksjon av (overflate) vann med lavt nitratinhold, og rapporten inviterer til en diskusjon om en mer risikobasert tilnærming til denne problemstillingen.

DVGW- og ÖNORM har samarbeidet om utgivelse av en felles standard for Østerrike og Tyskland. Denne felles standarden var først forespeilet utgitt i 2017 og senere innen desember 2018, og vi la derfor opp til å gjengi deler av denne i vår rapport. Standarden har imidlertid blitt ytterligere forsinket, og foreligger ennå ikke medio 2019. Vi har imidlertid fått en beskrivelse av de viktigste endringene fra DVGW, og har gjengitt disse. Det er videre inngått et samarbeid med USA om gjensidig testing/bruk av teststasjoner og testing etter hverandres standarder. Dette innebærer at man nå kan

validere større UV-aggregater etter europeisk standard enn det man kunne tidligere grunnet kapasitetsbegrensninger på teststasjonene i Tyskland og Østerrike.

For bedre å kunne beskrive og gå inn på detaljer for det biosimetriske testopplegget, har man i dette prosjektet gjennomført besøk/møter med de ansvarlige for testingen i Europa (DVGW v/Jutta Eggers, og Wasser-Technikum Wiental v/Regina Sommer). Formålet med dette var primært følgende: i) å øke forståelsen for hvordan slik biosimetrisk testing/validering faktisk utføres, og ii) å diskutere forutsetninger og begrensninger ved de ulike valideringstester og standarder.

Foruten å dekke de overnevnte forhold og problemstillinger, kommer man i rapporten også inn på teknologiutviklingen, som har vært betydelig siden 2008. Eksempler på dette er: 1) LED-teknologi og nye aggregattyper, 2) Nye beregningsverktøy for doseberegning (basert på en kombinert variabel) og 3) Avanserte modellverktøy for beregning av UV-dose.

Selv om UV-desinfeksjon er en relativt ny teknologi, har mange vannverk pr. dato anvendt denne formen for desinfeksjon i mange år. Disse vannverkene sitter inne med verdifull kunnskap og kompetanse og betydelige erfaringer med metoden. Foruten erfaringer med UV-desinfeksjon fra USA, presenteres også erfaringer fra norske vannverk, basert på et tidligere Norsk Vann-prosjekt.

Foreliggende rapport er derfor å anse som en supplementrapport til de ovenfor nevnte UV-veiledninger.

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

Author: B. Eikebrokk, V. Lund og J. Moberåten

ISBN 978-82-414-0425-2 (electronic edition)

ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Report no: 240/2018
Report title: UV disinfection of drinking water
Date of issue: 1 September 2019

Summary

The report describes similarities and differences between the different validation standards, including how validation according to different biosimetric standards can affect the validated capacity and dimensioning of UV-aggregates. A situation where the validated capacity depends on the validation standard chosen, creates uncertainty in the choice of type of UV-aggregates, for dimensioning and operation of the UV-plants.

The report documents that UV-reactors can get significant differences in validated capacities when validated by European (DVGW) or American (UVDGM) standards. Even for LP plants, there are several examples that the same reactor has got up to 100 % higher capacity when validated by USEPA versus DVGW. The difference in validated capacity increases with increasing UV transmission in the water. Although much of the capacity difference can be explained by differences in the correction-/ safetyfactors used, this situation makes it difficult to understand which type of UV-aggregates to choose.

The report provides some justified recommendations regarding selection of UV-reactors validated after the EU or the US standard.

The report further provides updated experiences with the use of UV disinfection facilities.

Innhold

1. BAKGRUNN OG MÅL	11	5.8. Adenovirus og UV-desinfeksjon	58
2. KORT OM PROSJEKTET	13	5.9. Norsk typegodkjenning basert på amerikansk norm	59
3. UV-LYS og UV-DESINFEKSJON	14	5.10. Oppdatering av UVDGM	60
3.1. UV-lys og UV-lamper	14	5.10.1. Mer om MP-UV og lave bølgelengder	63
3.2. UV-desinfeksjonsbiprodukter, inaktivering og reparasjon	15	5.10.2. For eller mot lave UV-bølgelengder	66
3.3. UV-desinfeksjon: Viktige fordeler og ulemper	15	6. UV-DESINFEKSJONSBIPRODUKTER (UV-DBP)	67
3.4. Kortbølget UV-lys	17	7. TEKNOLOGISK UTVIKLING	76
4. ERFARINGER MED UV-DESINFEKSJON	18	7.1. Konvensjonelle UV-lamper	76
4.1. Norske erfaringer	18	7.2. LED-teknologi	76
4.1.1. Forbehandling og vannkvalitet	19	7.3. Modellering av UV-reaktorer	82
4.1.2. Rentvannskvalitet og driftssikkerhet	19	8. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	83
4.1.3. Dimensjonering og plassering	20	Tidligere utgitte rapporter	89
4.1.4. Lavtrykk eller mellomtrykk	20		
4.1.5. Styring og regulering	20		
4.1.6. Beleggdannelse og rengjøring	23		
4.1.7. Strømforsyning og kvalitet/stabilitet på strømleveransen	25		
4.1.8. Service og oppfølging	26		
4.1.9. Forbedringspotensialer og ting man ville gjort annerledes	26		
4.2. Amerikanske UV-erfaringer	28		
4.3. Andre erfaringer med UV-desinfeksjon	30		
5. BIODOSIMETRISK VALIDERING	34		
5.1. Kort om Biodosimetri og Validering	34		
5.2. Biodosimetriske valideringsstandarder og biosimetre	36		
5.2.1. ÖNORM, DVGW og UVDGM	36		
5.2.2. Testorganismer (biosimetre)	39		
5.2.3. Andre standarder for validering av UV-aggregater	40		
5.3. UV-doser, testorganismer og UV-resistens	42		
5.4. Biodosimetrisk validering av UV-aggregater med lavtrykkslamper	45		
5.4.1. Set-punktmetoden	46		
5.4.2. Doseberegningsmetoden	50		
5.5. Biometrisk validering av MP-aggregater	51		
5.6. Status og utvikling: Valideringsstandarder, bølgelengder mm	54		
5.7. Konsekvenser av ulike krav i DVGW/ÖNORM og USEPA UVDGM	57		

Forkortelser, begreper og definisjoner

AOC – Assimilerbar Organisk Carbon: Andelen av organisk karbon i en vannprøve som kan konverteres til biomasse av nærmere angitte bakterier. Mengden av konvertert biomasse relateres til den som oppnås med et kjent substrat (acetat), og angis som acetatekvivalenter

BDOC – BioDegraderbar Organisk Carbon: Andelen av organisk karboninnhold som er mikrobiologisk omsettbar

UV-Intensitet (UV-I): Intensitet på UV-lys (W/cm^2). Måles vanligvis av en UV-sensor som er spesifikk for UV-bølgelengden (254 nm)

UV-transmisjon (UV-T): En vannkvalitetsparameter som angir vannets evne til å transmittere (slippe gjennom) UV-lys. Måles som andel av inngående UV-lys som transmitteres gjennom en kyvette med lengde 10, 50 eller 100 mm, og angis som % UV-T-10; % UV-T-50 eller % UV-T-100 avhengig av kyvettelengden som anvendes under målingen

UV-dose: Angir absorbert mengde energi i form av UV-lys (fotoner) pr. enhetsareal. UV-dosen kan ikke måles direkte, men angis teoretisk som produktet av UV-intensitet og eksponeringstid. $\text{UV-dose (mJ}/\text{cm}^2) = \text{UV-I (W}/\text{cm}^2) \cdot \text{Eksponeringstid (s)}$. Kan også angis som mWs/cm^2 eller som J/m^2 ($1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$).

Dose eller fluens: Det er nå mer vanlig å benytte betegnelsen **fluens**, siden dette begrepet angir **utstrålt** energi fra alle retninger som passerer gjennom en kule med uendelig lite tverrsnittsareal. Dette til forskjell fra betegnelsen UV-dose, som kun angir mengden **absorbert** energi. Mikroorganismer absorberer kun en liten del av det UV-lyset som treffer den, resten passerer rett gjennom mikro-organismen. Følgelig er fluens en bedre betegnelse enn UV-dose for angivelse av innkommende UV-energi eller avgitt energi fra en UV-lampe. Tilsvarende er fluensintensitet (fluence rate) en bedre betegnelse enn UV-intensitet (W/cm^2 eller W/m^2).

Biodosimetrisk validering og Biodosimetrisk UV-dose: Ved validering av UV-aggregater måles tilført UV-dose (fluens) indirekte via biodosimetri. Her måles den grad av inaktivering (log-reduksjon) av en testorganisme/et biodosimeter (for eksempel MS2 eller *Bacillus subtilis*) som oppnås med det aktuelle UV-aggregatet under de aktuelle testforholdene. Oppnådd grad av inaktivering (log-reduksjon) sammenholdes så med en på forhånd oppsatt referansekurve som angir sammenhengen mellom UV-dose og grad av inaktivering. Denne er målt under laboratorieforhold med full kontroll på anvendte UV-intensiteter («collimated beam») og eksponeringstider. Den reduksjonsekivalente UV-dosen (RED) som gir samme log-reduksjon som den som oppnås i testaggregatet kan derved leses av fra denne referansekurven, og utgjør derved et mål på den UV-dosen som er levert fra testaggregatet.

1. BAKGRUNN OG MÅL

Av de totalt 4.6 mill. personer som i 2017 er tilknyttet vannverk registrert i det norske Vannverksregisteret (VREG) forsynes ca. 4.2 millioner med UV-desinfisert drikkevann. Desinfeksjon av drikkevann med UV anvendes nå på ca. 970 vannverk i Norge. Av disse har et betydelig antall beholdt kloreringen, enten som reserve/backup eller for bruk i kombinasjon med UV. I Norge er Nye Oset Vannbehandlingsanlegg i Oslo det største UV-anlegget i drift i dag, med forsyning av ca. 600 000 personer.

Antall anlegg med UV-desinfeksjon er økende både i Norge og i Sverige, og dette gjelder ikke bare små og mellomstore anlegg.

Bruk av UV som desinfeksjonsmetode for drikkevann har flere fortrinn:

- Prosessen og prosesskontrollen er i utgangspunktet relativt enkel, og krever ikke tilsats av kjemikalier i vanlig drift (syrer kan dog anvendes som vaskemidler)
- UV i normale doser danner ingen kjente potensielt helseskadelige desinfeksjonsbiprodukter
- UV inaktiverer effektivt klorresistente protozoer som *Giardia* og *Cryptosporium*, parasitter som har forårsaket store vannbårne sykdomsepidemier både i Norge (Bergen 2004) og i Sverige (Østersund 2010, og Skellefteå 2011).

Norsk Vann BA utga i 2008 rapporten: *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*, NV-rapport 164. En oversatt og konsentrert utgave ble deretter utgitt av Svenskt Vatten i 2009: *Råd og retningslinjer for UV-desinfeksjon av dricksvatten*. Hovedhensikten med disse rapportene var primært å: 1) øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt og for UV-anleggs funksjon og virkemåte, og 2) bidra til mer korrekt dimensjonering og sikrere drift av UV-anlegg.

Siden utgivelsen av overnevnte rapporter har det skjedd en teknologisk utvikling på området, noe som krever omtale i denne rapporten. Ulikhetene mellom den tyske (DVGW), østerrikske (ÖNORM) og amerikanske (USEPA/UVDM) valideringsstandarden går ikke bare på anvendte typer av biosimetre (testorganismer) og biosimetriske testprosedyrer, men det er også stilt spørsmål om hvorfor og hvordan en validering etter ulike standarder i stor grad kan påvirke dimensjonering, kapasitet og kostnader for UV-anlegg, spesielt hva gjelder mellomtrykksanlegg (MP). Det er vist til eksempler på at det samme UV-aggregatet har blitt godkjent med en forskjell i kapasitet på nær 100 % ved validering etter den amerikanske standarden kontra en europeisk standard. Slike forhold skaper selvsagt stor

usikkerhet ved valg av type UV-anlegg/aggregater, samt for dimensjonering og drift.

Fra svensk og norsk side er det trukket frem flere forhold som ønskes adressert i foreliggende rapport:

- De ulike standardene for sertifisering og validering behøver beskrivas noggrannere, spesielt skillnader mellom standardene og vad detta kan resultera i eftersom ett aggregat kan godkännas för olika doser enligt de olika standarderna
- USEPA behöves förklaras med en beskrivning av vad man skall tänka på och kräva (val av testorganism mm.) när man använder denna vid upphandling
- En arbetsgrupp för vurdering av eventuelle korreksjonsfaktorer för MP UV-anlegg ved godkjenning etter USEPA har avgitt rapport. Bakgrunn og konklusjon omtales i rapporten
- Försäljare börjar använda argumentet att aggregat uppfyller kraven i "NWRI Ultraviolet Disinfection Guidelines for Drinking Water and Water Reuse". Denna behöves förklaras
- Det behöves en mer ingående beskrivning av adenovirus betydelse i dricksvattensammanhang och hur man bör hantera detta
- Vi har på en del håll sett en kraftig tillväxt av grönlager vid in- och utlopp i UV-aggregat, där ljusförhållandena är gynnsamma eftersom det synliga ljuset når längre än UV-ljuset. Det kan gynna bakterietillväxt och leda till lukt- och smakstörningar när aggregat som stått stilla en period startas

Foruten å dekke de overnevnte forhold og problemstillinger, kommer man i rapporten også inn på teknologiutviklingen, som er betydelig siden 2008. Eksempler på dette kan være: 1) LED-teknologi og nye aggregattyper, 2) Nye verktøy for doseberegning (basert på en kombinert variabel), og 3) Avanserte modellverktøy for beregning av UV-dose.

Rapporten omtaler også svakheter som er påpekt i USEPAs UVDGM fra 2006, herunder forhold som går på doseberegning og ulik sensitivitet/ulike aksjonsspektre mellom testorganismer og mål-organismer. Foruten å belyse disse problemstillingene, angir rapporten også nye FoU-aktiviteter og rapporter med beskrivelse av muligheter og tiltak for å bote på disse svakhetene.

Videre beskriver rapporten aktuelle biprodukter fra UV-desinfeksjon (UV-DBP), og diskuterer spesielle forhold knyttet til lave bølgelengder/kortbølget UV-lys (< 240 nm) som emitteres fra mellomtrykks-lamper (MP-UV). Det er primært slikt kortbølget UV-lys som bidrar til dannelsen av UV-DBP, for eksempel nitritt som dannes fra nitrat.

Selv om UV-desinfeksjon er en relativt ny teknologi, har mange vannverk pr. dato anvendt denne formen for desinfeksjon i mange år. Disse vannverkene sitter inne med verdifull kunnskap/kompetanse og betydelige erfaringer med metoden. Det er det mål med denne rapporten å formidle slik UV-relevant kunnskap og erfaringer, og foruten erfaringer med UV-desinfeksjon fra USA, presenteres også resultater og erfaringer fra norske og svenske vannverk, basert på et tidligere Norsk Vann-prosjekt.

Avslutningsvis skal påpekes at denne rapporten primært har hatt som hovedmål å beskrive og diskutere de ovenfor angitte tema og problemstillinger. Den er følgelig ikke ment som en oppdatert versjon av UV-veiledningen nevnt over (NV-rapport 164/2008), men som et supplement til denne på de tema som er nevnt over.

2. KORT OM PROSJEKTET

Dette prosjektet er finansiert av Norsk Vann og Svenskt Vatten innenfor en økonomisk ramme på 610 000 NOK, hvorav 436 000 NOK til faglige aktiviteter og rapportering, herunder timekostnader, reisekostnader, møter og eventuelle bi-omkostninger.

Faglige aktiviteter og rapportering er utført av Bjørnar Eikebrokk, SINTEF og Vidar Lund, Nasjonalt Folkehelseinstitutt (FHI). Norsk Vanns sekretariat har ivarettatt prosjektadministrasjon, trykking og markedsføring, mv., og prosjektet har hatt en styringsgruppe med representanter fra Norsk Vanns og Svenskt Vattens medlemmer.

Rapporten er gitt et nytt nummer i Norsk Vanns rapportserie, og er tilpasset ny layout. Rapporten utgis kun i elektronisk versjon. Deltakerne i Norsk Vanns og Svenskt Vattens prosjektsystem mottar et eksemplar av rapporten fra prosjektet, og et 2-siders informasjonsark vil bli benyttet for spredning av resultatene på konferanser mv. Resultatene fra prosjektet presenteres dessuten i Bulletin og på norsk vann.no. En faglig basert artikkel vil sendes til relevante tidsskrifter som VANN, Kommunalteknikk, Teknisk Ukeblad mv.

Rapporten er primært utarbeidet som en utfyllende og klargjørende suppleringsrapport til Norsk Vann rapport 164: Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann.

Følgende kost/nyttevurderinger ble lagt til grunn for prosjektet: "UV-desinfeksjon tas i bruk av stadig flere vannverk. Dette sees nå særlig i Sverige. Det er ikke holdbart med en situasjon hvor det er usikkerhet knyttet til dimensjonering av UV-aggregatene grunnet ulike forutsetninger ved sertifisering og testing, noe som blir et sentralt punkt i rapporten."

Prosjektaktiviteten ble startet i 2015/2016, men rapporteringen har blitt forsinket i forhold til opprinnelig plan. Dette skyldes i hovedsak at man ønsket å avvente den felles europeiske validerings-standard for UV-aggregater, for derved å kunne inkludere viktige og relevante resultater fra denne i vår rapport. En felles standard for UV-desinfeksjonsanlegg foreligger ennå ikke, men en foreløpig tysk kommentarversjon ble gjort tilgjengelig i 2019 (DIN 2019).

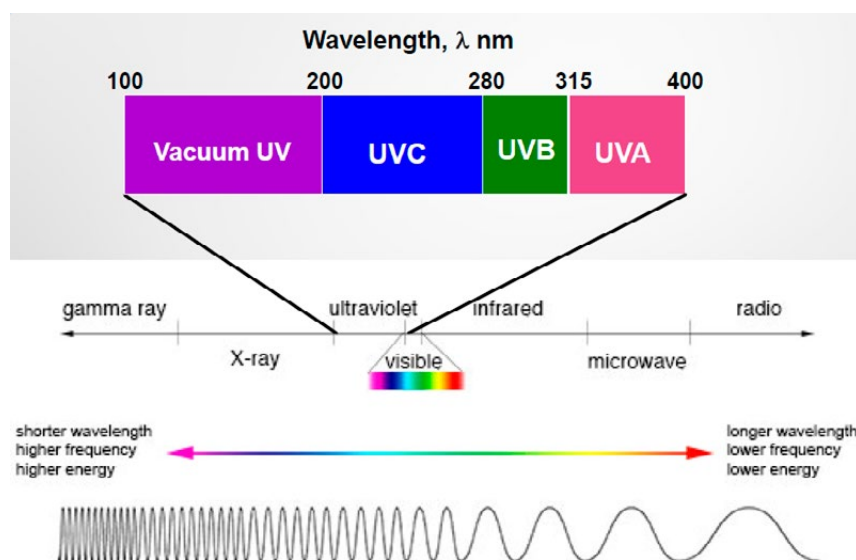
Som en del av prosjektaktivitetene har forfatterne av foreliggende rapport, samt representanter fra norske vannverk, besøkt teststasjoner i Østerrike og Tyskland (Ö-Norm test facility i Wien, Wasser Technikum Vienna, An der Stadlhütte 4, 3011 Untertullnerbach, Austria, og DVGW test facility i Siegburg sør for Düsseldorf). De to teststasjonene i USA (USEPA test facility i Johnstown, NY og Portland, Oregon) ble av budsjettmessige grunner ikke besøkt.

3. UV-LYS og UV-DESINFEKSJON

3.1. UV-lys og UV-lamper

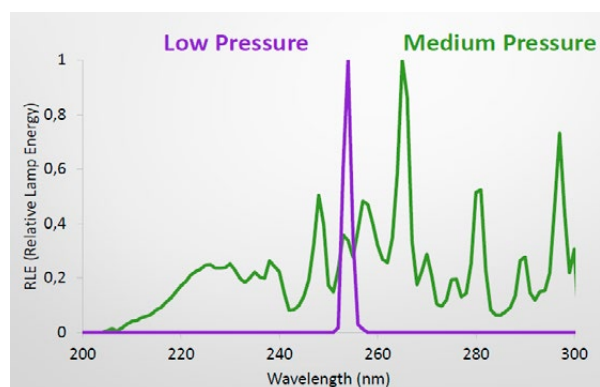
Det elektromagnetiske spektrum kan presenteres som vist i Figur 3-1 nedenfor (Linden and Hull, 2017). I dette spekteret befinner UV-lyset seg mellom gammastråler/røntgenstråler og synlig lys/infrarødt lys. For UV-desin-

feksjon av drikkevann anvendes primært UV-C lys med bølgelengder i området 200-280 nm. Figuren illustrerer også at lys med kort bølgelengde har høyere frekvens og høyere energi enn mer langbølget lys.



Figur 3-1. UV og det elektromagnetiske spektrum (Linden and Hull, 2017)

UV-lys genereres ved at man via energi/strømtilførsel til en gassfylt UV-lampe eksiterer elektroner til et høyere energinivå. Når elektronene så går ned på et lavere energinivå, avgis (emitteres) UV-lys i form av fotoner.



Figur 3-2. Emisjonsspektra fra lavtrykks (LP) UV-lamper og mellomtrykkslamper (Linden and Hull, 2017).

Bølgelengdespekteret og lysintensiteten avhenger av lampens gassinhold (Hg) og damptrykk. Høyt damptrykk (MP-lamper) kan generere polykromatisk lys, mens lavtrykkslamper kun genererer monokromatisk lys (Figur 3-2).

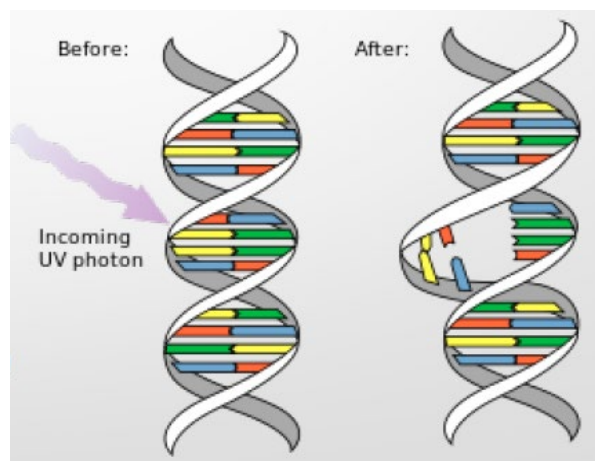
UV-lamper basert på kvikksølv damp eller amalgam er vanligst i dag, men lampeteknologien utvikles stadig. Det er spesielt LED-teknologien (Lys Emitterende Dioder) som er i en rivende utvikling, med store teknologiske forbedringer og synkende kostnader. Anvendelsen av UV-LED-teknologi for desinfeksjon av drikkevann er imidlertid fortsatt begrenset til småskala systemer. Det henvises til nærmere omtale av UV-LED senere i rapporten.

3.2. UV-desinfeksjonsbiprodukter, inaktivering og reparasjon

Flere substanser i vann (NOM, nitrat, bromid, etc) kan absorbere energi i form av lavbølget UV-lys (< 240 nm), noe som kan medføre dannelse av uønskede desinfeksjonsbiprodukter (BDOC/AOC, nitritt, bromat, etc). Dette er den viktigste årsaken til at man ønsker å avskjære kortbølget UV-lys ved bruk av doped glass. Mer om dette temaet senere i rapporten.

Mikroorganismers arveegenskaper og formeringsevne kan skades/inaktiveres ved at DNA absorberer UV-lys (fotoner) med tilstrekkelig energi. Dette kan også gi skader på proteiners struktur og funksjon:

- UV-lys kan skade mikroorganismenes genomer (DNA/RNA), deres arveegenskaper og derved ødelegge deres formeringsevne (Figur 3-3)
- UV-lys kan skade proteiners struktur og funksjon (særlig viktig for UV-resistente virus).



Figur 3-3. Skade på nukleinsyrer ved absorpsjon av UV-lys (fotoner) (Linden and Hull, 2017).

DNA absorberer energi i form av UV-lys (fotoner) mest effektivt i bølglengdeområdet 240-280 nm, mens proteiner absorberer lavere bølglengder (< 220 nm) mest effektivt.

Skader på DNA som vist i Figur 3-3 kan i noen grad repareres, herunder også formeringsevnen og derved også infeksjonsevnen. Man snakker her om fotoreparasjon eller mørkereparasjon, men det er ikke alle mikroorganismer som har evne til dette. Slik reparasjon/reaktivering kan skje dersom UV-dosen har vært lavere enn den letale (dødelige), slik at mikroben fortsatt kan ha en viss gjenværende metabolisme.

Fotoreaktivering krever tilgang på synlig lys (310-490 nm), og skyldes aktivering av enzymsystemer (fotolyase) med evne til reparasjon av DNA og reetablering av infeksjonsevne. Graden av slik reaktivering påvirkes av flere faktorer: 1) UV-dosen, 2) Graden av etterfølgende lyseksponering, og 3) Tiden mellom påført UV-skade og lyseksponering.

Mørkereparasjon er vanskelig å måle, men også her er enzymsystemer (polymeraser og ligaser) involvert. Mørkereparasjon krever ingen tilførsel av ekstern energi (lys).

Grovt sett kan man si at UV-desinfeksjon er mest effektiv overfor bakterier og protozoer (e.g. *Giardia*, *Cryptosporidium*), mens bakteriesporer og særlig visse typer av virus (*Adenovirus*) har vist seg å være resistente mot UV-lys.

3.3. UV-desinfeksjon: Viktige fordeler og ulemper

Viktige fordeler med UV som desinfeksjonsmetode kan oppsummeres slik:

- Effektiv inaktivering av protozoer, bakterier og de fleste typer av virus
- Ingen bruk av kjemikalier
- Danner få kjente desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP)
- Genererer ikke lukt-/smakstoffer
- Gir ingen kjente toksiske restprodukter
- Ingen overdoseringseffekter (innenfor normale doseområder)

- Gode kvalitetssikringssystemer (biodosimetrisk validering/sertifisering)
- Økonomisk konkurransedyktig med andre desinfeksjonsmetoder, slik som klor, ozon, membranfiltrering

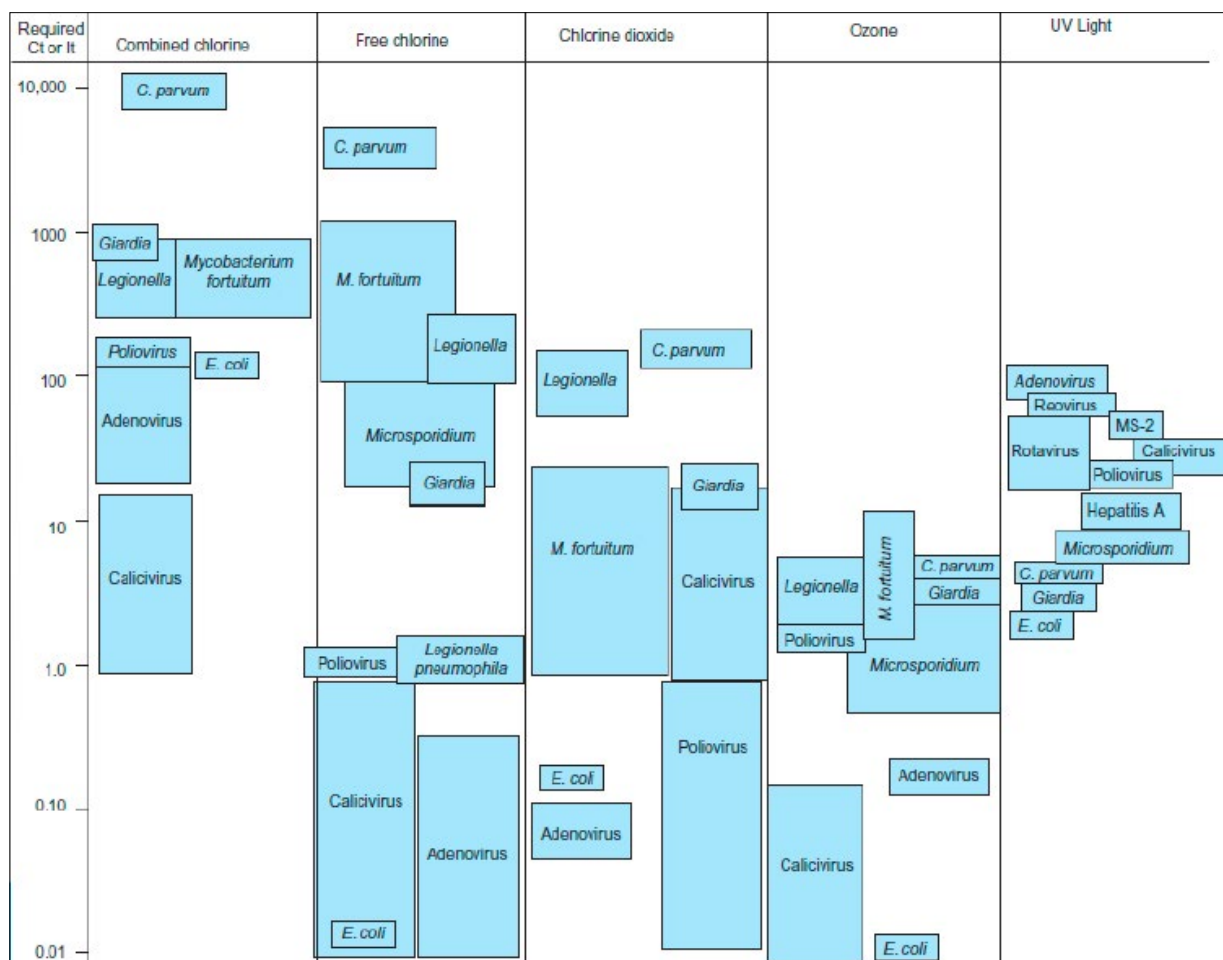
De vanligste ulemperne med UV kan oppsummeres slik:

- Ingen desinfiserende restvirkning ute på ledningsnettet (kun spontan effekt)
- Vanskelig/komplekst å måle levert UV-dose (må baseres på biodosimetri)

- Komplekse og kostbare biodosimetriske valideringsprosesser
- Doseleveranse og beleggdannelse (kvartsrør og sensorvinduer) påvirkes av vannkvaliteten
- UV-DBP (nitritt) kan dannes i MP-anlegg uten doped glass/avskjæring av lave bølgelengder, og bromat kan dannes ved UV-desinfeksjon av klorert, bromidholdig vann
- Reaktivering (lys/mørke) kan skje, særlig ved for lave UV-doser
- Stabil og god strømforsyning er påkrevd, gjerne også nødstrøm og UPS
- Krever vedlikehold, reservedelslager og tilsyn/pass
- Visse typer av virus (*Adenovirus*) er svært resistente mot UV-lys, og krever høye UV-doser
- Mangel på harmonisering/validering etter ulike standarder kan gi ulike vurderinger og ulike kapasitetsgrenser for ett og samme UV-aggregat

Figur 3-4 viser en sammenligning av ulike desinfeksjonsmidler (bundet klor, fri klor, klordioksid, ozon, UV), der det angis hvilke desinfeksjonsdoser som er nødvendig for å oppnå 2-log (99 %) reduksjon av ulike typer av mikroorganismer. Dosene er her beregnet som produktet av restkonsentrasjon og eksponeringstid (C·t) eller som UV-lysintensitet og eksponeringstid (I·t).

Figur 3-4 illustrer godt styrkene og svakhetene ved bruk av de ulike desinfeksjonsmidler, eksempelvis *Cryptosporidium*s betydelige klorresistens på den ene siden, og klorets effektive inaktivering av virus på den andre. Følgelig illustrerer figuren også potensialet for effektive kombinasjonsløsninger, for eksempel UV i kombinasjon med klor, for å oppnå effektiv inaktivering av alle typer av mikroorganismer.



Figur 3-4. Nødvendige doser av ulike desinfeksjonsmidler for å oppnå 2-log reduksjon av aktuelle mikroorganismer. For UV-lys er dosen angitt som mJ/cm^2 (Linden and Hull, 2017).

3.4. Kortbølget UV-lys

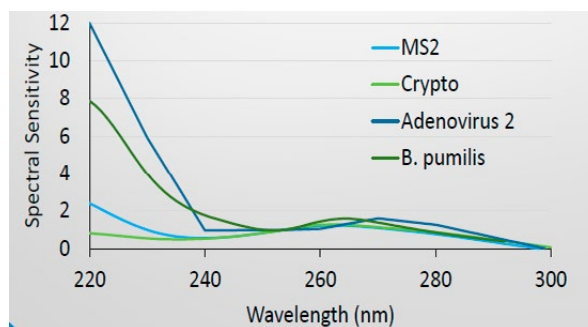
Faren for dannelse av uønskede UV-DBP ved at substanser i vannet kan absorbere energi i form av kortbølget UV-lys ble omtalt over, og det henvises til kapittel 7 for en nærmere beskrivelse av UV-DBP.

Lave bølgelengder er også et sentralt diskusjonstema ved biodosimetrisk validering. Utfordringene med biodosimetrisk validering av MP-lamper og lave bølgelengder som ikke avskjæres illustreres godt av Figur 3-5, som viser den relative sensitiviteten til vanlige testorganismer (*MS2*, *Bacillus pumilis*) og målorganismer (*Cryptosporidium*, *Adenovirus 2*). Sensitiviteten overfor ulike UV-bølgelengder er her angitt relativt til sensitiviteten ved en bølgelengde på 254 nm, dvs. relativt til sensitiviteten i de UV-bølgelengder som gjelder for LP-anlegg. Arealet under kurvene representerer et mål for den inaktiverende dosen, og figuren illustrerer godt hvordan de lave bølgelengder (< 240 nm) fra MP-UV-lamper uten dopede kvartsglass gir et vesentlig inaktiveringsbidrag til *Adenovirus* og til testorganismer som eksempelvis *Bacillus pumilis*. Bidraget fra de lave bølgelengder til inaktivering av patogener som *Cryptosporidium* er imidlertid marginalt.

Forholdene i Figur 3-5 illustrer på en god måte hvorfor det blir feil å anvende valideringsdata for et MP-UV-aggregat uten dopede kvartsglass i land som krever dette for avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm). Figuren viser også hvordan de lave bølgelengder i vesentlig grad kan bidra til inaktivering av *Adenovirus* i UV-anlegg som er dimensjonert for dette, og med tilhørende høye

UV-doser. En avskjæring av de lave bølgelengder vil her ikke bare bidra til å redusere kapasiteten og øke investeringskostnadene for UV-anlegget, men det vil også øke energiforbruket og driftskostnadene.

I den amerikanske valideringsstandarden fra 2006 (UVDGM) ble det antatt at testorganismer (e.g. *MS2*; *Bacillus*) og patogene organismer (e.g. *Crypto*; *Adenovirus*) hadde samme sensitivitet overfor lave UV-bølgelengder. Man har nå erkjent at dette ikke er tilfellet, noe som illustreres på en god måte av kurvene i Figur 3-5. Dette utgjør bakgrunnen for behovet for en faktor som kan korrigere for ulik sensitivitet (aksjonsspektra) for lave bølgelengder mellom testorganismer og målorganismer (patogener). Det henvises til kapittel 5 for nærmere beskrivelser av dette.



Figur 3-5. Spektral sensitivitet for ulike bølgelengder relativt til 254 nm (LP-UV) (Linden and Hull, 2017).

4. ERFARINGER MED UV-DESINFEKSJON

4.1. Norske erfaringer

Med finansiering fra Norsk Vann og Svenskt Vatten ble det i 2008 utgitt en norsk veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann (Norsk Vann Rapport 164, 2008). En oversatt og konsentrert utgave ble senere utgitt av Svenskt Vatten: *Råd og riktlinjer for UV-desinfeksjon av dricksvatten* (2009). På samme tid var en rekke vannverk i ferd med å bygge eller planlegge nye UV-anlegg, og det er nå nær 1000 UV-anlegg i drift på vannverk i Norge. I Norge ble denne utviklingen og den store interessen for UV-desinfeksjon utvilsomt trigget av erfaringene fra *Giardiasis*-utbruddet i Bergen høsten 2004. I Sverige skjøt interessen for UV-desinfeksjon fart etter *Cryptosporidiose*-utbruddene i Østersund i 2010 og i Skellefteå i 2011, der henholdsvis 27 000 og 20 000 personer ble berørt.

Erfaringsinnhenting. De vannverkene som har tatt i bruk UV-desinfeksjon sitter inne med mange nyttige erfaringer – på godt og vondt. Det er selvsagt nyttig og nødvendig å samle inn og systematisere slike erfaringer slik at man kan lære av egne – og andres suksesser og feiltrinn. I 2010 ble det derfor etablert et Norsk Vann-prosjekt for innsamling og formidling av erfaringer fra kommuner og vannverk som benytter UV i vannbehandlingen. Prosjektet ble gjennomført av Norsk Vann, firma Christen Ræstad og SINTEF i samarbeid med en lang rekke kommuner.

Hovedmålene med prosjektet var flere:

- 1) Bidra til å redusere driftsproblemer i UV-anlegg ved å lære av egne og andres feil,
- 2) Formidle praktiske løsninger og gode tips,
- 3) Identifisere problemstillinger som det er viktig å arbeide mer med framover,
- 4) Etablere et nettverk/forum for innsamling, systematisering og formidling av erfaringsdata fra UV-anlegg.

Aktiviteten i nettverket startet med en systematisert innhenting av erfaringer fra norske vannverk som benyttet UV-desinfeksjon, og det ble sendt ut et spørreskjema med 12 ulike hovedtema:

- 1) Vannkvalitet og kvalitetsvariasjoner
- 2) Rentvannskvalitet og driftssikkerhet
- 3) Dimensjonering og plassering
- 4) Lavtrykks- eller mellomtrykksanlegg
- 5) Styring og regulering
- 6) Beleggdannelse og rengjøring
- 7) Strømforsyning og driftsstabilitet
- 8) Oppfølging og service fra leverandør
- 9) Eldre anlegg uten biodosimetrisk godkjenning
- 10) Økonomi, strømforbruk, mm.

11) De viktigste driftsutfordringer

12) Hva man ville ha gjort annerledes med dagens kunnskap

Det kom inn svar fra 29 vannverk i 19 kommuner. Resultatene fra prosjektet ble presentert og diskutert på et seminar på Gardermoen 30. september 2010, som samlet mer enn 60 deltagere. Hovedinntrykket fra undersøkelsen var at de aller fleste anlegg fungerte bra, med høy driftssikkerhet og lite nedetid. Det ble ikke avdekket fundamentale dimensjoneringsfeil eller mangler. Av de 29 anleggseierne var 7 svært godt eller godt fornøyd med sine UV-anlegg, mens bare ett anlegg ikke var fornøyd (de resterende 21 anlegg besvarte ikke dette spørsmålet).

Spesielle utfordringer synes å være knyttet til to situasjoner: 1) Produksjon direkte til forsyningsnett og forbruk (uten buffertanker/høydebasseng), og 2) Perioder med varierende kvalitet på innløps-vannet. Anlegg med god/adekvat forbehandling (koagulering eller tilsvarende) synes å ha en stabil vannkvalitet uten negative effekter av "høstregn" og vannkildens sirkulasjonsperioder. Disse anleggene synes også best forberedt på mulige negative vannkvalitetseffekter som følge av klima-endringer.

Undersøkelsen viste at de viktigste driftsutfordringene var knyttet til følgende forhold (i tilfeldig rekkefølge):

- 1) Etablering av gode driftsrutiner og fast driftspersonell,
- 2) Opprettholdelse av jevn UV-dose ved (raskt) varierende vannføring,
- 3) Drift ved dårlig vannkvalitet og opprettholdelse av kapasitet,
- 4) System for sensorkontroll og dokumentasjon,
- 5) Vedlikehold/erstatning av styringskort, ballastkort, lamper og sensorholdere,
- 6) Renhold av kvartsglass og sensorvinduer,
- 7) Sensorer, kondens/lekkasjer og viskerproblematikk,
- 8) Målenøyaktighet og stabilitet på sensorer/målere for UV-T og UV-I,
- 9) Oversikt og testing,
- 10) Etablering av kritiske kontrollpunkter med kontinuerlig fokus,
- 11) Riktig forbehandling og god drift av denne,
- 12) Drift uten buffervolum/rentvannsbasseng,
- 13) Regulering/reguleringsventiler og kontroll på vannføringen gjennom hvert UV-aggregat.

Nedenfor følger en nærmere presentasjon av noen av hovedtemaene fra spørreundersøkelsen. En mer fullstendig gjennomgang er tilgjengelig på Norsk Vanns hjemmesider, www.norsk vann.no.

Nøkkeltall for UV-anlegg. De 29 UV-anleggene som deltok i undersøkelsen ble installert i årene 1996 – 2010. UV-anleggene var fordelt på flere produsenter: Wedeco (12 anlegg); Trojan (8); Berson (6) og andre (3). Investeringskostnadene inklusive UV-aggregater, røropplegg, forbehandling, styring, mm varierte i området 0,3 – 15 mill. NOK, og strømforbruket innen området 12 000 – 750 000 kWh/år. Vaskemiddelforbruket (sitronsyre) varierte i området 0 – 300 kg pr. år, og lampeskift ble typisk foretatt årlig, etter 1,5 år eller etter 12 000 driftstimer. Tilsynsbehovet til lampeskift, vask, service, etc. utgjorde 3 – 40 timeverk pr. måned.

Erfaringene omfatter i all hovedsak nyere UV-anlegg med biodosimetrisk sertifisering. Kun ett av de 29 UV-anleggene var av eldre type, uten slik sertifisering.

11 av de 29 anleggene hadde en ekstern serviceavtale. Flere av vannverkene synes å legge opp til økt grad av service i egen regi, og noen testet også ikke-originale UV-lamper.

UV-aggregater og kapasiteter. UV-anleggenes produksjonskapasitet varierte innen området 1 – 4700 L/s med middelerdi og standardavvik på 689±998 L/s. Den årlige vannleveransen (2009) fra anleggene utgjorde 0,01 – 96 mill. m³ (10±19). Dersom man legger til grunn et spesifikt vannforbruk på 300 L per person og døgn, utgjør dette en forsyning i området 132 – 877 000 personekvivalenter.

Av UV-anleggene hadde 6 mellomtrykks-lamper (MP), mens 23 benyttet lavtrykkslamper (LP). Anleggene hadde i sum 75 UV-aggregater, og forsynte i alt ca. 1,3 mill. personer. Det samlede årlige strømforbruket for disse 29 anleggene var ca. 5 mill. kWh, noe som tilsvarer 0,04±0,02 kWh pr. m³ produsert vann.

Antall UV-aggregater på hvert av de deltagende vannverk varierte innen området 2 – 12. Kapasiteten pr. UV-aggregat var 1 – 780 L/s (197±181).

4.1.1. Forbehandling og vannkvalitet

27 av 29 anlegg hadde en eller annen form for forbehandling av vannet. Av disse 27 anleggene hadde 12 koagulering/filtrering med Fe- eller Al-baserte koagulanter; 8 anlegg hadde mikrosiling; 5 anlegg hadde korrosjonskontroll med CO₂ og kalk eller alkalisk filter; 1

anlegg hadde ozonering og biofiltrering, og 1 anlegg benyttet grønsandfilter for Fe/Mn-fjerning.

Kvalitet på innløpsvann. Med så ulik grad av forbehandling dekker de undersøkte UV-anleggene et bredt spekter av vannkvalitet:

- Farge: 1 – 41 mg Pt/L
- UV-T-50: 24 – 98 %
- Turbiditet: <0,1 – 1 NTU
- pH: 5,5 – 9,3
- Alkalitet: 0,11 – 1,1 mmol/L
- Kalsium: 4 – 30 mg/L
- Jern: 1 – 3100 µg/L

Av de 29 anleggene angir 14 at forbehandlingen er svært viktig for UV-desinfeksjonen, hvorav 10 er avhengig av en velfungerende koagulering/filtrering. Videre påpekes viktigheten av en effektiv vannbehandling for NOM-fjerning, jern/mangan fjerning, samt ozonering. Dette for å hindre at UV-desinfeksjonseffektiviteten reduseres av en dårlig vannkvalitet/lav UV-transmisjon. En god vannkvalitet (høy UV-transmisjon) gir selvsagt også muligheter for å drive UV-anlegget med redusert energiforbruk og reduserte driftskostnader. Middelerdi og standardavvik for målte UV-T-50 var 62±20 % for de 29 anleggene, og for målte minimums- og maksimumsverdiene henholdsvis 51±19 % og 70±20 %. Den laveste UV-T-50 verdien som ble målt var 24 %.

Fire av de 29 anleggene har periodevis problemer med svært dårlig kvalitet på innløpsvannet, og må redusere vannproduksjonen når UV-transmisjonen er lav. Sirkulasjonsperioder i vannkilden, perioder med mye nedbør, perioder med svikt i forbehandlingen, samt filtermodning angis som typiske eksempler på slike perioder. Ni av anleggene har ingen erfaringer med slik periodevis dårlig vannkvalitet.

4.1.2. Rentvannskvalitet og driftssikkerhet

Vannkvalitet. På 2 av anleggene ble det funnet *E. coli* i UV-desinfisert rentvann. Dette skyldtes sannsynligvis ikke UV-anlegget, men henholdsvis brudd på en avløpsledning, og inntrengning av avløpsvann på nettet. 17 av 29 anlegg benyttet klor sammen med UV, hvorav 12 anlegg doserte klor etter UV. Ytterligere 6 anlegg hadde klor i beredskap, mens 6 anlegg ikke hadde opplegg for klordosering.

Nedetid. Undersøkelsen viste at svært få av de 29 undersøkte UV-anlegg hadde vært ute av drift i perioden 2007-2009. Nedetiden utgjorde mindre enn 5 – 6 timer pr år (0,06 %). Dette i all hovedsak fordi man: 1) Kan

skifte mellom UV-aggregater når feil oppstår; 2) Har nødstrøm tilgjengelig på anlegget, og 3) Har UPS.

På to av anleggene hadde man hatt problemer med trykkstøt og tilhørende knusing av UV-lamper. Begge tilfeller skyldtes ventilproblemer, henholdsvis lufteventiler og utette ventiler for vaskemidler.

Hva gjelder vannkvaliteten, så syntes to situasjoner å gi betydelige driftsutfordringer for UV-anleggene:

- 1) Perioder med svikt i forbehandlingen av vannet, og
- 2) Perioder med sirkulasjon i vannkilden (typisk høst og vår).

Noen av anleggene måtte drives med redusert kapasitet i sirkulasjonsperioder.

14 av 29 anlegg angir at forbehandlingen er svært viktig for UV-anleggets funksjon, og 4 anlegg måtte tidvis redusere vannproduksjonen på grunn av periodevis dårlig vannkvalitet og lav UV-transmisjon.

Bergen Vann og HIAS presenterte erfaringer som klart viste at svikt i forbehandlingen og vannkilders sirkulasjonsperiode vår og høst med tilhørende forringelse av vannkvaliteten, kan representere betydelige utfordringer for drift av UV-anlegg. I slike perioder er det også spesielt viktig å opprettholde en god UV-desinfeksjonsbarriere, siden kildebarrieren normalt er dårligst og risikoen for å få smitte inn med råvannet er høyest nettopp i slike perioder.

Der vannet krever forbehandling før UV (for eksempel koagulering-filtrering eller ozonering-biofiltrering), er det av tilsvarende grunner svært viktig at forbehandlingen drives nær optimalt for å opprettholde stabile og høye verdier for UV-transmisjon, samtidig som turbiditeten og restmetallinnholdet er lavt før vannet UV-desinfiseres. Anlegg med adekvat og godt drevet forbehandling synes å ha en stabil vannkvalitet uten negative effekter av høstregn og sirkulasjon i vannkilden, og synes godt forberedt på mulige negative effekter av klimaforandringer, bl. a. økt NOM/ redusert UV-T.

Av de 29 anleggene benytter 17 klordesinfeksjon sammen med UV, mens 6 har klor i beredskap. Av de 17 anleggene tilsetter 12 klor etter UV, mens de resterende 5 tilsetter klor foran UV-trinnet. Følgelig er det bare 6 anlegg som ikke har klordosering i vanlig drift eller i beredskap. Dette har selvsagt sammenheng med at de fleste anlegg hadde klordesinfeksjon før UV ble installert, og fordi man valgte å beholde eksisterende klordosering som en supplerende desinfeksjonsbarriere eller som beredskap.

4.1.3. Dimensjonering og plassering

Av de 29 anleggene har 18 plassert UV-trinnet før (oppstrøms) rentvannsbassenget, men 9 anlegg har UV-trinnet etter rentvannsbassenget. To anlegg har UV-trinnet direkte på forbruksledningen, uten noen form for buffer i form av bassenger.

Lavtrykkslamper (LP) anvendes ved 23 anlegg, mens 6 anvender mellomstrykkslamper (MP). Et viktig kriterium for valg av MP-lamper er plassbegrensninger og/eller behovet for tilpasninger til eksisterende bygg. Levetiden på UV-lampene angis til 12 000 driftstimer ved 17 anlegg, mens 7 anlegg angir en levetid på 8000–10 000 timer. Originale UV-lamper benyttes ved 23 av de 29 anleggene, mens 6 anlegg anvender eller tester uoriginale UV-lamper.

4.1.4. Lavtrykk eller mellomtrykk

Av de 29 undersøkte anleggene hadde 6 anlegg mellomtrykkslamper (MP). Noen kommuner hadde anlegg med lavtrykkslamper (LP) og andre anlegg med MP-lamper, noe som gir et godt grunnlag for sammenligning og vurdering av de to lampetypene.

Et viktig valgkriterium for lampetype er plassbehov/tilgjengelig plass. Ved tilpasning/oppgradering av eksisterende vannverk med et UV-trinn, vil det ofte være lettere å innpasse de mindre plasskrevende MP-anlegg dersom det er trangt om plassen. Det er rapportert om problemer med beleggdannelse på kvartsrørene, gjerne grunnet jern og/eller kalk. Det er derfor viktig med en god forbehandling, samt gode og tilpassede vaskerutiner.

Resultatene fra denne undersøkelsen gir imidlertid ikke grunnlag for å kunne si at beleggsproblemene er større med den ene eller andre typen av UV-lamper, selv om temperaturen på overflaten er betydelig høyere for MP-lamper. At stadig flere UV-aggregater utstyres med automatiske viskersystemer har sannsynligvis også redusert beleggsproblemene, selv om dette ikke vil fjerne behovet for manuell/kjemisk rengjøring.

4.1.5. Styring og regulering

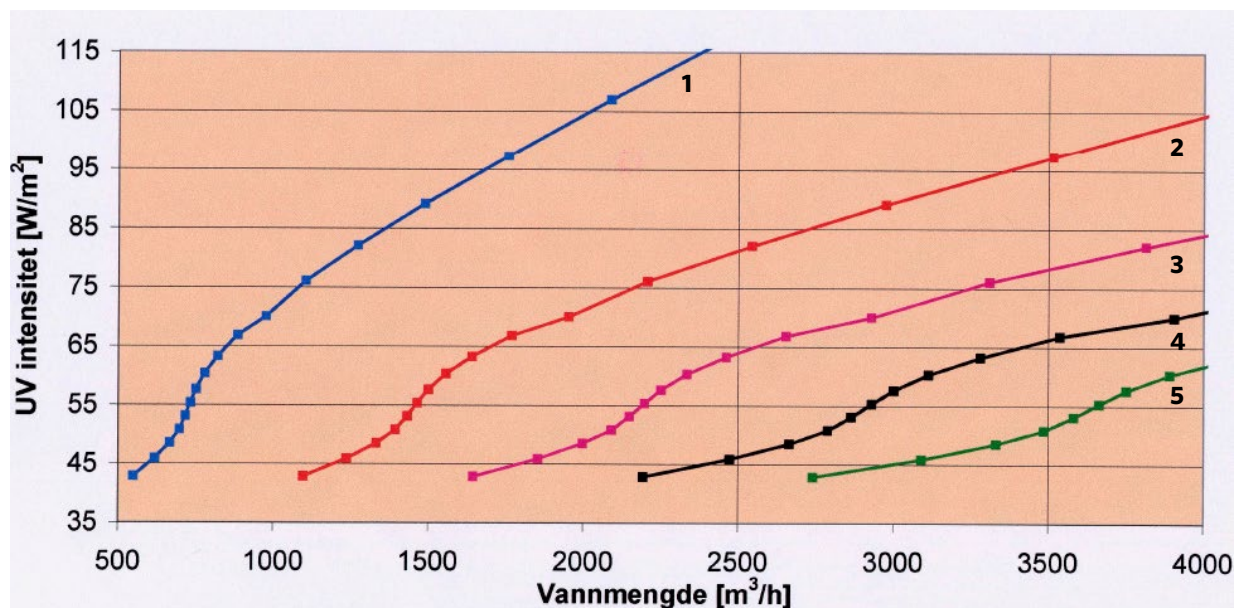
Den biodosimetriske valideringstesten munner ut i en test-/valideringsrapport med beskrivelse av forutsetningene og testbetingelsene, samt resultatene fra testen: Under hvilke betingelser (vannføring, vannkvalitet) kan dette UV-aggregatet levere en påkrevd UV-dose. I Europa kan det i tillegg utstedes et valideringssertifikat, basert på resultatene i testrapporten.

Resultatene angis gjerne i form av en kurve og/eller tabell som viser under hvilke kombinasjoner av vannfø-

ring og UV-intensitet (sensoravlesning) en påkrevd UV-dose kan oppfylles. Et eksempel er vist i Figur 4-1. Dersom vannføringen ved en bestemt UV-intensitetsavlesning er høyere enn den som avleses fra kurven, vil dosen være lavere enn påkrevd. Tilsvarende vil en lavere vannføring enn det som angis av sertifiseringskurven gi en UV-dose som er høyere enn kravet. I Norge anbefaler Folkehelseinstituttet/Mattilsynet at nye UV-anlegg skal

være biodosimetrisk testet og validert, og at de skal dimensjoneres for en dose på minimum 40 mJ/cm².

Av de 29 vannverkene som deltok i undersøkelsen var det 17 anlegg som styrte UV-dosen via set-punkter for vannføring og UV-intensitet (UV-sensoravlesning) i henhold til en godkjent sertifiseringskurve (40 mJ/cm²), jfr. Figur 4-1.



Figur 4.1. Eksempel på sertifiseringskurver (kapasitetsdiagram) for et bestemt UV-aggregat. Kurvene angir sammenhørende verdier av UV-intensitet og vannføring som sikrer leveranse av en UV-dose på 40 mJ/cm², ved bruk av 1, 2, 3, 4 eller 5 UV-aggregater (angitt med tallene 1 til 5 på kurvene). Levert dose er minst 40 mJ/cm² når målt UV-intensitet ved en gitt vannføring ligger høyere enn kurven som representerer antallet UV-aggregater i drift.

Alternativt kan UV-dosen styres etter en ligning/ algoritme der dosen beregnes ut fra online måledata for vannføring, UV-intensitet og eventuelt også vannkvalitet/UV-transmisjon. 12 av de 29 anleggene hadde egen måler for UV-transmisjon (UV-T). Styring av UV-dosen etter en slik doseberegningsformel ble gjort ved 7 av anleggene, og UV-T inngikk i doseberegningsformelen ved 4 av disse 7 anleggene. Ved 4 andre anlegg ble doseberegningsformelen anvendt kun til informasjon – ikke til styring av UV-dosen.



IVARs erfaringer med UV-T målere kan oppsummeres som følger (Gjerstad, 2010):

- Nyttig med 2 stk UV-T målere (IVAR har én på hver av de to UV-linjene)
- Meget god bruksanvisning
- Kvartalsvis kontroll og vedlikehold fra servicefirma
- Ukentlig kalibrering mot laboratoriemålinger (eget driftslaboratorium og eksternt lab)
- Generelt små avvik fra laboratoriemålinger - forutsatt ukentlig kontrollfrekvens
- Oppgitt toleranse $\pm 1.5\%$ med 10 mm tilsvarer $\pm 4\%$ med 50 mm kyvette
- For lav transmisjon grunnet utvendig kondens i måleglass ble løst ved å installere varmeelement i skap
- For høy transmisjonslesning ble løst ved å snu UV-lampen 180°
- Rettet mekanisk feil som ga svikt i selvkalibrering (komparativ måleteknologi)
- En av transmisjonsmålerne er noe ustabil

For å tilpasse UV-dosen til behovet, er de fleste UV-anlegg bygget opp med mulighet for justering av intensiteten fra UV-lampene. Dette kan gjøres ved å justere effektpådraget/strømtilførselen til lampene, normalt i området 50 (60) til 100 % av maksimal effekt. Man kan også koble inn og ut UV-aggregater og/eller lamperekker. To av anleggene kobler UV-aggregater inn og ut avhengig av vannføringen.

Noen vannverk har også satt krav til maksimumsdoser. Dette for å minimalisere risikoen for dannelse av

UV-desinfeksjonsbiprodukter, samt redusere energiforbruk og kostnader.

De undersøkte anleggene var forsynt med 1-8 UV-sensorer pr. UV-aggregat. Signalet fra én av disse ble normalt anvendt for styring av dosen, og resten for kontroll. Noen av UV-sensorene var preget av treg respons/gammel elektronikk og problemer med kondens og/eller inntrengning av vann. Noen var også uheldig plassert, eksempelvis flere sensorer rett ut for eller langs samme UV-lampe, eller i skyggefeltet fra lampens strømtilførselsledning.

Det var et stort spenn i kontrollfrekvensen for UV-sensorene, typisk fra én gang månedlig til én gang årlig. Noen anlegg kalibrerte UV-sensorene ved hvert lampeskifte, eller årlig mot en referansesensor. Noen anlegg hadde anskaffet egen referansesensor, og noen hadde opprettet en egen database for sensorkontroll og kalibrering.

Av de 29 anleggene hadde 27 mulighet for manuell drift. Anleggene hadde normalt en egen UV-PLS for styring av vannføring og UV-intensitet, herunder effektpådrag og inn/utkobling av lamperekker. UV-PLS-en gir datainput til en hoved-PLS for doseberegning, inn- og utkobling av UV-aggregater, alternering mellom aggregater, samt overvåkings- og alarmfunksjoner.

Av de 29 anleggene hadde 5 hatt problemer grunnet raske endringer i vannføring, eksempelvis i situasjoner med produksjon direkte til forsyningsnett, ved tenning av nye lamperekker som tar tid, og ved hyppige start/stopp-episoder grunnet for snever grensesetting i set-punktene for UV-intensitet og vannføring. To av anleggene rapporterte om ujevn belastning mellom parallelle UV-linjer. Dette fordi man ikke hadde vannføringsmålere på hver linje.

Mange små anlegg har mangelfulle muligheter for justering av UV-dosen, og 3 av de undersøkte 29 anleggene hadde ingen form for styring av UV-dosen. For små anlegg kan et lavt vannforbruk på nattetid representere en spesiell utfordring ved at UV-dosen da kan bli svært høy. Dette kan påvirke vannkvaliteten og øke risikoen for dannelse av UV-desinfeksjonsbiprodukter. Av de 29 anleggene mente 18 at man ofte har overdosering. Tre av anleggene ble tidvis drevet med en UV-transmisjon under 30 % og/eller under sertifikatkurven, dvs. ved doseleveranse under kravet på 40 mJ/cm^2 . Normalt skal UV-anlegget stenge ned i slike tilfeller. For øvrig viste undersøkelsen at 4 – 5 av anleggene hadde hatt problemer med ballastkort, hovedsakelig grunnet fabrikkasjonsfeil, spenningsfeil, etc. Oppstarts-

tidene etter stopp varierte innenfor området 3–20 minutter.

Flere av svarene om styring og regulering som ble avgitt i svars skjemaet/erfaringsinnhentingen syntes å være preget av betydelig synsing, uten god dokumentasjon. Oppfølgende detaljspørsmål forble ofte ubesvarte. Det synes derfor å være behov for ytterligere styrking av kompetanse- og erfaringsgrunnlaget på dette området.

4.1.6. Beleggdannelse og rengjøring

Dannelse av belegg på kvartsrør og sensorvindu vil normalt forekomme i alle UV-anlegg, dog i ulik grad avhengig av vannkvalitet (Ca, Fe, Al, etc) og temperatur. Undersøkelsen viste at 13 av de 29 anleggene ikke rapporterte om problemer med beleggdannelse. Av disse 13 var det 4 MP-anlegg (av totalt 6 MP-anlegg).

Tidvise problemer med beleggdannelse på kvartsrør og/eller sensorvinduer ble rapportert fra 11 av de 29 anleggene, hvorav to MP-anlegg. 14 anlegg mente at vannkvaliteten hadde stor betydning for så vel kapasitet som beleggdannelse. Fem anlegg rapporterte om problemer med kalkbelegg og fire om jernbelegg. Her var det anlegg både med og uten koaguleringsstrinn. Fire anlegg rapporterte om humusbelegg, noe som ble relatert til sirkulasjonsperioder i vannkilden. Videre rapporterte to anlegg om diverse beleggproblemer knyttet til sand, støv, osv. Temperaturen ble ikke ansett som en viktig faktor for beleggdannelsen. Ni av anleggene anså ikke vannkvaliteten som noen stor utfordring eller årsak til beleggdannelse, i hovedsak fordi man ved disse anleggene hadde en god råvannskilde, en stabil vannbehandlingsprosess og/eller en effektiv vaskeprosess. Temperaturen ble ikke rapportert å ha vesentlig betydning for dannelse eller fjerning av belegg. Dog vil en høy temperatur på overflaten av kvartsglasset (MP-anlegg) normalt gi beleggdannelse der man har nivåer av pH, alkalitet og kalsium nær kalsiumkarbonatlikevekt, for eksempel etter korrosjonskontrollerende vannbehandling.

Mekaniske viskere var installert ved 16 av de 29 anleggene. Av disse rapporterte 9 anlegg at viskerne fungerte bra, mens 7 anlegg hadde hatt problemer knyttet til styringskort, manglende deteksjon av endeposisjon, UV-rør med bananform og soner med gjenværende belegg, viskerskade på kvartsglass, brente viskerringe, defekt aksellager, samt vansker med å få kontakt med leverandøren. Samtlige av de overnevnte problemene lot seg imidlertid løse relativt raskt. To av de 16 anleggene hadde også viskere på sensorvinduene.

23 anlegg hadde opplegg for kjemisk vask. De fleste er fornøyd med denne, men syrevasken tar tid. Sitronsyre (2–5 % løsning) ble anvendt ved 19 anlegg, fosforsyre ved 2 anlegg, teknisk sprit ved 2 anlegg, saltsyre (ca. 5 %) ved 1 anlegg, sulfaminsyre (10–30 %) ved 1 anlegg og oksalsyre ved 1 anlegg. Ett av anleggene hadde gått bort fra bruk av saltsyre på grunn av korrosjonsproblemer. Ved 2 anlegg anvendes manuelt betjent vaskelanse, og ved 2 anlegg benyttes mikrofiberklut.

11 av vannverkene slipper brukt vaskeløsning til avløpsnettet, ofte fortynnet og/eller i små porsjoner, mens 6 av vannverkene slipper vaskevannet direkte til resipient (bekk, innsjø, sjø, infiltrasjon). Av disse 6 hadde 3 egen utslippstillatelse.

Flere vannverk, blant annet i Oslo, hadde gode driftserfaringer med bruk av syrevask alene, uten bruk av viskere. Det anbefales imidlertid uansett å anskaffe anlegg med viskere og basere rengjøringen på en kombinasjon av syrevask og viskerbruk tilpasset lokale erfaringer. Valg av syre vil være avhengig av hva som skaper beleggdannelse på anlegget. Eksempelvis vil jernbelegg normalt kunne fjernes effektivt ved bruk av oksalsyre, mens andre type syrer vil kunne være bedre egnet for å fjerne belegg som er dannet fra organisk materiale. IVAR, Stavanger har gode erfaringer med bruk av oksalsyre som vaskemiddel, noe som synes å være en effektiv og rimelig løsning uten spesielle HMS-relaterte problemer.

IVAR har gjennomført systematiske forsøk med flere ulike vaskemidler for undersøkelse av vaskevirkningen på jernholdige belegg på UV-rørene. Vannets jerninnhold var 5–25 µg Fe/L. Som vist i Tabell 4-1 og Figur 4-2 viste oksalsyre seg å være et enkelt og effektivt vaskemiddel mot jernbelegg. Man påviste også at viskerpakninger var i samme stand og hadde samme mykhet som nye pakninger, og at ventiler fremsto som rene og uten skade på overflatebehandling eller gummisete ved oppbevaring i 1 % oksalsyre i 50 døgn.

Målinger ved IVAR, Stavanger påviste videre at den sensoravleste UV-intensiteten ble redusert fra 27 til 17 W/m² ved dreining av UV-lampen langs lengdeaksen slik at den utvendige strømtilførsels-ledningen kom mellom lampen og UV-sensoren og derved skygget for denne. UV-intensiteten ble også betydelig redusert på grunn av slitte vaskeringer og tilhørende dårlig vaskevirkning.

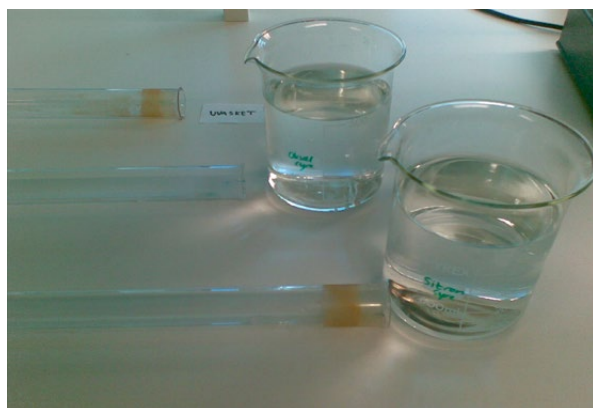
IVAR viste også et eksempel på at jernholdige belegg som ble utfelt på sensorvinduet reduserte den avleste UV-intensiteten fra 30 til 20 W/m². Slike belegg kan også fjernes effektivt ved bruk av oksalsyre eller saltsyre, mens sitronsyre ga mindre effekt (Figur 4-3).

UV-intensitetsreduserende situasjoner som nevnt over vil alle normalt resultere i en kompenserende økning i effektpådraget og et tilhørende unødige høyt strømforbruk.

Tabell 4-1. Effekt av ulike vaskemidler for fjerning av jernholdig belegg ved IVAR, Stavanger (Etter Gjerstad, 2010).

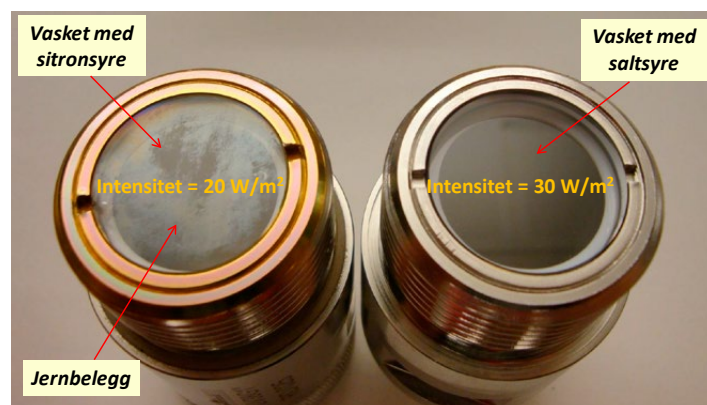
Vaskeløsning	pH	Vaskevirkning (grad av beleggfjerning)	
		Etter 1 time	Etter 1,5 time
Oksalsyre - 1 %	1,3	> 50 %	> 95 %
Oksalsyre - 5 %	0,8	> 50 %	> 95 %
Vinsyre - 5 %	1,7	Ingen	Ingen
Eplesyre - 5 %	1,8	Ingen	Ingen
Sitronsyre - 5 %	1,7	Ingen	Ingen
Andre ¹⁾		Ingen	Ingen

1) Omfatter 3 delvis alkaliske vaskemidler beregnet for organiske humusbelegg



Figur 4-2. Effekt av ulike vaskemidler på UV-rørbelegg ved IVAR, Stavanger. Øverst et uvasket UV-rør med tydelig brunt belegg i enden av røret, i midten et UV-rør vasket med 5 % oksalsyre i 1.5 time (uten resterende belegg), og nederst et UV-rør vasket med 5 % sitronsyre i 1.5 time, også dette med belegg (Etter Gjerstad, 2010).

For å finne frem til optimale vaskemidler, vaskefrekvenser og vaskerutiner anbefaler IVAR at man fører en detaljert driftslogg. Ved IVAR anvendes et referanseaggregat (Alfa) der UV-aggregatene syrevaskes hver måned og sensorene hver uke. De andre UV-aggregatene sammenlignes så med Alfa-aggregatet ved at man registrerer UV-transmisjonen, samt avlesningene fra de 3 UV-sensorene (W/m²) før og etter vask. Sensoravlesningene foretas ved 100 % effektpådrag for alle aggregater. IVAR påpeker videre at UV-desinfeksjon ikke er en enkel prosess, og at det er viktig å bruke nok tid til å sette seg inn i og forstå UV-anlegget inngående.



Figur 4-3. UV-intensitetsreduserende effekt av belegg på sensorvinduer ved IVAR, Stavanger. Sensor-vinduet til venstre er vasket med sitronsyre, og vinduet til høyre med saltsyre (Etter Gjerstad, 2010).

I Bergen har man 2 vannbehandlingsanlegg med lavtrykks- (LP) og 3 anlegg med mellomtrykkslamper (MP). Tabell 4-2 gir en oversikt over forbehandling, type UV-lamper, antall UV-aggregater, anvendte vaskemidler, og frekvenser for syrevask og viskere (Seim, 2012). Man anvender automatiske driftssystemer for både syrevask og viskere. Man er godt fornøyd med de angitte vaskemetoder: Viskerne fungerer godt, og det samme gjør oksalsyren (bedre enn sitronsyre).

Tabell 4-2. Oversikt over UV-anlegg og vaskerutiner ved 5 vannbehandlingsanlegg i Bergen (Etter Seim, 2012)..

Anlegg	Forbehandling	UV-lampe	#UV-aggr.	Vaskemiddel	Vaskefrekvens	Viskere	Viskefrekvens
Espeland	Filtrering	LP	6	Oksalsyre	30 - 35 døgn	Ja	12 timer
Svartediket	Koagulering/filtrering	MP	4	Oksalsyre	70 - 80 døgn	Ja	6 timer
Jordalsvatnet	Koagulering/filtrering	MP	3	Oksalsyre	80 - 90 døgn	Ja	2 timer
Kismul	Koagulering/filtrering	MP	3	Oksalsyre	90 døgn	Ja	6 timer
Sædalen	Koagulering/filtrering	LP	4	Oksalsyre	14 døgn	Nei	

4.1.7. Strømforsyning og kvalitet/stabilitet på strømleveransen

Driftsstabiliteten ved de 29 undersøkte anleggene var generelt høy, med svært liten nedetid (< 5 - 6 timer pr. år; 0.06 % av tiden).

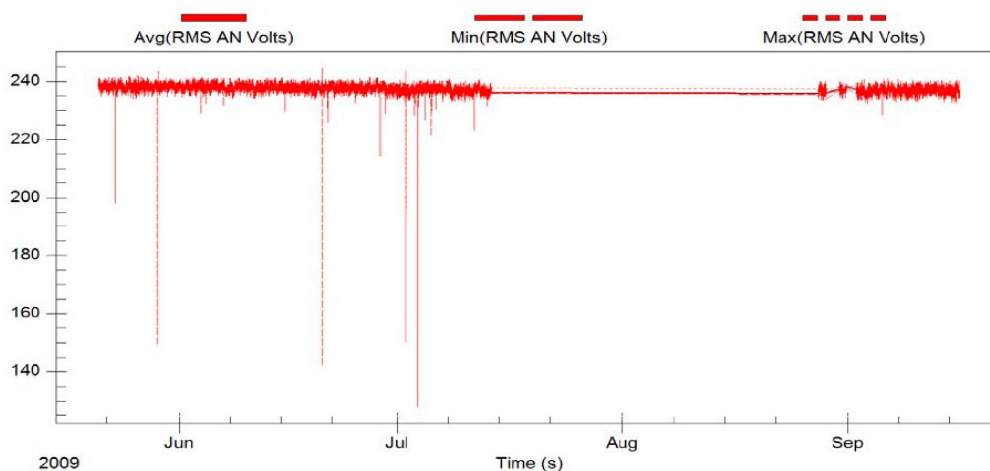
Grunnene til den lave nedetiden ble angitt å være flere:

- 1) Man hadde mulighet for å skifte mellom UV-aggregater når feil oppstod
- 2) Man hadde nødstrøm tilgjengelig
- 3) Man hadde UPS (Uninterruptible Power Supply, dvs. batterier) på anlegget

Den registrerte nedetiden skyldtes i all hovedsak strømbrudd, spenningsdip, feil i hovedtavle, viskerfeil,

feil på aggregat eller dårlig vannkvalitet med påfølgende nedstengning.

Av de 29 anleggene angir 11 at kvaliteten på strømforsyningen har stor betydning for driften og nedetiden. Kvaliteten og stabiliteten på strømforsyningen (spenningsnivåer og spenningsvariasjoner, forekomst av spenningsdip, etc) kan med fordel dokumenteres via målinger, noe som har blitt gjort ved Oset VBA i Oslo der det ble det registrert 2 spenningsdip i en måleperiode sommeren 2009. I det største av disse falt spenningen til nær 80 V i en periode på ca. 0,1 sekund. Figur 4-4 viser et tilsvarende eksempel fra Skullerud VBA i Oslo, der det ble registrert 5 spenningsdip (helt ned mot 130 V) under en måleperiode på 3 - 4 måneder sommeren/høsten 2009.



Figur 4-4. Registrerte spenningsvariasjoner/spenningsdip i strømleveransen til Skullerud VBA i perioden juni - september 2009 (Seljeseth, H., 2010).

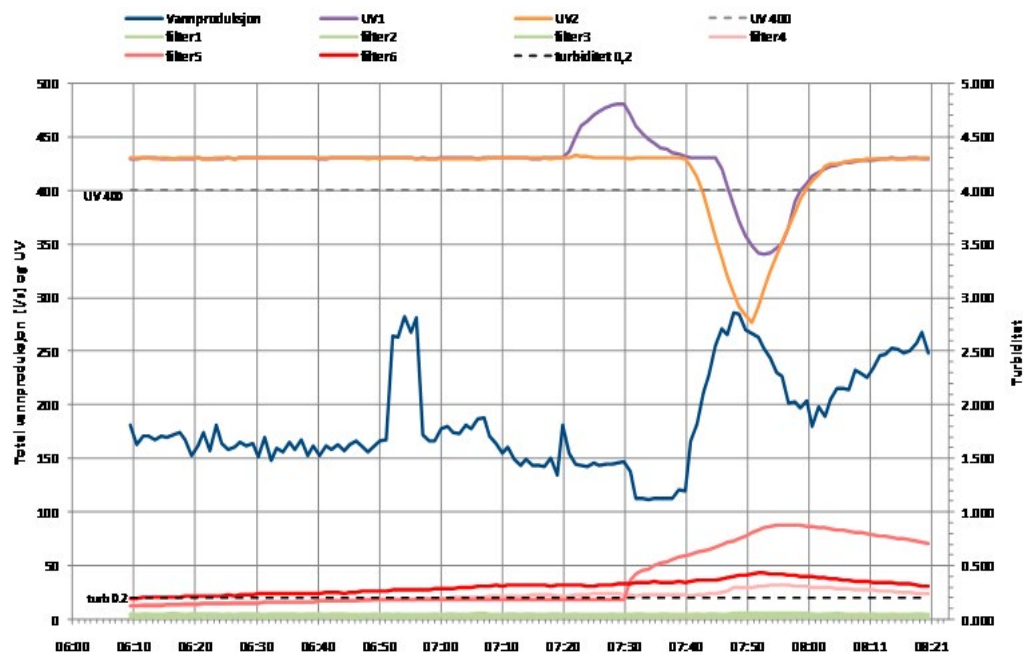
Figur 4-5 viser et eksempel på en kortvarig periode med samtidige svikt i UV-barriere (UV-dose < 40 mJ/cm²) og koaguleringsbarriere (turbiditet > 0.2 NTU) høsten 2009. Etablering av varighetskurver i form av levert UV-dose mot driftstid, kan utgjøre en god dokumentasjon på UV-barriereeffektivitet og barrierestabilitet for de enkelte UV-aggregater.

Nødstrømsaggregat var installert på 20 av de 29 anleggene. UPS som dekket hele UV-anlegget var installert på 6 av anleggene, mens 13 anlegg hadde UPS som kun dekket elektronikk, styring, etc.

Erfaringene med UPS er gode, gitt riktig dimensjonering og rett installasjon. Det finnes dog eksempler på at UPS-feil har medført stans i UV-anlegget. UPS er en betydelig

varmekilde, noe som krever kjøling. UPS kan bidra til å redusere produksjonstapet og antall omstarter av UV-anlegget grunnet strømblink, samt gi redusert slitasje på lamper og elektronikk-kort. Kapasiteten på UPS-anlegg er begrenset, og tillater kun bruk i korte perioder.

Av andre forhold som gjelder strømforsyning og driftssikkerhet kan nevnes viktigheten av godt kjølte trafoer, at skap med ballastkort plasseres ute på gulvet – ikke langs veggen grunnet oppvarmingen, og at kabler plasseres med tilstrekkelig avstand.



Figur 4-5. UV-dose fra enkeltaggregater og utløpsturbiditet fra enkeltfiltre ved Skullerud VBA (24. nov. 2009). I en periode mellom kl. 07:30 og 08:00 ble det registrert samtidig svikt i UV-barriere for aggregat UV1 og UV2 (UV-dose < 40 mJ/cm²), og svikt i koaguleringsbarriere for filter nr. 5 og 6 (utløpsturbiditet > 0.2 NTU) (Eikebrokk et al. 2011).

4.1.8. Service og oppfølging

Undersøkelsen viste at 12 av 29 anlegg hadde direktekontrakt med en leverandør. Av alle anleggene mente 22 at leverandøren hadde tilstrekkelig kompetanse for utbyggingen/installasjonen, mens 2 mente at dette ikke var tilfellet. 11 anlegg hadde inngått serviceavtale med en leverandør, og 7 av disse rapporterte om gode erfaringer. Tre av anleggene utfører service i egen regi. Anleggene har generelt lite erfaring med havarier, men alle anlegg har UV-lamper og kvartsrør på lager. Noen av anleggene lagerfører også sensorer, ballaster, styringskort, viskere og pakninger.

4.1.9. Forbedringspotensialer og ting man ville gjort annerledes

Undersøkelsen viste stort sett gode erfaringer, og kun 2 av 29 brukere var ikke fornøyd med sitt UV-anlegg. De viktigste driftserfaringer/utfordringer og anbefalinger fra anleggene var følgende:

- 1) Viktig med fast driftspersonell: Alt må kunnes, og rutiner må være innarbeidet

- 2) Gode driftsrutiner må etableres, med kontinuerlig fokus og oppfølging av kritiske kontrollpunkter. Og rutiner må ikke bare etableres – de må også følges
- 3) Gode vedlikeholdsrutiner og reservelager for rask erstatning av viktige komponenter som styringskort, ballastkort, lamper, sensorholdere, etc
- 4) Bruk lamper med godt dokumenterte verdier for effekt og levetid, med god kvalitet på strømkontakt, og med enkelt lampeskift uten at viskermotor må demonteres
- 5) Vannføringsmålere bør installeres på hver UV-linje
- 6) Vannføringsvariasjoner er en utfordring for styring av UV-dosen, og det er spesielt vanskelig å holde jevn UV-dose på anlegg uten bufferbasseng (rentvannstank)
- 7) Viktig med vask/klargjøring ved automatisk skifte mellom aggregater
- 8) Drift ved dårlig vannkvalitet er en utfordring, spesielt ved raske vannkvalitetsendringer eksempelvis i vannkildens sirkulasjonsperioder og/eller i perioder med svikt/ikke-optimal drift av forbehandlingen.
- 9) Velg en forbehandling som er tilpasset vannkvaliteten og kvalitetsvariasjonene – og drift denne godt

- 10) Bruk standardiserte og lett utskiftbare UV-sensorer
- 11) Viktig å etablere et system for sensorkontroll med dokumentasjon, herunder sikre seg mot fukt i sensorhus, lekkasje fra sensorhylser, etc. og gjerne bytte dårlige sensorhylser til nye og bedre typer
- 12) Optimaliser driften med hensyn til strømforbruk, vannproduksjon og UV-intensitet
- 13) Viktig å sikre effektivitet og stabilitet på viskersystemet, samt holde kvartsglass og sensor-vinduer rene og frie for belegg/utfellinger. Her er det gode erfaringer med bruk av oksalsyre
- 14) Viktig å ivareta målenøyaktighet og stabilitet på UV-T målere og UV-I sensorer
- 15) Viktig å holde UV-T målinger innenfor $\pm 2\%$ av rett verdi. Det ble gitt eksempler på usikker UV-T måling, til tross for at denne var svært viktig i doseberegningen
- 16) Hva gjelder styring/prosesskontrollsystemer er tilstrekkelig testing alfa & omega. Det ble angitt som en stor fordel å kunne programmere selv, og derved unngå problemer med sviktende oversikt med mer når leverandøren skal programmere UV-PLS og "andre" H-PLS. Feil oppstår gjerne når UV-reaktorer ofte må kobles inn og ut

Flere av anleggene var godt fornøyd med sine UV-anlegg og ville ikke ha gjort så mye annerledes. Andre anlegg beskrev imidlertid flere forhold på sine UV-anlegg som kunne vært annerledes med dagens kunnskap og erfaringer:

- 1) Burde hatt vannføringsmåler på hver UV-linje
- 2) Burde valgt bedre (pneumatiske) ventiler for regulering av vannføring
- 3) Burde hatt rentvannsbasseng, med UV-trinn plassert nedstrøms av dette
- 4) Bedre styring av energiforbruk/trinnløs effekregulering av lamper
- 5) Burde designet anlegget med flere mindre UV-aggregater for å unngå overkapasitet og overdosering, samt redusert energiforbruket
- 6) Montasje/tilpasning til eksisterende bygningsmasse innebar en uheldig begrensning på UV-anlegget
- 7) Burde ha valgt MP-anlegg
- 8) Burde hatt viskere på anlegget
- 9) UV-transmisjonsmåler er sårbar og krever hyppig rengjøring – burde hatt flere enn én slik
- 10) Burde valgt enklere styring/driftskontroll – basert på måling/overvåking av vannføring og UV-intensitet, eller en enklere og mer forståelig doseberegningsformel
- 11) Strengt krav til maksimal dose og maksimal driftstid med overdosering gir god energi-økonomisering, men gjør det vanskeligere å unngå perioder med underdosering
- 12) Burde hatt full integrasjon og parameteroverføring mellom UV-PLS og hoved-PLS (buss-forbindelse)

- 13) Burde ha hatt et bedre opplegg for logging og tett oppfølging av relevante måle-parametere i en innkjøringsperiode (flere måneder på anlegg med mange UV-aggregater). Dette gir økt forståelse av dynamikken i anlegget, og et bedre grunnlag for kritiske spørsmål til leverandøren
- 14) Burde valgt horisontale UV-aggregater slik at kondensvann renner bort
- 15) Bedre anbudsspesifikasjoner og en bedre kontrakt med spesifisert prøvedriftsperiode og et utvidet ansvar for leverandøren
- 16) Bedre integrasjon mellom UV-PLS og hoved-PLS
- 17) Økt kapasitet/bedret dimensjoneringsgrunnlag
- 18) Burde valgt alternative rengjøringsmidler: Håndtering av 35 % saltsyre utgjør en HMS-risiko, og slik syre er dessuten flyktig og korrosiv overfor metalloverflater i de nære omgivelser

Refleksjoner etter erfaringsundersøkelsen. Undersøkelsen av norske UV-anlegg omfattet 29 UV-anlegg, der hvert anlegg hadde 2-12 UV-aggregater. Produksjonskapasiteten regnet som antall forsynte personer varierte fra drøyt 100 personer til over 800 000 personer (basert på et spesifikt vannforbruk på 300 L/pe døgn). Undersøkelsen avdekket ingen fundamentale feil eller inntrykk av fullstendig feildimensjonerte eller feildrevne anlegg. De aller fleste anleggene fungerte bra, med lite nedetid og høy driftssikkerhet. 11 av 29 anlegg hadde egen serviceavtale med leverandøren.

Alle involverte parter (brukere, kontrollinstanser, rådgivere og leverandører) synes imidlertid å ha behov for mer erfaring og bedre kompetanse. Under erfaringsinnhenting og påfølgende diskusjon dukket det stadig opp nye problemstillinger knyttet til sentrale tema. Selv om omfanget/bruken av UV som desinfeksjonsmetode nå er svært utbredt, er metoden relativt ny og driftserfaringene relativt mangelfulle. Biodosimetrisk validering og ulike resultater/kapasiteter ved bruk av ulike valideringsstandarder har også skapt uro og usikkerhet i dette markedet. Det er derfor behov for flere slike erfaringsseminarer, gjerne også med internasjonal deltagelse.

4.2. Amerikanske UV-erfaringer

I likhet med Europa, er bruk av UV som metode for desinfeksjon av drikkevann på rask fremmarsj også i USA, selv om klordesinfeksjonen fortsatt dominerer. I 2008 fantes det mer enn 300 UV-anlegg i USA og Canada, hvorav de fleste (78 %) var MP-anlegg.

I USA har Water Research Foundation (WRF) etablert en kunnskapsbase for UV-desinfeksjon (Wright et al. 2012). Målet med dette prosjektet var å etablere en kunnskapsbank for UV-desinfeksjon av drikkevann. Bakgrunnen for prosjektet var den raske utviklingen på området UV-desinfeksjon av drikkevann, både hva gjelder lover/reguleringer, kunnskap/kompetanse og teknologi. Kunnskapsbehovet er følgelig stort og spørsmålene mange: Hvem kan installere UV-anlegg, hvilke designkriterier gjelder, hvor effektiv er UV-desinfeksjoner, hvordan måles og reguleres UV-dosen, hvor pålitelige er de komponentene som inngår i et UV-anlegg, hvor stort er vedlikeholdsbehovet, og hva er så langt erfaringene med UV-desinfeksjon?

Prosjektets hovedmål var som følger:

- Å identifisere viktige spørsmålstillinger og forhold ved UV-desinfeksjon av drikkevann, basert på innspill fra deltagende vannverk, myndigheter og konsulenter
- Å hente inn og analysere data fra deltagende vannverk, samt foreta vurderinger av eksisterende UV-systemer
- Å foreta en vurdering av kvikksølvproblematikken ved brekkasje av UV-lamper, samt utvikle løsninger for å håndtere slike problemer

En undersøkelse i 2008 viste at 309 større vannverk, hvorav 161 i Canada og 148 i USA, hadde installert, eller var i ferd med å installere UV-anlegg. Av disse var 78 % installert for inaktivering av Crypto og/eller Giardia, 12 % var installert for inaktivering av virus basert på en UV-dose på 40 mJ/cm², og 9 % var basert på inaktivering av heterotrofe/koliforme bakterier. Grunnvann utgjorde vannkilden for 24 % av UV-anleggene, mens 76 % brukte overflatevannkilder. Anleggene var dimensjonert for vann-mengder i området 0,01–8,3 mill. m³/døgn, med midlere UV-transmisjon (10 mm) på 90 % (spennvidde 70–98 %). Undersøkelsen viste at aldrings- og beleggfaktorer (lamp aging and fouling factors) i området 60–90 % var lagt til grunn for dimensjoneringen.

52 % av UV-anleggene var plassert på rentvannstrømmen, mens 14 % var plassert på utløpet fra enkeltfiltre. 73 % av vannverkene benyttet mellomtrykkslamper, og

27 % lavtrykkslamper. Nominell lampeeffekt var henholdsvis 240–427 W og 2,4–21,6 W. MP-anleggene var typisk utstyrt med automatiske viskere, mens LP-anleggene benyttet automatiske viskere, syrevask (fosforsyre eller sitronsyre) eller manuell rengjøring. Supplerende manuell rengjøring var påkrevet ved 25 % av LP-anleggene og 53 % av MP-anleggene.

MP-anleggene hadde i middel et trykktap på 0,15 mVS, innenfor et variasjonsområde på 0,02–0,76 mVS. For lavtrykksanleggene var de tilsvarende verdiene 0,38 mVS og 0,15–0,76 mVS.

Man benyttet UV-sensorer som var godkjent i henhold til DVGW eller ÖNORM. ÖNORM-sensorer ble mest brukt på LP-anlegg, og DVGW-sensorer på MP-anlegg. Bare 69 % av vannverkene brukte referansesensorer for å sjekke UV-sensorene, og majoriteten av anleggene hadde kun én referanse-sensor. 48 % av anleggene hadde installert vannføringsmåler for hvert UV-aggregat, mens 40 % kun hadde vannføringsmåler på totalstrømmen. 63 % av anleggene hadde installert on-line UV-T-måler, men bare 52 % sjekket UV-T-måleren jevnlig. Disse resultatene indikerte et behov for bedre kvalitetssikring og kontroll av driften av UV-anleggene.

Antall reaktorlinjer varierte i området 1–56 for LP-anlegg og 1–15 for MP-anlegg. Det var overraskende at så mange som 15 % av LP-anleggene og 34 % av MP-anleggene hadde bare én linje, dvs. ingen redundans. Alle LP-anlegg var installert med bare én UV-reaktor pr. linje, mens 5 % av MP-anleggene hadde mer enn én reaktor pr. linje. 62 % av UV-anleggene med mer enn én linje benyttet reguleringsventiler for kontroll/justering av vannmengden. De fleste LP-systemer og 79 % av MP-anleggene var montert med horisontale UV-aggregater. 25 % av LP-anleggene og 35 % av MP-anleggene hadde utført pilottester i forkant av installasjonen. Tilsynsbehovet var 1–20 timer pr. måned for LP-anlegg, og 1–10 timer pr. måned for MP-anlegg (spennvidden angir 10 og 90-percentiler). Halvparten av LP-anleggene og 41 % av MP-anleggene hadde observert beleggdannelse på kvartsglass og sensorvinduer. Den relative andelen av lagerførte reservedeler av UV-lamper, kvartsrør, ballaster og UV-sensorer var 12:2:3:1 for LP-systemer, og 4:2:1:1 for MP-systemer. Selv om man selvsagt hadde utfordringer, rapporterte vannverkene om effektive og driftsvennlige UV-systemer, med komponentlevetider som oversteg garantiene og leverandører med god service.

UV-anleggets ytelse ble spesifikt vurdert på 8 vannverk. Flere av disse hadde ikke fått tilgang til valideringsrapporten, og forsto ikke sine egne UV-doseligninger. Ett anlegg benyttet en doseligning/algoritme som ikke var validert. Overdosering var vanlig (faktor 2 – 3), noe som hovedsakelig skyldtes unødig høye sikkerhetsfaktorer, ineffektiv implementering av sett-punkter for UV-sensorintensitet, samt begrensninger i stengningsforløpet for UV-aggregater.

Den kombinerte indeksen for lampealdring og fouling (CAF), dvs. forholdet mellom målt (UV-sensor) og beregnet UV-intensitet (UV sensorligningen), ble brukt for å kvantifisere lampealdring og beleggdannelse (fouling). Resultatene viste at aldringseffektene lå godt innenfor designkriteriene. Graden av beleggdannelse (fouling) varierte betydelig mellom anleggene. Noen hadde lite eller ingen beleggdannelse, selv med MP-lamper, mens andre hadde betydelig beleggdannelse over tid. På MP-anlegg med beleggdannelse, ble kvartsglass og sensorvinduer holdt rene av de automatiske mekaniske eller fysisk-kjemiske viskersystemene. Beleggdannelse inne i kvartsrørene var imidlertid et problem i MP-anleggene. Beleggdannelse var også et problem i LP-anlegg med periodevis, manuell syrevask. Selv om beleggdannelse øker energiforbruk og driftskostnader, synes ikke operatørene å være spesielt motivert for rengjøring av UV-aggregatet dersom PLS-en viste at UV-aggregatet likevel evnet å levere den påkrevde UV-dosen.

Anleggsbesøkene avdekket betydelige utfordringer knyttet til nøyaktighet og kalibrering av on-line UV-T-målere (i.e. UV-T feil > 2 %). Effekten av målefeil i UV-T-monitoren kan bestemmes ved bruk av ligningen for UV dose fra aggregatets valideringsrapport. Dersom feilen er uakseptabel, kan man legge inn i PLS-en en UV-T-verdi målt med et lab-spektrofotometer. UV-sensorer anvendt i MP-systemer viste større variasjoner enn de som ble brukt på LP-anlegg, men variasjonen kunne reduseres ved bruk av referansesensorer og påfølgende sensorkalibrering på stedet. Testing av "våte" UV-sensorer (i.e., sensors i direkte kontakt med vann) var vanskelig og tidkrevende fordi reaktoren først måtte dreneres. Slike UV-sensorer kan med fordel skiftes ut med "tørre" sensorer som benytter en sensorport.

Problemstillinger rundt frigjøring av kvikksølv ved lampebrudd ble undersøkt ved hjelp av et pilot-aggregat, og kvikksølvtransporten viste seg å være avhengig av lampe type og driftsforhold. Under et lampebrudd løses kvikksølvdamp i vannet og transporteres sammen med vannet ut av UV-aggregatet. Kvikksølv i form av væske og amalgam sedimenterer imidlertid og holdes

tilbake i bunnen av UV-aggregatet. Grunnet en langt lavere driftstemperatur, er massen av kvikksølvdamp i LP-lamper mye mindre enn i MP-lamper.

En plan for håndtering av eventuell kvikksølvlekkasje fra UV-lamper bør inkludere flere elementer: Forholdsregler for å unngå lampebrudd/brekkasje, deteksjon av lampebrudd, modeller av frigivelse/transport av kvikksølv, oppsamling og begrensningstiltak, prøvetaking, behandling og disponering av kontaminert vann, samt rengjøring og re-start av det aktuelle UV-aggregatet. I tillegg til trykkstøt, røff håndtering, mm, kan lampebrudd også skyldes vibrasjoner/resonans.

Modellberegninger (e.g. CFD) viste at sprednings- og fortyningseffektene i rør og bassenger nedstrøms et UV-anlegg normalt vil redusere kvikksølvkonsentrasjonen etter et lampebrudd til et nivå langt under grenseverdiene når man anvender LP-lamper.

Ved brudd i en MP-lampe vil imidlertid kvikksølvkonsentrasjonen bringes under grenseverdien først etter lange rørestrekk, og/eller betydelige basseng-/reservoarvolumer. På steder der slik tilstrekkelig fortykning ikke kan oppnås før første forbruker, må man søke å samle opp kvikksølvlekkasjen ved hjelp av nedstrøms ventilstyring og omløp. Slike oppsamlingssystemer må være dimensjonert med tilstrekkelig store volumer/oppholdstider som tillater deteksjon, ventelmanøvrering, etc. Lukketiden for ventiler kan begrenses av faren for trykkstøt, noe som er en velkjent årsak til lampebrudd.

En beredskapsplan mot lampebrudd bør også inneholde beskrivelser av prøvetakingssteder og prøvefrekvenser, planer for behandling og disponering av kvikksølvkontaminert vann, samt planer for rengjøring og fjerning av flytende kvikksølv/amalgam og kvartsskår fra selve UV-aggregatet. Kvikksølvkontaminert vann kan behandles med svovelimpregnert aktivkull. En maksimal konsentrasjon på 1–12 ng Hg/L kan være nødvendig for å beskytte akvatisk liv.

Ut fra resultatene fra dette prosjektet og undersøkelsen av UV-anlegg i Canada og USA, har prosjektteamet formulert en rekke anbefalinger for vannverk som har, eller planlegger UV-desinfeksjonstrinn:

- Man bør ha samlet inn et robust datasett for vannkvalitet (UV-T) som grunnlag for design og dimensjoneringskriterier
- Nivåene for lampealdrings- og foulingfaktorer (CAF) må bestemmes i designfasen
- I driftsfasen bør CAF beregnes ukentlig for alle aggregater, for derved å kunne optimalisere lampebytte og rengjøring/vask

- Husk også å undersøke UV-lampene jevnlig for innvendig beleggdannelse
 - Bruk gjerne flere testorganismer som alternativ til MS2 og en dose på 40 mJ/cm²
 - UV-anlegg bør utformes med et redundant UV-aggregat til bruk under perioder med vedlikehold
 - Bruk gjerne UV-aggregater med høy kapasitet slik at antall behandlingslinjer kan begrenses
 - Ta hensyn til krav om rettstrekk for rørledninger oppstrøms/nedstrøms
 - Bruk automatiske, motoriserte ventiler for stenging/isolering av enkeltaggregater
 - Vann som ikke har blitt eksponert for tilstrekkelig UV-dose (offspec water) bør sendes tilbake til innløpet eller vrakes
 - MP-anlegg bør installeres med automatiske viskere, selv om innholdet av Fe er lavt
 - Sett av tilstrekkelig tid for vedlikehold, og lagerplass for reservedeler
 - La operatører og personell delta i alle faser av UV-design og installasjon
 - Off-site validering anbefales fremfor on-site validering på grunn av utfordringene med å fremskaffe nok vann med rett UV-T, samt disponering av brukt testvann
 - De anvendte doseligninger må være godt dokumentert og forstått, og man må forsikre seg om at valideringsligningen er identisk med den som mates inn i UV-PLS-en
 - Kriteriene for nøyaktighetskrav til UV-T monitoren bør baseres på den effekten en målefeil vil ha på UV-dosen
 - Systemer for måling og kontroll av UV-dose må vurderes og forbedres for å unngå overdosering og minimalisere energiforbruk og kostnader for drift og vedlikehold
 - Flere UV-anlegg bør skjerpe kvalitetskontrollen, herunder jevnlig sjekke/rekalibrere UV-sensorer og UVT-monitorer. Referansesensorer må anvende elektronikk som er uavhengig av UV-aggregatet
 - "Våte" UV-sensorer bør ikke brukes, velg heller "tørre" sensorer med vindu
 - Husk at UV-anlegg krever jevnlig pass og vedlikehold, sørg for tilstrekkelig bemanning, gjerne en egen øremerket tekniker
 - UV-operatører trenger bedre opplæring og trening
 - Vannverk må utarbeide og implementere planer for håndtering av kvikksølv ved lampe-brekasje, tilpasset lavtrykks- eller mellomtrykkslamper. Slike planer må omfatte tiltak for å detektere lampebrudd, for å hindre ødeleggende trykkstøt, vibrasjoner/resonans, lukketider for ventiler, prøvetakingspunkter og analysemetoder med deteksjonsgrenser, samt utslippsgrenser og behov/metoder for behandling av kvikksølvholdig vann.
- Rapporten fra det amerikanske UV-prosjektet inkluderer en database (Access) med alle innsamlede UV-data fra de deltagende vannverk.

4.3. Andre erfaringer med UV-desinfeksjon

Temperatureffekter. Malley (2000) undersøkte effekten av vanntemperatur og pH på inaktivering av MS2 bakteriofager for UV-doser i området 10–80 mJ/cm². Han fant at variasjoner av pH innen området 6–9 og vanntemperaturer innen området 1–23 °C kun hadde marginale effekter på log-reduksjonen av MS2.

Selv om inaktiveringsgrad og oppnådde log-reduksjoner i liten grad synes å være påvirket av vanntemperaturen, er dette ikke nødvendigvis tilfellet for driften av UV-aggregatene. Asker og Bærum vannverk (ABV) har rapportert om spesielle utfordringer med UV-aggregater i perioder med lav vanntemperatur, ned mot 1,5 °C (Mobråten, 2017).

I perioder med lav vanntemperatur er UV-aggregatene ved ett av ABVs vannbehandlingsanlegg vanskelige å starte, og/eller vanskelige å holde i drift. Leverandøren angir to hypoteser som mulige årsaker til problemene – årsaker/hypoteser som også kan virke sammen:

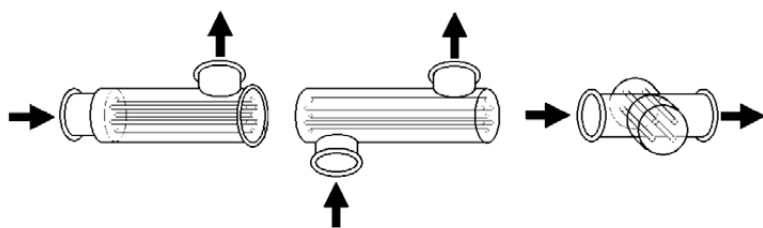
- 1) Dersom lampene varmes opp og tennes, men deretter nærmest umiddelbart må dimmes ned for å tilpasse seg vannmengden gjennom aggregatet, så kan effekten som tilføres UV-lampen bli for liten for videre stabil drift
- 2) UV-lampene kan være vanskeligere å tenne ved høy levealder og lang driftstid/brenntid. De aktuelle UV-lampene hadde en brenntid på ca. 12 000 timer da de overnevnte problemer inntraff

Man har nå byttet alle lampene på dette anlegget, etter en brenntid på ca. 14 000 timer. Dersom vannet blir like kaldt neste vinter, vil man følge opp med nye undersøkelser for å se om problemene har å gjøre med brenntiden på lampene å gjøre. Mye kan tale for dette, siden problemet dukket opp kun det siste året da lampenes brenntid var høy. Man vil også begrense effektdempingen noe, og kanskje bare gå til 80 % demping i stedet for 50 % som tilfellet var da problemene oppsto.

Begroing og beleggdannelse. Fra tid til annen rapporteres det om forekomst av begroing og algevekst i UV-aggregater. Algevekst krever tilgang på synlig lys, og risikoen for algevekst synes derfor større i MP-anlegg enn i LP-anlegg. Dette fordi synlig lys, som emitteres fra MP-lamper, i mindre grad enn mer lavbølget UV-lys vil absorberes av vannet. Dette kan derved trigge algevekst utenfor den sonen der algene eksponeres for – og kontrolleres av UV-lys. Slik sett vil spesielt innløps- og utløpssonene av et UV-aggregat være utsatt for algevekst, og i slike tilfeller kan det ofte observeres større algetetthet i belegget ved innløpet. Med tilstrekkelig tilgang på synlig lys og næringsstoffer vil det derfor kunne vokse opp en algebiofilm i anlegget.

I tillegg til råvannets beskaffenhet kan altså den anvendte type av UV-lampe, dvs. lavtrykk eller mellomtrykk, ha stor betydning for algeveksten. I en tysk undersøkelse hvor nærmere 50 anlegg ble studert, fant man algeindusert belegg/biofilm i 35 % av lavtrykksanleggene og i 80 % av mellomtrykksanleggene. Her skal nevnes at alle MP-anleggene var av type "in-line" anlegg, hvor kompakte UV-rør er montert på tvers i strømningsretningen og hvor reaktoren nesten kan sies å utgjøre en del av rørledningen. Her inngår ikke andre deler, ventiler eller bend, som kan begrense lysutbredelsen utover i rørledningen på begge sider av reaktoren, og UV-lys med høy intensitet kan derved trenge langt inn i rørledningen. Og synlig lys svekkes mindre av lysabsorberende stoffer i vannet enn den desinfeksjonsvirksomme UV-strålingen. Dette er illustrert i Figur 4-6, som viser hvordan langbølget/synlig lys fra et MP-aggregat evner å trenge lenger inn i vannmassene enn mer kortbølget UV-lys.

I LP-anlegg er UV-lampene som regel montert parallelt med vannets strømningsretning. Sammen med ventiler og bend ut og inn av reaktoren begrenses derved

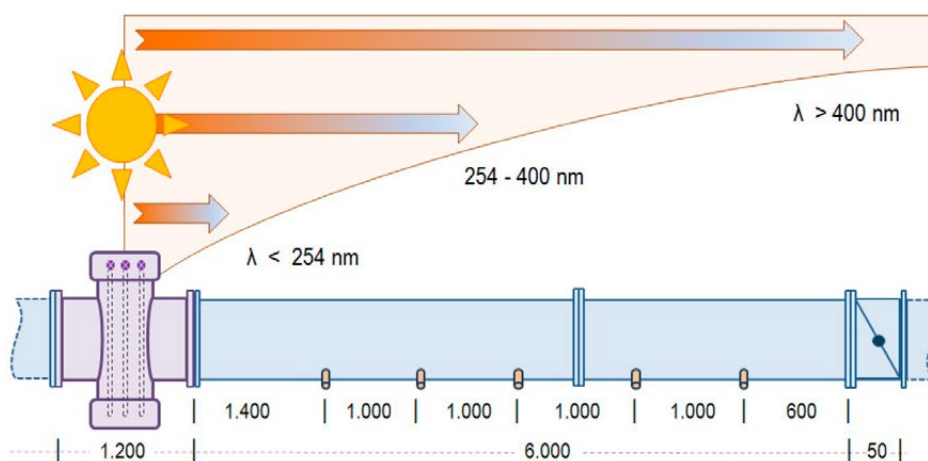


Figur 4-7. Ulike utforminger av UV-aggregater, med "L"-utforming av et LP-aggregat til venstre, "Z"-utforming av et LP-aggregat i midten, og "in-line"-utforming av et MP-aggregat til høyre (Eggers et al., 2019).

mengde og intensitet av lys som kan trenge ut i rørledningene (Figur 4-7).

Ut fra dagens kunnskap synes det vanskelig å utvikle noen form for kvalitetsvurdering av råvann med tanke på næringsstoffer eller andre parametere som gjør at man kan forutsi om algevekst i UV-aggregater vil inntreffe eller ikke. Selv i vannbehandlingsanlegg hvor råvannet hadde lave fosfatverdier fant man at fototrof biofilm ble dannet (Eggers et al., 2019). Det må som hovedregel forventes at det kan oppstå algevekst ved UV-desinfeksjon av overflatevann, uavhengig av om det skal benyttes LP- eller MP-aggregater. Ved prosjektering av nyanlegg kan det derfor være verdt å kjøre pilotanlegg i en representativ tidsperiode for å se om algevekst oppstår. Hvis algevekst er å forvente bør man så langt det er mulig forberede for vedlikehold og rengjøring. Plasshensyn, tilgjengelighet, plassering av mannløkk, plassering av ventiler og bend, samt plassering av kontrollvinduer for visuell kontroll av rørledning ut og inn av UV-reaktoren er blant de forholdene som bør vurderes og hensyntas i fullskalaprojektet.

Flere vannbehandlingsanlegg har iverksatt ulike tiltak for å slippe eller begrense algevekst. De fleste har benyttet en form for avblending/avskjæring av lysstrålene, slik at



Figur 4-6. Inntrengningsdybde (mm) i vann av UV-lys med ulike bølgelengder fra et MP-anlegg (Eggers et al., 2019).

disse i liten grad kan trenge ut i det ytre området av reaktoren. Ulempen med slike tiltak er at de kan skape økt trykktap gjennom UV-reaktoren. Figur 4-8 viser en form for roterende enhet for avskjæring av lysstråler, der rotasjonen gjør at trykktapet begrenses.



Figur 4-8. Roterende enhet for avskjæring av lysstråler fra UV-aggregater (Eggers et al., 2019).

Erfaringer fra Tyskland indikerer at det kun er en kombinasjon av avblending/avskjæring og en tidvis kortsiktig dosering av et klorholdig desinfeksjonsmiddel som gir tilfredsstillende resultater for kontroll av algevekst. Dette regnes dog ikke som en god og tilfredsstillende løsning, så blant vannbehandlingsanlegg i Tyskland søkes det fortsatt etter mer hensiktsmessige løsninger (Eggers et al., 2019).

Også fra Sverige er det rapportert om vekst av grønnalger i innløpssonen også i lavtrykks UV-aggregater (Figur 4-9). Det er også rapportert om tilvekst av grønnalger ved et annet vannverk med samme type UV-aggregat som vannverket i Figur 4-9. Dette anlegget har en UV-doseregulering som kan slukke og tenne hele lamperekker etter behov. UV-aggregatet som var utsatt for algevekst hadde i lengre tid blitt drevet med lav vannføring og flere slukkede lamperekker. Dette resulterte i algevekst på kvartsglass og sensorvinduer i de slukkede lamperekkene, og man klarte derfor ikke å opprettholde ønsket UV-dose når vannføringen økte og lamperekkene ble tent igjen. Som en følge av dette ble prosesskontrollen/styreprogrammet endret for å unngå at flere lamperekker etter hverandre kan være slukket i lengre tid (Eriksson 2018).

Man har tilsvarende rapporter om algevekst også fra Norge (Figur 4-10). Ved Asker og Bærum Vannverk (ABV) ble det registrert begroing/algevekst i LP-aggregatene på Kattås de første årene etter at UV-anlegget var satt i drift (Mobråten 2017). Man demonterte her et UV-aggregat (feb 2014) og leverte prøve av biofilm/belegg fra dette til Senter for Mattrygghet for videre undersøkelser. Undersøkelse av belegget viste ved

mikroskopering forekomst av mange forskjellige typer alger, sopp, rundormer mm. Man fant bl.a. grønnalger, kiselalger og blågrønnalger (Østensvik, 2014). Algene ble ikke artsbestemt. Man vet at kiselalger har skall og at de derfor trolig er motstandsdyktige mot UV-lys.

Man registrerte at algene/belegget vokste på de deler av aggregatet som befant seg i UV-strålenes skyggesoner. Blant spørsmål man ikke har svar på er følgende:

- Skyldes veksten synlig strøyls fra UV lampene?
- Hvor mye biofilm er det i rørene før aggregatene?
- Kan UV-aggregatene virke som inkubatorer for alger?
- Kan patogene bakterier gjemme seg i biofilm som dannes av alger, og dermed være beskyttet mot UV-bestrålingen?

Ved ABV løste man de beskrevne vekstproblemer i 2014 ved å dosere klor før UV-anlegget. For å være helt sikker demonterte og åpnet man senere et UV-aggregat og fikk bekreftet at begroing ikke lenger forekom. Aggregatet var helt rent og stålet var blankt som nytt.

Vekst av filamentære grønnalger og ulike diatomeer er påvist i innløpsrør til UV-aggregater også andre steder. Det er registrert økt intensitet av lys med bølglengder 300 – 600 nm i røravstander på opptil 3 m fra UV-reaktoren (Eggers, 2017). Dette kan som tidligere beskrevet ha sammenheng med emisjon av UV-lys med relativt lange bølglengder som trigger fotosyntesen. Slik emisjon skjer både i LP-anlegg og i MP-anlegg, men i langt større omfang i sistnevnte (Figur 4-11).

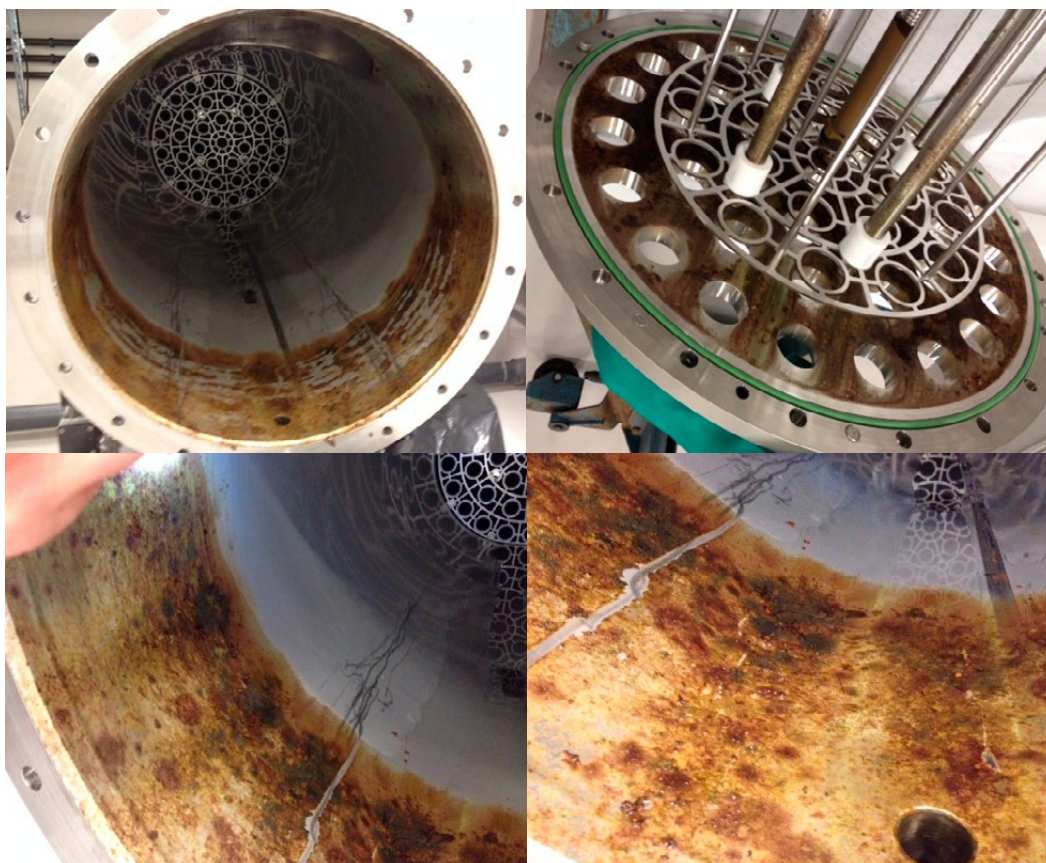


Figur 4-9. Grønnalger i innløpssonen til et UV-aggregat. UV-rørene ses til venstre. Foto: Ulf Eriksson

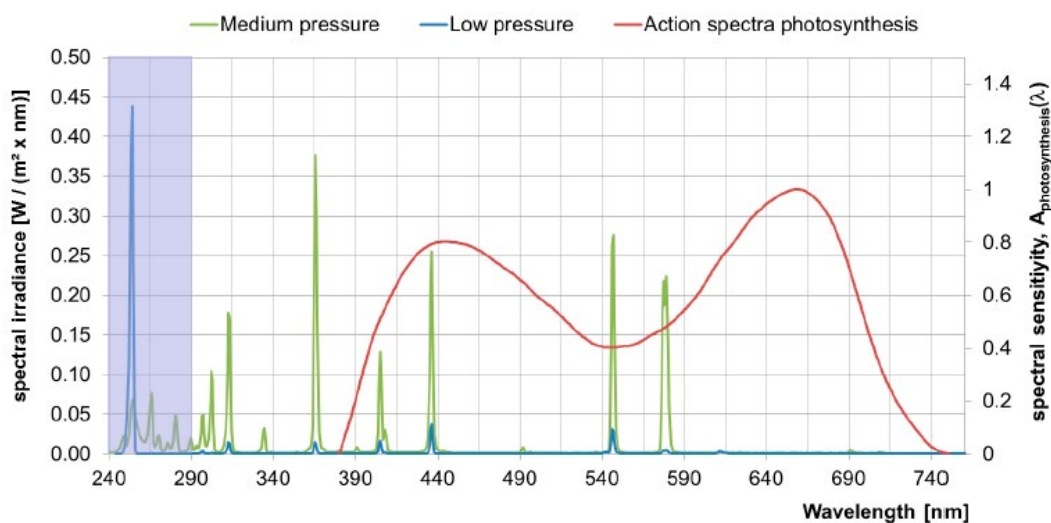
Mulige problemer knyttet til UV-desinfeksjon i kaldt vann, og i hvilken grad dette kan gi spesielle eller endrede driftsbetingelser for UV-lamper, er selvsagt svært relevante for anlegg i Sverige og Norge. Vinteren

2014 ble det rapportert om vanntemperaturer på 1 °C eller lavere ved flere norske drikkevannskilder (innsjøer). Dette skyldes i all hovedsak en vipning av sprangsjiktet med påfølgende inntak av kaldt overflatevann selv på 50

meters inntaksdyp. Slike forhold kan oppstå ved manglende isdekke og kaldværsperioder med sterk vind med ugunstig retning rettet mot råvannsinntaket.



Figur 4-10. Begroing LP-aggregater ved ABV. Foto: T. Undrum.



Figur 4-11. Emisjon av lys med ulike bølgelengder fra MP- og LP-lamper, samt absorpsjonsspekter for klorofyll (rød kurve) og mulige effekter på fotosyntesen (Eggers, 2017).

5. BIODOSIMETRISK VALIDERING

5.1. Kort om Biodosimetri og Validering

Siden en levert UV-dose ikke kan måles direkte, må et UV-aggregats ytelse testes og dokumenteres ved å måle effekten (log-reduksjonen) på egnede og ufarlige (ikke-patogene) testorganismer, såkalte biodosimetre.

Den biodosimetrisk valideringen av UV-aggregater må foretas i henhold til spesielle testprosedyrer og standarder (e.g. ÖNORM, Østerrike, DVGW (Tyskland) og UVDGM (USA)). Testene er omfattende og foretas i egne testfasiliteter bygget spesielt for oppgaven. I Europa finnes slike teststasjoner i Wien (ÖNORM) og i Karlsruhe (DVGW), mens det finnes to store privat drevne anlegg i USA.

Under en biodosimetrisk validering testes UV-aggregater i full skala, der man tester desinfeksjons-effekten under ulike forhold med hensyn til selve UV-aggregatet, vannkvaliteten og belastningen:

- Vannstrøm (Q)
- UV-intensitet; lampeeffekt (UV-I; S; S₀ (ny lampe))
- Vannkvalitet/UV-transmisjon (UV-T)
- Antall UV-lamper/lamperekker
- Strømningsforhold/Reaktorhydraulikk

Biodosimetrisk valideringsstandarder for UV-aggregater omfatter de østerrikske ÖNORM M 5873-1 (LP) og 5873-2 (MP), og den tyske DVGW W 294. Disse har nå inngått et samarbeid med sikte på en harmonisering og en felles standard. Denne standarden, som kun gjelder LP-anlegg, vil i Tyskland utgis som en DIN-norm og denne er for tiden ute på høring. En tilsvarende europeisk standard for MP-anlegg er ventet først om 3-4 år. I USA støtter man seg på USEPAs "Ultraviolet disinfection guidance manual" (UVDGM, USEPA 2006). Dette er i dag de tre dominerende biodosimetrisk valideringsstandarder for UV-anlegg.

Det har tidligere vært en begrensning i Europa ved at det kun har vært mulig å teste UV-aggregater med en maksimal kapasitet på henholdsvis 1500 og 3500 m³/t etter ÖNORM og DVGW. Større aggregater har derfor blitt testet i USA, enten ved UV Validation and Research Center of New York i Johnstown, NY (HydroQual Environmental Engineers and Scientists), eller ved Portland UV Validation Facility, Portland, Oregon (Carollo Engineers). Videre har man testet enkelte UV-aggregater som har vært for store til å testes i Europa i USA, etter de tyske normene (DVGW). Det har derved vært mulig for oppdragsgiveren å teste UV-aggregater med høyere kapasitet enn 3500 m³/t etter ÖNORM/DVGW. I de senere år er det også etablert et nærmere samarbeid mellom Carollos UV-testsenter i Portland og DVGW i Karlsruhe. Dette samarbeidet gjør det

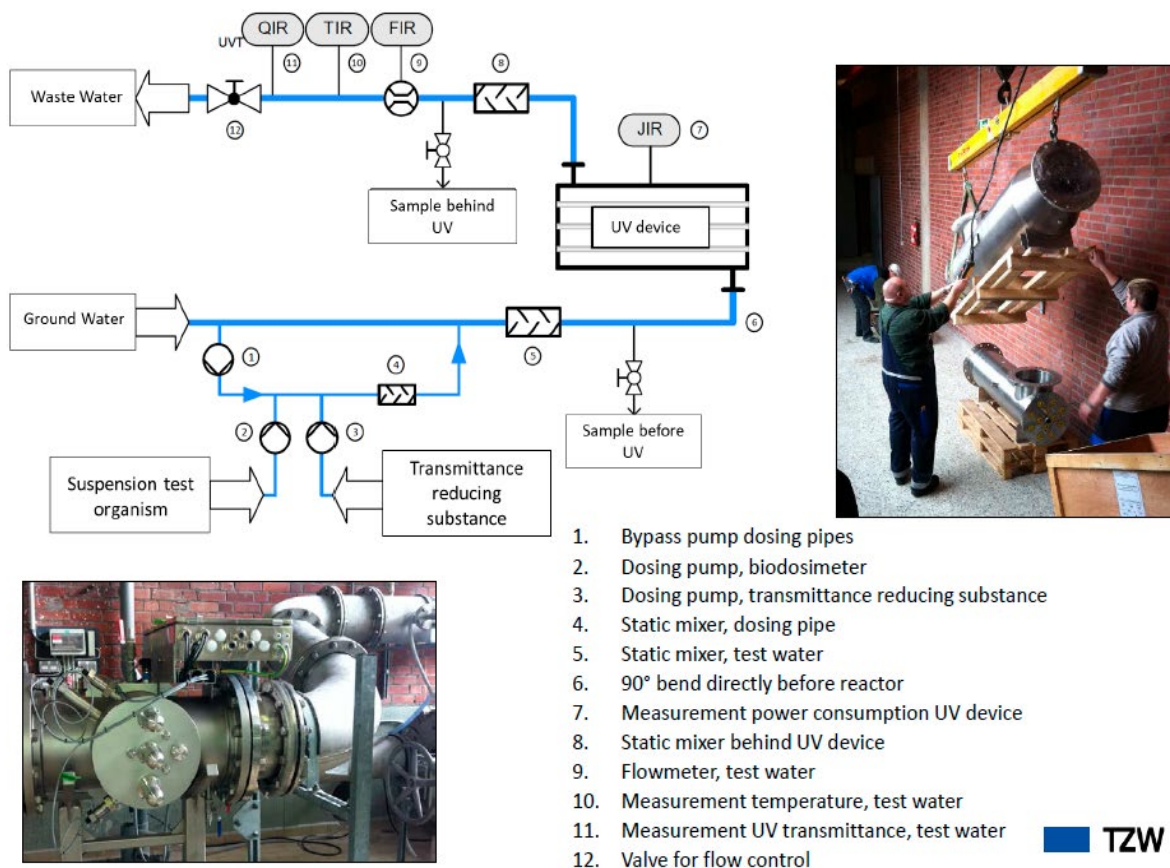
mulig å teste større reaktorer (opp til 5000 m³/t) etter begge standardene samtidig.

Figur 5-1 viser forsøksopplegg og anvendte utstyrskomponenter for biodosimetrisk validering ved DVGWs teststasjon (Eggers, 2017).

En biodosimetrisk testing/validering av UV-aggregater omfatter i prinsippet følgende elementer:

- 1) Kontrollerte laboratorieforsøk for å etablere dose-responskurven for en valgt testorganisme, med måling av de log-reduksjoner som oppnås ved ulike UV-doser
- 2) Fullskala testing av det aktuelle UV-aggregatet, med dosering av testorganismer til innløpet av UV-aggregatet og måling/beregning av oppnådd log-reduksjon under ulike forhold (e.g. vann-føring, vannkvalitet, UV-intensitet)
- 3) Med den oppnådde log-reduksjonen for test-aggregatet går man inn på dose-responskurven (jfr. pkt. 1 over) og leser av den Reduksjons-Ekvivalente Dosen (RED)
- 4) Testingen av UV-aggregatet gjøres innenfor de bruksspesifikke rammer som leverandøren angir hva gjelder vannføring, vannkvalitet (UV-T), mm. Testprosedyrene, som vil bli nærmere beskrevet senere, ender opp i dimensjonerings- og driftsdiagrammer som angir de forhold det aktuelle UV-aggregatet tillates anvendt under, for å levere en påkrevet UV-dose (for eksempel minst 40 mJ/cm²).

REACTOR VALIDATION: DVGW TEST FACILITY



Figur 5-1. Forsøksopplegg og utstyrskomponenter for biosimetrisk validering av UV-aggregater ved DVGWs teststasjon i Karlsruhe (Eggers, 2017).

Sentralt i en biosimetrisk testing av et UV-aggregat står altså målingen av oppnådd log-reduksjon av en valgt testorganisme (biosimuleret) under gitte/spesifiserte testforhold (vannføring, UV-transmisjon; UV-intensitet). Den oppnådde log-reduksjonen ($\log N_0/N$) sammenlignes så med en forhåndsoppsatt referansekurve som viser sammenhengen mellom tilført UV-dose og målt log-reduksjon av den samme testorganismen. Referansekurven (dose-responskurven) er etablert under kontrollerte laboratorieforhold (Bench scale testing/Collimated beam forsøk). Ved å gå inn på referansekurven med den log-reduksjon som faktisk oppnås i UV-testaggregatet, kan man derved lese av den ekvivalente UV-dosen dette tilsvarer. Denne kalles Reduksjons-Ekvivalent Dose, RED.

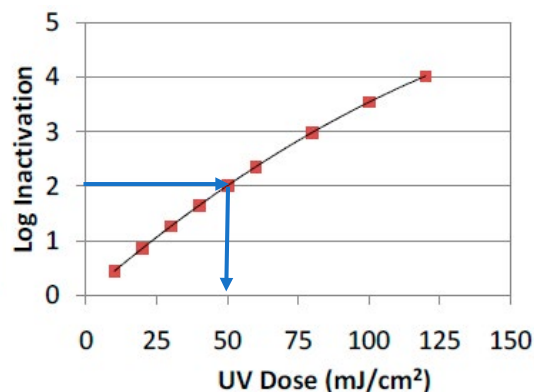
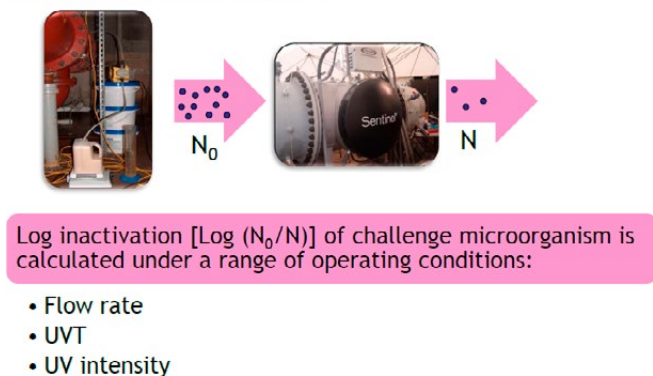
Dette er nærmere illustrert i eksempelet vist i Figur 5-2. Her måles/oppnås det en 2-log (99 %) reduksjon/inaktivering av testorganismen ("challenge microorganism"). En avlesning fra dose-responskur-

ven viser at dette tilsvarer en levert UV-dose på nær 50 mJ/cm^2 fra det aktuelle UV-testaggregatet under de rådende testforhold.

Validering av et UV-aggregat ved hjelp av biosimetri baserer seg altså på måling av oppnådd log-reduksjon (inaktiveringsgrad) av en spesifikk testorganisme. Ved å sammenholde den oppnådde (målte) log-reduksjonen med en etablert dose-responskurve for den samme testorganismen, kan man bestemme (lese av) en korresponderende reduksjonsekvivalent dose (RED) fra kurven. Den laboratoriebestemte dose-responskurven er etablert ved bruk av monokromatisk UV-lys med bølglengde $253,7 \text{ nm}$, noe som tilsvarer utstrålt bølglengde fra lavtrykks UV-lamper med kvikksølv-damp (LP-UV). I denne og i andre rapporter, for eksempel Norsk Vann-rapport 164/2008, benyttes Reduksjons-ekvivalent dose (RED) og Reduksjonsekvivalent fluens (REF) som synonyme betegnelser på integralet av den utstrålte UV-intensiteten over ekspo-

neringstiden. Benevnningen på RED/REF er MJ/cm^2 eller J/m^2 . Effekten av bestrålingstiden kommer tydelig frem dersom man anvender Ws (Watt · sekund) i stedet for

Joule (J) i benevnningen, slik at UV-dosen uttrykkes som Ws/m^2 .



Figur 5-2. Beregning av inaktiveringsgrad (log-reduksjon) og RED ved valideringstesting (etter Cotton, 2014)

Det å gi en enkel beskrivelse av biodosimetrisk valideringsprosesser for UV-aggregater er utfordrende fordi det finnes flere testprosedyrer og standarder. Disse

er nærmere beskrevet i Norsk Vann Rapport 164/2008, og man har i det etterfølgende forsøkt å beskrive de viktigste endringene siden den gang.

5.2. Biodosimetrisk valideringsstandarder og biodosimetre

5.2.1. ÖNORM, DVGW og UVDGM

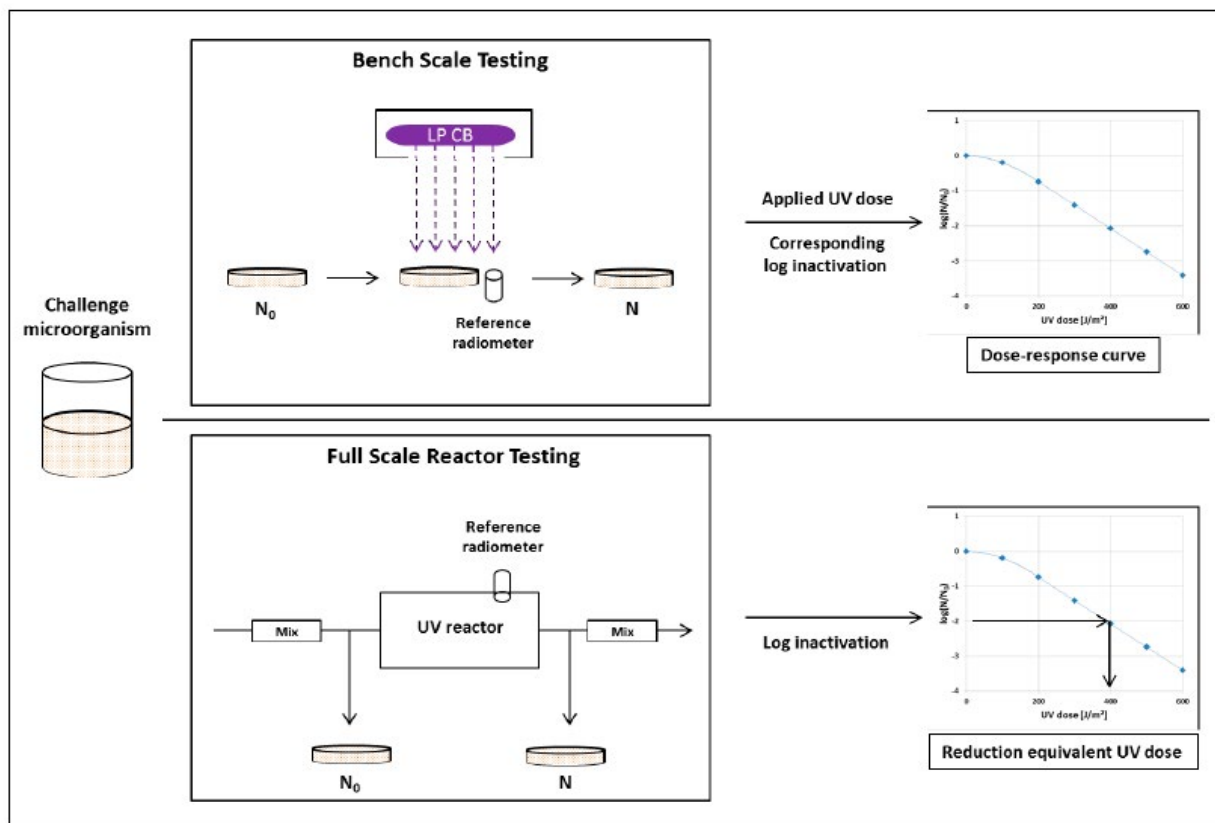
De to europeiske standardene (ÖNORM og DVGW) er relativt like, mens de europeiske skiller seg vesentlig fra den amerikanske standarden (UVDGM) på flere områder. Bakgrunnen for dette var blant annet at de hadde noe ulike hovedformål, og slik sett var basert på ulike filosofier. Hensikten med DVGW/ÖNORM er i hovedsak å bestemme kapasiteten for et UV-aggregat ved en UV dose (RED) på minimum $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ etter en standardisert testprosedyre, for at vannverksbransjen skal kunne ha et grunnlag for å sammenligne ulike UV-aggregater. Den europeiske standarden legger følgende stor vekt på å kunne dokumentere, via fullskala testing med biodosimeter, at UV-reaktorer validert etter normen leverer en minimumsdose som garanterer for at relevante vannbårne patogener inaktiveres i tilstrekkelig grad (4-log), selv under worst-case driftsforhold. Med worst-case driftsforhold skal her forstås maksimal vannmengde, minimal UV-transmisjon, svakere lampeeffekt som følge av simulert endt levetid av lampene samt begroing av kvartsglassene.

Selv om utgangspunktene for de europeiske standardene og den amerikanske manualen er ulike, er begge omfattende og basert på et godt vitenskapelig grunnlag. Det er imidlertid elementer som er forskjellige i de ulike

standardene, noe som gjør det vanskelig å sammenligne standardene direkte. Dette vil bli nærmere utdypet senere i rapporten.

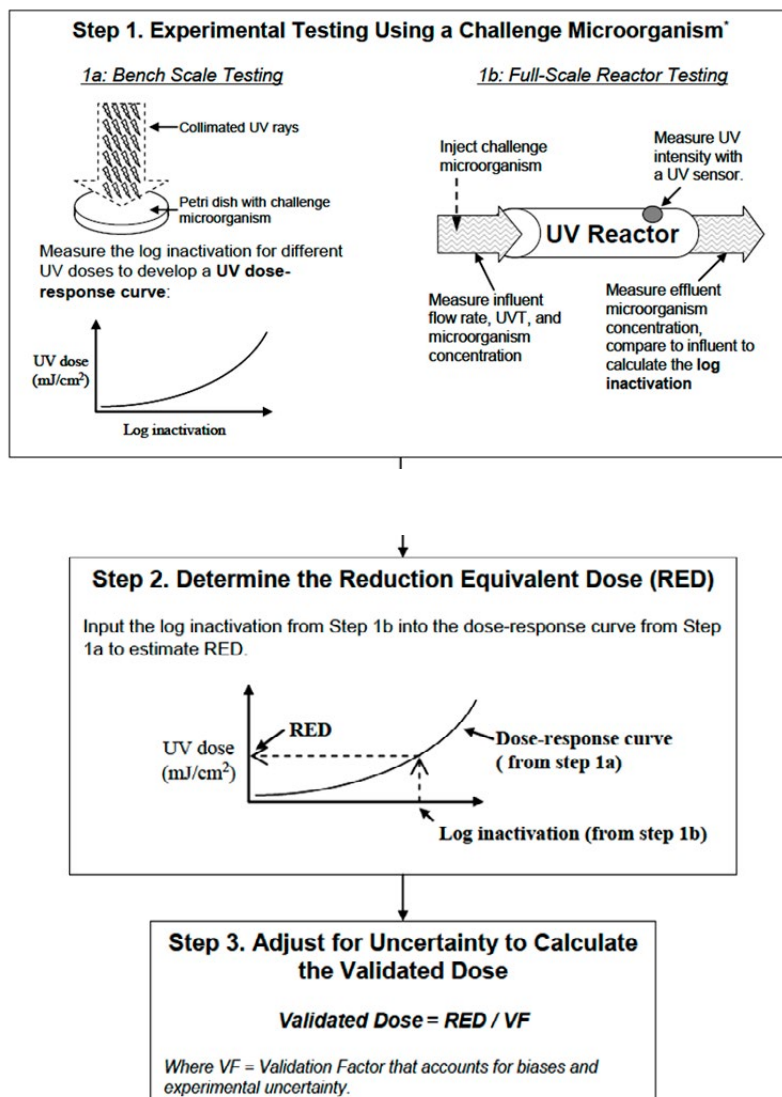
Hovedprinsippene og trinnene i den tyske (DVGW) og den østerrikske (ÖNORM) valideringsstandard for biodosimetrisk testing er vist i Figur 5-3, og tilsvarende for den amerikanske (UVDGM) standarden i Figur 5-4. Også i USA er biodosimetri den eneste godkjente valideringsmetoden for UV-aggregater.

De nevnte standarder har som vist i figurene to trinn felles, men skiller seg ved at den amerikanske standarden har et tredje trinn. Første trinn illustrerer hvordan man under kontrollerte laboratorieforhold etablerer en dose-responskurve for den anvendte testorganismen. Neste trinn viser hvordan man måler oppnådd log-inaktivering av den samme testorganismen i den aktuelle UV-reaktoren (testobjektet), og hvordan man så leser av den ekvivalente UV-dosen (RED) fra den etablerte dose-responskurven. Det tredje trinnet etter amerikansk standard tar høyde for en justering av oppnådd Reduksjons Ekvivalent Dose (RED), ved at (RED) deles på en valideringsfaktor (VF) som igjen gir en Validert dose (VD).



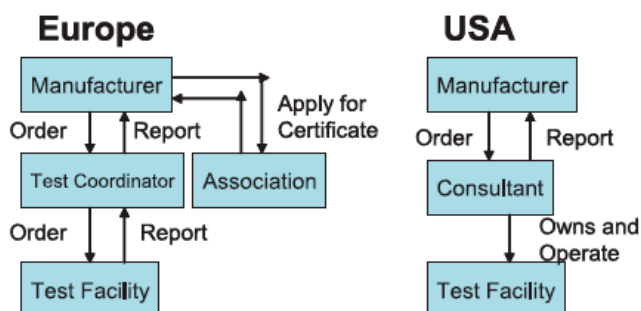
Figur 5-3. Prinsippene for en biosimetrisk testing av UV-aggregater etter europeisk standard (Eggers, 2017)

Filosofien bak den amerikanske UVDGM går mer i retning av å beskrive "on site" testprotokoller og designvurderinger for UV-aggregater. Den retter seg i større grad mot lokale forhold og bruk av UV-anlegg mot én spesifikk målorganisme ("target organism"). Samtidig settes det ikke like strenge krav til bruk av standardiserte komponenter som UV-sensorer, og det åpnes for bruk av ulike typer av testorganismer, etc. Utgangspunktet for USEPAs UVDGM var å beskrive hvilke krav som må oppfylles for at en UV-reaktor skal fungere som en barriere mot de klorresistente parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. Den europeiske standarden fremstår også som strengere og mer rigid, mens den amerikanske fremstår som mer fleksibel.



Figur 5-4. Prinsippene for en biosimetrisk testing av UV-aggregater etter amerikansk standard (USEPA, 2006)

Gangen i en valideringsprosess er også noe ulik i Europa og USA, slik som vist i Figur 5-5 (Koch, 2004).



Figur 5-5. Gangen i en testprosedyre i Europa og USA (Kolch, 2004).

Kolch (2004) beskriver gangen i den europeiske testprosedyren som kompleks:

- Produsenten må inngå kontrakt med en godkjent testorganisasjon (DVGW eller ÖVGW)
- En testkoordinator inngår kontrakt med en teststasjon (i Tyskland eller Østerrike)
- Etter fullført testing utarbeider teststasjonen en testrapport som sendes til test-koordinatoren
- Testkoordinatoren sender så rapport til produsenten, som så sender dette til DVGW eller ÖVGW med søknad om et godkjenningssertifikat, noe som er påkrevet for å drive et UV-anlegg
- Før UV-aggregatet kan tas i bruk på et vannverk, må godkjenningssertifikatet være innsendt til de aktuelle/lokale helsemyndigheter

Prosedyren er enklere i USA:

- Produsenten må inngå kontrakt med en konsulent for validering av et UV-aggregat i henhold til USEPAs UVDGM
- Konsulenten utfører testene på en teststasjon eller på et vannverk i full skala (on site)
- Etter fullført testing, sender konsulenten en rapport til produsenten, som i neste runde sendes til kunden/vannverket
- USA har ingen offisiell godkjenningsordning på linje med den europeiske, men enkelte stater (for eksempel California) har egne regler som ligner på disse

Selv om man i USA har adoptert elementer fra det europeiske regelverket, er det flere ulikheter mellom de europeiske standardene og de amerikanske retningslinjene:

- Visse tekniske krav/komponenter (for eksempel UV-sensoren) er spesifisert i detalj i de europeiske standardene, mens UVDGM i større grad er basert på en funksjonsspesifikasjon
- DVGW/ÖNORM spesifiserer én UV-dose (40 mJ/cm²; 400 J/m²), mens UVDGM angir en tabell med UV-dosekrav som avhenger av lokale forhold, lokal vannbehandling, og den aktuelle målorganismen (e.g. *Cryptosporidium*, *Giardia* eller *Adenovirus*)
- Anvendelsen av sikkerhets-/bias-faktorer er også forskjellig

Kolch (2004) hevder at årsakene til mange av ulikhetene mellom de amerikanske og europeiske standardene delvis kan forklares ut fra de rådende omstendigheter den gang de ble etablert: Tidlig på 1990-tallet hadde man ingen spesielt presserende situasjon knyttet til vannbåren smitte og vannbårne sykdomsutbrudd i Europa. *Cryptosporidiosis* var den gang intet hett tema, og det var heller ikke spesielle krav om alternativer til klor og/eller ozon som desinfeksjonsmiddel. Hvorfor

skulle man bytte ut eksisterende klor- eller ozondesinfeksjonssystemer med UV - et nytt og ukjent desinfeksjonsmiddel som attpåtil krevde et omfattende og kostbart dokumentasjons-, validerings- og godkjenningssystem? Dette var ikke påkrevet for klor, som alle anså som et velkjent og "sikkert" desinfeksjonsmiddel.

Situasjonen i USA var svært forskjellig fra den europeiske: I etterkant av det globalt sett største utbruddet av *Cryptosporidiosis* i Milwaukee i 1996, var myndighetene under et sterkt press for å finne alternativer til konvensjonelle vannbehandlings- og kloreringsløsninger. Det er forståelig at man i en slik situasjon ønsket å være fleksible, uten å stoppe eller legge hindringer i veien for utviklingen av alternative løsninger.

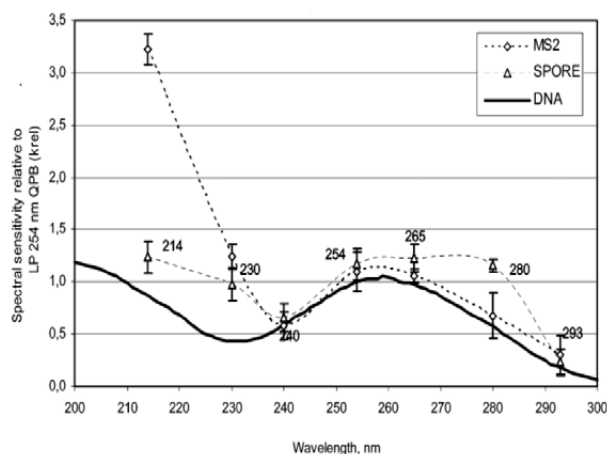
Også i UK og Frankrike skjøt interessen for UV-desinfeksjon først i været etter *Cryptosporidiosis*-utbruddet i Milwaukee i 1996, og etter at man rundt år 2000 påviste at UV ødela mikroorganismers arveegenskaper og derved deres formeringssevne og infeksjonsegenskaper (Clancy et al., 2000). Følgelig synes utviklingen i UK og Frankrike mer å følge en fleksibel tilnærming à la den amerikanske. Man kan si at det finnes ulike tidsepoker for UV-desinfeksjon av drikkevann (i.e. pre- og post-*Cryptosporidium*), noe som også synes å ha vært bestemmende for myndighetenes håndtering og kravsetting.

Uansett bakgrunn og motivasjon, så vokste det etter hvert fram et ønske fra europeiske leverandører av UV-reaktorer, konsulenter og vannverk om at det ble etablert en standard som gjorde det lettere å sammenligne ytelse på de forskjellige UV-aggregatene som fantes på markedet. En leverandøruavhengig test som viser ytelse på UV-reaktorer målt etter samme standard, ville også gjøre situasjonen lettere og mer oversiktlig for godkjennings- og tilsynsmyndighetene. Slik det er i dag vil en og samme reaktor kunne bli godkjent for to forskjellige ytelser hvis den samme reaktoren testes både etter amerikansk og europeisk standard.

5.2.2. Testorganismer (biodosimetre)

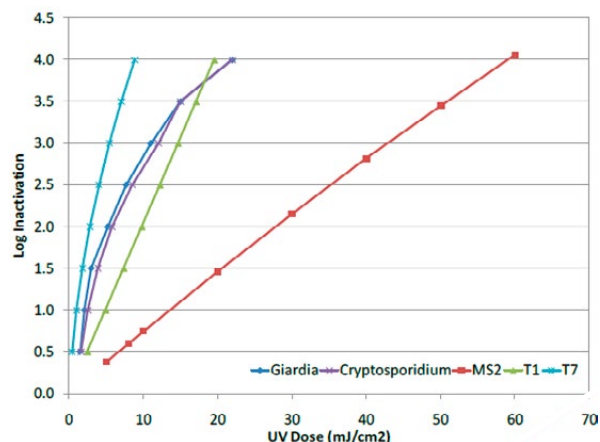
Testorganismer bør generelt være enkle å kultivere i høye antall, og de bør være enkle å telle. De bør være stabile over tid, og resultatene må være reproducerbare. Videre bør de selvsagt ikke være infeksiose eller på annen måte innebære helsefare for mennesker. Som testorganisme i Europa benyttes sporer av *Bacillus subtilis* ATCC6633, mens det i USA brukes flere forskjellige (e.g. MS2, *Bacillus subtilis*, T1, T7, QB), hvorav bakteriofagen MS2 er den vanligste.

De to mest brukte biodosimetre (i.e. *Bacillus* og MS2), har ulike fordeler og ulemper. Med hensyn til oppbevaring, så kan *Bacillus* frysetørres, mens MS2 krever en vertsorganisme. Begge organismene er svært UV-resistente, og har tilnærmet samme dose-responsforløp ved bestråling med monokromatisk UV-lys (254 nm) fra lavtrykks UV-lamper. Følgelig vil de gi tilnærmet samme resultat ved validering etter europeisk standard hvor dosekravet er minst 40 mJ/cm². Figur 5-6 viser hvordan sensitiviteten varierer med ulike UV-bølgelengder (spektral UV-sensitivitet). Som figuren viser er sensitiviteten for sporer og MS2 bakteriofager tilnærmet den samme for bølgelengder over 240 nm. For mellomtrykks-lamper (MP-UV) som emitterer polykromatisk lys, inkludert bølgelengder < 240 nm er forholdene mer komplekse. Dette vil bli nærmere omtalt senere i rapporten.



Figur 5-6. Spektral UV-sensitivitet for MS2 bakteriofager og for bakteriesporer (Mamane-Gravetz et al., 2005)

De anvendte testorganismene bør ideelt sett være mest mulig lik de aktuelle målorganismene (e.g. *Giardia*, *Cryptosporidium*), og oppføre seg som disse under valideringstesting. Dette innebærer at de bør ha samme spektrale UV-sensitivitet (dvs. for ulike UV-bølgelengder), og ha samme UV-sensitivitet som målorganismene, dvs. gi samme log-reduksjon for den samme UV-dosen. Som vist i Figur 5-7 er MS2 betydelig mer UV-resistent enn flere andre vanlig brukte testorganismer og målorganismer (patogener) som *Giardia* og *Cryptosporidium*. Man kunne ha unngått slike avvik dersom man hadde brukt aktuelle patogene mikroorganismer i valideringstesting, men dette er ikke praktisk eller helsemessig tilrådelig. I UVDGM (2006) sies følgende: "handling of the target organism during validation testing is neither practical nor in the best interest of public health...".



Figur 5-7. UV-resistens (dose-respons) for vanlige testorganismer og målorganismer (Cotton, 2014).

5.2.3. Andre standarder for validering av UV-aggregater

I Europa finnes det som tidligere angitt to ulike standarder for testing av UV aggregater, nemlig den tyske normen (DVGW Arbeitsblatt W 294, del 1-3, 2006) og den østerrikske normen (ÖNORM M 5873-1 for lavtrykksaggregater, og ÖNORM M 5873-2 for mellomtrykksaggregater). Disse normene er svært like og benytter sporer av en standard bakteriestamme (*Bacillus subtilis* ATCC 6633) som testorganisme (biodosimeter). Disse oppbevares som frysetørrede sporer og testes for UV toleranse før gjennomføring av hver enkelt biodosimetritest. En ny DIN- norm for LP-anlegg er som tidligere nevnt ute på høring, som et resultat av en harmonisering mellom DVGW og ÖNORM.

I tillegg til de europeiske normene finnes den amerikanske normen (UV-guideline), utarbeidet av USEPA: *Ultraviolet Disinfection Guidance Manual For The Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule* (UVDGM, 2006). Også denne er akseptert som grunnlag for en norsk typegodkjenning.

I tillegg til de tre viktigste standardene beskrevet over, finnes to amerikanske og en europeisk (EN) standarder, slik at i alt finnes følgende seks standarder for biodosimetrisk validering av UV-aggregater:

- 1) DVGW, Tyskland
- 2) ÖNORM, Østerrike
- 3) UVDGM, USA
- 4) NWRI, USA
- 5) NSF/ANSI Standard 55, USA
- 6) EN 14897:2007+A1:2007, Europa

De tre førstnevnte valideringsstandarder for UV-aggregater (ÖNORM, DVGW og UVDGM) er uten tvil de

dominerende og mest relevante for norske og svenske vannverk. De tre sistnevnte standarder, som i all hovedsak anvendes for gjenbrukssystemer, bygningsinterne installasjoner og ledningsnett, mindre vannforsyningsanlegg og/eller enkelthus, skal derfor bare kort omtales her.

NWRI UV Disinfection Guidelines for Drinking Water and Water Reuse. The National Water Research Institute (NWRI) er en non-profit organisasjon som ble dannet av en gruppe vann- og avløps-organisasjoner (agencies) i California i 1991 for å samarbeide om forskningsprosjekter og aktiviteter som fremmer innovasjon og løsninger for vannforsyning og ressursutfordringer. De publiserte sin første UV-veileder i 1993, og tredje utgave av veiledningen for UV desinfeksjon av vann ble publisert i 2012. NWRI's UV-veileder ble utviklet av ledende ingeniører og forskere innen UV-teknologi i USA, og er beregnet for statlige, føderale og kommunale offentlige myndigheter som er ansvarlige for UV desinfeksjonssystemer for drikkevann og gjenbruk av vann, samt for vannverk som benytter slik teknologi.

De aktuelle myndigheter står imidlertid helt fritt til å vurdere om de ønsker å følge NWRI's veiledninger.

NWRI beskriver hensikten med sin UV-veileder slik:

- Veiledningen er i hovedsak basert på den praksis som følges av California Department of Public Health (CDPH) i deres revisjon av og godkjenning av UV desinfeksjonssystemer. Veiledningen er utviklet for å avdekke om et UV-desinfeksjonssystem oppfyller visse minimumskrav.
- Veiledningen er i hovedsak utviklet for UV-desinfeksjon av avløpsvann for gjenbruk (re-use) til drikkevann, og er derfor tilpasset vann med lavere UV-transmisjon enn det som er vanlig for drikkevann. Dette i motsetning til UVDGM som er utarbeidet for desinfeksjon av drikkevann.
- Veilederen er basert på anvendelse av biososimetri for reaktorkarakterisering ved bruk av MS-2 bakteriofag som testorganisme, men setter ingen absolutte krav til UV dose. Dersom MS-2 ikke anses som en egnet indikator for et spesifikt prosjekt, henvises det til USEPA UVDGM 2006 for vurdering av alternative testorganismer. Det er viktig å være klar over at NWRI avviker fra UVDGM med hensyn til spesifikke krav vedrørende testprosedyrer, mm.
- Både NWRI og UVDGM spesifiserer hvordan en skal beregne UV-doser fra laboratorietester ("collimated beam"-utstyr), men UVDGM inkluderer flere usikkerhetsfaktorer som ikke benyttes av NWRI. Dette medfører at UV-doser/RED som kalkuleres etter NWRI-guidelines blir høyere enn dosene som frem-

kommer ved beregning etter UVDGM. NWRI guidelinene spesifiserer at UV dose-responskurven til MS2-fag skal tilpasses en lineær funksjon og falle innenfor pre-definerte yttergrenser. UVDGM beskriver MS2-fag sin UV dose-responskurve som ikke-lineær, og inkluderer "tailing" og "shoulders". Denne forskjellen fører til at NWRI aksepterer en stor «feil»/uoverensstemmelse i sammenhengen mellom målt log-inaktivering og Reduksjonsekivalent dose (RED).

- NWRI-veiledningens fokus er på direkte testing (on-site) av fullskala UV-desinfeksjons-aggregater. Selv om NWRI ser nytten av CFD (Computational Fluid Dynamics) modellering som hjelpemiddel ved analyser og design av UV systemer, så aksepteres ikke kapasitets-beregninger basert på CFD alene.
- NWRI's UV-veiledning er ikke ment benyttet som en design manual for planlegging og installasjon av UV desinfeksjonssystemer.

The National Water Research Institute (NWRI) vil i sin neste utgave av UV-veilederen bare fokusere på UV-anvendelser knyttet til gjenbruk av vann. Man vil følgelig sløyfe veiledningens seksjoner om UV-desinfeksjon av drikkevann, siden slike anvendelser anses tilstrekkelig dekket av USEPA's UV-dokumenter og veiledninger (Bernados et al., 2018).

NSF/ANSI Standard 55

Denne standarden fra The Public Health and Safety Organization (NSF) og American National Standards Institute (ANSI) gjelder UV-aggregater for bruk i private vannforsyninger (enkelthus/småskala-systemer; PoU/PoE: Point-of-Use eller Point-of-entry-systemer). Basiskravene etter NSF/ANSI standard 55 fremgår av Tabell 5-1.

Det er differensierte krav for vann fra egen brønn eller overflatevannkilde (Klasse A), og for supplerende behandling av vann fra offentlige vannforsynings-systemer eller behandlet vann (Klasse B). Vannføringskontroll for å hindre vanngjennomstrømning ut over maksimal tillatt verdi er påkrevet i begge klasser.

Tabell 5-1. Basiskrav til UV-systemer etter NSF/ANSI 55-standarden for PoU/PoE-bruk (NSF/ANSI 2018).

Bruksområde/Vannkilde	KLASSE A	KLASSE B
	Vann fra brønn/overflatevannkilde	Kommunalt vann/behandlet vann
UV-dose	40 mJ/cm ² ved max vannføring, og med UV-T-10 redusert til det laveste nivået av alarmnivå (set-punkt) eller 70 %	16 mJ/cm ² ved max vannføring, og med UV-T-10 redusert til 70 %
UV-sensor	Påkrevet	Ikke påkrevet
Alarm (visuell/hørbar, med avstengning)	Påkrevet	Ikke påkrevet
Kontroll av vannføring	Påkrevet	Påkrevet

For anlegg med egen vannforsyning (klasse A) kreves også en UV-sensor (254 nm). Denne må være knyttet til et alarmsystem (visuell eller hørbar), og ha mulighet for å stenge ned vannstrømmen. NSF55-standarden tillater ikke bruk av UV-LED (pr. 2017).

Europeisk standard EN14897

Den europeiske standarden EN14897: Water conditioning equipment inside buildings – Devices using mercury low-pressure ultraviolet radiators – Requirements for performance, safety and testing gjelder anvendelse av lavtrykks UV-lamper i installasjoner der UV-desinfeksjon benyttes permanent på bygningers

vanninntak (point-of-entry) eller i bygningers interne vandistribusjonssystem. Denne standarden er implementert både som svensk (SS-EN 14897:-2006+A1:2007) og norsk standard (SS-EN 14897:2006+A1:2007). Den ble først utgitt i 2006, og revidert i 2007.

EN 14897-standarden er svært lik de tidligere beskrevne tyske (DVGW) og østerrikske (ÖNORM) UV-standarden. Eksempelvis kreves biodosimetrisk testing, og en UV-dose på 400 J/m² (40 mJ/cm²), men EN 14897-standarden er noe mer åpen hva gjelder krav til sensortype og testopplegg.

5.3. UV-doser, testorganismer og UV-resistens

Hovedformålet med en valideringsprosess er å bestemme under hvilke driftsbetingelser et gitt UV-aggregat kan levere en bestemt (validert) UV-dose. Både den europeiske standarden (ÖNORM/DVGW) og den amerikanske (UVDGM) kan teste UV-aggregater etter to prinsipper for doseovervåking. Det er opp til leverandøren av reaktoren å velge hvilket prinsipp reaktoren skal valideres etter.

De to prinsippene for doseovervåking, 1) Set-punktmetoden, og 2) Doseberegningsmetoden er beskrevet nærmere i kapittel 5.4. (Se også Norsk Vann-rapport 164/2008, kap 4.7).

- 1) **Set-punkt-metoden** er basert på godt beskrevet metodikk i begge standardene. Her vil UV-aggregatet levere den påkrevde dosen (for eksempel 40 mJ/cm²) såfremt den sensormålte UV-intensiteten er høyere enn eller lik en setpunkt-verdi som er bestemt av vannføringen, i henhold til en valideringskurve som viser sammenhørende verdier for vannføring og UV-intensitet. Set-punkt-metoden vil bli gjennomgått nærmere for lavtrykkslamper i kapittel 5.4.1.

- 2) **Doseberegningsmetoden** er basert på en ligning for levert UV-dose, der denne er en funksjon av vannføring gjennom aggregatet, vannets UV-transmisjon (254 nm), og lampeeffekt (S/S_0) definert via målt UV-intensitet (Sensoravlesning). Doseberegning-metoden for lavtrykks-lamper vil bli gjennomgått nærmere i kapittel 5.4.2.

I litteraturen angis dose-responstabeller som beskriver sammenhengen mellom UV-dose og inaktiveringsgrad av ulike målorganismer (patogener), og i det amerikanske lovverket (LT2ESWTR) angis nødvendige UV-doser for å oppfylle krav til log-reduksjon for ulike aktuelle målorganismer som *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus (Tabell 5-2). En 4-log inaktivering av *Giardia*, slik de amerikanske normene åpner for, vil i henhold til Tabell 5-2 oppnås med en UV-dose på 22 mJ/cm².

Sentralt i de europeiske valideringsstandardene står kravet om bruk av sporer av *Bacillus subtilis* som testorganisme, og at valideringen skal dokumentere at UV-reaktoren oppnår en reduksjonsekvivalent dose

(RED) på minst 40 mJ/cm². Dette garanterer for effektiv inaktivering (4-log) av alle relevante vannbårne patogener.

Tabell 5-2. UV-doser og tilhørende inaktiveringsgrader (dose-responsverdier) for ulike typer mikro-organismer (Townsend, 2014; USEPA, LT2ESWTR).

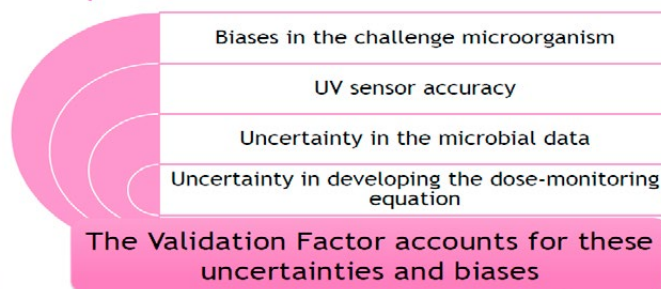
Target Pathogens	Log Inactivation							
	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
Cryptosporidium	1.6	2.5	3.9	5.8	8.5	12	15	22
Giardia	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	15	22
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

Dose-respons tabeller som vist i Tabell 5-2 er normalt resultater fra kontrollerte laboratorieforsøk ("collimated beam") med aktuelle målorganismer. Dersom man hadde anvendt de samme målorganismer (patogener) i valideringstester av UV-aggregater, kunne de identifiserte ekvivalente dosene (RED-verdiene) ha vært sammenlignbare med de man kan finne i dose-responstabeller som nevnt over.

Testorganismer (for eksempel MS2) har imidlertid egenskaper som kan avvike fra målorganismenes (for eksempel *Cryptosporidium*). I tillegg introduserer valideringsprosessen flere usikkerhetsfaktorer, herunder ulikheter mellom testorganismer og målorganismer hva gjelder deres UV-sensitivitet (ulike aksjonsspektra), samt usikkerheter og svakheter ved forskjellige typer UV-sensorer, i måling av mikrobielle data/log-reduksjoner og annet. Man kan derfor ikke direkte sammenligne resultater fra UV-valideringstester (RED) med slike dose-responsverdier (Cotton, 2014).

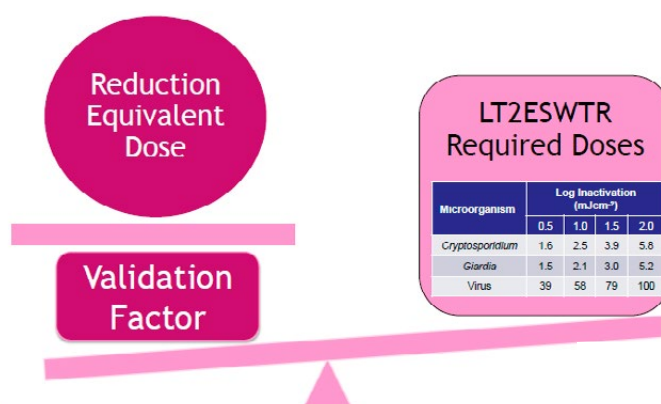
For å kunne foreta slike sammenligninger må RED-verdiene justeres med en såkalt valideringsfaktor (VF) som skal kompensere for usikkerhetene under valideringstestene og kompensere for forskjellen mellom UV-sensitivitet mellom testorganisme og målorganisme (ref. UVDGM), slik som illustrert i Figur 5-8. Man anbefaler også bruk av flere testorganismer under valideringen, noe som kan redusere verdien på korreksjonsfaktoren VF (Swaim, 2016). Bruk av MS2 kan altså med fordel kombineres med andre testorganismer, eksempelvis *Bacillus subtilis*, T1, T7, eller Qβ, men også muligens med andre, «nyere» testorganismer som ΦXPRD1, T4, fr, R17, PP7, M13, eller SP8. Ulempen med bruk av flere testorganismer er at det blir flere testpunkter og at kostnadene for valideringen blir høyere.

REDs Need to be Adjusted to be Able to Compare with UV Dose Tables



Figur 5-8. Justering av RED for usikkerheter under valideringen, via en valideringsfaktor VF (Cotton, 2014).

For å oppnå en gitt inaktiveringskreditt (log-reduksjon) for en bestemt målorganisme, må den validerte dosen (= RED/VF) minst oppfylle det tilhørende kravet til UV-dose (ref. Tabell 5-2), slik som illustrert i Figur 5-9.



Figur 5-9. Validert UV-dose (= RED/VF) må være høyere enn eller lik dosekravet for å oppnå den påkrevde inaktiveringskreditt for aktuelle målorganismer/patogener (Cotton, 2014).

Sentralt i den amerikanske standarden (UVDGM) er altså anvendelsen av en valideringsfaktor for blant annet å kunne kompensere for forskjell i UV-resistens mellom en valgt testorganisme og målorganismen. Den europeiske standarden bruker bare én testorganisme i valideringen, og har en fast minimumsverdi for UV-dose (e.g. 40 mJ/cm²) i stedet for en valgt målorganismes relative verdi. Valideringsfaktoren i amerikansk standard tar videre hensyn til forskjeller i valg av type UV-sensor (type og vinkel) brukt i valideringstesten.

Den europeiske standarden krever at det brukes standardiserte og kalibrerte UV-sensorer, og den tar høyde for usikkerhet i valideringen ved å legge til en fast prosentatsats på 15 % på sensormåleverdien.

For å ta høyde for usikkerheter (bias) i valideringstestingen, angir altså UVDGM (2006) at den validerte UV-dosen skal beregnes som følger:

$$\text{Validert UV-dose: } D_{VAL} = RED/VF$$

der VF = Validerings-Faktoren

RED = Reduksjonsekivalent UV-dose

Valideringsfaktoren kan beregnes som følger (UVDGM 2006):

$$VF = B_{RED} \cdot B_{POLY} \cdot (1 + U_{VAL}/100)$$

der VF = Valideringsfaktor

B_{RED} = RED bias faktor

B_{poly} = Polykromatisk bias faktor

U_{Val} = Usikkerhet i valideringen (uttrykt som en prosentandel av RED)

Det er altså den validerte dosen som må oppfylle forskriftenes krav til UV-dose for å oppnå påkrevet log-reduksjon av aktuelle målorganismer, for eksempel 40 mJ/cm².

Usikkerhetene som inngår i valideringsfaktoren (VF) er naturlig nok færre ved evaluering etter set-punktmotoden enn etter dose-beregningsmetoden. Ved set-punktmotoden inngår eventuelt forskjell i sensitivitet mellom testorganisme og målorganisme, usikkerhet i selve valideringen, usikkerhet i dose-responskurven, usikkerhet i avlest sensorverdi og usikkerhet i set-punktverdi.

Ved validering etter doseberegningmetoden inngår i tillegg til ovennevnte også usikkerhet knyttet til bruk av flere testorganismer, ikke-lineære inaktiveringsforløp for visse patogener («bracketing pathogen resistance») og usikkerhet i interpolering.

For begge metoder for dosekontroll gjelder at ved bruk at mellomtrykkslamper (MP) som gir polykromatisk stråling, blir forholdene mer komplekse og usikkerheten større. Mer om mellomtrykks-lamper i kapittel 5.5.

Tabell 5-3 gir en oppsummerende oversikt over de viktigste forskjellene mellom ÖNORM/DVGW og UVDGM.

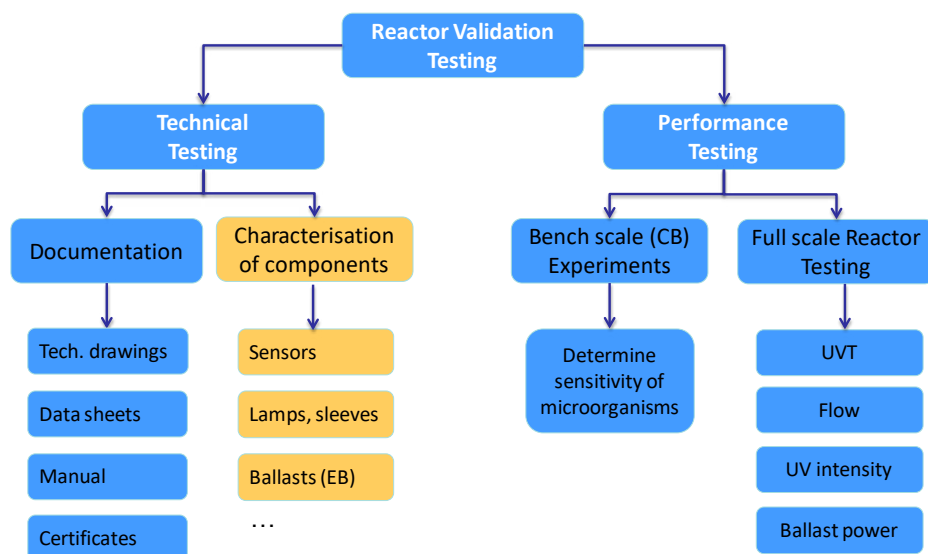
Tabell 5-3. Oversikt over innhold og forskjeller mellom DVGW/ÖNORM og UVDGM

Tema	DVGW/ÖNORM	USEPA UVGDM
Testpunkt	UV-intensitets set-punkt metode	Enten UV-intensitets set-punkt metode Eller UV-intensitet/UV-T set-punkt metode Eller UV dose beregningsmetode basert på vannmengde (flow rate), UV intensitet og UV-T
Lampealdring og belegg-dannelse (Combined aging and fouling factor, CAF)	Fast 30 % reduksjon (25 % i ny fellesnorm)	Ikke spesifisert, godtar reduksjon dokumentert av lampeprodu-sent, samt en beleggfaktor
Innløpsanordning	Dobbel DN600 bend («worst case»)	Ikke spesifisert, men typisk validert med 90 graders albu ved innløp for å simulere «worst case» hydrauliske forhold. Kravet er at de hydrauliske forholdene for en installert UV reaktor skal være minst like gode som under valideringen
UV dose (UV fluence)	Reduksjonsekvivalent dose (RED) > 40 mJ/cm ²	RED er avhengig av den log kreditt som ønskes oppnådd. Testdo-sen kan variere i området 10-120 mJ/cm ²
Tillatt driftsområde	Faste testpunkter	Variable (bestemmes av oppdragsgiver)
Interpolering-ekstra-polering	Ikke tillatt	Interpolering tillatt
Anvendelse/hensikt	Sammenlikner effekten av ulike reaktorer	Gir operasjonelle verktøy for ulike reaktorer
Desinfeksjonsfokus	Generell desinfeksjon, tilpasset alle anvendelser	Fokuserer på inaktivering av Giardia og Cryptosporidium
Reaktorvalidering	Tester for å bestemme maksimal kapasitet relatert til UV transmisjon for en UV reaktor ved RED > 40 mJ/cm ²	Testprosedyre for å bestemme de operasjonelle forhold som en UV reaktor leverer den nødvendige dose for inaktivering av Giard-ia, Cryptosporidium og virus (Adenovirus)
Testorganismer	Bacillus subtilis ATCC 6633 sporer	MS2 (Male-specific RNA bakteriofag), T1 bakteriofag, T7, Bacil-lus pumilus sporer m.m avhengig av UV-sensitivitet til den mikroben man ønsker å inaktivere (Cryptosporidium, Giardia eller Adenovirus)
UV-lamper og elektro-nisk ballast	Måling av ulike dimensjoner	Måling av ulike dimensjoner
UV-sensorer	Måling av dimensjoner, angulær respons og linearitet, 40 eller 160o målefelt-vinkel/160o for ÖNORM. Spektralrespons i intervallet 240-300 nm	Ingen spesifikke krav. Kan benytte ulike sensorer; ÖNORM, DVGW eller andre compatible sensorer
Antall UV-sensorer	DVGW: Avhengig av lampe-effekt og antall lamper; ÖNORM: ingen krav (≥ 1)	Ingen krav (minimum 1 stk)
Krav til kalibrering av UV-intensitets-sensor	DVGW/ÖNORM anbefaler månedlig sjekk av UV-apparat-sensor mot en kalibrert referansesensor. Dersom appa-ratsensoren viser <20% høyere verdi enn referanseradiometeret tillates det at verdien justeres, ellers skal apparatsen-soren byttes.	Sjekk av UV-apparatsensor mot en kalibrert referanse-sensor skal gjøres minst en gang per måned. Apparatsensoren skal erstattes med en ny dersom den viser >20% høyere intensitets-verdi enn referanse-sensoren. Dersom ikke en ny sensor er til-gjengelig, skal det legges inn en korreksjonsfaktor til set-punktet for måldosen (40 mJ/cm ²) (Sensor Correction Factor = Sapp/ Sref. - 0.2).
Kalibrering av UV-transmisjonsmåler		Dersom on-line UV-transmisjonsmålinger inngår i styringen av et UV aggregat (i henhold til validerings-kriteriene), skal on-line måleinstrumentet for UV- transmisjon sjekkes minst en gang per uke mot et kalibrert Laboratorieinstrument/håndholdt UV-T instrument. Dersom avviket mellom disse målingene overskrider 2 %, skal on-line UV-T monitoren kalibreres.
Hygienesertifikater	For alle deler i kontakt med drikkevann	Ingen krav
Krav til verifikasjons-revisjon	DVGW: Hvert 2. år, ÖNORM: hvert år	Ingen krav

5.4. Biodosimetrisk validering av UV-aggregater med lavtrykkslamper

Her skal det gis en nærmere beskrivelse av den prosedyren for validering av lavtrykksaggregater som legges til grunn i utkastet til den harmoniserte standarden som er under etablering av ÖNORM og DVGW. Utkastet baserer seg i stor grad på DVGWs standard W294, og bygger på krav om teknisk godkjenning av alle UV-aggregatets enkeltkomponenter, gjennomføring av en

testing av aggregatet i full skala, etablering av et styresystem som overvåker at godkjente driftsbedingungen overholdes uten å kunne manipuleres, og en etterprøving hvert annet år. Figur 5.10 viser hovedelementene i testingen.



Figur 5-10. Elementene som inngår i DVGW/ÖNORM-valideringsprosessen (Eggers, 2017)

DVGW W 294 beskriver valideringstesten og prosedyrene for denne, samt lovmessige krav til materialer og komponenter. Den tilhørende sertifiseringsordningen skal sikre at alle anvendte produkter og materialer oppfyller kravene i DVGW/ÖNORM-normene.

Som del av den tekniske testingen inngår krav om innsending av tekniske tegninger, dokumentasjon og karakterisering av materialer og komponenter, datablader, osv. Det finnes blant annet krav til ikke-metalliske materialer i kontakt med vann, herunder hygieniske testsertifikater og anbefalinger fra helsemyndighetene for materialer laget av plast- og gummi (o-ringer, viskerringer, pakninger, mm). I tillegg kreves omfattende karakterisering av testaggregatets UV-lamper, kvartsrør, elektroniske ballaster og UV-sensorer.

Man beskriver også kravene til den pålagte periodevis oppfølgingen som UV-anleggene må gjennom for å dokumentere at komponenter og materialer fortsatt er i tråd med sertifiseringskravene.

Selve testingen av UV-aggregatet omfatter følgende elementer:

- 1) Kontrollerte laboratorieforsøk for å etablere dose-responskurven for den valgte testorganismen, med måling av oppnådde log-reduksjoner av den tilsatte testorganismen ved ulike UV-doser
- 2) Fullskala testing av det aktuelle UV-aggregatet, med dosering av testorganismer til innløpet av UV-aggregatet og måling/beregning av oppnådd log-reduksjon i utløpet
- 3) Med den oppnådde log-reduksjonen for test-aggregatet går man inn på dose-responskurven og leser av den Reduksjons-Ekvivalente Dosen (RED)
- 4) Testingen av UV-aggregatet gjøres innenfor de bruksspesifikke rammer som leverandøren angir hva gjelder vannføring, vannkvalitet (UV-T), mm. Testprosedyrene er nærmere beskrevet nedenfor, og ender opp i dimensjonerings- og driftsdiagrammer som angir de forhold det aktuelle UV-aggregatet tillates anvendt under, for å levere en påkrevet UV-dose (for eksempel minst 40 mJ/cm²).

Kapittel 5.4.1 og 5.4.2 beskriver nærmere hvordan den biodosimetrisk testingen foregår ved doseovervåking

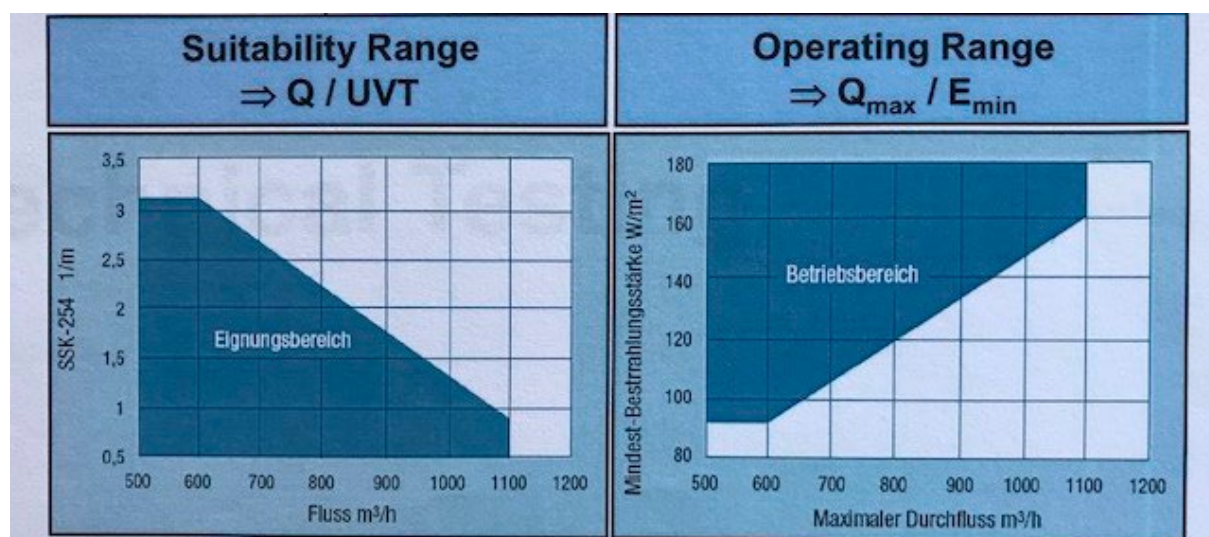
etter henholdsvis set-punktmetoden og doseberegningemetoden.

5.4.1. Set-punktmetoden

Sentralt i validering av UV-reaktorer etter set-punkt-metoden er en identifisering/kartlegging av reaktorens "virkeområde" (tysk: Eignungsbereich, eng: Suitability Range). Virkeområdet illustreres normalt ved en graf som vist i Figur 5-11, som viser vannmengde (flow) langs x-aksen og UV-absorbans eller UV-transmisjon (SSK/UV-T) langs y-aksen. Et hvert punkt som befinner seg innenfor det skraverte området representerer et karakteristika-punkt hvor sammenhørende verdier av vannmengde (flow) og UV-transmisjon (UV-T) er innenfor kravet til minimumsdose, altså $\geq 40 \text{ mJ/cm}^2$. Kravet til tilstrekkelig dose er enkelt sagt knyttet til

produktet av vannmengde og UV-transmisjon, slik at ved høy vannmengde (kort oppholdstid i reaktoren) kreves høy UV-transmisjon og ved lav vannmengde (lang oppholdstid i reaktoren) kan lavere UV-transmisjon på vannet tillates gjennom reaktoren.

Bestrålingsstyrke (UV-intensitet) som tilføres vannet registreres av UV-sensoren som er innebygd i reaktoren, og vil således indirekte være et mål på UV-transmisjon ved at UV-sensoren leser av intensiteten gjennom vannfasen. Dersom UV-transmisjonen går ned, så må også vannmengden reduseres for å få tilstrekkelig oppholdstid i reaktoren til å oppfylle kravet til UV-dose. Dosen kan altså enkelt sies å være et produkt av UV-intensitet (Ws/cm^2) målt av UV-sensoren, og tiden t indirekte målt av vannmengdemåleren.



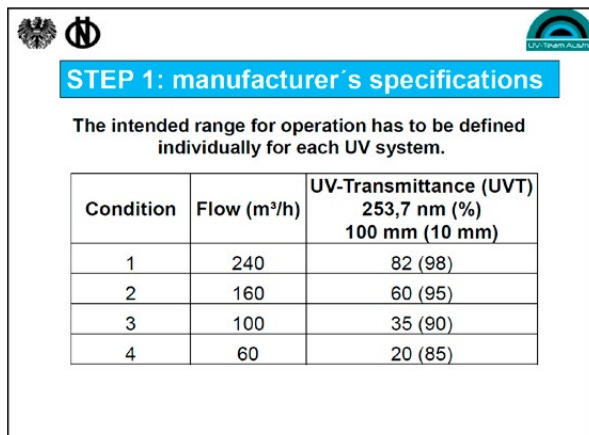
Figur 5-11. Eksempel på virkeområde og driftsområde for en UV-reaktor

Valideringen er basert på at ethvert UV-aggregat ønskes testet innenfor et leverandør-spesifisert område begrenset av en øvre og nedre grenseverdi for henholdsvis vannføring og vannkvalitet i form av UV-transmisjon (UV-T). Om man sammenholder dette med grafen i Figur 5-11 så betyr det at den "skrålinjen" som fremkommer i grafen angir skillet mellom de karakteristika-punktene som ligger i det skraverte området og som representerer punkter som tilfredsstiller kravet om $\geq 40 \text{ mJ/cm}^2$, og de punktene som er utenfor validert område. Valideringen kan derved sies å skulle vise at dette forholdet er til stede.

Driftsområdet (tysk: Betriebsbereich, eng: Operating Range) for et UV-aggregat fremstilles tilsvarende som for virkeområdet i en graf som viser vannmengde og avlest verdi av reaktorens UV-sensor. Dette angir

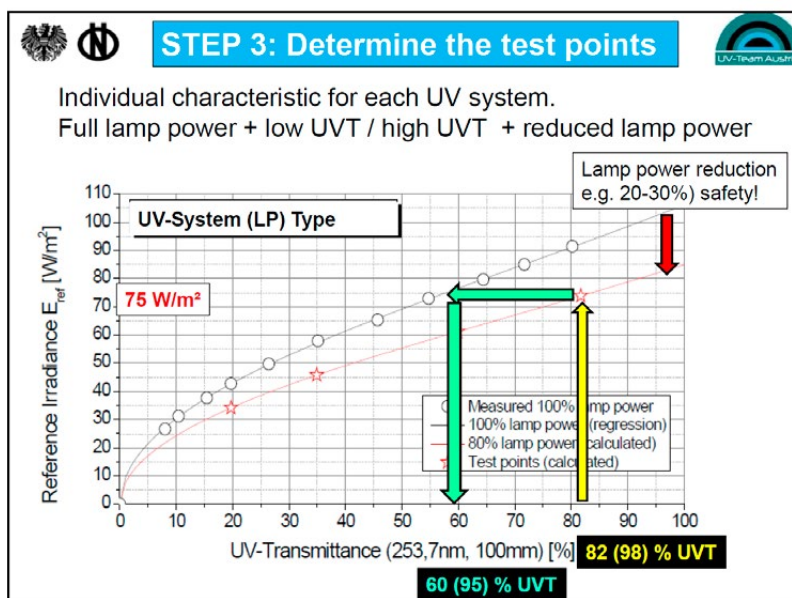
området som UV-aggregatet må driftes innenfor. Styresystemet må sørge for at anlegget styres innenfor det skraverte området og at det gis alarmer ved overskridelse av enten vannmengde eller sensorverdi.

Før testen gjennomføres må leverandøren ha angitt de bruksspesifikke rammer som reaktoren ønskes testet for, hva angår vannføring, vannkvalitet (UVT), mm. Et eksempel er vist i Figur 5-12 hvor det er lagt inn fire testpunkt-par, hvert par bestående av en gitt vannmengde og en gitt UV-T.



Figur 5-12. Eksempel på leverandørspesifikasjoner (Sommer et al 2016)

Neste trinn er å etablere en sammenheng mellom vannkvalitet (UV-T) og UV-sensorens avlesning av strålingsintensitet (E_{ref}) i den aktuelle UV-reaktoren. Dette gjøres med nye lamper og full lampeeffekt for et tilstrekkelig antall UV-T-verdier, slik at man får en kurve (øvre kurve i Figur 5-13). Denne sammenhengen er ikke påvirket av vannføringen gjennom UV-aggregatet. Når denne kurven er etablert, kan man for den aktuelle reaktoren enkelt sagt se bort fra UV-T for senere kontroll av driften. Det beregnes så en tilsvarende kurve, der den avleste UV-intensiteten i reaktoren er redusert til 70 % av opprinnelig kurve. Reduksjonsfaktoren på 30 % i forhold til nye lamper skal kompensere for at UV-intensiteten reduseres over lampenes levetid på grunn av aldring og belegg. Den betegnes som CAF-faktoren (Combined Aging and Fouling), og skal være med til å danne en "worst-case" testsituasjon.



Figur 5-13. Eksempel på etablering av testpunkter (Sommer et al 2016)

Antall testpunkter i eksemplet er fire (Fig. 5-12), hvor det for hvert punkt skal gjennomføres 2 tester. I den ene testen, H-testen, anvendes nye lamper og full lampeeffekt, og UV-T senkes (med tilsats av et UV-absorberende middel) inntil UV-intensiteten (UV-sensoren) tilsvarer testpunktets beregnede verdi på 70 %-kurven i Fig. 5-13). I den andre testen, L-testen, anvendes en høy UV-T på testvannet, men lampeeffekten (pådraget) reduseres inntil UV-sensoren måler en intensitet som tilsvarer testpunktets verdi.

Figur 5-14 viser en fullstendig testplan, med de to testene (H- og L-testen) for hvert av de fire testpunk-

tene. For UV-aggregatet er testpunktene parvis ved at vannføring (flow) og strålings-intensitet (UV-I) er de samme for de fire punktene.

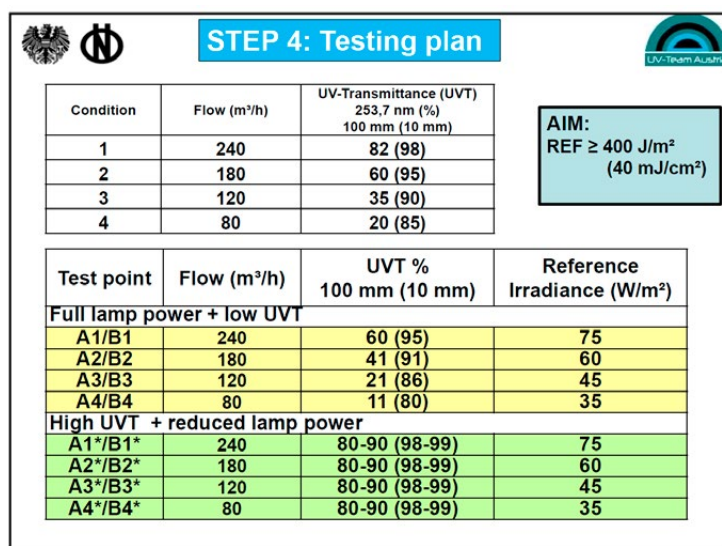
Ut fra denne testplanen foretas så selve den biodosimetriske testingen for hvert av de fire testpunktene, både for H-test og L-test. For hver av de 8 testpunktene tilsetter man *Bacillus subtilis* sporer hvor forholdet mellom log-reduksjon og UV-dose er etablert/kjent fra laboratorieforsøk (collimated beam). Så teller man antall sporer før og etter UV-bestråling i reaktoren, og ut fra den målte reduksjonsgraden (log-reduksjonen) går man inn på referansekurven og leser av en reduk-

sjons-ekvivalent dose eller fluence (RED/REF), se Figur 5-15. Det er krav om to uavhengige tester, med minimum 15 minutters mellomrom, for hver av de 8 testpunktene. Hvis resultatene fra samme test ikke er sammenfallende, er det den laveste RED/REF som skal inngå i de endelige validerings-resultatene (Figur 5-16).

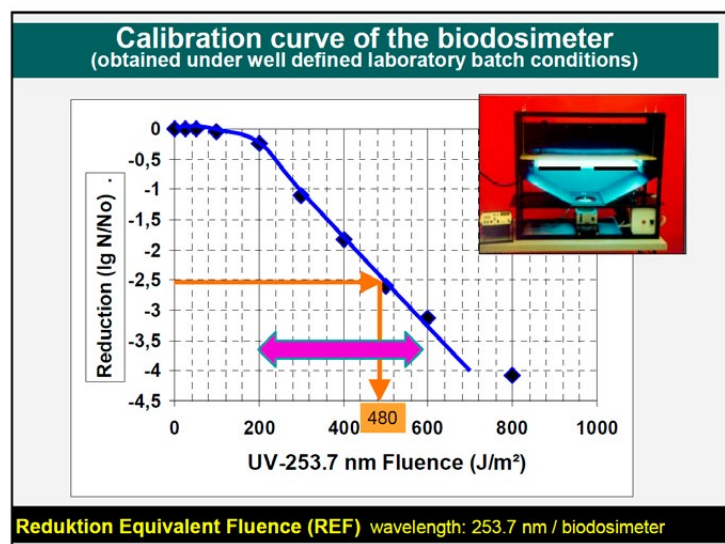
En valideringsprosedyre som her beskrevet gir et godkjenningssertifikat som er knyttet til en driftskurve. Denne angir de grensene for vannføring og UV-intensitet (sensoravlesning) som UV-aggregatet må drives innenfor, for å levere en UV-dose på minst 40 mJ/cm².

Ved å drive aggregatet med overvåking av vannføring og UV-intensitet elimineres behovet for on-line UV-transmisjons-målinger.

UV-aggregatet vil levere en høyere UV-dose enn kravet dersom man driver aggregatet med lavere vannføring og høyere UV-intensitet enn det som gjelder for valideringskurven. Tilsvarende vil UV-dosen bli lavere enn påkrevet dersom man velger et driftspunkt der vannføringen er høyere og UV-intensiteten er lavere enn det valideringskurven tilsier.



Figur 5-14. Eksempel på testplan (Sommer et al 2016)



Figur 5-15. Eksempel på avlesning av RED/REF fra referansekurve (Sommer et al 2016)

Results					
REF measured according to ÖNORM M 5873-1:2001, Procedure B					
Flow (m³/h)	E _{REF} (W/m²)	Reduction Equivalent Fluence (J/m²)			
		Test point			
No	A*	B*	A	B	
240	75	1	(630)	(650)	510 500
180	60	2	590	580	520 510
120	45	3	560	570	450 440
80	35	4	550	540	460 460

Full lamp power + reduced UVT

High UVT + reduced lamp power

Figur 5-16. Eksempel på oppnådde resultater fra valideringstest av et LP-UV aggregat (Sommer et al 2016)

5.4.2. Doseberegningsmetoden

Doseberegningsmetoden skiller seg fra set-punkt-metoden ved at den baseres på en empirisk ligning for levert UV-dose, der denne er en funksjon av vannføring gjennom aggregatet, vannets UV-transmisjon (254 nm), og UV-lampens effekt (S/S_0) definert via målt UV-intensitet (sensoravlesning).

Som et eksempel angir UVDGM (2006) følgende doseberegningssligning:

$$RED = 10^a \cdot UVA^b \cdot (S/S_0)^c \cdot (1/Q)^d \cdot B^e$$

der

RED = Reduksjonsekvivalent dose (RED) kalkulert fra doseligningen

UVA = UV-absorbans ved 254 nm

S = målt UV-intensitet (UV-sensoravlesning)

S_0 = målt UV-intensitet ved 100 % lampeeffekt og nye, beleggfriske lamper

Q = vannføring

B = antall lamperekker (banks) i drift

a, b, c, d, e = Modellkonstanter (regresjonskoeffisienter)

Valideringen har som mål å etablere og verifisere en slik doseligning for et bestemt UV-aggregat, noe som i praksis betyr å etablere en ligning som angitt over, samt bestemme størrelsen på de konstantene som inngår i doseligningen.

Doseligningen knytter sammen driftsparametrene vannmengde, UV-T og lampeeffekt avlest via UV-sensor. Hvis den validerte dosen (RED/VF) er mindre enn det som kreves ved en bestemt vannmengde skal det gis alarm, tilsvarende skal skje hvis UV-T og/eller UV-sensoravlesningen er under validert område.

Når et on-line signal fra en UV-T-måler trekkes inn i en slik formel, i tillegg til vannmengde og avlest UV-intensitet (fra UV-sensoren), får vi 3 parametere for hvert testpunkt. Dette i motsetning til set-punkt metoden hvor hvert testpunkt bare hadde 2 parametere. Som et minimum bør de 3 parameterne testes for 3 verdier, vanligvis maksimalverdi, minimumsverdi og middelvei for vannmengde, UV-T og lampeeffekt (avlest via UV-sensor). Dette gir et minimum på 27 testpunkter ($3 \cdot 3 \cdot 3$). Hvis man i tillegg ønsker UV-aggregatet validert for dimming, bruk av en eller flere lamperekker og/eller flere testorganismer, vil antallet testpunkter øke betraktelig. Eksempelvis har en lavtrykks UV-reaktor som er mye benyttet i Norge og validert etter amerikansk UVDGM-standard for en minimumsdose på 40 mJ/cm² og testet med 3 forskjellige testorganismer, hele 63 testpunkter.

Doseberegningsmetoden brukes både i Europa og i USA. Folkehelseinstituttet godkjenner UV-reaktorer validert etter både amerikansk (UVDGM) og europeisk (DVGW/ÖNORM) standard. Kravet fra Folkehelseinstituttet er at valideringen må være basert på minimumsdose på 40 mJ/cm².

En valideringstesting etter doseberegningsmetoden må altså foretas for et spenn av aktuelle driftsforhold, i henhold til leverandørens spesifikasjoner/ønsker, der resultatene danner basis for en empirisk doseligning, og der RED uttrykkes som en funksjon av vannføring, UV-T og UV-intensitet.

Svakhetene i UVDGM hva gjelder doseberegning er adressert i et rapportutkast (drafts) utgitt av USEPA i mars 2017 og oktober 2018: *Innovative Approaches for Validation of Ultraviolet Disinfection Reactors for Drinking Water Systems*. Foruten presiseringer og suppleringer til UVDGM, inneholder dette rapportutkastet utførlige beskrivelser av 4 nye metoder for doseberegning, hvorav de to første kan benyttes for både LP og MP-aggregater, og de to siste primært for MP-aggregater. Det henvises til kapittel 5.10 for nærmere beskrivelse av innholdet i USEPAs nye rapportutkast.

5.5. Biometrisk validering av MP-aggregater

UV-reaktorer benytter vanligvis en av to forskjellige strålskilder, nemlig (kvikksølv) lavtrykkslamper (LP) med tilnærmet monokromatisk lys (253,7 nm), og mellomtrykkslamper (MP) med polykromatisk lys, normalt i området fra 200 nm til 300 nm.

Monokromatisk (én-bølget) UV-stråling ved 254 nm er en bølgelengde som sammenfaller godt med mikroorganismers maksimale DNA-absorpsjon (Figur 5-18). MP-reaktorer avgir derimot polykromatisk (flerbølget) UV-lys, og kompleksiteten i forbindelse med biodosimetrisk validering av reaktorer bestykt med mellomtrykkslamper øker betraktelig. Enkelte vil hevde at forskjellen i stråling fra lavtrykks- og mellomtrykkslamper er så stor at det er snakk om to forskjellige teknikker.

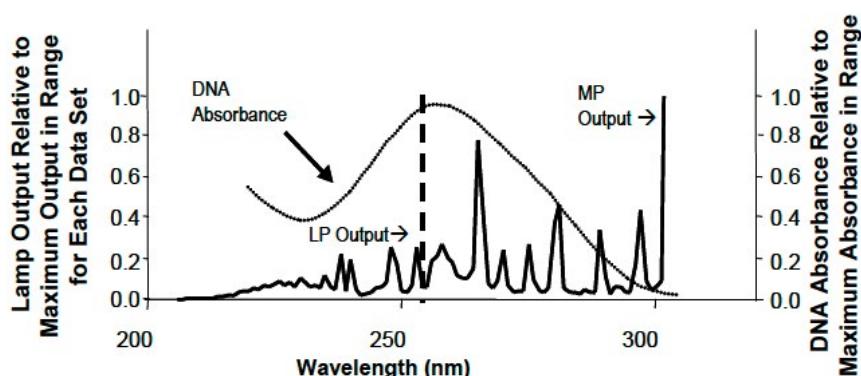
Som vist i Figur 5-17 utstråler MP-lamper mye energi i form av bølgelengder under 240 nm. Slike lave bølgelengder absorberes i stor grad av ulike stoffer i vannet (nitrat, NOM, m.fl.). Dette kan medføre dannelse av uønskede UV-desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP), eksempelvis nitritt, AOC/BDOC, etc), noe som er hovedårsaken til at man ofte krever avskjæring av bølgelengder < 240 nm. Dette til tross for at de lave bølgelengder kan bidra til inaktivering av visse typer mikroorganismer, eksempelvis Adenovirus.

UV-desinfeksjonsprodukter er nærmere omtalt i kapittel 6, og risikoavveiningen mellom økt DBP-dannelse ved bruk av UV-aggregater uten avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm) kontra disse lave bølgelengders positive bidrag til virusinaktivering vil bli diskutert nærmere senere. I denne sammenheng kan det være et

poeng at vannforsyningen i Tyskland i stor grad er basert på grunnvann. Det kan derfor være grunn til å diskutere hvorvidt man i Norge og andre land med stor andel overflatevannforsyning og relativt lav risiko for UV-generert nitrittdannelse i større grad bør tillate lave UV-bølgelengder for derved å øke inaktiveringsgraden for visse typer av virus, bl.a. *Adenovirus* som i stor grad inaktiveres av bølgelengder < 240 nm.

Lave bølgelengder kan også, dersom de ikke avskjæres (dopede kvartsglass), bidra til uriktige resultater fra valideringstester ved at testorganismen (for eksempel MS2) er mer følsom for lave bølgelengder enn målorganismen (for eksempel *Cryptosporidium*). Slike ulikheter i absorpsjon og inaktiveringsgrad mellom test- og målorganisme kan medføre at testaggregatet tilegnes for gode resultater (for høy log-reduksjon/for lav RED, og derved for høy kapasitet) under valideringen i forhold til det man vil oppnå for en målorganisme når det testede MP-UV-aggregatet anvendes i normal drift.

Ved validering av MP-aggregater er det ikke tilstrekkelig å se på UV-resistensen for testorganismer og målorganismer kun i ett bølgelengdeområde, nemlig 254 nm, slik tilfellet er for LP-lamper. I hele bølgelengdeområdet mellom 200 nm og 300 nm avgir mellomtrykkslamper UV-stråling med forskjellig strålingsstyrke (Figur 5-17), noe som til sammen bidrar til den totale inaktiverings-/desinfeksjons-effekten. I motsetning til LP-aggregater vil den avgitte UV-dosen fra MP-aggregater bestå av dosebidrag fra flere bølgelengder.



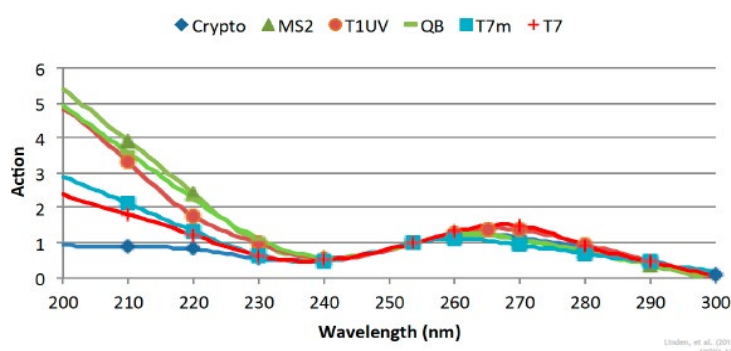
Figur 5-17. RED for MP-aggregater må også kompensere for usikkerheter knyttet til polykromatisk UV-lys og ulike aksjonsspektra/relativ sensitivitet for ulike UV-bølgelengder (Cotton, 2014).

Videre har ulike mikroorganismer ulik sensitivitet for de ulike bølgelengder (ulike aksjonsspektre). Dette bidrar til å gjøre MP-validering svært kompleks, og gjør sammenligningen med doseverdier fra valideringsforsøk med LP-aggregater hvor mikroorganismer ble utsatt for stråling kun fra én bølgelengde (254 nm), vesentlig mer krevende.

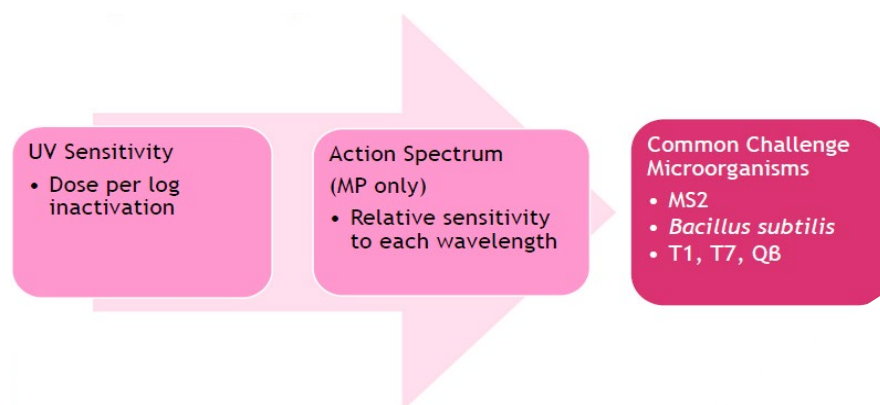
Et aksjonsspekter (Figur 5-18) viser hvordan den relative inaktiverende virkningen overfor ulike organismer varierer med bølgelengden. Den relative effekten er satt til en verdi på 1 for LP-UV (254 nm), og man ser at den inaktiverende effekten er den samme for de anvendte testorganismer og målorganismer ved denne bølgelengden. Figur 5-18 viser at alle de angitte testorganismer absorberer mer lavbølget UV-lys (< 240 nm) enn målorganismen *Cryptosporidium*. For bølgelengder > 240 nm er imidlertid de spektrale UV-sensitiviteter relativt sammenfallende.

Ved biodosimetrisk validering av UV-reaktorer med mellomtrykklamper må den spektrale UV-sensitiviteten både for testorganismer og målorganismer være kjent. Ideelt sett bør valgte testorganismer ha den samme sensitiviteten overfor ulike UV-bølgelengder (samme aksjonsspekter) som målorganismen (Figur 5-19). Slike

ideelle testorganismer finnes imidlertid ikke, og testorganismene introduserer derved ytterligere en usikkerhet i testresultatene som det bør korrigeres for. I tillegg til kunnskap om den spektrale UV-sensitiviteten til mikroorganismene må også den spektrale UV-sensitiviteten til UV-sensoren være kjent og ligge så nær den spektrale UV-sensitiviteten til mikroorganismene som mulig. I forbindelse med validering og fullskallatest av reaktorer vil det også være viktig å benytte et optimalt UV-absorberende middel for justering av den spektrale UV-transmisjonen under testen.



Figur 5-18. Aksjonsspektra for *Cryptosporidium* og ulike aktuelle testorganismer (Linden et al. 2013).



Figur 5-19. Ideelle testorganismer/biodosimetre og målorganismer/patogener bør respondere likt på samme UV-eksponering, og ha samme aksjonsspekter/sensitivitet for ulike MP-bølgelengder (Cotton, 2014).

Ved biodosimetrisk validering av UV-aggregater med mellomtrykklamper kreves altså en ytterligere korreksjon for polykromatisk lys (B_{POLY}) i forhold til det som hittil er presentert og som gjelder for LP-aggregater. Videre kreves ytterligere korreksjon for feilkilder knyttet til ulike aksjonsspektra/relativ sensitivitet for ulike bølgelengder (CF_{AS}). En korreksjon for ulike aksjonsspektra (CF_{AS}), dvs. for ulik sensitivitet overfor hver enkel UV-bølgelengde mellom testorganismer og målorganismer, må derfor også legges inn som del av en

valideringsfaktor VF. Denne er nærmere omtalt nedenfor.

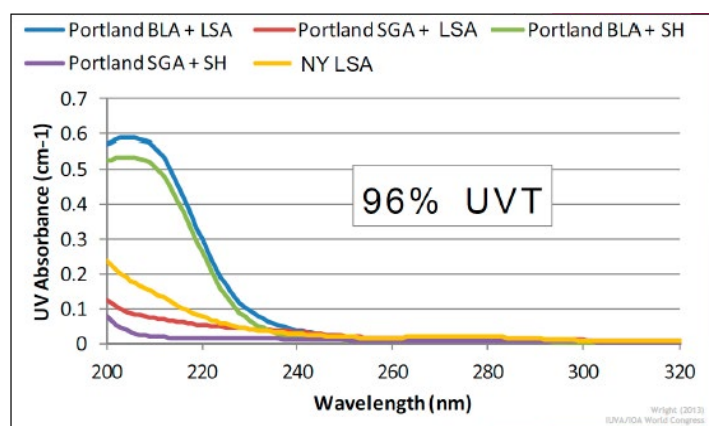
Som vist i Figur 5-18 absorberer alle de angitte testorganismer mer lavbølget UV-lys (< 240 nm) enn målorganismen *Cryptosporidium*, noe som betyr at UV-aggregatet gis en "uriktig" kreditt for dette dersom man ikke avskjærer lave UV-bølgelengder under valideringen (dopedt kvartsglass), eller korrigerer for dette forholdet via en egen absorpsjonsspekter-korreksjonsfaktor for MP-aggregater.

UVDGM, som kom ut i 2006, tok i en viss grad hensyn til dette aspektet, men effektene ble underestimert i hovedsak av to grunner:

- 1) Man antok (feilaktig) at testorganismer (MS2) og målorganismer (Crypto) hadde samme sensitivitet for lave UV-bølgelengder (< 240 nm)
- 2) Moderne MP-UV-lamper emitterer betydelig mer lavbølget lys enn MP-lamper fra før 2006

I tillegg til ulike dose-responsforhold, og ulike aksjonsspektra for test- og målorganismer, er det flere faktorer som vil være bestemmende for hvor stor valideringsfeilen vil være, herunder: Valideringsforholdene, bl.a. anvendt testorganisme og type UV-absorberende stoff; vannets UV-absorpsjonsspekter (under validering og ved anvendelse på et vannverk); type kvartsglass og dets egenskaper; avstand mellom UV-lamper og mellom UV-lamper og UV-sensor).

Vannkvalitetsforskjeller mellom valideringstest og fullskala kan påvirke valideringsresultatet. Selv om man skulle måle identiske verdier for UV-absorbans ved 254 nm, kan UV-absorpsjonsspektrene være ganske forskjellige. Dette kan også skyldes UV-absorberende stoffer som tilsettes under valideringen, og ulike typer av slike kan gi svært ulike absorpsjonsspektra for lavere UV-bølgelengder (Figur 5-20). UV-absorbansen og UV-transmisjonen (UV-T-10) ved 254 nm er her den samme for alle tilsetninger (96 %).



Figur 5-20. UV-absorpsjonsspektra for ulike UV-absorberende substanser anvendt for validering (Wright et al. 2013).

På bakgrunn av kompleksiteten og usikkerhetene ved validering av MP UV-aggregater, anbefaler UVDGM bruk av en valideringsfaktor VF for å kompensere for disse:

$$VF = B_{RED} \cdot B_{POLY} \cdot C_{FAS} \cdot (1 + U_{VAL}/100)$$

der VF = Valideringsfaktor

B_{RED} = RED bias faktor

B_{POLY} = Polykromatisk bias faktor

C_{FAS} = Korreksjonsfaktor for aksjonsspektra

U_{VAL} = Usikkerhet i valideringen

Inaktiveringskreditten som gis et UV-MP testaggregat vil derved være som følger:

$$\text{Validert UV-dose } D_{VAL} = RED/VF$$

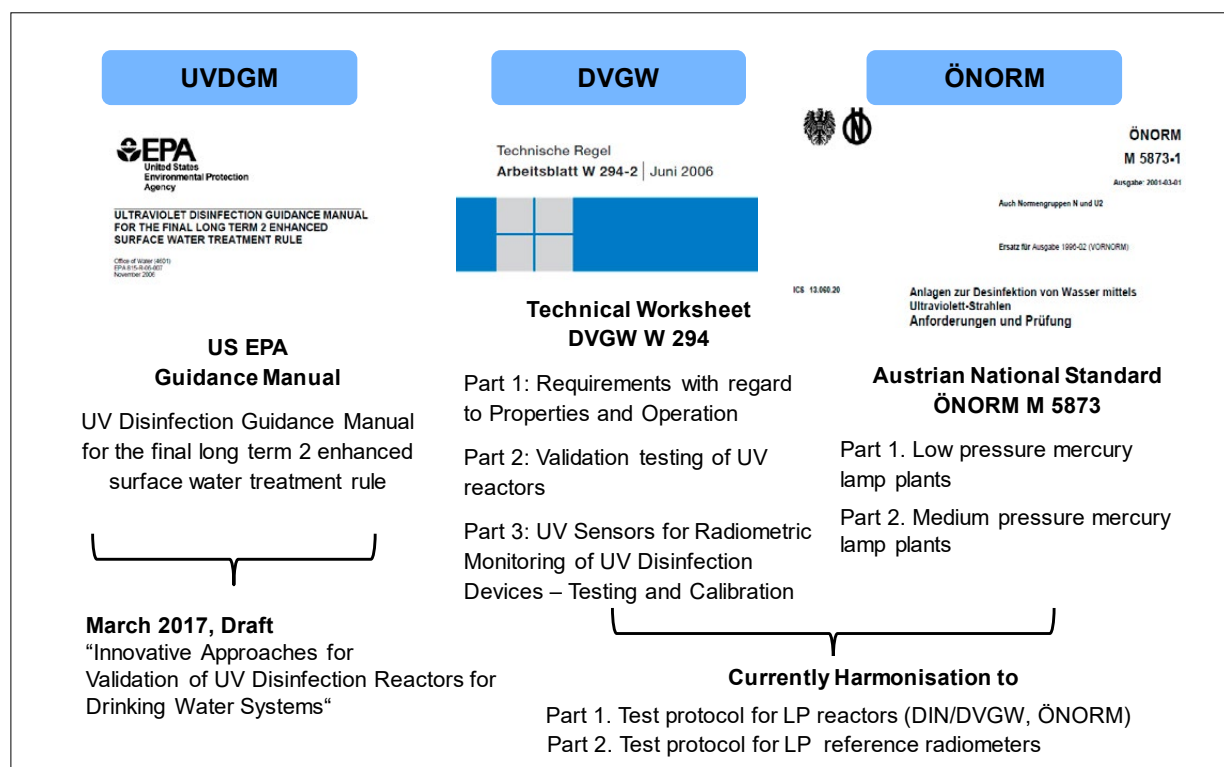
5.6. Status og utvikling: Valideringsstandarder, bølgelengder mm

Eggers (2017) beskriver innhold og ulikheter i UVDGM, DVGW og ÖNORM som vist i Figur 5-21. Den amerikanske normen (UVDGM) er et svært omfattende dokument som også er en veiledning for installasjon og drift av UV-anlegg. DVGW er som vist inndelt i tre deler: Del 1 med krav til egenskaper og driftsforhold, del 2 med beskrivelse/krav til valideringstesting, og del 3 som beskriver testing og kalibrering av UV-sensorer. Den østerrikske normen (ÖNORM) er delt i to: Del 1 for LP-anlegg og del 2 for MP-anlegg.

Figur 5-21 angir også status (pr. 2017) for de ulike standardene, samt pågående harmoniseringsarbeid både innen Europa (DVGW og ÖNORM), men også

mellom Europa og USA. Hva gjelder UVDGM så beskriver USEPAs suppleringsrapporter fra 2017/2018 ("Innovative approaches...") blant annet feilkildene ved validering etter UVDGM.

Utviklingen synes å være at den europeiske standarden går i retning av økt rigiditet med utgangspunkt i "worst-case-conditions", men også i retning av å forenkle sammenligningen av UV-reaktorer. Den amerikanske standarden legger mer vekt på å opprettholde fleksibilitet og fokusere på spesifikke målorganismer, noe som kan vanskeliggjøre direkte sammenligninger av ulike UV-aggregater.



Figur 5-21. Oversikt over innholdet i de tre dominerende valideringsstandarder for UV-anlegg (Eggers, 2017)

Lave bølgelengder. DVGW tillater ikke bølgelengder under 240 nm. Slike må derfor avskjæres, normalt ved bruk av dopede kvartsglass, når man anvender MP-anlegg som emitterer et bredt spekter av bølgelengder (polykromatisk lys). Dette er primært begrunnet i at det er de lave bølgelengdene som er årsak til dannelsen av UV-desinfeksjonsbiprodukter som eksempelvis nitritt.

Det er videre vanskelig å måle UV-intensitet i dette bølgelengdeområdet, siden vanlige UV-sensorer er lite sensitive for lave UV-bølgelengder (< 240 nm).

UVDGM ekskluderer ikke spesifikt slike lave bølgelengder. Dette kan ha å gjøre med at man i USA legger de høye dosekravene (140 mJ/cm²) for inaktivering av UV-resistente virus (*Adenovirus*) til grunn for dimensjoneringen av UV-anlegg. *Adenovirus* er sensitive for lave bølgelengder (< 240 nm), og en avskjæring av disse gir

derved redusert inaktiveringskapasitet og dårlig energiutnyttelse. *Adenovirus* sin sensitivitet for lave bølgelengder står i kontrast til eksempelvis *Cryptosporidium* som er lite sensitive for lave bølgelengder (< 240 nm), jfr. Figur 5-18.

I Norge anses ikke *Adenovirus* i drikkevann å representere noen stor helserisiko, og man krever derfor ikke at UV-desinfeksjonsanlegg dimensjoneres for inaktivering av slike virus. Med gode overflatevannkilder, god råvannskvalitet og en god vannbehandling er imidlertid potensialet for dannelse av UV-desinfeksjonsbiprodukter også begrenset. Dette kan derfor muligens åpne for en nærmere diskusjon av kravet om bruk av dopedet kvartsglass i MP-anlegg. Dette blir en avveining mellom risikoen for dannelse av uønskede UV-DBP på den ene siden, og det positive virusinaktiveringsbidraget fra lave UV-bølgelengder på den andre siden.

Som diskutert tidligere, innebærer krav om dopedet kvartsglass eller ikke i henholdsvis DVGW og UVDGM også at en validering etter disse standardene kan gi svært ulike resultater hva gjelder kapasitet og derved kostnader. Dette kan medføre en uønsket og kanskje unødvendig konkurranse-vridning. Et viktig poeng i denne sammenhengen er at man etter UVDGM urettmessig har gitt valideringskredit for MP-anlegg uten avskjæring av lave bølgelengder. Dette fordi man antok at testorganismen (MS2) hadde den samme sensitiviteten for lave UV-bølgelengder som målorganismer/patogener som *Cryptosporidium*, noe som senere har vist seg ikke å være tilfellet.

Testorganismer og fargestoff. Ved validering etter UVDGM har man ofte anvendt et bakteriofag (MS2) som testorganisme, og et UV-absorberende stoff (Ca-lignosulfonat eller humus) for justering av vannets UV-transmisjon under valideringstestene. Ved validering etter DVGW har man normalt anvendt *Bacillus subtilis* som testorganisme og Mg-basert lignosulfonat som UV-absorpsjonsmedium. Ved validering etter ÖNORM benyttes pulverkaffe til dette formålet.

Under samkjøringen av UVDGM og DVGW-standardene viste det seg at testing på nye valideringsstasjoner og med nye testprosedyrer kan ha uforutsette effekter. Blant annet viste det seg at tilsats av Mg-lignosulfonsyre som UV-absorberende substans, slik som anvendt i DVGW, ga økt inaktiveringsgrad av MS2, testorganismen som anvendes i UVDGM-testprosedyren. Tilsvarende effekter kunne ikke påvises for *Bacillus subtilis*. Man løste dette ved å gå over til å bruke MS2 sammen med et annet humusbasert absorpsjonsmedium (SuperHume).

Det er interessant at man innrømmer å ha tatt feil når man i UVDGM (2006) antok at testorganismer (MS2) og patogener/target-organismer (*Cryptosporidium*) hadde samme sensitivitet for lave bølgelengder (< 240 nm). Man har nå påvist at MS2 inaktiveres i betydelig grad av slike lave bølgelengder, noe som ikke er tilfellet for patogener som *Cryptosporidium* (se Fig. 5-18). Følgelig kan det ha blitt gitt for høy inaktiveringskredit for MP-UV-aggregater når ble valideres etter UVDGM-standard fra 2006 med bruk av MS2 som testorganisme, og uten bruk av dopedet kvartsglass for avskjæring av lave bølgelengder.

Dette misforholdet kan ha gitt uheldige konkurransefordeler for aggregater som er validert etter UVDGM-standard i forhold til aggregater som er validert etter de europeiske standarder der dopedet kvartsglass og avskjæring av lave bølgelengder er et absolutt og lovmessig krav. Validering av det samme UV-aggregatet etter både UVDGM og DVGW-standard har i enkelte tilfeller faktisk gitt nær dobbelt så høy kapasitet/tillatt vannføring når det ble validert etter UVDGM.

Doseberegning etter UVDGM. Mens set-punktmetoden var godt innarbeidet og beskrevet i UVDGM da denne ble utgitt i 2006, hadde man betydelig mindre erfaring med doseberegningsmetoden.

UVDGM (2006) angir som tidligere omtalt en ligning for beregning av UV-dose:

$$RED = 10^a \cdot UVA^b \cdot (S/S_0)^c \cdot (1/Q)^d \cdot B^e$$

der

RED = RED kalkulert fra doseligningen

UVA = UV-absorbans ved 254 nm

S = målt UV-intensitet (UV-sensoravlesning)

S₀ = UV-intensitet ved 100 % lampeeffekt og nye, beleggfriske lamper

Q = vannføring

B = antall lamperekker (banks) i drift

a, b, c, d, e = Modellkonstanter (regresjonskoeffisienter)

Ligningen er rent empirisk, og UVDGM angir ingen begrunnelse eller dokumentasjon på at denne ligningen gir en god tilpasning til valideringsresultatene.

Etter at UVDGM ble utgitt i 2006, er det derfor utført mye FoU angående dosemåling og beregning (CFD), samt ulike aspekter vedrørende reaktorvalidering (Wright et al., 2009). Dette for å få en bedre forståelse av hvordan oppnådde log-reduksjoner og leverte UV-doser (RED) fra et aggregat påvirkes av ulike variabler som vannføring, UV-transmisjon og UV-intensitet.

Disse prosjektene har vist at log-reduksjonen for en gitt UV-T kan uttrykkes ved hjelp av en kombinasjonsvariabel (S/S_0)/($Q \cdot D_L$):

$$\text{Log } I = A' \left[\frac{S}{S_0} \right]^{B'}$$

der D_L = dose per log inaktivering av den aktuelle organismen.

Koeffisientene A' og B' vil være avhengig av vannkvaliteten (UVA; UV-T), og verdien på disse kan bestemmes ut fra valideringsresultatene. Et eksempel er vist nedenfor:

$$\text{Log } I = 10^A \cdot UVA^{B \cdot UVA} \cdot \left[\frac{S}{S_0} \right]^{C+D \cdot UVA+E \cdot UVA^2}$$

Ligningene over innebærer at log-reduksjonen er den samme når verdien på kombinasjonsvariabelen er den samme, dvs. uavhengig av verdiene på enkeltfaktorene (S , S_0 , Q , D_L). Ligningen må kalibreres ut fra valideringsresultatene, der man med fordel kan anvende mer enn én testorganisme, for eksempel MS2 og T1UV bakteriofager. Valideringsrapporten bør da inneholde en analyse som dokumenterer at ligningen evner å prediktere log-reduksjonen av T1UV når den er kalibrert med MS2-valideringsdata, og vice versa. Dette tas som en bekreftelse på at den kalibrerte ligningen også kan

benyttes for å prediktere log-reduksjon også av målorganismer som Crypto, Giardia og virus.

RED kan så beregnes som følger:

$$RED = D_L \cdot \text{Log } I$$

Den Reduksjons-Ekvivalente Dosen (RED) kan altså angis som en funksjon av den anvendte testorganismens sensitivitet (D_L), vannføring (Q), UV-T (UV-A), samt faktisk (S) og initiell lampeeffekt (S_0). Konstantene A , B , C , D og E bestemmes under valideringen (Heath, 2017):

$$RED = \text{Log}(i) \cdot D_L = 10^A \cdot UVA^B \cdot \left[\frac{S}{S_0} \right]^{C+D \cdot UVA+E \cdot UVA^2}$$

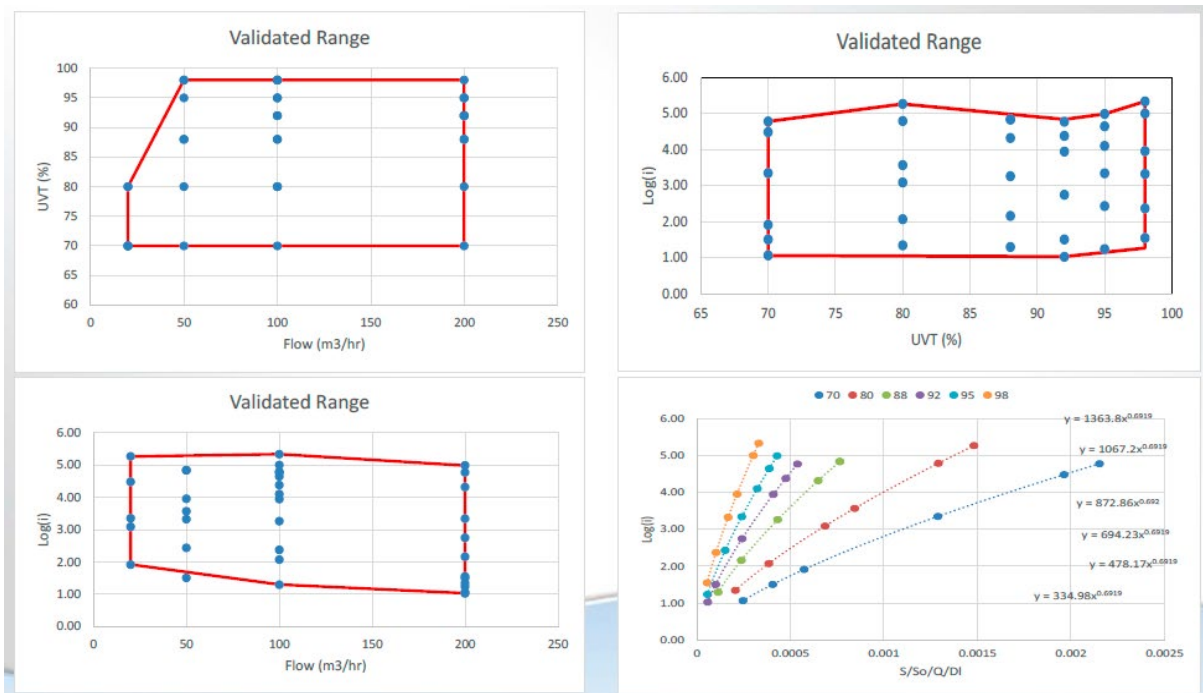
Den nevnte kombinasjonsvariabelen ($S/S_0/QD_L$) for UV-aggregatets ytelse viste seg å gi nøyaktige prediksjoner av RED når den ble anvendt på valideringsdataene. Et eksempel er vist i Figur 5-22, som angir validerte områder og log-reduksjoner ($\text{Log } I$) av et gitt UV-aggregat som funksjon av vannføring, UV-T og den nevnte kombinasjonsvariabelen.

for samarbeid og samkjøring av de ulike valideringsstandarder. Det er derfor viktig med innledende valideringsforsøk, og disse kan gjerne innledes med en CFD-modellering (Computational Fluid Dynamics) for tilpasning til doseberegningsslikningen angitt over. Slike innledende aktiviteter baseres på full lampeeffekt (100 %) og bruk av MS2.

De tre delene i Figur 5-22 viser validert område for UV-aggregatet som er testet. Hvis den målte vannmengden under drift går under validert område er det den laveste validerte vannmengde som blir styrende. På samme måte hvis UV-T går over høyeste validerte verdi er det den høyeste validerte som blir styrende i valideringsdokumentet/godkjenningssertifikatet. Reaktoren vil være utenfor spesifikasjonene dersom vannmengden går ut over validert område (200 m³/h) eller dersom UV-T er mindre enn laveste grense for validert UV-T-10 (70 %).

Valideringstesting er kostbart. Heath (2017) angir at en testing i henhold til UVDGM koster 80 000 – 700 000 USD. Av dette er selve testingen med databearbeidelse og rapportering spesielt arbeidskrevende og kostbar.

Ulike testprosedyrer, ulike testorganismer og ulike tilsetningsstoffer viste seg å representere en utfordring



Figur 5-22. Figuren viser øverst til venstre et plot av testede nivåer for UV-T og vannmengde (flow) under valideringen. Øverst til høyre vises plot av prediktert log-inaktivering som funksjon av UVT. Nederst til venstre vises plot av prediktert inaktivering som funksjon av vannmengde (flow). Nederst til høyre vises sammenhengen mellom inaktiveringsgrad/log-reduksjon (Log i) og en kombinasjonsvariabel ($S/S_0/Q/DL$) for UV-aggregatets ytelse, angitt ved ulike nivåer (70-98 %) for UV-T-10 transmisjon (Heath, 2017)

Kostnadene for oppstilling/installasjon av testutstyret utgjør normalt 5000 – 70 000 USD, laboratoriekostnadene 20 000 – 100 000 USD, og vann- og strømkostnadene 2000 – 100 000 USD. Kostnader til forsendelse/shipping og reise kommer i tillegg.

Samarbeidet som nå er etablert mellom Europa og USA gjør det mulig å validere etter DVGW-standarden i USA

(Portland), og etter UVDGM-standarden i Europa (TZW). Dette kan redusere kostnadene, og muliggjøre validering etter DVGW-standarden også for store UV-aggregater (> 3500 m³/t), noe som ikke var mulig tidligere.

5.7. Konsekvenser av ulike krav i DVGW/ÖNORM og USEPA UVDGM

Det er åpenbart at de forskjellene mellom de europeiske og den amerikanske testprosedyren for UV aggregater vanskeliggjør en direkte sammenlikning mellom aggregater som er testet etter de ulike standarder. At UVDGM i mye større grad åpner for ulike valgmuligheter med hensyn på testbetingelser, gjør det svært viktig å sjekke en del sentrale punkter i beskrivelsen av hvordan valideringstestene er utført, da dette kan gi store utslag på validert kapasitet på aggregatene.

De faktorene som har størst innvirkning på kapasiteten til et UV aggregat, og som det er viktig å kontrollere, er følgende:

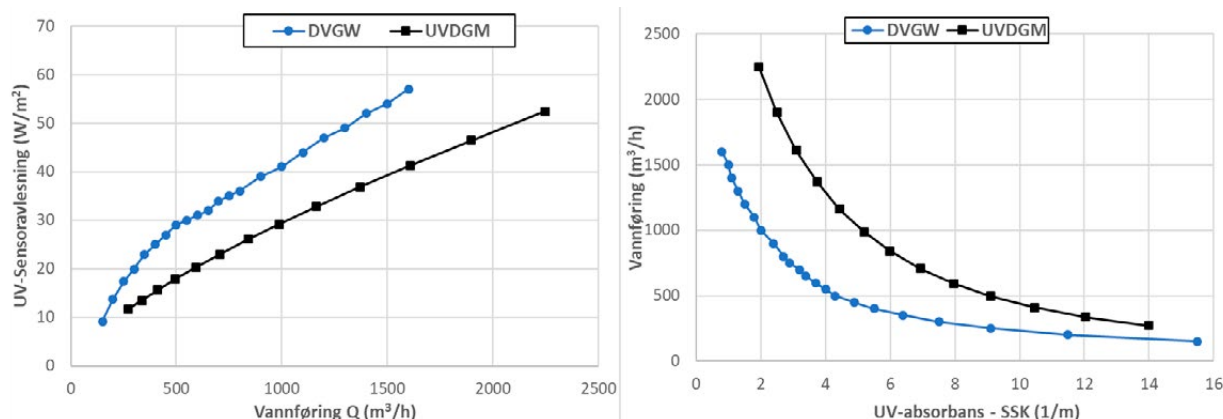
- 1) Ved den biodosimetriske testen skal effekten på lampene reduseres til den effekten de forventes å ha etter endt levetid («end of life time» (e.o.l.) betingelser), for å sikre at aggregatet har tilfredsstillende effekt hele lampenes levetid. For aggregater testet i henhold til ÖNORM/DVGW er dette fastsatt til 30 % (25 % i utkast til fellesnorm), mens UVDGM aksepterer den %-vise reduksjonen som er doku-

mentert av lampeprodusenten i det enkelte tilfelle. Hvilken % reduksjon i effekten på UV lampene som er lagt til grunn her må derfor undersøkes, da man har eksempler på at denne faktoren alene kan føre til en forskjell i kapasitet på mer enn 25 %.

- 2) Testorganismene (biodosimeter) er forskjellige, *B. subtilis* sporer i ÖNORM/DVGW og MS2 i UVDGM testene, men deres følsomhet overfor UV bestråling ved 40 mJ/cm² er ganske lik (ca 2-log inaktivering), slik at dette ikke bør ha noen avgjørende innvirkning på kapasiteten på aggregatene.
- 3) Innløps- og utløpsanordningene bør være representative for de dårligste flow regimer som kan forekomme ved drift.
- 4) Diameteren på flensene som benyttes ved den biodosimetriske testen bør være identiske med det som aggregatet tilbys med i markedet. Er flensdiameteren ulik vil dette påvirke kapasiteten på aggregatet.

Med de beskrevne ulikheter i forsøksbetingelser og krav m.v. som nevnt over, vil UV-aggregater ofte komme ut med høyere kapasitet ved validering etter UVDGM enn etter ÖNORM/DVGW. I spesielle tilfeller kan kapasitetsforskjellen være nær 100 %. Figur 5-23 viser et illustrerende eksempel på dette. Eksempelet er tatt fra et UV-anlegg på et vannverk i Norge, og figuren angir valideringsresultater og validerte kapasiteter for én og samme UV-reaktor validert etter henholdsvis amerikansk (UVDGM) og tysk (DVGW) standard.

Det fremgår av figuren at kapasitetsforskjellen er betydelig, og at den øker med avtagende UV-absorbans (dvs. økende UV-transmisjon) i vannet.



Figur 5-23. Valideringsresultater for én og samme lavtrykks (LP) UV-reaktor, med kapasiteter oppnådd etter UVDGM respektive DVGW standarden.

5.8. Adenovirus og UV-desinfeksjon

Adenovirus tilhører DNA virus og kan overleve lenge utenfor menneskekroppen. Det finnes minst 51 ulike serotyper av Adenovirus, hvorav 17 er vist å gi sykdom hos mennesker (Hilborn et al., 2002). De vanligste symptomene er knyttet til luftveisinfeksjoner hos små barn. Adenovirus type 40 og 41, som gir gastroenteritt (mage-tarm sykdom), vesentlig også hos små barn, er de typene som vanligvis er knyttet til drikkevannsbåren smitte. De serotypene som gir luftveisinfeksjoner gir også infeksjon i tarmen, og det hevdes derfor at de fleste adenovirusinfeksjoner hos små barn skyldes fekal-oral smitte (Yates et al., 2006). En stor virusundersøkelse i USA viste også at opptil 50 % av virusinfeksjonene var asymptomatiske (Horovitz, 2001). De fleste

adenovirusinfeksjoner er selvbegrensende og krever derfor ingen behandling.

Adenovirus som årsak til febril gastroenteritt (mage-tarmsykdom med feber) hos barn ble beskrevet første gang i 1975, og er etter Rotavirus antagelig den vanligste årsaken til febril diaré hos små barn. Den vanligste smitteveien er person-til-person smitte. Det mistenkes at virus, som Adenovirus, rotavirus og astrovirus, blir spredt gjennom drikkevannet, men disse har ikke ført til sykdom i en slik grad at de har blitt registrert som vannbårne utbrudd i Skandinavia. Utbrudd som omfatter bare en avgrenset del av befolkningen, for eksempel barn, er imidlertid vanskelige

å oppdage. Vanligvis kreves det at 10–20 prosent av den utsatte befolkningen rammes før man oppdager et utbrudd (VISK prosjektet, sluttrapport). Adenovirusinfeksjoner er heller ikke meldepliktige i Norge, noe som er en medvirkende årsak til at det ikke foreligger noen oversikt over forekomst av diarésykdom som skyldes slike virus.

På bakgrunn av det foran nevnte antar vi at drikkevannsbåren smitte av Adenovirus sannsynligvis er sjeldent forekommende i Skandinavia. Adenovirus er blant de virus som har størst toleranse overfor UV bestråling, men fordi de fleste barn over 5 år antas å ha opparbeidet immunitet mot dette viruset og at risikoen for

drikkevannsbåren smitte anses som lav, er det ikke fra et folkehelsesynspunkt ansett som et nødvendig tiltak å innføre krav om en UV dose som er 4–5 ganger så høy som kravet i de europeiske standardene. En 3-log inaktivering av Adenovirus krever nemlig en UV-dose på minimum 143 mJ/cm² (USEPA UVDGM, 2006). De fleste amerikanske vannverk med overflatevannkilder behøver imidlertid ikke å forholde seg til UV-dosekravet på 186 mJ/cm² for 4-log inaktivering av virus (les: Adenovirus) som finnes i Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR). Dette fordi de har klordesinfeksjon som sikrer en tilstrekkelig virusinaktivering (Yates et al. 2006).

5.9. Norsk typegodkjenning basert på amerikansk norm

Siden den amerikanske manualen åpner for mange ulike tilpasninger hva gjelder testkriterier, målorganismer, etc. tilpasset det aktuelle vannverkets behov for hygienisk barrierevirkning (log-red) i UV-desinfeksjonstrinnet, har det vært nødvendig å definere noen forutsetninger for å kunne akseptere denne "normen" som grunnlag for den norske typegodkjenningen som administreres av Folkehelseinstituttet (FHI). De viktigste kravene som må oppfylles er følgende:

- Testet UV dose må være minimum 40 mJ/cm² (mWs/cm²)
- MS2 bakteriofag eller *B. subtilis* ATCC 6633 sporer må benyttes som biodosimeter (testorganisme). Disse har en resistens mot UV-bestråling som gjør det mulig å produsere kapasitetstabeller som kan relateres til en UV-dose på 40 mWs/cm² (40 mJ/cm²)
- Dersom UV aggregatene er utstyrt med mellomtrykks-UV lamper, må de biodosimetriske testene utføres med doped kvartsglass, som stenger ute bølgelengder under 240 nm. UVDGM har nå innarbeidet en «aksjonsspekter korreksjonsfaktor» som benyttes i de tilfellene der «doped kvartsglass» ikke er inkludert ved de biodosimetriske testene. (*Guidance for Implementing Action Spectra Correction With Medium Pressure UV Disinfection* (WRF, EPA, Web Report #4376, ISBN 978-1-60573-222-0, 2015). Denne oppdateringen av UVDGM er nærmere beskrevet i kapittel 5.10. Hovedargumentene i USA for ikke å benytte «doped kvartsglass» er energitapet dette medfører, samt sannsynligvis også at Adenovirus, som benyttes som krav for virusinaktivering i USA, er mer følsom for bølgelengder <240 nm enn for bølgelengder >240 nm. Retningslinjer for inklude-

- ring av en aksjonsspekter-korreksjonsfaktor som skal kompensere for ulik sensitivitet mellom testorganismer og målorganismer (target) for ulike (lave) bølgelengder er angitt senere i rapporten (Tabell 5-5). Den norske typegodkjenningen inkluderer, i likhet med resten av Europa, krav om bruk av doped kvartsglass, så det er derfor nødvendig å kreve at en slik korreksjonsfaktor blir inkludert i tester utført i henhold til UVDGM. Dette for å sikre at det tas hensyn til at man i Europa krever bruk av doped kvartsglass for MP-aggregater, for derved å redusere sannsynligheten for dannelsen av uønskede desinfeksjonsbiprodukter, herunder nitritt, som dannes fra nitrat i vannet
- UV aggregatene må testes med en innløpsanordning som inkluderer et «dobbelbend», for å simulere dårligst mulige hydrauliske forhold ("worst case conditions")
- Det må dokumenteres at det desinfiserte vannet til enhver tid har blitt tilført en UV-dose (Reduksjonsekivalent fluence, REF) på minimum 40 mWs/cm² (40 mJ/cm²), ved en bølgelengde på 253.7 nm, basert på en biodosimeter-test. Disse betingelsene skal sikre en 4-log reduksjon av de fleste helserelaterte bakterier som kan overføres via vann, samt en 2-log reduksjon av de fleste vannrelaterte bakteriesporer og parasitter, basert på dagens viten om disse mikrobenes toleranse overfor UV-lys
- Man må følge kravene til antall sensorer som er angitt i DVGW/Ny fellesnorm for DVGW/ÖNORM, noe som er avhengig av wattstyrke på lampene og antall lamper per kammer

5.10. Oppdatering av UVDGM

Som nevnt over er svakhetene i UVDGM (2006) vedrørende doseberegning adressert i rapportutkast (drafts) utgitt av USEPA i mars 2017 og oktober 2018: *"Innovative Approaches for Validation of Ultraviolet Disinfection Reactors for Drinking Water Systems"*.

Hovedhensikten med denne tilleggsrapporten var å presentere nye protokoller for UV-implementering som fremhever fordelene med metoden, og som kan være til hjelp til å redusere kostnadene ved bruk av UV desinfeksjon, samt forenkle implementeringen og driften av slike anlegg. Rapporten ønsker også å klargjøre og oppdatere UVDGM med ny kunnskap og ny teknologi som er fremkommet på UV-området siden publiseringen av UVDGM i 2006. Tilleggsrapporten utdyper enkelte kapitler i UVDGM (2006), og presenterer nye overvåkingsprinsipper for UV-dose, herunder bruk av korreksjonsfaktorer (action spectra correction factors, ASCF) for å korrigere for ulik følsomhet overfor ulike UV-bølgelengder (ulike aksjonsspektra) mellom testorganismer og målorganismer/patogener (Linden et. al. 2015).

Mens UVDGM (2006) beskriver to ulike prinsipper for doseovervåking, nemlig Set-punkt metoden og UV-doseberegningssmetoden (jfr. kap 5.3 og beskrivelsene i kap. 4.7 i Norsk Vann rapport 164/2008: *"Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann"*), beskriver tilleggsrapporten fra USEPA (2017) fem nye og alternative overvåkingsprinsipper for UV-dose. Disse skal ta bedre vare på testorganismers og patogeners ulikheter hva gjelder sensitivitet for ulike UV-bølgelengder, samt det faktum at vanlige UV-sensorer er lite følsomme for lave UV-bølgelengder:

- 1) En UV-dose beregning som benytter en kombinert variabel og UV-T monitor (LP og MP-UV)
- 2) En UV-dose beregning som benytter en kombinert variabel, men uten UV-T monitor (LP og MP-UV)

- 3) En UV-dose beregning med UV-T monitor, og med UV-sensorer som registrerer henholdsvis lave og høye UV-bølgelengder (en UV-sensor for lav bølgelengde med en maksimal følsomhet for bølgelengder under 240 nm, og en UV-sensor for høy bølgelengde med en maksimal følsomhet for bølgelengder nær 260 nm) (Gjelder for MP-UV)
- 4) En UV-dose beregning med sensorer som registrerer lave og høye bølgelengder av UV lys uten bruk av UV-T monitor (Gjelder for MP-UV)
- 5) En hybrid tilnærming med UV-sensorer som registrerer lave og høye bølgelengder av UV lys (MP-UV)

Metode 1: Doseberegning basert på UV-T og en kombinasjonsvariabel. I metode 1 predikteres Log-reduksjonen som funksjon av UV-T og en kombinert variabel, definert som $(S/S_0)/(Q \cdot D_L)$, der D_L er UV-dose pr. enhet log-reduksjon av mikroorganismen. USEPA (2017) anbefaler at ligningen kalibreres ut fra valideringsresultatene med bruk av to ulike testorganismer, MS2 og T1UV bakteriofager - ikke bare ut fra valideringsresultater for MS2 alene. Valideringsrapporten bør da inneholde en analyse som dokumenterer at ligningen evner å prediktere log-reduksjonen av T1UV når den er kalibrert med MS2-valideringsdata, og vice versa. Dette tas som en bekreftelse på at den kalibrerte ligningen kan benyttes for å prediktere log-reduksjon også av målorganismer som Crypto, Giardia og virus. En slik tilnærming har flere fordeler: den eliminerer behovet for én av korreksjonsfaktorene, (RED bias factor) når man bestemmer valideringsfaktoren (VF). Ved bruk av denne doseberegningssmetoden på MP-aggregater anbefaler USEPA (2017) at man anvender en korreksjonsfaktor (ASCF) som angitt/beregnet av Linden et. al. (2015) for å korrigere for ulik bølgelengde-spesifikk sensitivitet/respons mellom test- og målorganismer (se omtalen av metode 3 nedenfor). I tråd med doseligningen angitt over, kan RED her beregnes fra valideringsresultatene som følger:

$$RED = D_L \cdot \log I = D_L \cdot 10^4 \cdot UVA^{B \cdot UVA} \cdot \left[\frac{S}{S_0} \right]^{C+D \cdot UVA + E \cdot UVA^2}$$

Validert dose kan beregnes som følger:

$$D_{VAL} = RED/VF$$

Ved validering av MP-aggregater må valideringsfaktoren VF inkludere en korreksjonsfaktor for aksjonsspektra.

Metode 2: Doseberegning basert på en kombinasjonsvariabel, uten UV-T. I metode 2 predikteres Log-reduksjonen som funksjon av en kombinert variabel definert som $S/(Q \cdot DL)$, der S er UV-intensiteten som måles av UV-sensoren. Online UV-transmisjonsdata inngår ikke i denne beregningsmetoden, og ligningen forutsetter derved at UV-sensoren har en optimal plassering i

UV-aggregatet. Siden UV-T målinger ikke inngår i denne beregningsmetoden for testaggregatets leverte UV-dose, anbefales det at man jevnlig måler vannets UV-transmisjon. Som for metode 1 anbefales det at ligningen kalibreres ut fra valideringsresultatene med bruk av to eller flere ulike testorganismer. Ved bruk av denne doseberegningssmetoden på MP-aggregater anbefaler USEPA (2017) at man anvender en korreksjonsfaktor (ASCF) som angitt/beregnet av Linden et al. (2015) for å korrigere for ulik bølgelengde-spesifikk sensitivitet/respons mellom test- og målorganismer (jfr. pkt. 3 nedenfor).

Metode 3: Doseberegning basert på bruk av UV-transmisjonsmåler og to UV-sensorer, henholdsvis for lave og høye UV-bølgelengder. Metode nr. 3 beskriver en doseberegning basert på bruk av to UV-sensorer: én for lavbølget (< 240 nm) og én for langbølget UV-lys (> 240 nm). UVDGM (2006) angir at valideringsfaktoren (VF) for mellomtrykksaggregater (MP) som utstråler polykromatisk (flerbølget) UV-lys (200-320 nm), må inneholde en egen aksjonsspekter-korreksjonsfaktor (ASCF) som skal korrigere for ulik bølgelengde-sensitivitet (ulike aksjonsspektre) mellom test- og målorganismer. Etter at UVDGM utkom i 2006 er det dokumentert at viktige forskjeller i den bølgelengde-spesifikke responsen mellom testorganismer (e.g. MS2) og målorganismer (e.g. Crypto, Giardia, virus) for UV-bølgelengder under 240 nm. Hvis man anvender en valideringsfaktor (VF) uten noen korreksjonsfaktor for aksjonsspekter (ASCF) for å ta høyde for disse responsforskjellene, så vil doseligningen overestimere log-reduksjonen av målorganismene. I USDGM angis en metode for bestemmelse av ASCF. Denne synes imidlertid å være konservativ for mange MP-reaktorer, og man har derfor utarbeidet oppgraderte tabeller over ASCF som kan anvendes for MP-aggregater, samt anbefalinger for bruk av dosemodeller basert på CFD for beregning av UV-aggregat- og valideringsspesifikke ASCF (Linden et al. 2015). Siden dagens kommersielle UV-reaktorer anvender UV-sensorer som ikke evner å måle bølgelengder under 240 nm, vil Lindens metode for ASCF-beregning ikke gi noen kredit for patogeninaktivering (log-reduksjon) som skyldes bølgelengder under 240 nm.

Som et alternativ til Lindens ASCF-beregninger/tabeller for MP-aggregater, angir USEPA (2017) i sitt rapportutkast at en doseberegningssmetode nr. 3 kan baseres på anvendelse av to ulike UV-sensorer: En for lave UV-bølgelengder (< 240 nm) og én for høye (> 240 nm). Dette for å måle bidraget til inaktivering (log-reduksjon) fra henholdsvis lave og høye UV-bølgelengder. Log-reduksjonsbidraget fra de høye bølgelengdene kan predikteres som en funksjon av vannets UV-T målt ved 254 nm, og en kombinert variabel for høye bølgelengder, definert som $(S_H/S_{OH})/(Q \cdot D_L \cdot ASCF_H)$, der S_H/S_{OH} er lampeytelsen/intensiteten som definert av UV-sensoren for de høye UV-bølgelengder, og $ASCF_H$ er aksjonsspekter-korreksjonsfaktoren for høye bølgelengder. På tilsvarende måte beregnes bidraget til log-reduksjon fra de lave UV-bølgelengder som en funksjon av en lavbølgelengde UV-T (målt ved < 240 nm) og en kombinert variabel for lave bølgelengder, $(S_L/S_{OL})/(Q \cdot D_L \cdot ASCF_L)$, der S_L/S_{OL} er lampeytelsen/intensiteten som definert av UV-sensoren for de lave UV-bølgelengder, og $ASCF_L$ er aksjonsspekter-korreksjonsfaktoren for lave bølgelengder. Den totale inaktiveringen (log-reduksjonen) av en mikrobe kan derved predikteres som summen av bidragene fra de lave og fra de høye UV-bølgelengder. Denne metoden krever to UV-sensorer og UV-transmisjonsmålere (for lave respektive høye bølgelengder). Dette øker kompleksiteten i prosesskontroll og målesystemer, men siden metoden inkluderer inaktiveringsbidragene fra lave bølgelengder (< 240 nm), vil validert kapasitet øke og kostnadene for MP-aggregater avta med en faktor på 2-3 dersom UV-aggregatet valideres/krediteres for Adenovirus (USEPA, 2017). Ved å inkludere lave UV-bølgelengder (< 240 nm) øker imidlertid risikoene for dannelse av uønskede UV-DBP.

Med denne metoden deles UV-aggregatets log-reduksjon i to deler:

$$\text{Log } I = \text{Log } I_H + \text{Log } I_L$$

der Log I_H uttrykker delbidragene fra de høye bølgelengder (> 240 nm), og Log I_L delbidraget fra lave UV-bølgelengder (< 240 nm) til den totale log-reduksjonen.

Følgelig kan RED beregnes som følger:

$$\begin{aligned} \text{RED} &= D_L \cdot \text{Log } I_H + D_L \cdot \text{Log } I_L \\ &= D_L \cdot 10^A \cdot UVA^{B \cdot UVA} \cdot \left[\frac{S_H}{S_{OH}} \right]^{C+D \cdot UVA + E \cdot UVA^2} \\ &\quad + D_L \cdot 10^F \cdot UVA^{G \cdot UVA} \cdot \left[\frac{S_L}{S_{OL}} \right]^{H+I \cdot UVA + J \cdot UVA^2} \end{aligned}$$

For innsetting i ligningen benyttes UVA målt ved 254 nm og ved 220 nm ved beregning av bidraget fra henholdsvis høye og lave bølgelengder.

Dersom man i den biodosimetriske valideringstesten anvender dopede kvartsglass (Type 219) slik at man avskjærer lave bølgelengder under 240 nm, tar man bare hensyn til bidraget fra de høye bølgelengder:

$$RED = D_L \cdot 10^4 \cdot UVA^{B \cdot UVA} \cdot \left[\frac{\frac{S_H}{S_{0H}}}{Q \cdot D_L \cdot ASCF_H} \right] C + D \cdot UVA + E \cdot UVA^2$$

Validert dose kan så beregnes som $D_{VAL} = RED/VF$, der man igjen må inkludere en ASCF for MP-aggregater uten avskjæring av lave UV-bølgelengder. USEPA (2017) anbefaler at man på tilsvarende måte som beskrevet over, deler ASCF-bidragene i to deler, hvorav én for lave UV-bølgelengder ($ASCF_L$) og én for høye ($ASCF_H$):

$$ASCF_L = \frac{\sum_{\lambda=200nm}^{240} P(\lambda) G_{MS2}(\lambda) \Delta\lambda}{\sum_{\lambda=200nm}^{240} P(\lambda) G_x(\lambda) \Delta\lambda} \quad ASCF_H = \frac{\sum_{\lambda=240nm}^{300} P(\lambda) G_{MS2}(\lambda) \Delta\lambda}{\sum_{\lambda=240nm}^{300} P(\lambda) G_x(\lambda) \Delta\lambda}$$

Her er $P(\lambda)$ lampens emisjon av UV-lys med bølglengde λ , målt med 1 nm intervaller i bølglengdeområdet 200 – 300 nm; $G_{MS2}(\lambda)$ er sensitiviteten (aksjonsspekteret) for testorganismen MS2, $G_x(\lambda)$ er sensitiviteten (aksjonsspekteret) for målorganismen (e.g. Adenovirus), og $\Delta\lambda$ angir en inkremental bølglengde på 1 nm. Aksjonsspektra for test- og målorganismer kan finnes fra tabeller (Linden et al., 2015). Det har vist seg at aksjonsspektret for sporer av *Bacillus subtilis*, en vanlig brukt testorganisme i Europa, må brukes med forsiktighet siden dette avhenger av hvordan man preparer stamløsningen (Rochelle et al. 2010).

Tabell 5-4. Korreksjonsfaktorer for aksjonsspektra i MP-aggregater uten avskjæring av lave bølgelengder (Linden et al. 2015).

Mikrobe	$ASCF_L$	$ASCF_H$
Cryptosporidium	3.444	0.950
Giardia	3.444	0.950
Adenovirus	0.211	0.869
MS2	1.000	1.000
T1UV bakteriofag	1.185	0.916
T7 bakteriofag	2.028	0.892
QB bakteriofag	1.060	0.992
T7m bakteriofag	1.780	1.043

Tabell 5-4 viser verdier for lav- og høybølglengde aksjonsspektra-korreksjonsfaktorer for vanlige test- og målorgansimer. MS2 er her brukt som referanse, med ASCF-verdi 1.0.

Metode 4: Doseberegning basert på bruk to UV-sensorer, henholdsvis for lave og høye UV-bølglengder uten UV-T. Metode nr. 4 angir en doseberegningss metode som beskrevet under metode 3 over, men uten

bruk av UV-transmisjonsmålere. Dette forutsetter at UV-sensorene (for lave og høye bølglengder) er optimalt plassert i UV-aggregatet.

Metode 5: USEPA (2017) beskriver også en hybrid doseberegningss metode nr. 5 der bidraget fra høye UV-bølglengder (>240 nm) beregnes som en funksjon av UV-T (254 nm) og en kombinert variabel for høye bølglengder $(S_H/S_{0H})/(Q D_L ASCF_H)$, og der bidraget fra de lave UV-bølglengder beregnes som en funksjon av $(S_L/S_{0L})/(Q D_L ASCF_L)$. Dette forutsetter at UV-sensoren for de lave bølglengder er optimalt plassert innen MP-aggregatet.

USEPAs øvrige anbefalinger. For de ulike doseberegningss metoder gir rapporten (USEPA, 2017) også anbefalinger for følgende:

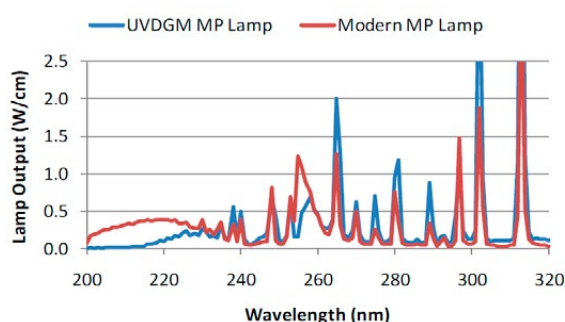
- Planlegging av valideringstesting med spesifisering av grenseverdier for vannføring, UV-T, lampeeffekt/-intensitet, testorganismer, forventede log-reduksjoner, osv.
- Funksjonstesting av installert testaggregat, herunder en kartlegging av forhold som trykktap, energiforbruk, sensoravlesninger, m.v. ved ulike nivåer for vannføring, UV-T, lampepådrag, m.v.
- Biodosimetrisk testing av UV-aggregatet
- Analyse av resultatene
- Valideringsområde/valideringsgrenser
- Utarbeidelse av en valideringsrapport

Rapportutkastet inneholder videre omfattende sjekklister til bruk ved validering av UV-aggregater, anbefalinger for testing/kalibrering av måleutstyr som UV-sensorer og UV-T monitører, preparering av stamløsninger, måling/telling av testmikrober, etc.

5.10.1. Mer om MP-UV og lave bølgelengder

UVDGM (2006) forutsatte at aksjonsspekteret (inaktiveringsbidraget) fra lave UV-bølgelengder (< 240 nm) var nær sammenfallende for testorganismer (MS2) og målorganismer (*Cryptosporidium*). Følgelig konkluderte man med at det ikke var behov for noen korreksjonsfaktor for ulike aksjonsspektra (ASCF) i doseberegningens algoritmer.

I den overnevnte tilleggssrapporten (USEPA, 2017) slår man fast at denne forutsetningen var feil (oversatt til norsk): "Analysen som ligger til grunn for denne konklusjonen var en antagelse om at MP-UV-lamper i liten grad emitterte lys med lavere bølgelengde enn 240 nm".



Figur 5-24. Typiske distribusjoner av emitterte bølgelengder fra en gammel (UVDGM, 2006) og en moderne MP-UV-lampe (Wright et al., 2011).

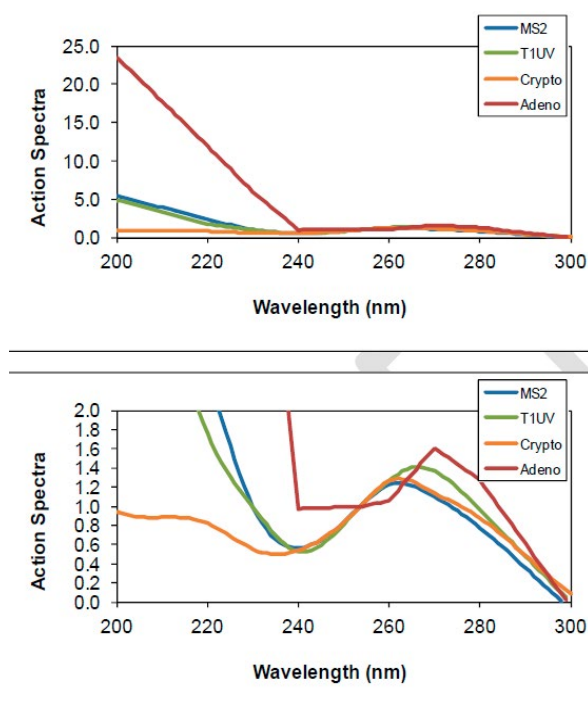
Som vist i Figur 5-24, emitterer dagens moderne MP-lamper betydelig mer lavbølget UV-lys enn det som var tilfellet i 2006 da UVDGM ble utgitt.

Figur 5-25 viser videre at det er betydelige forskjeller i aksjonsspektra (sensitivitet for ulike UV-bølgelengder) mellom testorganismer som MS2 og T1UV bakteriofager og målorganismer som *Cryptosporidium* oocyster og *Adenovirus*. Figuren viser følgende:

- Lave UV-bølgelengder (< 240 nm) bidrar kun marginalt til inaktivering av *Cryptosporidium* oocyster
- Testorganismer som MS2 og T1UV bakteriofager inaktiveres i betydelig grad av UV- bølgelengder < 240 nm
- Adenovirus* er spesielt sensitiv for slike UV-bølgelengder < 240 nm, og inaktiveres i høy grad av slike

Basert på resultatene over, vil det under valideringstesting uansett være behov for å vurdere og korrigere for ulikhetene mellom test- og målorganismenes respons/sensitivitet overfor ulike UV-bølgelengder.

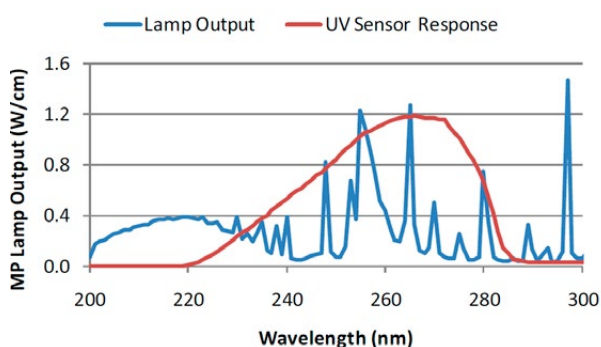
Som et mulig alternativ til et generelt krav om avskjæring av kortbølget UV-lys (< 240 nm) i alle MP-UV-aggregater, kan man tenke seg at eventuelle krav om dette baseres på en lokal og råvannsspesifikk risikoanalyse, dvs. en avveining mellom risikoen for vannbårne sykdomsutbrudd fra mikroorganismer som er sensitive for kortbølget UV-lys (e.g. *Adenovirus*) på den ene siden, og risikoen for dannelselse av uønskede UV-desinfeksjonsbiprodukter (e.g. nitritt) på den andre.



Figur 5-25. Aksjonsspektra for MS2 og T1UV bakteriofager, *Cryptosporidium* oocyster, og *Adenovirus* (USEPA, 2017).

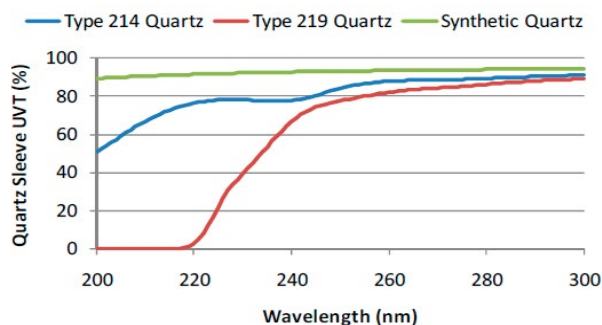
Som vist i Figur 5-25 er Adenovirus betydelig mer sensitivt for lavbølget UV-lys (< 240 nm) enn andre test- og målorganismer, herunder MS2 og *Cryptosporidium oocyster*. Krav om avskjæring av de lave bølgelengder (doped kvartsglass) vil følgelig ha store kapasitetsmessige og økonomiske konsekvenser for anlegg som er pålagt slik virusinaktivering. Hva gjelder MP-UV og lave bølgelengder, skal det nevnes at typiske UV-sensorer heller ikke evner å registrere lave UV-bølgelengder, siden de ikke er sensitive for UV-bølgelengder lavere enn 220 nm (Figur 5-26). Dette vanskeliggjør en verifisering av bidraget fra de lave bølgelengder til den totale desinfeksjonseffekten.

Om disse forholdene sier USEPA (2017) følgende (norsk oversettelse): "Det er signifikante forskjeller i aksjonsspektra (AS) for testorganismer og målorganismer/patogener, både for UV-bølgelengder mindre enn 240 nm og større enn 254 nm. Disse ulikhetene har betydelig innvirkning på korreksjonsfaktoren (ASCF). Basert på forskjellene som er angitt i Figur 5-24 og 5-25 er ASCF for MS2 relativt til *Cryptosporidium* beregnet til 1.78. Følgelig vil kapital- og driftskostnadene for et UV-anlegg øke tilsvarende."



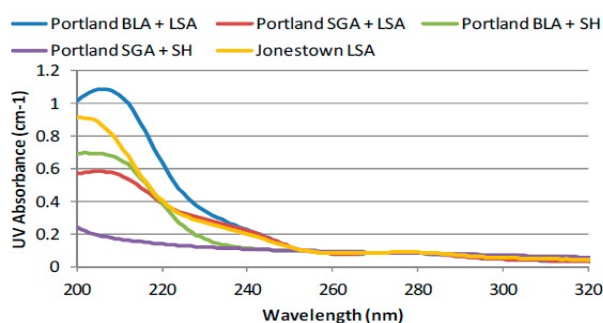
Figur 5-26. Distribusjon av emiterte bølgelengder fra en moderne MP-UV-lampe, med typisk respons fra en UV-sensor (Wright et al., 2011).

Lavbølget UV-lys kan avskjæres ved bruk av spesielle (doped) kvartsglass, og Figur 5-27 viser hvordan transmisjonen av lave UV-bølgelengder påvirkes av typen kvartsglass. Som vist gir Type 219 kvarts en nær fullstendig avskjæring av bølgelengder lavere enn 220 nm, mens syntetisk kvarts kun gir en marginal avskjæringseffekt.



Figur 5-27. UV-transmisjon gjennom tre ulike typer kvartsglass (USEPA, 2017, etter Linden et al., 2015).

Under valideringstesting tilsettes normalt et UV-absorberende stoff (humus, kaffe, lignosulfonat, etc) for å få ønsket vannkvalitet (UV-T) under testingen. Figur 5-28 viser hvordan ulike og vanlig anvendte UV-absorberende stoffer har ulik absorpsjonseffektivitet for lavbølget UV-lys.



Figur 5-28. Ulike UV-absorberende tilsetningsstoffer gir ulik absorpsjon av lavbølget UV-lys, selv med konstant UV-T-10 = 80 % (USEPA, 2017, etter Linden et al., 2015).

UVDGM krever at man anvender en korreksjonsfaktor (ASCF) i doseberegningsskemaet for MP-UV-reaktorer. Denne skal korrigere for usikkerheter i testen, herunder ulikhetene mellom test- og målorganismer når det gjelder sensitivitet overfor ulike UV-bølgelengder.

Total germicidal (bakteriedrepende) effekt fra en UV-lampe utgjøres av produktet av utstrålt lampeeffekt for en bølgelengde og sensitiviteten i en mikroorganisme for den samme bølgelengde, summert over alle utstrålte UV-bølgelengder.

$$P_G = \sum_{\lambda=200nm}^{320} P(\lambda)G(\lambda)\Delta\lambda$$

der P_G = Bakteriedrepende (germicidal) lampeeffekt overfor en gitt organisme

$P(\lambda)$ = Lampeeffekt ved en bestemt aktuell bølgelengde

$G(\lambda)$ = Mikrobens sensitivitet (inaktiveringsgrad) for denne bølgelengden

Følgelig kan ASCP beregnes som total inaktiverende effekt overfor testorganismen relativt til målorganismen, eksempelvis for MS2 relativt til Crypto:

$$ASCP = P_{G-MS2}/P_{G-Crypto}$$

Korreksjon for lavbølget lys fra MP-aggregater. Etter over tre års arbeid utgav Water Research Foundation i 2015 ut en veileder (WRF, 2015) for korreksjon av ulikheter i sensitivitet for lave UV-bølgelengder (ulike aksjonsspektra) mellom testorganismer og patogener. Hovedhensikten med veilederen var følgelig å korrigere for de dokumenterte ulikheter i UV-toleranse hos testorganismer (biodosimetre, for eksempel MS2) og patogene mikrober (for eksempel *Cryptosporidium*), overfor bølgelengder under 240 nm, dvs. for MP-UV aggregater.

Tabell 5-5 angir kriterier for implementering av en korreksjonsfaktor for bidraget fra de lave bølgelengdene. Det fremgår av Tabell 5-5 at man kan korrigere for bidraget til inaktiveringseffekt (log-reduksjon) fra de lave UV-bølgelengder (< 240 nm) ved bruk av en korreksjonsfaktor (ASCF), bare under spesielle forutsetninger:

- 1) Bidraget fra lave bølgelengder (< 240 nm) kan ikke inkluderes i UV-doseberegningen for inaktivering av målpatogener (target organisms) som *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus, eller i tabeller for aksjonsspekter-korreksjonsfaktorer (ASCF)
- 2) Bidraget kan inkluderes i beregningsmodeller for UV-dose for inaktivering av målpatogener (target organisms) som *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus dersom doseberegningssmodellen tar hensyn til endringer i UV-lampens emisjonsspektrum grunnet aldring og belegg, og dersom man overvåker avgitt lampeeffekt (output) og vannkvalitet (UV-absorbans) for bølgelengder < 240 nm
- 3) I nye valideringer for inaktivering av målpatogener (target organisms) som *Cryptosporidium* og *Giardia*, skal bidraget fra de lave UV-bølgelengder avskjæres eller minimaliseres ved bruk av dopede kvartsrør og valg av vannkvalitet/UV-absorpsjonsmedium (humus, kaffe, etc) under valideringstestene
- 4) I nye valideringer for inaktivering av målpatogener (target organisms) som *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus, kan bidraget fra de lave UV-bølgelengder inkluderes i doseberegningen dersom man overvåker avgitt lampeeffekt (output) og vannkvalitet (UV-absorbans) for bølgelengder < 240 nm

Tabell 5-5. Kriterier for aksjonsspektra-korreksjon for lave UV-bølgelengder (Water Research Foundation, 2015)

Low wavelength disinfection implementation approaches

Approach	Target Pathogen	Include Wavelengths <240 nm in Disinfection Calculation	Site Specific Water Quality	Monitoring ¹
Generic ASCF Tables	Cryptosporidium, Giardia and virus	No	No	No additional monitoring
CFD-I UV reactor-specific modeling	Cryptosporidium and Giardia	No	No	No additional monitoring
	Cryptosporidium, Giardia and virus	Yes w/aging and fouling ²	No	Additional monitoring
	Cryptosporidium, Giardia and virus	Yes w/aging and fouling ²	Yes	Additional monitoring
New Validations	Cryptosporidium and Giardia	Eliminated/minimized with sleeve, water quality, and UV absorber selection	No	No additional monitoring
	Cryptosporidium, Giardia and virus	Yes	Yes	Additional monitoring

1) Monitoring should include measurement of lamp output and water absorbance at wavelengths below 240 nm if either wavelengths below 240 nm or site-specific water quality is included in CFD-I modeling of new validations.

2) CFD-I modeling should account for changes in lamp emission spectra due to aging and fouling if action below 240 nm is included.

5.10.2. For eller mot lave UV-bølgelengder

Man kan se problemstillingene knyttet til lave bølgelengder på ulike måter og fra ulike ståsteder:

- 1) Det blir utvilsomt feil når man krever doped kvartsglass for avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm) og samtidig godkjenner en biodosimetrisk validering med testorganismer (for eksempel MS2) som har en avvikende sensitivitet for lave bølgelengder (action spectra) i forhold til aktuelle patogener/målorganismer (for eksempel *Cryptosporidium*). Dette forholdet kan – og har medført – at UV-aggregatet testet etter UVDGM har blitt kreditert for høye kapasiteter, noe man har sett eksempler på både i Norge og Sverige. Følgelig kan det samme UV-aggregatet under ellers like forhold krediteres betydelig høyere kapasitet når det er testet/validert etter UVDGM enn etter DVGW eller ÖNORM, noe som kan være konkurransevridende. Under utarbeidelsen av USEPAs UVDGM ble det antatt at MS2 og *Cryptosporidium* hadde nær identiske action spektra for lave bølgelengder, noe man senere har påvist ikke er tilfellet. Dette innebærer at UV-aggregater som er validert etter UVDGM uten bruk av doped kvartsglass, ikke bør godkjennes i land som krever bruk av doped kvartsglass slik tilfellet er i Norge, uten at man har redusert kapasiteten med en korreksjonsfaktor som bestemmes ut fra forskjellene i sensitivitet for lave bølgelengder (action spectra) for test- og targetorganismer.
- 2) I USA har man valgt å la det lite UV-sensitive Adenoviruset være bestemmende for kravet til UV-dose (fluens), noe som innebærer krav om en høy UV-dose (140 mJ/cm^2). *Adenovirus* er imidlertid sensitivt for lave bølgelengder (< 200 nm), og det vil derfor ha så vel hygieniske, sikkerhetsmessige og ikke minst økonomiske konsekvenser dersom man krever doped kvartsglass for avskjæring av slike lave bølgelengder. Lave bølgelengder ønskes i utgangspunktet fjernet fordi det kan medføre dannelse av uønskede UV-desinfeksjons-biprodukter som eksempelvis nitritt, bromat, etc.
- 3) I Norge anses befolkningen å ha vært så eksponert for *Adenovirus* i barnehager, skoler, etc at man i stor grad har utviklet resistens. Følgelig er det her til lands krav om å dimensjonere UV-anlegg for en lavere dose, 40 mJ/cm^2 .
- 4) Man kan selvsagt stille spørsmålet om risikoen for dannelse av UV-desinfeksjonsbiprodukter normalt er så lav at man heller burde søke å anvende også bidraget fra de lave bølgelengder (< 200 nm) til desinfeksjonsformål, dvs. la være å anvende doped kvartsglass. Svaret på dette spørsmålet kan muligens ligge i risikoanalyser.

I Norge kreves bruk av doped kvartsglass for å avskjære lave bølgelengder i MP-UV aggregater. Folkehelse-instituttet (FHI) har i sin godkjenningsspraksis normalt lagt inn en kapasitetsreduksjon på 20 – 30 % for MP-UV-aggregater som er validert etter UVDGM uten bruk av doped kvartsglass. Reduksjonen er basert på leverandørens egen fremlagte dokumentasjon. Det kan synes som om denne prosentsatsen er for lav, jevnfør USEPAs beregninger over som viser at lave bølgelengder < 240 nm bidrar til en 78 % høyere inaktiveringskreditt for testorganismen MS2 i forhold til målorganismen *Cryptosporidium*. Dette forholdet indikerer også noe av årsaken til at ett og samme MP-UV-aggregat har fått en godkjent kapasitet som er nær 100 % høyere ved UVDGM-validering enn ved DVGW-validering, slik vi har eksempler på i Norge.

Utviklingen synes å være at den europeiske standarden går i retning av økt rigiditet med utgangspunkt i "worst-case-conditions", men også i retning av å forenkle sammenligningen av UV-reaktorer. Den amerikanske standarden legger mer vekt på å opprettholde fleksibilitet og fokusere på spesifikke målorganismer, noe som kan vanskeliggjøre direkte sammenligninger av ulike UV-aggregater.

6. UV-DESINFEKSJONSBIPRODUKTER (UV-DBP)

UV-desinfeksjon anses å danne minimalt med biprodukter sammenlignet med alternative desinfeksjonsmidler som klor og ozon. De biprodukter som dannes som følge av UV-desinfeksjon omfatter i første rekke bromat og nitritt, og i mindre grad trihalometaner (THM), halogenerede eddiksyrer (HAA), aldehyder, karboksylsyrer, og enkelte andre forbindelser, hvorav noen kan være gentoksiske. Dannelse av biprodukter fra UV-desinfeksjon knyttes primært til UV-lys med lave bølgelengder (< 240 nm). UV-desinfeksjon i normale doser (40 mJ/cm²) og med dopede glass for avskjæring av lave bølgelengder anses derved ikke å danne desinfeksjonsbiprodukter (DBP) eller å endre vannets biologiske stabilitet i særlig grad.

De absolutte krav i DVGW om avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm) og bruk av dopede glass kan ses i sammenheng med den høye andelen av grunnvannsforsyning og den tilhørende risikoen for dannelse av nitritt fra grunnvannets nitratinnhold, som ofte kan være signifikant i Tyskland. I land med liten grad av grunnvannsforsyning, eksempelvis Norge med 85 % forsyning fra overflatevann, vil nitrat-nitrittproblemet ofte være av mindre betydning. Virusproblematikken kan dog være mer signifikant, og ved å avskjære de lave UV-bølgelengder i MP-UV-aggregater utnyttes ikke disse bølgelengders signifikante bidrag til virusinaktivering (jfr. for eksempel Fig. 5-25).

Vannets biologiske stabilitet, målt som innholdet av assimilerbart organisk karbon (AOC), vil normalt ikke påvirkes i særlig grad av desinfeksjon med LP-UV (Ijpelaar et al. 2007). Analyse av vannprøver før og etter UV-trinnet i norske vannbehandlingsanlegg med LP- eller MP-lamper viste heller ingen signifikant økning i innholdet av bionedbrytbart organisk karbon (BDOC)

etter en UV-desinfeksjon med biodosimetrisk validerte doser på 40 mJ/cm² (Eikebrokk, 2016).

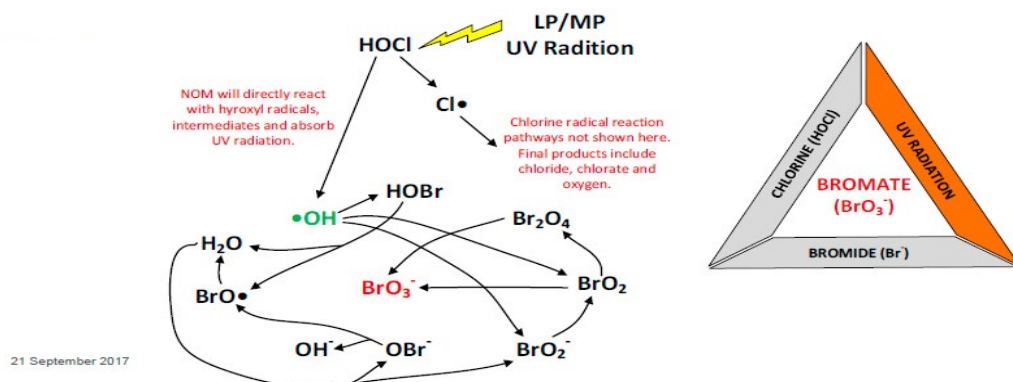
Det finnes imidlertid tilfeller der det er rapportert om økt andel bionedbrytbart organisk stoff (AOC) og økt biofilmdannelse etter LP-UV-desinfeksjon på et vannverk i Nederland (Bruins et al. 2017). På dette anlegget var UV-trinnet opprinnelig plassert som siste prosessstrinn. Vannbehandlingen var omfattende, med koagulering, sedimentering, GAC-filtrering og langsomfiltrering før UV-trinnet. UV-desinfeksjonen (40 mJ/cm²) ga her betydelig grad av gjenvekst og biofilmdannelse i vannet. Problemet ble løst ved å flytte UV-trinnet foran langsomfilteret, samt å installere to seriekoblede UV-reaktorer, hver med en levert UV-dose på 20 mJ/cm².

En omfattende kartlegging av dannelsen av UV-desinfeksjonsbiprodukter ble foretatt ved et vannverk i UK (Thomas and Bec, 2017). Anlegget benyttet klor for oksidasjon av mangan i sandfiltre, og man ønsket å bruke UV i høye doser (145 mJ/cm²) for å oppnå 3-log inaktivering av clostridier. Med såpass høye UV-doser, ønsket man å undersøke omfanget av dannede UV-desinfeksjonsbiprodukter. Dette ble gjort i form av en rekke systematiske tester med ulike nivåer for klordose og UV-dose.

Aktuelle UV-DBP og noen av resultatene er presentert i Tabell 6-1 nedenfor. Råvannets bromidinnhold varierte innenfor området 60 – 120 µg Br/L, og man anså bromatdannelse som den største risikofaktoren. Klor vil oksidere bromid til hypobromsyre (HOBr) og hypobromitt (OBr⁻), og ved eksponering for UV-lys vil bromat (BrO₃⁻) kunne dannes via et komplekst sett av reaksjoner som også omfatter svært reaktive hydroxylradikaler og klorradikaler (Figur 6-1).

Tabell 6-1. UV-desinfeksjonsbiprodukter (UV DBP), deres forløpere (Precursor), lovpålagte grenseverdier (PCV) og vurderte risikonivåer (Thomas and Bec, 2017).

UV DBP	Precursor	PCV	Risk
Bromate	Bromide	10 µg/L	High
Nitrite	Nitrate	0.1 mg/L	Medium
DCA (HAA)	TCE/PCE	50 µg/L (WHO)	Low
TCA (HAA)	TCE/PCE	200 µg/L (WHO)	Low
Aldehydes	Organic material		Low
Carboxylic Acid	Organic material		Low
Benzene	Organic material	1 µg/L	Low
Toluene	Organic material	200 µg/L	Low
THMs	Organic material	100 µg/L	Low
Chloropicrin, Bromopicrin, Cyanogen, Chloral Hydrate	Organic material, bromide, nitrate		Low



Figur 6-1. Bromatdannelse ved klorering og UV-bestråling av bromidholdig vann (Thomas and Bec, 2017).

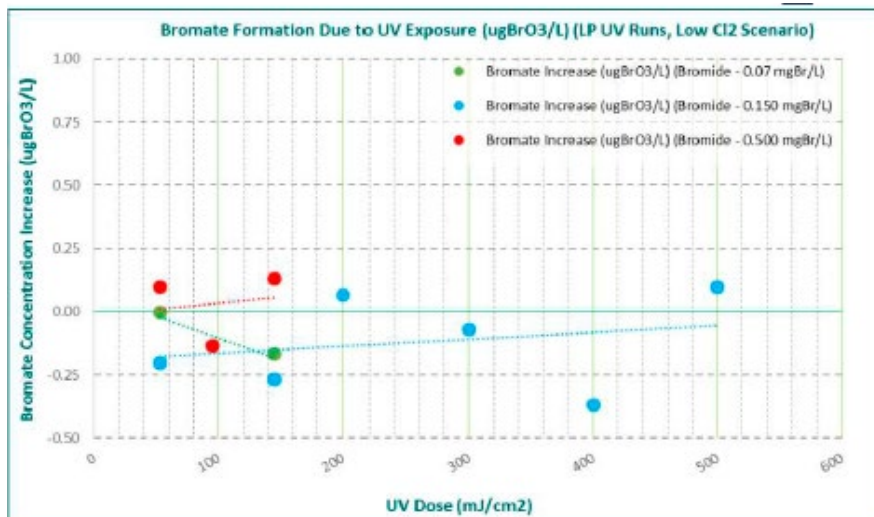
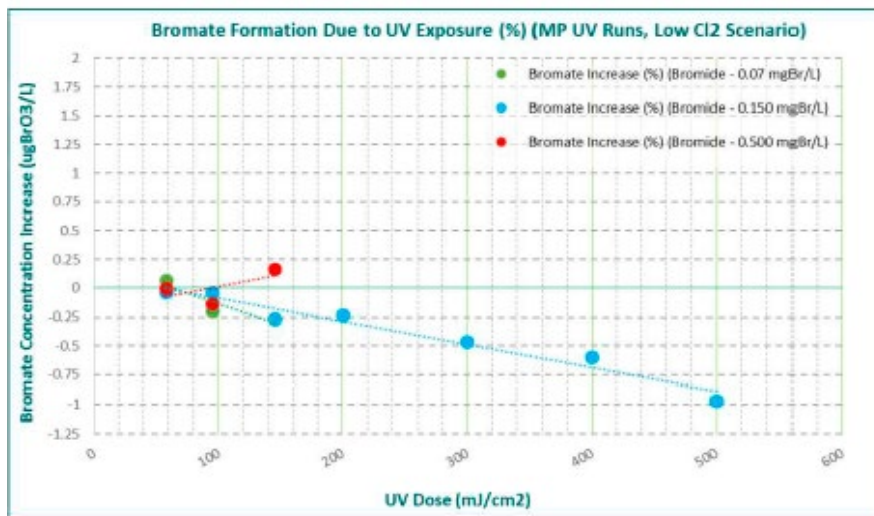
Figur 6-2 viser hvordan bromatinnholdet ble påvirket av UV i doseområdet 60–500 mJ/cm². Resultatene er vist for råvann med bromidinnhold på 70, 150 og 500 µg/L, ved bruk av MP-lamper (øverst) og LP-lamper (nederst), og for den laveste klordosen (1 mg Cl₂/L). Figur 6-3 viser tilsvarende resultater, men her med bruk av den høyeste klordosen (2 mg Cl₂/L). Resultatene viser at bromatdannelsen i relativt liten grad påvirkes av UV-dosen. Unntaket er for råvannet med det høyeste bromidinnholdet (500 µg/L).

Figur 6-4 viser at trihalometaner (THM) i liten grad ble påvirket av en UV-bestråling med dose 145 mJ/cm². Resultatene er her kun vist for den laveste klordosen (1 mg Cl₂/L). MP-UV ga en reduksjon i THM-innhold på 10 - 12 %, mens LP-UV i samme dose (145 mJ/cm²) ga en økning på 5 - 7 %.

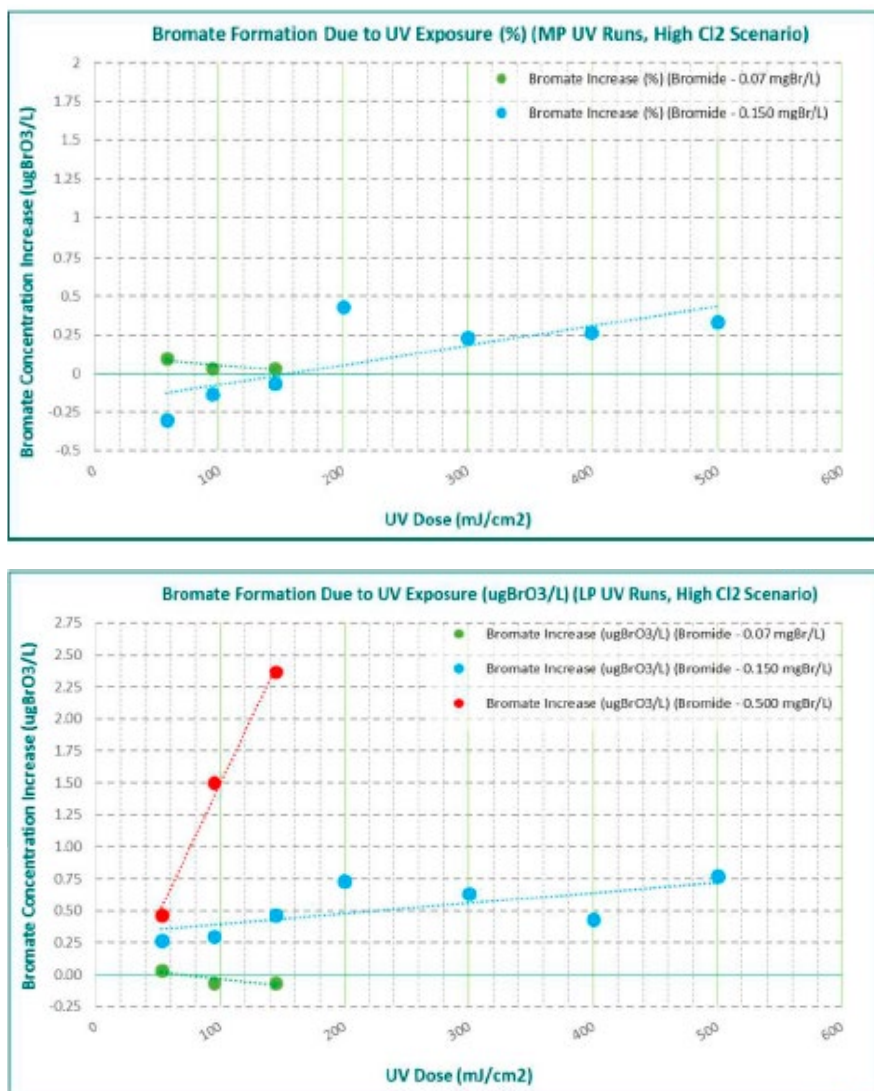
Figur 6-5 viser tilsvarende resultater for halogenerte eddiksyre (HAA). Innholdet av di- og trikloreddiksyre synes i betydelig større grad enn for THM å bli påvirket

av UV-eksponeringen. For dikloreddiksyre fant man en konsentrasjonsøkning på 24 – 33 % etter MP-UV, og 65 – 75 % etter LP-UV. For trikloreddiksyre var tallene henholdsvis 28 – 36 % og 52 – 64 %.

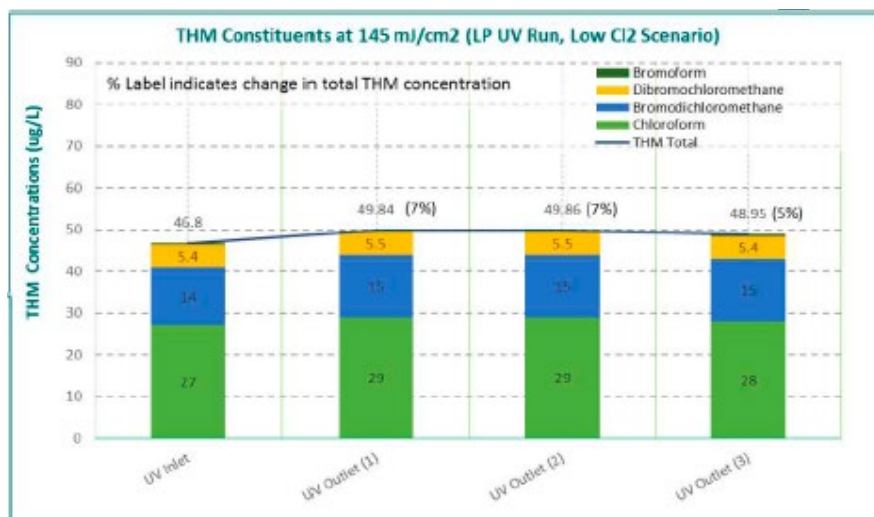
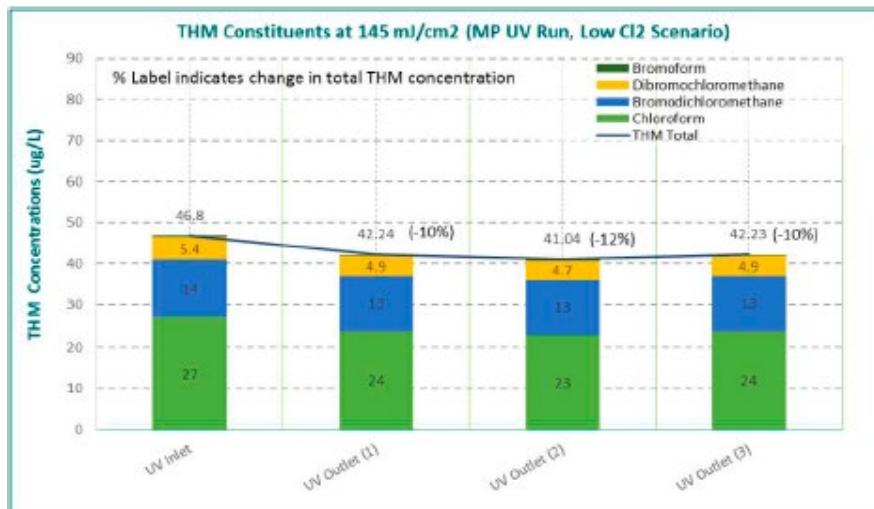
For andre bestanddeler viser Figur 6-6 hvordan UV-behandlingen påvirker innholdet av klorohydrat og kloropicrin. For klorohydrat fant man en konsentrasjonsøkning på 75 – 79 % etter MP-UV-eksponering, mens man etter LP-UV fikk en reduksjon på 6 – 15 %. Det bør imidlertid her påpekes at usikkerheten (standardavviket) for klorhydratanalysen i innløpsvannet til LP-UV-aggregatet var svært høyt, og at nivåene av klorohydrat var høyere etter LP-UV enn etter MP-UV. For kloropicrin fant man en konsentrasjonsøkning på 80 – 86 % etter MP-UV-eksponering, mens man etter LP-UV fikk en reduksjon på 16 – 29 %. Nivåene av kloropicrin var betydelig lavere etter LP-UV enn etter MP-UV.



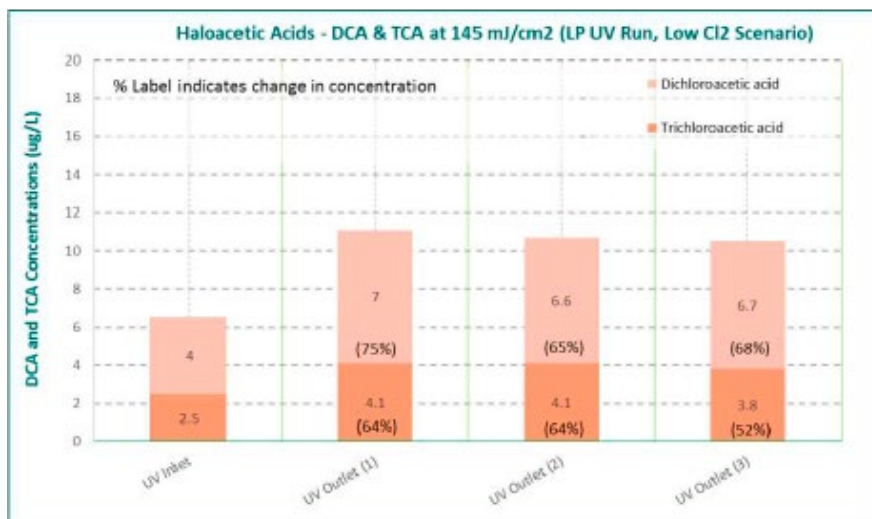
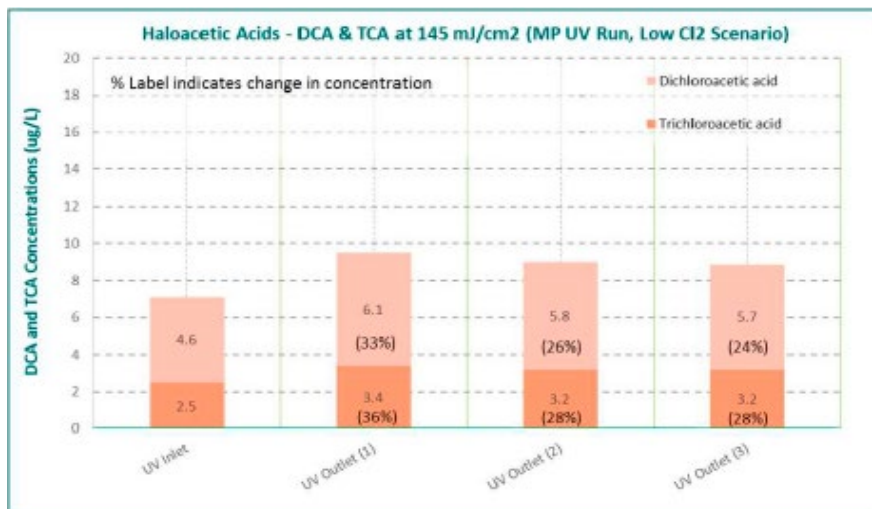
Figur 6-2. Endring i bromatinnhold etter UV-dosering på 50-500 mJ/cm² ved bruk av MP-UV (øverst) og LP-UV (nederst). Råvannets bromidinnhold: 70, 150 og 500 µg/L; Lav Cl₂-dose: 1 mg/L (Thomas and Bec, 2017).



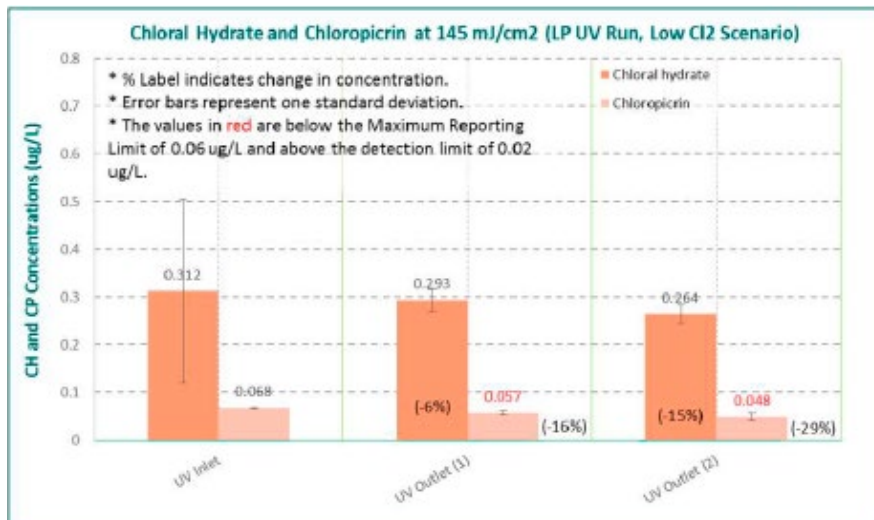
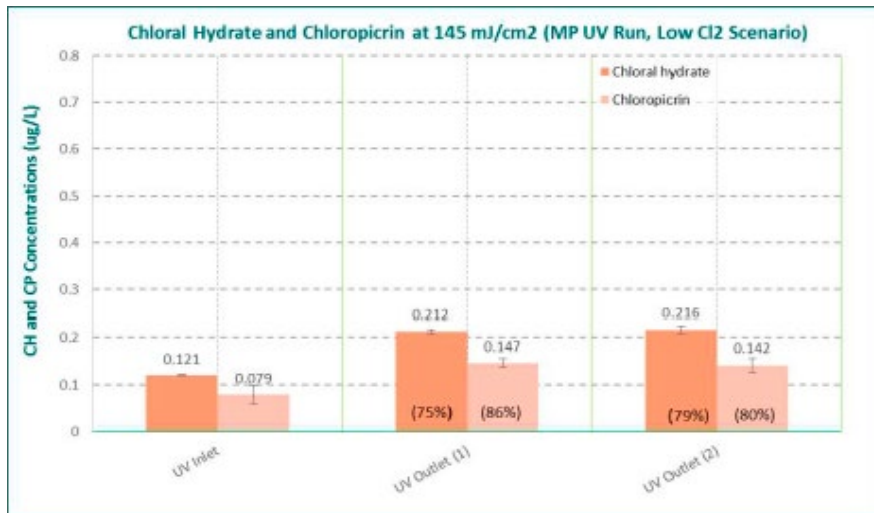
Figur 6-3. Endring i bromatinnhold etter UV-dosering på 50 – 500 mJ/cm² ved bruk av MP-UV (øverst) og LP-UV (nederst). Råvannets bromidinnhold: 70, 150 og 500 µg/L; Høy Cl₂-dose: 2 mg/L (Thomas and Bec, 2017).



Figur 6-4. Effekt av MP-UV (øverst) og LP-UV (nederst) på innhold av trihalometaner (THM). Cl₂-dose: 1 mg/L; UV-dose: 145 mJ/cm² (Thomas and Bec, 2017).



Figur 6-5. Effekt av MP-UV (øverst) og LP-UV (nederst) på innhold av halogenerte eddiksyre (di- og trikloreddiksyre). Cl₂-dose: 1 mg/L; UV-dose: 145 mJ/cm² (Thomas and Bec, 2017).



Figur 6-6. Effekt av MP-UV (øverst) og LP-UV (nederst) på innhold av klorohydrat og kloropicrin. Cl₂-dose: 1 mg/L; UV-dose: 145 mJ/cm² (Thomas and Bec, 2017).

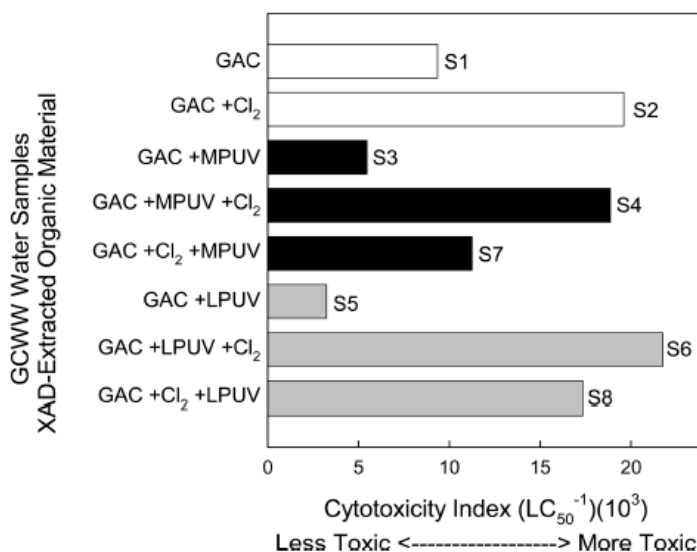
Tabell 6-2 gir en oppsummerende oversikt over de påviste UV-DBP, sammen med viktige faktorer som styrer dannelsen av disse.

Tabell 6-2. UV-desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP). Klordose: 1 eller 2 mg Cl₂/L; UV-dose 145 mJ/cm² med LP eller MP (Thomas and Bec, 2017).

DBP Risk	Formation Factors
Bromate	- High chlorine and bromide cause higher bromate formation - MP UV typically formed less bromate when compared to LP UV for this source water - MP UV under low chlorine conditions removed bromate
Nitrite	No nitrite was formed during the trials
HAAs	- LP and MP UV increased HAA formation - Highest formation was during the LP UV trial treating low chlorine water
THMs	- For high chlorine water THM formation increased significantly for both LP UV and MP UV - For a low chlorine water MP UV reduced the THM formation
Emerging DBPs	LP UV decreased the concentration of both emerging DBPs whilst MP UV increased the concentration
Benzene & Toluene	No benzene or toluene formation occurred

Gentoksisitet. Martijn et al. (2015) rapporterte at MP-UV desinfeksjon i likhet med klordesinfeksjon av nitratrike vanntyper kan medføre dannelsen av gentoksiske stoffer, målt via Ames test. Dannelsen av slike stoffer (Ames-testresponen) ble imidlertid redusert betydelig etter en reduksjon av vannets innhold av nitrat og DOC.

Plew et al. (2012) studerte dannelsen av cyto- og gentoksisitet for LP-UV og MP-UV-desinfeksjon alene, samt for ulike kombinasjoner av klor- (1,7 – 4,3 mg/L) og UV-desinfeksjon (300 mJ/cm²) av koagulert, sedimentert, sandfiltrert og GAC-filtrert vann fra Ohio River (0,9 – 1,0 mg TOC/L; 95,9 % UV-T-10). MP-UV-lampene var ikke utstyrt med dopede kvartglass, slik at utstrålte UV-bølgelengder var i området 185 – 280 nm. Resultatene (Figur 6-7) viste at LP-UV desinfeksjon alene kun ga marginal dannelsen av slike stoffer, selv med de høye UV-doser som her ble anvendt. Også MP-UV dannet mindre slike stoffer enn GAC-behandlet vann (uten etterfølgende UV). Klor alene, og LP-UV eller MP-UV i kombinasjon med etterfølgende klorering ga betydelig større dannelsen. Klorering kombinert med etterfølgende UV-desinfeksjon syntes å gi lavere dannelsen, særlig ved bruk av MP-UV. Vannets nitratinhold ble angitt som en mulig årsak til dannelsen av gentoksiske stoffer ved kombinert UV- og klordesinfeksjon, selv om det GAC-filtrerte vannets nitratinhold her var relativt lavt (1 mg/L). Det ble observert en viss nitritt-dannelsen (0,12 mg/L) som følge av MP-UV desinfeksjonen.



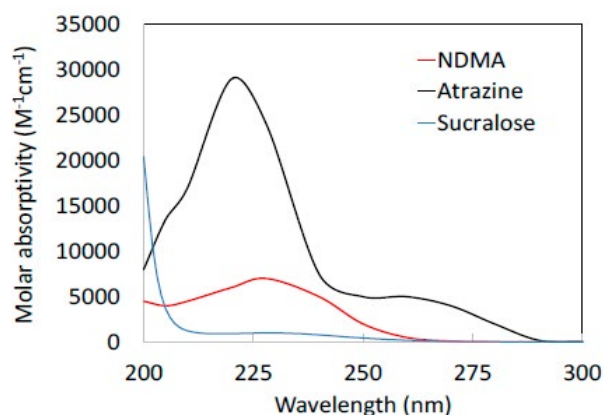
Figur 6-7. Målt gentoksiske aktivitet (Ames test) etter desinfeksjon med LP-UV, MP-UV (udoped glass) og klor, samt kombinasjoner av slike desinfeksjonsmetoder anvendt på koagulert, sedimentert, sandfiltrert og GAC-filtrert vann fra Ohio River (Plewa et al., 2012)

Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP). Flere typer av mikroforurensninger i drikkevann (e.g. pesticider, lukt-/smakstoffer) fjernes kun i liten grad i konvensjonell vannbehandling. Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) der UV kombineres med oksidasjonsmidler som hydrogenperoksid, ozon, klor, m.fl. slik at det dannes kraftige og svært reaktive radikaler, har imidlertid vist

seg effektive overfor mange mikroforurensinger. En ulempe med AOP er at det kan dannes uønskede og ofte helsemessig betenkelig reaksjonsprodukter, samt bionedbrytbar organisk karbon som kan lede til uønsket biologisk vekst på nettet.

AOP basert på UV og peroksid anvender gjerne UV-doser i området 500 – 1000 mJ/cm² og H₂O₂-doser i området 5 – 10 mg/L. Hydrogenperoksid er et dyrt kjemikalium, og man anvender derfor ofte høye UV-doser, mens H₂O₂-dosen minimaliseres. Siden bare en andel av tilsatt peroksid reagerer, må restinnholdet av peroksid måles og fjernes. Dette kan oppnås med en etterfølgende GAC-filtrering, eller ved tilsats av natriumbisulfitt eller klor. Støkiometrisk trengs det 2.1 mg Cl₂ for å bryte ned 1 mg H₂O₂ til O₂, Cl⁻ og vann. Monitører for måling av peroksidinnhold er normalt ikke veldig nøyaktige, og det er følgelig en utfordring å kunne måle restinnholdet av peroksid godt nok til å kunne operere med en tilpasset klordose til enhver tid (Hofmann, 2017).

Det er også påvist at relativt høye doser av UV alene i noen grad kan ødelegge mikroforurensninger som eksempelvis NDMA og atrazin. Dette kan skje fordi disse stoffene absorberer energi i form av UV-lys i bølgelengdeområdet 200 – 250 nm (Figur 6-8).



Figur 6-8. Mikroforurensninger som NDMA og spesielt atrazin kan absorbere energi i form av UV-lys og dermed brytes ned (Hofmann, 2017)

Siden MP-lamper emitterer UV-lys i et bølgelengdeområde (200 – 250 nm) som absorberes av flere aktuelle mikroforurensninger, anses MP-anlegg (uten dopede glass) mer effektive enn LP-anlegg for slike AOP-formål. Men utformingen av selve UV-aggregatet kan påvirke dette bildet (Hofmann, 2017), og effektene er mindre dersom man anvender LP-lamper, eller MP-lamper med dopede kvartsglass med avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm). Dannelsen av gentoksiske stoffer vil dog kunne være betydelig ved anvendelse av slike avanserte oksidasjonsprosesser, særlig ved bruk av MP-UV på vann med høyt nitratinhold (Martijn et al., 2015).

7. TEKNOLOGISK UTVIKLING

7.1. Konvensjonelle UV-lamper

Tabell 7-1 viser typiske data for lavtrykkslamper og mellomtrykkslamper. Det fremgår av tallene at MP-lampene emitterer polykromatisk lys over et bredt bølgelengdeområde (200 – 300 nm), at gasstrykket og driftstemperaturen er betydelig høyere, at energiforbruk og utstrålt effekt pr. lengdeenhet av UV-lampen er betydelig høyere, men at energieffektiviteten/energiutnyttelsen er lavere, enn for LP-lamper. En viktig grunn til

at mange velger MP-lamper, er den høye utstrålte effekten og det lave lampeantallet man trenger for å levere en gitt UV-dose med slike lamper. Følgelig blir plassbehovet betydelig lavere ved bruk av MP-lamper, og slike UV-trinn kan derved lettere tilpasses til eksisterende anlegg og bygningsmasse.

Tabell 7-1. Typiske egenskaper for ulike typer UV-lamper (Linden and Hull, 2017).

Parameter	Low-pressure	Low-pressure High-output	Medium-pressure
Germicidal UV Light	Monochromatic at 254 nm	Monochromatic at 254 nm	Polychromatic, including germicidal range (200 – 300 nm)
Mercury Vapor Pressure (Pa)	Approximately 0.93 (1.35×10^{-4} psi)	0.18 – 1.6 (2.6×10^{-5} – 2.3×10^{-4} psi)	40 000 – 4 000 000 (5.80 – 580 psi)
Operating Temperature (°C)	Approximately 40	60 – 100	600 – 900
Electrical Input (watts per centimeter (W/cm)	0.5	1.5 – 10	50 – 250
Germicidal UV Output (W/cm)	0.2	0.5 – 3.5	5 – 30
Electrical to Germicidal UV Conversion Efficiency (%)	35 – 38	30 – 35	10 – 20
Arc Length (cm)	10 – 150	10 – 150	5 – 120
Relative Number of Lamps Needed for a Given Dose	High	Intermediate	Low
Lifetime (hour)	8 000 – 10 000	8 000 – 12 000	4 000 – 8 000

Når det gjelder lampeteknologi, så har utviklingen kommet et godt stykke lenger de siste årene, både med hensyn til utstrålt effekt og levetid på lampene. Mens de fleste LP/LPHO-lamper for få år siden hadde levetider som angitt i Tabell 7-1, er det i dag vanlig med levetider (end-of-lifetime, e.o.l.) på 12 000 – 16 000 timer, og med et effekttap over levetiden på mindre enn 20 %. Effekten på LP lampene har også økt fra 2 – 300 W opp til 1000 W pr. lampe. For dagens moderne MP-lamper er levetiden normalt på 8000 – 12 000 timer.

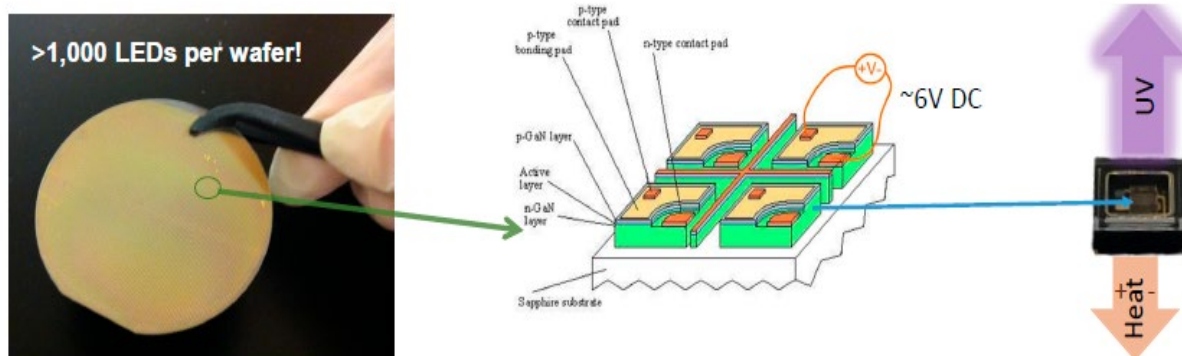
7.2. LED-teknologi

En Lysdiode (eller LED: Light Emitting Diode) er en elektrisk komponent (en lysende diode) som gir fra seg lys (fotoner) når den tilføres elektrisk strøm. En diode er en komponent mellom to poler, hvor strøm går inn og ut – og hvor stoffet er en halvleder (semi-conductor). Dette innebærer at stoffet kan lede strøm under visse omstendigheter, og ikke under andre. Slike dioder leder normalt strøm kun i én retning, men de kan også lede strøm i motsatt retning dersom de utsettes for sterk strøm.

Dioder som er laget av materialer som avgir fotoner kalles lysdioder. Den ene delen av dioden har et "hull" hvor det mangler elektroner. Når det går strøm fra

diodeområdet med elektronhull til området uten hull, avgis energi i form av lyspartikler (fotoner). Slikt LED-lys kan produseres ved svært lave nivåer for spenning (< 1 V) og strømstyrke. Slike dioder er svært små, eksempelvis 1 mm^2 , og flere LED må derfor samles og styres.

Mens man i konvensjonelle UV-lamper genererer UV-lys (fotoner) ved at elektroner ioniserer kvikksølv/gass/ amalgam inne i en LP- eller MP-lampe, genereres altså UV-lys (fotoner) i et LED-system ved at elektroner beveger seg i et fast stoff (halvledermateriale; wafere), der fotoner frigjøres som følge av rearrangering/ rekombinasjon av elektronhuller (Figur 7-1).



Figur 7-1. Generering av UV-lys i LED (Pagan, 2017).

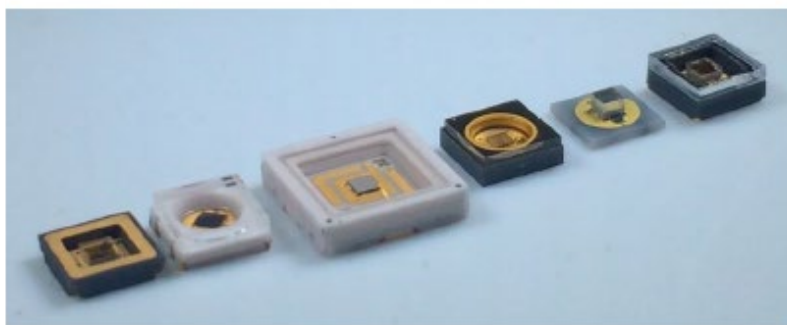
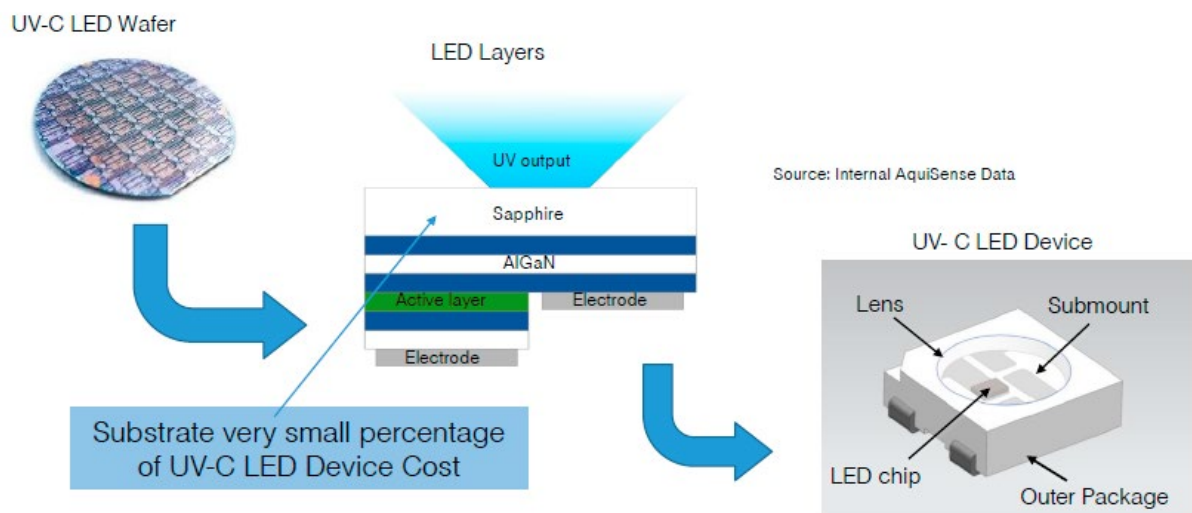
Man kan generere lys med ulike farger (bølglengder) ved å blande inn ulike stoffer i diodematerialet. Silisium (Si) og gallium (Ga) er de vanligst brukte materialer for slik innblanding ("doping"). Ulike «legeringer» gir ulike egenskaper, slik at det kan emitteres lys med ulike egenskaper og ulike farger. Figur 7-2 viser et eksempel på oppbygging og utforming av UV-LED.

Figur 7-3 viser flere detaljer for materialbruk og chip-design for UV-LED. Her er også angitt viktige utfordringer for videreutviklingen av LED-teknologien. Som angitt i figuren ser man noen viktige utfordringer for den videreutvikling av UV-LED-teknologien, herunder følgende:

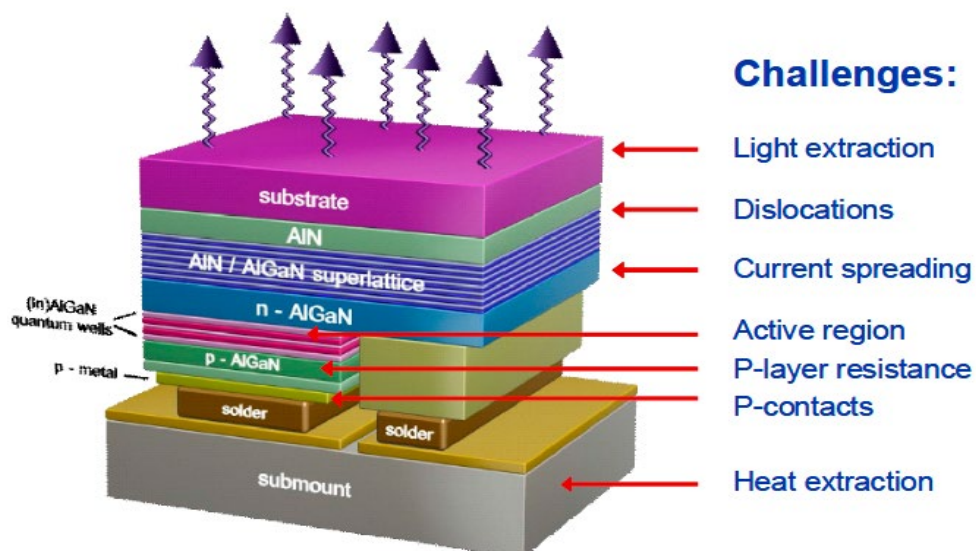
- Bedre lysekstraksjon fra chip-en
- Redusert tetthet av dislokasjoner i AlN/AlGaIn-bufferlaget
- Redusert motstand i de Si-dopede og Mg-dopede AlGaIn-lagene
- Forbedret intern kvanteeffektivitet i InAlGaIn-brønnene

- Redusert motstand i p-kontakt
- Forbedret bortledning av varme fra LED-chipen

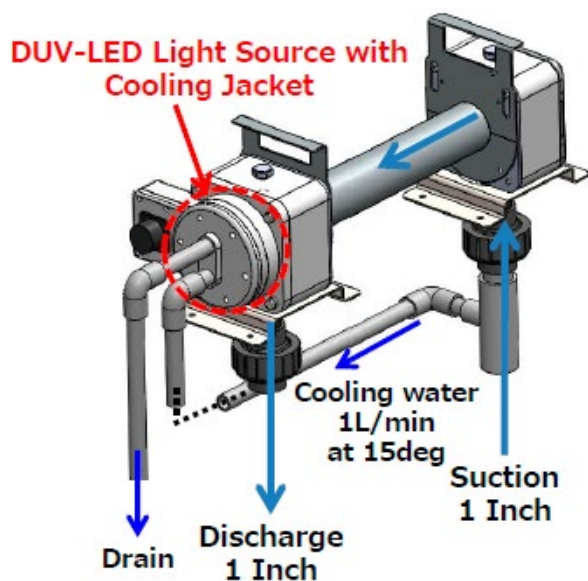
Et eksempel på en LED-UV-reaktor er vist i Figur 7-4 (DUV: Deep UV-LED). Dette systemet ble anvendt for testing av UV-desinfeksjon av vann til bruk i østersoppdrett i Japan. Kapasiteten var 50 L/min, LED-bølglengden 280 nm, 30 mW effekt, kjølevann > 1 L/min med temp < 15 °C, og levert RED var 15 mJ/cm^2 (MS2 som testorganisme). Flere detaljer i reaktorutformingen fremgår av Figur 7-5. Aluminium ble benyttet som LED-reflektorspeil.



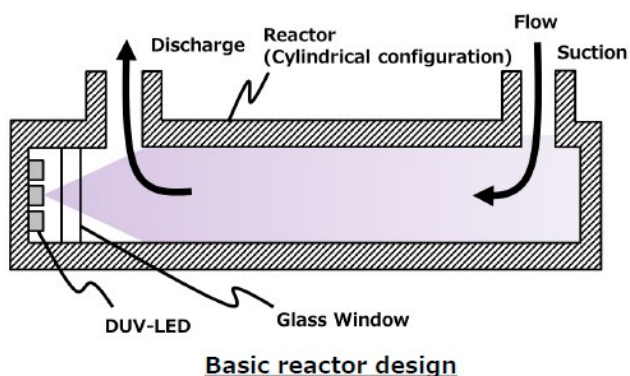
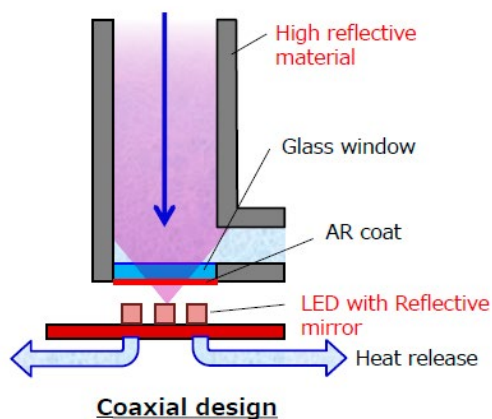
Figur 7-2. Oppbygning og utforming av UV-LEDs (Laval et al., 2017).



Figur 7-3. Materialbruk og utforming av en chip for UV-LED (Kneissl et al., 2010).



Figur 7-4. Eksempel på en LED-reaktor med LED lyskilde og kjølevannssløyfe (Ochi et al., 2017)



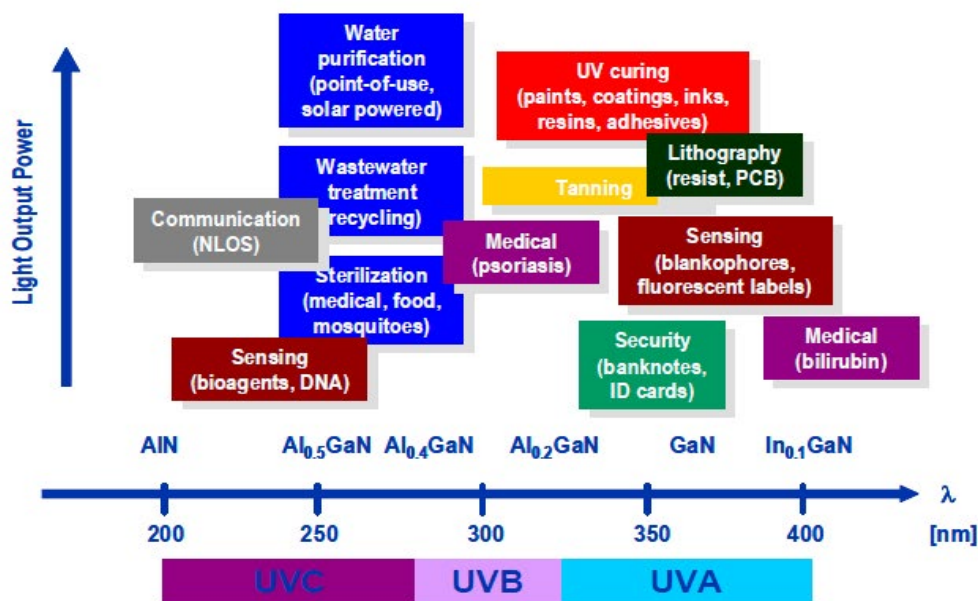
Figur 7-5. Eksempel på utforming av en LED-reaktor med inn- og utløpsanordninger, LED lyskilde, glassvindu, refleksjonsspeil og kjølevann (Ochi et al., 2017)

Figur 7-6 viser et eksempel på utforming av en LED-reaktor for bruk i småskala anvendelse/enkelthus.



Figur 7-6. LED-UV aggregat for småskala anvendelse (tappekraner/enkelthus) (Linden and Hull, 2017).

UV-LED-teknologi og ulike diodematerialer har mange ulike anvendelser og bruksområder, slik som illustrert i Figur 7-7. Blant annet på grunn av potensialet for redusert miljørisiko, lavere energiforbruk og lengre levetid for slike dioder, har LED-lamper blitt lansert som mulige arvtakere til dagens kvikksølvbaserte UV-lamper for desinfeksjon av drikkevann. LED inneholder ingen glødetråder eller gasser som avgir lys når man tilfører elektrisk strøm slik som i tradisjonelle lyskilder. En lysdiode inneholder heller ikke kvikksølv eller andre giftige tungmetaller som er farlig for miljøet. Videre påvirkes ikke LED-lamper av vibrasjoner, slag og trykk/trykkstøt på samme måte som konvensjonelle UV-lamper.

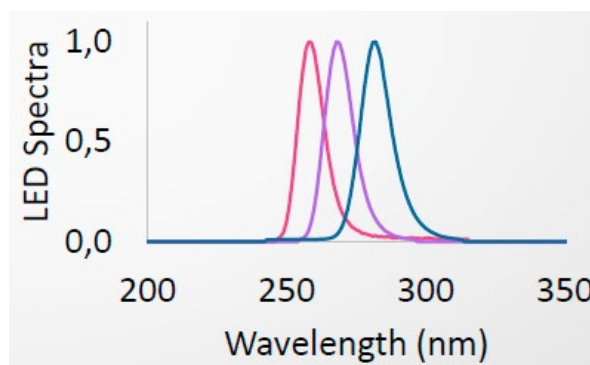


Figur 7-7. Anvendelser av LED-teknologi innenfor UVC-, UVB- og UVA-bølgelengdeområdene (Kneissl et al., 2010)

For drikkevannsanvendelser av UV-LED er det særlig bølgelengder i området 250 – 280 nm som er aktuelle. Mikroorganismers arveegenskaper ødelegges når energi i form av UV-lys absorberes av deres DNA, og bølgelengder rundt 260 nm absorberes mest effektivt av DNA. For den vanlig anvendte testorganismen i UV-valideringssammenheng, sporer av *Bacillus subtilis*, skjer den mest effektive absorpsjonen av UV-lys innen bølgelengdeområdet 240 – 270 nm.

Mens konvensjonelle LP-UV-lamper emitterer monokromatisk (én-farget) lys med bølgelengde 254 nm, og MP-UV-lamper polykromatisk (fler-farget) lys med bølgelengder i området 200 – 300 nm, kan man ved bruk av UV-LED i stor grad velge den bølgelengden man måtte ønske. Eksempler på emisjonsspektra fra ulike UV-LEDs (265–280 nm) er vist i Figur 7-8. Som man ser er det en viss fordeling av emitterte bølgelengder rundt maksimalverdien. Etter testing av flere typer UV-LED, rapporterte Kneissl et al. (2008) at "265 nm LEDs" typisk har sitt emisjonsmaksimum i bølgelengdeområdet 267 – 269 nm, og "280 nm LEDs" i området 279 – 282 nm. Et typisk emisjons-spekter har en bredde/spredning i bølgelengde på 10–11 nm ved en intensitet på 50 % av den maksimale.

For 265-nm LED-en fant man at emisjonsintensiteten (mW) avtok med 40 % etter 100 timers testing. Følgelig må avgitt UV-intensitet overvåkes og intensiteten opprettholdes via økt effektpådrag også for UV-LEDs. Man observerte en økning i den elektriske motstanden i LED-enheten, men ingen endring i emisjonsbølgelengde i testperioden.



Figur 7-8. Eksempel på LED-spektra (Linden and Hull, 2017)

Andre fordeler med LED-UV-teknologien kan summeres som følger (Crawford et al., 2008):

- Ingen kvikksølvrelaterte miljøproblemer og tilhørende helserisiki
- Kompakt og robust design (intet glass)
- Kan slås av og på - uten lange restarttider
- Lavere spenninger og lavere energiforbruk
- Høy energieffektivitet
- Lengre levetider

Vanlige forbruksmaterialer og viktige reservedeler for UV-LED omfatter følgende komponenter:

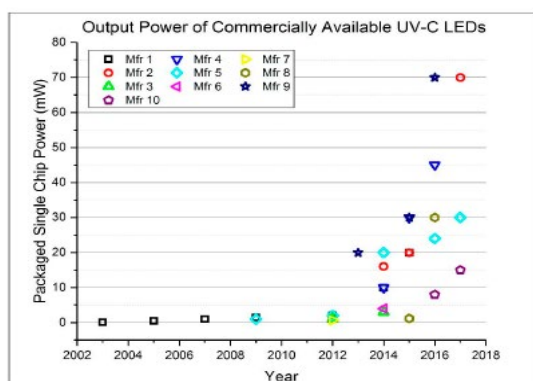
- UV-LED lamper/moduler
- Tetningsringer og kvartsvinduer
- UV-intensitetssensor
- Brakett for veggmontasje
- Strømforsyning
- Rørdele, koblinger, mm.

Status for UV-LED. Anvendelsen av LED-UV-teknologi for desinfeksjon av drikkevann har så langt vært begrenset til småskala systemer, noe som blant annet skyldes visse begrensninger med hensyn til lampeeffekt og kostnader. I dag (2017) anses 20 m³/t som en maksimal praktisk/økonomisk kapasitet på slike UV-LED-anlegg.

LED-teknologien er imidlertid inne en rivende utvikling, med store og raske teknologiske forbedringer og dalende kostnader, både hva gjelder halvledere, optikk og materialer, slik at dette bildet fort kan endre seg.

Man angir i dag "best-in-class" energieffektiviteter på 4 %, utstrålt effekt på 70 mW (single chip) og levetider på

10 000 timer for UV-C LED. Til sammenligning har MP-lamper en energieffektivitet på 10 – 20 % (jfr. Tabell 7-1). Grunnen til den lave energieffektiviteten er den høye interne kvanteeffektiviteten, noe som gir et lavt forhold mellom tilført energi (elektroner) og emiterte fotoner. Det forventes at de oppnådde forbedringen i UV-C-LED teknologien vil være betydelig allerede i 2018, eksempelvis med leverte UV-C-effekter på 100 mW eller mer. Utviklingen synes å følge Haitz lov som angir at utstrålt effekt øker med en faktor på 20, mens kostnadene pr. lumen avtar med en faktor på 10 for hver ny generasjon av UV-C-LED. Dette kan bety at man allerede i 2026 kan produsere UV-C-LED med utstrålt effekt på 1.4 W til en kostnad på 0.1 USD/mW (Lawal et al., 2017).



Figur 7-9. Utvikling av utstrålte effekter og kostnader for UV-C LED (Pagan, 2017).

En annen utfordring med UV-C LED ligger i reaktorutformingen. Den totale ytelsen/effektiviteten i et UV-desinfeksjonssystem kan uttrykkes som produktet av lampeeffektivitet og reaktoreffektivitet. Vanlige kvikksølvbaserte MP-aggregater har relativt høy lampeeffektivitet (15 %), og man kan derved opprettholde en høy totaleffektivitet selv med moderat effektive reaktorer. For UV-C-LED er lampeeffektiviteten i dag lav (< 5 %), noe som betyr at reaktorene må være svært effektive. Dette betyr igjen at LED-reaktorer må designes optimalt med hensyn til hydraulikk/oppholdstidsfordeling og optikk/lysintensitetsfordeling. Ved hjelp av avanserte modellberegninger har man i dag utviklet UV-LED reaktorer med effektivitet minst på høyde med konvensjonelle UV-aggregater. Dersom UV-C LED i fremtiden blir et volumprodukt/lav-kostprodukt kan dette bildet endre seg, herunder også de høye effektivitetskravene til slike reaktorer (Lawal et al., 2017).

I dag finnes det heller ikke nasjonale eller internasjonale test-protokoller for LED-baserte UV-C aggregater, slik vi

har for biodosimetrisk validering av konvensjonelle UV-aggregater. Validerings-standarder er i støpeskjeen også for UV-LEDs, både for biodosimetri (USEPA) og for materialbruk og materialsikkerhet (NSF/ANSI). NSF-55-standardene godkjenner pr. dato (2017) ikke UV-LED for bruk til desinfeksjon av drikkevann.

For å utnytte mikroorganismers ulike sensitivitet overfor ulike UV-bølgelengder, skisserer Hull and Linden (2018) mulige interessante sekvensielle kombinasjoner av excimer/LP-UV-lamper og LED-UV der man kan optimalisere desinfeksjonseffektiviteten ved å skreddersy de leverte UV-bølgelengdespektre til den aktuelle målorganismen. Eksempelvis kan man anvende LP-UV-aggregater som leverer 254 nm UV-bølgelengder etterfulgt av LED-dioder som leverer 255, 265 og 285 nm UV-lys, noe som kan lede til desinfeksjonssystemer med lavere dosebehov og økt energieffektivitet.

7.3. Modellering av UV-reaktorer

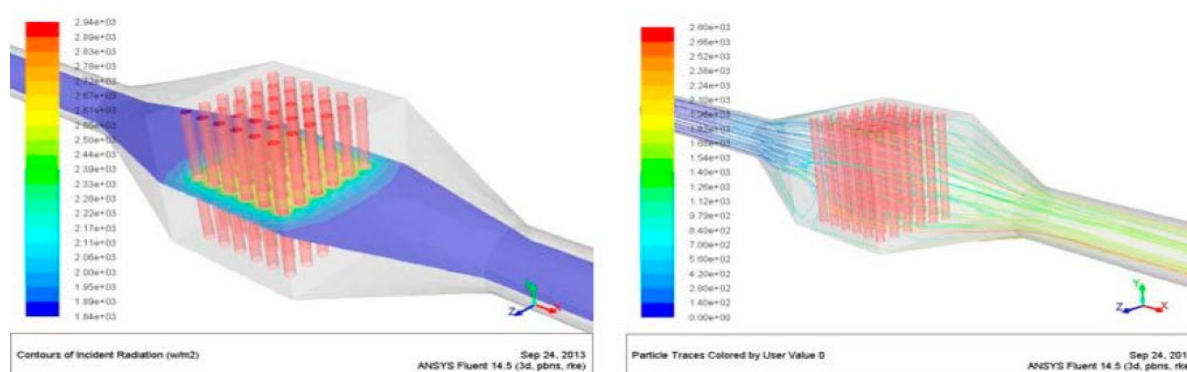
UV-doser kan ikke måles direkte, og man må derfor gå veien om bruk av testorganismer (dosimetre) for å få et indirekte mål for levert UV-dose. Bruk av matematiske modeller for beregning av UV-dose er et alternativ til biodosimetri.

Matematisk modellering av UV-reaktorer er imidlertid en kompleks sak, og slike modeller har så langt ikke vært gode/sikre nok. Kompleksiteten og utfordringene for modelleringen ligger i første rekke i at alle reaktorer vil ha en hydraulisk **oppholdstidsfordeling**. Denne avhenger primært av reaktorens volum og utforming, innløps- og utløpsarrangementer, strømningsforhold og vanngjennom-strømning.

Videre vil reaktorene ha en **lysintensitetsfordeling** i aggregatvolumet. Denne er i første rekke avhengig av UV-lampens utstrålte effekt, avstanden fra lampen, transmisjonen i kvartsglasset som omgir lampen,

absorpsjon og spredning av UV-lys grunnet vannkvaliteten, herunder innhold av NOM, partikler/turbiditet), samt den reduksjonen i UV-lysintensitet som oppstår på grunn av belegg på lampe/kvartsglass. Videre vil man ha utfordringer knyttet til prosesskontrollen, eksempelvis ved beleggdannelse på måleutstyr som UV-sensorer og UV-transmisjonsmålere, med tilhørende feilmålinger.

En modellering av **UV-dosefordelingen** innebærer i prinsippet at modellen må integrere oppholdstidsfordelingen og lysintensitetsfordelingen i alle deler/volumer av UV-reaktoren. Modeller for slike beregninger er ofte basert på CFD, bruk av mikrokuler, mm. Figur 7-10 viser et eksempel på slik CFD-modellering av et UV-aggregat. Modellene anses fortsatt ikke å være gode til å kunne erstatte biodosimetriske valideringsprosesser, men utviklingen går raskt også på dette området.



Figur 7-10. Eksempel på CFD-modellering (Fluent) av et UV-aggregat, med UV-intensitetsfordeling (venstre) og oppholdstidsfordeling (partikkelbaner) til høyre (Linden and Hull, 2017).

8. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Rapporten gir følgende konklusjoner og anbefalinger:

- UV-desinfeksjon av drikkevann har siden 2009 vært den dominerende desinfeksjonsform i Norge. Også i Sverige er bruk av UV-desinfeksjon raskt økende. Grunnene til dette er flere, men blant de viktigste årsakene er at UV har vist seg svært effektiv for inaktivering av *Giardia* og *Cryptosporidium*, parasitter som de siste 10-15 år har forårsaket store vannbårne sykdoms-utbrudd i Norge og Sverige (Bergen 2004, Østersund 2010 og Skellefteå 2011). Videre anses UV-desinfeksjon i mindre grad å danne uønskede desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP) enn tilfellet er for alternative desinfeksjonsmidler som klor og ozon.
- Denne rapporten beskriver en lang rekke norske, svenske og amerikanske erfaringer med UV-desinfeksjon, både med lavtrykks-anlegg (LP-UV) og mellomtrykksanlegg (MP-UV). Mens man i Norge har flere LP-anlegg enn MP-anlegg, er 75 % av UV-desinfeksjonsanleggene i USA av type MP.
- Lavtrykks UV-lamper kjennetegnes ved at de emitterer lys med bølgelengde nær 254 nm (monokromatisk lys), mens mellomtrykkslamper emitterer lys over et bredt spektrum i området 200-320 nm (polykromatisk lys). Siden noen vanlig forekommende substanser i vann (eksempelvis nitrat og bromid) kan absorbere energi i form av lavbølget UV-lys, og derved danne uønskede UV-desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP) som eksempelvis nitritt og bromat, har flere land i Europa innført krav om avskjæring av lave bølgelengder (< 240 nm) fra MP-UV-aggregater. Dette gjøres normalt ved at kvartsglassene som omgir UV-lampene er produsert (dopet) slik at lavbølget UV-lys holdes tilbake/absorberes (Type 219 kvartsglass). I USA er det derimot intet generelt krav om avskjæring av slike lave UV-bølgelengder. Tvert imot så anses slike å kunne gi et vesentlig bidrag til en energimessig og økonomisk gunstigere UV-desinfeksjon, samt en mer effektiv inaktivering av resistente virus som krever høye UV-doser (*Adenovirus*) på anlegg der slik inaktivering er påkrevet.
- Desinfeksjonseffektiviteten uttrykkes normalt via en oppnådd inaktiveringsgrad eller log-reduksjon. Det er normalt en nær lineær sammenheng mellom tilført UV-dose og oppnådd inaktiveringsgrad/log-reduksjon av mikroorganismer. Men en levert UV-dose (produktet av UV-lysintensitet og eksponeringstiden) kan ikke måles direkte, og UV-dosen må derved bestemmes indirekte via såkalt biodosimetri der man måler den oppnådde effekten (log-reduksjonen) på en testorganisme (et biodosimeter) under strengt definerte testbetingelser.
- Nye anlegg for UV-desinfeksjon av drikkevann krever normalt bruk av biodosimetrisk validerte UV-aggregater. Ved en biodosimetrisk testing/validering måles den inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) av en bestemt testorganisme (et biodosimeter) som oppnås i et gitt testaggregat under definerte testbetingelser (e.g. vannføring, vannkvalitet, lysintensitet). Deretter sammenholdes denne med en referansekurve som angir sammenhengen mellom UV-dose og log-reduksjon (dose-responskurve) som er satt opp under kontrollerte laboratorieforhold for den samme testorganismen (e.g. *Bacillus*, MS2). Man går da inn på referansekurven med den log-reduksjonen man oppnådde/målte med det aktuelle UV-testaggregatet, og leser av den UV-dosen som den målte log-reduksjonen tilsvarer. Denne benevnes følgelig som en reduksjonsekivalent UV-dose (RED), eller alternativt en reduksjonsekivalent fluens (REF).
- Det finnes tre ulike standarder for biodosimetrisk validering av UV-aggregater, nemlig to europeiske (ÖNORM og DVGW) og en amerikansk (UVDGM). Rapporten gir utførlige beskrivelser av alle de tre standarder, og spesifiserer likheter og ulikheter mellom dem.
- En biodosimetrisk validering, som dokumenterer under hvilke betingelser (vannføring, vannkvalitet, UV-intensitet) et bestemt UV-aggregats evner å levere en bestemt UV-dose (e.g. 40 mJ/cm²), er en omfattende og kostbar prosess. De europeiske teststasjonene i Østerrike og Tyskland har inntil nå hatt kapasitetsmessige begrensninger, slik at store UV-aggregater (> 3500 m³/t) har blitt testet i USA. Det er nå en samordning på gang slik at UV-aggregater kan testes i USA etter europeiske standarder, og vice versa. Videre er det en europeisk harmonisering på gang, med tanke på samordning av ÖNORM og DVGW til en felles europeisk norm.
- ÖNORM og DVGW-valideringsstandardene er relativt like, mens forskjellene er større til den amerikanske UVDGM. Sistnevnte er betydelig mer fleksibel i krav og spesifikasjoner. Dette har medført at UV-aggregater som er validert etter amerikansk standard kan ha fått høyere inaktiveringskreditt enn tilsvarende aggregater som er validert etter europeisk standard. Et illustrerende eksempel på dette er at ett og samme UV-aggregat ble validert/godkjent for en kapasitet som var nær dobbelt så høy ved validering etter UVDGM som etter DVGW-standard.

- En valideringsprosess innebærer feilkilder og usikkerheter av ulike typer, og UVDGM samler disse og korrigerer for dem i en såkalt valideringsfaktor (VF). Den validerte dosen for et UV-aggregat angis derved som RED/VF. UVDGM (2006) definerer VF som følger:

$$VF = B_{RED} \cdot B_{POLY} \cdot (1 + U_{Val}/RED)$$

der

B_{RED} = RED bias faktor (korrigerer for ulik sensitivitet ved 254 nm mellom test- og målorganisme)

B_{Poly} = Polykromatisk bias faktor (korrigerer for ulike aksjonsspektra/bølgelengde-sensitivitet mellom test- og målorganismer i MP-UV aggregater (jfr. ASCF), samt forskjeller i UV-T, lampeintensitet og UV-transmisjon i kvartsglass, under valideringstesting kontra fullskala anvendelse

U_{Val} = Usikkerhet i valideringen (som % av RED).

- Den amerikanske UVDGM fra 2006 var basert på to antagelser som senere har vist seg å være feilaktige: 1) MP-lamper gir bare marginal utstråling av lavbølget UV-lys med bølgelengde < 240 nm, og 2) Testorganismer (MS2) og målorganismer/patogener (*Cryptosporidium*) har nær identiske inaktiveringsforløp/sensitivitet overfor ulike UV-bølgelengder (såkalte aksjons-spektra). Disse antagelsene innebar at det i doseberegningen ikke skulle være behov for noen korreksjonsfaktor (ASCF) for avvikende aksjonsspektra mellom testorganisme (biodosimeter) og målorganisme. Det er senere dokumentert at moderne MP-lamper i betydelig grad avgir lavbølget UV-lys, samt at testorganismer (for eksempel MS2) og patogener (for eksempel *Cryptosporidium*) har ulike aksjonsspektra, særlig for bølgelengder < 240 nm.
- UVDGM (2006) beskriver to metoder for UV-dosekontroll. Av disse var *set-punktmotoden* (basert på måling av UV-I; Q) og valideringen av denne godt definert og godt innarbeidet da UVDGM ble utgitt i 2006. Dette var imidlertid ikke tilfellet for den alternative *doseberegning-metoden*, en metode som hadde betydelige mangler, både med hensyn til informasjon, erfaringer, og implementering. Dette kunnskapsgapet er siden adressert i flere prosjekter og valideringsaktiviteter, og i en omfattende rapport fra 2017 beskriver USEPA forbedrede metoder (ligninger) der inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) kan predikteres som funksjon av en såkalt kombinert variabel (USEPA 2017). To av disse ligningene kan anvendes både for LP-UV og MP-UV aggregater:

- Inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) predikteres som en funksjon av UV-T og en kombinert variabel definert som $(S/S_0)/Q D_L$, der S er UV-intensiteten målt av UV-sensoren, Q er vannstrømmen, og D_L er UV-dose per log inaktivering av den aktuelle målorganismen. Det anbefales at ligningen kalibreres med bruk av to eller flere testorganismer (e.g. MS2 og T1UV bakteriofager) under valideringen. En slik tilnærming fjerner behovet for anvendelse av en korreksjonsfaktor (i.e. RED bias faktor i UVDGM) ved beregning av valideringsfaktoren (VF). Dette kan bidra til en rimeligere valideringsprosess, samt mer kostnadseffektive valg og implementering av UV-systemer.
- Inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) predikteres som en funksjon av en kombinert variabel definert som $S/(Q D_L)$. Denne likningen krever ikke bruk av en online UV-T monitor for å beregne doseleveransen, men krever at UV-sensoren har en optimal plassering i UV-aggregatet (anbefalinger angis i USEPA, 2017).

Valideringsfaktoren (VF) for MP-UV aggregater uten doping/avskjæring av lave bølgelengder må inneholde en korreksjonsfaktor for ulik bølgelengde-sensitivitet (aksjonsspektra) mellom test- og målorganismer (ASCF). Dette for å unngå en overestimering av inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) for eksempelvis *Crypto* og *Giardia*, siden disse er mindre sensitive og derved inaktiveres i mindre grad enn testorganismen (MS2) av de lave UV-bølgelengder.

De prosedyrer for beregning av ASCF som ble beskrevet i UVDGM var konservative og kostnadsdrivende for mange UV-reaktorer. Linden et al. (2015) utarbeidet derfor tabeller over ASCF for MP-aggregater. Siden kommersielle MP-UV aggregater anvender UV-sensorer som ikke evner å måle bølgelengder under 240 nm, gis det ingen inaktiveringskreditt fra bølgelengder < 240 nm i de angitte ASCF. For de to beskrevne doseprediksjonsmetoder angitt over, anbefaler USEPA at man for MP-UV aggregater bruker ASCF som angitt av Linden et al. (2015).

USEPA (2015) beskriver i tillegg to alternative doseprediksjonsmetoder for MP-UV aggregater. De to metodene er basert på bruk av/ikke bruk av en online UV-T monitor. Videre anvendes to typer UV-sensorer for å måle dosebidraget fra UV-bølgelengder henholdsvis under og over 240 nm. Derved kan log-reduksjonen predikteres som summen av inaktiveringsbidragene fra de lave (< 240 nm) og de høye bølgelengder (> 240 nm).

- De forbedringer hva gjelder doseprediksjon, aksjons-spekterkorreksjon, mv. som er beskrevet av USEPA (2017) er ennå ikke fullt ut implementert, og MP UV-aggregater som er validert etter UVDGM (2006) kan derfor ha fått for høy inaktiverings-kreditt, noe som kan bety at slike aggregater i praksis ikke leverer en UV-dose i samsvar med kravet (e.g. 40 mJ/cm²). Dette innebærer videre at slike UV-aggregater har en reell kapasitet som er lavere enn det UVDGM-valideringen/sertifikatet tilsier.
- UVDGM har primært satt fokus på inaktivering av patogener som *Cryptosporidium*, men også på virus (*Adenovirus*) som er svært resistent mot UV-inaktivering og som derved krever høye UV-doser (nær 140 mJ/cm²). Lave UV-bølgelengder (< 240 nm) bidrar effektivt til inaktivering av *Adenovirus*, og en avskjæring av disse vil følgelig gjøre UV-desinfeksjonen betydelig mer energikrevende og kostbar i tilfeller der inaktivering av *Adenovirus* er påkrevet i henhold til UVDGM.
- Krav om avskjæring av kortbølget UV-lys (< 240 nm) ved hjelp av doped kvartsglass, slik vi har det i Europa, blant annet i Tyskland og Norge, er innført primært for å minimalisere dannelsen av UV-desinfeksjonsbiprodukter (UV-DBP) slik som eksempelvis nitritt (dannet fra nitrat i vannet) og bromat (dannet fra bromid). Rapporten beskriver også desinfeksjonsbiprodukter som kan dannes ved kombinert bruk av UV og klor. Man gir også en kort omtale av UV-anvendelse som del av avanserte oksidasjonsprosesser (AOP).
- Tysklands vannforsyning er i stor grad basert på bruk av grunnvannskilder. Disse er ofte påvirket av landbruksvirksomhet, noe som ofte innebærer økt nitratinnhold. Kravet om avskjæring av lave UV-bølgelengder (< 240 nm) vil bidra til å hindre dannelsen av uønskede UV-desinfeksjonsbiprodukter, primært i form av nitritt fra nitrat i grunnvannet.
- Drikkevannsforsyningen i Sverige og i særlig grad Norge er i mye større grad basert på overflatevann (e.g. 85 % i Norge). Her er nitratinnholdet normalt mye lavere enn i landbruks-påvirket grunnvann. Samtidig vet man at barriereeffekten (log-reduksjonen) i vanlig anvendte vannbehandlingsmetoder (e.g. koagulering) kan være relativt lav overfor virus. I Norge anses risikoen for vannbåren sykdom grunnet *Adenovirus* å være liten, blant annet på grunn av eksponering og utvikling av resistens for slike virus i tidlige barneår. Dette er imidlertid et syn som kan diskuteres, og *Adenovirus* anses derfor å representere en reell sykdomsrisiko i andre land, eksempelvis USA.
- Vi foreslår derfor at myndighetene bør vurdere hvorvidt det kan være formålstjenlig å fjerne det generelle kravet om doping av kvartsglass/avskjæring av lave UV-bølgelengder (< 240 nm) i anvendelser der vannforsyningen er basert på overflatevann med lavt nitratinnhold, men heller legge til grunn en risikoanalyse der man balanserer risikoen for dannelse av UV-DBP (e.g. nitritt) på den ene siden, mot de lave bølgelengders ekstra bidrag til virusinaktivering og økt energiutnyttelse på den andre siden.
- Ny teknologi i form av dioder som emitterer UV-lys (UV-LED) er på full fart inn i drikkevannsforsyningen. UV-LED har en rekke fordeler sammenlignet med konvensjonelle UV-lamper (e.g. lavere energiforbruk, lengre levetid, ingen risiko for brekkasje med utslipp av amalgam/kvikksølv). Men selv om prisene er på vei ned, og kapasitetene på vei opp, er anvendelsen av UV-LED fortsatt begrenset til småskalasystemer, enkelthus, osv. Men det er sannsynligvis bare snakk om tid før UV-LED også kan anvendes i større vannforsynings-systemer, noe som vil kreve en implementering/tilpasning av valideringsprosessen og valideringstesting. Potensialer og mulige synergieffekter ved bruk av konvensjonelle UV-aggregater i kombinasjon med LED-UV angis også.
- Matematisk modellering vil også i økende grad tas i bruk som alternativ og/eller supplement til kostbare biodosimetriske valideringsprosesser. Slike modeller for levert UV-dose er imidlertid svært komplekse siden de må baseres på en integrasjon av hydrauliske modeller for strømning/oppholdstidsfordeling og UV-lys/lysintensitetsfordeling i UV-aggregatets geometri. Biodosimetri er derfor fortsatt den eneste godkjente valideringsmetode for UV-aggregater i Europa (DVGW, ÖNORM) og USA (UVDGM).
- Det er dokumentert at UV-reaktorer kan komme ut med betydelige forskjeller i validert kapasitet ved validering etter europeisk (DVGW) eller amerikansk (UVDGM) standard. Selv for LP-anlegg er det flere eksempler på at én og samme reaktor har kommet ut med opptil 100 % høyere kapasitet ved validering etter UVDGM kontra DVGW. Litt forenklet kan man si at biodosimetrisk validering etter den europeiske standarden krever at reaktoren utsettes for mer «worst case driftsforhold» under selve valideringen sammenlignet med den amerikanske standarden. Reaktorer validert etter den amerikanske standarden, som også godkjennes av FHI vil også kunne sies

å være innenfor kravet om en biodosimetrisk dose på 40 mJ/cm², men kapasiteten som leverandørene oppgir for ett og samme aggregat etter amerikansk standard, er større enn for europeisk standard siden sikkerhetsmarginer ofte ikke er like store, og ikke inngår i selve valideringen på samme måte. Under drift får det som konsekvens at UV-reaktorer evaluert etter europeisk standard i perioder vil gi en viss overdosering i forhold til samme reaktor evaluert etter amerikansk standard. Forskjellen i validert kapasitet øker med økende UV-transmisjon i vannet. Selv om mye av kapasitetsforskjellen kan forklares ved ulike sikkerhetsmarginer, og i hvilken grad disse sikkerhetsmarginene inngår i selve valideringen, er dette en faktor, som hvis man ikke har nødvendig kompetanse på området, kan gjøre det vanskelig å sammenligne tekniske data på reaktorer.

- Denne rapporten kan sies å bære preg av at det har etablert seg en bransjestandard i Norge, som i stor grad følger det som er omtalt som europeisk standard. Her legges det til grunn at det skal være et krav om en UV-dose på minimum 40 mJ/cm², basert på en validering med bruk av *Bacillus subtilis* eller MS2 som testorganisme. De regulatoriske forhold i Norge er derimot per dags dato ikke like entydige.
- I veiledningen til Drikkevannsforskriften står det at en dose på 30 mJ/cm² anses for å være en hygienisk barriere ovenfor bakterier, virus og parasitter, mens hvis bakteriesporer også skal inaktiveres bør dosen være over 40 mJ/cm². Mattilsynet kan altså i sin plangodkjenning av et vannverk gjøre en totalvurdering av om kravet til nødvendig antall barrierer er oppfylt og det kan medføre at det kan bli akseptert at UV-anlegget driftes med minimum UV-dose på 30 mJ/cm².
- Folkehelseinstituttet driver en frivillig typegodkjenning av UV-reaktorer i Norge og denne typegodkjenningen baseres på et krav til UV-dose på minimum 40 mJ/cm² basert på biodosimetrisk validering ved bruk av *Bacillus subtilis* sporer eller MS2 bakteriofag. Et slikt dosekrav er fullt ut i tråd med europeisk standard.
- Folkehelseinstituttets typegodkjenning følger europeisk standard om at reaktorene skal klare et dosekrav på 40 mJ/cm², mens Mattilsynet på visse anlegg kan godkjenne reaktorene til å bli driftet med et dosekrav på 30 mJ/cm².

Kulepunktene som er nevnt over viser med all tydelighet at det kan være krevende for et vannverk, uten spesialkompetanse, å gjøre anskaffelse av UV-anlegg. En ting er å ta stilling til hvilken dose man skal fremme som retningsgivende ovenfor Mattilsynet, en annen ting er å ha kunnskap om de forskjellene som påvirker reaktorenes kapasitet avhengig om de er validert etter europeiske standarden eller den amerikanske standarden. Det siste er avgjørende for at vannverket skal kunne sammenligne de tekniske dataene på reaktorer som tilbyrderne oppgir.

Ved anskaffelse av UV-desinfeksjonsanlegg vil vi derfor gi følgende begrunnede anbefalinger:

- a) Velg UV-reaktorer som er validert etter europeisk standard og typegodkjent av FHI. Disse er garantert å tilføre det desinfiserte vannet en UV-dose på 40 mJ/cm² ved en bølgelengde på 253,7 nm, basert på en validering med bruk av *Bacillus subtilis* sporer eller MS2 bakteriofager som testorganisme. Dette gir anlegg hvor alle sikkerhetsmarginene som europeisk standard krever skal være innarbeidet og tatt hensyn til i selve evalueringen av reaktorene. Det gir riktignok en viss overdosering i perioder.
- b) Europeisk standard benytter "set-punkt" (ikke doseberegningsslikninger) som metode for styring/kontroll av levert UV-dose. «Set-punkt»-metoden benytter seg ikke av on-line transmisjonsmåling som en parameter som inngår i styringsalgoritmen for dosekontroll. Dette gir enklere drift og kontroll av UV-anlegget ved at man forholder seg kun til to parametre i forhold til tre.
- c) Siden drikkevannsforsyningen i Norden i stor grad er basert på EUs drikkevannsdirektiv, er det naturlig at man forholder seg til europeiske standarder også for UV-desinfeksjonsanlegg.
- d) Ved valg mellom lavtrykks (LP) og mellomtrykks-reaktorer (MP) bør man, i tillegg til arealkrav/tilpasning til eksisterende anlegg og andre relevante (lokale) valgkriterier, ikke glemme kriterier knyttet til energieffektivitet: I forhold til totalt tilført effekt er den leverte germicidale (bakteriedrepende) effekt fra et LP-anlegg mer enn dobbelt så høy som fra et MP-anlegg.

Referanser

- Berge, J.A., Borgå, K. og Enge E.K. (2008): *Analyse av sedimenter: Kildesporing av bromerte flammehekkere i Ålesundsområdet*, NIVA-rapport nr. 5674-2008, SFT rapport TA2441/2008
- Bernados, B., Salveson, A., Sharkey, S. and Tchobanoglous, G. (2018). *On developing a fourth edition of the NWRI UV guidelines*. IUVA News, Vol. 20, No.3, pp. 29-30, 2018.
- Bruins, J., Van der Maas, P., Schaap, M. and van der Woerd, D. (2017). *UV Validation – Effect of reactor configuration of low pressure UV on regrowth potential of drinking water*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia.
- Cotton, C. (2014). *Introduction to UV system validation*. AWWA and IUVA Webinar Series for UV industry recommendations for low wavelength impacts of medium pressure disinfection systems.
- Crawford, M.H., M.A. Banas, M.P. Ross, D.S. Ruby, J.S. Nelson, R. Boucher, and A.A. Allerman (2005). *Final LDRD Report: Ultraviolet Water Purification Systems for Rural Environments and Mobile Applications*. Sandia National Laboratories: Albuquerque, New Mexico. p. 1-37.
- DIN-19294-1. (2019). *Geräte zur Desinfektion von Wasser mittels Ultraviolettstrahlung – Teil 1: Geräte mit UV-Niederdrucklampen*. Draft/Høringsutkast, April 2019
- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Lem, L.J. og Gjerstad, K.O. (2008). *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*. Norsk Vann-rapport 164-2008. ISBN 978-82-414-0300-2; ISSN 1504-9884 (trykt utgave); ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
- Eikebrokk, B., Røstum, J. og Selseth, I. (2011) *ROS-ANALYSE VAV, OSLO. Delrapport: ROS-analyse av Skullerud Vannbehandlingsanlegg*. SINTEF-rapport SBF20110051.
- Eggers, J., Hochmuth, D. and Schwarzenberger, T. (2019). *Bestandsaufnahme zum Wachstum von Algen im äusseren Wirkungsbereich von UV-Anlagen*. DVGW, April 2019.
- Eriksson, U. (2018). *Personlig meddelelse*. Stockholm Vatten och Avfall.
- Folkehelseinstituttet (2009). *Adenovirusinfeksjoner, Smittevern, 4. utgave, s. 109-10*.
- Gjerstad, K. O. (2010). *Regulering og styring: Erfaringer fra IVAR Langevannverket*. Presentasjon på UV-erfaringsseminar, Norsk Vann, Sep. 30, Gardermoen
- Heath, M. (2017). *UV Validation – Bridging the Atlantic Divide Part I: DVGW comes to the United States*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Hilborn, Horovitz, M.S. (2001). *Adenovirus Immunoregulatory Genes and Their Cellular Targets*. Virol. 279(1): 1-
- Heath, M. (2017). *UV Validation – Bridging the Atlantic Divide Part II: UVDGM goes to Europe*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Hofmann, R. (2017). *UV AOPs – Focus on Water Treatment*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Hull, N. and Linden, K. (2018). *Sequential LED and excimer lamp exposures for viral disinfection*. IUVA Americas Conf., Redondo Beach, California, Feb. 2018
- Ijpelaar, G. F., Harmsen, D.H.J. and Heringa, M. (2007). *UV disinfection and UV/H₂O₂ oxidation: By-product formation and control*. TECHNEAU Report D2.4.1.1. www.techneau.eu
- Kneissl, M., Kolbe, T., Würtele, M. and Hoa, E. (2010). *Development of UV-LED disinfection*. TECHNEAU D2.5.13, www.techneau.eu
- Kolch, A. (2004). *USA and Europe: Two different worlds of UV for drinking water disinfection?* IUVA News, Vol. 6, No. 4, pp. 20-23
- Lawal, O., Pagan, J. and Hansen, M. (2017). *When will UV-C LEDs be suitable for municipal treatment?* Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Linden, K.G. and Hull, N. (2017). *Fundamentals and basics: How does UV work (disinfection and AOP) and methods of delivering UV irradiation*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Linden, K.G., Wright, H., Collins, J., Cotton, C., and Beck, S.E. (2015). *Guidance for Implementing Action Spectra Correction with Medium Pressure UV Disinfection*. Water Research Foundation (WRF), Denver, Co.
- Malley, J (2000). *The state of the art in using UV disinfection for waters and wastewaters in North America*. Proceedings of ENVIRON, 2000; Australian Water Association (AWA), Sydney, Australia. April 9-13.2000.
- Martijn, B. J., Kruithof, J. C., Hughes, R. M., Mastan, R. A., van Rompay, A. R. and Malley, J.P Jr. (2015). *Induced genotoxicity in nitrate-rich water treated with medium-pressure ultraviolet processes*. Journal AWWA, 107:6, June 2015, E301-E312
- Mobråten, J. (2017). *Personlig meddelelse*. Asker og Bærum Vannverk

- NSF/ANSI** (2018). *NSF Class A and B UV system requirements*. http://www.nsf.org/newsroom_pdf/water_55_insert.pdf
- Ochi, T., Watanabe, S., Torii, N., Konagayoshi, H., Kawase, K. and Kiuchi, H.** (2017). *Deep UV-LED disinfection system for oyster farming*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Pagan, J.** (2017). *UV-LEDs: Science and applications*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Pellikainen, P.** (2017). *Personlig meddelelse*. Bergen Vann KF
- Plewa, M. J., Wagner, E. D., Metz, D. H., Kashinkunti, R., Jamriska, K. J. and Meyer, M.** (2012). *Differential toxicity of drinking water disinfected with combinations of ultraviolet radiation and chlorine*. Environmental Science & Technology, 46, 7811-7817
- Rochelle, P.A., Blatchley, E.R., Chan, P.S., Scheible, O.K. and Shen, C.** (2010). *Challenge organisms for inactivation of viruses by ultraviolet treatment*. AWWARF, Denver, Co.
- Schön, K-H** (2017). *Personal communication*, E-mail 04-12-2017
- Seim, A.** (2012). *Erfaringer med rengjøring av UV-aggregater i Bergen Vann KF*. Personlig kommunikasjon
- Seljeseth H.** (2010). *Spenningskvalitetsmålinger ved vannbehandlingsanleggene Skullerud og Oset*. Rapport TR F7002. SINTEF Energi AS.
- Standard Norge** (2007). *Utstyr for vannbehandling i bygninger – Utstyr som bruker ultrafiolett lys fra lavtrykks kvikksølvdamplamper – Krav til ytelse, sikkerhet og prøving*. NS-EN 14897:2006+A1:2007.
- Svensk Standard Institut** (2007). *Vattenförsörjning – Invändig utrustning – UV-desinfektionsutrustning med lågtryckslampor – Krav på utförande, säkerhet och provning*. SS-EN 14897:2006+A1:2007.
- Swaim, P.** (2014). *Target pathogens and challenge surrogates: What and why?* AWWA and IUVA Webinar Series for UV industry recommendations for low wavelength impacts of medium pressure disinfection systems.
- Thomas, H. and Bec, M.** (2017). *The risk of disinfection by-product formation with UV-treatment at water treatment works in the UK*. Proc. IUVA 2017 World Congress, Sep. 17-20, Dubrovnik, Croatia
- Townsend, B.** (2014). *Sensitivity, action spectra correction factors, and wavelength dependence*. AWWA and IUVA Webinar Series for UV industry recommendations for low wavelength impacts of medium pressure disinfection systems.
- USEPA** (2006). *UV Disinfection Guidance Manual (UVDGM)*
- USEPA** (2017/18). *Innovative Approaches for Validation of Ultraviolet Disinfection Reactors for Drinking Water Systems* (Drafts, March 2017/Oct 2018).
- Water Research Foundation** (2015). *Guidance for Implementing Action Spectra Correction with Medium Pressure UV Disinfection*, Water Research Foundation/EPA/American Water Works Association, 2015, Report #4376.
- Wright, H., Gaithuma, D., Heath, M., Schulz, C., Bogan, T., Cabaj A., Schmalweiser, A., Schmelzer, M. and Finegan-Kelly, J.** (2012). *UV Disinfection Knowledge Base*. Project #3117, ISBN 978-1-60573-177-3, Aug 2012
- Wright, H. et al.** (2011). Proc. IUVA North American Conference
- Yates, MV, Malley, J, Rochelle, P and Hoffman, R.** (2006). *Effect of adenovirus resistance on UV disinfection requirements. A report on the state of adenovirus science*. Journal AWWA, 98(6): 93-106.
- ÖNORM** (2001). *Plants for the disinfection of water using ultraviolet radiation – Requirements and testing—Part 1: Low pressure mercury lamp plants*. ÖNORM M 5873-1. Österreichisches Normungsinstitut, Vienna, Austria.
- ÖNORM** (2003). *Plants for the disinfection of water using ultraviolet radiation – Requirements and testing—Part 2: Medium pressure mercury lamp plants*. ÖNORM M 5873-2. Österreichisches Normungsinstitut, Vienna, Austria.
- Østensvik, Ø.** (2014). *Pers. meddelelse*: Resultater fra undersøkelser av UV-belegg ved Asker og Bærum Vannverk

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2018	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter
	236	Akseptkriterier - Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørinnspeksjon
	235	Dataflyt
2017	234	Rørinnspeksjon av hovedledninger for vann og avløp
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?
	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region
	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	229	Sikring av vannforsyning mot tilskjete uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
	225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk
2016	224	Eierskap til stikkledninger
	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016-2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
	221	Smart ledningsfornyelse - bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk
	220	Kritiske ledninger for vann og avløp - klassifisering og tiltaksvurdering
	219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen
	218	Vann til brannsløkking og sprinkleranlegg
	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov
2015	215	Tilbakestrømssikring - veiledning til vannverkseiere
	214	Forslag til ny sektorlov for vanntjenester
	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
	207	Stikkledninger - ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevann
2014	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveger i bebygde områder
	203	Fra driftsassistanser til regionale vannassistanser
	202	Microbial barrier analysis (MBA) - a guideline
	201	Anskaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløps slam - Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer
2013	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
2012	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforordninger for vann og avløp
2011	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg
	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer - problemoversikt og status
	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
	175	Vann og avløp for nye i bransjen - læreplan. E-læring og samlinger
	174	Hygienisering av avløps slam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren - forprosjekt
2010	B13	Silslam - mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdatabaser
	B12	Drikkevann i media
2009	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhentning og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildeopsporing i avløpsnettet
	158	Termoplastrør i Norge - før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid - praksis og kjøreregler
	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
2008	C6	I veien for hverandre - Samordning av rør og kabler i veigrunnen
	157	Organiske miljøgifter i norsk avløps slam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt - Klassifisering av avløpsledninger
	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
2007	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
	B5	Utslipp fra bilvaskehall
	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 - Ledninger
	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnett
2006	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004. Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
	C3	Samarbeid om økt bruk av avløps slam på grøntarealer
	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
	140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
	139	Erfaringer med kloring og UV-stråling av drikkevann
	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)
	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
2005	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)
	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
	C2	Stoff for stoff - kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
	132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
	131	Effektivisering av avløpssektoren
	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
	129	Rørinnspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledning
	C1	Sårbarhet i vannforsyningen
	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
2004	127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
	126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
	125	Mal for forenklet VA-norm
	124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)
	122	Prosesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
	121	Kjøkkenavfallskvern for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge. En kartlegging og sammenstilling
	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk (Erstattet av 138/04)
2003	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)
	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010
	115	Pumping av avløps slam. Pumpetyper, erfaringer og tips
	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
	112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
	111	Utslipp fra bilvaskehall
	110	Utslipp fra bilvaskehall
	109	Utslipp fra bilvaskehall
	108	Utslipp fra bilvaskehall
2002	107	Utslipp fra bilvaskehall
	106	Utslipp fra bilvaskehall
	105	Utslipp fra bilvaskehall
	104	Utslipp fra bilvaskehall
	103	Utslipp fra bilvaskehall
	102	Utslipp fra bilvaskehall
	101	Utslipp fra bilvaskehall
	100	Utslipp fra bilvaskehall
	99	Utslipp fra bilvaskehall
	98	Utslipp fra bilvaskehall
2001	97	Utslipp fra bilvaskehall
	96	Utslipp fra bilvaskehall
	95	Utslipp fra bilvaskehall
	94	Utslipp fra bilvaskehall
	93	Utslipp fra bilvaskehall
	92	Utslipp fra bilvaskehall
	91	Utslipp fra bilvaskehall
	90	Utslipp fra bilvaskehall
	89	Utslipp fra bilvaskehall
	88	Utslipp fra bilvaskehall
2000	87	Utslipp fra bilvaskehall
	86	Utslipp fra bilvaskehall
	85	Utslipp fra bilvaskehall
	84	Utslipp fra bilvaskehall
	83	Utslipp fra bilvaskehall
	82	Utslipp fra bilvaskehall
	81	Utslipp fra bilvaskehall
	80	Utslipp fra bilvaskehall
	79	Utslipp fra bilvaskehall
	78	Utslipp fra bilvaskehall
1999	77	Utslipp fra bilvaskehall
	76	Utslipp fra bilvaskehall
	75	Utslipp fra bilvaskehall
	74	Utslipp fra bilvaskehall
	73	Utslipp fra bilvaskehall
	72	Utslipp fra bilvaskehall
	71	Utslipp fra bilvaskehall
	70	Utslipp fra bilvaskehall
	69	Utslipp fra bilvaskehall
	68	Utslipp fra bilvaskehall
1998	67	Utslipp fra bilvaskehall
	66	Utslipp fra bilvaskehall
	65	Utslipp fra bilvaskehall
	64	Utslipp fra bilvaskehall
	63	Utslipp fra bilvaskehall
	62	Utslipp fra bilvaskehall
	61	Utslipp fra bilvaskehall
	60	Utslipp fra bilvaskehall
	59	Utslipp fra bilvaskehall
	58	Utslipp fra bilvaskehall
1997	57	Utslipp fra bilvaskehall
	56	Utslipp fra bilvaskehall
	55	Utslipp fra bilvaskehall
	54	Utslipp fra bilvaskehall
	53	Utslipp fra bilvaskehall
	52	Utslipp fra bilvaskehall
	51	Utslipp fra bilvaskehall
	50	Utslipp fra bilvaskehall
	49	Utslipp fra bilvaskehall
	48	Utslipp fra bilvaskehall
1996	47	Utslipp fra bilvaskehall
	46	Utslipp fra bilvaskehall
	45	Utslipp fra bilvaskehall
	44	Utslipp fra bilvaskehall
	43	Utslipp fra bilvaskehall
	42	Utslipp fra bilvaskehall
	41	Utslipp fra bilvaskehall
	40	Utslipp fra bilvaskehall
	39	Utslipp fra bilvaskehall
	38	Utslipp fra bilvaskehall
1995	37	Utslipp fra bilvaskehall
	36	Utslipp fra bilvaskehall
	35	Utslipp fra bilvaskehall
	34	Utslipp fra bilvaskehall
	33	Utslipp fra bilvaskehall
	32	Utslipp fra bilvaskehall
	31	Utslipp fra bilvaskehall
	30	Utslipp fra bilvaskehall
	29	Utslipp fra bilvaskehall
	28	Utslipp fra bilvaskehall
1994	27	Utslipp fra bilvaskehall
	26	Utslipp fra bilvaskehall
	25	Utslipp fra bilvaskehall
	24	Utslipp fra bilvaskehall
	23	Utslipp fra bilvaskehall
	22	Utslipp fra bilvaskehall
	21	Utslipp fra bilvaskehall
	20	Utslipp fra bilvaskehall
	19	Utslipp fra bilvaskehall
	18	Utslipp fra bilvaskehall
1993	17	Utslipp fra bilvaskehall
	16	Utslipp fra bilvaskehall
	15	Utslipp fra bilvaskehall
	14	Utslipp fra bilvaskehall
	13	Utslipp fra bilvaskehall
	12	Utslipp fra bilvaskehall
	11	Utslipp fra bilvaskehall
	10	Utslipp fra bilvaskehall
	9	Utslipp fra bilvaskehall
	8	Utslipp fra bilvaskehall
1992	7	Utslipp fra bilvaskehall
	6	Utslipp fra bilvaskehall
	5	Utslipp fra bilvaskehall
	4	Utslipp fra bilvaskehall
	3	Utslipp fra bilvaskehall
	2	Utslipp fra bilvaskehall
	1	Utslipp fra bilvaskehall
	0	Utslipp fra bilvaskehall
	-1	Utslipp fra bilvaskehall
	-2	Utslipp fra bilvaskehall
1991	-3	Utslipp fra bilvaskehall
	-4	Utslipp fra bilvaskehall
	-5	Utslipp fra bilvaskehall
	-6	Utslipp fra bilvaskehall
	-7	Utslipp fra bilvaskehall
	-8	Utslipp fra bilvaskehall
	-9	Utslipp fra bilvaskehall
	-10	Utslipp fra bilvaskehall
	-11	Utslipp fra bilvaskehall
	-12	Utslipp fra bilvaskehall
1990	-13	Utslipp fra bilvaskehall
	-14	Utslipp fra bilvaskehall
	-15	Utslipp fra bilvaskehall
	-16	Utslipp fra bilvaskehall
	-17	Utslipp fra bilvaskehall
	-18	Utslipp fra bilvaskehall
	-19	Utslipp fra bilvaskehall
	-20	Utslipp fra bilvaskehall
	-21	Utslipp fra bilvaskehall
	-22	Utslipp fra bilvaskehall
1989	-23	Utslipp fra bilvaskehall
	-24	Utslipp fra bilvaskehall
	-25	Utslipp fra bilvaskehall
	-26	Utslipp fra bilvaskehall
	-27	Utslipp fra bilvaskehall
	-28	Utslipp fra bilvaskehall
	-29	Utslipp fra bilvaskehall
	-30	Utslipp fra bilvaskehall
	-31	Utslipp fra bilvaskehall
	-32	Utslipp fra bilvaskehall
1988	-33	Utslipp fra bilvaskehall
	-34	Utslipp fra bilvaskehall
	-35	Utslipp fra bilvaskehall
	-36	Utslipp fra bilvaskehall
	-37	Utslipp fra bilvaskehall
	-38	Utslipp fra bilvaskehall
	-39	Utslipp fra bilvaskehall
	-40	Utslipp fra bil



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