

Prosjektrapport

Optimal desinfeksjons- praksis for drikkevann



AL Norsk vann og avløp BA

NORVAR-rapporter

Norsk vann og avløp BA – NORVAR BA – er en landsdekkende interesse- og kompetanseorganisasjon i vann- og avløpssektoren som eies av norske kommuner og VA-verk. NORVAR BA organiserer samarbeid mellom VA-verkene i tekniske, økonomiske og administrative spørsmål.

Et ledd i dette arbeidet er utgivelse av NORVAR-rapporter. Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige NORVAR-rapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem, NORVARprosjekt
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i NORVAR BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. NORVAR-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 NORVARprosjekt, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

NORVAR-rapport

AL Norsk vann og avløp BA

Postadresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Webadresse: www.norvar.no
Besøksadresse: Vangsvegen 143, Hamar
Telefon: 62 55 30 30

Rapportnummer:	147 - 2006
Dato:	30. mai 2006
Antall sider (inkl. bilag):	136
Tilgjengelighet:	Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel:

Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann

Forfatter(e):

Hallvard Ødegaard, Liv Fiksdal og Stein W. Østerhus, NTNU

Ekstrakt:

Drikkevannsforskriften stiller krav til at det skal være minimum to hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem, hvorav desinfeksjon normalt utgjør den ene barrieren. Nyere forskning viser at de ulike desinfeksjonsmetodene har forskjellige styrker og svakheter, og det er vanskelig å vite hva som vil være en optimal og fremtidsrettet desinfeksjonspraksis.

I rapporten er det gjort en vurdering av hvilke patogener man skal ha barriere mot (kap. 2), en gjennomgang av forskjellige desinfeksjonsmetoder (kap. 3), en innføring i bruk av aktuelle redskap for risikoanalyse og risikostyring (kap. 4) og en statusbeskrivelse av dagens norske desinfeksjonspraksis (kap. 5).

Et sentralt element i prosjektet har vært å sammenlikne norsk desinfeksjonspraksis med den i andre land, gjennom en omfattende spørreundersøkelse rettet mot eksperter i en rekke land (kap. 6). Det er også gjort en gjennomgang av de amerikanske reglene for "multiple barrier" og bruk av Ct-prinsippet i dimensjonering av desinfeksjonsprosesser (kap. 7).

Basert på det omfattende grunnlagsmaterialet i kap. 2-7, er det utarbeidet forslag til en norsk prosedyre for å kunne bestemme hva som vil være god desinfeksjonspraksis for det enkelte vannverk (kap. 8). Det er videre utarbeidet forslag til en "verktøykasse" med beregnings- og test-metoder for desinfeksjonsprosesser (kap. 9). Avslutningsvis er det gitt en rekke anbefalinger for hvordan man bør gå videre i arbeidet med å sikre en tilfredsstillende drikkevannskvalitet gjennom optimal desinfeksjonspraksis i Norge (kap. 10).

Emneord, norske:

Vannforsyning
Desinfeksjon
Prosedyre
Verktøykasse

Emneord, engelske:

Water supply
Disinfection
Procedure
Tool kit

Andre utgaver:

ISBN 82-414-0273-2

FORORD

Desinfeksjon av drikkevann har vært og er fortsatt et av de viktigste forebyggende tiltak for å hindre sykdomsutbrudd og dødsfall i befolkningen. Drikkevannsforskriften stiller krav om minimum to hygieniske barrierer totalt i et vannforsyningssystem. For de fleste norske vannverk utgjør desinfeksjonstrinnet den ene hygieniske barrieren, mens vannkilde/nedbørfelt eller annen vannbehandling utgjør den andre barrieren.

Det kommer stadig nye forskningsresultater som viser at de ulike desinfeksjonsmetodene har forskjellige styrker og svakheter som hygienisk barriere. Det er derfor vanskelig å spå hva som vil være en optimal desinfeksjonspraksis for norske forhold i årene fremover.

Målet med dette prosjektet har vært å få økt kunnskap om drikkevannsdesinfeksjon i den norske vannverksbransjen, basert på studier av nyere forskningsresultater og policy i ledende miljøer internasjonalt. Hensikten er å gi den enkelte vannverkseier en kunnskapsplattform for å kunne ta en aktiv rolle i dialogen med Mattilsynet om hva som vil være en optimal og fremtidsrettet desinfeksjonspraksis for eget vannverk.

Det er utarbeidet to rapporter i dette prosjektet:

- 1) denne hovedrapporten (foreligger både i trykket format og i elektronisk format på www.norvar.no)
- 2) en tilleggsrapport som er mer omfattende enn hovedrapporten, særlig mht. innhold av teknisk karakter (foreligger kun i elektronisk format på www.norvar.no)

Rapportene er skrevet av professor Hallvard Ødegaard, med bistand fra professor Liv Fiksdal og dr.ing. Stein W. Østerhus ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Hallvard Ødegaard har vært hovedforfatter og ansvarlig for oppdraget overfor NORVAR.

Arbeidet med rapportene har vært finansiert med kr 200.000 fra NORVARprosjekt, kr 100.000 fra Mattilsynet og kr 60.000 fra NORVARs vanngruppe. I tillegg har Hallvard Ødegaard og hans medarbeidere lagt ned en uvurderlig egeninnsats i prosjektet, som de fortjener stor takk for!

Styringsgruppen for prosjektet har bestått av fagutvalget for NORVARs vanngruppe (Sverre Mollatt, VIV IKS, Halvard Kierulf, Trondheim kommune, Nils Saltveit, VAV, Oslo kommune, Arne Blomli, Narvik VAR KF, Gunnar Bjørnson, Tveiten AS, Signe Kvandal, Voss kommune), Lars Hagen, VAV, Oslo kommune, samt Morten Nicholls, Mattilsynet. NORVARs prosjektleder har vært Toril Hofshagen.

En viktig del av prosjektet har vært å drøfte ulike spørsmålsstillinger med kompetansemiljøer i Norge. Det har derfor vært avholdt to større workshop`er underveis i arbeidet, der representanter for statlige myndigheter, vannverkseiere, rådgivermiljøer, forskningsmiljøer og driftsassistanser har deltatt. Det har dessuten vært gjennomført en høringsrunde før ferdigstilling av rapporten, der deltakerne på workshop`ene har hatt anledning til å gi innspill.

NORVAR vil få takke alle bidragsytere for nyttige innspill og diskusjoner underveis i arbeidet!

Vi presiserer for ordens skyld at det er forfatterne som står bak anbefalingene i rapporten, og at de ikke formelt har vært behandlet i NORVARs organer.

Vi håper og tror at det omfattende arbeidet som er nedlagt i dette prosjektet, vil bidra til en viktig kompetanseheving i det norske drikkevannsfaglige miljøet.

Samtidig er det viktig å presisere at dette er starten på et arbeid som må videreføres i årene som kommer. Eksempelvis må prosedyren for beregning av nødvendig sluttdeinfeksjon, som er foreslått i kap. 8, testes ut i praksis ved en del vannverk for å få en "kalibrering" av inngangsverdiene i prosedyren, som er tilpasset norske forhold. Likeledes er det viktig å videreutvikle innholdet i "verktøykassen" med beregnings- og testmetoder for desinfeksjon, som er foreslått i kap. 9. Det er også stort behov for å gå videre i arbeidet med vurdering av ulike vannkilders egnethet som hygienisk barriere.

Fagutvalget for NORVARs vanngruppe og NORVARs administrasjon har derfor ambisjoner om å satse på en videreutvikling i årene som kommer, med utgangspunkt i det solide og nyskapende grunnlagsarbeidet som her er gjort.

Hamar, 30. mai 2006

Toril Hofshagen

Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse	1
Sammendrag	5
1 Introduksjon	12
2 Patogener som man skal ha barrierer mot	15
2.1 Typer av patogener og forekomst i vann	15
2.2 Indikator mikroorganismer	16
2.3 Behovet for beredskap mot patogene mikroorganismer i norsk drikkevann	17
3 Oversikt over desinfeksjonsmetoder	18
3.1 Generelt om desinfeksjon	18
3.1.1 Desinfeksjonsmekanismer	18
3.1.2 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten	18
3.1.2.1 Kontakttid	18
3.1.2.2 Konsentrasjon av desinfeksjonsmidlet	19
3.1.2.3 Ct-verdien	20
3.1.2.4 Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren	21
3.1.2.5 Temperatur	23
3.1.2.6 Vannets sammensetning	23
3.1.3 Noen desinfeksjonsbegreper	23
3.2 Desinfeksjon med klorforbindelser	23
3.2.1 Desinfeksjon med klor	24
3.2.2 Bruk av kloramin for sekundærdesinfeksjon	25
3.2.3 Bruk av klordioksid	25
3.2.4 Effektiviteten av klorforbindelser til desinfeksjon	25
3.2.4.1 Bakterier	26
3.2.4.2 Virus	26
3.2.4.3 Parasitter	27
3.2.5 Dannelse av desinfeksjonsbiprodukter	28
3.3 Desinfeksjon med ozon	28
3.3.1 Generelt om ozon	28
3.3.2 Innblandings-, kontakt- og reaksjonstanker	28
3.3.3 Desinfeksjonseffektivitet ved ozonering	29
3.3.3.1 Bakterier	29
3.3.3.2 Virus	30
3.3.3.3 Parasitter	30
3.3.4 Desinfeksjonsbiprodukter ved ozonering	31
3.4 Desinfeksjon med UV-bestråling	31
3.4.1 Generelt om UV-desinfeksjon	31
3.4.2 UV-dose og dosefordeling	32
3.4.3 UV-anlegg	32
3.4.4 Godkjenning av UV-aggregater	34
3.4.5 Inaktiveringseffektivitet ved UV-desinfeksjon	34
3.4.5.1 Bakterier	35
3.4.5.2 Virus	36
3.4.5.3 Parasitter	37
3.4.5.4 Indikatorer og modellorganismer	37
3.4.5.5 Oppsummering når det gjelder inaktiveringseffekt med UV	39
3.5 Avanserte oksidasjonsmetoder	41
3.5.1 Ozon baserte prosesser	41

3.5.2	Hydrogenperoksid baserte løsninger.....	41
3.5.3	Katalysatorbaserte metoder	42
3.5.4	Potensialet for AOP i Norge.....	42
3.6	Bruk av flere desinfeksjonstiltak samtidig (kombinert desinfeksjon).....	42
3.6.1	Ozon/klor eller ozon/kloramin	43
3.6.2	Ozon/UV	43
3.6.3	UV/klor eventuelt UV/kloramin	44
3.7	Inaktiveringseffekt ved andre vannbehandlingsmetoder.....	45
4	Risiko og sårbarhet.....	46
4.1	Problemstilling	46
4.2	Helsebaserte mål for vannforsyningen.....	46
4.3	Identifikasjon av uønskede hendelser	47
4.4	Bestemmelse av risiko.....	47
4.5	Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA)	48
4.6	Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) – et redskap for å styre risiko og vannkvalitet.....	49
4.7	Water Safety Plan.....	50
4.8	Dagens praksis mhp risikohåndtering ved europeiske vannverk	51
5	Norsk desinfeksjonspraksis i dag	53
5.1	Desinfeksjon ved norske vannverk	53
5.1.1	Registrerte brudd på kravet om null <i>E. coli</i> i levert vann	55
5.1.2	Svikt i hygieniske barrierer	55
5.1.3	Erfaringer med kloreringsanlegg og UV-anlegg.....	56
5.2	Eksisterende veiledninger mht desinfeksjonspraksis	56
5.2.1	Tilsigsområde/vannkilde som hygienisk barriere	57
5.2.2	Vannbehandling som hygienisk barriere.....	57
6	Desinfeksjonspraksis i andre land sammenlignet med den i Norge.....	59
6.1	Opplegget for spørreundersøkelsen.....	59
6.2	Generelt om desinfeksjonspraksis.....	60
6.2.1	Sammenligning av norsk desinfeksjonspraksis generelt med den i andre land.....	61
6.3	Om lover, forskrifter og standarder.....	62
6.3.1	Sammenligning av lover, forskrifter og standarder i Norge med den i andre land	64
6.4	Om indikatororganismer og patogener.....	65
6.4.1	Sammenligning vedrørende bruk av indikatororganismer samt frykt for sykdomsfremkallende mikroorganismer i Norge og i andre land.....	66
6.5	Om bruk av desinfeksjonsmetoder	67
6.5.1	Sammenligning mellom Norge og andre land mht bruk av ulike desinfeksjonsmetoder	69
6.6	Om tilsettingspunkt og doseringsmengde	69
6.6.1	Sammenligning mellom Norge og andre land når det gjelder tilsettingspunkt og doseringsmengde	72
6.6.1.1	Tilsettingspunkt.....	72
6.6.1.2	Doseringsmengder.....	72
6.6.1.3	Kontaktid.....	73
6.7	Om rest av desinfeksjonsmiddel	73
6.7.1	Sammenligning av praksis i Norge og andre land mht desinfeksjonsrest.....	74
6.8	Om dimensjoneringskriterier.....	75
6.8.1	Sammenligning vedrørende dimensjoneringskriterier	76
6.9	Generelle kommentarer	76

6.10	Oppsummering vedrørende desinfeksjonspraksis i andre land	77
6.10.1	Lover og regler vedrørende desinfeksjon	77
6.10.2	Bruk av sluttdesinfeksjon i vannbehandlingen	77
6.10.3	Bruk av klor som desinfeksjonsmiddel	78
6.10.4	Bruk av kraftigere oksidasjonsmidler	78
6.10.5	Rest av desinfeksjonsmiddel	78
6.10.6	Sikring av desinfeksjonen som tilstrekkelig hygienisk barriere	79
7	Amerikanske regler for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg	80
7.1	Grunnlagsdokumenter	80
7.2	Andre behandlingsprosesser	80
7.3	Klorering	81
7.4	Ozonering	83
7.5	UV-bestråling	84
8	Forslag til en prosedyre for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis	87
8.1	Oppbygning av en prosedyre	87
8.1.1	"Risikosituasjonen"	87
8.1.2	"Sårbarhetssituasjonen"	88
8.1.3	Vannkvalitetssituasjonen	89
8.1.4	Tiltak i nedslagsfelt/kilde og øvrige vannbehandlingstiltak	90
8.2	Bestemmelse av kvalitetsnivå	90
8.3	Bestemmelse av barrierehøyde	92
8.4	Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, avhengig av "sårbarhetssituasjon"	93
8.5	Log-kreditt for vannbehandling	95
8.6	Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen	96
9	Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon	98
9.1	Dimensjoneringsgrunnlag	98
9.1.1	Dimensjonerende vannmengde	98
9.1.2	Dimensjonerende sammensetning på vannet som skal desinfiseres	99
9.1.3	Dimensjonerende temperatur	99
9.2	Generelt om Ct-beregning og bestemmelse av nødvendig dose	99
9.3	Klorering	100
9.3.1	Prosessforløpet	100
9.3.2	Bestemmelse av t_{eff} i Ct-beregningen	101
9.3.3	Bestemmelse av C_{eff} i Ct-beregningen	102
9.3.4	Nødvendig klordose	103
9.3.5	Beregningsprosedyre og bruk av Ct for klor	104
9.3.5.1	Dokumentasjon i driftssituasjon	104
9.3.5.2	Dimensjonering	105
9.3.5.3	Testprosedyre for bestemmelse av klorkonstanter	106
9.4	Ozonering	107
9.4.1	Prosessforløpet	107
9.4.2	Reaktortyper	110
9.4.3	Bestemmelse av t_{eff} i Ct-beregningen	110
9.4.4	Bestemmelse av C_{eff} i Ct-beregningen	111
9.4.4.1	Definisjon av parametere	111
9.4.4.2	C_{eff} i kontakttanken	112
9.4.4.3	C_{eff} i reaksjonstanken	112
9.4.5	Nødvendig ozondose	114
9.4.6	Beregningsprosedyre og bruk av Ct for ozon	115

9.4.6.1	Dokumentasjon i driftssituasjonen	115
9.4.6.2	Dimensjoneringssituasjon	117
9.4.6.3	Testprosedyre for bestemmelse av ozonkonstanter.....	118
9.5	UV-bestråling	119
9.5.1	Dimensjonering og drift av UV-anlegg.....	120
9.6	Dimensjonerende Ct-verdier	124
10	Anbefalinger.....	126
10.1	Anbefalinger mht planleggingsprosedyre	126
10.2	Om beregnings- og testmetoder for klor og ozon	127
10.3	Om testmetoder for dimensjonering av UV-anlegg	128
10.4	Anbefalinger mht overvåkning av patogene mikroorganismer.....	128
10.5	Anbefalinger mht risiko og sårbarhet.....	129
	Referanser.....	130

Sammendrag

Det er et betydelig kunnskapsbehov vedrørende desinfeksjon her i landet. Det prosjektet som NORVAR har igangsatt og som denne rapporten er et resultat av, tar primært sikte på å sammenstille kunnskap på feltet med tanke på å øke kompetansen om desinfeksjon i vannverksbransjen. I prosjektbeskrivelsen er det spesielt trukket frem at man skal gi en oversikt over desinfeksjonspraksis i andre land og å sammenligne denne norske praksis. Denne informasjonen skal sammen med gjennomgang av sentrale elementer i forbindelse med desinfeksjon (patogenindikatorer, desinfeksjonsmetoder og deres effektivitet etc.) danne grunnlag for forslag til hvordan desinfeksjonspraksis i Norge vil kunne utvikles i lys av intensjonene og innholdet i drikkevannsforskriften.

Det er laget to rapporter i prosjektet:

- 1) selve hovedrapporten og
- 2) en tilleggsrapport som er mer omfattende enn hovedrapporten spesielt, mht innhold av teknisk karakter.

Dette er hovedrapporten. Tilleggsrapporten kan lastes ned fra NORVARs hjemmesider (www.norvar.no).

De to viktigste årsakene til at det er behov for en revisjon av den desinfeksjonspraksis man har hatt i Norge de siste tiårene, er:

- Endringer i drikkevannsforskriften (01.01.2002) og spesielt kravet her om ”to hygieniske barrierer”
- Erkjennelsen av at man også i norske vannkilder må regne med at det forekommer klorresistente patogene mikroorganismer (parasitter)

Patogene mikroorganismer og indikatororganismer

Som et alternativ til direkte påvisning av patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer er man henvist til å benytte indikatororganismer, stort sett indikatorbakterier.

I Norge og i de fleste andre land er *Campylobacter* den bakterie som er den viktigste årsaken til vannbårne utbrudd. *Campylobacter* er ikke spesielt resistent overfor desinfeksjon, og *E. coli* anses derfor for å være en god indikator for nærvær av bakterier etter desinfeksjon.

Norovirus er den hyppigste årsak til vannbårne sykdomsutbrudd forårsaket av vann både i Norge og i mange andre land. Fordi norovirus generelt har noe høyere motstand mot desinfeksjon enn *E. coli*, så er ikke *E. coli* en pålitelig indikator mht nærvær av norovirus etter desinfeksjon. Adenovirus (f. eks. type 40 og 41), er påvist i vannkilder og i behandlet vann. Dette viruset kan få stor betydning for desinfeksjonspraksis, fordi det har høy resistens mot desinfeksjon, i særdeleshet mot UV-bestråling.

Cryptosporidium er en parasitt som omfatter 8 arter, og av dem er det *C. parvum* som har forårsaket de fleste infeksjoner hos mennesker. Oocystene er svært motstandsdyktige overfor klorering, mindre overfor ozon og lite motstandsdyktige overfor UV. I de siste 20 år er det rapportert flere vannbårne utbrudd forårsaket av parasitten *Giardia* i Vest-Europa. *Giardia* cystene er mer resistente enn fekale bakterier overfor klor og ozon, men ikke så resistente som *Cryptosporidium*. Parasittene er lite resistente overfor UV-bestråling. Generelt vil *E. coli*

derfor ikke være en pålitelig indikator for nærvær av parasitter i drikkevann etter desinfeksjon.

På grunn av sin høye resistens mot desinfeksjon blir sporer av *Clostridium perfringens* benyttet som indikator for parasitter (*Giardia* og *Cryptosporidium*) i flere land.

Muggsopp har de senere årene fått økt oppmerksomhet som årsak til allergier og infeksjoner hos mennesker. Muggsopp-sporer kan være resistente overfor ulike desinfeksjonsmetoder (klor, UV), men fjernes godt som partikler (koagulering/filtrering, membranfiltrering).

Forekomst av patogener i norsk drikkevann

Det forekommer årlige sykdomsutbrudd i Norge pga vannbåren smitteoverføring. I løpet av perioden 1988-2002 ble det registrert i alt 72 vannbårne sykdomsutbrudd i Norge.

Campylobacter var årsak ved 26 % av utbruddene, norovirus ved 18 %, mens smittestoffet var ukjent i 46 % av utbruddene. *Cryptosporidium* er ikke identifisert som sykdomsårsak i Norge, mens *Giardia* for første gang ble registrert som årsak i 2004.

Basert på den informasjonen en har innhentet i dette prosjektet, er det gjort et grovt anslag over mulig konsentrasjonsnivå av de viktigste patogene mikroorganismer i norske vannforekomster (overflatevann).

Patogene virus:	Norovirus:	0-2000 per l
Patogene bakterier:	<i>Campylobacter</i> :	0-50 per 100 ml
Patogene protozoer:	<i>Giardia</i> :	0-4 per 10 l
	<i>Cryptosporidium</i> :	0-4 per 10 l

Utviklingen i Norge

Selv om vannverkseiere selvsagt må ta utgangspunkt i de indikatororganismer som ligger til grunn i drikkevannsforskriften, er det grunn til i større grad å kartlegge situasjonen i vannkildene mer spesifikt, spesielt mht virus og parasitter. Det kan være grunn til å stille spørsmålstegn ved om de indikatororganismer vi benytter for overvåkning av vannkvalitet i henhold til drikkevannsforskriften, er egnet som indikatorer for vurdering av barrierevirkning ved desinfeksjon.

Denne rapporten viser at noen av desinfeksjonsmetodene er mer effektive overfor en patogentype, mens en annen metode er mer effektiv overfor en annen patogentype. Av de patogener som vi dag kan tenkes å ha barriere mot, er *Cryptosporidium* mest resistent overfor klor, mens Adenovirus er mest resistent overfor UV-bestråling. Dersom man skal legge disse to mikroorganismene til grunn for vår praksis og politikk med hensyn til utøvelsen av kravet til to hygieniske barrierer, vil det kreve en betydelig omlegging av norsk desinfeksjonspraksis.

Desinfeksjonsmetoder og metoder som fjerner patogener

De dominerende desinfeksjonsmetoder i Norge er klorering og UV-bestråling. Disse metodene, samt andre metoder som i større grad er i bruk i andre land, bl.a. ozonering, er grundig diskutert i rapporten.

De ulike desinfeksjonsmetodene har ulik inaktiveringseffektivitet overfor ulike mikroorganismer. Det er en direkte sammenheng mellom inaktiveringseffektivitet og Ct-verdi. Ct-verdien blir derfor svært sentral for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg,

fordi den kan fortelle oss hvilken inaktiveringsgrad vi kan forvente ved en bestemt konsentrasjon (C) av et desinfeksjonsmiddel og en bestemt kontaktid (t) mellom den aktuelle mikroorganisme og den aktuelle konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel.

Desinfeksjonsmetoder

Klorering er fortsatt den vanligste metode når vi betrakter antall mennesker forsynt eller m³ vann behandlet. I mange land arbeider man imidlertid med strategier for å erstatte klor som desinfeksjonsmiddel. Dette skyldes:

- Dannelse av helseskadelige biprodukter når klor reagerer med naturlig organisk stoff
- Klors dårlige inaktiveringseffektivitet overfor parasitter

UV-bestråling øker sterkt i omfang først og fremst for å ”demme opp” for parasitter. Det er imidlertid en viss usikkerhet knyttet til bruk av UV pga den lave effektiviteten overfor visse typer av virus (Adenovirus).

Ozonering er lite brukt i Norge. Hovedsakelig brukes metoden som forbehandling i anlegg for ozonering/-biofiltrering. Kombinert med UV-bestråling vil metoden (riktig dimensjonert) gi en høy barriereeffekt mht alle de aktuelle patogene mikroorganismer.

Kloramin er lite brukt i Norge, og klordioksid brukes ikke i det hele tatt.

Desinfeksjonsmetodenes effektivitet

I rapporten har man gått gjennom ulike effektiviteter mhp inaktivering som er rapportert:

Klor-forbindelser

- Klor er et svært effektivt desinfeksjonsmiddel overfor bakterier, og rapporterte Ct-verdier ligger vanligvis under 2 mg·min/l for 3 log inaktivering ved 1°C.
- Noen enteriske virus er mer resistente overfor fri klor enn bakterier og krever høye Ct-verdier for inaktivering (for eksempel er det rapportert om Ct = 30 mg·min/l for Poliovirus for 4 log inaktivering).
- Klor er svært lite effektivt overfor parasitter og krever så høye Ct-verdier for inaktivering at bruk av klor for inaktivering av parasitter er praktisk/økonomisk uinteressant.
- Kloramin er lite effektivt både overfor bakterier, virus og parasitter, mens klordioksid er om lag like effektivt som klor overfor bakterier og virus, men noe mer effektivt overfor parasitter.

Ozon

- Ozon er svært effektivt overfor bakterier (Ct < 1 mg·min/l for 3 log inaktivering ved 1°C).
- Ozon er mer effektivt enn klor overfor virus (Ct < 2 mg·min/l for 3 log inaktivering ved 1°C).
- Ozon er effektivt overfor *Giardia* (Ct < 3 mg·min/l for 2 log inaktivering ved 1°C), men er mindre effektivt overfor *Cryptosporidium* (Ct > 25 ved 2 log inaktivering ved 1°C).

UV-bestråling

- UV-bestråling er svært effektivt overfor bakterier (< 15 mJ/cm² for 3 log inaktivering ved 1°C).

- UV-bestråling er effektivt overfor de fleste virus ($< 30 \text{ mJ/cm}^2$ for 3 log inaktivering ved 1°C), men det finnes virus, Adenovirus type 40 og 41, som er svært resistent overfor UV ($> 150 \text{ mJ/cm}^2$ for 3 log inaktivering ved 1°C).
- UV-bestråling er svært effektivt overfor parasitter ($< 10 \text{ mJ/cm}^2$ for 2 log inaktivering ved 1°C).

Risiko og sårbarhet

Begrepene risiko og sårbarhet kan knyttes til:

- 1) mulige interne svakheter ved vannforsyningen, som for eksempel kildevalg, svikt ved desinfeksjonsanlegg og installasjoner på ledningsnettet, ledningsbrudd mm og
- 2) eksterne trusler, for eksempel av typen terrorangrep og ekstreme naturhendelser.

Rapporten gir en innføring i bakgrunn og status for bruk av aktuelle redskap for risikoanalyse og risikostyring i vannforsyningen. Utviklingen går nå mot en mer metodisk sikring av hele vannforsyningssystemet og hvor risikoanalyse er grunnlaget for denne sikringen (WHO 2004).

For å bestemme risikoen for infeksjon som er knyttet til vannforsyningssystemet inklusive desinfeksjonstrinnet, kan en benytte epidemiologiske undersøkelser eller en såkalt kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (Quantitative Microbial Risk Analysis - QMRA). QMRA er blitt lansert (WHO 2004) som et potensielt redskap for å ta beslutninger angående tiltak i vannforsyningssystemet, relatert til å oppnå kvantitative, helsebaserte mål. En Hazard Analysis Critical Control Point (HACCP) prosedyre kan være et redskap for å styre og kontrollere sikkerheten ved vannverket. Sentralt i denne prosedyren er såkalte kritiske kontrollpunkt (CCP). I rapporten gjennomgås de sentrale elementene i HACCP og QMRA.

Norsk desinfeksjonspraksis i dag

På grunnlag av gjennomgang av data i Vannverksregisteret for 2005 og driftserfaringer ved norske vannverk kan man oppsummere som følger:

- Et forbausende stort antall vannverk (530 eller 31 % av alle) har ikke desinfeksjon i det hele tatt, noe som er i strid med bestemmelsene i drikkevannsforskriften. Spesielt er det forbausende at hele 217 overflatevannverk (hvorav 23 vannverk > 1.000 personer) ikke har noen form for desinfeksjon.
- Klorering og UV-bestråling dominerer som desinfeksjonsmetoder i Norge. Det er flere UV-anlegg enn kloranlegg, men de største anleggene er basert på klor. Det er bare 11 UV-anlegg > 10.000 personer i Norge, mens det er 61 kloranlegg, hvorav 4 også har UV.
- Det er få ozonanlegg (4 registrerte) – alle i anlegg for ozonering/biofiltrering hvor ozon både er brukt som desinfeksjonsmiddel og oksidasjonsmiddel (bl.a. for å fjerne farge).
- Blant de vannverk som har en eller annen form for desinfeksjon, er det langt flere anlegg som kun har desinfeksjon (evt to desinfeksjonssteg med ulike metoder) enn anlegg som kombinerer en form for hygienebarriere gjennom partikkelfjerning med en desinfeksjonsmetode (evt to stegs desinfeksjon).
- Det er et betydelig antall membranlegg (26 % av alle membranlegg) som ikke har noe eget desinfeksjonssteg.

- Det er et ikke ubetydelig antall vannverk som har levert vann som har avvik i kravet om null *E. coli*.
- Det er ikke uvanlig med svikt i desinfeksjonsanleggene, og det virker som om beredskapen mot svikt er dårligere enn man skulle ønske.
- Problemer knyttet til strømforsyningen (svikt eller spenningsvariasjoner) representerer et problem for desinfeksjonsanleggene ved flere vannverk.
- Det kan virke som driftspersonalet på flere vannverk har dårlig kontroll på hva som faktisk doseres av klor eller av UV-stråling.

Desinfeksjonspraksis i andre land sammenlignet med den i Norge

Et sentralt element i dette prosjektet har vært å sammenligne norsk desinfeksjonspraksis med den i andre land, for å se om norsk praksis skiller seg vesentlig ut og om det er erfaringer fra andre land som kan være verdt å ta med når en optimal norsk desinfeksjonspraksis skal utmeisles. Det ble derfor innledningsvis i prosjektet satt i gang en omfattende spørreundersøkelse som ble besvart av eksperter i en rekke land. Fra denne kan det pekes på følgende forhold:

Lover og regler vedrørende desinfeksjon

Svært mange land arbeider med revisjon av sine lover og regler. Dette er utvilsomt initiert av de store vannbårne epidemier (for eksempel forårsaket av parasitter) som man har opplevd de 10 siste år.

Bruk av sluttdesinfeksjon i vannbehandlingen

Vi har i Norge nå en ambisjon om at alt vann levert til forbruker skal være desinfisert. Enkelte land (Nederland, Tyskland, Sveits) går i motsatt retning (spesielt hva angår bruk av klor). I disse landene synes politikken å være å gå så langt det er mulig i retning av så omfattende forbehandling at behovet for en sluttdesinfeksjon faller bort. Det er ingen tvil om at det er en sterk "trend" i retning av å redusere bruken av klor som desinfeksjonsmiddel i mange land.

Bruk av kraftigere oksidasjonsmidler

I de fleste land er det en interesse for og økning i bruk av avanserte kjemiske oksidasjonsprosesser (AOP) for å redusere innholdet av organiske mikroforurensninger (pesticider, farmakologiske restprodukter, hormonhermere etc). Disse kraftige oksidasjonsmetodene representerer også en sikker desinfeksjon og kan representere et viktig element i oppbygningen av tilstrekkelige hygieniske barrierer i et anlegg uten å være sluttdesinfeksjon.

Desinfeksjonsrest

I enkelte land (for eksempel UK) er det en klar oppfatning i vannbransjen at vann skal leveres med en desinfeksjonsrest basert på føre-var prinsippet og med tanke på forurensning av distribusjonsnettet, mens andre land (for eksempel Nederland, Tyskland og Sveits) mener at vannet som sendes ut på nettet, må være så biostabilt at desinfeksjonsrest på nettet ikke er nødvendig.

Sikring av desinfeksjonen som tilstrekkelig hygienisk barriere

På dette punktet synes det å være to fremherskende strategier:

1. Å måle på indikatororganismer etter desinfeksjonen og legge opp denne (dimensjonering og drift) slik at kravet om fravær av disse (evt kravet om fjerningsgrad, for eksempel log-reduksjon) tilfredstilles.

2. Å legge opp til et krav til dimensjonering og drift (inklusive sikkerhetsfaktorer, hvor hensynet til risiko, sikkerhet og sårbarhet er trukket inn) som er slik at man med stor sannsynlighet er garantert å møte de aktuelle kravene til hygienisk barriere.

Vi støtter den strategi som innebærer krav til dimensjonering og drift (som benyttes i USA og Canada) og vil anbefale at det her i landet etableres en prosedyre for å finne fram til hva som kan regnes for å være tilstrekkelig hygienisk barriere, som baserer seg på et tilsvarende prinsipp hva angår dimensjonering og drift.

Dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg med utgangspunkt i amerikanske regelverk

Det er gjort en gjennomgang av de amerikanske reglene som er basert på Ct-prinsippet og på et "multiple barrier" konsept. Selv om de amerikanske reglene er svært grundige, er de for kompliserte til å være direkte anvendelige for norske forhold. Det er imidlertid en rekke elementer ved reglene som kan være aktuelle, og i vårt forslag til verktøykasse har vi tatt utgangspunkt i de amerikanske reglene, men gjort betydelige forenklinger og tilpasninger.

Forslag til en prosedyre for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis

Det er laget et forslag til en prosedyre for hvordan man skal gå fram for å bestemme hva som vil være god desinfeksjonspraksis i et gitt tilfelle. Prosedyren tar utgangspunkt i:

- vannverkets størrelse
- type av vannkilde
- hvilken vannkvalitet man kan ventes å ha i kilden
- hvilken vannbehandling utover desinfeksjon man legger opp til

Vi har foreslått å ta utgangspunkt i vannverkets størrelse (antall personer forsynt, p), der det benyttes tre nivåer; < 1000 p, 1000 – 10.000 p og > 10.000 p ettersom dette ville fange godt opp størrelsesstrukturen i norsk vannforsyning. Videre har vi skilt mellom tre typer av vannkilder; grunnvann, overflatevann fra innsjøer og overflatevann fra elver og bekker.

Prosedyren leder fram til hva inaktiveringsgraden av ulike organismegrupper bør være i slutt desinfeksjonen, og dette vil danne grunnlag for dimensjonering og drift av det primære desinfeksjonsanlegget i vannverket.

Man bestemmer vannverkets kvalitetsnivå på grunnlag av dets størrelse og kildekvalitet. Vannkvaliteten i kilden baseres på historiske data om forekomst av *E. coli* og *C. perfringens* samt (i de fleste tilfeller) en ytterligere kartlegging av *C. perfringens* sporer og parasitter (*Cryptosporidium* og *Giardia*). Kvalitetsnivået fører fram til nødvendig barrierehøyde som oppgis som et visst antall log-reduksjoner som må oppnås i vannverket totalt for hhv bakterier, virus og parasitter. Så gis det kreditt (log-kreditt) for tiltak i nedslagsfelt/kilde, avhengig av vannkildetype, og for vannbehandlingstiltak utover slutt desinfeksjonen, slik at man til slutt kan beregne den log-reduksjon som slutt desinfeksjonen må sikre.

Denne log-reduksjonen legges så til grunn for dimensjonering og valg av slutt desinfeksjonen gjennom bruk av Ct-begrepet (evt dose-begrepet (= I·t) for UV).

Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon

Det foreslås etablert et sett av beregningsmetoder og/eller testmetoder som gjør det mulig å verifisere at man ved en utforming og drift av den aktuelle desinfeksjonsmetoden, oppnår den log-reduksjon som prosedyren omtalt over tilsier. Grunnlaget er:

- Dokumentasjon basert på Ct-prinsippet ved desinfeksjon med tilsatte oksidasjonsmidler
- Dokumentasjon med biodosimetertest av tilstrekkelig dose ved UV-desinfeksjon

Vi har i denne rapporten lansert forslag til gjennomføring av disse metodene, men det vil være behov for mer detaljer og grundigere retningslinjer, som kan utarbeides i en evt videreføring.

Vi har foreslått forskjeller i beregningsmetodene avhengig av om det er klor, ozon eller UV som skal benyttes for desinfeksjon. Det er også forskjeller i metodene for dimensjonering av doseringsutrustning (doser) og for dimensjonering av anleggsstørrelse/utforming som sikrer tilfredsstillende effekt. I tillegg er det foreslått egen metode for driftsdokumentasjon på eksisterende anlegg.

Anbefalinger

Vi mener at Norge ville være tjent med i større grad å ta i bruk prosedyrer og metoder som gjør det lettere å finne fram til hva som vil være god desinfeksjonspraksis. Derfor anbefaler vi et opplegg basert på tre pilarer:

1. En prosedyre som leder fram til hvilke desinfeksjonsmål (i form av inaktiveringsgrad for ulike patogengrupper) man skal sluttdesinfisere for
2. En "verktøykasse" som inneholder de analyse- og beregningsmetoder som er nødvendige å benytte, for å sikre at man ved dimensjonering og drift klarer å oppfylle de desinfeksjonsmål som punkt 1 leder fram til
3. Et sett av regler/metoder som sikrer at sikkerheten i det foreslåtte desinfeksjonsopplegg blir tilfredsstillende.

Vi har også foreslått en tabell over dimensjonerende Ct-verdier for norske anlegg, som i hovedsak tar utgangspunkt i amerikanske anbefalinger med en del forenklinger og justeringer. Under dimensjoneringen vil beregnet Ct-verdi som beskrevet over, sammenlignes med nødvendig dimensjonerende Ct-verdi angitt i tabellen for de aktuelle betingelsene.

For UV er det ikke angitt Ct-krav. Grunnen til dette er at vi har anbefalt å benytte biodosimetrisk test med UV-dose på 40 mWs/cm^2 som dimensjonerende verdi. Myndighetene bør imidlertid vurdere om denne dimensjonerende UV-dosen er tilstrekkelig for inaktivering av virus.

1 Introduksjon

Desinfeksjon av drikkevann har vært og er fortsatt et av de viktigste forebyggende helsetiltak for å hindre sykdomsutbrudd og dødsfall i befolkningen. Desinfeksjon har derfor vært én av bærebjelkene i det å sikre befolkningen et hygienisk betryggende drikkevann.

Klorering av drikkevann har historisk sett vært den viktigste desinfeksjonsmetoden både i Norge og i andre land. Norge var imidlertid tidlig ute med å ta i bruk UV-bestråling som desinfeksjonsmetode, og antallet UV-anlegg har øket sterkt de senere år. Som det vil fremkomme av denne rapporten, er det i dag 312 vannverk som bruker klorering alene og 528 vannverk som bruker UV alene. I tillegg er det 204 vannverk som har både klorering og UV, slik at det altså totalt er 732 UV-anlegg og 516 kloreringsanlegg i landet (Vannverksregisteret, 2005-data). Regnet i antall personer som mottar vann, er likevel klorering fortsatt den dominerende metode, ettersom UV-anlegg i stor grad har blitt installert ved små og mellomstore vannverk. Også dette er imidlertid i ferd med å forandre seg ettersom UV-anlegg nå blir installert ved store vannverk i bl.a. Oslo og Bergen. I motsetning til i mange andre land, er ozonering lite brukt her i landet, men også interessen for ozon er økende, spesielt som en kombinert metode for humusfjerning og desinfeksjon i anlegg basert på ozonering/biofiltrering.

Det er særlig to årsaker til denne endring i desinfeksjonspraksis, dvs en reduksjon i bruk av klor til fordel for UV og ozon:

1. Kunnskapen om at klor danner helseskadelige klororganiske forbindelser når det reagerer med naturlig organisk materiale (NOM eller humus) i vann
2. Kunnskapen om at enkelte patogene mikroorganismer (særlig parasittiske protozoer) er meget resistente overfor klor

Den norske kloreringspraksis har gjennom årene vært preget av lave klordoser. Dette har medført at dannelsen av klororganiske stoffer ikke har blitt ansett for å være et stort problem. Tiltakene rettet mot fjerning av humus (NOM) har derfor mer vært begrunnet i fjerning av farge enn mot kontroll med dannelsen av klororganiske forbindelser. Man kan imidlertid stille spørsmålsteget ved effektiviteten av kloreringen mange steder nettopp på grunn av de lave dosene som er benyttet, ettersom klorbehovet til oksidasjon av humusstoffer kan ha vært så høyt at restklorkonsentrasjonen kan ha blitt for liten til å gi en sikker hygienisk barriere.

Norsk desinfeksjonspraksis har primært vært rettet mot inaktivering av patogene bakterier og virus. Det har imidlertid ikke vært praksis i den ordinære overvåkingen å analysere mht virus. Man har benyttet indikatorer for effektivitet av desinfeksjonen som man har trodd også vil dekke den potensielle smitte som virus i drikkevann vil kunne representere.

I de senere år har man både i utlandet og i Norge blitt oppmerksom på at epidemier kan skyldes forekomst av klorresistente patogener, hovedsakelig parasittiske protozoer (for eksempel *Cryptosporidium* og *Giardia*) som i det følgende blir referert til som "parasitter". Dette har allerede vært kjent i minst 20 år, men har ikke vært gjenstand for særlig oppmerksomhet i Norge før man for få år siden fikk konstatert at oocyster og cyster av disse parasittene forekommer i om lag 1/3 av norske drikkevannskilder (Robertson og Gjerde, 2001). *Giardia*-epidemien i Bergen høsten 2004 viste at vi også her i landet vil kunne få epidemier dersom de hygieniske barrierene ikke er tilstrekkelige.

UV-bestråling ble ikke tatt i bruk i Norge primært for å demme opp for de problemene som klorering representerer, men mer som en hensiktsmessig og enkel desinfeksjonsmetode for små vannverk. UV-bestråling fører ikke til dannelse av biprodukter i særlig grad, og metoden har vist seg å være effektiv overfor parasitter. Dette har, sammen med det generelle ønsket om å redusere bruken av klor, bidratt til en dreining av desinfeksjonspraksis bort fra klor og i retning av UV-bestråling. Internasjonale undersøkelser har imidlertid vist at UV-bestråling ikke er like effektiv overfor visse typer av virus (spesielt Adenovirus), slik at heller ikke denne metoden er fri for ”lyter”.

Ozonering kan primært betraktes som en oksidasjonsmetode som dessuten gir god desinfeksjonseffektivitet. Det er derfor sjelden at ozonering brukes kun til desinfeksjon. Men også ozonering velges i mange land fremfor klor for desinfeksjonsformål for å hindre dannelse av klororganiske biprodukter og for å oppnå en mer effektiv inaktivering av parasitter (spesielt *Giardia*). Ozonering kan imidlertid danne andre biprodukter (for eksempel bromat) og representerer heller ikke den ”ideelle” desinfeksjonsmetode.

Som det vil fremgå av denne rapporten, har man i mange land også praksis for bruk av klordioksid, som ikke har blitt søkt godkjent som desinfeksjonsmiddel i Norge, og kloramin, som kun brukes i meget beskjeden grad i Norge.

Ved innføringen av den nye drikkevannsforskriften (01.01.2002), ble det nedfelt i forskriftsteksten at norske vannverk skulle ha ”to uavhengige hygieniske barrierer”, hvorav minst én av barrierene skal ligge i desinfeksjonen. Dette, sammen med den generelle utviklingen av desinfeksjonspraksis i Norge og i andre land, har aktualisert mer oppmerksomhet omkring desinfeksjon og desinfeksjonspraksis. Det er skapt en viss usikkerhet hos vannverkseiere og planleggere mht hva de skal satse på når det gjelder desinfeksjon i årene som kommer.

Den utviklingen som er beskrevet over, har avstedkommet et kunnskapsbehov knyttet til en rekke forhold vedrørende desinfeksjonspraksis hos alle som arbeider med å etablere hygieniske barrierer i vannverkene. Det prosjektet som NORVAR har igangsatt og som denne rapporten er et resultat av, tar primært sikte på å sammenstille kunnskap på feltet med tanke på å øke kompetansen om drikkevannsdesinfeksjon i drikkevannsbransjen. En slik økt kompetanse er nødvendig for å gjøre bransjen i stand til å innta en aktiv og kompetent rolle i den dialog med godkjenningsmyndigheten som planlegging, utbygging og drift av vannverk krever.

I prosjektbeskrivelsen er det spesielt trukket frem at man skal gi en oversikt over desinfeksjonspraksis i andre land og å sammenligne denne med norsk praksis. Denne informasjonen skal sammen med gjennomgang av sentrale elementer i forbindelse med desinfeksjon (patogenindikatorer, desinfeksjonsmetoder og deres effektivitet etc.) danne grunnlag for forslag til hvordan desinfeksjonspraksis i Norge vil kunne utvikles i lys av intensjonene og innholdet i drikkevannsforskriften.

Vi har tatt sikte på å nå NORVAR’s mål med prosjektet gjennom å utarbeide:

- en oversikt over hvilke patogene mikroorganismer det er rimelig å ha barrierer mot
- en oversikt over aktuelle desinfeksjonsmetoder, herunder hvilken inaktiveringseffekt man kan forvente med disse metodene
- en oversikt over problemstillinger knyttet til sårbarhet og sikkerhet knyttet til desinfeksjonspraksis

- en oversikt over norsk desinfeksjonspraksis i dag
- en oversikt over desinfeksjonspraksis i andre land, som sammenlignes med norsk desinfeksjonspraksis
- en oversikt over amerikanske regler for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg ettersom USA er det landet som har gått lengst i formaliseringen av et regelverk på dette området
- et forslag til en prosedyre for hvordan man skal kunne gå frem for å bestemme optimal desinfeksjon, hensyntatt kravet om hygieniske barrierer
- et forslag til en ”verktøykasse” som inneholder beregnings- og testmetoder for ulike desinfeksjonsmetoder
- anbefalinger til videre arbeid med desinfeksjonspraksis

Det viste seg at dette arbeidet førte til en svært omfattende rapport, og vi har blitt enige med NORVAR om at det ville være mest hensiktsmessig å dele arbeidet opp i en hovedrapport og en tilleggsrapport. Tilleggsrapporten vil inneholde alle detaljer, mens hovedrapporten kun vil inneholde sammendrag av pkt 1, 2, 3 og 6 (som er omfangsrike og relativt detaljerte), mens pkt 4, 5, 7, 8 og 9 (som er spesielt etterspurt i prosjektspesifikasjonen) er tatt med i hovedrapporten i sin helhet. Tilleggsrapporten vil ikke bli trykket, men finnes tilgjengelig for nedlasting fra NORVAR's hjemmesider. Vi tror at de tekniske detaljene i tilleggsrapporten vil være av stor nytte spesielt for de som planlegger og prosjekterer desinfeksjonsanlegg.

De forhold som vi har valgt å legge vekt på i denne rapporten, har framkommet i en dialog med styringsgruppen for prosjektet samt andre interessenter i bransjen gjennom to ”workshops”. Erfaringene fra disse samlingene har i høy grad bidratt til innholdet av rapporten.

2 Patogener som man skal ha barrierer mot

Dette kapitlet gir en kort beskrivelse av de patogene mikroorganismene som hyppigst har vært assosiert til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge, som er påvist i norske drikkevannskilder eller er spesielt resistente mot desinfeksjon. Kapitlet beskriver også indeks/indikator mikroorganismer og deres anvendelsesområder, samt forekomst av patogene mikroorganismer i norske og utenlandske råvannskilder.

2.1 Typer av patogener og forekomst i vann

En oversikt over vannbårne sykdomsutbrudd i Norge viser at det fortsatt forekommer årlige sykdomsutbrudd her i landet på grunn av vannbåren smitteoverføring.

Cryptosporidium er en patogen protozo som er registrert som årsak til en rekke vannbårne sykdomsutbrudd i den vestlige verden, men som enda ikke er registrert som årsak til vannbårent sykdomsutbrudd i Norge. Også protozoen *Giardia* har vært årsak til mange vannbårne sykdomsutbrudd i utlandet, og den er også registrert som årsak til et vannbårent utbrudd i Norge, i Bergen i 2004.

Ettersom både *Cryptosporidium* og *Giardia* er påvist i kommunalt avløpsvann i alle de norske fylkene, kan en likevel anta at et relativt høyt antall personer i Norge til enhver tid har disse parasittene.

Cryptosporidium og *Giardia* omfatter ulike arter, hvorav noen smitter kun mennesker, mens andre smitter både mennesker og dyr (zoonose). For *Giardia* er det i andre land påvist vannbårent utbrudd knyttet til forurensing fra bever. Det er ikke funnet publisert utbrudd av *Giardiasis* knyttet til storfe, sau eller andre beitedyr (Nygård, pers. med.). Risikoen mhp smitteoverføring fra disse er derfor diskutabel. Når det gjelder *Cryptosporidium*, er det derimot registrert flere utbrudd i andre land knyttet til beitedyr.

Det er viktig å kunne utføre genotyping av protozo- (oo)cyster som blir påvist i vannforekomster for å avgjøre om de er humanpatogene eller ikke. Slik vannanalyse utføres i dag kun ved ett laboratorium i Norge (Norges Veterinærhøgskole, NVH). Metodene som benyttes i Norge (immunologiske og molekylærbiologiske) for påvisning, skiller ikke mellom smittsomme og ikke smittsomme (oo)cyster. Det betyr at oppgitte analyseverdier kan være høyere enn virkelig antall smittsomme (oo)cyster. Samtidig innebærer oppkonsentrering av (oo)cyster fra vannprøver mulighet for ufullstendig gjenvinning, dette vil i så fall gi for lave tallverdier.

Campylobacter er den bakterien som hyppigst er registrert som årsak til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge. *Campylobacter* er påvist i vannkilder i to norske undersøkelser. (Rosef *et al.* 2001, Fuglerud og Larsbråten, 2003). Kilder for *Campylobacter*-forurensing kan være fugler, beitedyr og kommunalt avløpsvann.

Norovirus er ved siden av *Campylobacter* den hyppigst registrerte årsak assosiert til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge. En har ikke funnet at det er gjennomført undersøkelser som påviser humanvirus, inklusive norovirus, i norske råvannskilder. I Norge utføres analyse av humanvirusinnhold i vann kun ved ett laboratorium (NVH). Det er behov for å kunne analysere direkte mhp virusinnhold i vann, men en del virus, inklusive resistente adenovirus

og norovirus, kan ikke påvises med vanlige dyrkingsteknikker. Molekylærbiologiske metoder (PCR) er nå tatt i bruk for påvisning.

2.2 Indikator mikroorganismer

I stedet for direkte analyse mhp vannets innhold av patogene mikroorganismer, er det lang tradisjon for å analysere mhp mikrobielle indikatororganismer. For å synliggjøre at det stilles ulike krav til indikatororganismen avhengig av situasjonen(e) den skal benyttes i, kan det skilles mellom indikatorer som skal brukes for 1) å overvåke vannmasser mhp om fekale bakterier er tilstede og 2) å bestemme effektivitet av vannbehandlings/desinfeksjonsprosesser. I denne sammenhengen er det foreslått å innføre bruk av begrepene *indeks* og *indikator* (OECD 2003):

- en *indeks* organisme viser potensielt nærvær av for eksempel fekale patogene mikroorganismer i en vannmasse
- en *indikator* organisme kan benyttes for å måle effektiviteten av en vannbehandlingsprosess, for eksempel desinfeksjon

Koliforme bakterier inklusive *E. coli* vil fortsatt være nyttige som indekser på fersk fekal vannforurensing, og også som indikator for effektiviteten av desinfeksjonsprosesser mhp å inaktivere patogene bakterier.

E. coli er ikke en pålitelig indikator på nærvær av virus, *Cryptosporidium* og *Giardia* (oo)cyster i drikkevann etter desinfeksjon. Den er heller ikke en pålitelig indeks for forekomst av *Campylobacter*, fordi *Campylobacter* er påvist i prøver hvor fekale koliforme/*E. coli* bakterier ikke ble påvist (Rosef et al, 2001). Det er imidlertid også påvist (Brennhovd, 1991) en klar sammenheng mellom forekomst av *E. coli* og termotolerante *Campylobacter* spp.

De siste WHO retningslinjene (WHO, 2004) for drikkevannskvalitet anbefaler ikke rutinemessig overvåking av bakterien *C. perfringens* inkl. sporer fordi den eksepsjonelt lange overlevelsestiden av sporene mest sannsynlig vil være så mye lengre enn overlevelsen av patogener fra tarmen, inkludert virus og protozoer. Dersom konsentrasjonen av *C. perfringens* i råvannet er lav, f.eks i området 0 -2 /100 mL, er det meget vanskelig å trekke konklusjoner om effektiviteten av renseprosesser basert på innholdet av *C. perfringens* før og etter behandling/desinfeksjon.

I den norske drikkevannsforskriften inngår *C. perfringens* sporer som indeks/indikator for virus og protozoer. Om den er en god indeks/indikator for disse mikroorganisme-gruppene, vet en i dag ikke nok om. Vi har likevel valgt å ta utgangspunkt i dagens drikkevannsforskrift i vårt forslag til prosedyre for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis (se kap.8). Vi mener imidlertid at det nå bør foretas en sammenstilling og vurdering av de resultatene som foreligger nasjonalt mhp konsentrasjonsnivåene av *C. perfringens* i norske vannforekomster, før og etter desinfeksjon. Helst burde det også foretas en undersøkelse mhp innholdet av *C. perfringens*, protozoer og virus i vannforekomstene. Dersom resultatene viser at innholdet av *C. perfringens* er meget lavt, og at det er liten sammenheng mellom innholdet av *C. perfringens* og virus/protozoer, bør *C. perfringens* ikke lengre inngå som indeks/indikator parameter i drikkevannsforskriften.

Kolifager har vært foreslått som indeks/indikator for humanvirus. Kolifager er imidlertid ingen entydig indeks på fekal vannforurensing. De er for eksempel påvist i ikke forurenset vann og har vært fraværende i forurenset vann.

Fordi en mangler gode indeks/indikator mikroorganismer for virus og protozoer, er det behov for å kunne gjennomføre direkte måling av humanpatogene virus og protozoer. I den sammenhengen trengs det en avklaring av hvilke(t) virus en skal analysere på og hvilke metoder (immunologiske, molekylærbiologiske) som skal benyttes for å bestemme innholdet av protozoer.

2.3 Behovet for beredskap mot patogene mikroorganismer i norsk drikkevann

Forhold som er viktige for om aktuelle patogener vil være en årsak til sykdomsutbrudd i Norge er sammenstilt i tabell 2.1 nedenfor. Tabellen viser at norovirus og *Campylobacter* oppfyller alle kriterier for å være en hyppig sykdomsårsak dersom vannbehandlingen/ desinfeksjonen svikter.

Tabell 2.1 Karakteriske egenskaper hos vannbårne patogener som er viktige i Norge (modifisert fra Nygård 2005)

	Forekomst i Norge		Overlevelse i vann	Resistens mot		Infeksjonsdose (lav)	Alle aldre, kort/ingen immunitet
	Mennesker	Fugler/dyr		Klor	UV		
<i>Campylobacter</i>	+++	++	++	-	-	++	++
<i>Salmonella</i>	++	+	++	-	-	-	+++
Kolera	-	-	+	-	-	-	+
Norovirus	++++	-	+++	+	-	+++	+++
Rotavirus	+++	-	+++	-	-	+++	-
Adenovirus	++	-	+++	-	++	+++	-
Hepatit A	+	-	+++	-	-	+++	-
<i>Giardia</i>	+	+	+++	++	-	+++	+
<i>Cryptosporidium</i>	+	+	+++	++	-	+++	+

Kollonne 1-3 : + stor/god. Jo flere +, jo større/bedre

- liten/ingen

Kollonne 4 : Jo flere +, jo lavere infeksjonsdose

- hly infeksjonsdose

Kollonne 5 : Jo flere +, jo mindre grad oppnås immunitet

- immunitet oppnås i stor grad

Basert på norske og utenlandske undersøkelser kan det gjøres følgende grove anslag mhp mulig konsentrasjonsnivå av et utvalg av viktige patogene mikroorganismer i norske vannforekomster (overflatevann):

Patogene virus:	Norovirus:	0-2000	per l
Patogene bakterier:	<i>Campylobacter</i> :	0-50	per 100 ml
Patogene protozoer:	<i>Giardia</i> :	0-4	per 10 l
	<i>Cryptosporidium</i> :	0-4	per 10 l

Spesielt norovirus- og *Campylobacter*-tallene er usikre.

Undersøkelser i Norge (protozoer) og i Finland (norovirus, *Campylobacter*) tilsier at 40-50 % av de norske vannkildene kan være forurenset av potensielt patogene mikroorganismer. Dette er usikre anslag som trenger verifikasjon.

3 Oversikt over desinfeksjonsmetoder

3.1 Generelt om desinfeksjon

De desinfeksjonsmetodene som brukes i offentlige vannbehandlingsanlegg, er i all vesentlig grad basert på tilsetning av oksidasjonsmidler (primært klorforbindelser og ozon), UV-bestråling eller kombinasjoner av disse, og vi skal derfor begrense oss til å omtale disse metodene her.

Det vises til tilleggsrapporten for en mer detaljert beskrivelse av tekniske og prosessmessige forhold knyttet til de ulike desinfeksjonsmetodene.

3.1.1 Desinfeksjonsmekanismer

Hvilke mekanismer som fører til at patogene mikroorganismer inaktiveres ved desinfeksjonen, er avhengig både av desinfeksjonsmetode, desinfeksjonsmiddel og hvilken mikroorganisme det gjelder. Tabell 3.1 viser oversikt over foreslåtte mekanismer for henholdsvis klor, ozon og UV. Sannsynligvis er det flere enn én av disse mekanismene som gjelder samtidig.

Tabell 3.1 Desinfeksjonsmekanismer ved ulike desinfeksjonsmetoder

Klor	Ozon	UV
- Oksidasjon - Reaksjon med tilgjengelig klor - Protein utfelling - Modifikasjon av permeabiliteten i cellevegg - Hydrolyse og mekanisk ødeleggelse	- Direkte oksidasjon/ ødeleggelse av cellevegg - Reaksjoner med radikaler som dannes ved nedbrytning av ozon - Ødeleggelse av cellenes nukleinsyrer - Deling av karbon-nitrogen bindinger noe som fører til depolymerisering	- Fotokjemisk ødeleggelse av RNA og DNA i cellen

3.1.2 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten

Desinfeksjonseffektiviteten avhenger av følgende faktorer:

- Kontakttiden mellom desinfeksjonsmidlet og vannet
- Konsentrasjon og type av desinfeksjonsmiddel
- Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren
- Antall og typer av organismer som skal inaktiveres
- Temperaturen
- Vannets sammensetning

3.1.2.1 Kontakttid

Kontakttiden mellom desinfeksjonsmiddel og vann er av avgjørende betydning for desinfeksjonseffektiviteten. Generelt gjelder at effektiviteten vil øke med økende kontakttid ved en gitt konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel.

Desinfeksjonshastigheten, dvs. hastigheten hvormed mikroorganismer dør ut ved tilførsel av desinfeksjonsmiddel, uttrykkes vanligvis ved Chicks lov (Chick, 1908):

$$dN_t/dt = -k \cdot N_t$$

der:

dN_t/dt = nedbrytnings eller utdøingshastigheten
 k = er hastighetskonstanten for utdøing, bestemt av aktuell organisme og aktuelt desinfeksjonsmiddel
 N_t = er antall levende mikroorganismer pr. volumenhet etter tid t

Chicks lov sier ganske enkelt at utdøingshastigheten er til enhver tid proporsjonal med gjenværende antall av levende mikroorganismer. Vi ser at ligningen har den generelle form av en første ordens reaksjon, og om vi integrerer mellom $t = 0$ ($N = N_0$) og $t = t$ ($N = N_t$), får vi:

$$N_t/N_0 = e^{-kt}, \text{ som vi også kan skrive :}$$

$$\ln N_t/N_0 = -k \cdot t$$

Når man refererer til inaktiveringsgrad, oppgir man vanligvis en viss $\log_{10}$ -inaktivering:

$$\ln N_t/N_0 = 2,3 \log_{10} N_t/N_0,$$

$$\log_{10} N_t/N_0 = -k/2,3 \cdot t = -k' \cdot t$$

Vanligvis brukes benevnelsen k på utdøingskonstanten uansett om man bruker $\ln$ eller $\log_{10}$. Vi referer derfor i det følgende til utdøingskonstanten som k , selv om vi refererer til $\log_{10} N_t/N_0$. Vi kan altså finne k ved å plote $\ln N_t/N_0$ eller $\log_{10} N_t/N_0$ mot t .

Chicks lov gjelder egentlig bare under "stasjonære" forhold, dvs. at alle organismer det er tale om inaktiveres likt av et gitt desinfeksjonsmiddel, at man opererer med en konstant konsentrasjon av desinfeksjonsmiddelet, at man ikke har forbindelser som interfererer i reaksjonen og at pH, temperatur og ionestyrke er konstant under reaksjonen.

I praksis har man funnet at utdøingshastigheten i noen tilfeller øker noe og i andre tilfeller minker noe med tiden. Ligningen over er derfor ofte modifisert til:

$$\log N_t/N_0 = -k \cdot t^m$$

Når $m > 1$, øker utdøingshastigheten med tiden, mens det motsatte er tilfellet når $m < 1$.

3.1.2.2 Konsentrasjon av desinfeksjonsmidlet

Watson (1908) påviste tidlig at utdøingskonstanten, k , var relatert til konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet, C , som følger:

$$k = \alpha \cdot C^n$$

k = utdøingskonstanten
 α = inaktiveringskonstanten
 C = konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet
 n = koeffisient karakteristisk for desinfeksjonsmiddelet

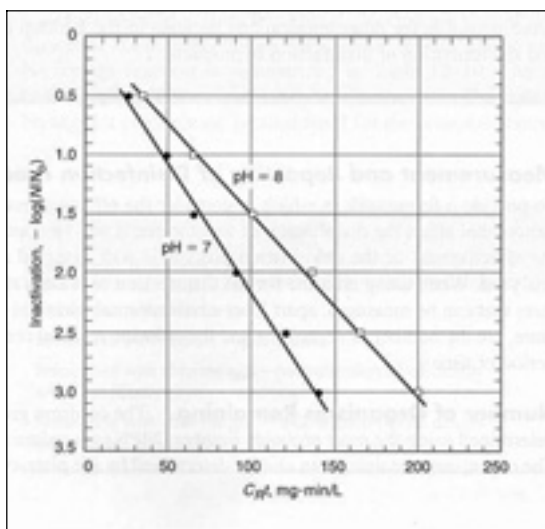
Kombinerer man de to uttrykkene, får man det som går under navnet Chick/Watson relasjonen:

$$dN_t/dt = -\alpha \cdot C^n \cdot N_t \text{ som integrerer til}$$

$$\log N_t/N_0 = -\alpha \cdot C^n \cdot t$$

I utgangspunktet antar man vanligvis at $n = 1$, dvs graden av inaktivering er bestemt av produktet av desinfeksjonsmiddelets konsentrasjon og kontakttiden, og at disse to faktorene derfor har like stor innflytelse. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis alltid tilfelle, noe som kan fastslås ved å plote C mot t på log-papir for et gitt inaktiveringsnivå. Når $n > 1$ vil innflytelsen av desinfeksjonsmiddelets konsentrasjon være størst, mens kontakttiden er av større betydning enn konsentrasjonen når $n < 1$.

Vi kan bestemme inaktiveringskonstanten som vinkelkoeffisienten i et plot av inaktiveringsgraden ($\log N_t/N_0$) på y-aksen og mot $C \cdot t$ på x-aksen, se eksempel i Figur 3.1.



Figur 3.1 Eksempel på sammenheng mellom inaktiveringsgrad og Ct . Inaktivering av *Giardia* cyster med fri klor ved 10 °C (USEPA, 1999)

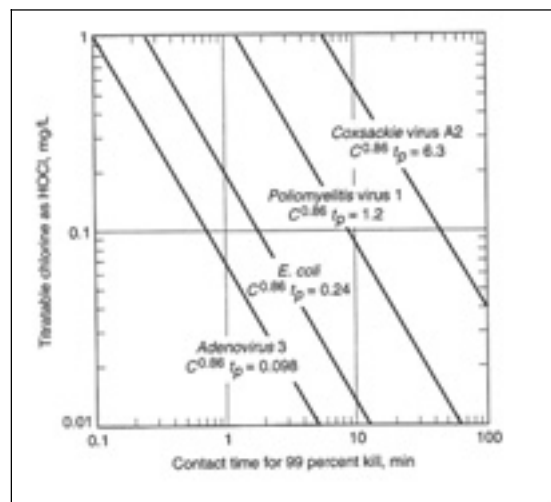
3.1.2.3 Ct -verdien

Ulike organismer tåler ulik dose. Figur 3.2 viser et eksempel på en sammenligning av nødvendig Ct for 4 ulike organismer ved desinfeksjon med klor.

Produktet C multiplisert med t (eller forenklet skrevet Ct -verdien), er meget sentralt i forbindelse med dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg, fordi den kan fortelle oss hvilken inaktiveringsgrad vi kan forvente ved en bestemt konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel og en bestemt kontakttid mellom den aktuelle mikroorganisme og den aktuelle konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel. Data for inaktiveringskonstanten kan finnes i litteraturen, bestemt på bakgrunn av forsøk som er gjort med ulike mikroorganismer.

Det er svært viktig å presisere at man må være på vakt når man skal tolke Ct -verdier som man finner i litteraturen. Noen av disse er verdier som er vitenskapelig bestemt i laboratoriet slik som vist i figurene over. Andre ganger refereres det til Ct -verdier som anbefales av myndighetene i forbindelse med dimensjonering og drift av anlegg. De siste bygger på de første, men myndighetene legger vanligvis på sikkerhetsfaktorer som skal fange opp

variasjoner i forskningsresultater, variasjoner i praktiske betingelser i forhold til forsøksbetingelser osv. Man kan derfor ikke alltid sammenligne Ct-verdier fordi de stammer fra ulike typer av kilder. Dette synes det mye mot og er ofte årsak til forvirring. I denne rapporten skal vi forsøke å være klare på hvor oppgitte Ct-verdier stammer fra – fra retningslinjer eller fra forskningsresultater. Ct-verdien kan brukes som et direkte mål på barriereeffekten, fordi denne verdien kan si oss hvor stor log-reduksjon som kan forventes ved gitte verdier av C og t.



Figur 3.2 Eksempel på nødvendig klorkonsentrasjon og kontakttid for 2 log inaktivering *E. coli* og ulike virus med klor ved 0 – 6 °C (Berg, 1964)

3.1.2.4 Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren

Når man skal bruke informasjon om Ct, trenger man kjennskap til hvilken t som skal brukes. Den midlere, hydrauliske oppholdstid for enhver reaktor er:

$$T_h = V/Q \quad \text{der } V \text{ er reaktorvolumet og } Q \text{ er vannmengden}$$

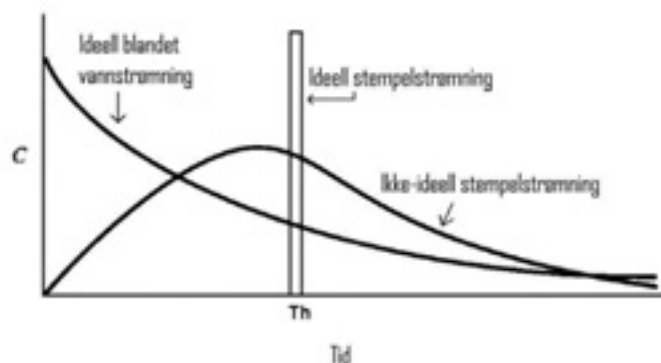
Den reelle oppholdstiden til et vannelement er imidlertid avhengig av hvilket strømningsbilde man har i reaktoren. Dette varierer avhengig av reaktorens utforming og dermed i hvilken grad av blanding man har i reaktoren. Det finnes to hovedformer av idealiserte systemer innenfor reaktorhydraulikken:

- Stempelstrøm (plug flow)
- Ideell blanding (complete mixed flow)

I en idealisert stempelstrømsreaktor vil alle vannelementer oppholde seg i reaktoren like lenge, nemlig en tid lik den hydrauliske oppholdstiden T_h . Vannelementene flytter ikke på seg i forhold til hverandre. Skjer det en reaksjon når vannet passerer gjennom reaktoren, for eksempel et forbruk av desinfeksjonsmiddel, vil endring i konsentrasjonen gjennom reaktoren kun skje som en følge av reaksjonen. Oksidasjonsmiddel som tilføres med innløpskonsentrasjon C_{inn} , vil for eksempel reagere med komponentene i vannet og forlate reaktoren med en lavere utløpskonsentrasjon, C_{ut} .

I reaktorer med ideell blanding vil vi ha med et helt spekter (en fordeling) av oppholdstider å gjøre. To vannelementer som kommer inn i reaktoren samtidig, kan forlate den på helt forskjellige tidspunkt. Siden det til enhver er full blanding, vil konsentrasjonen ut, C_{ut} , være lik den tilstedeværende konsentrasjonen i reaktoren, C , og den konsentrasjonen som vi får ut vil både være et resultat av reaksjonen og av blandingen i reaktoren.

De fleste reaktorer vil ha et strømningsbilde som er en mellomting av disse to ytterpunktene. Man kan bruke sporstoffundersøkelser (tracerstudier) til å karakterisere strømningsbildet i reaktorer og dermed også bestemme virkelig oppholdstid. Sporstoffet tilsettes ved innløpet (der desinfeksjonsmiddelet tilsettes), og konsentrasjonen ved utløpet registreres over tid. Avhengig av tilsetningsmåten, momentantilsetting eller trinntilsetting, fås ulike kurver som kan analyseres. Figur 3.3 viser hvordan forskjellige typer reaktorer responderer på momentan tilsetting av en viss sporstoffmengde.



Figur 3.3 Utløpskonsentrasjon etter momentan tilsetting av sporstoff ved innløpet.

Det er bare ved stempelstrømning at alle vannelementene har den samme oppholdstid, nemlig midlere oppholdstid, T_h . For alle andre strømningsbilder vil vi ha med en fordeling av oppholdstider å gjøre. For et tilfeldig strømningsbilde, som ligger et sted mellom ideell stempelstrømning og ideell blanding, vil tyngdepunktet av oppholdstider alltid være kortere enn den ved stempelstrømning.

I og med at desinfeksjonsreaksjonene er av en høyere orden enn null (vanligvis av 1. orden), vil alltid en stempelstrømningsreaktor være mer effektiv enn en idealblandingsreaktor. Eller sagt på en annen måte; man trenger kortere midlere oppholdstid i en stempelstrømningsreaktor enn en idealblandingsreaktor for å oppnå samme inaktiveringseffekt.

Graden av stempelstrømning kan tilstrebes på flere måter:

- Stort lengde-bredde forhold
- Ledevægger som styrer strømmingen (øker lengde-bredde forholdet)
- Kontaktmedium (hindrer turbulens, kan betraktes som mange små reaktorer)
- Unngå dødsoner der vannet står stille
- Flere tanker i serie (unngår tilbakeblanding)

Det å dele opp et kontaktbasseng i flere segmenter er derfor alltid effektivt.

I enkelte veiledninger (f.eks. fra USEPA) bruker man størrelsen T_{10} for å karakterisere strømningsbildet i forbindelse med beregning av inaktiveringskreditt. T_{10} er den oppholdstid som tilsvarer at 90 % av en tilsatt tracer har forlatt reaktoren, mens 10 % fortsatt ikke har.

3.1.2.5 Temperatur

Temperaturen har også innflytelse på desinfeksjonsprosessene. Som en tommeltottregel kan man regne med at inaktiveringshastigheten ved bruk av klor eller ozon fordobles ved hver 10 °C økning i temperaturen i det temperaturområdet vi vanligvis opererer i drikkevannsbehandlingen. Inaktiveringseffektiviteten ved UV-bestråling ser imidlertid i liten grad ut til å være avhengig av temperatur.

3.1.2.6 Vannets sammensetning

Vannets sammensetning vil kunne ha stor innvirkning på desinfeksjonsprosessen. Dette gjelder vannets innhold av organisk stoff, oksiderbart uorganisk stoff, partikler osv og i tillegg vil pH, alkalitet, temperatur også ha betydning. Man kan derfor ikke uten videre overføre erfaringen med desinfeksjon fra ett vann til et annet.

3.1.3 Noen desinfeksjonsbegreper

I denne rapporten vil man støte på følgende begreper, som ellers er lite brukt i Norge:

- Fordesinfeksjon
- Primærdesinfeksjon
- Sekundærdesinfeksjon

Fordesinfeksjon innebærer at man tilsetter et oksidasjonsmiddel (som samtidig er et desinfeksjonsmiddel) til råvannet for å oppnå en oksidasjonseffekt (av jern, organisk stoff etc.) og hvor man samtidig får en desinfeksjonseffekt.

Primærdesinfeksjon er den egentlige desinfeksjon, dvs den prosess som primært tar sikte på å inaktivere mikroorganismer i anlegget og bare har det som hensikt.

Sekundærdesinfeksjon er tilsetting av et desinfeksjonsmiddel i den primære hensikt å hindre/inaktivere mikroorganismer på ledningsnett, enten for å møte en kontaminering på nettet eller for å hindre vekst.

I det følgende skal vi gi en oversikt over de vanligste desinfeksjonsmetodene og hvor effektive disse er. Denne fremstillingen pretenderer ikke å være fullstendig. Det finnes en rekke håndbøker som det vises til når det gjelder detaljer. Det vi skal prøve å fokusere på, er forhold som vi tror er av spesiell betydning når metoden brukes i drikkevannsbehandlingen i Norge. Tilleggsrapporten, som kan nedlastes fra NORVARs hjemmesider (www.norvar.no), går mer i detalj spesielt når det gjelder prosessmessige og tekniske forhold knyttet til desinfeksjonsmetodene.

3.2 Desinfeksjon med klorforbindelser

Klorering er den vanligste desinfeksjonsmåten, globalt sett. Ulike klorforbindelser brukes for desinfeksjon, og vi skal her skille mellom desinfeksjon med klor, kloramin og klordioksid, hvorav klor er det vanligste. I mange land arbeider man imidlertid med strategier for å erstatte klor som desinfeksjonsmiddel. Dette skyldes:

- Dannelse av helseskadelige biprodukter når klor reagerer med naturlig organisk stoff (trihalometaner, halogenerte eddiksyrer og andre halogenerte forbindelser)
- Klors dårlige inaktiveringseffektivitet overfor parasitter

Ettersom klor imidlertid er effektivt overfor bakterier og virus, vil dette desinfeksjonsmiddelet sannsynligvis fortsatt bli mye brukt. Drikkevannsforskriften setter imidlertid også krav til inaktivering av parasitter, og derfor må det ved vannverk der parasitter utgjør et mulig problem, legges opp til en desinfeksjonsstrategi der klor blir erstattet med andre metoder eller blir brukt i tillegg til andre metoder som sikrer barrierevirkningen mot parasitter.

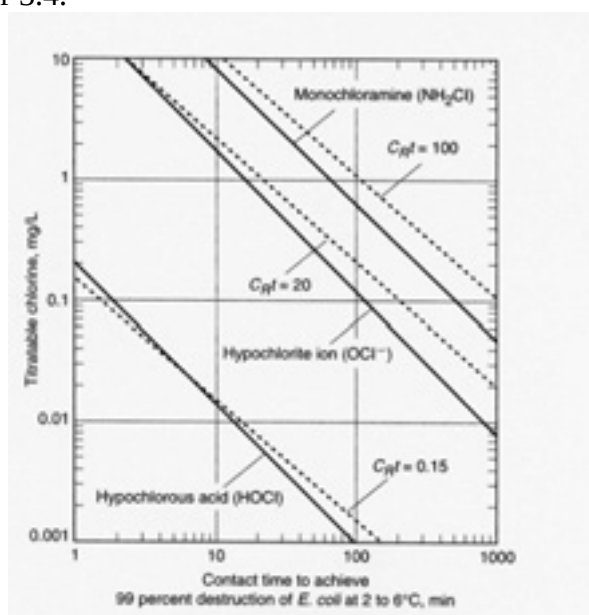
3.2.1 Desinfeksjon med klor

Når klor tilsettes vann, kan vi få følgende klorforbindelser i vannet:

- Underklorosyring (HOCl), hypoklorittion (OCl^-) og molekylært klor (Cl_2). Molekylært klor vil ved normale pH-forhold straks hydrolysere til de to andre forbindelsene som utgjør det vi kaller fritt tilgjengelig klor.
- Monokloramin (NH_2Cl), dikloramin (NHCl_2), og nitrogentriklorid (NCl_3). For at disse forbindelser skal dannes, forutsettes det at vannet inneholder ammonium eller organisk bundet nitrogen. Kloraminene utgjør det vi kaller bundet, tilgjengelig klor.
- Komplekse klororganiske forbindelser som er et resultat av klor's reaksjon med organisk stoff

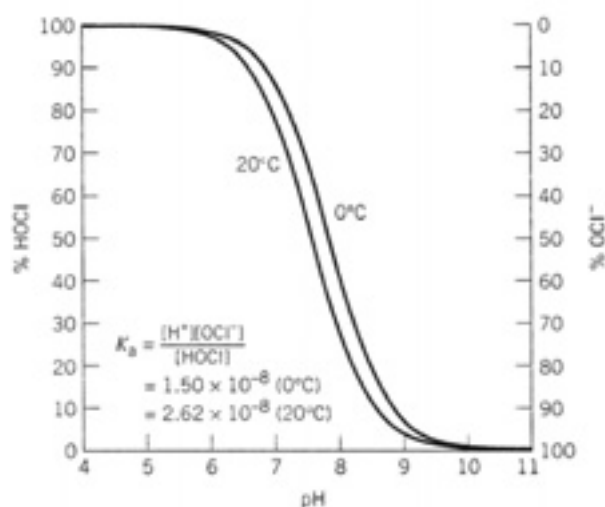
Fritt, tilgjengelig klor er mer effektivt for desinfeksjon enn bundet, tilgjengelig klor. Derfor ønsker vi at klor skal være på denne formen i den primære desinfeksjonen. Bundet, tilgjengelig klor er mindre reaktivt og holder seg derfor lengre på nettet, og bundet klor benyttes derfor for sekundær desinfeksjon (sikkerhetsklorering).

Når det gjelder de ulike formene av fritt, tilgjengelig klor, er underklorosyring, HOCl , betydelig mer effektivt enn hypokloritt-ion, OCl^- , til å inaktivere bakterier (70-80 ganger). Dette er illustrert i Figur 3.4.



Figur 3.4 Nødvendig kontakttid for å oppnå 2 log inaktivering av *E. coli* ved ulike klorforbindelser. Linjer for gitte Ct -verdier er også angitt (White, 1985)

Forholdet mellom HOCl og OCl^- er gitt av vannets pH som vist i Figur 3.5. Når pH i vannet ligger under 6,5, finnes klor til stede nesten bare som underklorosyring, mens hypokloritt-ionet er helt dominerende ved $\text{pH} > 8,5$. Det betyr at man bør tilstrebe at klor doseres før pH heves.



Figur 3.5 Fordelingen mellom HOCl og OCl⁻ som funksjon av pH (White, 1985)

3.2.2 Bruk av kloramin for sekundærdesinfeksjon

Ved bruk av kloramin (bundet tilgjengelig klor) som sekundærdesinfeksjon (sikkerhetsdesinfeksjon) ønsker man at det foreligger som monokloramin. Dette oppnås hvis man sørger for at pH er på den alkaliske siden og at forholdet mellom klor og ammonium holder seg i området 3:1 - 5:1, med en typisk verdi på 4:1. Kloraminene gir desinfeksjonsvirkning, men de er betydelig mindre effektive som desinfeksjonsmidler enn både HOCl og OCl⁻, se Figur 3.4 foran. Til gjengjeld er de vesentlig mer stabile slik at man kan opprettholde konsentrasjonen i lang tid. Kloraminering foregår vanligvis ved å tilsette ammonium/amoniakk til en gitt restklorkonsentrasjon etter klorkontaktbassenget.

I tillegg til at monokloramin er mer stabil og holder seg lenger på nettet enn klor, danner den ikke trihalometaner i samme grad.

3.2.3 Bruk av klordioksid

Kloridioksid (ClO₂) er et sterkt oksidasjonsmiddel med høy løselighet i vann. ClO₂ produseres på stedet med utgangspunkt i natriumkloritt eller natriumklorat. Fordelene med klordioksid i forhold til klor er at klordioksid ikke danner trihalometaner ved reaksjon med organisk stoff. Dessuten er desinfeksjonseffektiviteten uavhengig av pH, noe som kan være en betydelig fordel når vannet må gjennomgå pH- og alkalitets-korreksjon pga korrosjonskontroll.

Ulempen ved bruk av klordioksid er at også dette oksidasjonsmiddelet danner uønskede uorganiske biprodukter, i form av kloritt (ClO₂⁻) og i mindre grad klorat (ClO₄⁻). I Norge er ikke klordioksid brukt. I henhold til Folkehelseinstituttet er det ikke et forbud mot bruk av klordioksid, men ingen har søkt om godkjenning av det. I Sverige benyttes klordioksid ved flere vannverk, for eksempel ved Lackarbäck vannverk i Göteborg.

3.2.4 Effektiviteten av klorforbindelser til desinfeksjon

I det følgende skal vi se nærmere på dokumenterte inaktiveringseffektiviteter ved bruk av klorforbindelser, vanligvis uttrykt ved en gitt nødvendig Ct-verdi for å oppnå en gitt inaktiveringsgrad (log-reduksjon). De fleste av disse studiene er gjort i begerforsøk i laboratoriet. Det er viktig å presisere at når slike data skal overføres til praksis, må man ta

hensyn til alle andre faktorer som innvirker på desinfeksjonseffektiviteten, for eksempel strømningsbildet.

3.2.4.1 Bakterier

I Tabell 3.2 er det vist en sammenstilling av studier gjort for å bestemme Ct-verdier for 99 % reduksjon (2 log) av bakterier med ulike klorbaserte desinfeksjonsmidler ved ulike (optimal) pH og ulike temperaturer (LeChevalier and Au, 2004). Det fremgår at HOCl er langt mer effektivt enn OCl⁻ og monokloramin og at monokloramin er mindre effektiv ved høy pH (8,5-9) enn ved nøytral pH. Vi ser også at klordioksid er et effektivt desinfeksjonsmiddel overfor bakterier. Det fremgår at temperaturen har stor betydning.

Tabell 3.2 Sammenligning av desinfeksjonseffektivitet overfor *E-coli* og heterotrofe bakterier Ct-verdier for å oppnå 2 log reduksjon (LeChevalier and Au, 2004.)

Desinfeksjonsmiddel	Escherichia coli			Heterotrofe bakterier		
	pH	Temp. °C	Ct (mg·min/l)	pH	Temp. °C	Ct (mg·min/l)
HOCl	6,0	5	0,04	7,0	1-2	0,08 ± 0,02
OCl ⁻	10,0	5	0,92	8,5	1-2	3,3 ± 1,0
NH ₂ Cl	9,0	15	64	7,0	1-2	94,0 ± 7,0
				8,5	1-2	278 ± 46
ClO ₂	6,5	20	0,18	7,0	1-2	0,13 ± 0,02
	6,5	15	0,38	8,5	1-2	0,19 ± 0,06
	7,0	25	0,28			

Det forekommer bakterier som har høy resistens mot klor. Spesielt gjelder dette sporeformende bakterier som *Bacillus* og *Clostridium perfringens* på sporestadiet. Ct-verdiene for sporer av *Bacillus* og *Clostridium perfringens* er i området 100-400 mg·min/l for 2 log reduksjon.

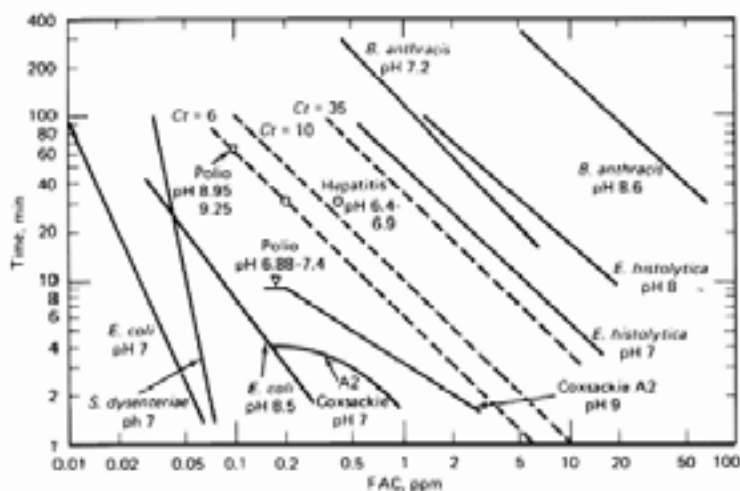
Når det gjelder inaktivering av bakterier med klordioksid, så er det om lag samme effektivitet som klor ved nøytral pH, men ClO₂ er mer effektiv enn fri klor ved pH på 8,5 (se Tabell 3.2). Dette gjelder også ved inaktivering av virus. Dette kan være en fordel når man ønsker å bruke klorering etter korrosjonskontroll.

3.2.4.2 Virus

Klor har generelt god inaktiveringseffekt overfor virus. I en omfattende amerikanske studie (Liu et al, 1971) fant man at det minst resistente av 20 ulike fekale (enteriske) virus ble 4 log inaktivert (99,99 %) ved en Ct på 1,4 mg·min/l, mens det mest resistente (poliovirus) ble inaktivert ved en Ct på 30 mg·min/l. Det betyr at fekale virus er generelt mer resistente overfor fri klor enn fekale bakterier, se også Figur 3.6 (White, 1999).

White (1999) anga at pH hadde stor betydning også ved virusinaktivering med klor og anga ca 3 ganger høyere Ct-verdier ved pH = 8,5 som ved pH = 7. Virus knyttet til organiske partikler i vannet kan kreve høyere desinfeksjonsdoser ettersom partikkeloverflaten kan virke beskyttende på viruset. Det er én av årsakene til at turbiditeten bør være < 1 NTU når klor skal brukes som hygienisk barriere mot virus.

Kloramin er langt mindre effektivt enn klor overfor virus, og man må opp i Ct-verdier på ca 1500 mg·min/l for å oppnå 3 log inaktivering ved 5 °C.



Figur 3.6 Nødvendig konsentrasjon og tid for å oppnå 99 % (2 log) inaktivering av ulike mikroorganismer med fritt klor (White, 1999)

Klordioksid har en brukbar effektivitet overfor virus, men dårligere enn fritt klor. I sine anbefalinger har for eksempel USEPA (USEPA, 1999) basert på data fra Sobsey (1988), angitt en Ct-verdi på 17 mg·min/l ved 5 °C. Det er her lagt på en sikkerhetsfaktor på 2 slik at den reelle Ct-verdien ble funnet å være 8,5 mg·min/l ved 5 °C i studier med hepatitt virus.

3.2.4.3 Parasitter

Parasitter er generelt langt mer resistente overfor klor enn bakterier og virus. Clark et al (1989) utarbeidet en matematisk modell for *Giardia* inaktivering:

$$Ct = 0,9847 C^{0,1758} \cdot pH^{2,7519} \cdot Temp^{-0,1467}$$

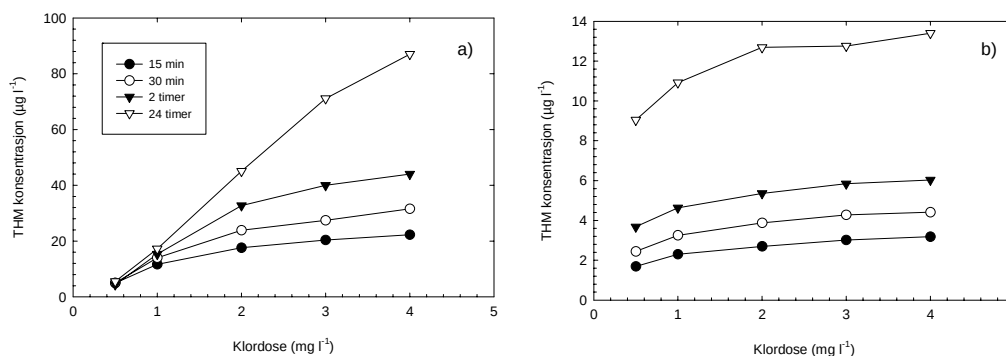
Vi ser at jo høyere pH er, jo høyere må Ct-verdien være. I sine anbefalinger vedrørende *Giardia* inaktivering har USEPA (1999) angitt en Ct-verdi på 93 mg·min/l ved pH = 7, temperatur = 5 °C og restkonsentrasjon på 0,4 mg Cl₂/l. Ved pH = 8,5 er tilsvarende verdi 219 mg min/l. Når det gjelder *Cryptosporidium*, er situasjonen enda verre. Nødvendig Ct for å nå kun 1 log inaktivering vil komme opp i flere tusen.

Man kan slå fast at klorering (klor eller kloramin) i det hele tatt ikke er brukbart som desinfeksjonsmiddel overfor *Cryptosporidium* eller parasitter i sin alminnelighet. Klordioksid er imidlertid relativt effektivt overfor *Giardia lamblia*. Rapporterte nødvendige Ct-verdier for 2 log inaktivering av *Giardia lamblia* ligger i området 10 (20 °C) til 25 mg·min/l (5 °C) (USEPA, 1999). For *Cryptosporidium* må man imidlertid opp i Ct-verdier på ca 100 mg·min/l for å oppnå 2 log inaktivering.

Le Chevalier (1996) fant at oocyster ble raskere inaktivert med klordioksid ved pH = 8 enn ved pH = 6, og at effektiviteten ble redusert med 40 % når temperaturen ble redusert fra 20 til 10 °C. Dette funnet, som er bekreftet av en rekke andre undersøkelser, kan ha betydning når man ønsker å plassere sluttdesinfeksjonen etter korrosjonskontrollen.

3.2.5 Dannelse av desinfeksjonsbiprodukter

Klorering danner en rekke desinfeksjonsbiprodukter i form av trihalometaner, halogenerte eddiksyre og andre halogenerte forbindelser. Mengden av bromerte trihalometaner i forhold til kloroform er avhengig av bromidkonsentrasjonen i vannet. THM-konsentrasjonen er da vanligvis tilnærmet summen av kloroform og bromdiklormetan. Så lenge det er overskudd av klor (restklor registreres), øker THM-dannelsen med økende klordose og kontakttid, se Figur 3.7. Tilsvarende øker THM-dannelsen (lineært) med innholdet av humus (målt som TOC, UV-abs eller farge).



Figur 3.7 Trihalometandannelse som funksjon av klordose og kontakttid i ubehandlet råvann med TOC på 3,6 mg/l (a) og i renset (membranfiltrert) vann med TOC på 0,6 mg/l (b) (Melin et al, 2000).

Monokloramin produserer i liten grad desinfeksjonsbiprodukter (DBP), selv om dannelsen av noen kloreddiksyre kan være høyere enn med fritt klor.

Klordioksid danner i liten grad halogenerte organiske biprodukter. Klordioksid kan imidlertid reagere med ulike komponenter i vannet og danne kloritt og klorat, som nevnt over.

Vi viser for øvrig til tilleggsrapporten for en mer fullstendig beskrivelse av klordesinfeksjon.

3.3 Desinfeksjon med ozon

3.3.1 Generelt om ozon

Bruken av ozon er økende i Norge, spesielt etter metoden at med ozonering/biofiltrering for reduksjon av naturlig organisk materiale (NOM) har fått fotfeste. For desinfeksjonsformål alene er det sjelden at man doserer utover 0,5-1,0 mg O₃/l vann, men ved bruk av ozon for humusfjerning doseres det ofte opp mot 5 mg O₃/l ettersom nødvendig dose da er ca 1 mg O₃/mg TOC. Ozon er et svært kraftig oksidasjonsmiddel, og det er mer effektivt enn klor for inaktivering av alle typer patogener.

3.3.2 Innblandings-, kontakt- og reaksjonstanker

Det er flere prosesser som finner sted i et ozonsystem. For det første må det skje en overføring av ozon fra gass- til væskefase. For det andre vil det skje en meget rask oksidasjon av oksiderbart stoff i vannet, og for det tredje vil det skje en gradvis omdanning (forbruk) av ozon. Man kjenner nok ikke mekanismene for desinfeksjon i de to sistnevnte steg, men det er vanlig å forestille seg at det ozonforbruket som medgår til oksidasjonen ikke bidrar til desinfeksjonen, selv om det kan betviles om dette er riktig.

Vi må altså først ha en innblanding og gassoverføring av ozon. I denne fasen kan man regne med at oksiderbart stoff oksideres og bringer ozonkonsentrasjonen ned til det vi kan kalle initialkonsentrasjonen med tanke på desinfeksjon. Deretter får vi et langsommere forbruk av gjenværende ozon (på samme måte som ved klorering) ned til en verdi ved utgangen av den reaktor man betrakter som vil være restkonsentrasjonen av ozon.

Ettersom ozon er så reaktivt og reaksjonene går såpass fort, er det ikke alltid like lett å skille den ene fasen som er omtalt over fra den andre. Man benytter gjerne begrepet kontakttank om den fasen der ozongassen overføres fra gass til væskefase via en innblandingsenhet og et gass/vann kontaktsystem. Begrepet reaksjonstanken kan brukes om den fasen der løst ozon får tid til å reagere med vannet samtidig som det selv blir brutt ned.

Innblandingen av gassen skjer normalt gjennom én av følgende innblandingsenheter:

- Finboblediffusorer
- Turbinmikserer
- Injektorer og statiske mikserer

Både kontakttanken og reaksjonstanken kan bestå av en eller flere reaktorer i serie og er vanligvis utformet som én av følgende:

- Diffusorbassenger eller -kolonner
- Pakkede kolonner
- Høytrykksreaktor (U-tube)

Det henvises til tilleggsrapporten på NORVARs hjemmeside for mer detaljert beskrivelse av det tekniske opplegget for ozonanlegg.

3.3.3 Desinfeksjonseffektivitet ved ozonering

Ozon er et svært effektivt desinfeksjonsmiddel overfor et bredt spekter av bakterier, virus og parasitter. Dette er demonstrert i

Tabell 3.3 som sammenligner nødvendige Ct-verdier for ulike organismetyper bestemt i laboratorieforsøk for 99 % (2 log) inaktivering ved 5 °C med ozon med tilsvarende for ulike kloreringsmetoder.

Tabell 3.3 Ct-verdier for ulike organismer for 99 % (2 log) inaktivering ved 5 °C (LeChevalier and Au, 2004).

Microorganism	Free chlorine (pH 6–7)	Preformed chloramines (pH 8–9)	Chlorine dioxide (pH 6–7)	Ozone (pH 6–7)
<i>E. coli</i>	0.034–0.05	95–180	0.4–0.75	0.02
Poliovirus 1	1.1–2.5	770–3740	0.2–6.7	0.1–0.2
Rotavirus	0.01–0.05	3810–6480	0.2–2.1	0.006–0.06
Phage f2	0.08–0.18	–	–	–
<i>G. lamblia</i> cysts	47–>150	–	–	0.5–0.6
<i>G. muris</i> cysts	30–630	1400	7.2–18.5	1.8–2.0

Adapted from Hoff (1986)

3.3.3.1 Bakterier

Generelt er ozon meget effektivt overfor bakterier selv ved et lavt ozonnivå. En ofte oppgitt Ct-verdi for bakterier er 0,02 mg·min/l. Gram negative bakterier (eks. *Escherichia coli* og

Salmonella) er generelt mer sensitive for ozoninaktivering enn gram positive bakterier (eks. *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Bacillus* og *Mycobacteria*). Selv *Mycobacterium avium* som regnes som den mest resistente bakterie overfor ozon, kan inaktiveres ved lave doser (Ct for 3 log på 0,1 - 0,2 mg·min/l) selv om denne organismen krever en meget høy Ct-verdi for å bli inaktivert med fritt klor (Ct for 3 log på 550-1550 mg·min/l) (LeChevalier and Au, 2004).

Bakteriesporer er langt mer resistente enn bakterier, men også disse inaktiveres med et relativt lavt ozonnivå.

3.3.3.2 Virus

Virus inaktiveres relativt lett med ozon, se

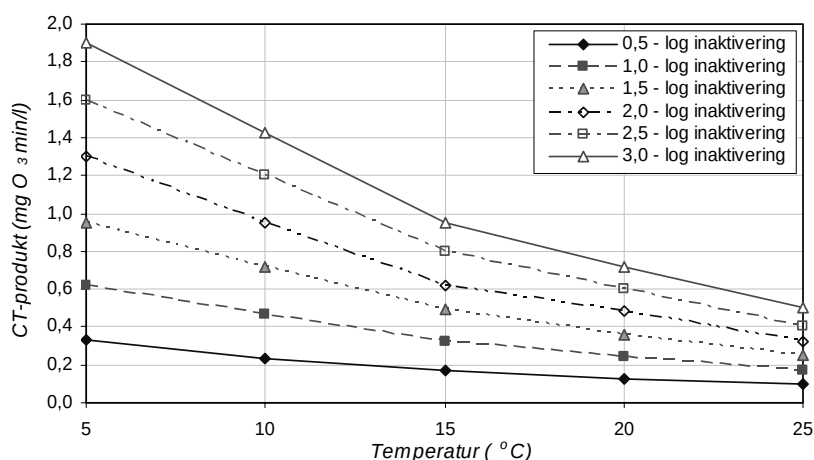
Tabell 3.3. USEPA (1999) har i sine anbefalinger (hvor det innlagt sikkerhetsfaktorer) satt en Ct-verdi på 0,9 mg·min/l ved 5°C og 0,5 mg·min/l ved 15°C for 3 log inaktivering.

Virus er generelt mer resistente mot ozon enn vegetative bakterier, men bakteriofager synes å være mer sensitive enn humane virus. Virus er mer sensitive enn sporer av *Mycobacteria*.

3.3.3.3 Parasitter

Generelt er protozocyster mer resistente mot ozon enn virus. *Giardia lamblia* har om lag samme sensitivitet mot ozon som sporer av *Mycobacterium* (USEPA, 1999).

USEPA anbefaler Ct-verdier for inaktivering av *Giardia lamblia* på 1,3 mg·min/l for 2 log inaktivering ved 5 °C (se Figur 3.8). Dette er basert på forsøk gjennomført ved 5 °C og pH = 7 og som er tillagt en sikkerhetsfaktor på 2.



Figur 3.8 CT-verdier for inaktivering av *Giardiacyster* med ozon (pH 6-9)(USEPA, 1999).

Ozonering er i Norge primært brukt i forbindelse med ozonering/biofiltrering. Her vil dosene være såpass høye at man ikke vil ha problemer med å sikre tiltrekkelig barriereeffekt overfor *Giardia lamblia*.

Cryptosporidium parvum er betydelig mer motstandsdyktig mot ozonering enn alle andre kjente patogene mikroorganismer som finnes i vann. En tidlig studie viste at *Cryptosporidium* oocyster er om lag 10 ganger mer resistente mot ozon enn *Giardia* (Owens et al, 1994). Ulike studier viser Ct-verdier i området 5-10 mg·min/l for 2 log inaktivering ved 25 °C. I en studie som AWWA gjorde (Oppenheimer et al, 2000), ble det konkludert med Ct-verdier for 2 log

inaktivering på hhv 51,2, 42,3 og 21,7 mg·min/l (inkl. sikkerhetsfaktor) for hhv 1 °C, 3 °C og 10 °C.

Flere vannkvalitetsparametere påvirker inaktiveringseffektiviteten indirekte ved at de påvirker ozonnedbrytingen. Denne nedbrytingen er en funksjon av temperatur, pH og konsentrasjonen av organiske og uorganiske komponenter i vannet. Det foregår en betydelig forskning omkring nødvendig Ct-verdi for inaktivering av *Cryptosporidium*. Det er imidlertid uansett slik at man må opp i svært høye konsentrasjoner av ozon i deler av kontakttanken for at ozonering skal være en fullverdig hygienisk barriere overfor *Cryptosporidium*.

3.3.4 Desinfeksjonsbiprodukter ved ozonering

Ozon reagerer blant annet med dobbeltbindingene i humusmolekyler, fjerner farge i vann og splitter opp humusmolekyler i mindre enheter. Slike reaksjoner øker andelen lavmolekylære organiske forbindelser som er lettere biologisk omsettbare. De viktigste identifiserte produkter er aldehyder, ketoner, ketonsyrer og karboksylsyrer. Slike forbindelser kan finnes fra svært lave konsentrasjoner og opp til noen hundre µg/l. I motsetning til kloreringsbiprodukter er organiske ozoneringsbiprodukter stort sett biologisk omsettbare og kan fjernes i biofiltre (Melin and Ødegaard, 2000). Ozonering etterfølges derfor normalt av et biofilter for å bryte ned og fjerne det biologisk omsettbare stoffet som skapes av ozoneringen, og for å gjøre vannet biologisk stabilt.

Dersom det finnes bromid i vann, kan ozon reagere med bromid og danne bromat (BrO_3^-). Bromat er karsinogent og er derfor et uønsket produkt fra ozonering. Bromidkonsentrasjonene i norsk drikkevann er vanligvis lave. Mange parametre påvirker bromatdannelsen. Utenlandske studier har vist at bl.a. lav pH, alkalitet og temperatur reduserer bromatdannelsen, mens høy bromidkonsentrasjon og ozondose øker den (Croue et al., 1996; Song et al., 1996). Tilstedeværelse av organisk stoff og ammoniakk reduserer også bromatdannelse. Dette skulle tyde på at typisk norsk vann (lav pH, alkalitet og temperatur og relativt sett høyt innhold av organisk stoff) skulle ha en gunstig sammensetning mht å få lav bromatdannelse.

Det vises til tilleggsrapporten for en mer utfyllende beskrivelse av tekniske og prosessmessige forhold knyttet til ozonering.

3.4 Desinfeksjon med UV-bestråling

3.4.1 Generelt om UV-desinfeksjon

Selv om interessen for UV er stor, er metoden fortsatt ikke fullt ut akseptert overalt i verden. Norge er ett av de land der metoden har fått best fotfeste (se kap. 5), noe som muligens skyldes at metoden egner seg godt for små og mellomstore anlegg som vi har mange av her i landet. Hovedårsaken til at interessen for UV-desinfeksjon nå har øket sterkt over hele verden er dokumentasjonen på at metoden virker svært godt overfor parasitten *Cryptosporidium* - i motsetning til klorering som ikke er effektiv i det hele tatt og ozonering som krever høye doser for å være effektiv.

Det finnes flere omfattende bøker og veiledninger på området. En lett tilgjengelig, oppdatert og ganske detaljert informasjon er utkastet til: USEPA Ultraviolet Disinfection Guidance manual (USEPA, 2003). For informasjon om praktisk erfaring med UV-anlegg i Norge henvises til NORVAR-rapport 139/2004 (Gøytil og Liane, 2004).

3.4.2 UV-dose og dosefordeling

Også ved UV-bestråling gjelder Ct-prinsippet. Her dreier det seg imidlertid om strålingsintensitet i stedet for konsentrasjon. UV-dosen (D) er produktet av strålingsintensitet (I) og strålingstid (t) og er synonymt med Ct-begrepet:

$$D = I \cdot t$$

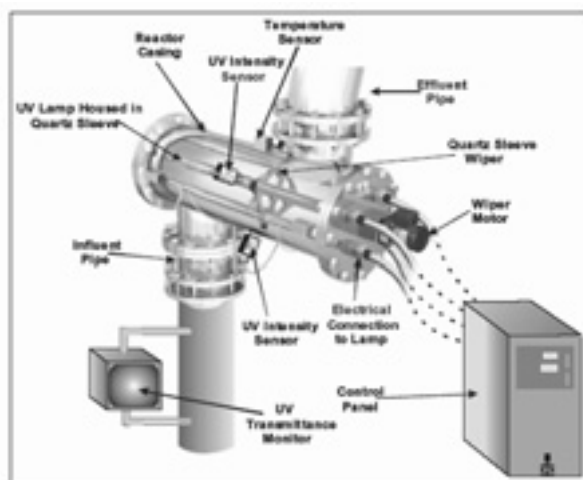
der: D = dosen uttrykt i mWs/cm² evt. mJ/cm² eller J/m² (1 mWs/cm² = 1 mJ/cm² = 10 J/m²)
I = Strålingsintensitet (mW/cm²)
t = Strålingstiden (s)

Vannstrømmen gjennom UV-aggregatet bør være turbulent og ha karakter av stempelstrømning for å sikre tilnærmet lik dose i alle punkter. I praksis er ikke dette mulig slik at man vil få en dosefordeling. Det er ønskelig at denne dosefordelingen er så småst mulig. Pga fordelingen av doser gjennom reaktoren vil ulike mikroorganismer være utsatt for ulike doser på sin ferd gjennom reaktoren. Dette innebærer at man må ta hensyn til utformingen av UV-reaktoren og strømningsbildet i denne.

Det finnes ingen metode som kan måle den aktuelle dosen i en kontinuerlig gjennomstrømmende UV-reaktor. Man har derfor tatt i bruk såkalte biodosimetriske tester hvor man bestemmer den faktiske inaktiveringen av en test organisme som man kjenner godt UV-følsomheten til, og så sammenligner man resultatene av disse testene med en laboratorietest på vann uten gjennomstrømning. Vi kommer mer tilbake til biodosimeter tester i kap. 7 og 9.

3.4.3 UV-anlegg

Kommersielle UV-anlegg består av beholdere (UV-reaktorer) som inneholder UV-lamper, beskyttelsesrør (vanligvis av kvartsglass), UV-intensitetssensor, termaturmåler og rengjøringsanordninger for beskyttelsesrør (se Figur 3.9). Utover det som er sagt tidligere om selve UV-anlegget, vil vi kun omtale UV-lampene og sensorer/måleutstyr nærmere.



Figur 3.9 Eksempel på oppbygging av UV-anlegg

I anlegg for drikkevannsbehandling finnes det i hovedsak tre typer av UV-lamper, se Tabell 3.4.

- Lavtrykks (LT) kvikksølvamp lamper
- Høyintensitets lavtrykks (HILT) kvikksølvamp lamper
- Mellomtrykks (MT) kvikksølvamp lamper

Det finnes også høytrykkslamper, men disse brukes ikke i drikkevannsbehandlingen i dag.

De vesentligste forskjellene mellom de tre lampetypene er vist i Tabell 3.4, og i Tabell 3.5 er det satt opp fordeler og ulemper med lavtrykks- i forhold til mellomtrykks lamper.

Tabell 3.4 Karakteristika på ulike UV-lamper (USEPA, 2003.)

Parameter	Lavtrykks (LT)	Høyintensitets lavtrykks (HILT)	Mellomtrykks (MT)
UV lys	Monokromatisk ved 254 nm	Monokromatisk ved 254 nm	Polykromatisk ved 200-300 nm
Trykk kvikksølvamp (mm Hg – torr)	Optimalt ved 0,007	0,76	600-900
Driftstemperatur (°C)	Optimalt ved 40	130 – 200	600 – 900
Elektrisk effekt (W/cm)	0,5	1,5 – 10	50 – 250
UV effekt (W/cm)	0,2	0,5 – 3,5	5 – 30
Effektoverføring (%)	35 - 38	30 – 40	10 – 20
Buelengde (cm)	10-150	10-150	5-120
Antall lamper som er nødvendige for å oppnå en gitt dose	Høy	Middels	Lav
Levetid (timer)	8.000 – 10.000	8.000 – 10.000	4.000 – 8.000

Tabell 3.5 Fordeler og ulemper med lavtrykks- i forhold til mellomtrykks lamper (USEPA, 2003)

	Lavtrykks	Mellomtrykks
Komparative fordeler	Høyere germicid effektivitet; nesten hele strålingen ved 254 nm Mindre effekt per lampe (mindre fall i dosen om en lampe faller ut) Lengre levetid	Høyere utsendt energimengde Færre lamper Mindre reaktorer Mer kompakt anlegg
Komparative ulemper	Flere lamper Mer arealkrevende	Høyere driftstemperatur kan fremskynde belegg på kvartsglass Kortere levetid Lavere overføringsgrad fra elektrisk til UV-energi

UV-intensitetssensorer er fotosensitive detektorer som måler UV-intensiteten på et punkt inne i UV-reaktoren. Sensorene skal gi et uttrykk for hvilken dose man har i reaktoren. De vil respondere på endringer i intensitet som kan skyldes en rekke UV-aggregat spesifikke faktorer (belegg, elding osv).

UV-transmisjonsmålere (UVT-målere) er svært viktige. Korrekt måling av transmisjon er kritisk for at man skal kunne stole på desinfeksjonseffektiviteten i et UV-anlegg. Kommersielle on-line UVT-målere beregner UVT ved å måle UV-intensiteten i forskjellige distanser fra lampen.

Vannets UV-transmisjon (UVT) er avgjørende for UV-anleggets desinfeksjonseffektivitet. Allerede ved et fargetall på 10 mg Pt/l er UVT_{5cm} kun 50 % og ved 20 mg Pt/l kun 30 %. Andre parametere (turbiditet, jern, osv) reduserer også UVT.

Generelt sett er dannelse av skadelige biprodukter ansett å være et lite problem ved UV-desinfeksjon.

3.4.4 Godkjenning av UV-aggregater

Vi har i Norge en typegodkjenningsordning for UV-aggregater forvaltet av Folkehelseinstituttet. Den dokumentasjon som er nødvendig for typegodkjenning er gitt på hjemmesidene til Nasjonalt Folkehelseinstitutt. Typegodkjenningen baserer seg på følgende krav til UV-dose:

- Dersom UV-aggregatet skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot relevante bakterier (ikke-sporeformende), virus og protozoer, må det godtgjøres at man i bestrålingskammeret oppnår et strømningsmønster som medfører at vannet passerer nær UV-lampene i deler av kammeret, slik at kapasitetsberegning basert på gjennomsnittsintensitet kan benyttes. Det desinfiserte vannet må til enhver tid ha blitt tilført en UV-dose (eng. reduction equivalent fluence) på minimum 30 mWs/cm^2 (300 J/m^2) ved en bølgelengde i området rundt 254 nm, beregnet ut fra en volumveid gjennomsnittsintensitet i kammeret og vannets gjennomsnittlige oppholdstid i aktiv del av kammeret.
- Dersom et UV-aggregat skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot relevante bakterier (inkludert bakteriesporer), virus og protozoer, må det dokumenteres at det desinfiserte vannet til enhver tid har blitt tilført en UV-dose (eng. reduction equivalent fluence) på minimum 40 mWs/cm^2 (400 J/m^2) ved en bølgelengde på 253,7 nm, basert på en biosimulator-test. Disse betingelsene skal sikre en 2 log reduksjon av de fleste helserelaterte bakteriesporer, basert på dagens viten om disse mikrobenes toleranse overfor UV-lys. Dette kravet oppfylles ved en gitt vanngjennomstrømning og UV-transmisjon på vannet dersom minimum referansebestråling (intensiteten) ikke blir lavere enn den minimumsverdien som ble bestemt ved biosimulator-testen.

Typegodkjenning i henhold til biosimulert målt UV-dose er altså avhengig av dokumentasjon basert på biosimulerte tester utført i henhold til østerriksk eller tysk standard (eller tilsvarende). Det er nå på trappene en godkjenningsordning som er i overensstemmelse med en EU-standard. Den østerrikske ÖNORM er aktuell som europeisk standard og dermed også som standard for godkjenning i Norge. Man må da teste et aggregat ved hjelp av en biosimulert metode som bla benyttes i den nevnte ÖNORM.

3.4.5 Inaktiveringseffektivitet ved UV-desinfeksjon

Det foreligger et stort antall undersøkelser av inaktiveringseffektivitet ved UV-desinfeksjon, se for eksempel Tabell 3.6. Tabellen viser at UV er en svært effektiv desinfeksjonsmetode overfor bakterier og mindre effektiv overfor virus, spesielt Adenovirus. Visse typer av dette viruset er meget resistente overfor UV og vil ikke inaktiveres ved de doser som er vanlige å bruke i drikkevannsanlegg i Norge. Andre virustyper er mindre resistente. Et spørsmål blir da

om man skal legge det mest resistente virus til grunn for regelverket knyttet til hygieniske barriere overfor virus, slik man har gjort det i USA hvor Adenovirus er lagt til grunn.

Arbeid i den senere tid (Clancy et al, 1998, Clancy et al 2000, Buhkahri et al, 1999, USEPA, 2003) som tar i bruk in vitro tester (museforsøk eller cellekulturer) viste at både lavtrykks- og mellomtrykks lamper (kvikksølvldamp) kan oppnå 3 log inaktivering av *Cryptosporidium* oocyster ved UV-doser så lave som 10 mWs/cm². Tilsvarende følsomhet har vært rapportert for *Giardia* (Craik et al, 2000).

Tabell 3.6 Typiske nødvendige UV-doser for 4-log inaktivering av utvalgte mikroorganismer (LeChevalier, M.W. and Au, K-K, 2004).

Organism	4-log inactivation dose range (mW-sec/cm ²)	Water source
Bacteria:		
<i>Bacillus subtilis</i> spores	31	Laboratory water
<i>Escherichia coli</i>	20	Laboratory water
<i>S. faecalis</i>		Laboratory water
<i>Salmonella typhi</i>	30	Laboratory water
<i>Vibrio cholera</i>	0.65	Laboratory water
Viruses:		
MS-2	50	Groundwater (1 source)
	64–93	Groundwater (11 sources)
	100	Laboratory water
Coxsackie AZ	30	Laboratory water
Hepatitis A	6–15	Groundwater (3 sources)
	16	Laboratory water
Poliovirus	23–29	Groundwater (8 sources)
	30	Laboratory water
Rotavirus — Wa	50	Laboratory water
Rotavirus SA11	40	Tap water
Adenovirus	186	Laboratory water (4 studies)

Adapted from Malley (2000) and USEPA (2003)

Hijnen and Medema (2005) har nylig gjort en meget grundig gjennomgang av alle undersøkelser av desinfeksjonseffektivitet med UV, og vi skal i det følgende ta utgangspunkt i denne studien. Alle forsøkene er dose-respons forsøk i laboratorieskala. Vi skal gå gjennom de tre gruppene av patogener; bakterier, virus og parasitter samt indikatororganismer og modellorganismer.

3.4.5.1 Bakterier

Det finnes ikke så mange studier av bakterier, ettersom det har vært alminnelig akseptert at bakterier ikke er særlig resistente overfor UV-lys og at de derfor ikke er så interessante i denne sammenhengen.

I Tabell 3.7 er vist inaktiveringseffekten av UV₂₅₄-lys på seks patogene bakterier. Dataene kunne i all vesentlig grad beskrives med første ordens kinetikk, og hastighetskonstanten (inaktiveringskonstanten) er bestemt. Det er også ført opp hvor mange studier som ligger bak tabelldataene samt i hvilket doseområde studiene ble gjort.

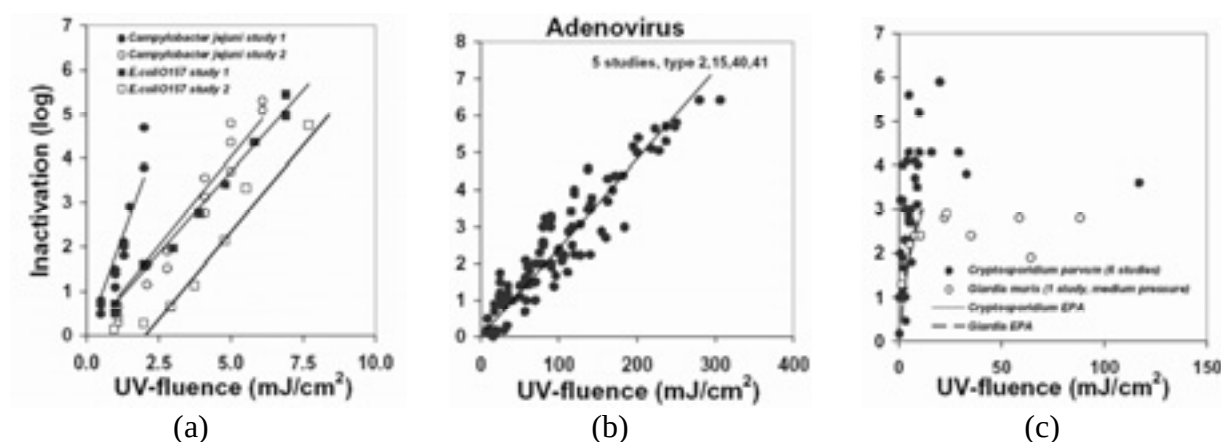
Vi minner om at nødvendig dose fås ved å dividere det antall log-reduksjon man tar sikte på å nå med inaktiveringskonstanten. For å oppnå 3 log inaktivering av *Salmonella*, vil man etter tabellen under måtte ha en dose på minst $3/0,444 = 6,8 \text{ mJ/cm}^2$. Vi ser at bakteriene som er undersøkte, trengte en dose på 2-8 mJ/cm^2 for å oppnå 3 log inaktivering. Selv om man legger på en sikkerhetsfaktor på 3, ligger dette innenfor de dosekrav som veiledningen til drikkevannsforskriften foreskriver.

Figur 3.10 a er dose-respons kurven for *Campylobacter* og *E. coli* vist.

Tabell 3.7 Inaktiveringshastighetskonstant (lineær regresjon) for ulike bakterier (Hijnen and Medema, 2005)

	Studies (data) ^a	$k \text{ (cm}^2/\text{mJ)}$ (95% Conf.-interval; r^2)	UV-fluence range
<i>Salmonella typhi</i>	1 (13)	0.444 (0.031; 0.92)	2 – 8
<i>Campylobacter jejuni</i>	1 (12)	1.78 (0.25; 0.85)	0.5 – 1.5
<i>Campylobacter jejuni</i>	1 (15)	0.805 (0.065; 0.93)	1 – 6
<i>Yersinia enterocolitica</i>	2 (34)	0.889 (0.060; 0.87)	0.6 – 5
<i>Shigella dysenteriae</i>	1 (9)	1.308 (0.087; 0.95)	1 – 5
<i>Vibrio cholerae</i>	1 (10)	1.341 (0.113; 0.94)	0.6 – 4
<i>Legionella pneumophila</i>	2 (15)	0.429 (0.069; 0.68)	1 – 12
<i>E. coli</i> O157 avg. ^b	2 (16)	0.642 (0.082; 0.85)	1 – 7
<i>E. coli</i> O157	1 (7)	0.737 (0.201; 0.95) int. -1.126	

^a number of studies, data points; ^b avg. = average all studies; ^c int. = intercept



Figur 3.10 Dose-respons kurver for noen mikroorganismer (Hijnen and Medema, 2005).

3.4.5.2 Virus

Tabell 3.8 viser data fra et meget stort antall studier på virus. Også her kunne inaktiveringskinetikken beskrives med 1. orden.

Adenovirus er sannsynligvis det virus som er mest resistent over for UV. I

Figur 3.10 b er dose-respons kurven for Adenovirus (type 2,15,40 og 41) vist, og vi ser at for å komme opp i 3 log inaktivering må den faktiske dosen være hele 125 mJ/cm^2 (med utgangspunkt i midlere verdier for de ulike undersøkelsene).

Tabell 3.8 Inaktiveringshastighetskonstant (lineær regresjon) for ulike virus (Hijnen and Medema, 2005).

Viruses	Studies (data) ^a	k (cm ² /mJ) (±95% Conf. interval; r ²)	UV-fluence range
Poliovirus	6 (55)	0.135 (0.004; 0.79)	5 – 50
Rotavirus avg. ^b	5 (58)	0.095 (0.007; 0.62)	5 – 50
Rotavirus	1 (20)	0.044 (0.009; 0.88) int. 0.95 ^c	10 – 60
Adenovirus avg.	5 (98)	0.024 (0.001; 0.87)	8 – 306
Adenovirus	1 (29)	0.018 (0.001; 0.88)	8 – 154
Hepatitis A	3 (13)	0.181 (0.028; 0.70)	5 – 28
Coxsackie virus	2 (12)	0.119 (0.006; 0.97)	5 – 33
Calicivirus avg.	4 (49)	0.129 (0.013; 0.41)	4 – 38
Calicivirus	1 (20)	0.190 (0.007; 0.96)	4 – 33
Calicivirus	1 (9)	0.109 (0.018; 0.82)	10 – 35

^a number of studies, data points; ^b avg. = average all studies; ^c intercept (int.)

Når det gjelder de mer forekommende humane virus, Calicivirus, var imidlertid nødvendig faktisk dose i middel 24 mJ/cm², altså under det som vi dimensjonerer for i Norge. Men tas det hensyn til en sikkerhetsfaktor som skal fange opp ufullkommenheter i strømningsbildet etc., kan denne verdien tyde på at vi burde sikre oss med å kreve biodosimeter dokumentasjon på at man faktisk oppnår en tilstrekkelig dose ved den enkelte anleggstype.

3.4.5.3 Parasitter

I Tabell 3.9 er samlet data for *Cryptosporidium* og *Giardia*.

Tabell 3.9 Inaktiveringshastighetskonstant (lineær regresjon) for ulike studier av *Cryptosporidium* (monokromatisk lys ved 254 nm, lavtrykks lampe) og *Giardia* (Polykromatisk lys, mellomtrykkslampe) (Hijnen and Medema, 2005)

	Studies ^a (data)	k (cm ² /mJ) (95% Conf.-int.; r ²)	UV-fluence range
<i>C. parvum</i>	6 (38)	0.243 (0.08; 0.49) int. 1.502 ^b	0.4 – 6.1
<i>G. muris</i>	1 (4)	0.282 (0.164; -0.99)	1.5 – 11

^a number of studies, data points; ^b int. = intercept

I henhold til disse studiene, vil 2 log reduksjon av *Cryptosporidium* nåes ved en faktisk midlere (av antall studier) dose på 8,25 mJ/cm² og 3 log ved 12,5 mJ/cm², mens nødvendig midlere dose for *Giardia* var hhv 7,0 og 10,5 mJ/cm².

Figur 3.10 c viser dose-respons dataene for *Cryptosporidium* og *Giardia* som viser at *Cryptosporidium* er mindre resistent enn *Giardia*.

3.4.5.4 Indikatorer og modellorganismer

Vannkvalitetskriteriene i drikkevannsforskriften bygger på indikatororganismer (f.eks. *E. coli* og *C. perfringens*), og i forsøk benyttes ofte modellorganismer (for eksempel bakteriofager i

stedet for virus). I Tabell 3.10 er det satt opp en sammenstilling av resultater for indikatorer og modellorganismer.

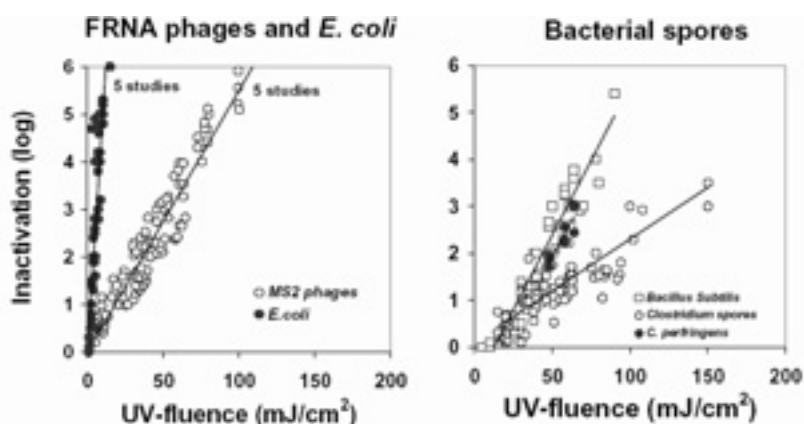
Vi ser at sporer av *C. perfringens* krever høyere dose for å inaktiveres enn parasittene (33 mJ/cm² for 2 log inaktivering i middel av undersøkelsene) og spesielt sporer av sulfittreduserende clostridier (SSRC) krever høye faktiske doser (111 mJ/cm² for 2 log inaktivering). Det siste er samme nivå som Adenovirus. Figur 3.11 viser dose-respons kurver for MS2-fag sammenlignet med *E. coli* samt ulike bakteriesporer som har vært aktuelle å bruke som indikatororganismer.

Både Hijnen et al (2000) og Lund og Ormerod (2005) fant at *C. perfringens* sporer fra naturlige vannprøver var mer resistente enn sporer dyrket i laboratoriet. Lund og Ormerod (2005) gjennomførte inaktiveringsforsøk med sporer av en standardstamme og bakteriesporer av *C. perfringens* direkte fra en bekk påvirket av diffus fekal forurensning. De fant at *C. perfringens* direkte fra en naturlig vannprøve var tydelig mer resistent overfor UV-bestråling enn den beskyttede standardstammen, med 1,2 log reduksjon for *C. perfringens* og 1,8 for standardstammen. Den høyeste dosen de brukte (70 mJ/cm²) ga kun 1,5 log reduksjon for sporer av *C. perfringens*.

Tabell 3.10 Inaktiveringshastighetskonstant (lineær regresjon) av *E. coli* og modell organismene MS2-fag og *Bacillus Subtilis* sporer (monokromatisk lys ved 254 nm, lavtrykks lampe) og av sporer av sulfittreduserende clostridier (SSRC) og av *C. perfringens* (Polykromatisk lys, mellomtrykkslampe) (Hijnen and Medema, 2005)

	Studies (data) ^a	k (cm ² /mJ) (95% Conf.-int.; r^2)	UV-fluence range
<i>E. coli</i>	5 (41) ^c	0.506 (0.049; 0.71)	1 – 15
FRNA phage MS2	5 (109) ^c	0.055 (0.002; 0.93)	5 – 140
Bacteriophage Q β	1 (5) ^c	0.084 (0.003; 0.99)	10 – 50
Bacteriophage T7	1 (3) ^c	0.232 (0.080; 0.90)	5 – 20
<i>B. subtilis</i> spores	3 (18) ^c	0.060 (0.006; 0.91) int.-0.693 ^b	5 – 78
Indigenous <i>Bacillus</i> spores	1 (6) ^c	0.018 (0.003; 0.90)	5 – 90
<i>C. perfringens</i> spores	1 (9) ^d	0.060 (0.027; 0.81)	48 – 64
Indigenous SSRC	1 (32) ^d	0.018 (0.004; 0.69) int. 0.246 ^b	21 – 108

^a number of studies, used data points; ^b int. = intercept; ^c assessed with Collimated Beam apparatus; ^d assessed with demonstration plant (continuous flow, medium pressure)



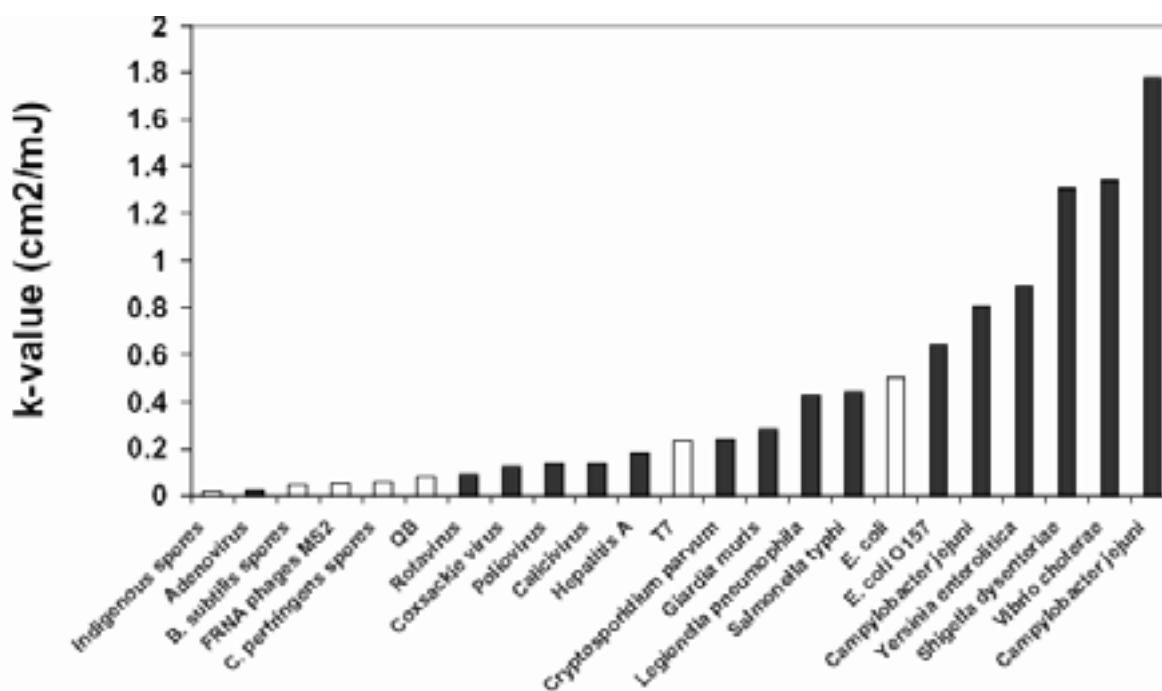
Figur 3.11 Dose-respons kurver for bakteriofager sammenlignet med *E. coli* (a) og bakteriesporer (b) (Hijnen and Medema, 2005)

Resultatene av Lund og Ormerods dose-respons studier av ulike *Bacillus* arter og *C. perfringens* sporers toleranse overfor lavtrykks UV-bestråling viser at selv om sporedannende bakterier er mer resistente overfor UV enn vanlige vegetative bakterier, de fleste virus (foruten Adenovirus) og protozoer, så lar det seg gjøre å oppnå 1,5-2,0 log reduksjoner (95-99% inaktivering) ved en UV-dose (fluence) på 40 mJ/cm². En forutsetning er imidlertid at vannet forbehandles for å redusere partikkelinnholdet, da partikler binder bakterier og bakteriesporer og hindrer en effektiv desinfeksjon.

Lund og Ormerod viste at standardstammen *B. subtilis* ATCC 6633, som benyttes som testorganisme (biodosimeter) i Østerrike og Tyskland ved testing av UV-aggregater, har en UV-toleranse som er høyere enn de fleste *Bacillus* sporer som forekommer i drikkevannskilder. Dersom man oppfyller kravet til en biodosimetrisk målt UV-dose på minimum 40 mJ/cm², sikrer man derfor en tilfredsstillende desinfeksjon også av *Bacillus* sporer. Dersom man setter krav om at en skal oppnå minimum 2 log reduksjoner av både aerobe (*Bacillus*) og anaerobe (*Clostridium*) bakteriesporer for at desinfeksjonen skal aksepteres som en hygienisk barriere, må imidlertid UV-dosen økes utover dagens krav på 40 mJ/cm², da *Clostridium* sporene ser ut til å ha en mye høyere UV-toleranse enn *Bacillus* sporer. Ytterligere undersøkelser er imidlertid nødvendig for å fastslå mer eksakt UV-toleransen til *C. perfringens* fra naturlige vannforekomster.

3.4.5.5 Oppsummering når det gjelder inaktiveringseffekt med UV

I Figur 3.12 er vist en oversikt over inaktiveringskonstantene slik de ble bestemt av Hijnen og Medema (2005) basert på alle de studier de kunne finne og bygge sin analyse på.



Figur 3.12 Oppsummering av inaktiveringskonstanter for inaktivering av ulike mikroorganismer med UV (Hijnen and Medema, 2005)

Folkehelseinstituttet regner i dag at en dose på 30 mJ/cm² gir en tilfredsstillende barrierevirkning overfor både bakterier, virus og parasitter. Som vist over, kan dette være riktig når det gjelder bakterier og parasitter, mens det kan diskuteres når det gjelder virus. Her

blir det avgjørende hvilket virus som legges til grunn. Gjør vi som amerikanerne og legger Adenovirus til grunn, er 30 mJ/cm² åpenbart ikke tilstrekkelig.

I Tabell 3.11 er oversikt over rapporterte UV-doser for inaktivering av ulike patogene bakterier, virus og protozoer av bekymring i drikkevann (USEPA, 2003), og tabellen viser klart at de dosene vi bruker ikke tilfredsstiller disse verdiene mht virus etter amerikanske regler. Vi kommer nærmere tilbake til det amerikanske regelverket i kap. 7.

Tabell 3.11 Oversikt over rapporterte gjennomsnittlige UV-doser for inaktivering av ulike patogene bakterier, virus og protozoer som kan forekomme i drikkevann (USEPA, 2003).

Microorganism	Type	UV Dose (mJ/cm ²) inactivation indicated				Reference
		1-log	2-log	3-log	4-log	
<i>Aeromonas hydrophila</i>	Bacteria	1.1	2.6	3.9	5	Wilson et al. 1992
<i>Campylobacter jejuni</i>	Bacteria	1.6	3.4	4	4.6	Wilson et al. 1992
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	Bacteria	1.5	2.8	4.1	5.6	Wilson et al. 1992
<i>Legionella pneumophila</i>	Bacteria	3.1	5	6.9	9.4	Wilson et al. 1992
<i>Salmonella anatum</i>	Bacteria	7.5	12	15		Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella enteritidis</i>	Bacteria	5	7	9	10	Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhi</i>	Bacteria	1.8	4.8	6.4	8.2	Wilson et al. 1992
<i>Salmonella typhimurium</i>	Bacteria	2	3.5	5	9	Tosa and Hirata 1998
<i>Shigella dysenteriae</i>	Bacteria	0.5	1.2	2	3	Wilson et al. 1992
<i>Shigella sonnei</i>	Bacteria	3.2	4.9	6.5	8.2	Chang et al. 1985
<i>Staphylococcus aureus</i>	Bacteria	3.9	5.4	6.5	10.4	Chang et al. 1985
<i>Vibrio cholerae</i>	Bacteria	0.8	1.4	2.2	2.9	Wilson et al. 1992
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Bacteria	1.7	2.8	3.7	4.6	Wilson et al. 1992
Adenovirus Type 40 ²	Virus	30	59	90	120	Meng and Gerba 1996
Adenovirus Type 41 ²	Virus	22	50	80		Meng and Gerba 1996
Coxsackievirus B5	Virus	6.9	14	21		Battigelli et al. 1993
Hepatitis A HM175	Virus	5.1	14	22	30	Wilson et al. 1992
Hepatitis A	Virus	5.5	9.8	15	21	Wiedenmann et al. 1993
Hepatitis A HM175	Virus	4.1	8.2	12	16	Battigelli et al. 1993
Poliovirus Type 1	Virus	4.0	8.7	14	21	Meng and Gerba 1996
Poliovirus Type 1	Virus	6	14	23	30	Harris et al. 1987
Poliovirus Type 1	Virus	5.6	11	16	22	Chang et al. 1985
Poliovirus Type 1	Virus	5.7	11	18	13	Wilson et al. 1992
Rotavirus SA11	Virus	7.6	15	23		Battigelli et al. 1993
Rotavirus SA11	Virus	7.1	15	25		Chang et al. 1985
Rotavirus SA11	Virus	9.1	19	26	36	Wilson et al. 1992
<i>Cryptosporidium parvum</i> ²	Protozoa	< 2	< 3	< 5		Shin et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i> ²	Protozoa		< 3	< 6		Clancy et al. 2000
<i>Giardia lamblia</i> ²	Protozoa	<1			<2	Linden et al. 2002a
<i>Giardia lamblia</i> ²	Protozoa	<1	< 3	< 6		Mofidi et al. 2002

¹ Adapted from Wright and Sakamoto 1999

² Additional data for adenovirus, *Cryptosporidium*, and *Giardia* are in Appendix B.

Det er usikkerhet knyttet til barriereeffekten overfor sporedannende bakterier (som indikator). Dersom man setter krav om at en skal oppnå minimum 2 log reduksjoner av både aerobe (*Bacillus*) og anaerobe (*Clostridium*) bakteriesporer for at desinfeksjonen skal aksepteres som en hygienisk barriere, må imidlertid UV-dosen økes utover dagens krav på 40 mJ/cm². Veiledningen setter 40 mJ/cm² som dosekrav når det gjelder sporer av *C. perfringens*. I Lund

og Ormerods undersøkelse ga en dose på 40 mJ/cm^2 1,8 log inaktivering, mens sporer fra bekkevann bare ga 1,2 log inaktivering. En viktig årsak til den observerte forskjellen i UV-toleranse er sannsynligvis at *C. perfringens* sporer i vannprøver direkte fra naturen i stor grad er festet til partikler i vannet og derfor er beskyttet mot UV-lys.

Det presiseres at alle data som er tatt med over er bestemt i vann med god transmisjon i batch laboratorieforsøk. Når dose-respons data skal overføres til full-skala anlegg, må man ta hensyn til alle faktorene som nedsetter effektiviteten og som har vært diskutert over. Den nødvendige, faktiske dosen kan vise seg å måtte være 2-3 ganger høyere enn den faktiske dosen bestemt i laboratorieforsøk.

Vi viser til tilleggsrapporten for en grundigere gjennomgang av tekniske og prosessmessige forhold ved UV-bestråling.

3.5 Avanserte oksidasjonsmetoder

Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) har blitt definert som prosesser ”som involverer dannelse av hydroksylradikaler i tilstrekkelig mengde til å påvirke vannrensingen”. De vanligste prosessene er de som baserer seg på kombinasjoner av ozon og hydrogenperoksid ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), ozon og UV-bestråling (O_3/UV) og hydrogenperoksid og UV-bestråling ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$). Disse metodene benyttes ikke primært til desinfeksjon, men til oksidasjon.

De vil likevel gi god desinfeksjon ettersom de normalt opererer ved svært høye oksidasjonspotensial. Disse metodene er vanligvis ment benyttet for oksidasjon av organiske mikroforurensninger, pesticider, farmasøytiske restprodukter osv.

AOP virker gjennom de hydroksyl-radikaler (OH^*) som dannes som mellomprodukter i prosessen. OH-radikalene reagerer med organiske forbindelser i vannet og initierer en serie av oksidative degraderingsreaksjoner. Oksidasjonen leder ofte til fullstendig mineralisering av den organiske forurensning, dvs til CO_2 , H_2O og mineralske syrer. Kinetikken i nedbrytningen er av tilnærmet første orden.

3.5.1 Ozon baserte prosesser

De første AOP-prosesser som ble lanserte var ozon-baserte :

- $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$
- O_3/UV

De ozon-baserte løsningene er effektive mht oksidasjon av organiske mikroforurensninger og også svært effektiv til primærdesinfeksjon ettersom nødvendige doser for å oppnå full oksidasjon krever høye O_3 -doser. Det gir imidlertid potensial for bromatdannelse og derfor har ozon-baserte løsninger kommet mer i bakgrunnen i det siste. Typiske doser er :

- $\text{O}_3/\text{DOC} = 1,2 \text{ g/g}$
- $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3 = > 2 \text{ g/g}$

3.5.2 Hydrogenperoksid baserte løsninger

I den senere tiden har det vært mest fokus på hydrogenperoksid baserte løsninger:

- $\text{Fe(II)}/\text{H}_2\text{O}_2$ (Fentons reagent)
- $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$

Lengst har man kommet i praksis med løsninger basert på UV/ H₂O₂. Denne prosessen er nylig satt i drift ved Andijk vannverk i Nederland, etter en lang og omfattende forskning og utprøving. Man har her oppnådd god degradering (80 %) av 11 utvalgte mikroforurensninger ("priority pollutants") ved doseringer på < 1000 mJ/cm² og < 15 g/m³ av H₂O₂ uten bromatdannelse og uten vesentlig metabolitt-produksjon. I en annen kilde er dose på 540 mJ/cm² ved 6 g/m³ av H₂O₂ oppgitt som driftsdosering ved Andijk vannverk. Det er klart at man med slike doser vil ha en meget omfattende inaktivering av alle patogener i tillegg til den oksidasjon av mikroforurensninger som oppnås.

3.5.3 Katalysatorbaserte metoder

Det er blitt vist større interesse for katalysatorbaserte AOP-prosesser i den senere tid. Dette gjelder spesielt bruk av TiO₂ som katalysator, for eksempel basert på UV/TiO₂. Denne kombinasjonen alene har et relativt lavt oksidasjonspotensial, men desinfeksjonstester av et svensk selskap som leverer slik utstyr, synes lovende.

I forbindelse med EU-prosjektet TECHNEAU som er igangsatt, skal NTNU gjennomføre et prosjekt som baserer seg på AOP (med O₃ og med UV/TiO₂ og muligens UV/ H₂O₂) kombinert med biofiltrering og membranfiltrering. Dette er en videreutvikling av den metode basert på ozonering/biofiltrering som instituttet har arbeidet med over flere år og som synes å få fotfeste i Norge.

3.5.4 Potensialet for AOP i Norge

Det store spørsmålet blir om slike metoder kan bli økonomisk konkurransedyktige. Det er ingen tvil om at de kan vise seg interessante for generell avansert behandling av drikkevann og de vil da gi utmerket desinfeksjonsvirkning, men som separat desinfeksjonsmetode er det grunn til å tvile på at de vil finne stor anvendelse i Norge. Mer aktuelt vil det sannsynligvis bli her å kombinere kjente desinfeksjonsmetoder.

3.6 Bruk av flere desinfeksjonstiltak samtidig (kombinert desinfeksjon)

Ettersom ingen av desinfeksjonsmetodene er optimale ut fra alle aspekter, er det aktuelt å bruke flere desinfeksjonsmetoder i ett og samme anlegg. Det har vært lite tradisjon for dette i Norge. Når kombinert desinfeksjon har blitt brukt i andre land, kan det ligge ulike hensikter bak:

- å bruke en annen desinfeksjonsmåte for sekundærdesinfeksjonen (sikkerhetsdesinfeksjon med tanke på barriereeffekt på nettet evt. for å hindre vekst på nettet).
- å oppnå en total inaktiveringseffekt som er større enn den hver av desinfeksjonsmetodene kunne klart hver for seg

Flere studier har vist at man ved å benytte flere metoder etter hverandre kan oppnå synergieffekter, dvs at inaktiveringsgraden er høyere enn den man skulle forvente ved å betrakte hver metode for seg og så legge sammen effektene. Dette er påvist for koliforme bakterier, *Giardia*, Poliovirus og *Cryptosporidium*. Motsatt er det også vist at Hepatitt A virus og MS2-kolifag ble mindre inaktivert ved kombinasjonsdesinfeksjon enn summen av metodene skulle tilsi.

Dessverre har man ikke etablert akseptable Ct-verdier for kombinasjonsdesinfeksjon. Aktuelle kombinasjoner er:

- Klor/kloramin
- Klordioksid/kloramin

- Ozon/klor eller kloramin
- Ozon/UV
- UV/klor
- UV/kloramin

Flere av disse kombinasjonene er interessante, og spesielt interessante er kombinasjonene ozon/klor, ozon/kloramin, ozon/UV og UV/klor eventuelt UV/kloramin.

3.6.1 Ozon/klor eller ozon/kloramin

Dette er en svært vanlig kombinasjon i mange land. Som oftest har ozon i denne kombinasjonen en oksidasjonsfunksjon (oksidasjon av jern og mangan, humus etc.). Doseringen av ozon er i disse tilfellene vanligvis betydelig høyere enn det som trengs for desinfeksjon, og ettersom tilsetningen av ozon gjerne skjer tidlig i anlegget, kan Ct-verdien også bli høy. Dette kan medføre at ozonsteget blir en akseptabel barriere overfor både bakterier, virus og parasitter, mens klortilsetningen kun vil være en andre barriere overfor bakterier og virus.

Når ozon brukes i anlegg basert på ozonering/biofiltrering, fjernes en del av humusforløperne til THM-dannelsen, og THM-dannelsen blir betydelig lavere enn om man ikke hadde hatt ozon først. Dette er bl.a. demonstrert på Nes Vassverk i Bjugn kommune.

Dersom det anses å være behov for sekundærdesinfeksjon for å hindre vekst på nettet, er det mer hensiktsmessig å benytte kloramin enn klor. Dette vil også redusere DBP-dannelsen i forhold til ozon/klor, men vil være et mindre effektivt inaktiveringssystem overfor bakterier og virus totalt sett.

For løsningen med ozon/kloramin har Najm et al. (2004) utviklet modeller for den synergistiske inaktiveringsgrad av *Cryptosporidium* basert på en rekke målte data:

$$\log \text{ inaktivering (ozon)} = 0,0397 [1,09757]^T (C \cdot t)_{\text{ozon}}$$

$$\log \text{ inaktivering (kloramin)} = 0,00006255 [(1,09757)^T (C \cdot t)_{\text{ozon}}]^{0,8152} \cdot (1,0065)^T (C \cdot t)_{\text{kloramin}}$$

Når kloramin benyttes nedstrøms ozonering i et vannverk, kan den totale inaktiveringsgrad beregnes som :

$$\log \text{ inaktivering (totalt)} = \log \text{ inaktivering (ozon)} + \log \text{ inaktivering (kloramin)}$$

3.6.2 Ozon/UV

Dette er en meget effektiv kombinasjon (høy log-kreditt). Både ozon og UV er svært effektivt overfor bakterier. UV er svært effektivt og ozon moderat effektivt overfor parasitter, og UV er moderat effektivt og ozon svært effektivt overfor virus. Samtidig er dette en kombinasjon som gir lav eller ingen dannelse av klorerte desinfeksjonsbiprodukter. Dersom det foreligger høye bromid-konsentrasjoner, er imidlertid potensialet for dannelse av bromat til stede, og spesielle forholdsregler må tas for å minimalisere bromatdannelsen.

Dette er en svært aktuell kombinasjon i norske anlegg basert på ozon/biofiltrering når behovet for høy inaktiveringsgrad overfor alle typer av patogener er til stede. I mange små anlegg der nødvendig log-reduksjon vil kunne bli lav, relativt sett (for eksempel basert på den prosedyre som er foreslått i kap. 8), kan det være tilstrekkelig med kun ozon (evt. med

sikkerhetsklorering i tillegg), men i anlegg som krever høy nødvendig log-reduksjon, vil UV være nødvendig for å klare kravet om inaktivering av parasitter (spesielt *Cryptosporidium*).

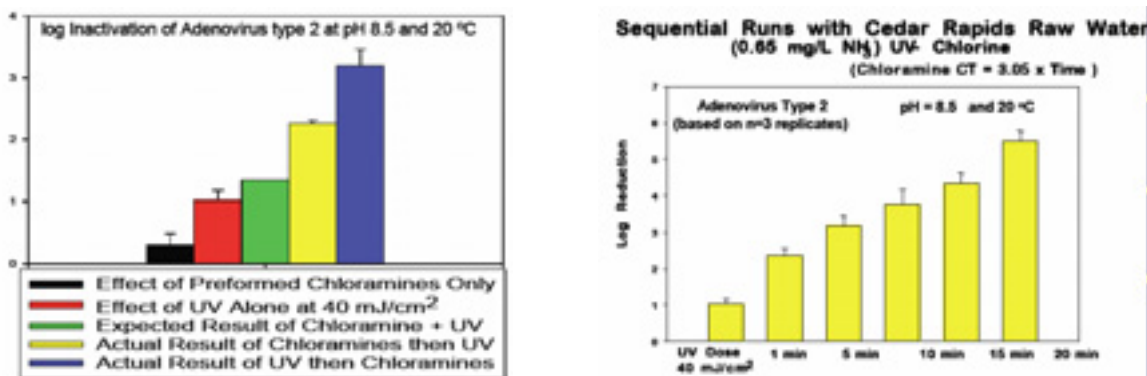
Kombinasjonen ozon/UV gir ingen sikkerhetsdesinfeksjon på nettet, og man må vurdere nøye hvilket behov det er for det. I de anleggene som nå går i Norge (Nes, Fauske) har det ikke vært registrert spesielt høye kimtall på nettet.

3.6.3 UV/klor eventuelt UV/kloramin

Mange anlegg som har benyttet klor i mange tiår, kvier seg for å forlate dette desinfeksjonsmiddelet, spesielt ettersom det er effektivt overfor bakterier og virus. For å møte barrierekravet i forhold til parasitter, kan klorering kombineres med UV. Det vanligste er da å ha klor først og UV deretter, selv om dette er av mindre betydning så lenge vannet er godt forbehandlet med tanke på fjerning av humus og partikler.

UV i seg selv reduserer ikke THM-potensialet. Dette bør derfor være lavt nok før kloreringen enten naturlig eller som følge av forutgående behandling. Man kan også tenke seg at små vannverk med vann av god fysisk/kjemisk vannkvalitet skulle kunne bruke denne kombinasjonen dersom det er nødvendig ut fra en betraktning av nødvendig inaktiveringsgrad. Svært mange UV-anlegg i Norge har klorering i reserve.

Fra USA (Malley, 2005) er det nylig kommet svært interessante data om synergieffekter som er oppnådd ved bruk av UV/kloramin i kombinasjon spesielt i forhold til Adenovirus. Figur 3.13 viser resultater som ble oppnådd i studier utført ved vannverket i Cedar Springs (Malley, 2005) Vi ser at kombinasjonen av UV (ved dose på 40 mJ/cm²) kombinert med kloramin (dose 0,65 mg NH₃/l) ga høyere inaktivering av Adenovirus type 2 enn hva som skulle forventes ved å legge log inaktivering av de to metodene sammen. Spesielt høy kombinert inaktivering ble oppnådd når UV ble brukt før kloramin.



Figur 3.13 Eksempel på synergieffekt av kloramin bruk i tillegg til UV for inaktivering av Adenovirus (Malley, 2005). Figuren til høyre viser UV/kloramin inaktivering av Adenovirus – kontakttidens innflytelse

Forfatterne av denne studien advarer mot å trekke vidtgående konklusjoner, men denne synergieffekten kan bli svært interessant dersom vi vil måtte gardere oss mot Adenovirus. Det er noe uklart enda hva mekanismen bak denne synergieffekten er.

3.7 Inaktiveringseffekt ved andre vannbehandlingsmetoder

I den prosedyren som er foreslått i kap. 8, er det lagt opp til at det kan gis en viss log-kreditt for vannbehandlingstiltak som kommer i tillegg til primærdesinfeksjonen. Disse metodene fjerner patogene mikroorganismer som partikler. Vannbehandlingsmetoder utover desinfeksjon er ikke ment å være en del av dette prosjektet, men ettersom dette er trukket inn i prosedyreforslaget skal vi meget kort nevne refererte log-kreditt effekter av slike metoder her. De aller fleste undersøkelser de senere år fokuserer på separasjon av parasitter. WHO (2006) har summert typiske verdier over log-kreditt for fjerning av *Cryptosporidium* oocyster i godt dimensjonerte og drevne filtreringsanlegg. Tabell 3.12 viser disse for ulike typer filteranlegg.

Tabell 3.12 Eksempel på generisk log-kreditt for fjerning av *Cryptosporidium* oocyster i bra dimensjonerte og drevne filtreringsanlegg (WHO, 2006).

Type of process	Removal (¹⁰ logs)	Most important efficiency-determining parameters
Filtration		
Rapid granular filtration	0.5	Filtration rate, recycling of backwash water
Rapid granular filtration with coagulation pre- treatment	2.5	Coagulant dose, pH, temperature, mixing, installation design, addition of polymers, recycling of backwash water
Slow sand filtration	2-4	Presence of "Schmutzdecke", filter depth, temperature, filtration rate
Diatomaceous earth filtration	3	Filtration rate, filter depth, pore size, precoat thickness, filter integrity
Membrane filtration	>4	System (membranes and connectors) integrity, membrane pore size
Coagulation/floc removal	1.6	Coagulant dose, pH, temperature, type of floc removal, installation design, addition of polymers, mixing

En grundigere gjennomgang av litteraturen enn det vi kan gi her, kan finnes i Betancourt and Rose (2004), WHO (2004), Ormerod og Lund (2004).

Vi viser også til en grundigere gjennomgang i tilleggssrapporten som kan lastes ned fra NORVARs hjemmesider

4 Risiko og sårbarhet

4.1 Problemstilling

Vannverksbransjen står overfor en situasjon hvor det er oppdaget svakheter i norsk vannforsyning som vi før ikke var klar over eller som ikke forekom/forekom sjelden. For eksempel er vi relativt nylig blitt klar over at også norske vannforekomster inneholder patogene protozoer, en gruppe mikroorganismer som ikke inaktiveres ved klorering. Vi får stadig flere dokumentasjoner på at dype innsjøer ikke er en sikker hygienisk barriere. Det stilles spørsmålstegn ved om enkelte typer humanvirus kan inaktiveres ved vanlige UV-doser. Kraftig og hyppig nedbør har ført til flom og oversvømmelse som har berørt installasjoner ved vannverkene. I tillegg kommer den internasjonale situasjonen med økt fokus på eksterne trusler, f.eks. i form av terrorangrep.

Begrepene risiko og sårbarhet kan knyttes til:

- 1) mulige interne svakheter ved vannforsyningen, som for eksempel kildevalg, svikt ved desinfeksjonsanlegg og installasjoner på ledningsnett, ledningsbrudd mm og
- 2) eksterne trusler, for eksempel av typen terrorangrep og ekstreme naturhendelser.

I dette kapitlet behandles de interne svakheter, og hvordan en kan bestemme og styre risiko forbundet med dem. Kapitlet gir en innføring i bakgrunn og status for bruk av aktuelle redskap for risikoanalyse og risikostyring i vannforsyningen.

I et annet pågående prosjekt i regi av NORVAR m.fl. utarbeides en veiledning for "Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen" rettet mot situasjoner knyttet til eksterne trusler og ekstreme naturhendelser, men også overfor interne uønskede hendelser.

Vannverkene i Norge har som oppgave å levere nok vann med tilfredsstillende kvalitet til forbrukeren. I dette kapitlet vil en fokusere på det siste aspektet; tilfredsstillende kvalitet.

Det helsebaserte målet for norsk vannforsyning er nedfelt i drikkevannsforskriften i form av krav til kvaliteten av drikkevannet. Vurderingen av risiko for vannbåren infeksjon er dermed basert på om vannet inneholder fekale indikatororganismer eller ikke.

Det store problemet forbundet med analyser av mikroorganismer, enten det gjelder analyse av indikatororganismer eller patogene mikroorganismer, er at overvåkingen av vannkvalitet (stort sett) er reaktiv, dvs. at uønskede hendelser eller sammenbrudd i vannforsyningssystemet kan skje mange timer og noen ganger dager, før det blir oppdaget via analyseresultater. Dette har sammenheng med:

- 1) at dagens analysemetoder er tidkrevende (minst en dag) og
- 2) at overvåkingsstrategien tradisjonelt har vært basert på å overvåke innholdet av indikator-mikroorganismer i rent vann ut fra renseanlegg eller på ledningsnett.

Utviklingen går nå mot en mer metodisk sikring av hele vannforsyningssystemet og hvor risikoanalyse er grunnlaget for denne sikringen (WHO 2004).

4.2 Helsebaserte mål for vannforsyningen

Kriteriet for å vurdere vannforsyningen i relasjon til helse og hygieneaspektet er "risiko for infeksjon". To spørsmål som kan stilles er:

- 1) Hvilken risiko for infeksjon kan aksepteres og
- 2) Hvordan bestemmes risikoen for infeksjon som er knyttet til hele eller deler av et gitt vannforsyningssystem?

I WHO (2004) retningslinjene for drikkevann blir risiko beskrevet som antall personer som blir smittet i en befolkningsgruppe av en gitt størrelse, f.eks. 1 person per 10 000 årlig, eller 1 person per 100 000 årlig. Dette prinsippet for å angi risiko er kjent fra f.eks. USA og Nederland, hvor det er foreslått at det høyeste risikonivå for gastrointestinal sykdom forårsaket av patogener i drikkevann skal være én infeksjon per 10 000 personer per år.

I Norge er det helsebaserte målet for vannforsyningen nedfelt i den norske drikkevannsforskriftens §12 hvor det står at drikkevannet skal, når det leveres til mottakeren, være hygienisk betryggende, og det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk. I tillegg kommer vannkvalitetskravene mhp konsentrasjon av indikatororganismer. Vurderingen av risiko for vannbåren infeksjon er i drikkevannsforskriften basert på om vannet inneholder fekale indikatororganismer eller ikke.

4.3 Identifikasjon av uønskede hendelser

Identifikasjon av uønskede hendelser som kan føre til vannforurensing, starter med å lage en beskrivelse av det aktuelle vannforsyningssystemet (nedbørfelt, kilde, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem), eventuelt deler av det som ansees for spesielt kritiske, f.eks. desinfeksjonsprosessen. Deretter foretas en gjennomgang for å identifisere alle punkt/hendelser hvor risikofaktorer (patogene mikroorganismer) kan tilføres vannet. Arbeidet med å få satt opp en liste over aktuelle punkt/hendelser er som regel basert på mangeårig erfaringsgrunnlag hos ansatte ved de enkelte vannverk, og kan gjennomføres som et gruppearbeid hvor deltakerne er ansatte ved vannverket og eventuelt eksterne eksperter. For å vurdere effekten av ulike hendelser kan en også benytte ulike typer ”verktøy”, og noen av disse er omtalt i tilleggssrapporten som kan lastes ned fra NORVARs hjemmesider.

4.4 Bestemmelse av risiko

Det er flere måter å bestemme risiko på etter at uønskede hendelser er identifisert. Det kan f.eks. gjøres kvalitativt ved at ansatte ved vannverket, eventuelt sammen med andre først vurderer sannsynligheten for at en hendelse skal inntreffe, og deretter hvilken konsekvens det vil ha inklusive hvor mange personer som blir berørt. Dette kan gjøres ved hjelp av en matrise hvor hendelsene/risikofaktorene rangeres etter hvor sannsynlig det er at de vil forekomme (f.eks. sikkert, mulig, sjelden) og konsekvensene de har hvis de inntreffer (f.eks. ubetydelig, alvorlig, katastrofal). Hvert nivå kan også gis en tallverdi. En kan da beregne en såkalt risiko-score for den aktuelle hendelse. Scoren beregnes som produktet av tallverdiene for sannsynlighet og konsekvens. Når tallverdiene for risiko er angitt, kan en bestemme tallnivået for når umiddelbar aksjon skal skje. Tallangivelser og utregninger av risiko-score gjør ikke risikovurderingen mer presis enn om en bare benytter beskrivende betegnelser. Det viktigste er at den risikovurdering som gjøres kan brukes som grunnlag for å fatte beslutninger om tiltak.

For å bestemme risikoen for infeksjon som er knyttet til vannforsyningssystemet inklusive desinfeksjonstrinnet, kan en benytte epidemiologiske undersøkelser eller en såkalt kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (Quantitative Microbial Risk Analysis - QMRA). QMRA er blitt lansert (WHO 2004) som et potensielt redskap for å ta beslutninger angående tiltak i

vannforsyningssystemet, relatert til å oppnå kvantitative, helsebaserte mål. I QMRA utføres det en systematisk kombinasjon av:

- 1) tilgjengelig informasjon om hva konsumentene eksponeres for av patogene mikroorganismer, og
- 2) dose-respons data, for å gi estimer av hvilken sykdomsforekomst dette vil resultere i i en befolkning som mottar vann fra et aktuelt vannforsyningssystem.

Resultatene kan benyttes for å ta beslutninger om konkrete forbedringer som må gjøres i vannbehandlingen for å oppnå målet. Fordi QMRA-analyse hittil har vært lite benyttet innen norsk vannforsyning, blir QMRA nærmere omtalt i eget punkt. Se også i tilleggsrapporten for en mer utfyllende behandling.

4.5 Kvantitativ mikrobiell risikoanalyse (QMRA)

For å kvantifisere den helsemessige risikoen som er knyttet til ulike deler av vannforsyningssystemet, inklusive desinfeksjonstrinnet, er det utviklet en metode for kvantitativ mikrobiologisk risikoanalyse (QMRA). QMRA bygger på en dose-responsmodell som opprinnelig er utviklet for å bestemme risikoen for å få kreft ved forekomst av kreftfremkallende stoffer i for eksempel matvarer og vann.

Hensikten med å gjennomføre QMRA er å bestemme om det er nødvendig å oppgradere et system slik at det vil innfri de helsebaserte målsettinger som er gjort. Dersom risikoanalysen viser at vannforsyningssystemet ikke innfrir målsettingene, så bør en vurdere å gjøre investeringer, for eksempel i behandlingsanlegget.

Den kanskje største fordelen med QMRA er at kan synliggjøre den helserelaterte risikoen knyttet til den enkelte del av vannforsyningssystemet og dermed også vise hvor tiltak vil gi størst effekt.

QMRA inndeles i fire påfølgende trinn:

- *Risikofaktor-identifikasjon*; omfatter en beskrivelse av hvilke helseeffekter den aktuelle risikofaktor har for mennesker (f.eks. risikofaktor = *Giardia* som kan føre til diaré)
- *Eksposering*; omfatter en bestemmelse av størrelse og type av befolkningsgruppen som blir eksponert, smitteveier, mengde og varighet av eksponeringen
- *Dose-respons-fastlegging* karakteriserer forholdet mellom dose og forekomst av helseeffekter, basert på både dyre- og menneskestudier
- *Risiko-karakterisering* som integrerer informasjonen fra trinnene over for å kunne anslå størrelsen av det offentlige helse-problemet, og for å kunne evaluere variasjoner og usikkerheter i risikoen

Eksposeringen bestemmes av to faktorer:

- Konsentrasjonen av levende og infektiose patogene mikroorganismer i drikkevannet på det punkt hvor vannet konsumeres. Denne konsentrasjonen er vanligvis lav.
- Mengden drikkevann som konsumeres, uten ytterligere behandling (dvs. koking).

Fordi konsentrasjonen av patogener i drikkevannet som regel er meget lav, er det generelt vanskelig å bestemme innholdet direkte. I stedet kan konsentrasjonen i drikkevannet bestemmes indirekte ved å ta utgangspunkt i konsentrasjonen av patogener i råvannet og

deretter beregne innholdet i drikkevannet basert på kunnskap om effektiviteten av behandling/desinfeksjon.

Foreløpig er det mange usikkerheter knyttet til det å skaffe gode inngangsdata for beregning vha QMRA. Resultatene må derfor benyttes med forsiktighet.

I Sverige er det nylig utført en undersøkelse hvor en har benyttet QMRA for å kvantifisere effekten av å endre teknologiske hygieniske barrierer i vannforsyningen med vannverket i Göteborg som eksempel (Kärrman et al. 2004). Med utgangspunkt i overflatevann som råvannskilde og den eksisterende, konvensjonelle drikkevannsbehandlingen (kjemisk felling, sedimentering, aktiv kullfiltrering og klorering) har en beregnet infeksjonsrisikoen. Deretter er det gjort tilsvarende beregninger ved bruk av alternative (UV i stedet for klorering, flotasjon i stedet for sedimentering) og komplimenterende (langsom-filtrering) teknologiske barrierer.

I forbindelse med prosessen med å revidere WHO retningslinjene for drikkevannskvalitet, er det nylig utgitt et dokument som behandler riskovurdering knyttet til forekomst av *Cryptosporidium* (WHO 2006). Dokumentet inneholder "case studies" hvor QMRA er benyttet. I et av dem har Suez-Lyonnaise-des-Eaux, Frankrike, gjennomført QMRA relatert til forekomst av *Cryptosporidium* i råvann og type vannbehandling, for mer enn 1700 vannverk i Frankrike. Hensikten var å bestemme risiko relatert til det enkelt vannverk, for deretter å prioritere risikohåndtering, dvs hvor oppgradering burde skje. Riskovurderingen viste at det først og fremst var små vannverk (< 5000 personer) og vannverk med grunnvann som ble påvirket av overflatevann, som befant seg i høyrisikoområdet. Suez-Lyonnaise-des-Eaux har senere benyttet samme prosedyre for vannverk i andre land.

4.6 Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP) – et redskap for å styre risiko og vannkvalitet

I de nye WHO retningslinjene for drikkevannskvalitet (WHO 2004) legges det økt vekt på risikostyring for å nå helsebaserte mål i vannforsyningen. En HACCP basert prosedyre kan være et redskap for å oppnå en slik styring. Sentralt i denne prosedyren er såkalte kritiske kontrollpunkt (Critical Control Point - CCP). Etter at det er gjort en risiko-vurdering av vannforsyningssystemet inklusive desinfeksjonsprosessen, bestemmes det hvilke CCP en skal ha for å kunne styre systemet slik at en unngår/minimaliserer uønskede hendelser.

HACCP kan oversettes til: Risikofaktoranalyse og kritiske kontrollpunkt. Det er viktig i denne sammenhengen at det engelske "control" omfatter både det å kontrollere og det å styre, som er et nøkkelelement i prinsippene for HACCP. HACCP handler altså ikke om å kontrollere vannkvaliteten, men om å styre kvaliteten. Formålet med HACCP er å sikre:

- vannets kvalitet
- sikkerheten for at vannets kvalitet tilfredsstiller de mål som er satt

HACCP handler om å tenke preventivt, om å sikre seg før ting går galt. I matvareindustrien har det lenge vært vanlig å benytte HACCP prosedyren for å kontrollere/håndtere uønskede forbindelser og den helsemessige risiko som er forbundet med deres nærvær. HACCP-konseptet er i dag internasjonalt anerkjent som et preventivt kvalitetssikringssystem innen næringsmiddelproduksjon og er omtalt i EU-direktiv (om Næringsmiddelhygiene 14. juni 1993 EØF/93/43). HACCP er kompatibelt med andre kvalitetsikringssystemer, som ISO 9000-seriene.

En HACCP prosess omfatter følgende punkt:

- Identifikasjon og prioritering av risikofaktorer/hendelser
- Identifikasjon av kontrolltiltak
- Sette kritiske grenseverdier for bruk ved kontroll
- Etablere overvåking
- Etablere korrigerende tiltak
- Etablere evaluering og verifisering
- Etablere dokumentasjonssystem

Alle de viktigste risikofaktorene/hendelsene i vannbehandlingsanlegget skal styres ved hjelp av styrende tiltak, dvs. tiltak som fjerner, forbygger eller reduserer risikoen til et akseptabelt nivå. Styrende tiltak for mikrobiell forurensing i vannforsyningssystemet kan være relatert til kildebeskyttelse, tekniske installasjoner, vannbehandlingsprosesser og distribusjonssystemet; i denne rapporten fokuseres det på vannbehandling/desinfeksjon. I flytskjemaet som beskriver vannforsyningssystemet, skal det avmerkes hvor det er satt i verk styringstiltak. Punktet hvor avmerkingen skjer, blir kalt styringspunktet (CCP).

Styringspunkter kan beskrives som de trinn i vannbehandlingen hvor det er satt i verk styringstiltak. Et styringspunkt skal som et minimum ha følgende egenskaper:

- Grenser for operativ aksept kan defineres (for eksempel maks/min restklor-konsentrasjon)
- Disse grensene kan overvåkes, direkte eller indirekte
- En på forhånd planlagt korreksjon (reaksjon) kan utføres når det oppdages avvik under overvåking
- Korreksjonen vil beskytte vannsikkerheten ved at det umiddelbart gjenopprettes normale driftsforhold, samt at den på lengre sikt gir anledning til ytterligere styrende tiltak
- Prosessen med å påvise avvikelsen og gjennomføre korreksjon kan gjennomføres innenfor en tidshorisont som er tilstrekkelig til å opprettholde sikkert vann

Det er bare styringstiltak som har disse egenskaper som kan avmerkes i flytskjemaet som styringspunkt. En overvåking av mikrobiell kvalitet hvor resultatene foreligger flere dager etter prøvetakingstidspunktet er derfor ikke et styringstiltak fordi vannet allerede har nådd ut til konsumenten. Dette tiltaket vil ikke inngå i flytskjemaet som et styringspunkt.

4.7 Water Safety Plan

I de nye WHO retningslinjene for drikkevann (WHO 2004) lanseres begrepet Water Safety Plan (WSP) som et metodisk redskap for å sikre at vannforsyningen inklusive vannbehandlingen fungerer godt. En WSP er basert på prinsipper som inngår i HACCP prosedyren. Hensikten med innføring av WSP er å opptre proaktivt, og i mindre grad måtte reagere i ettertid basert på overvåking av rentvannkvalitet.

I WHO retningslinjene er WSP et av tre hovedpunkter som danner basis for å sikre god vannforsyning:

- Bestemme mål for hva slags vannkvalitet en ønsker, basert på at folkehelsen skal beskyttes og den helseeffekt målene forventes å føre til

- Lage plan (WSP) for å sikre tilførsel av godt drikkevann. Denne skal omfatte:
 - Vurdering av hele vannforsyningssystemet for å bestemme om en er i stand til å levere vann med den definerte kvalitet
 - Overvåking av de delene av systemet som er spesielt viktige for å sikre et helsemessig sikkert drikkevann (f.eks. desinfeksjonsprosessen)
 - Tiltak som skal gjennomføres både i normale og unormale situasjoner (drift/dokumentasjon/kommunikasjon)
- Systematisk, uavhengig inspeksjon for å verifisere at innholdet i punktene over gjennomføres og fungerer tilfredsstillende (dette skal foretas av en uavhengig instans)

4.8 Dagens praksis mhp risikohåndtering ved europeiske vannverk

Vannverkene i Norge er pålagt å utarbeide internkontrollsystemer med sikte på å forebygge mot svikt i vannforsyningen og beredskapsplaner for å kunne håndtere uønskede hendelser. Noen større vannverk har innført bruk av ISO-standarder (f.eks 9001, 14000), som blant annet formaliserer hvordan en skal ta tak i uønskede hendelser, komme med forbedringsforslag og dokumentere hvordan dette er gjort, mens mange av de mindre vannverkene benytter andre internkontrollsystem for å sikre at lover og forskrifter oppfylles.

I 1999 ble vannverkene i Storbritannia pålagt å gjennomføre risikovurdering med bakgrunn i frykten for sykdomsutbrudd forårsaket av *Cryptosporidium*. Et kriterium som automatisk fører til klassifisering av et vannverk i ”betydelig risiko-gruppen”, er tidligere utbrudd av cryptosporidiosis i tilknytning til vannverket hvor årsaken er uoppklart og ingen spesielle tiltak er gjort for å hindre nye utbrudd. Tilhører et vannverk denne gruppen, blir vannverket pålagt å gjennomføre kontinuerlig måling av *Cryptosporidium*. Dersom konsentrasjonen i behandlet vann overskrider 1 oocyste/10 L, så fører dette til rettslig forfølgelse. Vannverk kan utføre nye risikovurderinger, for eksempel dersom det har vært gjort nye tiltak i vannforsyningssystemet, for å slippe den kontinuerlige overvåkingen av *Cryptosporidium*.

I Skottland er det utviklet en metode for risikovurdering som er basert på:

- 1) en omfattende liste over mulige faktorer som kan medføre tilførsel av *Cryptosporidium* til vann og
- 2) et tallkarakter-system som brukes til å beregne risiko forbundet med nedbørfelt og vannbehandling.

Jo høyere tallkarakter, jo høyere er risikoen. Tallkarakteren avgjør hvilken minimum prøvetakingsfrekvens mhp *Cryptosporidium* vannverket må gjennomføre for råvann og rentvann. Dette systemet inngår i et direktiv som Scottish Water (2003) har kunngjort og som gjelder for alle skotske vannforsyninger.

Det er ikke gjort noen systematisk informasjonsinnhenting angående praksis ved europeiske vannverk, men flere europeiske vannverk (f.eks i Danmark, Frankrike, Island, Tyskland, Storbritannia, Sveits, Østerrike) har tatt i bruk HACCP. Sveits er muligens det eneste europeiske land med lovverk som pålegger vannverkene å bruke ”Critical Control Points” prinsippet i sin drikkevannsproduksjon.

Ingen av elementene i HACCP prosedyren er ukjente for norsk vannforsyning; de benyttes i større eller mindre grad allerede. Det som særpreger HACCP er den sterke fokus på styring. Brukt for vannforsyning så innebærer det at vannforsyningen skal være proaktiv heller enn

reaktiv. Dette vil være en viktig avveielse å foreta også for norsk vannforsyning. Etter som det blir stadig flere europeiske vannverk som tar i bruk en HACCP basert prosedyre for å sikre sin vannforsyning under normale forhold, vil det bli opparbeidet en felles forståelse for risikovurdering og -håndtering basert på denne prosedyren. For norske vannverk vil det kunne være fordelaktig å innføre en HACCP prosedyre fordi en da benytter samme begrepsapparat som et etter hvert antakelig økende antall vannverk internasjonalt og kan dra nytte av felles forståelsesgrunnlag og erfaringsmateriale.

5 Norsk desinfeksjonspraksis i dag

I dette kapittelet skal vi kort gjennomgå norsk desinfeksjonspraksis slik den manifesterer seg i dag og spesielt knytte diskusjoner til det vi anser kan være springende punkter i forbindelse med utviklingen av en ”optimal” desinfeksjonspraksis her i landet.

5.1 Desinfeksjon ved norske vannverk

I forbindelse med dette prosjektet har vi hentet data fra Vannverksregisteret (høst 2005) og bearbeidet disse slik at vi har fått en oversikt over hvilken desinfeksjonsmetode de ulike vannverkene har og hvilken øvrig behandling de har som kan ha en barriereeffekt. Så har vi gruppert resultatene i henhold til kildetype og størrelse på anlegget ettersom disse to forholdene blir brukt i prosedyren for å finne fram til optimal desinfeksjonspraksis som blir foreslått i kapittel 8. Oversikten er vist i Tabell 5.1. For 17 vannverk er data lagt inn før 2000, 152 vannverk har lagt inn data i perioden 2000-2004, mens øvrige vannverk (85 % av alle) har data lagt inn i 2004.

Enkeltvannverk kan ha flere kilder og behandlingsanlegg. Antall behandlingsanlegg stemmer derfor ikke overens med antall vannverk. Vannbehandlingsanlegg for nødvann eller reserveanlegg eller anlegg som står i beredskap er ikke inkludert i utgangspunktet selv om vi her ikke utelukker feilregistreringer.

Tabell 5.1 Oversikt over desinfeksjonsanlegg og vannbehandlingsmetoder som gir barriereeffekt overfor patogener i Norge (basert på Vannverksregisteret, høsten 2005)

Hovedvannkilde/ behandling		Innsjø/tjern				Elv/bekk				Grunnvann				Sum
		<1.000	1.000- 10.000	>10.000	Alle	<1 000	1.000- 10.000	>10.000	Alle	<1.000	1.000- 10.000	>10.000	Alle	
Ingen behandling		105	20		125	89	3		92	292	20	1	313	530
Desinfeksjon alene	UV	142	45	4	191	132	14		146	109	7		116	453
	Klor	28	41	26	95	16	7		23	70	36	8	114	232
	UV+Klor	39	27	2	68	44	9		53	27	4	1	32	153
Desinfeksjon +annen behandling	UV+ Membran	12	6		18	10			10				0	28
	UV+ Koagulering	13	11	3	27	17	2		19	1			1	47
	Klor+ Membran	9	5		14	7	1		8		1		1	23
	Klor+ Koagulering	8	18	24	50	1	1	3	5	1	1		2	57
	UV+Klor+ Membran	3	1		4	3	1		4	1	1		2	10
	UV+Klor+ Koagulering	19	8	1	28	7	6		13				0	41
	Ozon+ Biofiltrering	2			2	1	1		2				0	4
	Annen behandling	8	10	1	19		6	1	7	1			1	27
	Koagulering				0		2		2				0	2
Sum		388	192	61	641	327	53	4	384	502	70	10	582	1 607

En rekke vannverk har hurtigsandfilter eller annen form for filtrering uten koagulering. Disse vannverkene har derfor en viss barriereeffekt, men siden slike prosesser alene gir en lav inaktiveringsgrad (log-reduksjon) på flere av patogengruppene, og dermed ikke er vurdert å representere en hygienisk barriere, er de ikke tatt hensyn til her.

Til tross for feilkilder knyttet til eldre data og usikkerhet knyttet til innlegging av data, gir tabellen en god oversikt over situasjonen hva angår desinfeksjonspraksis i Norge.

Av totalt 1607 vannverk hadde 641 (40 %) innsjø/tjern som kilde, 384 (24 %) elv/bekk som kilde og 582 (36 %) grunnvann som kilde. Vi ser imidlertid at av grunnvannsverkene var det

hele 86 % som var små (<1.000 pe) og hele 85 % av elvevannverkene var små. Av antall vannverk > 10.000 personer (totalt 75 vannverk) var 80 % (60 vannverk) basert på innsjø, 5,5 % på elv og 13,5 % på grunnvann.

Vi ser at av totalt 1607 registrerte vannverk var det 530 (33 %) som ikke hadde noen form for desinfeksjon i det hele tatt, hvorav 313 anlegg med grunnvann, 92 anlegg med elv/bekk og 125 anlegg med innsjø/tjern som kilde. I lys av at drikkevannsforskriften krever desinfeksjon på alle anlegg (bortsett fra de grunnvannsverk som det spesielt er blitt gjort unntak for), er det oppsiktsvekkende at 1/3 av alle vannverkene ikke har noen form for behandling. De aller fleste av disse anleggene (> 90 %) er imidlertid små (< 1.000 personer), men det finnes også 44 mellomstore (1.000-10.000 p) og store (>10.000 p) uten noen form for desinfeksjon eller annen vannbehandling. Mest oppsiktsvekkende er det kanskje at blant disse er det 23 overflatevannverk. Vannverksregisteret viser at de fleste av anleggene som ikke har desinfeksjon befinner seg i fylkene med kyststripe fra Sogn og Fjordane og nordover.

Det var kanskje ikke uventet av det var en god del grunnvannsverk som var uten desinfeksjon (59 % av alle uten desinfeksjon), men svært overraskende var det at det var så mange overflatevannverk (41 % av alle uten desinfeksjon) som var i denne situasjonen. Det er all mulig grunn til å løfte en advarende finger mht hygienesikkerheten i disse vannverkene.

Av de vannverk som hadde desinfeksjon men ingen annen behandling (totalt 838 vannverk, eller ca halvparten av alle vannverk), var det 453 vannverk med UV alene, 232 hadde klor alene, mens 153 hadde både UV og klor. Tar vi med de vannverkene som hadde annen behandling i tillegg, blir tallene 528 UV-anlegg, 312 kloranlegg og 204 anlegg med både UV og klor. Det betyr at vi totalt har installert 732 UV-anlegg og 516 kloranlegg her i landet, hvorav 194 vannverk har både UV- og kloranlegg.

Det er altså nå langt flere UV-anlegg i Norge enn kloranlegg, men vi ser at bruken av klor dominerer på de største anleggene. Det er kun 4 anlegg > 10.000 personer som har UV alene og 3 som har UV sammen med klor. Blant de større anleggene (>10.000) som ikke har annen behandling enn desinfeksjon (totalt 41 anlegg), utgjør vannverk med kloranlegg 83 %, de med UV alene ca 10 % og de med både UV og klor 7 %.

Det er også interessant å legge merke til at UV-anlegg er minst like vanlig å benytte på vannverk for overflatevann som på grunnvann. Det har imidlertid ikke vært mulig basert på Vannverksregisteret å sammenligne råvannskvalitet med bruk av ulike desinfeksjonsmetoder.

Når det gjelder kombinasjonen av en desinfeksjonsmetode og en annen vannbehandling som gir en barriereeffekt, utgjør dette 210 anlegg (ca 12,5 % av alle anlegg). Av disse har 126 anlegg UV i kombinasjon med en annen behandlingsmetode (membran, koagulering med eller uten klor i tillegg), mens 131 anlegg har klor i kombinasjon med en annen behandlingsmetode (membran, koagulering med eller uten UV i tillegg).

Det er registrert 4 anlegg basert på ozonering/biofiltrering. Det er ikke registrert hvorvidt disse anleggene har annen desinfeksjon eller ikke, men minst ett av disse har i tillegg UV.

Når det gjelder anlegg som har en barriereeffekt basert på partikkelfjerning alene (dvs membranlegg eller koaguleringsanlegg uten desinfeksjonssteg), finnes det totalt 27 slike membranlegg og kun 2 koaguleringsanlegg. Disse anleggene tilfredsstiller åpenbart ikke drikkevannsforskriftens krav om 2 hygieniske barrierer.

Totalt sett skulle vi i henhold til Tabell 5.1 ha 88 registrerte membranlegg her i landet, hvorav 27 anlegg (31 %) ikke har noen hygienisk barriere i form av desinfeksjon, 28 anlegg (32 %) har UV i tillegg, 23 anlegg (26 %) har klor i tillegg og 10 anlegg (11%) har både UV og klor i tillegg.

5.1.1 Registrerte brudd på kravet om null *E. coli* i levert vann

I Vannverksregisteret registreres avvik fra kravet om null *E. coli* i levert vann. Ikke alle vannverk rapporterer dette, men i rapport fra Vannverksregisteret for 2003 (Einan et al, 2004), som er den sist utgitte, fremgår det at det var 70 vannverk med mer enn 5 % overskridelser. Av disse var det 47 UV-anlegg (67 % av alle), 15 kloranlegg (21 %), 4 anlegg med kun membranfiltrering (6%) og 4 anlegg med koagulering med etterfølgende UV eller klor. Disse vannverkene representerte imidlertid kun 37.500 personer.

Det er ingen grunn til å trekke vidtgående konklusjoner på dette grunnlaget, men betrakter vi tallene relativt til antall anlegg, kan det tyde på at det forekommer hyppigere overskridelser av *E. coli* kravet i UV-anlegg enn i kloranlegg.

5.1.2 Svikt i hygieniske barrierer

NORVAR gjennomførte i 2004 prosjektet: Hygieniske barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt? (Gjerstad, K.O., 2004), hvor det ble gjennomført en landsdekkende spørreundersøkelse. Det ble avdekket 87 forskjellige eksempler på svikt i vannforsyningen, herunder i desinfeksjonen. Vi henviser til denne rapporten, men skal her kort nevne noen sentrale punkt vedrørende svikt i desinfeksjonen.

Av de 24 vannverk med klordesinfeksjon som hadde rapportert (de fleste natriumhypokloritt-anlegg), var det 21 episoder (i løpet av de siste 5 år) med svikt i kloreringen. Disse skyldtes delvis ulike former for teknisk svikt i selve desinfeksjonsanlegget og endringer i vannkvalitet på vannet som skulle kloreres enten som følge av store endringer i råvannskvalitet eller svikt i forbehandlingen.

Undersøkelsen viste at 15 av 23 anlegg hadde automatisk måling av klorrest og av disse hadde 12 anlegg alarm til vakt. 8 av 23 anlegg hadde manuell klorrestmåling og kun 3 av disse hadde daglige målinger.

Når det gjelder UV-anlegg viste undersøkelsen følgende svar :

- 6 av 47 anlegg hadde ikke reservelampe tilgjengelig på anlegget
- 3 av 47 anlegg kjente ikke UV-anleggets dimensjoneringsdata
- 4 av 47 anlegg hadde ingen faste rutiner for rengjøring av kvartsrørene
- 33 av 46 anlegg hadde ikke intensitetsmåler knyttet til vakt

Av andre informasjoner om vannverkene, kan nevnes:

- Av de innkomne svarene var det en besøksfrekvens på gjennomsnittlig 2,3 per uke. Det vanligste var besøk én gang per uke
- Over halvparten av vannverkene svarte nei på spørsmålet om de hadde installert nødstrømsaggregat eller batteri-backup.
- Totalt 78 % av vannverkene hadde opplevd ett eller flere strømbrudd de siste 2 år. I gjennomsnitt ble det registrert en strømbruddfrekvens på 4.3 de siste 2 år sett under ett

Selv om undersøkelsen neppe kan sies å være representativ for hele vannverks-Norge, gir den et bilde av situasjonen.

5.1.3 Erfaringer med kloreringsanlegg og UV-anlegg

NORVAR gjennomførte også et annet relevant prosjekt i 2004 som gir et innblikk i situasjonen mht desinfeksjon i Norge, nemlig prosjektet: Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevann (Gøytil og Liane, 2004). Her ble det innhentet driftserfaringer fra 45 vannverk av ulik størrelse, type og geografisk plassering.

Rapporten går inn på en lang rekke forhold knyttet til bruk av klor- og UV-anlegg i Norge. Vi viser til rapporten og skal her bare slå fast at:

- Avvikene på kloreringsanleggene var primært knyttet til svikt på selve doseringsanlegget, slike som luft i doseringspumper og funksjonssvikt i inndoseringsventiler. Alvorlige avvik har oppstått når alarm i enkelte tilfeller ikke har kommet fram til rette instans i tide.
- Når det gjelder UV-anlegg, så det ut som det var spesielt mange problemer knyttet til spenningsvariasjoner. Det fantes også eksempler på svikt i mekanisk rengjøringsystem og underdimensjonering av anlegg.
- Det viste seg også at driftsoperatørene syntes det var problematisk å forholde seg til doseberegninger som blir presenterte på PLS-panel og på driftskontrollanlegg. Operatørene var usikre på om de verdier som her ble presenterte kunne benyttes til å avgjøre om man hadde tilstrekkelig barriere eller ikke.

Når det gjelder kloreringsanlegg, ga ikke rapporten svar på hvilken typisk dosering som ble brukt ved anleggene eller hvordan doseringen var i forhold til råvannets kvalitet. Forfatterne har imidlertid, basert på egne erfaringer angitt en rettesnor for praktisk doseringsinnstilling før nærmere styring etter klorrest i forhold til det fargetall man har i vannet:

≤ 5 mg Pt/l	0,3 mg Cl ₂ /l
5 - 15 mg Pt/l	0,5 mg Cl ₂ /l
15 - 25 mg Pt/l	0,8 mg Cl ₂ /l
25 - 40 mg Pt/l	1,2 mg Cl ₂ /l
> 40 mg Pt/l	1,5 mg Cl ₂ /l

Det er svært sannsynlig at mange vannverk i Norge doserer betydelig mindre enn dette.

Når det gjelder UV-anlegg, anbefaler forfatterne av rapporten at man generelt ikke bør dimensjonere for en høyere UV-transmisjon enn 50 % (5 cm kuvette – tilsvarende 87 % ved 1 cm kuvette) med mindre det kan dokumenteres at vannkvaliteten faktisk er bedre enn dette hele tiden.

5.2 Eksisterende veiledninger mht desinfeksjonspraksis

Veiledningen til drikkevannsforskriften er vel kjent, og vi skal ikke bruke mye plass til å repetere innholdet i den her. Selv om veiledningen er utarbeidet for å klargjøre forskriftsteksten, bidrar den også til at en viss desinfeksjonspraksis etablerer seg. I tillegg til selve veiledningsteksten har Folkehelseinstituttet skrevet noen publikasjoner (som er å finne på Folkehelseinstituttets hjemmesider) som utdyper og diskuterer forhold som er nevnt i veiledningen.

Vi skal her begrense oss til å peke på enkelte forhold i veiledningen som vurderes å være problematiske mht å utvikle en ”optimal desinfeksjonspraksis”. Det er spesielt veiledningens kommentarer til drikkevannsforskriftens paragraf 14 om Vannkilde og vannbehandling som er relevant i denne sammenhengen.

5.2.1 Tilsigsområde/vannkilde som hygienisk barriere

Ett av problemene med å forholde seg til begrepet én hygienisk barriere, er at dette begrepet ikke er klart definert, spesielt hva angår barriere i tilsigsområde/vannkilde. For disse er ikke barriereeffekten kvantifisert. Utsagn som *at en innsjø har en teoretisk oppholdstid på mer enn 5 mnd trenger derfor ikke resultere i en tilstrekkelig god barriere mot mikroorganismer med en viss overlevelsessevne i vann*, gir ikke brukeren av veiledningen noen holdepunkter for hva som kan være akseptabelt.

Et annet eksempel er utsagnet om at *dersom vannets transporttid gjennom løsmassene i umettet og mettet sone til sammen utgjør minst 60 døgn, regnes dette som tilstrekkelig for å inaktivere bakterier og virus*. Dette er kvantitativt i den forstand at ingeniøren (eventuelt juristen) kan finne ut om grunnvannet har hatt tilstrekkelig oppholdstid, men det sier ingen ting om hvor stor grad av inaktivering man da skal regne med.

Det heter videre at *dersom nedbørfelt og vannkilde skal betraktes som én hygienisk barriere for et større (understreket her) vannverk, bør det for eksempel ikke påvises E. coli eller et kontinuerlig innhold av termotabile koliforme bakterier i råvannet*. Spørsmålet blir her hva som menes med større vannverk og hva som, i fall definisjonen blir klar, skal gjelde for det som ikke er større vannverk.

Det er også eksempler på det vi vil kalle inkonsistens. For eksempel sier veiledningen at *nedbørfelt og vannkilde kan anses å ha akseptabel hygienisk barriere mhp fekal forurensing dersom man i råvannet bare har sporadiske funn av parasitter av typen Giardia eller Cryptosporidium i antall på 1 eller mindre pr. 10 l. Likeledes kan sporadiske funn av termotolerante koliforme bakterier i et antall på 3 pr. 100 ml aksepteres*. Kvantifiseringen her kan man forholde seg til, men det blir vanskeligere å forstå hvorfor vannverk uten behandling som har disse konsentrasjonene kan regne med å ha en akseptabel hygienisk barriere, mens vannverk med vannbehandling som har tilsvarende nivå, ikke har en tilstrekkelig god barriere.

Poenget er at veiledningen er vanskelig å forholde seg til når det gjelder barrierevirkning i nedslagsfelt/vannkilde. Vi tror det ville være en fordel om man kunne komme fram til en prosedyre som de som planlegger og godkjenner vannverk kunne bruke i sitt arbeid med dette.

5.2.2 Vannbehandling som hygienisk barriere

I veiledningen heter det at *den enkelte vannbehandlingsmetode bør inaktivere bakterier og virus med minimum 99,9 % (3 log) og eventuelle parasitter med 99 % (2 log) for å bli betraktet som hygienisk barriere*. Så angis det indikatorverdier for hvordan ulike prosesser må dimensjoneres eller drives for at disse kravene til inaktivering skal kunne oppnås.

Det heter at *to eller flere behandlingstrinn kan til sammen utgjøre én eller flere hygieniske barrierer...*, men samtidig står det at *behandlingstrinn som har flere prosesser forventes å tilfredsstille de angitte indikatorverdier for hver av prosessene*.

Problemet her er, slik vi ser det, at det ikke er knyttet noen verdi til inaktiveringsgraden til ulike prosesser (inaktiveringskreditt). Dette gjør det vanskelig å regne seg fram til om man med en bestemt behandling har tilstrekkelig god barriereeffekt eller ikke. Det ville være en fordel å ha en slik beregningsmåte (slik man har det i USA), fordi man da kunne legge sammen inaktiveringseffektene av de ulike behandlingstrinn for å komme fram til den totale, kvantifiserte hygieniske barriere som man har.

Det kan her også være grunn til å peke på noen inkonsistenser i de verdier som er oppgitt i veiledningen. Det nevnes at de enkelte prosessene har ulik barriereeffekt, for eksempel at ozon er et kraftigere desinfeksjonsmiddel enn klor (ved like mengder og lik virketid). Likevel har man fortsatt en lavere Ct-verdi for klor (0,05 mg/l etter 30 min, tilsvarende en Ct på 1,5 mg min/l) enn for ozon (0,2 mg/l etter 10 min, tilsvarende en CT på 2 mg min/l).

Veiledningen til drikkevannsforskriften er selvsagt svært nyttig, men vi tror at den er vanskelig å bruke. Vi vil derfor foreslå en prosedyre som brukere kan benyttes seg av i analysen av hva som er en optimal desinfeksjonsløsning i det aktuelle tilfellet. Dette forslaget kommer vi tilbake til i kap. 8 og 9.

6 Desinfeksjonspraksis i andre land sammenlignet med den i Norge

Et sentralt element i dette prosjektet har vært å sammenligne norsk desinfeksjonspraksis med den i andre land for å se om norsk praksis skiller seg vesentlig ut, og om det er erfaringer fra andre land som kan være verdt å ta med når en optimal norsk desinfeksjonspraksis skal utmeisles. Det ble derfor helt fra prosjektets start satt i gang en omfattende spørreundersøkelse som ble besvart av eksperter i en rekke land. I tillegg har man gjort bruk av tre andre internasjonale undersøkelser:

- 1) En studie gjort av EU i 1997 – hovedsakelig rettet mot desinfeksjonsbiprodukter (Premazzi et al, 1997)
- 2) En nordisk sammenstilling fra 2000 om klorering av drikkevann (Hult et al, 2000)
- 3) En sammenstilling gjort av IWA Specialist group i 2001 basert på en spørreundersøkelse blant 21 land (Jacangelo and Trussel, 2001)

Det vil føre for langt å presentere disse andre undersøkelsene i denne rapporten, men de ble benyttet som grunnlag for den spørreundersøkelsen som vi gjennomførte og erfaringene fra disse tidligere undersøkelsene har påvirket innholdet i denne rapporten.

6.1 Opplegget for spørreundersøkelsen

Følgende land ble kontaktet: Sverige, Danmark, Finland, UK, Tyskland, Sveits, USA, Canada (staten Ontario), Japan, Australia. I tillegg fikk vi i etterhånd data fra Litauen. Et sett av spørsmål ble utsendt til sentrale personer (primært akademikere) i de ulike land, som plukket ut spesielt kompetente personer til å svare på spørsmålene. Det var en svært god tilbakereportering. Danmark mangler imidlertid, men er mindre interessant ettersom landet stort sett bare bruker grunnvann og desinfiserer vannet i liten grad. Det manglet også direkte utfylte svar på spørreundersøkelsen fra Tyskland og Canada, men mye materiale ble oversendt, noe som gjør det mulig å danne seg et bilde av situasjonen i disse landene også. For de øvrige landene var tilbakemeldingen tilnærmet fullstendig.

Spørreundersøkelsen inneholdt:

- 3 spørsmål om utviklingen av desinfeksjonspraksis generelt
- 4 spørsmål om lover, forskrifter og retningslinjer
- 2 spørsmål om indikatororganismer og patogener
- 3 spørsmål om bruken av desinfeksjonsmetoder
- 4 spørsmål om tilsetningspunkt og doseringsmengde
- 3 spørsmål om desinfeksjonsrest
- 3 spørsmål om dimensjoneringskriterier og –metoder (CT)
- tilleggskommentarer

Det var et betydelig datamateriale som kom inn, og det er en utfordring å presentere dette på en oversiktig måte. Vi har funnet at den beste presentasjonsmåten er i form av tabeller. I det følgende skal sammendragene av svarene i undersøkelsen presenteres sammen med kommentarer om situasjonen i Norge. For hvert hovedavsnitt presenteres først en sammendragstabell som gir det generelle inntrykk av dette hovedspørsmålet. Deretter presenteres tabeller som angir svarene for hvert delspørsmål. For hvert hovedavsnitt skal vi diskutere norsk desinfeksjonspraksis opp mot den som er registrert i andre land.

6.2 Generelt om desinfeksjonspraksis

Spørsmålene som ble stilt under dette hovedavsnittet var:

- Hvilke spørsmål innen desinfeksjonspraksis er for tiden de viktigste i ditt land?*
- Hva er de største endringene som har funnet sted innen desinfeksjonspraksis i ditt land i løpet av de siste 10 år, og hvilke faktorer er det som har drevet fram disse endringene?*
- Hvilke utviklingstrender (vedrørende desinfeksjonspraksis) er de mest typiske i ditt land?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.1 hvor det også er laget en kolonne for situasjonen i Norge for sammenligningens skyld. Når det gjelder de enkelte lands svar på de enkelte spørsmål under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.2 – 6.4..

Tabell 6.1 Sammenheng om desinfeksjonspraksis

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
- Flere land (AUS, US, CAN) preges av endringer i lover og regler som innebærer en endring i praksis - De fleste land peker på parasitt-problemet som drivende kraft i disse endringene – noen (JP, CH) peker spesielt på virus - Mange peker imidlertid også på DBP-problematikken som svært viktig for utviklingen - De fleste land peker på at det skjer en reduksjon i bruk av klor og en økning i alternativene; ozon, UV, ClO₂. De fleste peker også på økningen i bruken av membran filtrering som hygienisk barriere. Varierende fra land til land mht bruk av kloraminering	- Som i Norge - I Norge er forskriften (m/Veiledning) nok den viktigste drivende kraft for endring selv om parasitt-problematikken er viktig også hos oss - DBP-spørsmålet er lite i fokus i Norge sammenlignet med de andre land - I Norge skjer også en endring – ikke nødvendigvis en reduksjon i bruken av klor men i hvordan bruken av klor skjer. Det skjer en økning i bruken av UV (og ozon)

Tabell 6.2 Generelt om desinfeksjonspraksis – spørsmål a

Hva er de mest sentrale spørsmålene knyttet til desinfeksjonspraksis for tiden?	
N	Konsekvensene av formaliseringen av "to hygieniske barrierer" i drikkevannsforskriften
S	Prinsippet om "multiple hygieniske barrierer". Diskusjon om hvordan ulike metoder påvirker ulike patogener. Klorresistens. Klor smak og – lukt
Fin	Om grunnvannsforsyningene trenger desinfeksjon og om UV er den riktige metoden for dette formålet. Overflatevannverk har flere "barrierer"
UK	Desinfeksjon er ikke spesielt høyt på agendaen – få problemer, men man er opptatt av DBP og <i>Cryptosporidium</i> . Alle vannkilder må vurderes mht risiko for <i>Cryptosporidium</i>
GER	Parasittproblemet – som søkes løst ved å forbedre vannbehandlingen forut for en evt desinfeksjon, primært gjennom koag./filtrering eller membranfiltrering
CH	Diskusjonen rundt viktigheten av virus. Men ingen spesielle tiltak er implementert
JP	Bruken av UV – om metoden gir tilstrekkelig sikkerhet i vannforsyningen
AUS	Implementeringen av "Drinking Water Quality Framework" som vil sikre at desinfeksjonen vil bli optimalisert og drives effektivt
US	Utarbeidelse av ny forskrift (Long term (2) Enhanced Surface Water Treatment Rule) som vil styrke barrierene mot <i>Cryptosporidium</i> og opprettholde DBP-krav
CAN (Ont.)	Implementeringen av "Procedure for disinfection of drinking water in Ontario"
LIT	Alle byer desinfiserer drikkevannet med klor (klorgass eller hypokloritt). I Sovjettiden ble all desinfeksjon utført ved hjelp av klorgass. Nå skjer det en storstilt omlegging til bruk av hypokloritt

Tabell 6.3 Generelt om desinfeksjonspraksis – Spørsmål b

Hvilke er de mest markerte endringer i desinfeksjonspraksis, og hva driver disse endringene?	
N	To hygieniske barrierer skal implementeres. Sterk økning i bruk av UV. Økning i interesse for bruk av ozon. Endringene drevet av ny forskrift m/veiledning og sterk markedsføring (UV)
S	Tiltak for å minske DBP. Økning i bruk av UV for grunnvannsanlegg. Overgang fra klorgass til hypokloritt-løsning. Bruk av forblandet kloramin øker
Fin	Økt bruk av UV for grunnvannsforsyninger. Klor aksepteres ikke pga lukt/smak. FIWA ga ut en veiledning om UV-desinfeksjon i 2003
UK	Behovet for Crypto-fjerning har medført en markert økning i bruk av membranfiltrering som fysisk barriere – krav: < 1 oocyst/10l
GER	I løpet av de siste ti år har den største endringen kommet som en følge av de meget strenge krav til THM (<10 µg/l).
CH	Ingen store endringer de siste 10 år. UV har blitt brukt i flere 10-år i små vannverk
JP	Økningen i bruk av ozon og membranfiltrering. Ozon brukes mest for oksidasjon (lukt og smak fjerning) – men vurderes nå mer som desinfeksjonsmiddel
AUS	Introduksjonen av kloraminer 15-20 år siden. Reduksjon av klorforbruk (NOM) bl.a. for å reduseres DBP. <i>Cryptosporidium</i> -redsel har ført til økt bruk av UV og membran
US	Større forståelse for viktigheten av dosering, tilsetningspunkt og reell kontaktid for å sikre desinfeksjonseffekt og minimere DBP. Dette er forskriftsdrevet
CAN (Ont.)	Alt grunnvann skal desinfiseres. Alt overflatevann skal koaguleres/filtreres og desinfiseres
LIT	Omleggingen fra klorgass til natriumhypokloritt

Tabell 6.4 Generelt om desinfeksjonspraksis – Spørsmål c

Hvilke andre trender mht desinfeksjonspraksis er typiske?	
N	Ozon er lite brukt, men interessen for ozonering/biofiltrering er økende hvor ozon har en "multi-formåls" funksjon. Nanofiltrering hyppig brukt ved små anlegg
S	Man har god erfaring med bruk av klordioksid. Ozon brukes primært som oksidasjonsmiddel, økende interesse for kombinert oksidasjon/desinfeksjon
Fin	Bruk av kloramin blir foretrukket fremfor klorering i overflatevannverk. Klordioksid brukes sjelden. Ozonering brukes i store vannverk – ikke mange nye
UK	Klorering brukes universelt som sikkerhetsbarriere på nettet. Det har vært en økning i bruk av kloramin – men ikke for desinfeksjon. Bruk av UV vil trolig øke
GER	Redusert klorforbruk som følge av omfattende DOC-fjerning. Overgang fra klor til klordioksid og UV. Man utelater desinfeksjon overalt hvor det er mulig (grunnvann). Mer enn 50 % av drikkevannet er ikke desinfisert
CH	Det er tradisjon for bruk av ozon. Membranfiltrering brukes i økende grad som barriere. Det gjør også flerstegsbehandling (for overflatevannverk)
JP	Membranfiltrering brukes som fysisk barriere mot <i>Cryptosporidium</i>
AUS	UV har vært lite brukt, men interessen er økende pga <i>Cryptosporidium</i> . Bruken av ozonering/aktivkullfiltrering øker, primært for algetoksin-kontroll (+ desinfeks.)
US	Økt interesse for alle alternativer til klor (ozon, UV, ClO ₂). Ozonering er i dag akseptert og moden praksis. Membraner får økende aksept som fysisk barriere
CAN (Ont.)	Tiltagende bruk av UV og ozon for desinfeksjon
LIT	Omleggingen fra klorgass til natriumhypokloritt er den dominerende endring. Verken ozon eller UV er tatt i bruk

6.2.1 Sammenligning av norsk desinfeksjonspraksis generelt med den i andre land

Den viktigste forskjellen mellom den desinfeksjonspraksis som er nedfelt i den norske drikkevannsforskriften og den praksis man finner i andre land, må utvilsomt være at vi i Norge har nedfelt i selve forskriften at vannverket skal ha to hygieniske barrierer. I de fleste land praktiserer man en anbefaling om bruk av "multiple barriers", men Norge er det eneste landet som har nedfelt dette prinsippet i selve lovteksten. Det kan representere særskilte utfordringer om man ikke klarer å definere dette begrepet bedre enn i dag.

En annen forskjell er den dominerende bruk av UV-desinfeksjon i Norge. Flere land har en utstrakt bruk av UV, men ingen i så stor utstrekning som i Norge. I enkelte land (for eksempel Japan) er man fortsatt skeptisk til bruk av UV, mens man i de fleste land øker bruken av UV for å møte frykten for parasittepidemier.

Norge er også det eneste land blant de som deltar i undersøkelsen, som ikke har godkjent bruk av klordioksid. Heller ikke kloramin er i særlig bruk i Norge. I flere land øker bruken av klordioksid og i noen grad kloramin som en følge av ønsket om å redusere DBP-dannelsen. Norge skiller seg også ut med en mer utstrakt bruk av nanofiltrering enn de fleste andre land.

6.3 Om lover, forskrifter og standarder

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- Hvordan blir desinfeksjon vanligvis definert i ditt land? Blir fysisk fjerning av mikroorganismer, for eksempel ved membranfiltrering, ansett for å være desinfeksjon?*
- Hva er de viktigste forordningene (lover og forskrifter) som regulerer desinfeksjonspraksis i ditt land?*
- Hvilken av vannkvalitetsstandardene finner vannverkene det vanskeligst å overholde?*
- Finnes det standarder for desinfeksjonsbiprodukter i ditt land? I så fall hvilke og hva er standarden?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.5. Når det gjelder de enkelte lands svar på de enkelte spørsmål under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.6 - 6.9.

Tabell 6.5 Generelt om lover, forskrifter og standarder

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
- EU-direktivet styrer Europa men de fleste landene har egne lover. Mange har relativt "runde" bestemmelser. USA's arbeid mot svært detaljerte regler kan bli viktig. - Noen land har absolutte krav til at vannet skal desinfiseres (US,CAN,JP) - USA legger vekt på utvikling av prosedyrer for overvåkning og kontroll. Canada har laget egen "Procedure for disinfection" - Varierende hva som oppfattes som de vanskeligste krav å tilfredstille - Alle land har krav til DBP, men kravene varierer mye (også innenfor EU) også mht hvilket stoff man har krav til - TTHM ($\mu\text{g/l}$) : 10 (GER) - 250 (AUS) - BrO_3^- ($\mu\text{g/l}$) : 10 (USA) - 25 (GER) - HAAC (USA, JP, Aus) - Kloritt (USA, GER) - Andre (AUS)	- Som i Norge – Drikkevannsforskriften er meget streng, men også ganske uklar. Ingen andre land har satt et krav om et bestemt antall hygieniske barrierer - Norge har også et slikt krav - I Norge gir Veiledningen liten instruksjon for hvordan man skal gå fram for å finne optimal desinfeksjon I Norge oppfattes nok i dag kravet til to hygieniske barrierer som det vanskeligste å oppfylle - I Norge: - TTHM ($\mu\text{g/l}$) : 50 - BrO_3^- ($\mu\text{g/l}$) : 5 - Ingen andre DBP i Norge - Norge har det strengeste bromat-kravet i verden

Tabell 6.6 Om lover og forskrifter – Spørsmål a

Hvordan defineres desinfeksjon? Blir fysiske prosesser som membranfiltrering oppfattet som en desinfeksjonsprosess?	
N	3 log inaktivering av virus, 2 log inaktivering av parasitter (protozoer). Membranfiltrering akseptert som hygienisk barriere for poreåpninger < 10 nm
S	Ingen spesifikk definisjon. Noen metoder er akseptert som barrierer (for eksempel kjemisk rensing, langsomsandfiltrering, primærdesinfeksjon, membranfiltrering med absolutt poreåpning < 100 nm)
Fin	Det finnes ingen spesiell finsk standard for drikkevann utover EU-direktivet for drikkevann (DWD) og dermed heller ingen spesiell definisjon
UK	Ingen formell definisjon. Drikkevann skal være "free of any pathogenic organism" med standarder for <i>E.Coli</i> , koliforme bakterier og <i>Cryptosporidium</i>
GER	Desinfeksjon definert som bruk av kjemiske eller fysiske metoder (membran-filtr.) for å hindre patogener i drikkevann. Desinfeksjon er ikke obligatorisk og mange vannverk desinfiserer ikke
CH	Ingen spesifikk definisjon. Det behandlede vannet må møte kravene mht kimtall, <i>E.Coli</i> og Enterokokker. UF-membraner anses som verdifull desinfeksjonsmetode
JP	Ingen spesifikk definisjon. Klor må tilsettes. <i>E.Coli</i> må ikke detekteres. Membranfiltrering brukes som fysisk barriere mot <i>Cryptosporidium</i>
AUS	Ingen deteksjon av <i>E.Coli</i> eller termotolerante coli. Opp til 10 coli/100 ml aksepteres nå fra tid til annen (tidligere: 0 coli i >95 % av prøver)
US	4 log inaktivering av virus og 3 log inaktivering av <i>Giardia</i> (snart også <i>Cryptosporidium</i>) knyttet til CT-beregninger. Membranfiltrering aksepteres å gi en viss log-reduksjon i barriere-beregningen
CAN (Ont.)	Overflatevann: 2 log <i>Cryptosporidium</i> inaktivering, 3 log <i>Giardia</i> inaktivering og 4 log virus inaktivering hvorav minst 0,5 log <i>Giardia</i> og 4 log virus i desinfeksjonssteget
LIT	Fysiske prosesser som filtrering ansees ikke som desinfeksjon

Tabell 6.7 Om lover og forskrifter – Spørsmål b

Hva er den viktigste lovforordning for desinfeksjonspraksisen?	
N	Drikkevannsforskriften (Sosial og helsedepartementet, 2001) som er basert på EUs drikkevannsdirektiv (98/83/EF)
S	Drikkevannsforskriften (Livsmedelsverket, SLVFS 2001:30) som er basert på EUs drikkevannsdirektiv (98/83/EF) – i tillegg en veiledning som brukes i praksis omlag som en forskrift
Fin	Det europeiske drikkevannsdirektivet (98/83/EF) (DWD)
UK	"Water Quality Regulation" (2001) basert på EUs drikkevannsdirektiv pluss standard for <i>Cryptosporidium</i> : < 1 oocyst/10l
GER	Regulert gjennom German Drinking Water Act (forskrift sist regulert 2001). Det finner en rekke forskrifter og retningslinjer, bl.a. for de ulike metodene
CH	Den sveitsiske hygieneforskriften (Swiss ordonnance for hygiene)
JP	Vannverksloven. Veiledning for barriere mot <i>Cryptosporidium</i> (Provisional Guideline for Protection of Waterworks from <i>Cryptosporidium</i>)
AUS	Ingen forskrift/lov. Drinking water quality guidelines som tilnærmet alle vannverk tilfredsstiller. Hver stat setter egne standarder.
US	"The Surface Water Treatment Rule" (1989) og snart (2005/2006) "The Long-term(2) Enhanced Surface Water Treatment Rule"
CAN (Ont.)	"Safe Drinking Water Act" med retningslinjer : "Procedure for disinfection of drinking water in Ontario"
LIT	Hygiene veiledningen HN: 2003 (Rule on drinking water safety and quality) basert på EUs drikkevannsdirektiv (98/83/EF)

Tabell 6.8 Om lover og forskrifter – Spørsmål c

Hvilken av kravene i lovforordningen finner vannverkene det vanskeligst å overholde?	
N	Kravet til "to hygieniske barrierer". Ingen deteksjon av <i>Clostridium Perfringens</i> , <i>E. coli</i> , Intestinale enterokokker og koliforme bakterier i den påbudte kontroll
S	Mange grunnvannsverk tilfredsstiller ikke kravet til hygienisk barriere. Endring i analytisk metode (2 til 3 døgn) for kimtall har ført til økte verdier
Fin	Ingen store problemer med standardene i drikkevannsdirektivet. 99,9 % av alle innleverte prøver tilfredsstilte hhv <i>E.Coli</i> og 98,9 Enterococci i rapporteringen som kreves av drikkevannsdirektivet
UK	Kravet til <i>Cryptosporidium</i> : < 1 oocyst (levende eller døde) i 10 l vann
GER	Vanskelig å svare, men sannsynligvis er THM-kravet på 10 µg/l vanskeligst, noe som har ført til at bruken av klor har blitt svært redusert og at DOC-fjerningen har blitt svært omfattende
CH	Ingen svar
JP	Fritt klor > 0.1 mg/l eller kombinert klor > 0,4 mg/l. Ikke egentlig vanskelig å oppnå, men vannverkene prøver å ligge tett på for å redusere lukt/smak
AUS	Tidligere: kravet om 0 coli i >95 % av prøver. Dette kravet har nå falt bort. Noen vannverk har problemer med DBP-kravene
US	Kravene som stilles for å kontrollere parasitter samt DBP
CAN	Ukjent
LIT	Ukjent

Tabell 6.9 Om lover og forskrifter – Spørsmål d

Er det krav til DBP? I så fall hvilke og til hvilket nivå?	
N	Totale trihalometaner, TTHM : 50 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 5 µg/l
S	Totale trihalometaner, TTHM : 50 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l
Fin	Totale trihalometaner, TTHM : 100 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l
UK	Totale trihalometaner, TTHM : 100 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l
GER	Totale trihalometaner, THM (4): 10 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 25 µg/l, Kloritt, ClO ₂ ⁻ : 200 µg/l
CH	Totale trihalometaner, TTHM : 20 µg/l (beregnet som Cl). Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l
JP	Totale trihalometaner, TTHM : 100 µg/l, Kloroform : 60 µg/l HAAC (3 forbindelser) : 20 µg/l (monoklor-AC), 40 µg/l (diklor-AC), 200 µg/l (triklor-AC), Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l
AUS	Totale trihalometaner, TTHM : 250 µg/l HAAC (3 forbindelser) : 150 µg/l (monoklor-AC), 100 µg/l (diklor-AC), 100 µg/l (triklor-AC) Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l, Kloral hydrat: 20 µg/l, Cyanogen klorid: 80 µg/l
US	Totale trihalometaner, TTHM : 80 µg/l, HAAC (5 forbindelser) : 60 µg/l Bromat, BrO ₃ ⁻ : 10 µg/l, Kloritt, ClO ₂ ⁻ : 1,0 mg/l
CAN	Ukjent
LIT	Totale trihalometaner, TTHM : 60 µg/l. Bromat, BrO ₃ ⁻ : 25 µg/l

6.3.1 Sammenligning av lover, forskrifter og standarder i Norge med den i andre land

Vi har allerede nevnt over det faktum at Norge er det eneste landet som har nedfelt kravet om 2 hygieniske barrierer i selve lovteksten.

Noen land (USA, Canada og Japan) har, som Norge, et krav til at alt vann skal være desinfisert, mens noen land (for eksempel Tyskland) har en praksis (utstrakt fjerning av oppløst organisk stoff, DOC, og økt bruk av grunnvann) som inspirerer til å unngå tilsetning av desinfeksjonsmiddel i størst mulig grad.

Noen land (USA og Canada er de fremste eksponenter) har et meget rigorøst regelverk knyttet til det å sikre hygieniske barrierer i drikkevannsforsyningen. I USA og Canada setter de ikke bestemte krav til det behandlede vannets innhold av ulike organismer. De setter detaljerte krav til hvordan behandlingen skal være, for at barrieren skal være god nok. Dette er en mer proaktiv holdning til spørsmålet.

Den norske veiledningen til drikkevannsforskriften er langt mindre presis og brukbar for de som skal planlegge, bygge, drive og forvalte vannverk, enn de regler som gjelder i enkelte andre land (USA, Tyskland, Canada). Mange andre land har også et ganske omfattende regelverk som imidlertid i liten grad er samlet.

Det er interessant å bemerke at alle EU-landene følger EU-direktivet, men de har alle særskilte forordninger i sine land. Disse kan til dels være ganske annerledes enn teksten i direktivet. Det gjør at desinfeksjonspraksis i de ulike EU-landene er ganske forskjellig.

6.4 Om indikatororganismer og patogener

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- a) *Hvilke mikroorganismer benyttes som indikator-organismer?*
- b) *Rangér fra 1 til 4 de mikroorganismer som skaper de største bekymringer. Forandrer desinfeksjonspraksis seg for å adressere disse?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.10. Når det gjelder de enkelte lands svar på de enkelte spørsmål under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.11 og 6.12.

Tabell 6.10 Generelt om indikatororganismer og patogener

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
Indikatororganismer - De fleste land benytter : - E.Coli, - Koliforme bakterier - Enterokokker som indikasjon på fekal forurensning - Noen land (S,Fin,UK) bruker <i>C. perfringens</i> - USA bruker ikke indikatorer. Krav knyttes til desinfeksjonsmetoden (CT-prinsippet) Patogener - De mest bekymringsfulle patogener er: 1. Crypto/<i>Giardia</i> 2. Norovirus 3. Campylobacter 4. Legionella	Indikatororganismer - Som i Norge: - E.Coli, - Koliforme bakterier - Intestinale enterokokker som indikasjon på fekal forurensning - Norge bruker nå <i>C. perfringens</i> Patogener - De mest bekymringsfulle patogener er: 1. Norovirus 2. Campylobacter 3. Crypto/<i>Giardia</i> 4. Legionella

Tabell 6.11 Om indikatororganismer og patogener – Spørsmål a

Hvilke mikroorganismer benyttes som indikatororganismer?	
N	<i>E.Coli</i> og koliforme: indikator for patogener fra fersk, fekal forurensning Intestinale enterokokker: indikator på fekalpatogener med lang overlevelsestid <i>Clostridium Perfringens</i> : indikator for parasittsporer
S	<i>E.Coli</i> , koliforme og Intestinale enterokokker : indikator for avløpsforurensning <i>Clostridium Perfringens</i> : analyseres som sporer og aktive bakterier Det forskes på bruk av mikroalger som indikator for <i>Cryptosporidium</i>
Fin	<i>Clostridium Perfringens</i> , <i>E.Coli</i> og total koliforme, Intestinale enterokokker
UK	<i>E.Coli</i> og koliforme og kimtall (22°C og 37°C) brukes som indikatorer. <i>Clostridium Perfringens</i> brukes i spesielle tilfeller i jakten på parasitter <i>Cryptosporidium</i> oocyster analyseres det på i alle vannkilder som anses utsatte
GER	<i>E.Coli</i> , koliforme og fekale streptokokker (0/100 ml). Kimtall (22°C og 36°C)<100 CFU/ml
CH	<i>E.Coli</i> og Intestinale enterokokker brukes som indikator for patogener fra fersk, fekal forurensning
JP	<i>E.Coli</i> : indikator for patogener fra fersk, fekal forurensning
AUS	Den eneste lovpålagte indikator er <i>E.Coli</i> , indikator for patogener fra fersk, fekal forurensning. Enkelte vannverk måler dessuten på <i>Clostridium Perfringens</i> Total koli og kimtall er ikke lengre lovpålagt-benyttes bare som driftsparametre
US	Man bruker ikke indikatorer. Kravene knyttes til desinfeksjonsmetoden (CT)
CAN (Ont.)	<i>E.Coli</i> , fekale koli og totale koli
LIT	<i>E.Coli</i> , koliforme og Intestinale enterokokker : indikator for fekal forurensning <i>Clostridium Perfringens</i> : analyseres som sporer og aktive bakterier

Tabell 6.12 Om indikatororganismer og patogener – Spørsmål b

Rangér fra 1 til 5 de patogener som skaper de største bekymringer. Forandrer desinfeksjonspraksis seg for å adressere disse?	
N	1. Norovirus, 2. <i>Campylobacter</i> , 3. <i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia Lamblia</i> , 4. <i>Legionella</i> (ikke i drikkevann). Ja – desinfeksjonspraksis er i ferd med å endres
S	1. <i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia Lamblia</i> 2. <i>Legionella</i> (gjenvest i ledningsnett), 3. Norovirus, 4. <i>Campylobacter</i>
Fin	1. Norovirus, 2. <i>Campylobacter</i>
UK	1. <i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia Lamblia</i> 2. <i>Legionella</i> (supplied water), 3. Norovirus, 4. <i>Campylobacter</i> . Ja – desinfeksjonspraksis er i ferd med å endres
GER	Ukjent
CH	1. <i>Legionella</i> (supplied water, not in drinking water as such), 2. <i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia Lamblia</i> . Nei - desinfeksjonspraksis er ikke i ferd med å endres
JP	1. <i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia Lamblia</i> , 2. Enteriske virus (Norovirus) 3. <i>Legionella</i> (i forsyningsvann, ikke i drikkevann som sådan), 4. Andre protozoer
AUS	1. Virus (indikasjoner på at desinfeksjonseffekt er mindre enn antatt) 2. <i>Cryptosporidium</i> – Desinfeksjonspraksis har ikke endret seg vesentlig
US	1. <i>Cryptosporidium</i> 2. Enteriske virus 3. <i>Giardia Lamblia</i> 4. Bakterier (fekale coliforme, <i>E.Coli</i> , <i>Legionella</i>)
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	Ikke besvart

6.4.1 Sammenligning vedrørende bruk av indikatororganismer samt frykt for sykdomsfremkallende mikroorganismer i Norge og i andre land

Det viser seg at forskjellene mellom praksis i Norge og den i andre land ikke er spesielt stor, noe som ikke er noen overraskelse ettersom de fleste land her følger de anbefalinger som blir benyttet av overstatlige organ.

Indikatororganismer

De fleste land benytter koliforme bakterier, *E.Coli* og intestinale enterokokker som indikasjon på fekal forurensning.

Norge har tatt i bruk *C. perfringens*, noe som ikke er allment innført i alle andre land. Det var bare Sverige, Finland og England som rapporterte at denne mikroorganismen ble benyttet. Ettersom sporedannende bakterier som *C. perfringens* har høy resistens overfor desinfeksjonsmidler, brukes den i Norge som en indikator på resistente patogener, f.eks. parasitter. *C. perfringens* er en sporedannende bakterie som forekommer regelmessig i avføring, men i mye lavere antall enn *E.Coli*. Sporer av denne bakterien kan imidlertid overleve i mange år ute i naturen, og relevansen som indikator på fekal forurensing er derfor uklar.

På samme måte har bakterier blitt foreslått benyttet som indikator på desinfeksjonseffektivitet overfor parasitter, men dette er også svært kontroversielt ettersom jo det ikke sier noe som helst om den faktiske forekomsten av parasitter. Det er grunn til å hevde at en bedre strategi her vil være å sørge for, gjennom bruk av Ct-prinsippet, at forutsetningene for inaktivering av parasitter faktisk er til stede.

På grunn av at Norge har tatt *C. perfringens* i bruk som indikator både i råvann og i behandlet vann, har vi i den foreslåtte prosedyre for å sikre tilstrekkelig hygienisk barriere (se kapittel 8) tatt med *C. perfringens* som et indikatorelement for mulighet for forekomst av parasitter i råvannskilden. Men også dette er kontroversielt ettersom sporene av bakterien kan overleve svært lenge i naturen slik at det ikke nødvendigvis er noen god sammenheng mellom innholdet av *C. perfringens* og parasitter i vannet.

Disse forhold fører til at nytteverdien av bruk av *C. perfringens* som indikator er omstridt og har ført til igangsetting av et arbeid i EU der en vurderer å trekke tilbake denne analyseparameteren i drikkevannssammenheng.

De mest bekymringsfulle patogener

Også når det gjelder dette punktet var det liten forskjell mellom Norge og de andre land. Spørsmålene ble stilt før *Giardia*-epidemien i Bergen, og Folkehelseinstituttet mente da at Norovirus representerte den største bekymringen i Norge (slik også Finland svarte), mens mange andre land hadde størst bekymring overfor parasittene. Ellers var det de samme mikroorganismene som ble ansett som mest bekymringsfulle i alle land.

Det kom fram at det er økende bekymring overfor virus i flere land blant annet fordi forskning har vist indikasjoner på at desinfeksjonseffektiviteten med flere metoder (bl.a. UV) er mindre enn tidligere antatt.

6.5 Om bruk av desinfeksjonsmetoder

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- a) *Rangér de 5 mest brukte desinfeksjonsmetodene*
- b) *Forventes nye, innovative metoder å bli tatt i bruk til desinfeksjon?*
- c) *Hvilken FoU drives for tiden mht desinfeksjonsmetoder?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.13. Når det gjelder de enkelte lands svar på de enkelte spørsmål under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.14 og 6.16.

Tabell 6.13 Generelt om desinfeksjonsmetoder

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
- De vanligste desinfeksjonsmetodene - Klorering - UV (primært små anl) - Ozonering - Klordioksyd - Kloraminering (ikke tillatt i GER) - UV og ozon forventes å øke sine andeler - Ozon mest brukt som oksidasjons middel – sjelden til slutt - Andre metoder (AOT) lite fokusert - Noen land (GER, CH) ønsker å minimere behovet for/bruken av desinfeksjon - FoU – ikke spesielt stor, men rettes spesielt mot UV, ozon og membran	- De vanligste desinfeksjonsmetodene - Klorering - UV (størst mht antall anlegg) - Ozonering lite brukt - Klordioksyd ikke tillatt - Kloraminering lite brukt - Som i Norge - Som i Norge - Ozon lite brukt - AOT ikke i bruk - Norge har krav til at desinfeksjon skal inngå - Svært lite FoU om desinfeksjon i Norge

Tabell 6.14 Om desinfeksjonsmetoder – Spørsmål a

Rangér de fem mest brukte desinfeksjonsmetodene?	
N	1. Klorering (størst mht pers), 2. UV (størst mht ant. anl.), 3. Membran(nano)filtrering, 4. Ozonering, 5. Andre-Kloramin sjelden brukt, klordioksid ikke godkjent
S	1. Klorering, 2. Klordioksid, 3. UV
Fin	1. Klorering (størst mht pers), 2. UV (størst mht antall anlegg), 3. Ozonering, 4. Membran(nano)filtrering, 5. Ingen andre
UK	1. Klorering, 2. UV
GER	1. Hypokloritt, 2. Klogass, 3. Klordioksid, 4. UV (Kloraminering ikke tillatt)
CH	1. UV, 2. Klorering, 3. Ozonering, 4. Klordioksid, 5. Membran(nano)filtering
JP	1. Klorering (alle), 2. Ozonering (ved store anlegg), 3. Membranfiltrering (ved små anlegg)
AUS	1. Klorering, 2. Kloraminering, 3. Ozonering, 4. UV, 5. Klordioksid
US	1. Klorering, 2. Kloraminering, 3. Ozonering, 4. Klordioksid, 5. Membraner
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	1. Hypokloritt, 2. Klogass

Tabell 6.15 Om desinfeksjonsmetoder – Spørsmål b

Forventes nye, innovative metoder å bli tatt i bruk for desinfeksjon?	
N	UV og nanofiltrering er allerede mye brukt – og forventes å øke ytterligere. Ozonering er økende. Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) ikke brukt ennå
S	UV forventes å øke og sannsynligvis også membranfiltrering
Fin	UV er allerede mye brukt. Membranfiltrering foreløpig lite brukt. Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) foreløpig ikke benyttet
UK	Bruk av UV er økende, men foreløpig benyttes alltid klorering i tillegg til UV for å oppnå rest på nettet
GER	Økende bruk av klordioksid og UV. Ozon brukes både som oksidasjonsmetode og desinfeksjonsmetode, men normalt ikke som siste steg (brukes normalt med etterfølgende filtrering). Kun ved svært lave DOC kan ozon tillates som siste steg
CH	UV svært vanlig, Ozonering brukt i mange ti-år
JP	Bruk av UV er under sterk debatt. Japanerne har funnet at UV ikke alltid er effektiv overfor protozoer
AUS	Bruk av UV er økende. AOT : Det forskes på bruk av Fentons reagent for oksidasjons-formål, men ikke for desinfeksjon
US	Forventet økt bruk av UV og membraner (den siste øker allerede). Den nye forskriften (rettet mot <i>Cryptosporidium</i>) vil her være drivende kraft
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	Ozon og UV er ikke tatt i bruk

Tabell 6.16 Om desinfeksjonsmetoder – Spørsmål c

Hvilken FoU drives for tiden mht desinfeksjonsmetoder?	
N	Liten FoU-innsats, men noe FoU rettet mot virus-fjerning ved UV, Ozonering og membranfiltrering
S	Studier knyttet til innflytelse av råvannskvalitet og driftsforstyrrelser på desinfeksjon samt studier av endringer på nettet ved ulike desinfeksjonsmetoder
Fin	FoU rettet mot desinfeksjon i små vannverk
UK	Generelt liten FoU-innsats rettet mot desinfeksjon, men noe FoU rettet mot Crypto-fjerning ved UV – som en del av internasjonale FoU-program
GER	Hovedsakelig FoU knyttet til UV, ozonering og membranfiltrering
CH	Hovedsakelig FoU knyttet til UV, ozonering og membranfiltrering
JP	Hovedsakelig FoU knyttet til UV, ozonering og membranfiltrering
AUS	FoU rettet mot effekt av ulike metoder spesielt overfor <i>Cryptosporidium</i> . Dannelse av NDMA i kloramineringssystemer er også et viktig FoU-punkt
US	Det forskes på alle metoder, men fokus i det siste har spesielt vært rettet mot UV og membraner
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	Det foregår forskning vedrørende NaOCl, Cl ₂ og O ₃

6.5.1 Sammenligning mellom Norge og andre land mht bruk av ulike desinfeksjonsmetoder

På dette punktet skiller Norge seg ut ved at det er to helt dominerende desinfeksjonsmetoder i landet (klorering og UV), mens man i de fleste land har en noe større variasjon i bruk av metoder. Norge skiller seg også ut blant de land som her var med, ved at Norge ikke har godkjent bruk av klordioksid. Klorering er den dominerende metode i alle land. I de fleste land er bruk av UV økende, og i Sveits er metoden, som i Norge, dominerende hva angår antall anlegg. Ozonering, som er lite brukt i Norge og Sverige, er mye brukt i de fleste andre land, ikke kun for desinfeksjon, men som en kombinert oksidasjons- og desinfeksjonsmetode.

Kloraminering brukes primært i USA og Australia, mens denne metoden ikke er tillatt i Tyskland.

I alle land hevdes det at bruken av UV forventes å øke som en følge av bekymringen for parasitter. Japan er kanskje det land som er mest skeptisk til bruk av UV, spesielt pga bekymringen for metodens evne til å inaktivere virus. Noen land (for eksempel England) ser på UV kun som et tillegg til klorering primært rettet mot parasitter. I alle land forventes en øket bruk av membraner som et element i en strategi rettet mot multiple hygieniske barrierer.

Det var forbausende at nesten alle land hevdet at det var en relativt liten FoU-aktivitet rettet mot desinfeksjon generelt. Den som pågikk var i hovedsak rettet mot UV, membranfiltrering og ozon, med tanke på parasittinaktivering. Det foregår også interessant forskning knyttet til avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) som imidlertid er mer oksidasjonsrettet enn desinfeksjonsrettet.

6.6 Om tilsettingspunkt og doseringsmengde

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- Hva er de vanligste doseringspunktene i vannbehandlingsanlegget? Har tilsettingspunktene endret seg de siste ti år?
- Hva er vanlige doseringer i primærdesinfeksjonen?
- Hva er typiske kontakttider i primærdesinfeksjonen?
- Hvilke rolle spiller desinfeksjonssteget i en flerstegs vannbehandlingsprosess?

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.17. Når det gjelder de enkelte lands svar på de enkelte spørsmål under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.18 – 6.21.

Tabell 6.17 Generelt inntrykk om tilsetningspunkt og doseringsmengde

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
- Klor tilsettes vanligvis som siste behandlingssteg (påbudt i GER) - Enkelte land (USA, AUS, JP) tillater forklorering - Ozon og ClO₂ tilsettes i prosessen – også for foroksidasjon (CH) - Vanlige doseringsmengder - Klor (mg/l) : 0,1 (GER) – 16 (USA) - Ozon (mg/l): 1 (CH) – 10 (GER) - ClO₂ (mg/l): 0,05 (GER) – 3 (USA) - UV (mWs/cm²); 25 (Fin) – 40 (CH) - Kontakttider - Klor: 30–60 min - Ozon: 2 – 20 min - UV: Ukjent for de fleste - Desinfeksjonssteget i flerstegsprosess: - Ozon/ClO₂ brukes inne i prosessen - Klor/ClO₂ ikke tillatt inne i prosessen (GER)	- I Norge brukes klor normalt som siste behandlingssteg bortsett fra i de tilfellene der pH korreksjon pga korrosjonskontroll finner sted etter kloreringen - Ikke brukt i Norge så vidt oss bekjent - Ozon tilsettes i Norge både som forozonering og etterozonering - Vanlige doseringsmengder i Norge - Klor (mg/l) : 0,2 – 0,6 - Ozon (mg/l): 3-5 (1 gO₃/gTOC) - ClO₂ (mg/l): ikke tillatt - UV (mWs/cm²); 30 – 40 - Typiske kontakttider i Norge - Klor: 30 min - Ozon: 10 - UV: Ukjent - Ikke brukt mye i Norge bortsett fra ved ozonering/biofiltrering hvor ozon nærmest er forbehandling

Tabell 6.18 Om tilsetningspunkt og doseringsmengder – Spørsmål a

Hva er de vanligste doseringspunktene i vannbehandlingsanlegget? Har tilsetningspunktene endret seg de siste 10 år?	
N	Vanligvis som siste behandlingssteg. Når pH korrigeres for korrosjonskontroll, skjer imidlertid dette vanligvis etter kloreringen. Enkelte anleggstyper (for eksempel Moldeprosessen) umuliggjør dette. Ingen endring de siste 10 år
S	Vanligvis som siste behandlingssteg. Når kalk tilsettes, tilsettes kalken som oftest etter kloreringen. Ingen endring de siste 10 år
Fin	Alltid som siste behandlingssteg etter NOM-fjerning. I noen tilfeller tilsettes ClO ₂ midt i prosessen for å oksidere mangan. Forklorering ble avsluttet ca 1980
UK	Vanligvis som siste behandlingssteg. Når kalk tilsettes, tilsettes kalken som oftest etter kloreringen. Ved manganfjerning i filtre, doseres klor ofte før filteret. Endring: Redusert bruk av forklorering
GER	Klor og klordioksid tilsettes kun til slutt i totalprosessen i motsetning til ozon som oftest brukes også som oksidasjonsmiddel og som sjelden brukes til slutt
CH	Ozon brukes (overflatevann) både som forozonering og intermedier ozonering. Slutt desinfeksjon for nettet brukes ikke. Mange vannverk desinfiserer ikke
JP	Vanligvis som siste behandlingssteg, men når algevekst forventes, tilsettes klor eller klordioksid som forbehandling. Ingen endring siste 10 år
AUS	Vanligvis som siste behandlingssteg. Forklorering praktiseres også for å kontrollere algevekst i anlegget. Ingen endring siste 10 år
US	Tilsetting av desinfeksjonsmiddelet brukes både som forbehandling, som intermedier prosess og som sluttprosess
CAN (Ont.)	Det skilles klart mellom "primærdesinfeksjon" og "sekundærdesinfeksjon". Forskrift regulerer om både primær- og sekundærdesinfeksjon kreves (normalt)
LIT	Kloreringen benyttes bare som slutt desinfeksjon. Det har ikke vært noen endring i dette i de siste

Tabell 6.19 Om tilsetningspunkt og doseringsmengder – Spørsmål b

Hva er de vanlige doseringer i primærdesinfeksjonen?	
N	Klor : 0,2 – 1,0 mg/l Ozon : 3-5 mg/l (brukt for NOM-fjerning i ozonerings/biofiltreringsanlegg) UV : 30.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
S	Klor : 0,3 – 0,6 mg/l (maks 1,0 mg/l tillatt) ClO_2 : Maks NaOCl for produksjon av ClO_2 : 0,7 mg/l UV : 30.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
Fin	Klor : 0,2 – 1,0 mg/l, Ozon : 1-2 mg/l UV : 25.000 - 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
UK	Klor : 0,5–1,5 mg/l (av og til "superklorering", 2-3 mg/l, for å fjerne ammonium) UV : 25.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$, Ozon : lite brukt
GER	Klor : 0,1 (min) -1,2 (maks) mg Cl_2/l , Klordioksid: 0,05 (min) – 0,4 (maks) mg/l Ozon : 10 mg/l (maks) UV : 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
CH	Klor : 0,1 – 0,2 mg/l , Ozon : 1 – 2 mg/l UV : 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
JP	Klor : Fritt klor > 0,1 mg/l eller kombinert klor > 0,4 mg/l
AUS	Klor : 0,5 – 10 mg/l , Kloramin : 0,5 – 5 mg Cl_2/l , ClO_2 : 0,5 – 2 mg ClO_2/l Ozon : Restozon på 0,3 mg/l når brukt i O_3/GAC anlegg UV : 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$
US	Klor : 1-16 mg Cl_2/l , 0,5-5 mg $\text{Ca}(\text{OCl})_2/\text{l}$, 0,5-2 mg NaOCl/l Klordioksid : 0,2 – 3 mg/l, Kloramin: 1-3 mg/l Ozon : 0,5-5 mg/l
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	Klor : 0,7 – 1,0 mg Cl_2/l

Tabell 6.20 Om tilsetningspunkt og doseringsmengder – Spørsmål c

Hva er de typiske kontakttider i primærdesinfeksjonen?	
N	Klor : 30 min, Ozon : 10 min, UV : Ukjent
S	Klor : Vanligvis lang i ledningsnett (> 30 min), UV : Ukjent
Fin	Klor : Ukjent, Ozon : 20 min, UV : Ukjent
UK	Klor : 30-60 min, Ozon : lite brukt, UV : Ukjent
GER	Klor : Normalt ca 30 min til første forbruker (ikke krav), Ozon og UV : Ukjent
CH	Klor : Bare i ledningsnett (> 60 min), Ozon : 10 - 30 min, UV : Ukjent
JP	Klor : Minst 12 timer ved ca 1,0 mg Cl_2/l ved høydebasseng (at distribution pond)
AUS	Klor : 30 min, Kloramin : >30 min i anlegget og 1-2 timer før første forbruker Ozon : 10 min , UV : Ukjent
US	Klor : fra et par minutter til flere timer. Kloramin: 20 min – 12 timer Ozon : 2 – 20 min, UV : fra sekunder til 1-2 minutter
CAN (Ont.)	Praksis bygger på Ct-prinsippet
LIT	Klor : 30 min

Tabell 6.21 Om tilsetningspunkt og doseringsmengder – Spørsmål d

Hvilken rolle spiller desinfeksjonssteget i en flerstegs vannbehandlingsprosess?	
N	Normalt ingen – bortsett fra i ozonerings/biofiltreringsanlegg hvor ozon brukes som oksidasjonsmiddel for bleking av NOM samt oksidasjon av Fe, Mn etc
S	Normalt ingen, men ozon og ClO ₂ brukes for lukt og smaksreduksjon. O ₃ kombineres med aktivt kull for å fjerne biodegraderbare produkter av ozonering
Fin	Ozon brukes for å fjerne lukt og smak, redusere DBP-potensial, redusere nødvendig UV-dose (reduserer UV-absorbans). ClO ₂ brukes for mangan fjerning
UK	Normalt ingen bortsett fra når klor brukes i manganfjerningen. Ozon brukes ikke som desinfeksjonssteg, men kan brukes for oksidasjonformål
GER	Klor og klordioksid kan ikke brukes (som oksidasjonsprosess) inne i totalprosessen (kun til slutt) i motsetning til ozon (som sjelden brukes til slutt)
CH	Svært viktig. En undersøkelse viste at 90 % av vannverkene som bruker ozon, gjør dette for desinfeksjonsformål
JP	Ozonering er vanligvis installert som oksidasjonsprosess (for lukt og smak-reduksjon), men vurderes i dag som en av desinfeksjonsprosessene
AUS	Desinfeksjonsprosessene brukes aktivt som oksidasjonsmidler i hele prosessen. Forklorering benyttes mot algevekst. Ozonering/GAC brukes mot algetoksiner
US	Intet svar – forsto ikke spørsmålet, men det er klart at klor og klordioksid brukes på flere steder i anlegget i USA. Det samme gjelder ozon
CAN (Ont.)	Man får log-kreditt for ulike behandlingsprosesser i prosess-toget
LIT	Ikke besvart

6.6.1 Sammenligning mellom Norge og andre land når det gjelder tilsetningspunkt og doseringsmengde

6.6.1.1 Tilsetningspunkt

Som ventet tilsettes klor vanligvis som siste behandlingssteg. Dette er til og med påbudt i Tyskland. Dersom man må foreta en pH-korreksjon pga korrosjonskontroll, bør imidlertid klortilsetningen skje før pH-økningen for å oppnå best desinfeksjonseffekt. Dette er nok et viktigere punkt i Skandinavia hvor vi ofte har råvann med lav alkalitet som krever korrosjonskontroll. I enkelte anleggstyper, for eksempel i Moldeprosessen, er det umulig å foreta klorering før etter at pH er øket. Dette vil medføre at denne metoden kreve høyere klordoser.

Der er få land (USA, Australia, Japan) som nå benytter forklorering. Slik praksis har vi aldri hatt i Norge, og det er det heller ingen grunn til.

Når ozon og klordioksid benyttes, tilsettes disse ofte i selve behandlingsprosessen for å oppnå oksidasjon. Dette kan i og for seg være første behandlingstrinn, slik det jo nå er tilfellet i de anlegg for ozonering/biofiltrering som er bygget her i landet. Ettersom ozon/klordioksid ikke danner trihalometaner ved reaksjon med humus, representerer det ikke et tilsvarende problem som man har ved forklorering.

6.6.1.2 Doseringsmengder

Grovt sagt så brukes det mindre klor i Norge enn i de fleste andre land, til dels som en følge å at mange vannverk har et lavt klorforbruk. Det finnes, så vidt kjent, imidlertid ingen statistikk over klorforbruket ved norske vannverk. Med tanke på at det er en rekke vannverk som har høyt innhold av humus i råvannet og en beskjedne behandling, er det grunn til å tro at mange anlegg doserer mindre enn det som skal til for å opprettholde en klorrest på 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min kontakttid.

De anlegg som bruker ozon i Norge, doserer mye (typisk 1 g O₃/g TOC), relativt sett, ettersom ozonet benyttes som oksidasjonsmiddel for å fjerne farge. Dette sikrer en svært god hygienisk barriere, helt sikkert tilstrekkelig mht bakterier, virus og *Giardia*. Dimensjoneringen mht Ct vil være avgjørende for om dosen er tilstrekkelig mht *Cryptosporidium* (se senere).

Når det gjelder UV, ligger kravet til UV-dose i Norge (30 mWs/cm²) om lag på det samme nivå som i andre land som bruker UV. Tyskland og Sveits (samt Australia) har lagt seg på 40 mWs/cm² som er den dose Folkehelseinstituttet anbefaler for inaktivering av bakteriesporer.

6.6.1.3 Kontakttid

I Norge setter veiledningen til drikkevannsforskriften et krav om målbar restklormengde (0,05 mg fritt klor/l etter 30 min kontakttid) og restozonmengde (0,2 mg ozon/l etter 10 min kontakttid). Det ser ikke ut til at de andre landene setter noe tilsvarende krav. De land som har regler for dette (USA, Canada), knytter kravene til Ct-prinsippet, noe som innebærer at man ser konsentrasjon og kontakttid i sammenheng. Dette kommer vi tilbake til i kap. 7.

De land som oppgir hva som er vanlig å benytte, oppgir kontakttider i områder 30 – 60 min for klor og 2 – 20 min for ozon. Det er interessant at ingen oppgir en minimums kontakttid i UV-aggregat.

6.7 Om rest av desinfeksjonsmiddel

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- Angi hvilke krav til desinfeksjonsrest som eventuelt benyttes*
- Hvilken klorrest opprettholdes på ledningsnettet og hvor ofte bestemmes eventuelt klorrest på ledningsnettet?*
- Hvilke metoder benyttes vanligvis for bestemmelse av klorrest?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.22.. Når det gjelder de enkelte lands svar på spørsmål a) og b) under denne overskriften, så kan de sammenfattes som vist i Tabell 6.23 og 6.24 .

Tabell 6.22 Generelt inntrykk om desinfeksjonsrest

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
- Klor (mg/l) : - SWE: Ingen krav etter behandling < 0,4 ved tapping (0,1-0,25 på nett) - FIN: Ukjent (0,01-0,3 på nett) - UK: 0,5-1,0 redusert (med SO₂) til 0,4-0,6 ut av vannverk - 0,05 – 0,1 ved tappested - GER: >0,1 og < 0,3 Ikke krav til klorrest på nett - CH: ingen krav etter behandling < 0,1 ved tapping-ikke krav på nett - JP: > 0,1 på tappested (0,4 kombinert Cl₂) - AUS: 0,5 etter 30 min 0,1-0,2 ved enden av distribusjonssystem - USA: > 0,2 ut (0,2-1,0 på nett) - Ozon (mg/l): - FIN: 0,2-0,3 etter 20 min - GER: <0,05 - CH: 0,2-0,4 etter 30-10 min - AUS: 0,3 etter 10 min	- Klor (mg/l) : - NOR : > 0,05 etter 30 min Ikke krav til klorrest på nett - Ozon (mg/l); - NOR : > 0,2 etter 10 min (bakterier og virus) > 5 etter 10 min (parasitter)

Tabell 6.23 Om desinfeksjonsrest – Spørsmål a

Angi hvilke krav til desinfeksjonsrest som eventuelt benyttes	
N	Klor : >0,05 mg Cl ₂ /l etter minst 30 min kontakttid (bakterier og virus) Ozon : > 0,2 mg O ₃ /l etter minst 10 min kontakttid (bakterier og virus) > 5 mg O ₃ /l etter minst 10 min kontakttid (parasitter)
S	Klor : Maksimal konsentrasjon på forbrukers tappested: 0,4 mg Cl ₂ /l
Fin	Klor : Ukjent Ozon : 0,2 – 0,3 mg O ₃ /l etter 20 min kontakttid
UK	Klor : 0,5 – 1,0 mg Cl ₂ /l som trimmes ned til 0,4-0,6 mg Cl ₂ /l (med SO ₂) i vannet som leveres til forbruker Ozon : bestemmes på bakgrunn av innholdet av DOC og minimering av BrO ₃ ⁻
GER	Klor : >0,1, <0,3 mg/l (fritt klor), Kloridioksid : 0,2 mg ClO ₂ /l, maks 0,2 mg/l kloritt Ozon : <0,05 mg O ₃ /l
CH	Klor : <0,1 mg Cl ₂ /l ved tappested ClO ₂ : <0,05 mg ClO ₂ /l ved tappested Ozon : 0,2 – 0,4 mg O ₃ /l etter 30 - 10 min kontakttid
JP	Klor : 0,1 mg Cl ₂ /l (fritt klor) eller 0,4 mg Cl ₂ /l (kombinert klor) ved tappested
AUS	Klor : 0,5 mg Cl ₂ /l etter 30 min kontakttid Kloramin : Minimum 0,5 mg/l etter 30 min i anlegget og 1-2 timer før tappested Ozon : 0,3 mg O ₃ /l etter 10 min kontakttid
US	Klor : > 0,2 mg Cl ₂ /l ut av vannverket samt påvisbar rest (fritt eller kombinert klor) i hele ledningsnettet
CAN (Ont.)	Ukjent
LIT	Klor : 0,3 mg Cl ₂ /l etter 30 min kontakttid

Tabell 6.24 Om desinfeksjonsrest – Spørsmål b

Hvilken klorrest opprettholdes eventuelt på ledningsnettet og hvor ofte bestemmes eventuelt klorrest på ledningsnettet?	
N	Det er ikke krav eller veiledende verdi for opprettholdelse av klorrest på ledningsnettet utover en kontakttid på 30 min (se spørsmål a)
S	Normalt opprettholdes 0,1 – 0,25 mg Cl ₂ /l på ledningsnettet, men det er ikke krav til noen minimumskonsentrasjon. Prøvefrekvens varierer.
Fin	Lave verdier : 0,01 – 0,3 mg/l. Analyseres ikke rutinemessig bortsett fra i større anlegg
UK	0,4–0,5 mg Cl ₂ /l i vannet som forlater vannverket med mål om rest på 0,05–0,1 mg Cl ₂ /l ved forbrukers tappested. Klorrest måles når bakteriologiske prøves tas
GER	Det er ikke noe krav til (og heller ikke ønskelig) å opprettholde en klorrest på nettet. Tilsetning av ammonium ikke tillatt og kloraminering i praksis ikke mulig
CH	Man dimensjonerer ikke for å ha desinfeksjonsrest på nettet og analyserer derfor heller ikke på det
JP	Minst 0,1 mg Cl ₂ /l (fritt klor) eller 0,4 mg Cl ₂ /l (kombinert klor). Bestemmes månedlig
AUS	Generelt : 0,1-0,2 mg Cl ₂ /l ved enden av distribusjonssystemet. Noen vannverk skal (i hht kontrakt) ha < 0,6 mg/l i minst 80 % av tiden, andre < 0,2 mg/l
US	Fritt klor: 0,2 – 1,0 mg Cl ₂ /l, Kombinert klor : 1 – 3 mg/l Klorrest bestemmes månedlig på en rekke tappesteder i nettet. Antall prøvesteder avhenger av anleggets størrelse
CAN (Ont.)	Fritt klor > 0,05 mg/l (ved pH<8,5), ClO ₂ > 0,05 mg/l, Kombinert klor > 0,25 mg/l Maks tillatt klorrest 4 mg/l. Anbefalt klorrest 0,2 mg/l (fritt) og 1,0 mg/l (komb.)
LIT	Det dimensjoneres ikke for opprettholdelse av klorrest på ledningsnettet

Når det gjelder spørsmål c) - om hvilken metode som vanligvis benyttes for bestemmelse av desinfeksjonsrest, var svarene ganske likeartede og det settes derfor ikke opp noen tabell for dette. De fleste land svarte at man bestemte klorrest og ozonrest spektrofotometrisk manuelt på vannverket eller amperometrisk on-line i vannverket og/eller på nettet. Det var krav om on-line måling (med alarm) i UK og i Australia (og muligens også i andre land, som ikke oppga noe om dette).

6.7.1 Sammenligning av praksis i Norge og andre land mht desinfeksjonsrest

Det er tydelig forskjell mellom landenes praksis når det gjelder klorrest. Noen land (Japan, USA, UK, Australia) har en praksis for (evt krav til) at man skal kunne registrere en klorrest

på tappestedet (0,05 – 0,2 mg/l). Disse landene har også rutiner på måling av klorrest på tappestedet. De høyeste verdiene her vil forårsake klorsmak på vannet.

Noen land (Sverige, Finland, UK, Japan, Australia, USA) har en praksis for å opprettholde en viss klorrest på nettet (0,1 – 1,0 mg/l fritt klor evt 0,4 – 3 mg kombinert klor). Endelig har noen land (Norge, Sveits, Tyskland, Litauen) kun krav til at man skal ha en viss klorrest etter behandlingen, for eksempel har Norge krav om 0,05 mg fritt klor etter 30 min kontaktid.

Det er litt uklart hva som ligger bak svarene på dette punktet. For noen lands vedkommende er det trolig vanlig praksis som er referert, mens det for andre lands vedkommende sannsynligvis dreier seg om krav nedfelt i retningslinjer. Det er for så vidt mindre viktig.

Det som er interessant er forskjellen i oppfatning hva angår verdien av å ha en klorrest på nettet. I Tyskland og Sveits har man ikke noe krav/praksis for at det skal være noen klorrest. I disse landene (som i Nederland) har man den filosofi at vannet skal være så godt behandlet mht organisk stoff at vekstpotensialet er så lavt at et restklorinnhold for å hindre vekst på nettet er unødvendig. I noen land har man derimot et krav om maksimalverdi på tappested. I Sveits er det krav om maksimalt 0,1 mg/l på tappested, mens Japan har et krav om minst 0,1 mg/l på tappested. I Tyskland skal innholdet av fritt klor være minst 0,1 mg/l og maksimalt 0,3 mg/l når vannet forlater vannverket. Ønsket om å unngå klorrest på nettet i Tyskland understrekes ved at man i dette landet ikke tillater tilsetning av ammonium og dermed at kloraminering i praksis ikke er mulig.

Når det gjelder ozon har landene, naturlig nok, ingen praksis for ozonrest på nettet ettersom ozon er så reaktivt at det dekomponeres svært hurtig. De fleste land har en praksis som tilsier en viss konsentrasjon etter en viss kontaktid – altså en praksis som bygger på filosofien bak Ct-prinsippet. Praksis når det gjelder ozonrest i behandlingsanlegget, ligger normalt i området 0,1 – 0,3 mg/l etter 30 – 10 min kontaktid. Tyskland har et krav til at ozonkonsentrasjonen etter behandling ikke skal overstige 0,05 mg O₃/l.

Man kan legge merke til at det bare er Norge som har en spesiell regel mht restozon med tanke på parasitter (5 mg/l etter 10 min). Dette er i realiteten et helt urealistisk krav, ettersom det for det første er svært vanskelig å opprettholde en så høy konsentrasjon pga ozon's reaktivitet med oksiderbare forbindelser i vann, og for det andre vil det være økonomisk uakseptabelt å operere med en så høy ozonrest. Når det gjelder ozonering, må man ta Ct-prinsippet i bruk fullt ut og gi mer detaljerte anbefalinger for dimensjonering. Dette kommer vi tilbake til i kap. 7 og 9.

Når det gjelder spørsmålet om måling av desinfeksjonsrest, var svarene svært samstemmige. De aller fleste bestemte klorrest spektrofotometrisk på vannverket. I England var det dessuten vanlig å bestemme klorrest amperometrisk on-line i anlegget.

6.8 Om dimensjoneringskriterier

Spørsmålene som ble stilt under denne overskriften var:

- Brukes Ct-prinsippet i dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg? Kan i så fall den log-kreditt som oppnås for en gitt Ct-verdi summeres med den som oppnås i et annet rensetrinn i samme anlegg for å komme fram til den totale log-kreditt?*
- Dersom Ct-prinsippet brukes, hvordan bestemmes C og t og hva er kravene til Ct-verdi for ulike typer av organismer og ulike desinfeksjonsmetoder?*

Svarene på disse spørsmålene ga det generelle inntrykk som er nedfelt i Tabell 6.25.

Tabell 6.25 Generelt inntrykk om dimensjonering av desinfeksjonsanlegg

Svarene gir følgende generelle inntrykk:	Sammenligning med Norge
• CT-prinsippet brukes i de fleste land kun indirekte (f.eks. x mg/l etter y min) • CT brukes i UK for dimensjonering men ingen krav er knyttet til prinsippet • CH – nei, leverandøren må garantere en "safe" vannkvalitet • AUS – Ct-prinsippet benyttes i noen stater • I USA og CAN benyttes Ct-prinsippet fullt ut - C kan bestemmes på ulike måter - Det er laget egne veiledninger - T er vanligvis t_{10}, men kan bestemmes på ulike måter i henhold til veiledning - Tabeller er utarbeidet for ulike patogener som knytter en viss CT til en viss forventet log-reduksjon	• CT brukes kun indirekte • Krav til x mg/l restkonsentrasjon etter y min

Ettersom det bare var USA og Canada som utnytter Ct-prinsippet fullt ut til dimensjonering og drift, finner vi det ikke hensiktsmessig å ta med detaljerte tabeller for de to spørsmålene på dette punktet. De amerikanske reglene vil bli gjennomgått i kap. 7. Her vil det også fremgå hvordan C og t bestemmes og hvilken log-reduksjon det anbefales å regne med ved en gitt Ct-verdi for de ulike desinfeksjonsmetodene.

6.8.1 Sammenligning vedrørende dimensjoneringskriterier

I Norge har vi egentlig ingen aksepterte dimensjoneringskriterier for desinfeksjonsanlegg utover de krav som veiledningen til drikkevannsforskriften setter til en viss restkonsentrasjon etter en viss kontakttid.

I England og Tyskland brukes Ct-prinsippet av rådgivende ingeniører til dimensjonering av kontakttanker, men prinsippet er ikke knyttet til bestemte krav (anbefalinger i forskrift eller veiledning). Det samme gjelder Australia hvor imidlertid enkelte anleggseiere (for eksempel South Australian Water Corporation) praktiserer regler som tilsvarer de som gjelder i USA.

Der Ct-prinsippet benyttes, er det vanlig at man kan legge sammen de "log-credits" som en gitt Ct-verdi gir for en enhetsprosess med tilsvarende for en annen enhetsprosess. Det betyr for eksempel at man ved å sette sammen flere prosesser som gir en viss barrierevirkning overfor mikroorganismer, kan oppnå en høyere barriereeffekt enn hva slutt desinfeksjonen alene ville kunne gi.

6.9 Generelle kommentarer

Spørreskjemaet inneholdt også en mulighet til å avgi generelle kommentarer. Disse er oppsummert i Tabell 6.26..

Tabell 6.26 Tilleggs kommentarer

Hvilke andre informasjoner er verdt å nevne?	
N	En svært sterk drivende kraft vedrørende desinfeksjonspraksis er forskriftskavet om "to hygieniske barrierer". Berørte parter er usikre på hvordan man skal forholde seg til dette kravet
S	Man er sterkt opptatt av å endre desinfeksjonspraksis, spesielt i retning av redusert klorbruk. Flere studier rettes mot mer robuste metoder overfor vannkvalitetsendringer
Fin	Ingen kommentar
UK	Det er et lovpålagt krav at alt vann skal være desinfisert. Det er en sterk oppfatning i vannbransjen at vann skal leveres med en desinfeksjonsrest basert på føre-var prinsippet og med tanke på forurensning av distribusjonsnettet
GER	Det er en sterk trend at man prøver å kvitte seg med desinfeksjon
CH	Man unngår desinfeksjon av grunnvann og brønnvann så langt det er mulig. Overflatevann behandles med flerstegs partikkelfjerning og desinfeksjon. Da man ikke praktiserer desinfeksjonsrest på nettet må vannet være biostabilt
JP	Patogen standardene (og dermed desinfeksjonspraksis) er under revisjon
AUS	Implementeringen av "Drinking Water Quality Framework" vil forbedre desinfeksjonspraksis i AUS. Det antas at bruk av UV, ozon og membraner vil øke
US	Utfordringen mht desinfeksjonspraksis oppfattes å være å finne en god balanse mellom inaktivering av patogener og minimering av DBP
CAN (Ont.)	Canada angir "log-credits" mht ulike patogener for ulike vannbehandlingsmetoder
LIT	Omleggingen fra klogass til natriumhypokloritt er det som opptar bransjen i Litauen akkurat nå

6.10 Oppsummering vedrørende desinfeksjonspraksis i andre land

Spørreundersøkelsen viser at det ikke finnes noen "optimal desinfeksjonspraksis" i den forstand at den er internasjonalt anerkjent og akseptert. Riktignok er det visse områder av desinfeksjonspraksisen som er omtrent den samme i alle land, men på den andre siden er det også sentrale områder hvor desinfeksjonsfilosofi og desinfeksjonspraksis er svært forskjellige fra land til land. I det følgende skal vi kort peke på noen forhold.

6.10.1 Lover og regler vedrørende desinfeksjon

Svært mange land arbeider med revisjon av sine lover og regler. Dette er utvilsomt initiert av de store vannbårne epidemier (for eksempel forårsaket av parasitter) som man har opplevd de 10 siste år. I USA pågår det et meget omfattende arbeid, og i Japan vil det i løpet av meget kort tid komme et helt nytt regelverk når det gjelder desinfeksjon. I Norge har vi også fått et nytt regelverk. Det synes imidlertid å være et behov for å revidere anbefalingene i veiledningen til drikkevannsforskriften ettersom det her finnes enkelte anbefalinger som ikke nødvendigvis er i overensstemmelse med det som oppfattes som god desinfeksjonspraksis i andre land.

6.10.2 Bruk av sluttdesinfeksjon i vannbehandlingen

Vi har i Norge nå en ambisjon om at alt vann levert til forbruker skal være desinfisert. De fleste i vannbransjen vil si at dette er fremskritt. Likevel er det slik at utviklingen i enkelte land (Nederland, Tyskland, Sveits) faktisk går i motsatt retning (spesielt hva angår bruk av klor). I disse landene synes politikken å være å gå så langt det er mulig i retning av så omfattende forbehandling (inkludert kunstig grunnvannsinfiltrasjon) som mulig. Man legger inn i vannbehandlingen avansert partikkelseparasjon og avansert oksidasjon (inkludert ozon) slik at behovet for en sluttdesinfeksjon faller bort. Vi tror at det i Norge er fornuftig å legge seg på den linje som myndighetene har gjort, men at det da blir særlig viktig å velge riktig desinfeksjonsmetode og å bruke denne riktig, noe som denne rapporten forhåpentligvis vil bidra til.

6.10.3 Bruk av klor som desinfeksjonsmiddel

Det er ingen tvil om at det er en sterk "trend" i retning av å redusere bruken av klor som desinfeksjonsmiddel i mange land. Tendensen til å gå bort fra klor har vært der helt siden man på begynnelsen av 80-tallet ble klar over de klorerte biproduktenes helseskadelige virkning. Tendensen har imidlertid blitt kraftig forsterket i løpet av de siste 5-10 år, ikke minst som en følge av klors utilstrekkelighet som hygienisk barriere overfor parasitter. I Norge har det ikke fra myndighetenes side blitt uttrykt noen klar politikk på dette punktet. På den ene siden er Norge kanskje det landet som i størst grad har tatt i bruk UV-desinfeksjon som et alternativ til klor. På den annen side har ikke myndighetene advart mot bruk av klor.

Mange land har i økende grad tatt i bruk klordioksid som desinfeksjonsmiddel ettersom man ved bruk av dette unngår en rekke av de problemene som er knyttet til bruken av klor. I Norge er ikke klordioksid godkjent som desinfeksjonsmiddel. Det kan være grunn til å se på om en slik godkjenning ville være formålstjenlig. På den annen side er det ikke noe som tyder på at klordioksid ville bli et foretrukket desinfeksjonsmiddel ved mange anlegg i Norge.

Det ble gjort en ganske omfattende samnordisk innsamling av erfaringer med bruk av klor som desinfeksjonsmiddel for noen år siden (Hult et al, 2000). Rapporten herfra viser at det er mange anleggseiere som av ulike grunner ønsker å gå bort fra klor, og det kan være fornuftig at vi her i landet diskuterer bruken av klor grundig.

6.10.4 Bruk av kraftigere oksidasjonsmidler

I de fleste land er det en interesse for og økning i bruk av kjemiske oksidasjonsmetoder for å redusere innholdet av organiske mikroforurensninger (pesticider, farmakologiske restprodukter, hormonhermere etc). Ozon og avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) kan brukes til dette, gjerne med etterfølgende adsorpsjon på aktivt kull og/eller biologisk nedbrytning.

Disse kraftige oksidasjonsmetodene representerer også en sikker desinfeksjon og kan bli et viktig element i oppbygningen av tilstrekkelige hygieniske barrierer i et anlegg uten å være sluttdesinfeksjon. Vil man unngå klor og samtidig ønske en sluttdesinfeksjon, synes UV å være hensiktsmessig for dette. En slik strategi tilfredsstiller imidlertid ikke et ønske om sekundærdesinfeksjon (desinfeksjonsrest på nettet).

6.10.5 Rest av desinfeksjonsmiddel

I enkelte land (for eksempel UK) er det en sterk oppfatning i vannbransjen at vann skal leveres med en desinfeksjonsrest basert på føre-var prinsippet og med tanke på forurensning av distribusjonsnettet, mens andre land (for eksempel Nederland, Tyskland og Sveits) mener at vannet som sendes ut på nettet må være så biostabilt at desinfeksjonsrest på nettet ikke er nødvendig.

I Norge kan det synes som om vi ikke har hatt noe bevisst forhold til dette. Vi har i svært liten grad tatt kloraminering i bruk, og doseringen av klor har normalt vært så lav at noen klorrest på nettet ikke har vært opprettholdt mange steder. Det er vel til og med et faktum at en del steder, der humusinnholdet har vært relativt høyt, har klorbehovet langt overskredet klordoseringen, slik at desinfeksjonseffekten har vært noe illusorisk. Da man tidlig på åtti-tallet fikk fram noen tall for trihalometaner i norsk drikkevann, fant man ingen sammenheng mellom trihalometandannelsen og klordosen ved vannverkene. Dette skyldes sannsynligvis at det var dosert så lite klor at det var et støkiometrisk underskudd av klor som følge av det store

klorbehovet som innholdet av organisk stoff representerte. Dersom det var tilfellet, var også desinfeksjonsverdien av klortilsettingen illusorisk.

Så lenge man ønsker å unngå så høye klorkonsentrasjoner i vann som leveres til forbruker at man unngår lukt og smak, synes det ikke være grunn til å gå inn for en klorrest på nettet i Norge. En slik holdning bør imidlertid medføre at man må gå inn for å redusere vekstpotensialet i vannet mest mulig. Dette kan gjøres ved å sørge for en mest mulig omfattende fjerning av organisk stoff eller å fjerne nettopp det organiske stoffet som representerer et vekstpotensial, for eksempel ved å ta i bruk biologisk nedbrytning i vannbehandlingen eller ved passasje i grunnen, for eksempel gjennom kunstig grunnvannsinfiltrasjon.

6.10.6 Sikring av desinfeksjonen som tilstrekkelig hygienisk barriere

På dette punktet synes det å være to fremherskende strategier:

- 1) Å måle på indikatororganismer etter desinfeksjonen og legge opp denne (dimensjonering og drift) slik at kravet om fravær av disse (evt kravet om fjerningsgrad, for eksempel log-reduksjon) tilfredsstilles.
- 2) Å legge opp til et krav til dimensjonering og drift (inkludert sikkerhetsfaktorer hvor hensynet til risiko, sikkerhet og sårbarhet er trukket inn) som er slik at man med stor sannsynlighet er garantert å møte kravene til hygienisk barriere.

Det kan sannsynligvis hevdes at Norge har lagt seg på det første alternativet (eller en kombinasjon av de to), mens for eksempel USA og Canada har lagt seg på det siste. I Norge har vi krav til at man skal kunne påvise fravær av visse organismer, samtidig som det kreves en viss log-reduksjon av grupper av organismer. Norge har imidlertid foreløpig kun vage anvisninger på hvordan man skal sikre at den nødvendige log-reduksjonen oppnås.

I USA er det ingen absolutte krav til innhold av indikatorer, men derimot et rigorøst regelverk for hvordan man skal dimensjonere et anlegg for å oppnå en viss log-reduksjon av bestemte organismer (eller grupper av organismer) som man ønsker kontroll med. Filosofien her går sannsynligvis på at denne strategien gir en mye større sikkerhet for resultatet enn den som baserer seg på ”å lete etter en nål i en høystakk” gjennom målinger. Denne filosofien synes å ha blitt forsterket etter at parasittene kom i fokus, delvis fordi det er meget omfattende og nesten umulig å ha en kontinuerlig overvåking av organismer som bare finnes i meget lave antall per volumenhet og delvis for at det ikke finnes gode rutineanalyser for alle de organismer og grupper av organismer vi her snakker om.

Vi støtter den oppfatning som gjør seg gjeldende i USA og Canada og vil anbefale at det her i landet etableres en prosedyre for å finne fram til hva som kan regnes for å være tilstrekkelig hygienisk barriere som baserer seg på et tilsvarende prinsipp hva angår dimensjonering og drift som det USA har lagt seg på. Vi skal derfor i det neste kapittel se på de regler for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg som gjelder i USA.

7 Amerikanske regler for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg

7.1 Grunnlagsdokumenter

De amerikanske reglene og anbefalingene for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg er basert på en rekke lovdokument med tilhørende hjelpedokumenter og veiledninger.

Oversikten i dette kapittelet er basert på de viktigste dokumentene som inkluderer følgende:

- SWTR, Surface Water Treatment Rule, 1989.
 - ⇒ Compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources, 1991.
- IESWTR, Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule, 1998.
 - ⇒ Disinfection Profiling and Benchmarking, 1999.
 - ⇒ Alternative Disinfectants and Oxidants, 1999.
- LT1ESWTR, Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule, 2002.
- LT2ESWTR, Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule, proposed 2003 (predraft 2001).
 - ⇒ Long term 2 enhanced surface water treatment rule, 2001.
 - ⇒ The long term 2 enhanced surface water treatment rule (LT2ESWTR) – Implementation guidance, 2003.
 - ⇒ Long term 2 enhanced surface water treatment rule – Toolbox guidance manual, 2003.
 - ⇒ Ultraviolet disinfection guidance manual, 2003.

I SWTR introduseres begrepet multiple barrierer og man tar i bruk Ct-prinsippet. Det stilles krav til 4 log inaktivering av virus og 3 log inaktivering av *Giardia*. IESWTR gjelder for >10.000 pe, og det stilles krav om *Cryptosporidium* kontroll eller 2 log inaktivering av *Cryptosporidium*, og det stilles strengere krav til turbiditet og oppfølging av desinfeksjonsanlegget. LT1ESWTR stiller samme krav som IESWTR, men inkluderer < 10.000 pe. I LT2ESWTR kommer det tilleggskrav til *Cryptosporidium*, og det stilles bestemte krav til behandlings- og desinfeksjonsmetoder med tanke på *Cryptosporidium* kontroll.

Generelt kan man si de amerikanske retningslinjene er svært grundige og omfattende, og det er en gjennomgående bruk av Ct-verdi både i forbindelse med dimensjonering og drift. De har imidlertid fokus på oppgradering av desinfeksjonsanlegg, samt på drift og dokumentasjon av desinfeksjonseffekt. Regelverket inneholder relativt lite når det gjelder dimensjonering av nye anlegg.

7.2 Andre behandlingsprosesser

Når USEPA stiller krav til inaktivering/fjerning av patogener fra drikkevannet, gjelder det ved bruk av hele vannbehandlingsprosessen, hvorav desinfeksjon er én del. Fysiske og fysisk/kjemiske behandlingsmetoder kan også gi betydelig fjerning av patogener. USEPA gir derfor log inaktiveringskreditt til ulike filtreringsmetoder i henhold til Tabell 7.1. Selv om prosessene kan oppnå vesentlig høyere fjerningsgrad, kreditteres de ikke med mer fordi USEPA ønsker å være konservativ med betydelig grad av innebygde sikkerhetsfaktorer.

Utover denne kreditteringen gis det tilleggskreditt for inaktivering av *Giardia* og *Cryptosporidium* for ulike tiltak, andre prosesser og ikke minst dokumentasjon på god

prosessdrift. I Tabell 7.2 er nivå og betingelser for angivelse av disse tilleggskredittene gitt. I praksis betyr det for eksempel at konvensjonell sedimentering/filtrering og direkte filtrering vil gis 3,0 log inaktiveringskreditt overfor *Giardia* og *Cryptosporidium* hvis driftoppfølging og rentvannskvalitet er god.

Tabell 7.1 Log inaktiveringskreditt for ulike filtreringsprosesser (USEPA March 1991).

Prosess	Log inaktiveringskreditt			Kommentar
	Crypto	Giardia	Virus	
Fullrensing (koag./sed./filt.)	2,0	2,5	2,0	Turbiditet < 0,5 NTU i 95% av tiden og aldri over 1,0 NTU
Direktefiltrering	2,0	2,0	1,0	
Langsomfiltrering	2,0	2,0	2,0	Turbiditet < 1,0 NTU i 95% av tiden og aldri over 5,0 NTU
Diatomittfilter	2,0	2,0	1,0	
Membranfilter (MF)	2,5	2,5	0	Må dokumenteres i utfordringstest og direkte integritetstest. Forskjellig praksis i ulike stater
Membranfilter (UF,NF,RO)	2,5-7,0	2,5-7,0	2,0-7,0	

Tabell 7.2 Tilleggs log inaktiveringskreditt for *Giardia* og *Cryptosporidium* for ulike tiltak, prosesser og ved forbedret prosessdrift (USEPA June 2003c).

Prosess	Log-kreditt	Kommentar
Nedslagsfelt	0,5	Beskyttelsestiltak i nedslagsfelt
Infiltrasjon gjennom grunnen	0,5	Gjennom 25 fot med løssand, gj.snitt turbiditet < 1,0 NTU
	1,0	Gjennom 50 fot med løssand, gj.snitt turbiditet < 1,0 NTU
Forsedimentering med koagulering	0,5	Krever 0,5 log turbiditetsfjerning gjennom bassenget
To-trinns avherding	0,5	Koagulant må være tilstede i begge fellingstrinn
Kombinert filterdrift	0,5	Ved turbiditet ≤ 0,15 NTU i 95 % av prøvene hver måned
Individuell filterdrift	1,0	Alle filter ≤ 0,10 NTU i 95 % av prøvene hver måned
Demonstrasjon av god drift		Tilleggskreditt bestemt av staten
Etterfiltrering	0,5	Forutsatt at det brukes koagulant i første filter

7.3 Klorering

Ved beregning av Ct-verdi for klor benyttes restklorkonsentrasjonen (utløpskonsentrasjonen) som C og t_{10} som kontakttiden. Systemet kan imidlertid deles inn i flere segment der man beregner Ct for hvert segment med bruk av restkonsentrasjonen ut fra det aktuelle segmentet. Den totale Ct-verdien blir da summen av Ct-verdier for hvert segment. t_{10} kan bestemmes ved tracer studie eller anslås ved hjelp av såkalt "baffling factor". Beregnet Ct-verdi sammenlignes så med tabeller over nødvendig Ct-verdi for å nå en gitt grad av inaktivering. Grad av inaktivering finnes da fra:

$$\text{Log inaktivering} = n \cdot \text{Ct}_{\text{Beregnet}} / \text{Ct}_{n\text{-log inaktivering}}$$

der n er log inaktivering, $\text{Ct}_{\text{Beregnet}}$ er beregnet Ct-verdi og $\text{Ct}_{n\text{-log inaktivering}}$ er Ct fra tabell for å nå n log inaktivering.

Tabell 7.4, som alle er hentet fra (USEPA March 1991), angir nødvendig Ct-verdi for å nå en gitt log inaktivering av henholdsvis virus og *Giardia* ved bruk av fritt klor, mens Tabell 7.5 og Tabell 7.6 angir tilsvarende ved bruk av kloramin. Verken klor eller kloramin blir regnet som egnet metode for inaktivering av *Cryptosporidium*.

Tabell 7.3 USEPA Ct-krav (mg Cl·min/l) for inaktivering av virus med fritt klor (pH : 6-9)

Temperature (°C)																										
Inactivation (log)	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	6.0	5.8	5.3	4.9	4.4	4.0	3.8	3.6	3.4	3.2	3.0	2.8	2.6	2.4	2.2	2.0	1.8	1.6	1.4	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
3	9.0	8.7	8.0	7.3	6.7	6.0	5.6	5.2	4.8	4.4	4.0	3.8	3.6	3.4	3.2	3.0	2.8	2.6	2.4	2.2	2.0	1.8	1.6	1.4	1.2	1.0
4	12.0	11.6	10.7	9.8	8.9	8.0	7.6	7.2	6.8	6.4	6.0	5.6	5.2	4.8	4.4	4.0	3.8	3.6	3.4	3.2	3.0	2.8	2.6	2.4	2.2	2.0

Source: AWWA, 1991. Modified by linear interpolation between 5°C increments.

Tabell 7.4 Ct-krav (mg Cl·min/l) for 3 log inaktivering av Giardia med fritt klor

Chlorine Concentration (mg/L)	Temperature <= 5°C									Temperature = 5°C									Temperature = 10°C								
	pH									pH									pH								
	<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0			<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0			<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0		
<=0.4	137	163	195	237	277	329	390			97	117	139	166	196	236	279			73	88	104	125	149	177	209		
0.6	141	168	200	239	286	342	407			100	120	143	171	204	244	291			75	90	107	128	153	183	216		
0.8	145	172	205	246	295	354	432			103	122	146	175	210	252	301			78	92	110	131	158	189	226		
1.0	148	176	210	253	304	365	437			105	125	149	179	216	260	312			79	94	112	134	162	195	234		
1.2	152	180	215	259	313	376	451			107	127	152	183	221	267	320			80	95	114	137	166	200	240		
1.4	156	184	221	266	321	387	464			109	130	155	187	227	274	329			82	98	118	140	170	206	247		
1.6	157	189	226	273	329	397	477			111	132	158	192	232	281	337			83	99	119	141	171	211	253		
1.8	162	193	231	279	338	407	489			114	135	162	196	238	287	345			86	101	122	147	179	215	259		
2.0	165	197	236	286	346	417	500			116	138	165	200	243	294	353			87	104	124	150	182	221	265		
2.2	169	201	242	292	353	426	511			118	140	169	204	248	300	361			89	105	127	153	186	226	271		
2.4	172	205	247	298	361	435	522			120	143	172	209	253	306	368			90	107	129	157	190	230	276		
2.6	175	209	252	304	368	444	533			122	146	175	213	258	312	375			92	110	131	160	194	234	281		
2.8	178	213	257	319	375	452	543			124	148	178	217	263	318	382			93	111	134	163	197	239	287		
3.0	181	217	261	316	382	460	552			126	151	182	221	268	324	389			95	113	137	166	201	243	292		
Chlorine Concentration (mg/L)	Temperature = 15°C									Temperature = 20°C									Temperature = 25°C								
	pH									pH									pH								
	<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0			<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0			<=6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0		
<=0.4	49	59	70	83	99	118	140			36	44	52	62	74	89	105			24	29	35	42	50	59	70		
0.6	50	60	72	86	102	122	146			38	45	54	64	77	92	109			25	30	36	43	51	61	73		
0.8	52	61	73	88	105	126	151			39	46	55	66	79	95	113			26	31	37	44	53	63	75		
1.0	53	63	75	90	108	130	156			39	47	56	67	81	98	117			26	31	37	45	54	64	76		
1.2	54	64	76	92	111	134	160			40	48	57	69	83	100	120			27	32	38	46	55	65	77		
1.4	55	65	78	94	114	137	165			41	49	58	70	85	103	123			27	33	39	47	57	67	79		
1.6	56	66	79	96	116	141	169			42	50	59	72	87	105	126			28	33	40	48	58	70	84		
1.8	57	68	81	98	119	144	173			43	51	61	74	89	108	129			29	34	41	49	60	72	86		
2.0	58	69	83	100	122	147	177			44	52	62	75	91	110	132			29	35	41	50	61	74	88		
2.2	59	70	85	102	124	150	181			44	53	63	77	93	113	135			30	35	42	51	62	75	90		
2.4	60	72	86	105	127	153	184			45	54	64	78	95	115	138			30	36	43	52	63	77	92		
2.6	61	73	88	107	129	156	188			46	55	65	80	97	117	141			31	37	44	53	65	79	94		
2.8	62	74	89	109	132	159	191			47	56	67	81	99	119	143			31	37	45	54	66	80	96		
3.0	63	76	91	111	134	162	195			47	57	68	83	101	122	146			32	38	46	55	67	81	97		

*Although units did not appear in the original tables, units are min-mg/L.

Tabell 7.5 USEPA Ct-krav (mg Cl·min/l) for inaktivering av virus med kloramin

Temperature (°C)																									
Inactivation (log)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	1,243	1,147	1,050	954	857	814	771	729	686	643	600	557	514	471	428	407	385	364	342	321	300	278	257	235	214
3	2,063	1,903	1,743	1,583	1,423	1,352	1,281	1,209	1,138	1,067	996	925	854	783	712	676	641	605	570	534	498	463	427	392	356
4	2,883	2,659	2,436	2,212	1,988	1,889	1,789	1,690	1,590	1,491	1,392	1,292	1,193	1,093	994	944	895	845	796	746	696	646	597	547	497

Source: AWWA, 1991. Modified by linear interpolation between 5°C increments.

Tabell 7.6 USEPA Ct-krav (mg Cl·min/l) for inaktivering av Giardia med kloramin

Temperature (°C)																									
Inactivation (log)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
0.5	635	568	500	433	365	354	343	332	321	310	298	286	274	262	250	237	224	211	198	185	173	161	149	137	125
1	1,270	1,136	1,003	869	735	711	687	663	639	615	592	569	546	523	500	474	448	422	396	370	346	322	298	274	250
1.5	1,900	1,700	1,500	1,300	1,100	1,066	1,032	998	964	930	894	858	822	786	750	710	670	630	590	550	515	480	445	410	375
2	2,535	2,269	2,003	1,736	1,470	1,422	1,374	1,326	1,278	1,230	1,184	1,138	1,092	1,046	1,000	947	894	841	788	735	688	641	594	547	500
2.5	3,170	2,835	2,500	2,165	1,830	1,772	1,714	1,656	1,598	1,540	1,482	1,424	1,366	1,308	1,250	1,183	1,116	1,049	982	915	857	799	741	683	625
3	3,800	3,400	3,000	2,600	2,200	2,130	2,060	1,990	1,920	1,850	1,780	1,710	1,640	1,570	1,500	1,420	1,340	1,260	1,180	1,100	1,030	960	890	820	750

Source: AWWA, 1991. Modified by linear interpolation between 5°C increments.

7.4 Ozonering

På samme måte som for klor kan systemet deles inn i flere segment der beregningen gjøres for hvert separate segment. Bestemmelse av effektiv konsentrasjon ved ozonering kan gjøres på to måter:

- 1) Direkte bestemmelse av gjennomsnittlig konsentrasjon, C_{AVG} , ved opptak av en konsentrasjonsprofil i kontaktkammeret
- 2) Indirekte prediksjon av effektiv (gjennomsnittlig) C basert på måling av løst ozon i kammerets utløp (og eventuelt innløp)

For den videre beregning av inaktivering benyttes det noe ulike fremgangsmåter for virus og *Giardia* i forhold til *Cryptosporidium*. Tre metoder for beregning av log inaktivering av *Giardia* og virus kan benyttes:

- 1) T_{10} metoden (kontaktkamre med dokumentert tilnærmet stempelstrøming).
- 2) CSTR metoden (kontaktkamre med stor grad av tilbakeblanding eller hvor stempelstrøming ikke er dokumentert eller sannsynliggjort).
- 3) SFA-metoden (Segregated Flow Analysis).

Ved T_{10} -metoden beregnes Ct-verdien fra effektiv ozonkonsentrasjon og kontakttiden, t_{10} . Beregnet Ct-verdi sammenlignes så med Tabell 7.7 og Tabell 7.8 over nødvendig Ct-verdi for å nå en gitt grad av inaktivering for henholdsvis *Giardia* og virus. Grad av inaktivering finnes da på samme måte som for klor. Ved bruk av CSTR- og SFA-metoden kommer ikke Ct-verdien direkte til anvendelse. I stedet beregnes inaktiveringseffekten direkte.

Tabell 7.7 Ct-krav for inaktivering av *Giardia* ved bruk av ozon (USEPA March 1991).

Log inaktivering	Temperatur (°C)					
	≤ 1	5	10	15	20	25
0,5	0,48	0,32	0,23	0,16	0,12	0,08
1,0	0,97	0,63	0,48	0,32	0,24	0,16
1,5	1,5	0,95	0,72	0,48	0,36	0,24
2,0	1,9	1,3	0,95	0,63	0,48	0,32
2,5	2,4	1,6	1,2	0,79	0,60	0,40
3,0	2,9	1,9	1,4	0,95	0,72	0,48

Tabell 7.8 Ct-krav for inaktivering av virus ved bruk av ozon (USEPA March 1991).

Log inaktivering	Temperatur (°C)					
	≤ 1	5	10	15	20	25
2,0	0,9	0,6	0,5	0,3	0,25	0,15
3,0	1,4	0,9	0,8	0,5	0,4	0,25
4,0	1,9	1,2	1,0	0,6	0,5	0,3

Ved beregning av log inaktivering av *Cryptosporidium* kan det som for *Giardia* og virus benyttes T_{10} -metoden og CSTR-metoden. I tillegg kan det benyttes Extended CSTR-metoden (for systemer med tre eller flere kontaktkamre i serie). Beregning etter T_{10} - og CSTR-metoden gjøres på samme måte som for *Giardia* og virus, men beregnet Ct-verdi sammenlignes med nødvendig Ct-verdi for *Cryptosporidium* inaktivering (Tabell 7.9) istedenfor. Første ozondoserings-kammer godskrives ikke inaktiveringseffekt mhp *Cryptosporidium*. Ved Extended CSTR-metoden beregnes også log inaktiveringen direkte, men i motsetning til for CSTR-metoden, så benyttes en effektiv ozonkonsentrasjon som fremkommer ved modellering av ozon decay i hvert kammer. Metoden er komplisert og krever betydelig arbeidsinnsats.

Tabell 7.9 Ct-krav for inaktivering av virus ved bruk av ozon (USEPA June 2003c).

Log inaktivering	Vanntemperatur (°C) ¹									
	≤ 0,5	1	2	3	5	7	10	15	20	25
0,5	12	12	10	9,5	7,9	6,5	4,9	3,1	2,0	1,2
1,0	24	23	21	19	16	13	9,9	6,2	3,9	2,5
1,5	36	35	31	29	24	20	15	9,3	5,9	3,7
2,0	48	46	42	38	32	26	20	12	7,8	4,9
2,5	60	58	52	48	40	33	25	16	9,8	6,2
3,0	72	69	63	57	47	39	30	19	12	7,4

¹ Ct-verdier mellom indikerte temperaturer kan bestemmes ved interpolering.

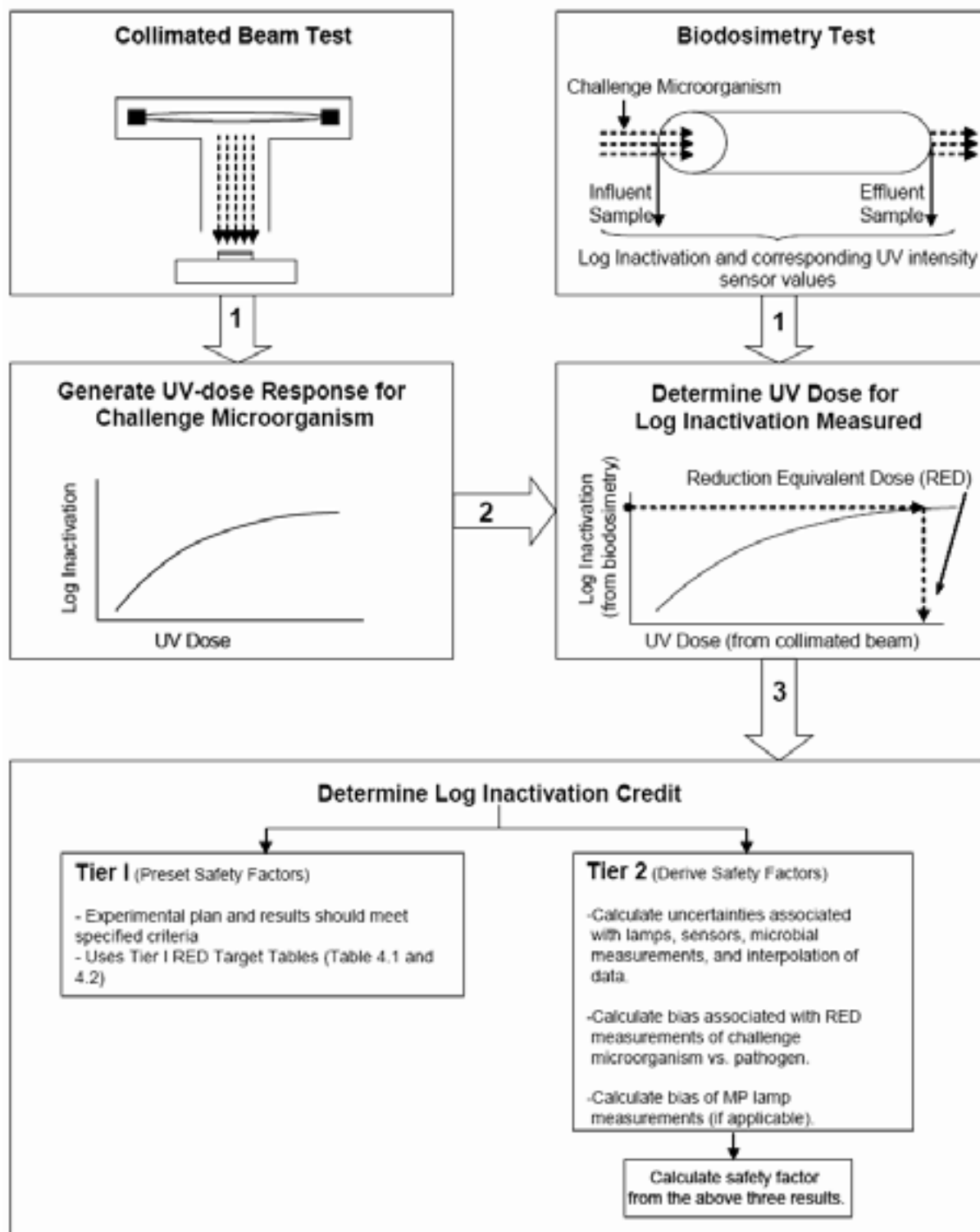
7.5 UV-bestråling

LT2ESWTR krever valideringstest (biodosimetrisk test) av en UV-reaktor for å kunne gi den inaktiveringskreditt overfor *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus. Hensikten med testen er å forsikre seg om at reaktoren gir den grad av inaktivering som kreves i et gitt tilfelle. Andre tilsvarende tester (for eksempel öNORM M5873-1, öNORM M5873-2, DVGW W294, NSF/ANSI standard 55, hvis tilfredsstillende grad av inaktivering er blitt dokumentert) kan også brukes i stedet for den som er angitt her (USEPA June 2003a).

Testen skal bestemme et sett driftsbetingelser som vannverket kan benytte for å forsikre seg om at anlegget til enhver tid leverer den nødvendige dosen for tilstrekkelig inaktivering av patogener. Testen skal minimum bestemme effekten av følgende:

- Varierende driftsforhold
 - ⇒ UV-intensitet (målt med UV-intensitetssensor), vannmengde, lampestatus.
- Variasjon i faktorer som påvirker levert UV-dose
 - ⇒ Lampealder, belegg på lampehylse, vannets UV-transmisjon, innløps- og utløpskonfigurasjon til reaktoren, dose distribusjon forårsaket av hastighetsprofiler gjennom reaktoren, feil på lamper eller andre kritiske komponenter, måleusikkerhet på on-line sensorer.

Den eksperimentelle delen skal bestå av en laboratoriedel (for å bestemme dose-respons karakteristikken til testorganismen) og en fullskaladel (der testorganismen doseres ved de ulike eksperimentelle betingelsene og responsen i form av inaktivering måles). Dette er illustrert i Figur 7.1.



Figur 7.1 Skjematisk fremstilling av valideringstest (biodosimetrisk test).

Som testorganisme benyttes MS2-fag (*B. subtilis* brukes i en del andre tilsvarende tester). Fra laborietestene lages det en kurve over UV-dose mot log inaktivering av testorganismen. Deretter gjennomfører man fullskalaforsøk med den samme testorganismen ved de forskjellige forsøksbetingelsene og beregner log inaktivering i hvert forsøk. Med utgangspunkt i figuren som fremkom i laborietesten, tar man log inaktiveringen funnet i

fullskalaforsøket og leser av hvilken UV-dose denne inaktivering tilsvarer for de ulike forsøksbetingelsene. Denne avleste "UV-dosen" kalles RED (Reduction Equivalent Dose).

Krav til dose for å nå en gitt log inaktiveringskreditt er kalt RED target. For å bestemme anleggets log inaktiveringskreditt for de gitte betingelsene sammenlignes RED med RED target. Tabell 7.10 viser RED target hvis man følger den forenklete vurderingen av biosimulatordataene (Tier 1) som angitt i Figur 7.1. Hvis man behandler dataene etter "Tier 2" (som er vesentlig mer komplisert), kan man benytte noe lavere sikkerhetsfaktor for å bestemme RED target. Da bestemmes RED target ved å ta utgangspunkt i verdiene i Tabell 7.11 (Dp) og multiplisere disse med en sikkerhetsfaktor sammensatt av en RED bias, en polykromatisk bias og en usikkerhetsfunksjon.

Tabell 7.10 Tier 1 RED target (dvs krav ved forenklet vurdering av biosimulator dataene) for lavtrykkslamper (LPHO) og mellomtrykkslamper (MP) (mJ/cm²).

Log inaktivering	Giardia		Crypto		Virus	
	LPHO	MP	LPHO	MP	LPHO	MP
0,5	6,6	7,5	6,8	7,7	55	63
1,0	9,7	11	11	12	81	94
1,5	13	15	15	17	110	128
2,0	20	23	21	24	139	161
2,5	26	30	28	32	169	195
3,0	34	40	36	42	199	231
3,5					227	263
4,0					259	

Tabell 7.11 Basis for UV-dose krav (Dp) for inaktivering av Cryptosporidium, Giardia og virus etter Tier 2 (RED target fremkommer ved å multiplisere Dp med en sikkerhetsfaktor) (mJ/cm²).

	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	-	-
Giardia	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	-	-
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

Vi viser til tilleggssrapporten som kan lastes ned fra NORVARs hjemmesider for en grundigere gjennomgang av de amerikanske reglene.

8 Forslag til en prosedyre for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis

Det er ikke lett å forholde seg til kravene om to hygieniske barrierer i drikkevannsforskrift og veiledning – verken for forvaltningsmyndighet (Mattilsynet), anleggseiere eller rådgivere. Det er derfor behov for en prosedyre for hvordan man skal gå fram for å bestemme hva som vil være god desinfeksjonspraksis i et gitt tilfelle. En prosedyre som kan lede fram til bestemmelse av hva man (som et minimum) bør sette inn av desinfeksjonstiltak, vil kunne lette arbeidet for alle parter som deltar i dette arbeidet.

Det presiseres at det forslag til prosedyre som her legges frem for bransjen, er ment å være et diskusjonsgrunnlag. Innholdet i prosedyren er ikke fullstendig utarbeidet og må videreutvikles. Vi har ment at det vil være riktig å sette i gang en diskusjon om behovet for og nødvendigheten av dette, som kan lede fram til et gjennomarbeidet opplegg som alle parter kan gi sin tilslutning til. Det er først da en slik prosedyre ville være av nytte for bransjen.

Det er også lagt vekt på at de kriteriene som ligger til grunn for bruken må være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk. Det er derfor viktig at man ikke ser på de kriteriene som er valgt som vitenskapelig begrunnede. De kan like gjerne være begrunnet ut fra logiske sammenhenger og må testes ut i praksis for å oppnå en "kalibrering" av tallstørrelsene i prosedyren.

8.1 Oppbygning av en prosedyre

En prosedyre for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis, bør ta utgangspunkt i:

- Hvilken "risikosituasjon" vannverket står overfor
- Hvilken "sårbarhetssituasjon" vannverket står overfor
- Hvilken vannkvalitet man har i kilden/råvannet
- Hvilke tiltak som er gjort i nedslagsfelt og kilde
- Hvilken vannbehandling utover desinfeksjon som er forutsatt

Alle disse forhold er med på å bestemme den risikosituasjon man står overfor og som bør ligge til grunn for de desinfeksjonstiltak som bør treffes.

8.1.1 "Risikosituasjonen"

Det er selvsagt svært omfattende å kartlegge eller bestemme hvilken risikosituasjon et gitt vannverk står overfor. Vi har satt "risikosituasjonen" i anførselstegn ettersom vi her foreslår å knytte dette begrepet til størrelsen på vannverket, og dermed egentlig til konsekvensgraden av en uheldig desinfeksjonspraksis. Risiko kan uttrykkes som produktet av sannsynlighet og konsekvens. For den enkelte spiller det ingen rolle om man blir syk av en epidemi i et lite vannverk eller i et stort, men for samfunnet blir konsekvensene størst i det store vannverket.

Vi har derfor valgt å bruke vannverkets størrelse (antall personer forsynt, p) som et kriterium på "risikosituasjonen". Dette er også et svært enkelt kriterium å bruke fordi kunnskap om dette alltid finnes. For at prosedyremodellen ikke skal bli omfattende, har vi foreslått å benytte tre nivåer; < 1000 p, 1000 – 10000 p og > 10.000 p, ettersom dette fanger godt opp størrelsesstrukturen i norsk vannforsyning.

8.1.2 "Sårbarhetssituasjonen"

Sårbarheten til et vannverk er blant annet bestemt av typen av vannkilde, og vi har derfor foreslått at typen av vannkilde trekkes inn i prosedyren som et kriterium på "sårbarhetssituasjon". En beskyttet grunnvannskilde er for eksempel mindre sårbar enn en overflatevannkilde og en innsjø med dypvannsinntak er mindre sårbar enn en elv/bekk.

Det er klart at en inndeling kun basert på kildetype blir meget grov, men trekker vi inn andre faktorer som er relevante (for eksempel geografisk beliggenhet, grunnens beskaffenhet, innsjøens dybde, elvens vannføring, lokalt klima etc), blir kriteriet straks uhåndterlig.

Vi har derfor valgt å ta utgangspunkt i tre kategorier - grunnvann, innsjø og elv/bekk. Det er klart at man også her kunne valgt en langt mer finmasket inndeling, men igjen har hensynet til enkelhet vært avgjørende. Har man vannkilder som ligger i grenseland mellom disse kategoriene, må man utvise skjønn og plassere det aktuelle vannverk i den av de tre kategoriene som synes mest korrekt.

Spesielt når det gjelder grunnvann, er det behov for noen oppklarende definisjoner. Vi har valgt å skille mellom:

- Genuint grunnvann
- Overflatevannpåvirket grunnvann
- Grunnvann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon

Genuint grunnvann stammer fra et magasin i løsavsetninger. I veiledningen til drikkevannsforskriften heter det at dersom vannets transport gjennom løsmassene i umettet og mettet sone til sammen utgjør minst 60 døgn, regnes dette som tilstrekkelig for å inaktivere bakterier og virus. Det er grunn til å tro at man her også kunne inkludere parasitter. Det er imidlertid ikke alltid lett å bestemme den faktiske oppholdstid, og dermed bør man vurdere om andre kriterier på genuint grunnvann kunne brukes. Vi tar imidlertid ikke stilling til dette her, men ser heller på hva som ikke er genuint grunnvann, gjennom å definere de to andre kategoriene.

Overflatevannpåvirket grunnvann, er vann:

- fra boret eller sprengt fjellbrønn uten løsmasseoverdekning
- borebrønn med løsmasseoverdekning på mindre enn 10 m
- fra grunnen som stammer fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon hvor beregnet oppholdstid gjennom grunnen er mindre enn 3 døgn eller vannets transport gjennom grunnen er mindre enn 10 m
- fra grunnen som viser tegn til (for eksempel i hygienisk kvalitet) at det er påvirket av overflatevann
- fra grunnen, men som på grunnlag av hydrogeologisk ekspertutredning kan mistenkes å være påvirket av overflatevann.

Det er grunn til å gå disse kriteriene grundigere etter i sømmene i en videreføring av dette prosjektet.

Vi foreslår at overflatevannpåvirket grunnvann ikke skal regnes som grunnvann, men som å komme fra en overflatevannkilde basert på elv/bekk (evt innsjø – her må skjønn utøves).

Når det gjelder grunnvann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon, er dette i utgangspunktet overflatevann som blir forbehandlet gjennom passasje gjennom grunnen. Vi foreslår derfor å håndtere en slik situasjonen på samme måte som vi håndterer annen vannbehandling, nemlig ved at det eventuelt gis en log-kreditt (se senere) for den forbehandlingen som infiltrasjonen gir. Alternativt kan man se på det vann som tas ut fra brønnen som råvann.

Når det gjelder innsjøer, kan det vurderes om man skal trekke inn inntakets dybde og/eller oppholdstiden i innsjøen, selv om erfaringer viser at dette ikke nødvendigvis er tilstrekkelige kriterier. I den prosedyren som foreslås, bygger kvalitetsvurderingen på analyser i råvannet og derfor synes det unødvendig å differensiere mer på vannkildetype enn det som er foreslått. Bestemmelse av barrierehøyde gjøres på grunnlag av vannkvalitetssituasjonen og anleggsstørrelsen. Som angitt i kap. 8.4 kommer "sårbarhetssituasjonen" (vannkildetype) inn i prosedyren først i forbindelse med tildeling av log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde.

8.1.3 Vannkvalitetssituasjonen

Når vi skal velge kriterium for hygienisk vannkvalitet, må vi ta hensyn til hva man faktisk analyserer på i det enkelte vannverk. Den norske drikkevannsforskriften forutsetter bestemmelse av koliforme bakterier, *E. coli*, *C. perfringens* og Intestinale enterokokker. Innholdet av koliforme bakterier sier neppe så mye om faren for hygienisk betenkelig kontaminering. *E. coli* anses som en sikker indikator for fekal kontaminering, og *C. perfringens* er brukt som en indikator for resistente organismer (parasitter og virus). Vi har derfor valgt å foreslå tilstedeværelse av *E. coli* og *C. perfringens* som kriterier for hygienisk kontaminert vann både mht bakterier, virus og parasitter når det tas utgangspunkt i den normale overvåkingen vannverkene gjennomfører.

Alle vannverk skal bestemme disse parametrene på vann til forbruker, men det er ikke alle som registrerer råvannskvaliteten. Det vil imidlertid være nødvendig å ta utgangspunkt i råvannskvaliteten, enten kvaliteten direkte i kilden eller i tilløpsvannet til vannverket, om man skal bruke den prosedyren som foreslås her.

Vi foreslår at det skal ta utgangspunkt i registreringer av *E. coli* og *C. perfringens* i råvannet over en periode som ansees tilstrekkelig av tilsynsmyndighetene (f.eks. de siste 3 år). Dersom man ikke har gjort registreringer, forutsettes det at det gjennomføres slike registreringer over minst ett år.

Resultatet av den historiske registreringen vil bestemme hvordan man går videre. Man kan enten på grunnlag av resultatet velge en "føre var" holdning og legges seg på et kvalitetsnivå som tar utgangspunkt i det verst mulige scenario når det gjelder den aktuelle vannkildetype, eller man kan igangsette et kartleggingsprogram over ett år for å kartlegge den hygieniske vannkvaliteten ytterligere. Ettersom utfordringen i stor grad er knyttet opp mot organismetyper som man normalt ikke analyserer på i henhold til forskriften, nemlig virus og parasitter, er hensikten med denne kartleggingen å gi bedre grunnlag for å fastslå kvalitetsnivået mht virus og parasitter enn det den vanlige overvåkingen gjør. Det foreslås derfor at det skal analyseres på sporer av *C. perfringens*, samt forekomst av parasitter i råvannet i løpet av dette kartleggingsprogrammet.

Det er vel kjent at det stilles spørsmålstegn ved *C. perfringens* som indikatororganisme, og så snart man har innført rutiner på bestemmelse av virus (eller en bedre indikator på virus), bør dette tas inn i stedet for *C. perfringens*.

Når det gjelder parasitter, bør man i utgangspunktet analysere på både *Giardia* og *Cryptosporidium*, ettersom det ikke er åpenbart at begge parasitter forekommer om man registrerer den ene. Det kan imidlertid argumenteres for å velge bare *Cryptosporidium* ut fra det kriterium at denne parasitten har størst resistens mot desinfeksjon.

Vi skal i det følgende forutsette at man i den kartlegging som foreslås nedenfor, analyserer mht både *Cryptosporidium* og *Giardia*, og at nivået av enten den ene eller den andre, evt summen av de to, legges til grunn for hvilke tiltak som skal treffes.

Fremgangsmåten for fremskaffelse av kjennskapet til kvalitetsnivået i kilden skal beskrives nærmere nedenfor (kap 8.2.)

8.1.4 Tiltak i nedslagsfelt/kilde og øvrige vannbehandlingstiltak

Den informasjon om vannverket som er fremskaffet slik som beskrevet over, gir grunnlag for å kategorisere vannverket til et bestemt kvalitetsnivå. Til hvert kvalitetsnivå hører en bestemt "barrierehøyde" uttrykt som den log-reduksjon av de ulike organismegruppene (bakterier, virus og parasitter) som vannverket må ta sikte på å nå, totalt sett.

Beskyttelsestiltak i nedslagsfelt og vannkilde gis så en nærmere spesifisert log-kreditt som kan trekkes fra den barrierehøyden man hadde i utgangspunktet. Likeledes gis vannbehandling (evt kunstig grunnvannsinfiltrasjon) utover sluttdesinfeksjonen, som gir en reduksjon av organismer, en nærmere bestemt log-kreditt som trekkes fra barrierehøyden, slik at man til slutt kommer fram til den log-reduksjonen sluttdesinfeksjonen krever.

Oppbygningen av prosedyren blir da prinsipielt som vist i Tabell 8.1.

Tabell 8.1. Oppbygning av en prosedyre for bestemmelse av hygienisk barriereeffekt

1	Bestem "risikosituasjon" = f (vannverksstørrelse)
2	Bestem "sårbarhetssituasjon" = f (vannkildetype)
3	Registrer råvannets hygieniske kvalitet = tilstedeværelse av <i>E. coli</i> og <i>C. Perfringens</i>
4	Gjennomfør (evt) kartlegging mht sporer av <i>C. Perfringens</i> og <i>Cryptosporidium/Giardia</i> = f (3)
5	Kategoriser vannverkets kvalitetsnivå = f (3,4)
6	Bestem barrierehøyden uttrykt som nødvendig total log-reduksjon = f (1,5)
7	Bestem log-kreditt i nedslagsfelt og kilde = f (2, tiltak i nedslagsfelt/kilde)
8	Bestem log-kreditt i vannbehandling = f (vannbehandling utover sluttdesinfeksjonen)
9	Bestem nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen = f (6 ÷ 7 ÷ 8)

8.2 Bestemmelse av kvalitetsnivå

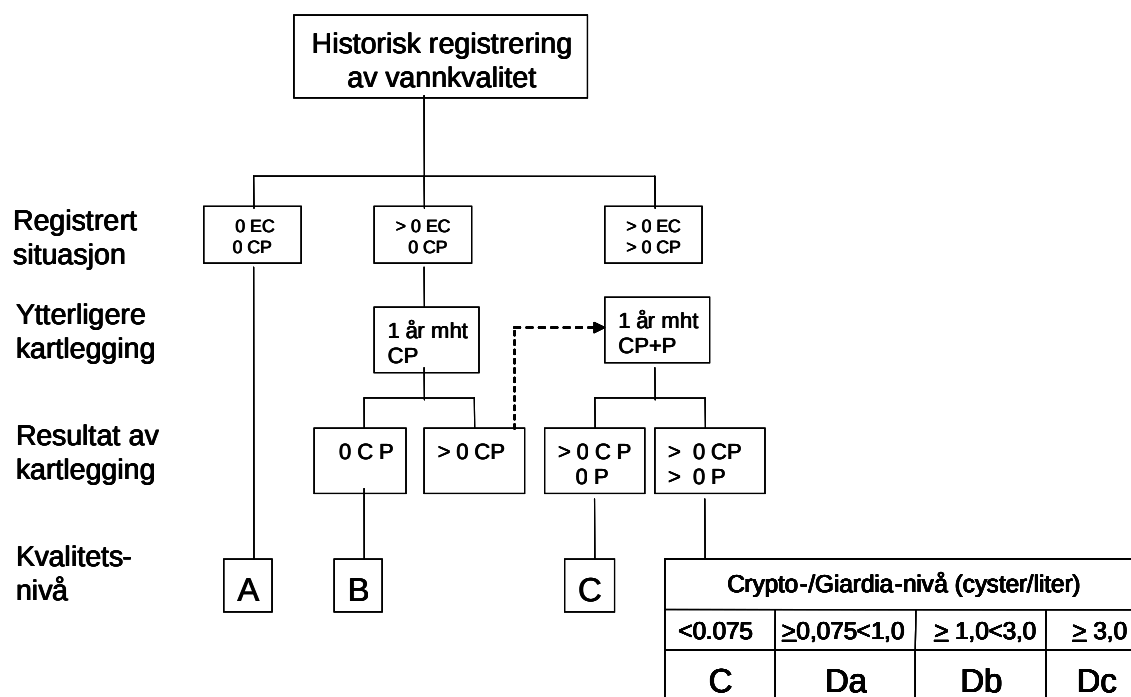
Prosedyren frem mot bestemmelse av kvalitetsnivå er illustrert ved Figur 8.1. Den vil gjelde for alle vannverk uansett størrelse og kildetype. Den fremgangsmåte som her er foreslått, er enklere enn den som tidligere (på workshop i prosjektet) er lagt fram. Vi mener den forenklete fremgangsmåten er mer logisk i det den ikke skiller mellom ulike vannkildetyper og heller ikke mellom ulike anleggsstørrelser.

Man følger strekene i figuren fra toppen. Registreringen av vannkvalitet mht *E. coli* (EC) og *C. perfringens* (CP) bestemmer om man trenger å gjøre ytterligere kartlegging av kvalitetsnivået. Dersom man ikke har gjort målinger på råvann, kun på levert vann, må man gjennomføre en kartlegging på minst ett år på råvannet.

Dersom man har analysert for, men ikke påvist EC eller CP i råvannet i løpet av 3 år, behøver man ikke gjøre ytterligere kartlegging, og vannverket vil kategoriseres med kvalitetsnivå A.

Dersom *E. coli* (EC) er registrert, men ikke *C. perfringens* (CP), skal man sette i gang et kartleggingsprogram over ett år for å fastslå om det er sannsynlig at *C. perfringens* vil kunne forekomme i råvannet eller ikke. Dersom man gjennom kartleggingen ikke påviser CP, blir kvalitetsnivået B. Dersom man påviser CP, blir kvalitetsnivået C.

Alternativt kan man velge "føre var" linjen og ta utgangspunkt i kvalitetsnivå C direkte og dermed unngå å gjennomføre kartleggingsprogrammet.



Figur 8.1 Bestemmelse av kvalitetsnivå.

Dersom man ikke har funnet CP i den historiske registreringen, men finner sporer av CP i kartleggingsperioden, skal man straks igangsette undersøkelser også mht parasitter (P), dvs *Cryptosporidium* og *Giardia*, i den videre kartleggingen (se prikket linje i Figur 8.1). Finner man ikke parasitter faller man ned på kvalitetsnivå C.

Dersom man allerede i den historiske registreringen finner CP, skal man i tillegg til undersøkelser mht sporer av *C. perfringens* også gjøre undersøkelser mht *Cryptosporidium* og *Giardia* fra starten av. Kvalitetsnivået gjøres da avhengig av cyste-konsentrasjonen og

kvalitetsnivået vil da bli C eller Da-c. Tallverdiene refererer seg her til summen av registrerte cyster/oocyster av de to parasittene. På denne måten får vi i definisjonen av kvalitetsnivået både situasjonen hvor man bare finner *Cryptosporidium*, bare *Giardia* eller begge deler. Det kan argumenteres for at disse to parasittene er så forskjellige at de bør behandles hver for seg. For registrering av kvalitetsnivå tror vi imidlertid ikke at det er nødvendig.

Også for denne situasjonen kan man velge "føre var" linjen og unngå kartleggingsperioden dersom man legger seg på det strengeste kvalitetsnivået, dvs Dc.

Prosedyren er tenkt lagt opp på samme måte for alle anleggsstørrelsene, men definisjonen av kvalitetsnivå gjøres avhengig av anleggsstørrelsen (se Tabell 8.3) ettersom risikosituasjonen er avhengig av anleggsstørrelse.

Når det gjelder omfanget av kartleggingen, bør også denne gjøres avhengig av vannverksstørrelse. Vi har foreslått det som er nedfelt i Tabell 8.2, men frekvensen av prøver bør gjøres til gjenstand for diskusjon. Den kan for eksempel knyttes opp mot en risikoanalyse.

Tabell 8.2 Prøveomfang i ett-års kartleggingen

Prøveomfang	Grunnvann	Innsjø	Elv/bekk
< 1000 personer	1 prøve/mnd	1 prøve/mnd	1 prøve/mnd
1000 – 10000 personer	2 prøver/ mnd	2 prøver/mnd	2 prøver/mnd
>10000 personer	4 prøver/mnd	4 prøver/mnd	4 prøver/mnd

Det må også klargjøres hvordan forekomstkriteriene (> 0 EC, > 0 CP osv) skal forstås. Skal de være absolutte eller skal det gis rom for sporadiske funn. Vi foreslår at kriteriene skal forstås slik at maksimalt én av 12 prøver kan være dårligere enn det oppsatte kriteriet.

8.3 Bestemmelse av barrierehøyde

Det må defineres nærmere hva som ligger i kvalitetsnivå kategorisert ved rubrikkene A, B, C og Da-c. Vi har valgt å karakterisere barrierehøyden som det sett av log-reduksjoner for de ulike organismegrupper som anlegget må håndtere - totalt sett - ved et gitt kvalitetsnivå. Dette er anskueliggjort i Tabell 8.3 hvor for eksempel angivelsen $5b + 5v + 2p$, betyr 5 log mht bakterier, 5 log mht virus og 2 log mht parasitter.

Tabell 8.3 Sammenheng mellom barrierehøyde, anleggsstørrelse og kvalitetsnivå

	Vannverks- størrelse (personer)	Kvalitetsnivå for vannkilde			
		A	B	C	D
Barrierehøyde (nødvendig log-reduksjon i vannverk totalt)	1. <1000	$3b + 3v + 0p$	$4b + 4v + 0p$	$4b + 4v + 1p$	a. $4b + 4v + 2p$ b. $4b + 4v + 3p$ c. $4b + 4v + 4p$
	2. 1000 – 10.000	$4b + 4v + 0p$	$5b + 5v + 1p$	$5b + 5v + 2p$	a. $5b + 5v + 3p$ b. $5b + 5v + 4p$ c. $5b + 5v + 5p$
	3. >10.000	$5b + 5v + 1p$	$6b + 6v + 2p$	$6b + 6v + 3p$	a. $6b + 6v + 4p$ b. $6b + 6v + 5p$ c. $6b + 6v + 6p$

Tabellen angir barrierehøyden, dvs hvor stor log-reduksjon man skal ta utgangspunkt i ved beregningen av den nødvendige log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen i det aktuelle vannverk.

Nødvendig log-reduksjon som sluttdeinfeksjonen må klare, fremkommer etter fradrag for den log-kreditt som tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, samt vannbehandling ut over sluttdeinfeksjonen vil gi.

Har man for eksempel et innsjøvannverk på 7.000 personer hvor man i den historiske registreringen har funnet både *E. coli* og *C. perfringens*, og i kartleggingsperioden har funnet i middel >1 , men < 3 parasitt-cyster per liter, faller man i kartleggingsnivå D2b. Man skal da ta utgangspunkt i en nødvendig log-reduksjon for hele anlegget på 5 log mht bakterier og virus og 4 log mht parasitter.

Det er åpenbart at det kan ligge an til diskusjoner om de barrierenivåene som her er foreslått, er de "korrekte". I forslaget i Tabell 8.3 har vi prøvd å ta hensyn til "risikosituasjon" (eller egentlig konsekvensgrad) gjennom vannverksstørrelse og kvalitetsnivå basert på analyserte verdier. Barrierehøyden som man må møte, øker med vannverksstørrelse og med synkende kvalitetsnivå – særlig med tanke på parasitter som vi anser å representere den største utfordringen med hensyn til valg av metode og dimensjonering av sluttdeinfeksjonen.

Det er også brukt en viss grad av logikk. For de vannverk som havner i kvalitetsnivå D, som nok vil være de aller fleste overflatevannverk, er barrierenivået for D3a (anlegg > 10.000 personer med registrert innhold av parasitter $\geq 0,075 < 1,0$) satt til $6b + 6v + 4p$. Dette tilsvarer det som i veiledningen til drikkevannsforskriften er definert som "to hygieniske barrierer", ettersom én hygienisk barriere der er definert som minst 3 log for bakterier og virus og 2 log for parasitter.

Tabell 8.3 gir imidlertid et sett av andre barrierehøyder avhengig av den faktiske situasjonen. For eksempel vil et lite grunnvannsverk hvor det aldri er registrert verken *E. coli* eller *C. perfringens*, få en barrierehøyde på $3b + 3v + 0p$ ettersom det er svært lite sannsynlig at det vil kunne forekomme parasitter i et grunnvannsverk med så god hygienisk kvalitet. I tillegg blir konsekvensgraden av en epidemi liten som følge av anleggets beskjedne størrelse.

Det er foreslått at man i tillegg skal ta hensyn til hvilke barrieretiltak som gjøres i nedslagsfeltet og i vannbehandlingen. Disse tiltakene gis en verdi i form av log-reduksjon som kommer til fradrag fra det som er bestemt som nødvendig log-reduksjon totalt, og er derfor her kalt log-kreditt for tiltak i nedslagsfeltet hhv vannbehandlingen.

8.4 Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, avhengig av "sårbarhetssituasjon"

Vi foreslår at det kan gis log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, avhengig av "sårbarhetssituasjon" (vannkildetype). I de tilfeller hvor man planlegger et vannverk, kan log-kreditt gis for planlagte tiltak. For eksisterende vannverk kan log-kreditt gis for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde som går utover de tiltak som allerede var igangsatt da registreringen av vannkvalitet og det eventuelle kartleggingsprogrammet ble gjennomført. For grunnvann i kvalitetsnivå A gis det imidlertid log-kreditt for allerede utførte tiltak. Bakgrunnen for dette er at man allerede har beste kvalitetsnivå og laveste sårbarhetsnivå, og da bør allerede utførte tiltak gis log-kreditt siden de har vært med på å skape denne gunstige situasjonen.

For nedslagsfelt og vannkilde er det foreslått at man kan få den log-kreditt som er vist i Tabell 8.4. Det er svært mange tiltak som kan komme på tale her, og den oversikten som gis

nedenfor pretenderer ikke på noen måte å være fullstendig. Listen kan forlenges etter hvert som forslag til aktuelle tiltak fremkommer.

For elv og bekk foreslås det ingen log-kreditt uansett tiltak, og det er dermed heller ikke noe poeng å gjøre spesielle tiltak. Dette begrunnes med at vi har å gjøre med rennende vann og muligheter for rask spredning i en kontamineringssituasjon.

Beskrivelsene for grunnvann tar utgangspunkt i genuint grunnvann (se over). Er det snakk om planlegging av et vannverk basert på kunstig grunnvannsinfiltrasjon, må man enten ta utgangspunkt i den overflatevannkilden som brukes og så gi log-kreditt for den kunstige grunnvannsinfiltrasjonen (som et tiltak for å bedre den hygieniske kvaliteten). Alternativt må man ta utgangspunkt i den råvannskvaliteten man har etter grunnvannsuttaget.

Tabell 8.4 Forslag til log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde

Kildetype	Log-kreditt
Grunnvann	
Inngjerding av brønnsone	1b + 1v + 1p
Båndlegging av aktivitet i tilsigsområdet	2b + 2v + 1p
• Byggeforbud, forbud mot næringsvirksomhet • Forbud mot utslipp • Begrensninger i ferdsel • Begrensning i bruk av tilsigsområde som beitemark	
Maksimal log-kreditt for grunnvann	3b + 3v + 2p
Innsjø	
Begrensning i aktivitet i kilden (bading, vannsport etc)	1b + 1v + 0p
Båndlegging av aktivitet i nedslagsfeltet	2b + 2v + 1p
• Forbud mot utslipp i nedslagsfelt og til kilde • Byggeforbud, forbud mot næringsvirksomhet • Begrensninger i ferdsel • Begrensning i bruk av nedslagsfelt som beitemark	
Maksimal log-kreditt for innsjøvann	3b + 3v + 1p
Elv og bekk	0b + 0v + 0p

Dersom man tar utgangspunkt i råvannskvaliteten for overflatevannet, foreslås det at man kan gi følgende log-kreditt for kunstig grunnvannsinfiltrasjon, se Tabell 8.5:

Tabell 8.5 Log-kreditt for kunstig infiltrasjon av overflatevann

Det infiltrerte vannets oppholdstid i mettet og umettet sone	Log-kreditt
> 60 døgn	3b + 3v + 3p
30 – 60 døgn	2b + 2v + 2p
10 – 30 døgn	1b + 1v + 1p
3 – 10 døgn	1b + 0v + 1p

De verdiene som her er foreslått, må kvalitetssikres i videreføringen av dette prosjektet.

Det forutsettes at oppholdstiden i mettet og umettet sone kan sannsynliggjøres ved hydrogeologiske undersøkelser. Som nevnt tidligere, regnes vann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon med mindre enn 3 døgns oppholdstid i grunnen ikke som grunnvann.

Det kan være grunn til å vurdere om man skal gi log-kreditt knyttet til det å flytte et inntak i en innsjø til et dypere nivå. Dette er imidlertid ikke åpenbart ettersom man for eksempel har registrert bakteriesporer selv på store dyp. I en fremtidig mer utførlig analyse av disse

spesifikasjonene, må man vurdere om man skal gi spesiell kreditt for inntaksdybde (og evt innsjøens oppholdstid), men det vil føre for langt å gå inn i det på dette stadiet.

Det er åpenbart at det må arbeides vesentlig mye mer med spesifikasjonene for log-kreditt i nedslagsfeltet og vannkilde, og at det er umulig her å komme fram til absolutt ”korrekte” verdier. Dette må man komme tilbake til dersom det viser seg at forslaget til prosedyre får oppslutning. Vi tror likevel et opplegg med log-kreditt som foreslått her, vil lette behandlingen vesentlig i forhold til å gjøre egne vurderinger basert på anvisningene i veiledningen til drikkevannsforskriften.

8.5 Log-kreditt for vannbehandling

Når det gjelder log-kreditt i vannbehandlingen, vil vi skille mellom prosesser som tilsier log-kreditt som en følge av vannbehandling der mikroorganismer fjernes som partikler og de som skyldes desinfeksjon som foregår før sluttdesinfeksjon (for eksempel ozonering i ozonering/biofiltreringsanlegg).

I Tabell 8.6 som gjelder metoder basert på partikkelfjerning av mikroorganismer, har vi tatt med metoder basert på sandfiltrering (med og uten koagulering) og membranfiltrering (med og uten koagulering). Det er sannsynlig at filtreringsmetoder som ionebytting, aktivkullfiltrering og marmorfiltrering kan gis samme kreditt som hurtigsandfiltrering (forutsatt filterhastighet < 7,5 m/h), dvs en meget beskjeden inaktiveringskreditt.

Tabell 8.6 Bestemmelse av log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt ⁴
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h)	0,5b + 0v + 0,5p
Langsomsandfiltrering (filterhastighet < 0,5 m/h)	2b + 1v + 1p
Koagulering/direkte sandfiltrering	3b + 2v + 2p
Koagulering + sedimentering (evt flotasjon) + filtrering ¹	3b + 2v + 2,5 p
Koagulering/ultrafiltrering ²	3b + 2v + 3p
Nanofiltrering ³	3b + 3v + 3p

¹ Forutsatt turbiditet ut < 0,1 NTU

² Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm

³ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 10 nm

⁴ En 3 log-kreditt på parasitter forutsetter at man vil ha en parasittbarriere (2 log) et annet sted i systemet. Hvis ikke gis det kun en 2 log-kreditt på parasitter.

Begrunnelsene for de verdiene som er satt, er sammensatte og bygget delvis på skjønn og logikk, delvis på rapporterte resultater i litteraturen og delvis på anbefalinger nedfelt i den eksisterende veiledning til drikkevannsforskriften. Ettersom denne forutsetter to uavhengige, hygieniske barrierer, foreslår vi at man maksimalt kan gi en log-kreditt på 3b + 3v + 2p ettersom disse verdiene i veiledningen angis som én hygienisk barriere og ettersom det i veiledningen er krav til at minst én barriere skal ligge i sluttdesinfeksjonen. Hvis kravet til barrierehøyde er større enn 4p, kan enkelte prosesser gis mer enn 2 log-kreditt for parasitter (se Tabell 8.6), forutsatt at man fortsatt har to uavhengige hygieniske barrierer (2p + 2p).

Koagulering/filtrering (evt med mellomliggende sedimentering/flotasjon) er i de fleste land regnet som en god barriere. Fjerningen av virus må regnes som noe dårligere enn for de større organismene. Nanofiltrering gir en sikker separasjon av alle organismegrupper forutsatt at membranene er intakte. Man vil vanligvis oppleve en høyere barriereeffekt enn den som er

nedfelt i Tabell 8.6, men skal av grunner som er angitt over, ikke regne med høyere verdier i den prosedyre som her er foreslått.

I anlegg basert på ozonering/biofiltrering er det utvilsomt ozoneringen som gir den primære inaktiveringen, mens bidraget fra biofilteret er lite. For denne metoden foreslås det at man beregner log-kreditten for ozoneringssteget ut fra den aktuelle Ct-verdi (se kap. 9.) Ved de doser som benyttes for humusfjerning ($1 - 1,5 \text{ mg O}_3/\text{mg TOC}_{\text{råvann}}$), vil beregnet log inaktivering for *Giardia* kunne bli høy ($> 3 \text{ log}$), men lavere for *Cryptosporidium* ($< 2 \text{ log}$).

8.6 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

Når man har den totalt nødvendige log-reduksjon, samt de tiltak som er forutsatt i nedslagsfelt/kilde og annen vannbehandling enn sluttdeinfeksjon, kan man finne ut hvilken log-reduksjon sluttdeinfeksjonen må klare av ved å subtrahere fra barrierehøyden (nødvendig log-reduksjon) i utgangspunktet, bestemt gjennom Tabell 8.3, den log-kreditt som man har fått ved tiltak i nedslagsfeltet/kilden og den man har fått pga annen behandling enn sluttdeinfeksjonen. Vi kan vise dette ved noen eksempler.

Eksempel 1. Innsjøvannverk på 150.000 personer

- Nedslagsfelt: Begrensning av aktivitet i kilden: $1b + 1v + 0p$
- Alternativer for vannbehandling:
 - Kalsiumkarbonatfiltre
 - Ozonering/biofiltrering
 - Koagulering/direktefiltrering
 - Nanofiltrering
- Råvannets kvalitet: $>0 \text{ EC}, >0 \text{ CP}$
- Kartleggingsresultat: $>0 \text{ CP}, 1 \text{ P}$

Kvalitetsnivå:	D3b
Barrierehøyde (nødvendig log-reduksjon totalt):	$6b + 6v + 5p$
Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt/kilde:	$1b + 1v + 0p$
Log-kreditt for vannbehandling	
Alt 1 Kalsiumkarbonatfiltre	$0,5b + 0v + 0,5p$
Alt 2 Ozonering/biofiltrering	$3b + 3v + 1,5p + 0,5b + 0v + 0,5p$ $= 3,5b + 3v + 2p$
(første ledd for ozoneringen forutsatt bestemt ved Ct-beregning)	
Alt 3 Koagulering/direktefiltrering	$3b + 2v + 2p$
Alt 4 Nanofiltrering	$3b + 3v + 3p$
Nødvendig log-reduksjon sluttdeinfeksjon	
Alt 1 Kalsiumkarbonatfiltre	$4,5b + 5v + 4,5p$
Alt 2 Ozonering/biofiltrering	$1,5b + 2v + 3p$
Alt 3 Koagulering/direktefiltrering	$2b + 3v + 3p$
Alt 4 Nanofiltrering	$2b + 2v + 2p$

I dette eksempelet ser vi at det vil bli umulig å klare nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen med klorering alene. Alle behandlingsalternativer krever en sluttdeinfeksjon som minst klarer 2 log parasitt inaktivering. Dette vil mest sannsynlig kreve UV-bestråling. UV-bestrålingen er ikke optimal med tanke på 3-5 log virusfjerning. Med tanke på dette, kunne et anlegg som bygger på ozonering/biofiltrering eller nanofiltrering kombinert med UV-bestråling, vært et godt alternativ i dette tilfellet.

Eksempel 2. Grunnvannsverk (løsmasser) på 5.000 personer

- Tilsigsområde: Maksimale tiltak (inngjerding av brønnsone, båndlegging av ferdsel i nedslagsfelt, byggeforbud etc) tilsvarende log-kreditt: $3b + 3v + 2p$
- Vannbehandling: Tilsetting av vannglass for korrosjonskontroll er eneste behandling
- Råvannets kvalitet: >0 EC, 0 CP
- Kartleggingsresultat: 0 CP

Kvalitetsnivå (bestemt av dataene over):	B2
Nødvendig log-reduksjon totalt:	$5b + 5v + 1p$
Log-kreditt for tiltak i tilsigsområdet:	$3b + 3v + 2p$
Log-kreditt for vannbehandling	$0b + 0v + 0p$
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjon	$2b + 2v + 0p$

I dette eksempelet ser vi altså at tiltakene som er gjort i tilsigsområdet til brønnen, samt det faktum at det her dreier seg om grunnvann i løsmasser, har ført til at det ikke vil være nødvendig å legge opp en desinfeksjonspraksis rettet mot parasitter. Nødvendig bakterie og virus inaktivering er også beskjedent.

Her kan alle desinfeksjonsmetodene være aktuelle, men UV ville gi en ekstra sikkerhet i forhold til klorering.

Eksempel 3 Innsjøvannverk for 3000 personer

- Nedslagsfelt: Ingen tiltak (kilden er en oppdemt dam, mye ferdsel samt fugl i nedslagsfeltet)
- Vannbehandling: Ozonering/Biofiltrering
- Råvannets kvalitet: $> EC$, 0 CP
- Kartleggingsresultat: >0 CP, 0 P

Kvalitetsnivå (bestemt av dataene over)	C2
Nødvendig log-reduksjon totalt:	$5b + 5v + 2p$
Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt:	$0b + 0v + 0p$
Log-kreditt for vannbehandling	$3b + 3v + 1,5p + 0,5b + 0v + 0,5p$ $= 3,5b + 3v + 2p$

(som i eksempel 1 over – kreditt for ozonering forutsatt på bakgrunn av Ct-beregning)

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjon	$1,5b + 2v + 0p$
--	------------------

Dette eksempelet kommer i samme situasjon som eksempel 2 over når det gjelder parasitter. Her er det ikke beskyttelsen av nedslagsfeltet som gjør at man kommer ut med et relativt beskjedent krav til log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen, men derimot den øvrige vannbehandlingen i anlegget som sikrer parasittbarrieren.

9 Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon

Som uttalt tidligere i denne rapporten, har vi gjennom dette arbeidet blitt klar over at norsk desinfeksjonspraksis er svært lite "formalisert". Dette gjelder også dimensjonering og drift. Stort sett er dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg i Norge basert på "erfaringer", dvs at man tilsetter om lag så mye desinfeksjonsmiddel som andre gjør uten nødvendigvis å vite om dette gir en tilstrekkelig barriere eller ikke. Riktignok har større kloreringsanlegg en praksis med restklormåling, og noen anlegg styrer doseringen etter denne.

Undersøkelsen av den internasjonale praksis viser at dette nok er tilfelle i flere land enn Norge. Årsaken til at man bør være særlig på vakt i vårt land, er at vår praksis bygger på svært lave doser av desinfeksjonsmiddel – som en følge av at vi mange steder har et godt vann i utgangspunktet. Men som barriere mot en patogen (evt akutt) forurensning kan det være forbundet med risiko å legge seg på denne linjen.

Vi tror at denne situasjonen ville kunne bedres gjennom et sett av beregningsmetoder og/eller testmetoder. Problemet er at det ikke er helt liketil å få fram en slik "verktøykasse". Det landet som har gått lengst i denne retningen, er USA. De "verktøykassene" som der foreslås, er imidlertid så omfattende at vi finner det lite tjenlig for vårt land å overføre disse som de er. De amerikanske reglene skal dekke et langt større spekter av situasjoner enn det vi står overfor i Norge, og vi tror derfor at det vil være mulig å komme fram til et enklere opplegg.

Det vil ikke være mulig innenfor rammene av dette prosjektet å utvikle en slik verktøykasse fullt ut, men i det følgende skal vi peke på hvilke verktøy vi mener bør utvikles samt skissere hvordan vi tror at noen beregnings- og testmetoder kan bygges opp. Vi forutsetter at verktøyene blir ferdig utviklet i en oppfølging av dette prosjektet.

En verktøykasse bør inneholde beregningsmetoder og testmetoder som bidrar til at den som bruker verktøyene kan sikre tilfredsstillende desinfeksjon. Verktøyene må kunne brukes både ved planlegging og dimensjonering av desinfeksjonsanlegg og ved drift.

Det er tre behov som må dekkes:

1. Fastlegging av dimensjoneringsgrunnlag
2. Bestemmelse av nødvendig dose i forhold til vannets sammensetning
3. Bestemmelse av Ct-verdi til bruk både ved dimensjonering og drift

9.1 Dimensjoneringsgrunnlag

Det er særlig tre forhold som danner dimensjoneringsgrunnlaget, nemlig:

- Dimensjonerende vannmengde
- Dimensjonerende sammensetning (vannkvalitet)
- Dimensjonerende temperatur

9.1.1 Dimensjonerende vannmengde

Vi anbefaler at dimensjonerende vannmengde settes lik maksimal produksjonsvannmengde på timebasis, dvs Q_{makstime} .

I NORVAR-rapport 139/2004 (Gøytil og Liane, 2004) anbefales å bruke momentan maksimalverdi. Dette uttrykket er sannsynligvis brukt for å ta hensyn til maksimalt

pumpepådrag. Vår definisjon må selvsagt også ta hensyn til dette slik at Q_{makstime} der vannet pumpes inn, må settes lik timevannføringen ved maks pumpepådrag.

9.1.2 Dimensjonerende sammensetning på vannet som skal desinfiseres

Her er det flere parametere som kan ha betydning, men vi skal trekke fram tre særlig viktige, som vanligvis bestemmes i forbindelse med kvalitetssikringen, nemlig fargetall, turbiditet og pH. Disse parametrene er viktige, fordi de har innflytelse på inaktiveringseffektiviteten.

Som dimensjonerende verdi for fargetall og turbiditet foreslår vi at man benytter den dårligste vannkvalitet man kan forvente inn på desinfeksjonssteget, dvs høyest registrerte fargetall/turbiditet inn på desinfeksjonssteget i løpet av de siste tre år. Man må vurdere dataene for å fastslå om det er rimelig at høyeste fargetall er sammenfallende med høyeste turbiditet, men i mange anlegg er det faktisk slik og da må man ta hensyn til denne situasjonen ved dimensjoneringen.

For anlegg som planlegger fargetallsreduksjon før desinfeksjonssteget, forslår vi imidlertid at man ikke skal dimensjonere for et fargetall som er lavere enn 10 mg Pt/l. Som det fremgår av tidligere kapitler, er det ikke fargetallet som sådant som her spiller en rolle, men det initiale forbruk av desinfeksjonsmiddel som fargetallet innebærer ved en bestemt dose. Derfor bør man i slike tilfeller tilpasse selve doseringsutrustningen til fargetallet i råvannet slik at dosen kan økes til et tilfredsstillende nivå i tilfelle midlertidig bortfall av fargefjerningssteget, selv om desinfeksjonssteget for øvrig er dimensjonert for et lavere fargetall.

Når det gjelder UV-desinfeksjon er forholdene noe annerledes siden et midlertidig bortfall av fargefjerningssteget også vil kunne "slå ut" UV-anlegget slik at begge barrierene svikter. Slike tilfeller må fanges opp av driftskontrollen slik at all vannproduksjon da stenges. Også for UV-anlegg bør derfor den dårligste vannkvalitet man kan forvente inn på UV-anlegget være dimensjonerende for prosessen. Her må det imidlertid utøves skjønn.

Dimensjonerende pH er den pH som desinfeksjonen er forutsatt å foregå ved. Det er spesielt ved klorering at pH har stor betydning.

9.1.3 Dimensjonerende temperatur

Når det gjelder dimensjonerende temperatur forslår vi at dette gjøres avhengig av kilde og settes lik:

- 0,5 °C for bekker og elver
- 4 °C for innsjøer og grunnvann

Dette er ment som basisverdier når man ikke har noe bedre grunnlag. Man kan fravike disse verdiene dersom man kan fremlegge god dokumentasjon på at andre verdier er riktigere å bruke. For vindutsatte innsjøer kan temperaturen på 50 m dyp falle til 2,5-3,0 °C.

Når det gjelder bestemmelse av nødvendig dose og bestemmelse av Ct-verdi, henger disse nøye sammen, og vi skal derfor se disse i sammenheng.

9.2 Generelt om Ct-beregning og bestemmelse av nødvendig dose

Som vist i kap. 3 er Ct-begrepet utledet fra et teoretisk grunnlag som kopler inaktiveringsgrad (log inaktivering) til den konsentrasjon, C, av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismen har vært utsatt for over en viss tid, t. Selv om definisjonen av Ct-begrepet kan synes enkel, er bestemmelsen av Ct ikke triviell.

Det har å gjøre med at:

- konsentrasjonen forandrer seg gjennom reaktoren som følge av et forbruk
- strømningsbildet (graden av blanding i reaktoren) har betydning for t

Veiledningen til drikkevannsforskriften benytter Ct-prinsippet indirekte ved at det settes krav til en bestemt restkonsentrasjon etter en bestemt kontakttid. De fleste oppfatter den kontakttiden som det refereres til i veiledningen som midlere oppholdstid, bestemt som forholdet mellom volum på kontakttanken og vannmengde ($T = V/Q$). De veiledende verdiene tar derfor kun hensyn til restkonsentrasjonen etter en viss tid og ikke den konsentrasjonsendring som har funnet sted mellom tilsetning og utløpet av reaktoren. De tar dessuten ikke hensyn til hvordan kontakttanken er utformet, noe som bestemmer strømningsbildet.

Ved å bruke restkonsentrasjon C ved en gitt t, for beregning av Ct, blir Ct-verdien lavere enn hva den reelt sett har vært gjennom reaktoren. På den annen side er vanligvis den reelle kontakttiden kortere enn den midlere oppholdstiden. Dette betyr at man har dårlig kontroll på hva som faktisk blir den reelle Ct når man kun tar utgangspunkt i veiledningens verdier.

I driftssituasjonen kan man styre doseringen etter restkonsentrasjonen og på den måten være sikker på at den Ct-verdi man har tatt sikte på alltid overholdes, hensyn tatt til den faktiske oppholdstid. I driftssituasjonen har man også mulighet til å bestemme konsentrasjonen i ulike segment av kontakttanken og således kontrollere om man ligger på tilstrekkelig konsentrasjonsnivå for totalt sett å oppnå den ønskede Ct-verdi. Dette kan gjøres ved å bestemme Ct-verdiene for hvert segment og summere disse opp til den totale Ct.

Ved planlegging og dimensjonering av et anlegg er situasjonen annerledes. Da ønsker man å bestemme nødvendig dose av desinfeksjonsmiddel og nødvendige volumer på kontakttanken for å oppnå en ønsket Ct-verdi. Ved dimensjonering av nytt anlegg har man ikke noe å måle på, slik at det blir vanskelig å sikre at man dimensjonerer for en viss Ct-verdi uten å ha et beregningsverktøy og/eller en testprosedyre som kan brukes på det vannet som skal behandles.

I det følgende skal vi diskutere hver desinfeksjonsmåte for seg ettersom prosessforløpet ved de ulike metodene er forskjellig, noe som påvirker hvordan nødvendig dose og Ct-verdi kan bestemmes.

9.3 Klorering

9.3.1 Prosessforløpet

Når klor tilsettes, vil det raskt skje et klorforbruk som skyldes oksidasjon av ulike oksiderbare stoffer i vannet. Dette bringer klorkonsentrasjonen ned til et nivå vi kan kalle initialkonsentrasjonen (C_i) mht desinfeksjon. Deretter skjer det en gradvis, relativt langsom reduksjon av klorkonsentrasjonen ned til det som registreres som restklorkonsentrasjonen etter en viss tid. Dette er anskueliggjort i Figur 9.1

Det betyr at sammenhengen mellom dose (C_{dose}) og initialkonsentrasjon (C_i) kan beskrives med:

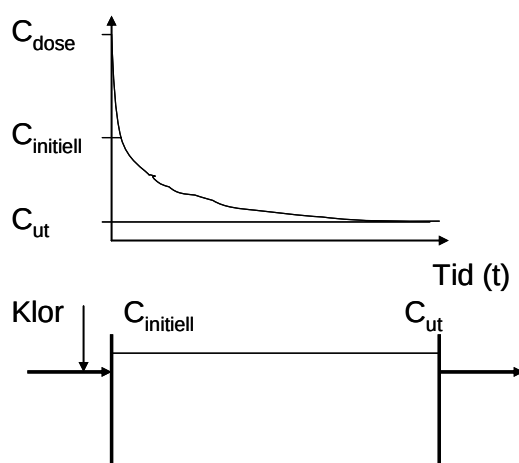
$$C_i = k_{\text{oksid}} \cdot C_{\text{dose}}$$

der k_{oksid} er en faktor som beskriver det raske klorforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksiderbare forbindelser i vannet. Parameteren k_{oksid} vil være en funksjon av vannkvalitet.

Den gradvise reduksjonen i klorkonsentrasjonen over tid fra initialkonsentrasjonen (C_i) til utløps- eller restklorkonsentrasjonen (C_{ut}) kan tilnærmet beskrives som en 1. ordens nedbrytningsreaksjon, dvs:

$$C_{\text{ut}} = C_i \cdot e^{-kt}$$

der t er oppholdstiden og k er nedbrytningskonstanten for klor, som vil være avhengig av vannkvaliteten.



Figur 9.1 Skjematisk fremstilling av konsentrasjonsendringen ved klorering

Hvis klorkontaktbassenget består av flere segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv, fra innløp mot utløp), vil initialkonsentrasjonen C_i være innløpskonsentrasjonen til segment 1. Forutsatt at det ikke er dosering mellom segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$C_{\text{ut-1}} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_1}$$

$$C_{\text{ut-2}} = C_{\text{ut-1}} \cdot e^{-k \cdot t_2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2)}$$

$$C_{\text{ut-3}} = C_{\text{ut-2}} \cdot e^{-k \cdot t_3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)}$$

der $C_{\text{ut-1}}$, $C_{\text{ut-2}}$ og $C_{\text{ut-3}}$ er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3, mens t_1 , t_2 og t_3 er oppholdstiden i henholdsvis segment 1, 2 og 3.

Det betyr at den gradvise reduksjonen i klorkonsentrasjonen følger det samme forløpet gjennom alle segmentene. Det betyr også at man i en driftssituasjon kan bestemme nedbrytningskonstanten, k , ved å måle konsentrasjonene mellom de ulike segmentene.

9.3.2 Bestemmelse av t_{eff} i Ct-beregningen

Det brukes flere navn på den reaktoren der desinfeksjonsmiddel bringes i kontakt med vannet over en viss tid. Det vanligste er å kalle denne reaktoren for kontakttanken. Denne kan bestå

av et eller flere bassenger (kontakttanksegmenter) i selve anlegget og også av forsyningsrøret fram til første forbruker.

Når det gjelder dimensjonerende t (t_{eff}) foreslår vi at man bruker t_{10} for beregningen av t_{eff} . t_{10} er uttrykk for den oppholdstid hvor 90 % av en tilsatt tracer har passert reaktoren, mens 10 % fortsatt er gjenværende i reaktoren. Det betyr altså at begrepet egentlig er knyttet til en oppholdstidsfordeling bestemt ved en tracerundersøkelse.

I en driftssituasjon vil det være svært nyttig å gjøre tracerundersøkelser for å bestemme den faktiske t_{10} ved aktuelle hydrauliske belastninger. I en dimensjonerings situasjon må man imidlertid gjøre visse antagelser for å fastlegge den t_{10} som skal brukes i Ct beregningen.

Både USEPA og myndighetene i Ontario legger opp til bruk av den såkalte ”baffling factor” (her kalt hydraulisk faktor), der t_{10} settes lik en viss andel av teoretisk oppholdstid (T) i henhold til Tabell 9.1 (hydraulisk faktor = (t_{10}/T)). Den oppholdstid man skal bruke ved beregning av Ct-verdien, t_{eff} , blir da :

$$t_{\text{eff}} = (V/Q) \cdot (t_{10}/T)$$

Tabell 9.1 Veiledende verdier for hydraulisk faktor

"Baffling condition" Grad av stempelstrøm	t_{10} / T	Beskrivelse
ingen	0.1	Ingen skjermer, god omblending, høy innløps- og utløpshastighet, lavt lengde/bredde forhold.
dårlig	0.3	Ingen skjermer, single eller multiple innløp og utløp.
middels	0.5	Skjernet innløp eller utløp, noe skjerming i selve bassenget.
bra	0.7	Perforerte innløps- og utløpsskjermer, skjermer og ledevegger i bassenget.
perfekt (stempelstrøm)	1.0	Veldig høyt lengde/bredde forhold, perforert innløp og utløp, skjermer i bassenget.

9.3.3 Bestemmelse av C_{eff} i Ct-beregningen

Ved bruk av klor er det tradisjon for at man legger restkonsentrasjonen etter en gitt tid til grunn for Ct-bestemmelsen.

$$C_{\text{eff}} = C_{\text{ut}}$$

I driftssituasjonen vil da C_{eff} bestemmes som utløpskonsentrasjonen, C_{ut} , fra hvert kontakttanksegment. Ct-verdien for hvert kontakttanksegment bestemmes som $C_{\text{eff}} \cdot t_{\text{eff}}$, hvor C_{eff} og t_{eff} er beregnet for hvert segment. Den totale Ct-verdien bestemmes som summen av Ct-verdiene over alle kontakttanksegmentene.

Ved å benytte $C_{\text{eff}} = C_{\text{ut}}$ underestimerer man den reelle konsentrasjonen som mikroorganismene opplever ettersom denne gjennom reaktorsegmentet endrer seg fra initialkonsentrasjonen (C_i) til utløpskonsentrasjonen (C_{ut}). Man kunne derfor tenke seg å fastlegges C_{eff} på grunnlag av C_i og C_{ut} for det aktuelle reaktorsegmentet. En formel som ville representere det veide middel av konsentrasjoner i det aktuelle reaktorsegmentet, er:

$$C_{\text{eff}} = [C_i \cdot C_{\text{ut}}]^{1/2}$$

Når det gjelder klor, vil vi likevel foreslå at man benytter utløpskonsentrasjonen fra hvert segment som C_{eff} . Dette har flere årsaker, bl.a.:

- Det er konservativt og i tråd med tradisjonell praksis.
- Det er også i tråd med hvordan Ct-verdier i litteraturen refereres.
- Inndeling og beregning for hvert segment vil ”oppmuntre” til bedre hydraulisk kontroll i kontaktkamrene.

Konsentrasjonen som legges til grunn ved beregning av Ct-verdi blir da utløpskonsentrasjonen fra hvert segment. Da beregnes Ct-verdi for hvert segment som deretter summeres for å få den totale Ct-verdi. For et system som består av for eksempel segmentene 1, 2 og 3 (jf. kap. 9.3.1), tar man utgangspunkt i ønsket restkonsentrasjon ut fra siste segment og beregner tilbake ved hjelp av nedbrytningskonstanten k :

$$C_{\text{eff-3}} = C_{\text{ut-3}}$$

$$C_{\text{eff-2}} = C_{\text{ut-2}} = C_{\text{ut-3}} / e^{-k \cdot t_3}$$

$$C_{\text{eff-1}} = C_{\text{ut-1}} = C_{\text{ut-3}} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2)}$$

der $C_{\text{ut-1}}$, $C_{\text{ut-2}}$ og $C_{\text{ut-3}}$ er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3, mens t_2 og t_3 er oppholdstiden i henholdsvis segment 2 og 3. Det forutsetter kjennskap til nedbrytningskonstanten, k , for klor. Bestemmelse og bruk av k , samt beregning av Ct-verdi, er nærmere beskrevet i kap. 9.3.5.

9.3.4 Nødvendig klordose

Nødvendig klordose er avhengig av to forhold:

1. Hvor stort ”klorbehovet” er, dvs hvor mye klor som medgår til oksidasjonen
2. Hvor stort ”kloroverskuddet” må være for at vi skal kunne opprettholde en tilstrekkelig høy Ct-verdi ved desinfeksjonen

Ved en gitt utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon) kan man på samme måte som angitt i kap. 9.3.3, regne seg tilbake til en initialkonsentrasjon som også er innløpskonsentrasjonen til første segment av kontakttanken. Hvis klorkontakttanken kun består av ett segment, er initialkonsentrasjonen gitt ved:

$$C_i = C_{\text{ut}} / e^{-k \cdot t}$$

Hvis kontakttanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er initialkonsentrasjonen gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_i = C_{i-1} = C_{\text{ut-3}} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2 + t_1)}$$

der symbolene er som angitt tidligere. Når initialkonsentrasjonen er gitt, er klordosen bestemt av det raske klorforbruket rett etter dosering slik som beskrevet i kap. 9.3.1. Klordosen kan da beskrives som:

$$C_{\text{dose}} = C_i / k_{\text{oksid}}$$

der k_{oksid} er en faktor som beskriver det raske klorforbruket rett etter dosering. Bestemmelse og bruk av k_{oksid} , samt beregning av dose, er nærmere beskrevet i kap. 9.3.5.

9.3.5 Beregningsprosedyre og bruk av Ct for klor

Beregningsprosedyre med bruk av Ct-verdi vil være svært forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, og i en dimensjonerings- eller planleggingssituasjon. Hensikten med beregningsprosedyren vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av driftssituasjon og dimensjoneringsituasjon.

9.3.5.1 Dokumentasjon i driftssituasjon

I en driftssituasjon kan kloranleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. For et anlegg bestående av for eksempel segmentene 1, 2 og 3 innebærer en slik dokumentasjon følgende:

- Måling av utløpskonsentrasjonen fra hvert segment ($C_{\text{ut-3}}$, $C_{\text{ut-2}}$ og $C_{\text{ut-1}}$).
- Bestemme effektiv oppholdstid i hvert segment (t_3 , t_2 og t_1). Dette gjøres enten ved hjelp av tracerundersøkelser og bestemmelse av t_{10} for hvert segment, eller ved å benytte hydraulisk faktor som beskrevet i kap. 9.3.2.
- Beregne Ct-verdi for hvert segment og summere disse til en total Ct-verdi.
 $\Rightarrow C \cdot t = (C_{\text{ut-3}} \cdot t_3) + (C_{\text{ut-2}} \cdot t_2) + (C_{\text{ut-1}} \cdot t_1)$
- Sammenligne beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i Tabell 9.5.

I anlegg som består av to eller flere segment kan man også bestemme konstantene k_{oksid} og nedbrytningskonstanten k fra klordosen og de målte utløpskonsentrasjonene. Dette er vist nedenfor for et anlegg bestående av de 3 segmentene 1, 2 og 3.

Nedbrytningskonstanten k kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$-k \cdot t_3 = \ln(C_{\text{ut-3}}/C_{\text{ut-2}})$$

eller

$$-k \cdot t_2 = \ln(C_{\text{ut-2}}/C_{\text{ut-1}})$$

Deretter kan k_{oksid} bestemmes ved hjelp av:

$$k_{\text{oksid}} = [C_{\text{ut-3}} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2 + t_1)}] / C_{\text{dose}}$$

Selv om bestemmelse av konstantene k_{oksid} og k i en driftssituasjon ikke har noen direkte og umiddelbar betydning ved dokumentasjon av desinfeksjonsanleggets funksjon, vil vi likevel anbefale at slik bestemmelse gjøres i forbindelse med dokumentasjonen. Det er flere grunner til det, bl.a.:

- Beregning av k_{oksid} og k krever ingen ekstra prøvetaking og analyse da man allerede har innhentet de nødvendige dataene i forbindelse med dokumentasjonen.
- Kunnskap om k_{oksid} og k for ulike driftssituasjoner, vannkvaliteter osv vil medføre at forståelsen av prosessene, og dermed driften av anlegget, blir bedre.
- Opparbeidelse av et "bibliotek" over k_{oksid} og k for ulike anleggstyper, prosesser, driftssituasjoner, vannkvaliteter osv vil være svært nyttig ved både dimensjonering og drift av anlegg.

9.3.5.2 Dimensjonering

I forbindelse med dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktorvolum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Som illustrasjon velges et anlegg med 3 reaktorsegment, 1, 2 og 3 (antall reaktorsegment er ikke vesentlig, da prosedyren kan anvendes for alt fra ett til så mange reaktorsegment man måtte ønske). Det gir følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum:

- 1) Velg ønsket utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon) fra siste reaktorsegment.
 - ⇒ Siste segment må ha målbar utløpskonsentrasjon.
 - ⇒ Dvs utløpskonsentrasjonen C_{ut-3} velges.
- 2) Velg antall reaktorsegment.
 - ⇒ Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske.
 - ⇒ Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnettets fram til første forbruker.
 - ⇒ I dette eksempelet er det benyttet 3 segment, 1, 2 og 3, der segment 3 er det siste.
- 3) Velg volum og utforming for hvert av reaktorsegmentene.
- 4) Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T) som angitt i Tabell 9.1.
 - ⇒ Dvs at henholdsvis t_3 , t_2 og t_1 beregnes.
- 5) Beregn Ct -verdi for reaktorsegment 3.
 - ⇒ $Ct_3 = C_{ut-3} \cdot t_3$
 - ⇒ Hvis anlegget består av kun ett reaktorsegment, går man direkte til punkt 13.
- 6) Velg nedbrytningskonstant, k .
 - ⇒ Er avhengig av vannkvalitet.
 - ⇒ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.3.5.3.
- 7) Beregn utløpskonsentrasjonen fra reaktorsegment 2.
 - ⇒ $C_{ut-2} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot t_3}$
- 8) Beregn Ct -verdi for reaktorsegment 2.
 - ⇒ $Ct_2 = C_{ut-2} \cdot t_2$
- 9) Beregn utløpskonsentrasjonen fra reaktorsegment 1.
 - ⇒ $C_{ut-1} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2)}$
- 10) Beregn Ct -verdi for reaktorsegment 1.
 - ⇒ $Ct_1 = C_{ut-1} \cdot t_1$
- 11) Hvis anlegget består av flere enn 3 segment, gjentas sekvens 9 og 10 ved å beregne utløpskonsentrasjonen fra neste segment oppstrøms ved å benytte k , utløpskonsentrasjonen fra siste segment og summen av effektiv kontakttid for alle segmentene nedstrøms. Slik fortsetter man inntil utløpskonsentrasjonen og Ct -verdien for alle segmentene er beregnet.
- 12) Beregn total Ct -verdi ved å summere Ct -verdiene fra hvert reaktorsegment.
 - ⇒ $Ct = Ct_3 + Ct_2 + Ct_1$
- 13) Sammenlign beregnet Ct -verdi med dimensjonerende Ct -verdi for ønsket grad av inaktivering i Tabell 9.5.
 - ⇒ Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Som nevnt i kap. 9.1.2 bør doseringsutstyr dimensjoneres for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet dimensjoneres for. Det vil i praksis si at det bør dimensjoneres for råvann. Prosedyre for dimensjonering av doseringsutstyr blir en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

- 1) Velg nedbrytningskonstant, k , basert på vannkvaliteten som legges til grunn for bestemmelse av doseringsutstyr.
 - ⇒ Er avhengig av vannkvalitet, og er ikke den samme som ved dimensjonering av reaktortvolum.
 - ⇒ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.3.5.3.
- 2) Antar fortsatt at anlegget består av 3 reaktorsegment, 1, 2 og 3.
- 3) Beregn initialkonsentrasjonen i første reaktorsegment 1 basert på utløpskonsentrasjonen i siste segment 3.
 - ⇒ $C_i = C_{inn-1} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2 + t_1)}$
- 4) Velg k_{oksid} .
 - ⇒ Er avhengig av vannkvalitet.
 - ⇒ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.3.5.3.
- 5) Beregn klordose.
 - ⇒ $C_{dose} = C_i / k_{oksid}$

9.3.5.3 Testprosedyre for bestemmelse av klorkonstanter

For dimensjonering av anlegg er det behov for verdier for nedbrytningskonstanten, k , for klor, samt verdier for konstanten, k_{oksid} , som representerer det raske klorforbruket rett etter dosering. Disse konstantene vil være avhengig av vannkvalitet, spesielt NOM og lett oksiderbare forbindelser, temperatur osv. Konstantene kan enten tas fra tabeller over slike, eller de kan bestemmes i en testprosedyre. Foreløpig finnes det ikke tabeller over konstantene, men etter hvert som flere tar i bruk metodene vil man kunne utvikle slike tabeller. Det ville være naturlig å begynne å utarbeide slike tabeller i en videreføring av dette prosjektet.

Det er viktig at en prosedyre for bestemmelse av k og k_{oksid} er enkel og kan gjennomføres tilnærmet hvor som helst, samtidig som den gir gode og pålitelige data. Følgende eksperimentelle prosedyre foreslås derfor for å bestemme k og k_{oksid} for en gitt vannkvalitet:

- 1) Det prepareres begerglass med den aktuelle vannkvaliteten.
 - ⇒ Viktige vannkvalitetsparametere registreres, som for eksempel temperatur, NOM, andre reduserte forbindelser, pH osv.
 - ⇒ Parameterverdiene må være lik de som anlegget skal dimensjoneres for.
- 2) Det lages en klordoseringsløsning med kjent konsentrasjon.
- 3) Det doseres en kjent mengde klor til begerglasset.
 - ⇒ Dosen må være i nærheten av de doser man vil bruke på fullskala anlegget.
- 4) Klorkonsentrasjonen måles og logges mot tid.
- 5) Resultatene plottes som $\ln(C/C_0)$ mot tid.
- 6) Dataene analyseres hver for seg for tiden $t < 5$ minutter og $t > 5$ minutter.
- 7) Det trekkes en rett linje gjennom dataene for $t > 5$ minutter.
 - ⇒ Helningen på linjen vil være nedbrytningskonstanten, k .
- 8) Det trekkes en rett linje gjennom dataene for t lik 0 – 5 minutter.
 - ⇒ Helningen på kurven måles. I tillegg registreres skjæringspunktet mellom de to kurvene i forhold til startkonsentrasjonen.
 - ⇒ k_{oksid} bestemmes fra disse dataene (fra helningen eller fra delta- C).
- 9) Forsøket ved en gitt vannkvalitet repeteres så 2 ganger ved bruk av 2 andre klordoser.

- 10) Hvis k_{oksid} og k i de tre forsøkene ikke avviker mer enn 20 %, bestemmes k_{oksid} og k som gjennomsnittet av de tre målingene.
- 11) Er avviket mer enn 20 %, utføres det minimum 2 nye repetisjoner ved de tre aktuelle klordosene. k_{oksid} og k bestemmes så separat for hver av de tre klordosene.

Alternativt kan man gjennomføre prosedyren som over, men benytte verdiene direkte. Det vil si at dosen som benyttes i testen representerer den reelle dosen, konsentrasjonen leses av etter tider som representerer de effektive kontakttidene for hvert segment, osv. Ct-verdiene beregnes, summeres og sammenlignes med dimensjonerende verdi, som angitt i kap. 9.3.5.2.

De angitte prosedyrene og fremgangsmåtene må uansett prøves ut i praksis, og etter hvert som man får mer data og erfaringer med dem, bør de modifiseres og raffineres der det er behov for dette. Vi anbefaler at konstanter bestemmes og prosedyrene evalueres og eventuelt modifiseres i en videreføring av dette prosjektet.

9.4 Ozonering

9.4.1 Prosessforløpet

Når det gjelder ozon, er det tre prosesser som foregår. For det første må ozon overføres fra gassfase til vannfase, noe som vil øke ozonkonsentrasjonen. For det andre skjer det en oksidasjon som virker i motsatt retning (konsentrasjonen synker), og for det tredje skjer det en dekomponering av ozon til oksygen. Dette fører også til at ozonkonsentrasjonen synker. Som vi har vært inne på tidligere, foregår disse prosessene mer eller mindre parallelt, noe som gjør det vanskelig å klart beskrive prosessforløpet.

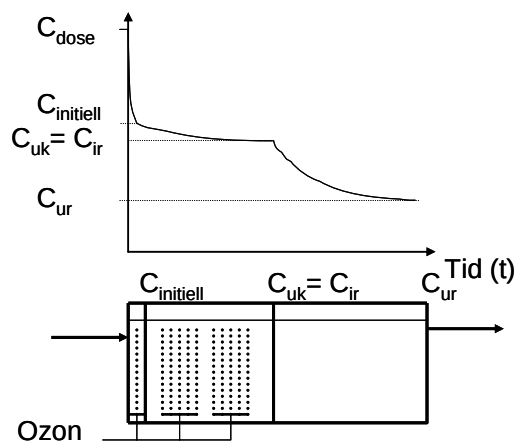
Ozon er langt mer reaktivt enn klor, og reduksjonen av ozonkonsentrasjonen fra doseringskonsentrasjonen til initialkonsentrasjonen går langt hurtigere med ozon enn med klor, sannsynligvis i løpet av få sekunder.

I Figur 9.2 har vi skissert et forenklet bilde. Man kan skille mellom:

1. En innblandingsfase hvor ozongass tilsettes. Det kan skje ved hjelp av injektor, diffusor, turbin etc.
2. En ozonoverføringsfase. I denne fasen skjer det både en overføring av ozon til vannet, som vil virke i retning av at ozonkonsentrasjonen øker, og et forbruk av ozon pga dets reaksjon i vannet, som virker i retning av at ozonkonsentrasjonen minker.
3. En ozonforbruksfase hvor ozonkonsentrasjonen reduseres fordi det ikke skjer noen tilførsel av ozon, men derimot et forbruk som følge av ozons reaksjoner i vannet.

I praksis kan det være vanskelig å skille disse fasene fra hverandre, spesielt de to første. Men for å kunne ha et forståelig system å forholde oss til, skal vi holde på denne tredelingen her.

For å forenkle foreslår vi å relatere de ulike fasene som er omtalt over, til reaktortanker. Dette er forsøkt anskueliggjort i Figur 9.2, hvor vi har delt en reaktor opp i en ozoninnblandings-tank, en ozonoverføringstank (her benevnt kontakttank) og en ozonforbrukstank (her benevnt reaksjonstank). De ulike tankene kan godt bestå av flere segment.



Figur 9.2 Skjematisk fremstilling av konsentrasjonsendringen ved ozonering

I praksis kan det være vanskelig å skille disse fasene fra hverandre, spesielt de to første. Men for å kunne ha et forståelig system å forholde oss til, skal vi holde på denne tredelingen her. I praksis er det ofte vanskelig å skille innblandingstanken fra kontakttanken fordi innblanding foregår i kontakttanken (for eksempel ved diffusorinnblanding). I praktisk dimensjonering kan vi i slike tilfeller forutsette at kontakttanken utgjøres av volumet fra injiseringspunktet av ozon til utløpet av den tanken der ozon bobles inn. I den testprosedyre som foreslås senere, vil vi imidlertid forutsette at det er et skille mellom innblandingstanken og kontakttanken for derigjennom å kunne ta hensyn til forskjellene i prosessforløp i de to fasene av prosessen.

Umiddelbart etter innblanding vil det i innblandingstanken skje oksidasjonsreaksjoner som forbruker ozon som blir overført fra gassen til vannet. For bedre å anskueliggjøre det som skjer, er ozondosen, C_{dose} , angitt som en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all tilført ozon ble innblandet i vannet (100 % overført) og ingenting av det ble forbrukt. Videre er initialkonsentrasjonen, $C_{initiell}$, (dvs innløpskonsentrasjonen til kontakttanken), som er konsentrasjonen man ville hatt etter ozongassen er overført til vannet (med en gitt overføringsgrad), og etter det raske initielle ozonforbruket rett etter dosering. Siden overføring av ozongass til vannet vil pågå lengre enn det raske initielle ozonforbruket, vil dette også være en tenkt konsentrasjon.

Ozonoverføringstanken er den del av reaktoren hvor ozon overføres fra boble til vann. Det vil samtidig med overføring av ozon også skje et forbruk av ozon, og det er meget vanskelig på forhånd å kunne angi hvordan ozonkonsentrasjonen endrer seg i kontakttanken. Avhengig av graden av fortsatt oksidasjon og kinetikken i gassoverføringen, kan konsentrasjonen av ozon både synke og øke gjennom kontakttanken, eller mellom de ulike segmentene av kontakttanken.

I vårt forslag til beregningsmodell for Ct vil vi i det følgende forutsette at ozonkonsentrasjonen er konstant gjennom kontakttanken (ozonoverføringstanken), og bestemt av utløpskonsentrasjonen fra denne. Dette vil normalt være en konservativ antagelse ved beregning av Ct.

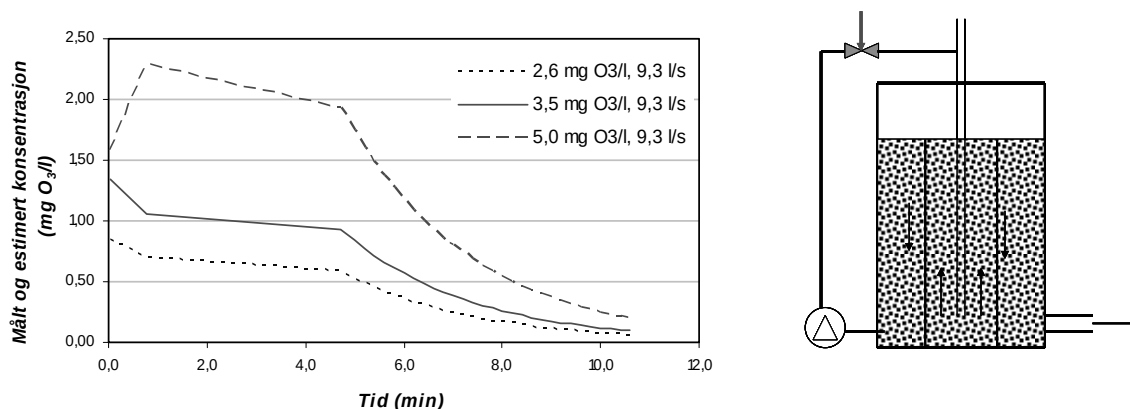
I reaksjonstanken (som også gjerne kan bestå av flere segment) vil vi ikke ha noen tilførsel av ozon, bare et forbruk, og konsentrasjonen vil reduseres, sannsynligvis tilnærmet etter et 1. ordens forløp i hvert segment, dvs :

$$C_{ut} = C_{inn} \cdot e^{-kt}$$

C_{inn} = innløpskonsentrasjonen til det reaktorsegmentet som betraktes

C_{ut} = utløpskonsentrasjonen av det reaktorsegmentet som betraktes

Vi skal prøve å anskueliggjøre det som skjer, ved å vise til noen målinger og beregninger som ble gjort av en hovedoppgavestudent ved Klungset vannverk i Fauske (Robøle, 2004), se Figur 9.3. Ozon tilsettes via injektor. En skisse av kontakttanken (som er fylt med pakningslegemer) er også vist i figuren. Ozontanken er oppbygget med en indre sylindrisk del hvor ozon og vann strømmer oppover og utgjør etter vår definisjon et kontakttanksegment, og en ytre sylindrisk del hvor vannet strømmer nedover uten at ozon tilføres her. Det er imidlertid svært sannsynlig at det dras med ozonbobler også i denne delen, en oppfatning kurveforløpet styrker, og den må derfor også betraktes som et kontakttanksegment. Rørføring og tankvolum etter ozontanken (ikke vist på skissen) vil imidlertid etter vår definisjon være et reaksjonstanksegment.



Figur 9.3 Fremstilling av variasjonen av dels målt og dels estimert konsentrasjon av ozon som funksjon av vannets oppholdstid gjennom kontakttanken ved Klungset vannverk ved ulike ozondoser.

Tid 0 i figuren representerer prøvepunkt i bunnen av den indre sylinder. Tid ca 1 min representerer et prøvepunkt ved utløpet av indre sylinder (1. kontakttanksegment) og tid 5 min utløpet fra ytre sylinder (2. kontakttanksegment). Konsentrasjonen ved tid 10,5 min er en beregnet konsentrasjon ved inngangen til biofilteret, og volumet mellom utløpet av tanken og inngangen på biofilteret representerer reaksjonstanksegmentet.

Kurvene representerer tre ulike doseringer, og vi ser for det første at initialkonsentrasjonen kun utgjør ca 1/3 av doseringskonsentrasjonen. Videre ser vi at ozon-konsentrasjonen øker eller synker litt i den indre sylinder (1. kontakttanksegment) avhengig av størrelsen på doseringen. I den ytre sylinder (2. kontakttanksegment) holder ozonkonsentrasjonen seg noenlunde konstant selv om vi her utvilsomt har et forbruk. Det er tydelig at vi også har en viss gassoverføring her selv om ozon ikke tilføres den ytre sylinder direkte. I dette tilfellet vil det derfor være naturlig å betrakte hele den lukkede tanken der ozonoverføringen skjer som en kontakttank.

9.4.2 Reaktortyper

En rekke forskjellige typer av reaktorer for ozonoverføring og ozonforbruk finnes. Ozonoverføringen skjer imidlertid via bobler, og det er måten boblene dannes på som gir ulike reaktorutforminger. Her kan vi skille mellom:

1. Diffusorinnblanding
2. Injektorinnblanding
3. Turbininnblanding

Vi kan også skille mellom:

1. Medstrøms bobletanker (bobler og vann går samme veg)
2. Motstrøms bobletanker (bobler og vann går motsatt veg)

Dessuten kan vi skille mellom:

1. Pakkede tanker - dvs tanker som er fylt med fyll-legemer som både bidrar til at ozonoverføringen blir bedre og at graden av stempelstrømning blir bedre.
2. Åpne tanker (ikke pakke tanker).

I enkelte sammenhenger er det helt klart hva som skal defineres som gassoverføringsfase og hva som er forbruksfase, som for eksempel vist i Figur 9.2. Andre ganger, for eksempel som i tilfellet med tanken i Fauske (Figur 9.3), er det noe uklart fordi man ikke helt vet i hvor stor utstrekning av tanken det faktisk foregår gassoverføring.

Som tidligere angitt, definerer vi i utgangspunktet reaktorvolum der man har gassoverføring som kontakttanken, mens reaktorvolum der man har ozonforbruk og ingen gassoverføring defineres som reaksjonstanken. Hvis det ikke er mulig å skille mellom kontakttank og reaksjonstank på denne måten, foreslår vi at det brukes følgende forenkling av definisjonene:

1. Kontakttanken utgjøres av den lukkede enhet hvor ozon tilsettes.
2. Reaksjonstanken utgjøres av det volumet vannet passerer mellom utløpet av kontakttanken og det punkt i prosessen hvor ozonet forutsettes å være oppbrukt.

Kontakttanken kan da være en lukket diffusortank, en lukket, pakket kolonne eller lignende, og det er da oppholdstiden i hele denne enheten som legges til grunn ved Ct -beregningen. Vi kommer tilbake til beregningen av oppholdstiden i denne tanken senere.

Reaksjonstanken kan være en separat tank eller det volum som vannet må passere før inngangen til for eksempel et biofilter.

9.4.3 Bestemmelse av t_{eff} i Ct -beregningen

Også når det gjelder ozonering, foreslår vi at man bruker t_{10} for beregningen av t_{eff} . Ved ozonering er det enda viktigere enn ved klorering å bestemme det reelle strømningsbildet ved tracerundersøkelser. Dette er mulig i driftssituasjonen, men ikke i planleggings-/dimensjonerings-situasjonen.

I planleggingssituasjonen og dimensjonerings-situasjonen har man ikke kontakttank og reaksjonstank tilgjengelig. I slike tilfeller må man derfor ty til bruk av hydraulisk faktor (baffling faktor) som skissert under klorering. I dimensjonerings-situasjonen forslår vi derfor at t_{10} bestemmes for kontakttanken og reaksjonstanken hver for seg, eventuelt oppdelt i segmenter for hhv kontakttank og reaksjonstank.

Den amerikanske tabellen (se Tabell 9.1) er egentlig laget for reaksjonstanker (både for klor og ozon), og vi foreslår derfor at Tabell 9.1 også brukes til bestemmelse av t_{eff} for reaksjonstanken i ozoneringsanlegg. For kontakttanker for ozon utformet som kolonner (dvs rørformede reaktorer med vertikalstrømning) som ofte brukes på mindre ozonanlegg, passer den imidlertid ikke så godt. Vi foreslår derfor en tilleggstabell som vist i Tabell 9.2, som er bedre tilpasset for bruk ved beregning av høye, slanke kontaktkolonner (disse må defineres nærmere). I kontakttanker for ozon kan man bedre strømningsbildet vesentlig ved å benytte et pakningsmateriale i tanken. Dette vil også bedre overføringen av ozon vesentlig. På nåværende tidspunkt har vi ikke noe godt grunnlag for å avgjøre hva de hydrauliske faktorene i kontaktkolonner skal være, men basert på noe erfaring og et visst skjønn, foreslås verdiene i Tabell 9.2.

Tabell 9.2 Veiledende verdier for hydraulisk faktor for høye slanke ozon kontaktkolonner

Kontaktssystem	t_{10}/T
Pakkede kollokker	
Med bobler	0,85
Uten bobler	0,95
Åpne kollokker	
Med bobler	0,5
Uten bobler	0,7

9.4.4 Bestemmelse av C_{eff} i Ct-beregningen

Når det gjelder hvilken effektiv konsentrasjon, C_{eff} , man skal benytte ved Ct-bestemmelsen, er det all grunn til å vurdere ozon (og klordioksid) annerledes enn de mindre reaktive desinfeksjonsmidlene (klor og kloramin). Vi vil foreslå en metode for bestemmelse av C_{eff} for ozon som er forskjellig avhengig av hvor man er i prosessen, dvs at bestemmelsen av C_{eff} er forskjellig i kontakttanken og reaksjonstanken. Før man angir hvordan C_{eff} bestemmes, må man definere de ulike ozonkonsentrasjonene som forekommer gjennom anlegget.

9.4.4.1 Definisjon av parametere

Ved angivelse av C_{eff} for ozon opprettholder vi inndelingen av prosessen som angitt tidligere, og definerer følgende konsentrasjoner:

- Innblandingssonen
 - ⇒ C_{ub} = utløpskonsentrasjonen fra innblandingssonen = C_{initieil} . Dette er en tenkt konsentrasjon som man ville hatt når all gassoverføringen var ferdig, der det er tatt hensyn til en gitt overføringsgrad og en gitt initiell oksidasjon.
 - ⇒ C_{dose} = dosen angitt som en tenkt konsentrasjon hvis man hadde 100 % overføring og ingen initiell oksidasjon.
- Kontakttanken
 - ⇒ C_{uk} = utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken.
 - ⇒ C_{ik} = innløpskonsentrasjonen til kontakttanken som er en tenkt konsentrasjon = C_{initieil} .
- Reaksjonstanken
 - ⇒ C_{ur} = utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken.
 - ⇒ C_{ir} = innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken = C_{uk} .

I tillegg kan kontakttanken og reaksjonstanken deles inn i segment. For eksempel hvis både kontakttanken og reaksjonstanken deles inn i segmentene 1, 2 og 3, gir det følgende konsentrasjonsdefinisjoner:

- C_{ik-1} = innløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 1 (første segment).
- $C_{uk-1} = C_{ik-2}$ = utløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 1 som er innløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 2.
- $C_{uk-2} = C_{ik-3}$ = utløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 2 som er innløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 3.
- $C_{uk-3} = C_{ir-1}$ = utløpskonsentrasjonen til kontakttankens segment 3 som er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 1.
- $C_{ur-1} = C_{ir-2}$ = utløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 1 som er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 2.
- $C_{ur-2} = C_{ir-3}$ = utløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 2 som er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 3.
- C_{ur-3} = utløpskonsentrasjonen til reaksjonstankens segment 3.

9.4.4.2 C_{eff} i kontakttanken

Som tidligere nevnt foreslår vi at man i bestemmelsen av oppholdstiden i kontakttanken, t_k , tar utgangspunkt i volumet fra injiseringspunktet av ozon til utløpet av den tanken der ozon bobles inn.

For kontakttanksegmenter foreslår vi at C_{eff} i Ct-beregningen baseres på utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegmentet i henhold til Tabell 9.3. Det medfører at C_{eff} er en funksjon av utløpskonsentrasjonen og reaktorutformingene på siste kontakttanksegment. C_{eff} i eventuelle alle andre kontakttanksegment settes så lik C_{eff} i siste kontakttanksegment. Det betyr at man vil ha lik effektiv konsentrasjon, kalt C_{eff-k} , for alle segmentene.

Tabell 9.3 Bestemmelse av C_{eff} i kontakttanksegment avhengig av reaktorutforming

Totalt omrørt reaktor	Medstrømsreaktor	Motstrømsreaktor
C_{uk}	C_{uk} eller $\frac{1}{2} (C_{ik} + C_{uk})$	$C_{uk}/2$

9.4.4.3 C_{eff} i reaksjonstanken

I reaksjonstanksegmenter foreslår vi at C_{eff} i Ct-beregningen fastlegges på grunnlag av innløps- og utløpskonsentrasjonen til hvert reaksjonstanksegment. For en reaksjonstank bestående av kun ett segment, er sammenhengen mellom utløpskonsentrasjonen, C_{ur} , og innløpskonsentrasjonen, C_{ir} , gitt ved:

$$C_{ur} = C_{ir} \cdot e^{-k \cdot t_r}$$

der t_r er effektiv oppholdstid i reaksjonstanken. C_{ir} , som er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken, er den samme som utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{uk} . Det betyr at når k og t_r er kjent, så kan C_{ir} beregnes fra C_{ur} , eller vice versa. Effektiv konsentrasjon i reaksjonstanken, C_{eff-r} , er da gitt ved:

$$C_{eff-r} = [C_{ur} \cdot C_{ir}]^{1/2}$$

Hvis reaksjonstanken består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, må effektiv konsentrasjon beregnes for hvert av segmentene. Først må inn- og utløpskonsentrasjonen fra

hvert segment bestemmes. Det kan enten gjøres med utgangspunkt i utløpskonsentrasjonen fra siste segment, eller fra innløpskonsentrasjonen til første segment (som er den samme som utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegment). Sammenhengen mellom de ulike innløps- og utløpskonsentrasjonene i reaksjonstanksegmentene blir da:

$$C_{ir-3} = C_{ur-3} / e^{-k \cdot tr3}$$

$$C_{ir-2} = C_{ur-2} / e^{-k \cdot tr2} = C_{ir-3} / e^{-k \cdot tr2} = C_{ur-3} / e^{-k \cdot (tr2 + tr3)}$$

$$C_{ir-1} = C_{ur-1} / e^{-k \cdot tr1} = C_{ir-2} / e^{-k \cdot tr1} = C_{ur-3} / e^{-k \cdot (tr1 + tr2 + tr3)}$$

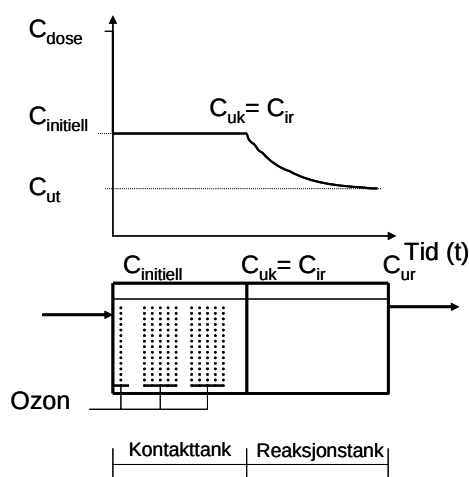
der $tr1$, $tr2$ og $tr3$ er effektiv oppholdstid i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken. Effektiv konsentrasjon i reaksjonstanksegmentene 1, 2 og 3 er da henholdsvis C_{eff-1} , C_{eff-2} og C_{eff-3} , og er gitt ved følgende ligninger som representerer det veide middel av konsentrasjonene i de aktuelle reaktorsegmentene:

$$C_{eff-1} = [C_{ir-1} \cdot C_{ur-1}]^{1/2}$$

$$C_{eff-2} = [C_{ir-2} \cdot C_{ur-2}]^{1/2}$$

$$C_{eff-3} = [C_{ir-3} \cdot C_{ur-3}]^{1/2}$$

Figur 9.4 viser eksempel på hvordan effektiv ozonkonsentrasjon, C_{eff} , som benyttes for Ct -beregningene, endres gjennom anlegget. Konsentrasjonsberegningene forutsetter kjennskap til nedbrytningskonstanten, k , for ozon. Bestemmelse og bruk av k , samt beregning av Ct -verdi, er nærmere beskrevet i kap. 9.4.5.



Figur 9.4 Skjematisk skisse av tenkt konsentrasjonsforløp gjennom kontakttank og reaksjonstank

9.4.5 Nødvendig ozondose

På samme måte som for klor er ozondosen avhengig av hvor stort ozonforbruket er og hvor stort ozonoverskuddet må være for å opprettholde tilstrekkelig høy Ct-verdi i desinfeksjonen. Ozonforbruket er imidlertid vesentlig større og raskere enn tilsvarende klorforbruk, fordi ozon er et kraftigere oksidasjonsmiddel (det går mer med til oksidasjon), og fordi ozon er mindre stabilt slik at man også vil ha en betydelig grad av egendekomponering. I tillegg doseres ozon som gass som vil overføres til vannet med en gitt effektivitet. Det betyr at nødvendig ozondose er avhengig av tre forhold:

1. Gassoverføring, dvs hvor effektiv overføringen fra gass til vann er
2. Ozonforbruk, dvs hvor mye ozon som medgår til oksidasjon og egendekomponering
3. Ozonoverskuddet som må være for at vi skal kunne opprettholde en tilstrekkelig høy Ct-verdi ved desinfeksjonen

Ved en gitt utløpskonsentrasjon fra siste segment av reaksjonstanken (restozonekonsentrasjon) kan man på samme måte som angitt i kap. 9.4.4, regne seg tilbake til innløpskonsentrasjonen til første segment av reaksjonstanken som også er utløpskonsentrasjonen fra siste segment av kontakttanken. Hvis ozonreaksjonstanken kun består av ett segment, er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken, C_{ir} , (som er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{uk}) gitt ved:

$$C_{ir} = C_{uk} = C_{ur} / e^{-k \cdot tr}$$

Hvis reaksjonstanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er innløpskonsentrasjonen til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_{ir-1} = C_{uk} = C_{ur-3} / e^{-k \cdot (tr_3 + tr_2 + tr_1)}$$

der symbolene er som angitt tidligere.

I kap. 9.4.4 har man foreslått at effektiv konsentrasjon i kontakttanken, C_{eff-k} , er gitt av utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{uk} . Grunnen til dette er at selv om man har et ozonforbruk pga oksidasjon, som skulle tilsi at konsentrasjonen var høyere i innløpet enn i utløpet, så har man også en gassoverføring som vil øke konsentrasjonen fra innløpet mot utløpet. Nettoeffekten på konsentrasjonsendringene gjennom kontakttanken kan imidlertid være vanskelig å forutse. For å være konservativ i forbindelse med beregning av Ct-verdi har man derfor anbefalt å benytte en lik C_{eff-k} for hele kontakttanken. Denne er basert på utløpskonsentrasjonen, C_{uk} , fra kontakttanken. I forbindelse med beregning av nødvendig dose, må man imidlertid også ta hensyn til forbruket i kontakttanken. Dette kan gjøres ved å beregne en tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken, C_{ik} , på samme måte som for reaksjonstanken. Det vil ikke være den reelle innløpskonsentrasjonen, men en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all gassoverføring skjedde før kontakttanken, og hastighetskonstanten for ozonforbruk pga oksidasjon og egendekomponering er som i reaksjonstanken. Hvis kontakttanken kun består av ett segment, er da tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken, C_{ik} , gitt ved:

$$C_{ik} = C_{uk} / e^{-k \cdot tk}$$

der tk er effektiv oppholdstid i kontakttanken og de øvrige symbolene som angitt tidligere.

Hvis kontakttanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er tenkt innløpskonsentrasjon til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_{ik-1} = C_{uk-3} / e^{-k \cdot (tk3 + tk2 + tk1)}$$

der $tk1$, $tk2$ og $tk3$ er effektiv oppholdstid i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken, mens de øvrige symbolene er som angitt tidligere. Når tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken er gitt (dvs tenkt initialkonsentrasjon), er nødvendig ozondose bestemt av det raske ozonforbruket rett etter dosering, samt effektiviteten på overføringen av ozongass. Nødvendig ozondose kan da beskrives som:

$$C_{dose} = C_i / (k_{oksid} \cdot k_{overf})$$

der $C_i = C_{ik} = C_{ik-1}$, mens k_{oksid} er en faktor som er avhengig av vannkvaliteten og beskriver det raske ozonforbruket rett etter dosering, og k_{overf} angir effektiviteten på overføringen av ozongass til vann og vil i hovedsak være avhengig av reaktorutformingen. Vi har på nåværende tidspunkt lite grunnlag for å angi verdier på k_{overf} , men basert på noe erfaringer og et visst skjønn foreslås verdier som angitt i Tabell 9.4 som et utgangspunkt.

Tabell 9.4 Forslag til veiledende verdier for ozonoverføringsgraden til vann, k_{overf} .

Innblanding/reaktor system	k_{overf}
Diffusor/injektor innblanding, pakket bobletank	0.90
Diffusor/injektor innblanding, bobletank uten pakking	0.75

Bestemmelse og bruk av k_{oksid} og k_{overf} , samt beregning av dose, er nærmere beskrevet i kap. 9.4.6.

9.4.6 Beregningsprosedyre og bruk av Ct for ozon

På samme måte som for klor vil beregningsprosedyren med bruk av Ct-verdi være svært forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, og i en dimensjonerings- og planleggingssituasjon. Hensikten med beregningsprosedyren vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av en driftssituasjon og en dimensjoneringsituasjon.

9.4.6.1 Dokumentasjon i driftssituasjonen

I en driftssituasjon kan ozonanleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. Det innebærer imidlertid at man må ha tilstrekkelig med gode, representative prøvepunkt slik at ozonkonsentrasjonen kan bestemmes gjennom anlegget. For et anlegg bestående av for eksempel reaksjonstanksegmentene 1, 2 og 3, samt kontakttanksegmentene 1, 2 og 3, innebærer en slik dokumentasjon følgende:

- Måling av utløpskonsentrasjonen fra hvert reaksjonstanksegment (C_{ur-3} , C_{ur-2} og C_{ur-1}), samt utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegment (C_{uk-3}).
- Bestemme effektiv konsentrasjon i reaksjonstanksegmentene.
 $\Rightarrow$ Innløpskonsentrasjonene er lik: $C_{ir-1} = C_{uk-3}$, $C_{ir-2} = C_{ur-1}$ og $C_{ir-3} = C_{ur-2}$
 $\Rightarrow C_{eff-1} = [C_{ir-1} \cdot C_{ur-1}]^{1/2}$, $C_{eff-2} = [C_{ir-2} \cdot C_{ur-2}]^{1/2}$ og $C_{eff-3} = [C_{ir-3} \cdot C_{ur-3}]^{1/2}$

- Bestemme effektiv oppholdstid i hvert reaksjonstanksegment (tr_3 , tr_2 og tr_1).
 $\Rightarrow$ Dette gjøres enten ved hjelp av tracerundersøkelser og bestemmelse av t_{10} for hvert segment, eller ved å benytte hydraulisk faktor som beskrevet i kap. 9.3.2, Tabell 9.1.
- Beregne C_t -verdi for hvert reaksjonstanksegment.
 $\Rightarrow C_{t3} = (C_{eff-3} \cdot tr_3)$, $C_{t2} = (C_{eff-2} \cdot tr_2)$ og $C_{t1} = (C_{eff-1} \cdot tr_1)$
- Bestemme effektiv konsentrasjon i kontakttanksegmentene, C_{eff-k} , basert på utløpskonsentrasjonen av siste kontakttanksegment, C_{uk-3} .
- Bestemme effektiv oppholdstid i hvert kontakttanksegment (tk_3 , tk_2 og tk_1).
 $\Rightarrow$ Dette gjøres enten ved hjelp av tracerundersøkelser og bestemmelse av t_{10} for hvert segment, eller ved å benytte hydraulisk faktor som beskrevet i kap. 9.4.3, Tabell 9.2.
- Beregne C_t -verdi for kontakttanksegmentene.
 $\Rightarrow C_{tk} = C_{eff-k} \cdot (tk_3 + tk_2 + tk_1)$,
- Summere alle C_t -verdiene til en total C_t -verdi
 $\Rightarrow C_t = C_{t3} + C_{t2} + C_{t1} + C_{tk}$
- Sammenligne beregnet C_t -verdi med dimensjonerende C_t -verdi i Tabell 9.5.

I anlegg som består av to eller flere reaksjonstanksegment kan man også bestemme nedbrytningskonstanten, k , fra de målte utløpskonsentrasjonene. Dette er vist nedenfor for et anlegg bestående av de 3 reaksjonstanksegmentene 1, 2 og 3.

Nedbrytningskonstanten, k , kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$-k \cdot tr_3 = \ln(C_{ur-3}/C_{ur-2})$$

eller

$$-k \cdot tr_2 = \ln(C_{ur-2}/C_{ur-1})$$

Man kan ikke uten videre bestemme konstantene k_{oksid} og k_{overf} fra målinger i anlegget. Fra utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken og nedbrytningskonstanten, k , kan man imidlertid beregne produktet ($k_{oksid} \cdot k_{overf}$) uten å kunne separere dem. For et anlegg bestående av for eksempel 3 kontakttanksegment, 1, 2 og 3, kan dette produktet bestemmes ved hjelp av:

$$(k_{oksid} \cdot k_{overf}) = [C_{uk-3} / e^{-k \cdot (tk_3 + tk_2 + tk_1)}] / C_{dose}$$

Selv om bestemmelse av konstantene k og ($k_{oksid} \cdot k_{overf}$) i en driftssituasjon ikke har noen direkte og umiddelbar betydning for dokumentasjon av desinfeksjonsanleggets funksjon, vil vi likevel anbefale at slik bestemmelse gjøres i forbindelse med dokumentasjonen. Det er flere grunner til det, bl.a.:

- Beregning av k og ($k_{oksid} \cdot k_{overf}$) krever ingen ekstra prøvetaking og analyse da man allerede har innhentet de nødvendige dataene i forbindelse med dokumentasjonen.
- Kunnskap om k og ($k_{oksid} \cdot k_{overf}$) for ulike driftssituasjoner, vannkvaliteter osv vil medføre at forståelsen av prosessene, og dermed driften av anlegget, blir bedre.
- Opparbeidelse av et "bibliotek" over k og ($k_{oksid} \cdot k_{overf}$) for ulike anleggstyper, prosesser, driftssituasjoner, vannkvaliteter osv vil være svært nyttig ved både dimensjonering og drift av anlegg.

9.4.6.2 Dimensjoneringssituasjon

I forbindelse med dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktorvolum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Som illustrasjon velges et anlegg med 3 reaksjonstanksegment, 1, 2 og 3, samt 3 kontakttanksegment (antall reaktorsegment er ikke vesentlig, da prosedyren kan anvendes for alt fra ett til så mange reaktorsegment man måtte ønske). Det gir følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum:

- 1) Velg ønsket utløpskonsentrasjon fra siste kontakttanksegment (det er også mulig å ta utgangspunkt i utløpskonsentrasjonen fra siste reaksjonstanksegment og regne tilbake fra der, men det er ikke vist her).
⇒ Dvs utløpskonsentrasjonen $C_{uk-3} = C_{ir-1}$ velges.
- 2) Velg antall reaktorsegment i både kontakttanken og reaksjonstanken.
⇒ Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske.
⇒ Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsvolum.
⇒ I dette eksempelet er det benyttet 3 kontakttanksegment, 1, 2 og 3, og 3 reaksjonstanksegment, 1, 2 og 3, der segment 3 er det siste i begge tankene.
- 3) Velg volum og utforming for hvert av segmentene.
- 4) Beregn effektiv kontakttid for hvert av kontakttank- og reaksjonstanksegmentene basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T) som angitt i henholdsvis Tabell 9.2 eller Tabell 9.1.
⇒ Henholdsvis tk_3 , tk_2 og tk_1 for kontakttanken, og tr_3 , tr_2 og tr_1 for reaksjonstanken, beregnes.
- 5) Velg nedbrytningskonstant, k .
⇒ Er avhengig av vannkvalitet.
⇒ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.4.6.3.
- 6) Beregn utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanksegment 1.
⇒ $C_{ur-1} = C_{uk-3} \cdot e^{-k \cdot tr_1}$
- 7) Beregn effektiv konsentrasjon i reaksjonstanksegment 1.
⇒ $C_{eff-1} = [C_{uk-3} \cdot C_{ur-1}]^{1/2}$
- 8) Beregn C_t -verdi for reaksjonstanksegment 1.
⇒ $C_{t1} = C_{eff-1} \cdot tr_1$
⇒ Hvis anlegget kun har ett reaksjonstanksegment, fortsett i punkt 16.
- 9) Beregn utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanksegment 2.
⇒ $C_{ur-2} = C_{ur-1} \cdot e^{-k \cdot tr_2} = C_{uk-3} \cdot e^{-k \cdot (tr_1 + tr_2)}$
- 10) Beregn effektiv konsentrasjon i reaksjonstanksegment 2.
⇒ $C_{eff-2} = [C_{ur-1} \cdot C_{ur-2}]^{1/2}$
- 11) Beregn C_t -verdi for reaksjonstanksegment 2.
⇒ $C_{t2} = C_{eff-2} \cdot tr_2$
- 12) Beregn utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanksegment 3.
⇒ $C_{ur-3} = C_{ur-2} \cdot e^{-k \cdot tr_3} = C_{uk-3} \cdot e^{-k \cdot (tr_1 + tr_2 + tr_3)}$
- 13) Beregn effektiv konsentrasjon i reaksjonstanksegment 3.
⇒ $C_{eff-3} = [C_{ur-2} \cdot C_{ur-3}]^{1/2}$
- 14) Beregn C_t -verdi for reaksjonstanksegment 3.
⇒ $C_{t3} = C_{eff-3} \cdot tr_3$
- 15) Hvis anlegget består av flere enn 3 reaksjonstanksegment, gjentas sekvens 12 til 14 ved å beregne utløpskonsentrasjonen for neste nedstrøms segment ved å benytte k , utløpskonsentrasjonen fra forrige segment og effektiv kontakttid for neste nedstrøms segment. Slik fortsetter man inntil utløpskonsentrasjonen, effektiv konsentrasjon og C_t -verdien for alle segmentene er beregnet.

- 16) Bestemme effektiv konsentrasjon i kontakttanksegmentene, $C_{\text{eff-k}}$, basert på utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegment, $C_{\text{uk-3}}$, i henhold til Tabell 9.3.
- 17) Beregn C_t -verdi for kontakttanksegmentene.
 $\Rightarrow C_{t_k} = C_{\text{eff-k}} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})$
- 18) Beregn totale C_t -verdi ved å summere C_t -verdiene fra alle tanksegmentene.
 $\Rightarrow C_t = C_{t_3} + C_{t_2} + C_{t_1} + C_{t_k}$
- 19) Sammenlign beregnet C_t -verdi med dimensjonerende C_t -verdi for ønsket grad av inaktivering (Tabell 9.5).
 $\Rightarrow$ Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Som nevnt i kap. 9.1.2 bør doseringsutstyr dimensjoneres for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet dimensjoneres for. Det vil i praksis si at det bør dimensjoneres for råvann. Prosedyre for dimensjonering av doseringsutstyr blir en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

- 1) Velg nedbrytningskonstant, k , basert på vannkvaliteten som legges til grunn for bestemmelse av doseringsutstyr.
 $\Rightarrow$ Er avhengig av vannkvalitet, og er ikke den samme som ved dimensjonering av reaktorvolum.
 $\Rightarrow$ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.4.6.3
- 2) Antar fortsatt at anlegget har 3 kontakttanksegment, 1, 2 og 3.
- 3) Beregn tenkt innløpskonsentrasjon til første kontakttanksegment 1, $C_{\text{ik-1}}$, basert på utløpskonsentrasjonen i siste kontakttanksegment 3, $C_{\text{uk-3}}$.
 $\Rightarrow C_{\text{ik-1}} = C_{\text{uk-3}} / e^{-k \cdot (t_{k3} + t_{k2} + t_{k1})}$
- 4) Velg k_{oksid} .
 $\Rightarrow$ Er avhengig av vannkvalitet.
 $\Rightarrow$ Velges fra tabell over tidligere bestemte verdier for k , eller fortrinnsvis bestemmes for den aktuelle vannkvaliteten som angitt i testprosedyren i kap. 9.4.6.3.
- 5) Velg k_{overf} .
 $\Rightarrow$ Er avhengig av reaktorutforming.
 $\Rightarrow$ Velg k_{overf} i henhold til Tabell 9.4 for bobletank med eller uten pakking, eller bestem k_{overf} i separat test.
- 6) Beregn ozondose.
 $\Rightarrow C_{\text{dose}} = C_{\text{ik-1}} / (k_{\text{oksid}} \cdot k_{\text{overf}})$

9.4.6.3 Testprosedyre for bestemmelse av ozonkonstanter

Ved dimensjonering av anlegg er det behov for verdier for nedbrytningskonstanten, k , for ozon, samt verdier for konstanten, k_{oksid} , som representerer det raske ozonforbruket rett etter dosering, samt verdier for gassoverføringskonstanten, k_{overf} , som angir hvor effektivt ozongassen overføres til vannet. Disse konstantene vil være avhengig av vannkvalitet, spesielt NOM og lett oksiderbare forbindelser, temperatur osv, samt reaktorutformingen. Konstantene kan enten tas fra tabeller over slike, eller de kan bestemmes i en testprosedyre. Foreløpig finnes det ikke tabeller over konstantene, men etter hvert som flere tar i bruk metodene vil man kunne utvikle slike tabeller. Det ville være naturlig å begynne å utarbeide slike tabeller i en videreføring av dette prosjektet.

Det er viktig at en prosedyre for bestemmelse av k , k_{oksid} og k_{overf} er enkel og kan gjennomføres tilnærmet hvor som helst, samtidig som den gir gode og pålitelige data. Følgende eksperimentelle prosedyre foreslås derfor for å bestemme k og k_{oksid} for en gitt vannkvalitet:

- 1) Det prepareres begerglass med den aktuelle vannkvaliteten.
 - ⇒ Viktige vannkvalitetsparametere registreres, som for eksempel temperatur, NOM, andre reduserte forbindelser, pH osv.
 - ⇒ Parameterverdiene må være lik de som anlegget skal dimensjoneres for.
- 2) Det lages en ozondoseringsløsning med kjent konsentrasjon.
 - ⇒ Ozongass løses i rent vann (destillert vann) til en ønsket konsentrasjon i doseringsløsningen.
 - ⇒ Det må benyttes tilstrekkelig lav pH (antagelig ca 3 – 4) i doseringsløsningen til at ozonkonsentrasjonen forblir konstant.
- 3) Det doseres en kjent mengde ozon til begerglasset.
 - ⇒ Dosen må være i nærheten av de doser man vil bruke på fullskala anlegget.
- 4) Ozonkonsentrasjonen måles og logges mot tid.
- 5) Resultatene plottes som $\ln(C/C_0)$ mot tid.
- 6) Dataene analyseres hver for seg for tiden $t < 1$ minutter og $t > 1$ minutter.
- 7) Det trekkes en rett linje gjennom dataene for $t > 1$ minutter.
 - ⇒ Helningen på linjen vil være nedbrytningskonstanten, k .
- 8) Det trekkes en rett linje gjennom dataene for t lik 0 – 1 minutter.
 - ⇒ Helningen på kurven måles. I tillegg registreres skjæringspunktet mellom de to kurvene i forhold til startkonsentrasjonen.
 - ⇒ k_{oksid} bestemmes fra disse dataene (fra helningen eller fra delta-C).
- 9) Forsøket ved en gitt vannkvalitet repeteres så 2 ganger ved bruk av 2 andre ozondoser.
- 10) Hvis k_{oksid} og k i de tre forsøkene ikke avviker mer enn 20 %, bestemmes k_{oksid} og k som gjennomsnittet av de tre målingene.
- 11) Er avviket mer enn 20 %, utføres det minimum 2 nye repetisjoner med de forskjellige ozondosene. k_{oksid} og k bestemmes så separat for hver av de tre ozondosene.

Gassoverføringskonstanten, k_{overf} , kan ikke bestemmes fra testprosedyren. Man bør derfor benytte k_{overf} som angitt i Tabell 9.4, eller andre verdier fra litteraturen, avhengig av doseringsutstyr og reaktorutforming. Man bør imidlertid også sammenligne doser fra fullskala anlegg med beregnede doser basert på testprosedyren for på denne måten å opparbeide et bedre datagrunnlag på k_{overf} .

De angitte prosedyrene og fremgangsmåtene må uansett prøves ut i praksis, og etter hvert som man får mer data og erfaringer med dem, bør de modifiseres og raffineres der det er behov for dette. Vi anbefaler at konstanter bestemmes og prosedyrene evalueres og eventuelt modifiseres i en videreføring av dette prosjektet.

9.5 UV-bestråling

UV-desinfeksjon skiller seg fra annen desinfeksjon ved at det ikke doseres kjemikalium eller gass, og ved at oppholds-/kontakttiden er svært kort. De samme begrepene for konsentrasjon, kontakttid og Ct-verdi, som blir brukt for klor og ozon, kan også anvendes for UV. Når det gjelder UV, angis imidlertid konsentrasjon som intensitet (I), kontakttiden som stråletid (t) og Ct-verdi som UV-dose, som er produktet av intensitet og stråletid.

Dette gir følgende begreper:

- Intensitet, I , som normalt angis med benevnning mW/cm^2 i Norge.
⇒ Ekvivalent med konsentrasjon for andre desinfeksjonsmetoder.
- Stråletid, t , som angis i sekund.
⇒ Ekvivalent med effektiv kontaktid for andre desinfeksjonsmetoder.
⇒ Er avhengig av hydrauliske forhold, men for ideell turbulent stempelstrømning er den lik strålekammervolum dividert på vannføring (V/Q).
- UV-dose, D , som normalt angis med benevnning mWs/cm^2 (eller mJ/cm^2) i Norge.
⇒ Ekvivalent med Ct -verdi for andre desinfeksjonsmetoder.
⇒ $D = I \cdot t$
⇒ $1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$

9.5.1 Dimensjonering og drift av UV-anlegg

I veiledning til drikkevannsforskriften er det satt følgende dosekrav når UV skal benyttes som hygienisk barriere:

- Dose større enn $30 \text{ mWs}/\text{cm}^2$ gir barriere overfor bakterier, virus og parasitter, der doseverdien refererer seg til en beregnet verdi.
- Dose større enn $40 \text{ mWs}/\text{cm}^2$, hvis man også skal ha barriere mot bakteriesporer. Doseverdien refererer seg til målt verdi basert på biodosimetertest.

Når UV-bestråling benyttes til desinfeksjon ved vannverk, er det et klart behov for et system/retningslinjer for å sikre at anleggene er i stand til å gi en tilfredsstillende desinfeksjonseffekt under alle forhold. Anleggene må også utstyres med nødvendig overvåkingsutstyr for sikker drift. Per i dag er det kun Østerrike, Tyskland, Sveits, Norge og delvis Nederland og USA som har retningslinjer eller normer som angir spesifikke funksjonskrav for UV-aggregater. Alle UV-aggregater som skal benyttes ved norske vannverk, har vært igjennom en typegodkjenning ved Folkehelseinstituttet (tidligere Statens institutt for folkehelse). Denne ordningen, som ble etablert allerede tidlig på 1970-tallet, har til hensikt å sikre at de UV-aggregater som installeres ved norske vannverk, oppfyller visse minimumskrav med hensyn til desinfeksjonseffekt og kontroll-/overvåkingsutstyr. Ved typegodkjenning foretas kapasitetsberegning av UV-aggregater for å sikre at vannet blir utsatt for en tilstrekkelig høy UV-dose ved passering gjennom aggregatets bestrålingskammer.

Krav til UV-dose i forbindelse med Folkehelseinstituttets typegodkjenning av UV-aggregater, er enten basert på minimum $30 \text{ mWs}/\text{cm}^2$, beregnet ut fra en volumveid gjennomsnittsintensitet i kammeret, eller minimum $40 \text{ mWs}/\text{cm}^2$, basert på en biodosimetertest. Dette er nærmere beskrevet i kap. 3.4.4 (Godkjenning av UV-aggregater).

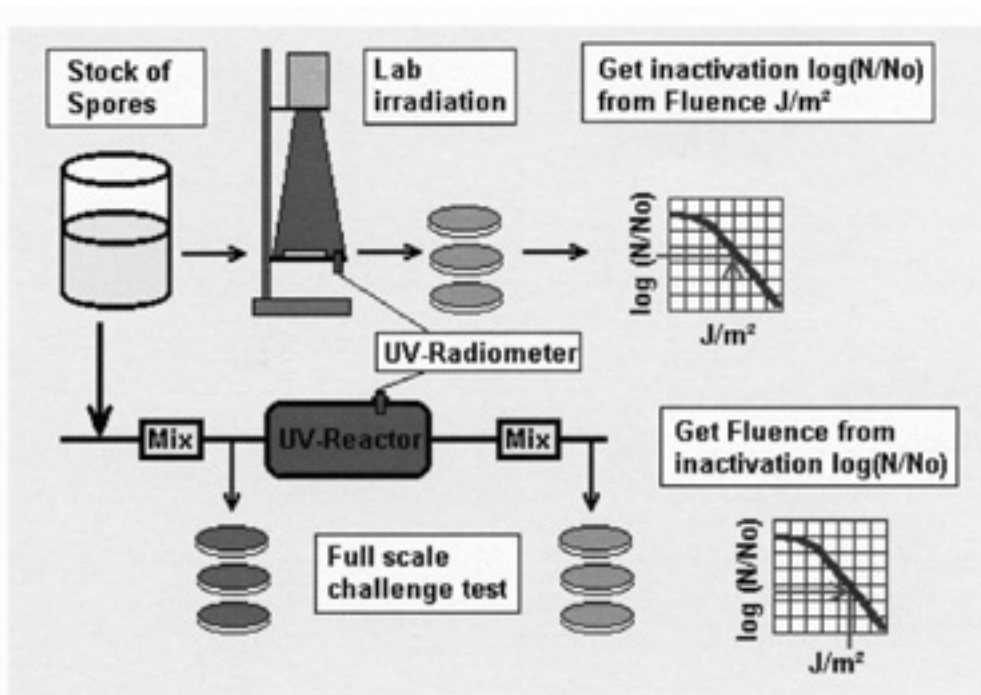
I henhold til Folkehelseinstituttet må søknad om typegodkjenning alltid også inneholde detaljerte opplysninger om den aktuelle aggregattypen (modell), for eksempel:

- 1) Beskrivelse av UV-lampe, type og fabrikat. Opplysning om utstrålt UV-C effekt, i W evt. mW ved 254 nm (for lavtrykkslamper) (for mellomtrykkslamper: utstrålt effekt i bølgelengdeområdet 240-290 nm), for ny lampe og etter endt lampelevetid. Lampedimensjoner: Total lampelengde (u/holdere) (dvs. lengden av lampeglasset) og effektiv lampelengde, dvs. lengden på UV-lampen som er innenfor senter innløp og senter utløp av bestrålingskammeret, samt diameter på UV-rør og kvartsglass. Levetidskurve for lampene (intensitetsreduksjon i relasjon til brenntid, i timer, for den benyttede lampetype), samt angivelse av anbefalt tid, i timer, for lampebyte, intensitetsreduksjon (i %) ved

lysets passasje gjennom kvartsrøret, samt beskrivelse av UV-sensor (type, spesifisitet m.m). Diagram som viser UV-sensors følsomhet ved ulike bølgelengder.

- 2) Spesifikasjon av de materialer som kommer i kontakt med vann.
- 3) Tegning som viser UV-lampen(e)s nøyaktige plassering i bestrålingskammeret, plassering av UV-sensor, samt angivelse av innløp og utløp for kammeret. Tegningene skal være påført alle indre og ytre mål på bestrålingskammeret, diameter på innløp og utløp av kammeret, og avstanden mellom disse sentrene.
- 4) En beskrivelse av hvordan beregning av UV-intensitet og dimensjonerende kapasitet av anlegget er foretatt, samt beregninger som viser UV-intensiteten i ulike deler av bestrålingskammeret. En tabell over den dimensjonerende kapasiteten på anlegget ved ulike vannkvaliteter (UV-transmisjonsverdier i 5 cm kuvette). Maksimal hydraulisk kapasitet oppgitt av produsent for det enkelte anlegg, må også oppgis.
- 5) Tegning og beskrivelse av styre- og kontrollinnretningen.
- 6) Instruks for drift og vedlikehold av anlegget.
- 7) Dokumentasjon vedr. praktiske forsøk som er utført med anlegget (for eksempel inaktiveringstester med ulike mikroorganismer, biodosimetertest).

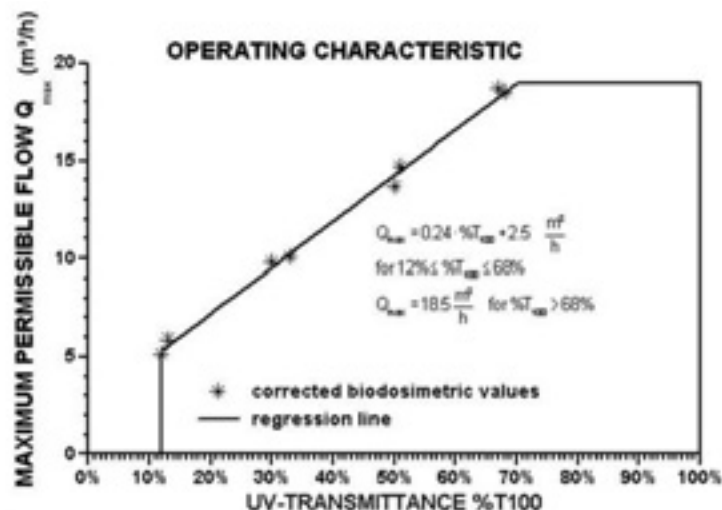
Biodosimetrisk test skal utføres i henhold til østerriksk ÖNORM M 5873-1 eller 5873-2, den tyske DVGW Teknisk standard W294, eller tilsvarende biodosimetrisk tester (for eksempel i henhold til USEPA Ultraviolet Disinfection Guidance Manual). Den skal utføres av velrenomerte laboratorier med erfaring fra å utføre slike tester. Det må benyttes et biodosimeter (testorganisme, for eksempel *Bacillus subtilis* eller MS2) som har en resistens mot UV-bestråling som gjør det mulig å produsere kapasitetstabeller som kan relateres til en UV-dose på 40 mWs/cm^2 (400 J/m^2). Prinsippskisse som beskriver gjennomføringen av biodosimetrisk test er vist i Figur 9.5.



Figur 9.5 Prinsskisse for gjennomføring av biodosimetrisk test.

Prinsippet for den biodosimetriske testen kan kort beskrives som følger (avhengig av metode som benyttes):

1. Det benyttes en kultur av sporer til bakterien *Bacillus subtilis* (Bs) i testen. MS2 bakteriofag kan benyttes i henhold til USEPA.
2. I en laborietest blir den aktuelle kulturen av Bs (eventuelt MS2) som skal benyttes i fullskallatesten, testet overfor en UV-dose på 40 mWs/cm^2 . Grad av inaktivering av Bs (evt. MS2) ved laborietesten blir registrert. Hvis testen utføres i henhold til USEPA, gjøres registreringene over et stort doseintervall.
3. I en fullskallatest med det aktuelle UV-aggregatet, injiseres Bs (MS2) og blandes i vannstrømmen før aggregatet. Gjennom flere serier av forsøksbetingelser, prøveuttak/analyser og intensitetsmålinger blir det målt om UV-aggregatet oppnår en inaktivering av Bs som tilsvarer det som ble oppnådd i laborietesten ved en UV-dose på 40 mWs/cm^2 . Forsøksbetingelsene bør for eksempel inkludere variasjoner i UVT, temperatur, hydraulisk belastning, innløpsarrangement, lampealder osv. Figur 9.6 viser eksempel på hvordan UVT påvirker anleggets hydrauliske kapasitet. Dersom det testes i henhold til USEPA, vil inaktiveringen av MS2, som tilsvarer resultatet i laborietesten, være dosen ved de aktuelle betingelsene (reduction equivalent dose, RED).
4. Forsøksbetingelsene må dekke betingelsene som anlegget skal benyttes i. Testen skal også utføres med gamle lamper som skal skiftes. Hvis UV-aggregatet tilfredsstiller dosekravet under de aktuelle betingelsene, kan det bli sertifisert og gitt et kapasitetsdiagram.
5. Intensitetsmåleren blir også sertifisert i denne testen av samme instans som tester aggregatene.
6. Folkehelseinstituttet godkjenner så det aktuelle aggregatet ved framlegging av dokumentasjon fra den ovennevnte biodosimetriske testen.



Figur 9.6 Eksempel på sammenheng mellom UVT og maksimum hydraulisk kapasitet med en minimumsdose på 40 mWs/cm² i henhold til biosimetriske test.

Vi anbefaler at alle UV-anlegg skal dimensjoneres basert på biosimetriske test, da dette anses som den eneste pålitelige måten å angi en effektiv UV-dose på. Siden det også er sannsynlig at ÖNORM blir europeisk standard, er det naturlig å benytte denne med en dose på 40 mWs/cm² (RED). Man skal imidlertid være oppmerksom at dette er mye lavere doser enn hva USEPA krever for inaktivering av virus. For 3 log inaktivering av virus krever de 199 og 231 mWs/cm² for henholdsvis lav- og mellomtrykkslamper. Selv om disse verdiene er basert på Adenovirus 40 og 41 som er svært UV resistente, kan det senere bli behov for endret UV-praksis overfor virus også i Norge.

Som antydnet i kap. 9.1.1 og 9.1.2, bør dimensjonerende vannmengde være momentan maksimalverdi, mens dimensjonerende vannkvalitet bør være den dårligste vannkvaliteten man vil forvente at anlegget opplever. Man bør imidlertid ikke dimensjonere for lavere UVT_{5cm} enn 30 %, eller for høyere enn 50 %, selv om man har fargefjerning. Her må det imidlertid utvises skjønn. Der en har NOM-fjerning med risiko for tidvis gjennomslag, som for eksempel på direktefiltreringsanlegg, må en ved dimensjonering av etterfølgende UV-anlegg ta hensyn til den forverrede rentvannskvaliteten som da kan oppstå (det innebærer automatisk produksjonsstans ved høy turbiditet). I tillegg til variasjoner i vannkvalitet må en ved dimensjonering og oppbygging av UV-anlegg også ta høyde for teknisk svikt på selve desinfeksjonsanlegget. For å ha en rimelig sikring, foreslår vi i tråd med NORVAR-rapport 139/2004 (Gøytil og Liane, 2004) følgende grunnprinsipp ved dimensjonering:

- 2 stk. UV-aggregat/linjer der hvert aggregat/linje er dimensjonert for 75 % av Q_{dim} og dimensjonerende UV-transmisjon.
- 3 stk. UV-aggregat/linjer der hvert aggregat/linje er dimensjonert for 50 % av Q_{dim} og dimensjonerende UV-transmisjon.
- 4 stk. UV-aggregat/linjer der hvert aggregat/linje er dimensjonert for 38 % av Q_{dim} og dimensjonerende UV-transmisjon.

På svært små vannverk (Q_{dim} < 10 m³/h) kan en akseptere at bare ett UV-aggregat blir benyttet.

Ved drift av anlegget er det viktig å kunne kontrollere kontinuerlig at man har den dosen og effekten som UV-anlegget er dimensjonert for. Dette er nærmere diskutert i kap. 3.4 i både denne rapporten og tilleggsrapporten.

9.6 Dimensjonerende Ct-verdier

Dagens veiledning til drikkevannsforskriften benytter Ct-prinsippet indirekte ved at det settes krav til en bestemt restkonsentrasjon etter en bestemt kontakttid, for eksempel:

For klor:

- > 0,05 mg fritt klor/l etter minst 30 min kontakttid, tilsvarende en Ct-verdi på 1,5 mg·min/l (hygienisk barriere overfor bakterier og virus)

For ozon:

- > 0,2 mg ozon/l etter minst 10 min kontakttid, tilsvarende en Ct-verdi på 2 mg·min/l (hygienisk barriere overfor bakterier og virus)
- > 5 mg ozon/l etter minst 10 min, tilsvarende en Ct-verdi på 50 mg·min/l (hygienisk barriere overfor *Cryptosporidium* og bakteriesporer)

Det kan stilles spørsmålsteget ved de gitte Ct-verdiene fordi:

- klorverdiene ikke tar hensyn til pH
- verdiene ikke tar hensyn til temperatur
- kravet til ozon er høyere enn til klor, noe som ikke overensstemmer med akseptert viten
- verdiene for barriere mot virus (for klor) er lavere enn det som anbefales andre steder (for eksempel av USEPA)
- verdiene for barriere mot parasitter (for ozon) er høyere enn det som anbefales andre steder (for eksempel av USEPA)

På bakgrunn av de vurderinger som er gjort i denne rapporten, vil vi foreslå følgende Ct-verdier for norske anlegg.

Tabell 9.5 Forslag til dimensjonerende Ct-verdier for norske anlegg (mg·min/l)

	Bakterier 3 log		Virus 3 log		Giardia 2 log		Crypto 2 log	
	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a	i.a
pH 7-8	1,5	2,0	6,0	8,0	100	150	i.a	i.a
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a	i.a
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a	i.a
Klordioksid	1,0	1,5	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	1,5	2,0	30	45

i.a. - ikke angitt

Vi ser at det er tatt hensyn til dimensjonerende temperatur for de aktuelle vannkilder. Det er også tatt hensyn til pH for klor. De foreslåtte verdiene tar i hovedsak utgangspunkt i amerikanske anbefalinger, men de er justert noe, slik at de utgjør et hele.

I realiteten er Ct-verdiene for *Giardia*-inaktivering med klor såpass høye at de ikke er særlig aktuelle. Verdiene for kloramin er også så høye for alle patogener at kloramin egentlig er uinteressant i primærdesinfeksjonssammenheng.

Ettersom det er direkte sammenheng mellom Ct og log inaktiveringsgrad (log IA), kan man beregne hvilken grad av inaktivering man vil ha ved en bestemt beregnet Ct-verdi, når nødvendig Ct er gitt, gjennom sammenhengen:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}$$

der n er nødvendig log inaktivering.

Likeledes kan man bestemme nødvendig Ct for en viss log IA når man kjenner nødvendig Ct ved en annen log IA, ved formelen:

$$Ct_{\log n} = Ct_{\log n-1} \cdot (n/n-1) = Ct_{\log n+1} \cdot (n/n+1)$$

Det er derfor bare nødvendig å angi én $Ct_{\text{nødvendig}}$ for hver desinfeksjonssituasjon, og vi har oppgitt den for 3 log IA for bakterier og virus og 2 log IA for parasitter ved de dimensjonerende temperaturer, hhv 0,5 °C (elver og bekker) og 4°C (innsjøer).

For UV er det ikke angitt Ct-krav. Grunnen til dette er at vi har anbefalt å benytte biososimetrisk test med UV-dose på 40 mWs/cm² som dimensjonerende verdi. Myndighetene bør imidlertid vurdere om denne dimensjonerende UV-dosen er tilstrekkelig for inaktivering av virus.

10 Anbefalinger

På bakgrunn av den situasjonsbeskrivelse som er gitt over, mener vi at vi i Norge ville tjene på å ”formalisere” vår desinfeksjonspraksis i større grad. Med ”formalisere” mener vi her å ta i bruk prosedyrer og metoder som gjør det lettere å finne fram til hva som vil være god desinfeksjonspraksis. Spesielt ville dette være hensiktsmessig dersom disse metodene ble aksepterte og tatt i bruk av alle som arbeider med disse spørsmålene, dvs planleggere, anleggseiere, myndigheter, leverandører osv.

Det land som har gått lengst i å ”formalisere” desinfeksjonspraksis, er USA. Noe av grunnlaget for USA sin praksis er skissert i kapittel 7. USA sitt regelverk er imidlertid så omfattende og tungt tilgjengelig at vi ikke tror det vil egne seg i Norge. Vi tror forutsetningen for å lykkes er å komme frem til et meget enkelt opplegg. Faren er selvsagt da at man kan forenkle så mye at det kan gå på det faglige løs. Men i lys av den mangel på ”formalisme” som eksisterer i dag, tror vi at et enkelt opplegg som alle kan bruke, basert på sunne faglige prinsipper, kan være veien å gå.

Vi anbefaler at et slikt opplegg for bestemmelse av optimal desinfeksjonspraksis, bør være basert på tre pillarer:

- 1) En prosedyre som leder fram til hvilke desinfeksjonsmål (i form av inaktiveringsgrad for ulike patogengrupper) man skal sluttdesinfisere for
- 2) En ”verktøykasse” som inneholder de analyse- og beregningsmetoder som er nødvendige å benytte, for å sikre at man ved dimensjonering og drift klarer å oppfylle de desinfeksjonsmål som punkt 1 leder fram til
- 3) Et sett av regler/metoder som sikrer at sikkerheten i det foreslåtte desinfeksjonsopplegg blir tilfredsstillende.

10.1 Anbefalinger mht planleggingsprosedyre

For å sikre at vi får en positiv utvikling av den generelle desinfeksjonspraksis i Norge mht å sikre tilstrekkelige hygieniske barrierer, anbefales det at man legger opp til følgende strategi:

Det etableres en prosedyre for planlegging og tilrettelegging av valg og dimensjonering av desinfeksjonsløsning (sikring av hygieniske barrierer) som tar hensyn til:

- hvilken ”risikosituasjon” vannverket står overfor (relateres til størrelsen av vannverket)
- hvilken ”sårbarhetssituasjon” vannverket står overfor (relateres til type vannkilde)
- hvilken vannkvalitet man kan ventes å ha i kilden
- hvilken vannbehandling utover desinfeksjon man legger opp til

Vi anbefaler at prosedyren som er foreslått i kap. 8, benyttes som grunnlag, og at denne testes ut og evt. modifiseres i tiden som kommer. Prosedyren leder fram til hva inaktiveringsgraden av ulike organismegrupper bør være i sluttdesinfeksjonen, og dette vil danne grunnlag for dimensjonering og drift av det primære desinfeksjonsanlegget i vannverket.

Det etableres et sett av beregningsmetoder og/eller testmetoder som gjør det mulig å verifisere at man ved utforming og drift av den aktuelle desinfeksjonsmetode oppnår den log-reduksjon som prosedyren omtalt over tilsier. Grunnlaget for slike metoder bør være:

- Dokumentasjon basert på Ct-prinsippet ved desinfeksjon med tilsatte oksidasjonsmidler (klor, ozon)
- Dokumentasjon med biodosimetertest av tilstrekkelig dose ved UV-desinfeksjon

Vi er av den oppfatning at prosedyre og beregningsmetoder må være enkle å bruke. De verktøyene vi foreslår å benytte, må betraktes som et minimum som må gjennomføres for at forvaltningsmyndigheten skal kunne foreta godkjenning. Det vil alltid være slik at mer omfattende arbeid bør gjennomføres av anleggseier, for å sikre at de tiltak som settes i verk, også er de beste ut fra en samfunnsmessig vurdering.

10.2 Om beregnings- og testmetoder for klor og ozon

En verktøykasse bør inneholde beregningsmetoder og testmetoder som bidrar til at den som bruker verktøyene, kan sikre tilfredsstillende desinfeksjon. Verktøyene må kunne brukes både ved planlegging og dimensjonering av desinfeksjonsanlegg og ved drift. Det er tre behov som må dekkes:

1. Fastlegging av dimensjoneringsgrunnlag
2. Bestemmelse av nødvendig dose i forhold til vannets sammensetning
3. Bestemmelse av Ct-verdi til bruk både ved dimensjonering og drift

Dimensjoneringsgrunnlag

Vi anbefaler at dimensjonerende vannmengde settes lik maksimal produksjonsvannmengde på timebasis, dvs Q_{makstime} .

Når det gjelder dimensjonerende sammensetning på vannet, er det flere parametere som kan ha betydning. I rapporten har man trukket frem tre som særlig viktige i forbindelse med desinfeksjon; nemlig fargetall, turbiditet og pH. Som dimensjonerende verdi for fargetall og turbiditet, foreslår vi at man benytter den dårligste vannkvalitet man kan forvente inn på desinfeksjonssteget, for eksempel høyest registrerte fargetall/turbiditet inn på desinfeksjonssteget i løpet av de siste tre år. Dimensjonerende pH er den pH som desinfeksjonen er forutsatt å foregå ved.

Det anbefales at dimensjonerende temperatur settes lik 0,5 °C for bekker og elver og 4 °C for innsjøer og grunnvann.

Bestemmelse av nødvendig dose

Det er i rapporten utarbeidet en prosedyre for bestemmelse av nødvendig klor- og ozondose for et gitt vann, ved hjelp av enkle begerforsøk kombinert med et sett av beregninger. Beregningsgrunnlaget forutsetter bestemmelse av noen konstanter som begerforsøkene vil kunne tilveiebringe. Forsøk på ulike vanntyper må til for å bestemme om disse konstantene kan fastlegges en gang for alle, eller om de må bestemmes for hver vanntype. De angitte prosedyrene og fremgangsmåtene må uansett prøves ut i praksis, og etter hvert som man får mer data og erfaringer med dem, bør de modifiseres og raffineres der det er behov for dette. Vi anbefaler at konstanter bestemmes og prosedyrene evalueres og eventuelt modifiseres i en videreføring av dette prosjektet.

Bestemmelse av Ct-verdi

Ct-begrepet er utledet fra et teoretisk grunnlag som kopler inaktiveringsgrad (log inaktivering) til den konsentrasjon, C, av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismen har vært utsatt over i en viss tid, t. Selv om definisjonen av Ct-begrepet kan synes enkel, er bestemmelsen av Ct ikke triviell. Det har å gjøre med at:

- konsentrasjonen forandrer seg gjennom reaktoren som følge av et forbruk
- strømningsbildet (graden av blanding i reaktoren) har betydning for t

Det er i rapporten utarbeidet et beregningssystem for bestemmelse av Ct-verdier både for klor og ozon, som baserer seg på bestemmelse av de samme konstanter som ble omtalt over ved hjelp av begerforsøk. Det er skilt mellom driftssituasjonen, hvor man har mulighet til å gjøre målinger i anlegget, og dimensjonerings situasjonen hvor slike målinger ikke er mulige.

På bakgrunn av de vurderinger som er gjort i denne rapporten, har vi foreslått følgende Ct-verdier for norske anlegg.

Tabell 10.1 Forslag til dimensjonerende Ct-verdier for norske anlegg (mg·min/l)

	Bakterier 3 log		Virus 3 log		Giardia 2 log		Crypto 2 log	
	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a	i.a
pH 7-8	1,5	2,0	6,0	8,0	100	150	i.a	i.a
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a	i.a
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a	i.a
Klordioksid	1,0	1,5	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	1,5	2,0	30	45

i.a. - ikke angitt

10.3 Om testmetoder for dimensjonering av UV-anlegg

Vi anbefaler at alle UV-anlegg dimensjoneres basert på biodosimetrisk test, da dette anses som den eneste pålitelige måten å angi en effektiv UV-dose på. Siden det også er sannsynlig at ÖNORM blir europeisk standard, er det naturlig å benytte denne med en dose på 40 mWs/cm² (RED). Man skal imidlertid være oppmerksom på at dette er mye lavere doser enn hva for eksempel USEPA krever for inaktivering av virus. For 3 log inaktivering av virus krever USEPA 199 og 231 mWs/cm² for henholdsvis lav- og mellomtrykkslamper. Selv om disse verdiene er basert på Adenovirus 40 og 41, som er svært UV-resistente, kan det senere bli behov for endret UV-praksis overfor virus også i Norge.

10.4 Anbefalinger mht overvåkning av patogene mikroorganismer

Vi trenger betydelig mer kunnskap om graden av forekomst av de ulike patogener, og ikke minst trenger det enkelte vannverk å kartlegge situasjonen i egen kilde for derigjennom å bli i stand til å legge opp en strategi rettet mot en optimal desinfeksjonspraksis.

Det anbefales at vannverkene bidrar til at det startes et arbeid for at utvalgte laboratorier, med kapasitet til å ta imot prøver fra vannverkene, skal kunne analysere mhp forekomst av virus i vann (f.eks kolifager, norovirus, adenovirus).

Det anbefales at vannverkene bidrar til innarbeiding av prosedyrer, som omfatter genotyping for påvisning av (oo)cyster av humanpatogene protozoer (*Giardia* og *Cryptosporidium*) ved utvalgte laboratorier. Bedre kartlegging av parasitter vil bli et resultat dersom den foreslåtte prosedyren tas i bruk.

Det anbefales at vannverkene bidrar til at det blir utført en systematisk gjennomgang av norske vannkvalitetsdata mhp innholdet av *C. perfringens* inkl. sporer, for å vurdere nytten av å analysere mhp. *C. perfringens* i råvann og rentvann.

10.5 Anbefalinger mht risiko og sårbarhet

For å kunne ta i bruk redskap som HACCP og QMRA, er det viktig å tilpasse dem slik at de kan brukes på ulike nivå. Metoder som skal benyttes i operativt arbeide, må være enkle, gi korrekte svar og innebære høy grad av sikkerhet i vannforsyningen. I forbindelse med avklaring angående langsiktige investeringer kan det i tillegg være aktuelt å benytte andre typer av risikoanalysemetoder.

For norske vannverk vil det sannsynligvis være fordelaktig å innføre en HACCP-prosedyre for styring av risiko og vannkvalitet, slik det nå legges opp til i mange vannverk i andre land. Det anbefales at vannverkene bidrar til å avklare hvilke endringer i eksisterende rutiner for internkontroll som må gjøres for å kunne følge en HACCP-prosedyre for risikostyring og kontroll.

QMRA kan benyttes for å kvantifisere den helsemessige risikoen som er knyttet til ulike deler av vannforsyningssystemet, inklusive desinfeksjonstrinnet. QMRA kan dermed brukes til å bestemme om det er nødvendig å oppgradere for eksempel desinfeksjonsprosessen, slik at de helsebaserte målsettinger som er gjort, blir innfridd. Foreløpig er det mange usikkerheter knyttet til å skaffe gode inngangsdata for å gjennomføre beregninger ved hjelp av QMRA. Det anbefales at vannverkene bidrar til at det igangsettes et arbeid for å evaluere bruk av QMRA som redskap i valg av alternative oppgraderinger av vannbehandlingsprosessen.

Referanser

Andersson Y, deJong B, Studahl A. Waterborne (1997) *Campylobacter* in Sweden: the cost of an outbreak. *Wat. Sci Tech.* 35, 11 - 4.

Backlund, P., Kronberg, L., Pensar, G. and Tikkanen, L. (1985) Mutagenic Activity in Humic Water and Alum Flocculated Humic Water Treated with Alternative Disinfectants. *Sci. Total Environ.* 47, 257-264.

Berg, G. (1964) The virus hazard in water supply. *Journ. New Eng. Water Works Assoc.* 78, 79.

Betancourt, W.Q., and Rose, J. (2004) Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Veterinary Parasitology*, 126, pp 219-234

Brennhovd, O. (1991) Termotolerante *Campylobacter* spp. og *Yersinia* spp. Doktoravhandling, Norges Veterinærhøyskole

Bruun, A. (2005) HACCP- et verktøj til risikostyring i vandforsyningen. Miljøprojekt nr. 989 Teknologisk Institut. Miljøministeriet.

Bull, R. J. and Kopfler, F. C. (1991) *Health Effects of Disinfection By-products*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, USA, 192 p.

Chang, J.C.H., Osoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfmann, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G and Johnson, J.D. (1985) UV inactivation of pathogenic and indicator organisms. *Applied and Environmental Microbiology* 49, no 6, pp 1361-1365

Chapron, C.D., Ballester, N.A., Fontaine, J.H., Frades, C. N. and Margolin, A.B. (2000) Detection of Astroviruses, Enteroviruses, and Adenovirus Types 40 and 41 in Surface Waters Collected and Evaluated by the Information Collection Rule and an Integrated Cell Culture-Nested PCR Procedure, *Appl. Environ. Microbiol.* 66 2520-2525

Chieu, K.-P., Lyn, D.A., Savoye, P, Blatchley, E.R. (1999) Effect of UV system modifications on disinfection performance. *Journal of Environmental Engineering* 125 (5), pp 459-469

Chick, H. (1908) An investigation of laws of disinfection. *Journal of Hygiene*, 8, 92 pp 158

Clancy, J.L. et al (1998) Inactivation of *Cryptosporidium* parvum oocysts in water using ultraviolet light. *JAWWA* 90, pp 92-102

Clancy, J.L., Bukari, Z. Hargy, J.R., Bolton, J.R., Dussert, B.W. and Machall, M.M. (2000) Using UV to inactivated *Cryptosporidium*. *JAWWA* 92 (9), pp 97-104

Clark, R.M., Read, E.J. and Hoff, J.C. (1989) Analysis of inactivation of *Giardia Lamblia* by Chlorine. *Journal of Environmental Engineering*, 115 (1), pp 80-90.

- Craik, S.A. et al. (2000) Inactivation of *Giardia muris* using medium-pressure ultraviolet radiation in filtered drinking water. *Water Research*, 34 (18), 4345 – 4332
- Croue, J. P., Koudjonou, B. K. and Legube, B. (1996) Parameters Affecting the Formation of Bromate Ion during Ozonation. *Ozone Sci. Eng.*, 18, 1-18.
- Einan, B., Myrstad, L. og Nordheim C.F. (2004) Rapport fra Vannverksregisteret. Drikkevann 2003. Vannrapport 1009. Rapport 2004:2, Folkehelseinstituttet, Oslo
- Folkehelseinstituttet (2004) Vannforsyningens ABC. www.fhi.no
- Fogel, D., Isaac-Renton, J., Guasparini, R., Moorehead, W. and Ongert, J. (1993) Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by slow sand filtration. *Journal AWWA* 85 (11), 77-84
- Flaten, T. P. (1985) Drikkevann i Norge – en landsomfattende undersøkelse av geografiske variasjoner i kjemisk sammensetning. NGU-rapport nr. 85.207.
- Fuglerud, E. og Larsbråten, M. (2003) Overflatevann som drikkevann; Smittepress og hygienisk barriere. Næringsmiddeltilsynet Hadeland og Land. Rapportnr.:04/01-03/TL Folkehelseinstituttet (2003): Vannbåret utbrudd av tularemi(harepest) i midtre Gauldal. www.fhi.no
- Furtado C, Adak GK, Stuart JM, Wall PG, Evans HS, Casemore DP. (1998) Outbreaks of waterborne infectious intestinal disease in England and Wales, 1992 - 5. *Epidemiol Infect.* 121 109 - 19.
- Gjerde, B. (2005). *Cryptosporidium* og *Giardia* i Noreg. Drikkevannsforskning 2000-2005. Kursdagene ved NTNU 2005.
- Gjerstad, K.O. (2004) Hygieniske barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt? NORVAR-rapport 136/2004
- Gøytil, S. og Liane, S.F. (2004) Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevann NORVAR-rapport 139/2004
- Hansen, A. og Stenström, T-A. (1998) Kartlaggning av *Giardia* og *Cryptosporidium* i svenska ytvattentakter. Report, Smittskyddsinstitutet och livsmedelsverket. ISBN 1400-3473. Stockholm, Sweden.
- Havenstrøm, G., Bartnes, J., Hoff, E., Hem, L.J., Løken, T.A.(2003) Sårbarhet i vannforsyningen. Rapport nr. 21.730.081/R1 Direktoratet for Samfunnssikkerhet og beredskap. Rapporten finnes som pdf fil på www.dsb.no
- Hijnen, W.A.M., Van der Veer, A., Beerendonk, EF. And Medema, G.J. (2002) Increased resistance of environmental anaerobic spores to inactivation by UV. Poster presentation at IWA-AWWA Int. Symp. on Waterborne Pathogens, Cascais, Portugal, 2002
- Hijnen, W.A.M. and Medema, G.J. (2005) Inactivation of viruses, bacteria, spores and protozoa in drinking water practice: A review. Proc. IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Treatment, Sapporo, June 2005

Hirasaki, T., Yokogi, M., Kono, A., Yamamoto, N., Manabe, S. (2002) Removal and determination of dispersion state of bacteriophage ϕ X174 in aqueous solution by cuprammonium regenerated cellulose microporous hollow fiber membrane(BMM®), *Journal of Membrane Science*, 201, 95-102

Hoff, J.C. (1986) Inactivation of microbial agents by chemical disinfectants. EPA /600/S2-86/067, Cincinnati, USA

Hu, J.Y., Ong, S.L., Song, L.F., Feng, Y.Y., Liu, W.T., Tan, T.W., Lee, L.Y., Ng, W.J (2003) Removal of MS2 bacteriophage using membrane technologies, *Water Sci. Technol.* 47 (12) 163-168

Huck, P. M., Anderson, W. B., Savage, E. A., von Borstel, R. C., Daignault, S. A., Rector, D. W., Irvine, G. A. and Williams, D. T. (1989) Pilot Scale Evaluation of Ozone and Other Drinking Water Disinfectants Using Mutagenicity Testing. *Ozone Sci. Eng.* 11, 245-269.

Huck, P.M.; Coffey, B.M.; Anderson, W.B.; Emelko, M.B.; Maurizio, D.D.; Slawson, R.M.; Douglas, I.P.; Jasim, S.Y.; O'Melia, C.R. (2002) Using turbidity and particle counts to monitor *Cryptosporidium* removals by filters. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2, no 3, p 65-71

Hult, A., Bagge, L., Zacheus, O., Sigurdardottir, Á og V. Lund (2000): Klorering av dricksvatten. TemaNord 2000:525, Nordisk Ministerråd.

Hörman, A., Rihmanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C-H., Torvela, N., Heikinheimo, A. og Hänninen, L. (2004) *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses, and indicator organisms in southwestern Finland, 2000-2001. *Appl. Environ. Microbiol.* 70 87-95

IEE The Institution of Electrical Engineers, UK (2004). Quantified Risk Assessment Techniques - Part 1. Health and safety Briefing No 26a.

Jacangelo, J.G. Adham, S.S. and Laine, J.M. (1995) Mechanism of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and MS2 virus removal by MF and UF, *Journal AWW* 87, no 9, pp 107-121

Jacangelo, J.G., Madec, A., Schwab, K.J., Huffman, D.E. and Mysore, C.S. (2005) Advances in the use of low-pressure, hollow fiber membranes for the disinfection of water. IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Treatment, Sapporo, June 2005

Kärrman, E., Bergstedt, O., Westrell, T., Heinicke, G., Stenström, T-A., Hedberg, T. (2004). Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer och miljöpåverkan. VA-Forsk rapport Nr. 2004-12

LeChevalier, M.W. et al (1996) Chlorine dioxide for control of *Cryptosporidium* and disinfection by-products. Proc. AWWA Water Technology Conf. Boston, Nov 1996

LeChevalier, M.W. and Au, K-K (2004) Water Treatment and pathogen control. Process efficiency in achieving safe drinking water. IWA Publishing, London

Lee SH, Levy DA, Craun GF, Beach MJ, Calderon RL. (2002) Surveillance for waterborne-disease outbreaks - United States, 1999 - 2000. MMWR Surveill. Summ. 51 1 - 47.

Liu, O.C. et al (1971) Relative resistance of twenty human enteric viruses to free chlorine. Virus and water Quality: Occurrence and control. Conf. Proc, 13'th Water Quality Conference, University of Illinois, Urbana-Champaign

Lund, V. og Ormerod, K.S. (2005) Inaktivering av sporeformende bakterier i drikkevann og implikasjoner for fremtidig desinfeksjonspraksis. VANN (2) 121 – 129

Malley J.P. jr (2000) Ultraviolet disinfection. In : Control of microbes in drinking water. American Society of Civil Engineers

Malley, J. P. jr (2000) Perspective of UV and UV/H₂O₂ for full scale applications in drinking water. Proc. PWN Seminar on UV/H₂O₂ Treatment, 18.03.2005, Andijk, The Netherlands

Matsui, Y., Matsushita, T., Inoue, T., Yamamoto, M., Hayashi, Y., Yonekawa, H. and Tsutsumi, Y. (2003) Virus removal by ceramic membrane microfiltration with coagulation pretreatment, Water Sci. Technol.: Water Supply 3 (5-6) 93-99

Melin, E. and Ødegaard H. (2000) The effect of biofilter loading rate on the removal of organic ozonation by-products. Water Res. 34 (18) 4464-4476

Melin, E. and Ødegaard, H. (1999) Biofiltration of ozonated humic water in expanded clay aggregate filters. Wat. Sci. Tech. 40 (9) 165-172

Melin, E., Fløgstad, H, Ødegaard, H og Eikebrokk, B. (2000) Dannelse av desinfeksjonsbidrodukter ved klorering og ozonering av humusvann. Kursdagene NTNU, 2000

Mi, B., Eaton, C.L, Kim, J-H., Colvin, C.K., Lozier, J.C., Marinas, B.J. (2004) Removal of biological and non-biological viral surrogates by spiral-wound reverse osmosis membrane elements with intact and compromised integrity, Water Res. 38 3821-3832

Miettinen IT, Zacheus O, von Bonsdorff CH, Vartiainen T. Waterborne epidemics in Finland in 1998 - 1999. (2001) Water Sci Technol 43 67 - 71.

Najm, I., Rakness, K, Michael Hotaling, S., Rexing, D. (2004) A proposed C x T table for the synergistic inactivation of *Cryptosporidium*. J. AWWA 96 (6) 105-113

Nieminski, E.C. and Ongerth, J.E. (1995) Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. J. AWWA 87 96-106

Nygård, K., Gondrosen, G. og Lund, V. (2003) Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge. Tidsskrift Norsk Lægeforening. 123 3410-3413

Nygård, K. (2005) Hvilke smittestoffer i drikkevann har den største helsemessige betydning under norske forhold? Den norske veterinærforenings vårkurs 2005, Trondheim.

- Obiri-Danso, K. og Jones, K. (1999) Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic *Campylobacters* in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *J. Appl. Microbiol.* 87 822-832
- OECD (2003) Assessing Microbial safety of Drinking water. Improving Approaches and Methods. OECD, WHO
- Ongerth, J.E. and Pecardo, J.P.(1995) Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters. *J. AWWA* 87 83-89
- Ormerod, K og Lund, V. (2004) Vannbehandling som hygienisk barriere mot *Cryptosporidium* og *Giardia* og bakteriesporer. *VANN* (1) 24-40
- Oppenheimer, J.A., Aieta, E.M., Trussel, R.R., Jacangelo, J.G. and Najm, I. N (200) Evaluation of *Cryptosporidium* Inactivation in Natural Waters. American Water Works association Research Foundation ISBN 1-58321 027-X
- Owens J. H. et al (1994) pilot scale ozone inactivation of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Proc. AWWA Water Quality Technology Conf.* San Fransisco, Nov 1994
- Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N. and Gerba, C. P. (1991) Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal of American Water Works Association.* 89 (11) 76-84
- Rhodes, M.W. og Kator, H.I. (1991) Use of *Salmonella typhimurium* WG49 to enumerate male-specific coliphages in an estuary and watershed subject to nonpoint pollution. *Water Res.* 25 1315-1323
- Robertson, L. J. og Gjerde, B. (2001) Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw waters in Norway. *Scand J Public Health* 29 200 - 7.
- Rosef, O., Rettedal, G. og Lågeide, L. (2001) Thermophilic campylobacters in surface water: a potential risk of campylobacteriosis. *Int. J. Environmental Health Res.* 11 321 - 327
- Scottish Water (2003) The *Cryptosporidium* (Scottish water) Directions 2003.
- Trondheim kommune (2003) Vurdering av sikkerhet i vannforsyningen - valg av reservevannkilde. Statkraft Grøner Rapport
- Skaar, I. og Hageskal, G. (2005) Muggsopp i drikkevann. Drikkevannsforskning 2000-2005 Kursdagene ved NTNU, 46-49
- Sobsey, M. (1988) Detection and chlorine disinfection of Hepatitis A in water. EPA CR-813-024, EPA Quaterly Report, December, 1988
- Song, R., Donohoe, C., Minear, R., Westerhoff, P., Ozekin, K. and Amy G. (1996) Empirical Modeling of Bromate Formation during Ozonation of Bromide-Containing Waters. *Water Res.* 30 (5) 1161-1168.
- Stenström, T.A., Boisen, F., Georgsson, F., Lathi, K., Lund, V., Andersson, Y. og Ormerod, K. (1994) Vattenburna infektioner i Norden. *TemaNord* 1994:585 Nordisk Ministerråd.

Timms, S., Slade, J., Ficker, C. And Clarke, B. (1998) Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration. Poster presentation, 19th Biennial IAWQ conference, Vancouver, June, 1998

Urase, T., Yamamoto, K. and Ohgaki, S. (1996) Effect of pore structure on membranes and module configuration on virus retention, *J. Membrane Sci.* 115 21-29

Urdahl, A. M., Cudjoe, K., Wahl, E., Heir, E. and Wasteson, Y. (2003) Isolation of Shiga toxin-producing *Escherichia coli* O103 from sheep using automated immunomagnetic separation (AIMS) and AIMS-ELISA: sheep as the source of a clinical O103 case? *Letters in Appl. Microbiol.* 35 218-222

USEPA (1989) National Primary Drinking Water regulations: filtration, disinfection, turbidity, *Giardia lamblia*, viruses, *Legionella*, and heterotrophic bacteria; Final Rule (40 CFR Parts 141 and 142) *Federal Register* 54 (124)

USEPA (March 1991): “Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems using Surface Water Sources”, contract No. 68-01-6989.

USEPA (April 1999a): “Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions”, EPA 815-R-99-010.

USEPA (April 1999b): “Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual”, EPA 815-R-99-014.

USEPA (August 1999a): “Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual”, EPA 815-R-99-013.

USEPA (August 1999b): “Microbial and Disinfection Byproduct Rules Simultaneous Compliance Guidance Manual”, EPA 815-R-99-015.

USEPA (February 2000): “Regulatory Impact Analysis for the Proposed Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment and Filter Backwash Rule”, EPA 815-R-00-005.

USEPA (April 2001): “Low-Pressure Membrane Filtration for Pathogen Removal: Application, Implementation, and Regulatory Issues”, EPA-815-C-01-001.

USEPA (October 2001): “The Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule (Stage 2 DBPR)”, draft.

USEPA (November 2001): “Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule”, pre-proposal draft.

USEPA (December 2001): “Implementation Guidance for the Filter Backwash Recycling Rule (FBRR)”, EPA 816-D-01-001.

USEPA (December 2002): “Filter Backwash Recycling Rule Technical Guidance Manual”, EPA 816-R-02-014.

USEPA (May 2003): "LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual", EPA 816-R-03-004.

USEPA (June 2003a): "Ultraviolet Disinfection Guidance Manual", EPA-815-D-03-007.

USEPA (June 2003b): "Membrane Filtration Guidance Manual", EPA-815-D-03-008.

USEPA (June 2003c): "Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule Toolbox Guidance Manual", EPA-815-D-03-009.

USEPA (July 2003a): "Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule Significant Initial Distribution System Evaluation", draft.

USEPA (July 2003b): "Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule Significant Excursion Guidance Manual", EPA-815-D-03-004.

USEPA (November 2003): "The Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule (Stage 2 DBPR) Implementation Guidance", EPA-816-D-03-002.

USEPA (June 2004): "Implementation Guidance for the Filter Backwash Recycling Rule (FBRR)", EPA 816-R-04-006.

USEPA (August 2004a): "Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR) Implementation Guidance", EPA 816-R-04-007.

USEPA (August 2004b): "Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule Turbidity Provisions Technical Guidance Manual", EPA 816-R-04-007.

von Gunten, U., Bruchet, A. and Costentin, E. (1996) Bromate Formation in Advanced Oxidation Processes. J. AWWA. 88 (6) 53-65.

Wahl, E. (2002) Sammenheng mellom trykkløst vannledningsnett og rapportert sykdom hos berørte abonnenter. Rapport nr. TM 02/02 Næringsmiddelkontrollen, Trondheim

Wahl, E. (2005) Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet. NORVAR rapport 143/2005

Westrell, T. (2004) Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems. Ph.D. Thesis. Linköping University, Sweden.

WHO (2004) Guidelines for Drinking-water quality, 3. utg. Volume 1. Recommendations

WHO (2006) EHC *Cryptosporidium*. Draft 2.

http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/micriskass/en/index.html

White, G.C. (1985) Handbook of Chlorination. 2 ed. Van Nostrand-Reinhold, New York

Østensvik, Ø. (2004) Opportunistiske patogene bakterier i drikkevannsledninger. Vann (4) 359-363

Utgitte NORVAR-rapporter

Oversikt over samtlige NORVAR-rapporter finnes på www.norvar.no > forsiden > fagstoff > rapporter.

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport.
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling.
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering.
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning.
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam.
21. NORVAR's årsberetning 1991.
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Statusbeskrivelse og forslag til videre arbeid.
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontrollhåndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eks. fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg.
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk.
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring.
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg.
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg.
- 23g. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg.
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk.
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eks. fra Nedre Eiker kommune.
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor.
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam.
26. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved renseanlegg.
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform.
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt.
29. Regnvannsoverløp.
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren.
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosesssystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter.
32. Bruk av statistiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann.
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere.
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finrister.
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier.
36. Filter som hygienisk barriere.
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning.
38. NORVAR-prosjekter 1992/93.
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget renseanlegg.
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover.
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune.
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk.
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994.
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminium-klorid høsten 1993. Kartlegging av slam-/slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94.
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll.
47. Strategidokument for industrikontroll.
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt.
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg.
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok.
51. Slambehandling.
52. Bruk av slam i jordbruket.
53. Bruk av slam på grøntarealer.
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder.
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger.
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkene erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen.
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder.
58. Karbonatisering på alkaliske filter.
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier.
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg.
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett.
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett.
63. Mal for godkjenning av vannverk.
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge.
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett.
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren.
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3.
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk.
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finrister.
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder.
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter.
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren.
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy.
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. utgave. Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken.
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren.
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger.
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt.
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere.
79. Informasjonssystem for drikkevann. Forprosjekt.
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved- og stikkledninger - sanitærinstallasjoner.
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise.
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann.

83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering.
 84. Forfall og fornyelse av ledningsnett.
 85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken.
 86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt.
 87. Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser.
 88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilot-forsøk i Orkdal kommune.
 89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov.
 90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra.
 91. Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold.
 92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt.
 93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98.
 94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner.
 95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken.
 96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger.
 97. Slamforbranning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV).
 98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov.
 99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp.
 100. Sammenhengen mellom kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester.
 101. Status og strategi for VA-opplæringen.
 102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg.
 103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering.
 104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999.
 105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg.
 106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/ mal for rapportering.
 107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave.
 108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater.
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen.
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg.
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune.
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp.
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp.
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann.
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips.
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010.
 117. VA-jus. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel.
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk.
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge. En kartlegging og sammenstilling.
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001.
 121. Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger.
 122. Prosessen ved utarbeiding av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og anbefalinger fra noen kommuner.
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter.
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1.
 125. Mal for forenklet VA-norm.
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie.
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell.
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt.
 129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering. Hovedvannledninger.
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg.
 131. Effektivisering av avløpssektoren.
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR.
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning.
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel. 4. utgave - juni 2003.
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller.
 136. Hygieniske barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng.
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave. Erstatte NORVAR-rapport 118
 139. Erfaringer med klorering og UV-stråling av drikkevann.
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004
Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 med analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnettet
 144. Veiledning i overvannshåndtering
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold – betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt.
 - B2: PressurePulse for deteksjon av lekkasje på vannledninger
 - B3: Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag. Forprosjekt.
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller