



Optimal desinfeksjonspraksis fase 2



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

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

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

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

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

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

Fortløpende nummer Cxx-årstall

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

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



Norsk Vann

Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no

Forsidefoto: Ivar Helleberg og Kjetil Furuberg, Norsk Vann

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer: 169 - 2009
ISBN 978-82-414-0306-4 ISSN 1504-9884 (trykt utgave) ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 17. april 2009
Antall sider (inkl. bilag): 121
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel: Optimal desinfeksjonspraksis fase 2	
Forfattere: Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus og Esa Melin	
Ekstrakt: I fase 2 av prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann har det vært arbeidet videre med; 1. Diskusjon og revisjon av forslaget til prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis fremlagt i ODP I. 2. Revisjons av verktøykassa og videre arbeid med beregnings- og testmetoder for desinfeksjon. 3. Utprøving av prosedyren og vurdering av barriereeffekt ved utvalgte norske og svenske vannverk. 4. Vurdering av barriereeffekt ved vanlige brukte vannbehandlingsmetoder. Resultatene rapporteres i to rapporter; Norsk Vann rapport 169/2009, Optimal desinfeksjonspraksis fase 2, og 170/2009, Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. Denne rapporten, rapport 169, er mer omfattende og inneholder forarbeidet og grunnlaget for prosedyren beskrevet i rapport 170. Rapporten gir en fremgangsmåte (kalt god desinfeksjonspraksis) for å bestemme den barrierehøyde som må oppnås ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, i vannbehandlingen for øvrig og i sluttdesinfeksjonen for at barrierevirkningen skal være tilfredsstillende. Utfra dette kan man bestemme hvor stor reduksjonen av ulike mikroorganismegrupper (bakterier, virus og parasitter) må være i sluttdesinfeksjonen. Rapporten inneholder et sett av test- og beregningsmetoder (en "verktøykassa") som viser hvordan man kan beregne hvilken inaktiveringsgrad ulike desinfeksjonsmetoder gir. Verktøykassa benyttes til å bestemme om sluttdesinfeksjonen klarer (ved dimensjonering og ved drift) å oppnå den reduksjonen av mikroorganismer som bruk av prosedyren "god desinfeksjonspraksis" tilsier. Rapporten inneholder også en rekke eksempler på utprøving av prosedyren på flere ulike norske og svenske vannverk. Denne rapporten og prosedyren for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, er viktig verktøy for vannverkseier for å sikre at det foreligger tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannbehandlingen, både ved utarbeidelse av beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og ved optimalisering av eksisterende prosesser.	
Emneord, norske: Vannforsyning, desinfeksjon, god desinfeksjonspraksis, hygieniske barrierer, dimensjonering, drift	Emneord, engelske: Water supply, disinfection, best disinfection practice, hygienic barrier, design, operation

Forord

Den norske drikkevannsforskriften stiller krav om "to hygieniske barrierer" i et vannforsyningssystem. Bakgrunnen er at man vil sikre at befolkningen får et betryggende vann selv om én av barrierene mot forurensning, for eksempel et behandlingstiltak, svikter.

I de fleste vannverk er desinfeksjon av vannet den viktigste barriere mot mikrobiell forurensning, men hygieniske barrierer kan også oppnås ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, og i vannbehandling utover desinfeksjon. Dette innebærer at barrierebegrepet ikke er entydig. Det har vist seg vanskelig å forholde seg til kravet om to hygieniske barrierer i drikkevannsforskriften og veiledningen til denne – både for forvaltningsmyndighet, vannverkseiere og rådgivere. Ut fra dette har det vært behov for en veiledning til hjelp for de som arbeider med å bestemme barrieresituasjonen i et vannverk. Gjennom slik veiledning kan man finne fram til hva som bør settes inn av desinfeksjonstiltak, ved å inkludere en vurdering av øvrige mulige barrierer i nedslagsfelt, vannkilde og øvrig vannbehandling, for å sikre at den totale barriereeffekten skal bli god nok.

Hovedtrekkene i en slik prosedyre ble foreslått i Norsk Vann prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis (ODP I - Norsk Vann rapport 147/2006). Det var interesse for den foreslåtte prosedyren både blant norske og svenske vannverkseiere. Norsk Vann og Svensk Vatten besluttet derfor i samarbeid å gjennomføre et oppfølgingsprosjekt (Optimal desinfeksjon praksis II) (ODP II), hvor ett av målene var å komme frem til en veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen). Veiledningen skulle vise hvordan man, gjennom bruk av prosedyren, kunne komme fram til god desinfeksjonspraksis for det enkelte vannverk.

Resultatet av arbeidet med GDP-veiledningen i Optimal desinfeksjonspraksis fase II (ODP II), bygger på det forslag til fremgangsmåte som ble lagt fram i det første prosjektet. I mellomtiden har man høstet erfaringer med dette forslaget og mange innspill til forbedringer har kommet frem – også kritiske røster. Disse har man forsøkt å ta hensyn til så langt råd er ved utarbeiding av veiledningen. Norsk Vann har også gjennomført andre prosjekter. I Optimal desinfeksjonspraksis (ODP I) ble det innhentet erfaringer fra andre land det er naturlig å sammenligne seg med, og i tillegg har man gått grundig gjennom tilsvarende veiledninger fra andre land. Inntrykk fra alt dette har vært med å forme denne rapporten og med den "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis" (GDP-veiledningen).

GDP-veiledningen er ment som et hjelpemiddel som primært skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og spesielt sluttdesinfeksjon for å sikre at man har tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket. Det er lagt vekt på at kriteriene som ligger til grunn for bruken av GDP-veiledningen skal være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk. Veiledningen vil derfor være til stor nytte for mellomstore og små vannverk.

Denne rapporten beskriver forarbeidet og grunnlaget for GDP-veiledningen som utgis som egen publikasjon (Norsk Vann rapport 170/2009).

Rapporten er utarbeidet av Prof., dr.ing. Hallvard Ødegaard (prosjektleder), seniorforsker, dr.ing. Stein Østerhus og post doc, dr.tekn. Esa Melin. I tillegg har MSc-stud. (nå MSc) Arnulf Kalleberg, MSc-stud (nå MSc) Marion Trøan og MSc-stud (nå MSc) Solveig Fosse) arbeidet med prosjektet. Alle tilknyttet Institutt for vann- og miljøteknikk ved Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet (NTNU).

Resultatene i prosjektet har vært gjenstand for høring gjennom en workshop arrangert i desember 2008. Referansegruppen i prosjektet har bestått av Lars Enander, Christen

Ræstad, Truls Krogh, Ketil Pettersen, Arne Seim, Svein F. Liane, Halvard Kierulf, Gunnar Mosevoll, Jarle Skaret, Tor Håkonsen, Kristofer Dahlberg og Jonas Aaw.

Styringsgruppen for prosjektet har vært fagutvalget i Norsk Vanns faggruppe for vannforsyning, Morten Nicholls, Ulf Eriksson og Olof Bergstedt. Prosjektleder fra Norsk Vann og Svenskt Vatten har vært henholdsvis Kjetil Furuberg og Gullvy Hedenberg.

Prosjektet er finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem, av Svenskt Vatten og Mattilsynet.

Norsk Vann og Svenskt Vatten retter en stor takk til forfatterne og alle som har bidratt med innspill og synspunkter underveis i utarbeidelsen av rapporten. Det ligger et betydelig engasjement og egeninnsats til grunn for arbeidet.

Kunnskapen som er samlet i disse rapportene er et viktig grunnlag for en videre forbedring av vannforsyningen i Norge og Sverige. Norsk Vann og Svenskt Vatten håper at vannverkene nå benytter God desinfeksjonspraksis til å foreta en gjennomgang og kvalitetssikring av sine vannverk.

Lykke til!

Hamar og Stockholm, 17. april 2009

Kjetil Furuberg

Gullvy Hedenberg

Norsk Vann

Svenskt Vatten

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Oppsummering og konklusjon	7
English summary	8
 1. Innledning	 9
 2. Grunnlaget for en veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis....	 11
2.1. Hva menes med begrepet "god desinfeksjonspraksis"	11
2.2. Målet med "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis"	11
2.3. Sikkerhets- og sårbarhetsanalyser	12
2.4. Prinsipper som GDP-veiledningen bygger på	13
2.4.1. Prosedyre og verktøykasse foreslått i ODP I.....	13
2.4.2. Endringer i prosedyre fra ODP I til ODP II.....	14
2.4.3. Endringer i verktøykasse fra ODP I til ODP II	17
2.5. Erfaringer fra arbeidet med Veiledningen.....	18
 3. Revisjon av forslaget til prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis som ble fremlagt i ODP I	 19
3.1. Bakgrunn	19
3.2. Oppbygning av prosedyren.....	19
3.2.1. Risikosituasjonen og sårbarhetssituasjonen	20
3.2.2. Bestemmelse av vannkvalitetsnivået i vannkilden.....	21
3.2.3. Risikobasert prøveprogram	23
3.2.4. Bestemmelse av kvalitetsnivå	24
3.2.5. Bestemmelse av barrierehøyde	26
3.2.6. Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak før sluttdesinfeksjonen	27
3.2.7. Bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad i sluttdesinfeksjonen	35
 4. Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon	 39
4.1. Grunnlag for dimensjonering og drift	39
4.1.1. Dimensjonerende vannmengde.....	39
4.1.2. Sammensetning og temperatur på vannet som skal desinfiseres.....	39
4.2. Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer	40
4.2.1. Generelt om Ct-begrepet	40
4.2.2. Dimensjonerende Ct-verdier.....	40
4.3. Bestemmelse av Ct-verdi	41
4.3.1. Bestemmelse av t i Ct-beregningen	41
4.3.2. Bestemmelse av C i Ct-beregningen	42
4.4. Klor	43
4.4.1. Konsentrasjonsforløpet.....	43
4.4.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klor.....	44
4.4.3. Beregning av Ct.....	45
4.4.4. Segmentering av klorkontaktbassenget.....	45
4.4.5. Beregning av klordose ved dimensjonering av kloranlegg	46
4.4.6. Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering	47
4.5. Kloramin	51
4.5.1. Konsentrasjonsendningsforløp ved kloraminering	51
4.5.2. Beregning av Ct.....	53
4.6. Klordioksid.....	53
4.6.1. Beregning av Ct ved bruk av klordioksid.....	53
4.6.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klordioksid	53
4.7. Ozon.....	55
4.7.1. Konsentrasjonsendningsforløp.....	55
4.7.2. Ozonoverføringsgrad, initialforbruk og nedbrytningskonstant for ozon	57
4.7.3. Beregning av Ct ved ozonering	59

4.7.4.	Segmentering av kontakttanken og reaksjonstank.....	60
4.7.5.	Beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg.....	61
4.7.6.	Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering	62
4.8.	Forsøk til bestemmelse av koeffisienter i beregningsmodellene for klor og ozon	67
4.8.1.	Opplegg for forsøkene	67
4.8.2.	Testmetode for klor.....	68
4.8.3.	Testmetode for ozon	68
4.8.4.	Bestemmelse av initialforbruk av klor/ozon som funksjon av vannets sammensetning	69
4.8.5.	Bestemmelse av nedbrytningskonstanten for klor/ozon som funksjon av vannets sammensetning	71
4.9.	Bestemmelse av endelig inaktiveringsgrad ved kjemiske desinfeksjonsmetoder	72
4.10.	UV bestråling	74
4.10.1.	UV-doser og inaktivering	74
4.10.2.	Bestemmelse av inaktiveringsgrad ved UV bestråling	77
5.	Utpøving av prosedyre og verktøykasse på utvalgte norske og svenske vannverk	81
5.1.	Gjennomføring	81
5.2.	Vikelvdalen vannverk i Trondheim.....	81
5.2.1.	Tilstandsbeskrivelse	81
5.2.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	84
5.2.3.	Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen	87
5.3.	Aurevann vannverk, Bærum.....	87
5.3.1.	Tilstandsbeskrivelse	87
5.3.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	89
5.3.3.	Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen	91
5.4.	Langevatn vannverk, Jæren	93
5.4.1.	Tilstandsbeskrivelse	93
5.4.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyren.....	95
5.4.3.	Vurdering av den totale barriereeffekten	99
5.5.	Fremo vannverk, Klæbu.....	99
5.5.1.	Tilstandsbeskrivelse	99
5.5.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	99
5.5.3.	Vurdering av barriereeffekten	100
5.6.	Kåsjöverket, Partille, Sverige.....	100
5.6.1.	Tilstandsbeskrivelse	100
5.6.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	102
5.6.3.	Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen	106
5.7.	Vombverket, Lund	106
5.7.1.	Tilstandsbeskrivelse	106
5.7.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	109
5.7.3.	Vurdering av barriere-effekten ved Vombverket	112
5.8.	Ringsjöverket i Eslöv, Sverige.....	112
5.8.1.	Tilstandsbeskrivelse	112
5.8.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	114

5.8.3.	Vurdering av barriere-effekten ved Ringsjøverket.....	116
5.9.	Lackarebäckverket i Göteborg	116
5.9.1.	Tilstandsbeskrivelse	116
5.9.2.	Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	118
5.9.3.	Vurdering av barriere-effekten ved Lackarebäckverket.....	120
6.	Referanser	121

Oppsummering og konklusjon

I de fleste vannverk er desinfeksjon av vannet den viktigste barriere mot mikrobiell forurensning, men hygieniske barrierer kan også oppnås ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde og i vannbehandling utover desinfeksjon. Dette innebærer at barrierebegrepet ikke er entydig. Det har vist seg vanskelig å forholde seg til kravet om to hygieniske barrierer i den norske drikkevannsforskriften og veiledningen til denne – både for forvaltningsmyndighet, vannverkseiere og rådgivere. Det har derfor vært behov for veiledning i analyse av barrieresituasjonen i et vannverk for derigjennom finne fram til hva man bør sette inn av desinfeksjonstiltak.

Den rapporten er et resultat av et svensk/norsk samarbeid om å utgi en veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen). Veiledningen blir utgitt som egen publikasjon som bygger på den første prosjektrapporten i prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis (ODP I) (Norsk Vann rapport 147/2006) samt den herværende rapporten fra oppfølgingsprosjektet, Optimal desinfeksjonspraksis fase II (ODP II).

Denne rapporten analyserer nærmere en fremgangsmåte eller prosedyre for å bestemme den barrierehøyde som må overkommes ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, i vannbehandlingen for øvrig og i sluttdesinfeksjonen for at barrierevirkningen skal være tilfredsstillende. På denne måten kan man bestemme hvor stor reduksjonen av ulike mikroorganismegrupper (bakterier, virus og parasitter) må være i sluttdesinfeksjonen.

Rapporten inneholder også et sett av test- og beregningsmetoder (en "verktøykasse") som anviser hvordan man kan beregne hvilken inaktiveringsgrad som sluttdesinfeksjonen må klare (ved dimensjonering og ved drift) for at desinfeksjonssteget skal gi den barrierееffekt av de ulike mikroorganismer som er nødvendig – ut fra hva prosedyren i GDP-veiledningen tilsier.

Rapporten inneholder resultater fra laboratorieforsøk til bestemmelse av beregningsmodeller for konstanter som inngår i verktøykassa, til bruk for de som ikke bestemmer dette ved sine egne spesifikke vannverk.

De metoder som er foreslått, er utprøvd på 8 vannverk i Sverige og Norge og eksemplene viser at metoden gir god innsikt i vannverkets barrierer. Erfaringen tilsier derfor at de analysemetodene som foreslås i rapporten er hensiktsmessige og at Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen) kan bli svært nyttig både for vannverkseiere, planleggere av vannverk og for drikkevannsforvaltningen.

GDP-veiledning er å betrakte som et verktøy i arbeidet med å sikre vannforsyningen - som en del av en vannsikkerhetsplan for vannverket. Den kommer ikke til erstatning for risiko og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) som også er en del av en slik plan. Det er imidlertid lagt vekt på at de kriteriene som ligger til grunn for bruken av GDP-veiledningen skal være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk. Den er derfor spesielt godt egnet for de mange små og mellomstore vannverk som ikke har ressurser til å gjennomføre omfattende ROS-analyser av sitt vannverk.

Veiledningen er ment som et hjelpemiddel som primært skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og spesielt sluttdesinfeksjon for å sikre at man har tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket. Håpet er at GDP-veiledningen vil kunne lette arbeidet for alle parter som deltar i dette arbeidet.

English summary

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

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norsk vann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norsk vann.no

Report no: 169 - 2009
Report title: Optimal disinfection practice phase 2
Date of issue: 17. April 2009
Number of pages: 121

Keywords: Water supply, disinfection, best disinfection practice, hygienic barrier, design, operation

Author: Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus og Esa Melin

ISBN: 978-82-414-0306-4
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

In May 2006 Norwegian Water published report 147/2006, Optimal disinfection practice in water treatment. That report aimed to clarify the term "hygienic barriers" and to gather knowledge for increased competence around disinfection in the water sector. Experiences from that project, and use of a model for estimating the efficiency of the disinfection treatment proposed in 147/2006, showed a need for further work.

The results from this project are published in two reports; Norwegian Water report 169/2009, Optimal disinfection practice phase 2 and Norwegian Water report 170/2009, Guidance to good disinfection practice in water treatment. This report, 169/2009, is more extensive and includes the preliminary work and the basis for the guidance proposed in report 170/2009.

This report gives a procedure for determining the necessary extent of disinfection, in terms of log-reduction, based on evaluation of measures taken in the watershed, the water source and in the water treatment plant in order to meet the requirement of multiple (at least two) hygienic barriers in the waterwork. Through this procedure the needed log-reduction of the various groups of micro-organisms (bacteria, virus and parasites) in the final disinfection treatment step can be determined.

A toolbox (test- and estimation procedures) is provided to guide the user in how to determine the inactivation effect for the different disinfection methods. Thus the toolbox can be used to determine whether or not the disinfection treatment (both in design and operation) is sufficient to meet the requirements of the total barrier level needed.

This report also contains examples of use of the procedure in several Norwegian and Swedish water works. These test shows that the method provides a good tool in gaining insight into the characteristics of the barriers of the water works.

Both this report and the "Guidance to good disinfection practice in water treatment" report are important tools when preparing grounds for decision-making regarding water treatment and optimizing existing water treatment, to ensure sufficient hygienic barriers in the water works.

1. Innledning

Det har i de senere år blitt stadig større oppmerksomhet rettet mot det å sikre tilstrekkelige hygieniske barrierer i drikkevannsforsyningen. Kravet om "to hygieniske barrierer" er tatt inn i den norske drikkevannsforskriften og det var usikkerhet blant mange aktører (vannverkseiere, rådgivere, saksbehandlere og andre) mht hvordan man skulle gå frem for å sikre at kravet om "to hygieniske barrierer" ble tilfredstilt. Vannverkene i Sverige bygger også på prinsippet om "multiple" hygieniske som en strategi for å sikre helsemessig betryggende drikkevann.

Norsk Vann rapport 147/2006 som var resultatet fra prosjektet "Optimal desinfeksjonspraksis" (Ødegaard et al, 2006) – i denne rapporten ofte referert til som ODP I – ga en bred innføring i hele problemstillingen herunder en beskrivelse av ulike desinfeksjonsmetoder, en oversikt over desinfeksjonspraksis i andre land sammenlignet med den i Norge og forslag til en prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. I ODP I rapporten var det også skissert en "verktøykasse", dvs. beregnings og testmetoder knyttet til bruk av metoden, spesielt bruk av det såkalte Ct-prinsippet for bestemmelse av inaktiveringsgrad ved desinfeksjon.

Forslaget til prosedyre var ment som innspill til fagmiljøet på en metodikk som var enkel å bruke for alle aktører og som, dersom den ble akseptert, kunne legges til grunn både ved planlegging av nye vannverk, ved godkjenning av vannverk, ved oppgradering av vannverk og ved drift av eksisterende vannverk. Prosedyren var ikke ferdig utviklet i ODP I. Det ble pekt på at man ville ha behov for utprøving av prosedyren, grundigere analyse av flere av prosedyrens elementer, klargjøring av beregnings- og testmetodene (for eksempel bestemmelse av koeffisienter etc.). Norsk Vann besluttet derfor å igangsette et oppfølgingsprosjekt "Optimal desinfeksjonsprosjekt fase II – referert til som ODP II - som denne rapporten er et resultat av.

Svenskt Vatten fattet også interesse for det arbeidet som ble gjennomført i Optimal desinfeksjonspraksis, og man besluttet at Optimal desinfeksjonspraksis II skulle være et samarbeidsprosjekt mellom Norsk Vann og Svenskt Vatten. Av denne grunn ble både norske og svenske vannverk trukket inn i analysen av bruken av prosedyren og diskusjoner har blitt ført med styringsgrupper i begge land.

Intensjonen med "Optimal desinfeksjonspraksis II" var todelt:

1. Å analysere den prosedyren som ble foreslått i ODP I (Norsk Vann rapport 147/2006), herunder prøve ut metodene på noen norske og svenske vannverk, samt å fremskaffe et tilstrekkelig datagrunnlag for de foreslåtte beregnings- og testmetoder.
2. Å utarbeide en kort veiledning for bruken av metoden: Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (referert til som GDP-veiledningen).

I overensstemmelse med prosjektbeskrivelsen er derfor følgende temaer tatt opp i "Optimal desinfeksjonspraksis II:

1. Diskusjon og revisjon av forslaget til prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis fremlagt i ODP I
 - o Bestemmelse av kvalitetsnivå – spesielt innflytelse av tiltak i nedslagfelt og kilde
 - o Kravet til dokumentasjon av vannkvalitet – spesielt mht. parasitter
 - o Bruken av log-kreditt prinsippet
 - o Håndteringen av grunnvannskilder versus overflatevannkilder
 - o Sterkere innslag av ROS-analyse som del av prosedyren
 - o Revidert forslag til prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

2. Beregnings- og testmetoder for desinfeksjon – revisjon av verktøykasse
 - o Bestemmelse av initielt klor/ozon behov som funksjon av vannets sammensetning
 - o Bestemmelse av nedbrytningskoeffisienter for klor/ozon i typiske nordiske vannkvaliteter
 - o Ct beregning og bestemmelse av nødvendig dose
 - o Vurdering av foreslåtte, dimensjonerende Ct-verdier
3. Utprøving av prosedyren og vurdering av barriereeffekt ved utvalgte norske og svenske vannverk
 - o Vikelvdalen vannverk, Trondheim
 - o Langevatn vannverk, Jæren
 - o Aurevann vannverk, Bærum
 - o Fremo vannverk, Klæbu
 - o Vombvannverket, Lund
 - o Ringsjöverket, Eslöv
 - o Kåsjøverket, Partille
 - o Lackarbäckverket, Göteborg
4. Vurdering av barriere-effekt ved noen vanlig brukte vannbehandlingsløsninger på norske og svenske vannverk med tanke på å underbygge grunnlaget for den log-kreditt som foreslås i prosedyren

I forståelse med oppdragsgiverne er "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis" (GDP-veiledningen) utarbeidet som et separat dokument med tanke på at oppdragsgiverne kan gi denne ut i form av en egen publikasjon.

Arbeidet med dette prosjektet (Optimal desinfeksjonspraksis II) har blitt gjennomført av forskere og studenter knyttet til Institutt for vann- og miljøteknikk.

- Prof., dr.ing. Hallvard Ødegaard (prosjektleder)
- Seniorforsker, dr.ing. Stein Østerhus
- Post doc, dr.tekn. Esa Melin
- MSc-stud. (nå MSc) Arnulf Kalleberg
- MSc-stud (nå MSc) Marion Trøan
- MSc-stud (nå MSc) Solveig Fosse

Denne rapporten må i første rekke sees på som et grunnlagsdokument for GDP-veilederen som gis ut som eget dokument (Norsk Vann rapport 170/2009). Vi har derfor latt være å gå i dybden på mange viktige områder vedrørende desinfeksjonspraksis (for eksempel desinfeksjonsmetoder og ulike kilders barrierevirkning), og henviser til behandlingene av disse temaene i andre publikasjoner som bl.a. Norsk Vann har utgitt i sitt arbeid med sikring av hygieniske barrierer i drikkevannsforsyningen.

Blant andre;

- Norsk Vann prosjektrapport 147/2006 Optimal desinfeksjonspraksis, som spesielt går grundig inn på desinfeksjonsmetodene, herunder deres virkemåte, inaktiverings-effektivitet, dimensjoneringsmåte og drift
- Norsk Vann prosjektrapport 164/2008 Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann, som spesielt går grundig inn på UV-desinfeksjon
- Norsk Vann prosjektrapport B10 2008 om Vannkilden som hygienisk barriere

Det sentrale i denne rapporten har vært å bygge på de prinsippene som ble foreslått i prosjektet "Optimal desinfeksjonspraksis" (ODP I - Norsk Vann rapport 147/2006), fylle i kunnskapshull fra dette arbeidet, utarbeide en revidert veiledning og utprøve denne veiledningen på eksisterende svenske og norske vannverk.

2. Grunnlaget for en veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

I dette kapittelet skal vi kort gjennomgå elementer som er sentrale ved etableringen av god desinfeksjonspraksis og kort diskutere ulike angrepsmåter mht. de utfordringer som utarbeidelse av en veiledning representerer.

2.1. Hva menes med begrepet ”god desinfeksjonspraksis”

Med god desinfeksjonspraksis mener vi det å etablere korrekte og tilstrekkelige barrieretiltak mot mikrobiell forurensning i et vannverk - på grunnlag av:

- Vannverkets størrelse (som påvirker hvilken konsekvens en forurensning av vannkilde og nedslagsfelt kan få)
- Situasjonen i vannkilden og dens nedslagsfelt (vannkvalitet, hvor utsatt og sårbar vannkilden er overfor forurensning, hvilken risikosituasjon man står overfor etc.)
- Overvåkningstiltak i vannkilde og nedslagsfelt som vannverket har etablert for å sikre rask og adekvat reaksjon på uventede hendelser som kan påvirke vannkvaliteten negativt
- Vannbehandlingstiltak i vannverket utover sluttdesinfeksjon (som også kan innebære en hygienisk barriereeffekt)
- Overvåkningstiltak i vannbehandlingsanlegget som skal sikre at dette drives optimalt til enhver tid og som skal sikre rask og adekvat reaksjon på uventede hendelser i driften av anlegget, for eksempel hurtig innkopling av reservevannforsyning
- Kunnskap om ulike desinfeksjonsmetoders effektivitet mht. inaktivering av patogene mikroorganismer og korrekt bruk (dimensjonering og drift) av aktuell desinfeksjonsmetode basert på dette

2.2. Målet med ”Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis”

Den norske drikkevannsforskriften setter krav om at det skal være minimum to hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem hvorav desinfeksjon normalt skal utgjøre den ene barrieren. Også i Sverige arbeider man etter prinsippet om ”multiple” hygieniske barrierer. Det innebærer at de som skal arbeide med godkjenning, planlegging og drift av vannverk må forholde seg både til barrierebegrepet og til desinfeksjon som vannbehandlingsmetode.

Hensikten med å utgi ”Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis” (GDP-veiledningen) er:

1. å hjelpe saksbehandlere i drikkevannsforvaltningen til å bestemme om foreslåtte eller planlagte desinfeksjonstiltak er tilstrekkelige – i dialog med vannverkseier og deres rådgivere
2. å hjelpe vannverkseiere og planleggere til å finne fram til hvilke desinfeksjonstiltak som bør settes inn i et planlagt eller eksisterende vannverk for å sikre et forsvarlig barrierenivå
3. å hjelpe planleggere og rådgivere med metoder som kan brukes for å analysere og dimensjonere desinfeksjonstiltak slik at de gir den inaktiveringsgrad som god desinfeksjonspraksis tilsier - i et gitt tilfelle
4. å hjelpe driftsansvarlige av desinfeksjonsanlegg til å drive sine desinfeksjonstiltak slik at de gir den inaktiveringsgrad som god desinfeksjonspraksis tilsier - i et gitt tilfelle

På bakgrunn av dette vil GDP-veiledningen rette seg mot alle aktører knyttet til planlegging og drift av vannverk.

2.3. Sikkerhets- og sårbarhetsanalyser

Det er internasjonal aksept for at vannverk bør utarbeide en vannsikkerhetsplan (Water Safety Plans, WSP) og bruke denne til planlegging og drift av sin virksomhet. WHO har utgitt en bok (WHO, 2005) som forklarer fremgangsmåten for utarbeidelse av WSP og hvordan denne kan brukes for å sikre vannforsyningen til befolkningen.

Det arbeides i mange land med å operasjonalisere de ulike verktøy som trengs for å implementere Water Safety Plan og flere metoder er under utvikling. Blant annet forutsettes risiko- og sårbarhetsanalyser gjennomførte og flere verktøy er lanserte til hjelp for dette. Eksempler er QMRA (kvantitativ mikrobiell risikoanalyse) - et redskap for å kvantifisere den helsemessige risikoen som er knyttet til ulike deler av vannforsyningssystemet (herunder desinfeksjonstrinnet) og HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) – et redskap for å bestemme hvilke kontrollpunkter man må ha for å styre vannforsyningssystemet slik at en minimaliserer sannsynligheten for uønskede hendelser.

QMRA bygger på en dose-respons modell 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, kan man vurdere å gjøre investeringer i barrieretiltak, for eksempel i behandlingsanlegget. Den største fordelen med å gjennomføre QMRA er at en kan synliggjøre den helserelaterte risikoen knyttet til den enkelte del av vannforsyningssystemet og dermed også vise hvor tiltak vil gi størst effekt. Til syvende og sist dreier det seg om å foreta en avveining angående "hvilken sikkerhet til hvilken pris". For innføring i bruken av QMRA henvises det til WHO (2006) og Kärrman et al. (2004).

I de nyeste WHO retningslinjene for drikkevannskvalitet (WHO 2004) legges det økt vekt på risikostyring for å nå helsebaserte mål i vannforsyningen. HACCP vil kunne være en prosedyre for å oppnå en slik styring. Sentralt i denne prosedyren er såkalte kritiske kontrollpunkt (CCP). Etter at det er gjort en risikovurdering av vannforsyningssystemet inklusive desinfeksjons-prosessen, bestemmes det hvilke kritiske kontrollpunkt (CCP) man skal ha for å kunne styre systemet slik at en unngår/minimaliserer uønskede hendelser.

Formålet med HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) 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 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 næringsmiddel-produksjon. HACCP beskrives som en iterativ to-trinnsprosess:

- Gjennomfør risikofaktoranalyse for å finne ut hva som kan gå galt, og identifisere hva som skal overvåkes
- Operasjonaliser overvåkingen og beskriv den aksjonen som skal iverksettes hvis vannkvalitetsmålene overskrides

Ingen av elementene i HACCP prosedyren er ukjente for norsk og svensk vannforsyning, de benyttes i større eller mindre grad allerede.

Analysene som skal til for å kunne ta i bruk disse verktøyene er imidlertid omfattende og det kan være fare for at kun de store vannverkene vil ha ressurser til å gjennomføre grundige risiko- og sårbarhetsanalyser gjennom bruk av den type verktøy som er nevnt over. I Norge og Sverige er det et stort antall små og mellomstore vannverk. I Norge har f.eks. ca. 1200 av totalt 1600 vannverk (ca 75 %) mindre enn 10.000 personer tilknyttet, mens kun ca 75 (ca 5 %) har mer enn 10.000 personer tilknyttet.

Veiledningen til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis kan være et godt redskap for alle vannverk, mens henvender seg særlig til de små og mellomstore vannverk som ikke har ressurser eller kompetanse til å gjennomføre omfattende ROS-analyser. Den prosedyre som GDP-veiledningen beskriver, står på ingen måte i motsetning til utarbeidelse av en vannsikkerhetsplan (Water Safety Plan). Den må heller sees som et element i utarbeidelsen av en slik plan.

Veiledningens mål er å sørge for at riktige desinfeksjonstiltak etableres i det enkelte vannverk.

2.4. Prinsipper som GDP-veiledningen bygger på

Generelt sett synes prinsippene som forslaget til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis bygger på, å ha fått god tilslutning i fagmiljøet. Spesielt har mange satt pris på at metoden gir mulighet til kvantifisering, mens man ellers har vært henvist til subjektive vurderinger som selvsagt kan variere mye fra saksbehandler til saksbehandler, planlegger til planlegger og vannverkseier til vannverkseier. Det har selvsagt vært enkelte innvendinger og spørsmålstegn samt påpekning av mangler med den prosedyren som ble foreslått i ODP I. Mange av disse innspillene er det tatt hensyn til gjennom arbeidet med ODP II som har ledet fram til det som foreslås i ODP II og som GDP-veiledningen bygger på.

Veiledningen vil bygge på de samme prinsippene som ble skissert i ODP I (Norsk Vann rapport 147/2006). Ettersom ikke alle nødvendigvis kjenner innholdet i ODP I, skal vi i det følgende kort gjennomgå de prinsippene som ble lagt til grunn der. ODP I foreslo:

1. en prosedyre for å finne fram til nødvendig inaktivering i desinfeksjonssteget på vannverket
2. en "verktøykasse", dvs. analyse- og beregningsmetoder som skulle sikre at den inaktiveringsgrad som prosedyren hadde ledet fram til, kunne oppnås med den aktuelle desinfeksjonsmetode

Deretter skal vi belyse de endringer i prosedyre og verktøykasse som er foreslått i ODP II.

2.4.1. Prosedyre og verktøykasse foreslått i ODP I

2.4.1.1. Prosedyren

Den prosedyre som ble foreslått i ODP I bygger på følgende prinsipp:

1. Man tar utgangspunkt i risiko- og sårbarhetssituasjonen vannverket befinner seg i, dvs.:
 - a. Råvannets hygieniske kvalitet – som gir grunnlag for bestemmelse av et gitt vannkvalitetsnivå i kilden
 - b. Vannverkets størrelse – som har innflytelse på risikosituasjonen
 - c. Typen av vannkilde - som gis betydning ved bestemmelse av log-kreditt (se under)
2. Det utgangspunkt som pkt. 1 gir, bestemmer den barrierehøyde som må overkommes for å sikre en tilstrekkelig hygienisk barrierevirkning i hele vannverket. Barrierehøyden defineres som den inaktivering (angitt som nødvendig log-reduksjon) av de enkelte patogengrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket

3. Så kan det gis "log-kreditt" for:
 - a. Barrieretiltak som settes inn i nedslagsfelt og vannkilde
 - b. Vannbehandlingstiltak utover sluttdesinfeksjonen
4. Ved subtraksjon bestemmes så den inaktiveringsgrad (angitt som log reduksjon) av de enkelte patogengrupper som sluttdesinfeksjonen må sørge for

En av oppgavene i ODP II var å raffinere prosedyren og å prøve denne ut på eksisterende norske og svenske vannverk med tanke på forbedring av prosedyren og elementer den bygger på.

2.4.1.2 Verktøykasse

På grunnlag av et sett med beregnings- og testmetoder (verktøykasse) skal man kunne bestemme dimensjonerings- og driftsparametre (doseringsmengde, oppholdstid i kontaktbassenger etc.) for ulike desinfeksjonsmetoder for å sikre at den nødvendige inaktiveringsgraden blir oppnådd.

Et sentralt element i verktøykasse er bruk av det såkalte Ct-prinsippet som har sitt utspring i at inaktiveringsgraden ved kjemiske desinfeksjonsmetoder er avhengig av produktet av den konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismene opplever og den tid de er i kontakt med desinfeksjonsmiddelet (kontakttiden). Ved UV-bestråling gjelder også dette prinsippet men da er konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel byttet ut med strålingsintensiteten.

Ct-prinsippet har lenge vært kjent i vannverksmiljøet, men har ikke blitt aktivt brukt til dimensjonering og drift i Norge og Sverige. Ved operasjonalisering av Ct-prinsippet, bringes forståelsen av desinfeksjon som metode et skritt videre, og det ser ut til at fagmiljøet har satt pris på dette. Gjennom Ct-beregninger og kjennskap til hvilken inaktiveringsgrad som kan oppnås ved en gitt Ct, og hvilken inaktiveringsgrad som må oppnås i et gitt tilfelle (bestemt gjennom prosedyren), kan dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegget knyttes an mot den situasjon det aktuelle vannverket befinner seg.

For å kunne bruke verktøykasse optimalt, er man avhengig av noen koeffisienter ved bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskonstanter for kjemiske desinfeksjonsmetoder. Disse var ikke på plass på det tidspunktet Norsk Vann rapport 147/2006 (ODP I) ble utgitt, verken mht. laboratoriemetoder for bestemmelse av koeffisientene eller modeller til bestemmelse av koeffisientene gjennom kjennskap til vannets sammensetning, dosering av desinfeksjonsmiddel etc. En av oppgavene i ODP II var derfor å utarbeide test- og beregningsmetoder samt modeller til bruk i verktøykasse.

2.4.2. Endringer i prosedyre fra ODP I til ODP II

I den følgende skal vi gi en kort oversikt over de endringer som er foreslått fra ODP I til ODP II og så skal vi i neste kapittel presentere grunnlaget for GDP-veiledningen, som er holdt i en kort og konsis form, med minst mulig forklaringer. For forklaring er det i GDP-veiledningen henvist til de ulike grunnlagsrapportene, herunder Norsk Vann Rapport 147/2006 og herværende rapport.

2.4.2.1 Bestemmelse av vannkvalitetsnivå i vannkilden

Både ODP I og i ODP II bygger på bestemmelse av vannkvalitetsnivå i vannkilden og begge har skissert et "veikart" til bestemmelse av vannkvalitetsnivå som bygger på:

- a. En historisk (siste 3 år) registrering av mikrobiell vannkvalitet basert på den rutinekontroll av råvannskvalitet som drikkevannsforskriften forutsetter
- b. En ytterligere kartlegging av mikrobiell råvannskvalitet dersom den historiske vannkvalitet tilsier dette – spesielt med hensyn på analyse av parasitter som drikkevannsforskriften ikke forutsetter

Det har vært en del diskusjon i fagmiljøet om verdien av analyseprogram for parasitter og for så vidt virus. Det har blitt hevdet at verdien av slike er begrenset ettersom forekomsten er så lav at bare svært hyppig prøvetaking, store prøvevolum og utvalgte prøvetakingstidspunkt vil kunne gi representative resultater, spesielt hva angår parasitter.

Vår generelle holdning er imidlertid at man i norske og svenske vannverk kjenner altfor dårlig til hvordan råvannskvaliteten (og variasjonen i denne) er, slik at enhver forbedret kartlegging av råvannskvaliteten vil bedre barrierene mot mikrobiell forurensning av drikkevannet fordi:

- a. Man lærer seg bedre å forstå når (for eksempel under hvilke klimatiske forhold) uheldige situasjoner kan oppstå
- b. Man blir sikrere på hvilke typer av mikroorganismer man har å gjøre med i sitt råvann (for eksempel i hvilken grad parasitter og evt. virus forekommer, om *Giardia* forekommer forekommer hyppigere eller i større omfang enn *Cryptosporidium* etc.)
- c. Spesielt fordi forekomst av parasitter og for så vidt virus, vil kunne bli helt avgjørende for hvilken desinfeksjonsmetode som bør velges, vil det være svært nyttig å kjenne forekomsten av disse typene av mikroorganismer i norske vannkilder – noe som i liten grad er tilfellet i dag

Det foregår også en diskusjon i fagmiljøet om verdien av analyser mht. *Clostridium perfringens* og det er ting som kan type på at denne indikatoren kan falle ut når det gjelder kontroll av rentvannskvalitet. For råvann mener vi indikatoren har god verdi i parallell med *E. coli* som indikerer fersk fekal forurensning, mens *Clostridium perfringens* er en indikator for "gammel" fekal forurensning ettersom denne indikatoren har lang overlevelsessevne – på samme måte som parasitter. Derfor opprettholdes bruken av *Clostridium perfringens* ved bestemmelse av vannkvalitetsnivået i kilden.

Bakteriofager, spesielt kolifager, har blitt foreslått som indikator på humanvirus. Bakteriofager er virus som har bakterier som vert. Kolifager har *E. coli* og nærstående bakterier som vertscelle og kan derfor frigjøres fra disse bakteriene i feces fra mennesker og varmblodige dyr. Kolifager er imidlertid ingen entydig indeks på fekal vannforurensning. De er for eksempel påvist i uforurenset vann, mens de har vært fraværende i forurenset vann.

Vi har i Norge og Sverige ingen tradisjon for rutinemessig bestemmelse av virus på tross av at det er allment akseptert at virus svært ofte er årsak til vannbårne sykdommer. Kolifager bestemmes likevel ved enkelte vannverk (spesielt i Sverige). Det er imidlertid mye som tilsier at man burde ta i bruk analyser på kolifager, som forekommer i større mengder enn parasitter men i lavere mengde enn *E. coli*. På mange måter vil en kolifag-bestemmelse fylle indikatorgapet mellom spesifikk parasitt bestemmelse og bestemmelse av *E. coli*.

Slik situasjonen er i dag (med manglende erfaring og rutine mht. kolifag-analyser), vil vi ta utgangspunkt i at bestemmelse av *E. coli*, *Clostridium perfringens* og evt. (i et utvidet kartleggingsprogram) parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* benyttes til å fastslå vannkildens vannkvalitetsnivå. Så snart kolifag bestemmelser blir allment brukt, bør også disse inn i vannkvalitetsbestemmelsen.

Vi har tatt hensyn til flere av de forhold som er nevnt over gjennom to grep:

- a. Vi har gjort kartleggingsprogrammet, som går ut over den historiske registrering "risikobasert" – dvs. at vi angir når og under hvilke klimatiske forhold prøvene i dette kartleggingsprogrammet skal tas
- b. I ODP II (dermed også i GDP-veiledningen) har vi i større grad enn i ODP I basert bestemmelsen av vannkvalitetsnivå på forekomst av *E. coli* og *Clostridium perfringens* alene - også i det utvidede kartleggingsprogrammet - dersom analyseresultatene ikke viser forhøyde verdier (i forhold til hva som må anses som normalt) av *E. coli* og *Clostridium perfringens*. Først dersom man i den historiske

prøvetaking eller i første fase av det utvidede kartleggingsprogrammet finner forhøyde verdier (≥ 10 E. coli eller ≥ 3 *Clostridium perfringens* per 100 ml) skal man gjøre et kartleggingsprogram mht. parasitter

Med dette tror vi at GDP-veiledningen blir lettere å ta i bruk og at kostbar og omfattende kartlegging av parasitter blir bare iverksatt dersom analyser viser at det er påkrevet.

Vi har også differensiert "veikartet" til bestemmelse av vannkvalitet i større grad enn hva som var tilfellet i ODP I (se figur 3.1). Dette vil gjøre det lettere for brukeren å finne "sitt" vannkvalitetsnivå i et gitt tilfelle.

Mens grenseverdiene for den historiske vannkvalitetsregistreringen er "absolutte", dvs. at de gjelder funn av angitt indikator over angitt verdi én eller flere ganger i løpet av de siste 3 år, er tolkningen av resultatene fra de utvidede kartleggingsprogrammene knyttet til middelkonsentrasjonen av angitt indikator over kartleggingsperioden (normalt 1 år) eller til registrering av angitt nivå i mer enn 1/6 (16,7 %) av prøve over kartleggingsperioden. Bruken av "veikartet" til bestemmelse av vannkvalitetsnivå på eksempel vannverkene i Norge og Sverige, se kap. 5, har vist at dette er enkelt å bruke.

2.4.2.2 Bestemmelse av barrierehøyde

Barrierehøyden er avhengig av vannverksstørrelse og vannkvalitetsnivå og er angitt som det antall log reduksjoner av de ulike mikroorganisme-grupper (bakterier, virus og parasitter) som vannverket må kunne klare – totalt sett.

Fra ODP I til ODP II er det gjort noen endringer men hovedstrukturen er den samme:

- Vannverksstørrelse Det har vært en diskusjon om gruppene av vannverksstørrelser burde endres, men i samråd med referansegruppene i Sverige og Norge har vi opprettholdt følgende grupper; < 1.000 personer tilknyttet (pe), 1.000 – 10.000 pe og > 10.000 pe
- Differensiering av barrierehøyde. Større differensiering av kvalitetsnivåer fører også til en større differensiering av barrierehøyde.
- Verdiene for barrierehøyde. En rekke situasjoner er gjennomarbeidet og mindre justeringer av verdiene for barrierehøyde er foretatt. Mens man i ODP I kun hadde "hele" verdier for log-reduksjoner, er det i ODP II differensiert mer og "halve" log-reduksjoner er innført.

2.4.2.3 Log-kreditt bestemmelse

Den største usikkerheten knyttet til bestemmelse av log-kreditt i ODP 1, var den som omhandlet log-kreditt for barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde. Norsk Vann har senere fokusert på vannkilden som hygienisk barriere både i overflatevann (innsjøer) og i grunnvann. Rapporten "Vannkilden som hygienisk barrierer" (Norsk Vann Rapport B10 2008) og det arbeides ved NGU med en rapport om "Grunnvann som hygienisk barriere".

Disse rapportene er nyttige ettersom de diskuterer barrieretiltak i innsjøer og grunnvannsforekomster i større detalj. Rapportene er imidlertid ikke slik utformet at man direkte kan ta ut hvilken log-kreditt som kan gis for ulike tiltak, noe som er nødvendig for bruk av Veiledningen. Log-kreditt angivelsen i ODP II (og dermed i GDP-veiledningen) er imidlertid i større grad enn i ODP I basert på den kunnskap som er fremkommet i disse rapportene. Man har således angitt mer differensierte log-kreditter både for overflatevann og grunnvann i ODP II enn i ODP I. Det er fortsatt slik at angivelsen av log-kreditt er forbundet med stor usikkerhet, men utprøvingen på norske og svenske vannverk har vært nyttig i det å fastlegge de ulike log-kredittene.

I utgangspunktet kan det kun gis log-kreditt for "nye" barrieretiltak i nedslagsfelt og vannkilde ut fra vurderingen av at tidligere tiltak jo har vært med å bestemme det vannkvalitetsnivået som bestemmes. Det kan imidlertid være "gamle" tiltak som er av den karakter at de vil redusere risiko for at uønskede hendelser skal skje, men som ikke

nødvendigvis har innflytelse på den alminnelige vannkvalitet som bestemmes gjennom de historiske rutineanalyser og det risikobaserte prøveprogrammet. Barrieretiltak av denne karakter bør det kunne gis log-kreditt for. Her må skjønn utøves.

Ett forhold som særskilt ble pekt på i Norsk Vann Rapport B10 2008, var den forbedring av barrieren som overvåkning av situasjonen kunne bidra til, både når det gjelder råvannskvalitet og når det gjelder drift av vannbehandlingsanlegget. Dette er det tatt konsekvensen av i ODP II ved at det er gitt anledning til å gi log-kreditt for særskilte overvåkningstiltak. Riktignok skal overvåkningstiltakene sees i sammenheng med øvrige tiltak i nedslagsfelt og kilde (respektive vannbehandlingstiltak) slik at total log-kreditt ikke kan overstige én hygienisk barriere (definert som 3 log reduksjon av bakterier og virus og 2 log mht. parasitter).

Log-kreditt for overvåkning får man i første rekke dersom tiltaket er knyttet til begrensende tiltak (avstengning av vann, bytting av vannkilde etc.) når grenseverdien som det overvåkes i forhold til, overskrides. Det er likevel også gitt en viss log-kreditt for overvåkningstiltak som sådan, ettersom vi er av den oppfatning at on-line overvåkning vil føre til at man raskere kan sette inn tiltak i uventede situasjoner og avsløre slike situasjoner bedre med slik overvåkning enn uten.

Det er lagt inn betydelig større differensiering når det gjelder ulike barrieretiltak knyttet til grunnvann i løsmasser og i fjell, mens log-kreditt for vannkvalitetsforbedring gjennom kunstig grunnvannsinfiltrasjon av overflatevann er opprettholdt fra ODP I til ODP II.

Når det gjelder log-kreditt for ulike vannbehandlingstiltak er dette et område som man har sett spesielt på ettersom det er en særskilt del av prosjektbeskrivelsen. I hovedsak anser vi at angivelsene av log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon i ODP I var gode og relativt små endringer og korreksjoner har vært nødvendige. Vi har tatt inn noen flere partikkelseparasjonsprosesser. Det er dessuten, som nevnt over, tatt inn log-kreditt angivelser for overvåkning av driften av vannbehandlingsanlegg med tilhørende tiltak ved avvik.

Endelig er det i ODP II (og dermed i GDP-veiledningen) vist, gjennom et relativt detaljert eksempel, hvordan bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad (log-reduksjon) kan bestemmes under hensyntagen til den barrierehøyde man har bestemt og de log-kreditter som kan gis. Ytterligere eksempler fra svenske og norske vannverk er vist i kap. 5 i denne rapporten, men disse eksemplene blir ikke inkluderte i GDP-veiledningen ettersom de vil ta for stor plass her.

2.4.3. Endringer i verktøykassa fra ODP I til ODP II

Den viktigste endringen i verktøykassa er betraktningen av hva som skjer ved desinfeksjon gjennom tilsetning av kjemiske desinfeksjonsmidler (klor, ozon etc.). Denne endringen er et resultat av de mange forsøk som er gjennomførte for bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskoeffisient ved klorering og ozonering. Forbruket av desinfeksjonsmiddel (klor eller ozon) skjer så raskt at vi har funnet det unødvendig å ta hensyn til den tid dette har for bestemmelse av intialkonsentrasjonen med tanke på forbruket av desinfeksjonsmiddel som leder til desinfeksjon. Dette, som forenkler bestemmelsen, er grundig beskrevet i kap 4.

Et annet viktig forhold, som det var tatt hensyn til ved Ct-bestemmelsen for ozon-desinfeksjon men ikke for klor-desinfeksjon i ODP I, er at konsentrasjonen gjennomgår et fall fra initialkonsentrasjonen til restkonsentrasjonene etter en viss tid. Det en organisme vil oppleve gjennom denne tiden er altså en konsentrasjon som er høyere enn sluttkonsentrasjonen. Det er derfor svært konservativt å beregne Ct basert på sluttkonsentrasjon og tid. I ODP I oppretthold vi denne konservative beregningsmåten fordi den er mye brukt for klor. For ozon, hvor variasjonen er mye høyere, ville dette vært

åpenbart feil og vi definerte Ct-verdien som arealet under forbrukskurven for ozon. I ODP II har vi gjort betraktningsmåten for klor og ozon lik; man får først et momentant initialforbruk forårsaket av oksidasjonen. Så får man et eksponentielt forbruk ned mot restkonsentrasjonene etter en gitt tid. I ODP II (og dermed GDP-veiledningen) har vi valgt å definere Ct som arealet under denne forbrukskurven både for ozon og klor. Dette er grundig gjennomgått i kap. 4.

På bakgrunn av de forsøk som er gjennomført i ODP II (primært gjennom to MSc-oppgaver ved NTNU) har vi kunnet sette opp noen modeller for beregning av initialforbruk og nedbrytningskonstant (for den eksponentielle nedbrytning av desinfeksjonsmiddel) som er avhengig av dose av desinfeksjonsmiddel og sammensetning på vannet som skal desinfiseres. Disse modellene er tenkt brukt dersom man ikke selv gjennomfører tester som tar sikte på å bestemme initialforbruk og nedbrytningskonstant selv. I verktøykassa er testmetoder for dette beskrevet.

I ODP II har vi også tatt med metoder for bestemmelse av inaktiveringsgrad ved bruk av kloramin og klordioksid, noe som ikke var med i ODP I.

Det er også utarbeidet et avsnitt (4.9) om bestemmelse av log-kreditt ved kjemiske desinfeksjonsmetoder. Metoden tar utgangspunkt i den log inaktiveringsgrad som bestemmes gjennom Ct-beregning. Så gjøres det fratrekk for manglende sikkerhetstiltak knyttet til doseringsutstyret slik at den endelige log-kreditt for det kjemiske desinfeksjonsanlegget kan bestemmes.

Det er i tillegg utarbeidet et avsnitt (4.10) om UV bestråling hvor det på man på samme måte som for kjemiske desinfeksjonsmetoder er angitt en metode for bestemmelse av log-kreditt for et UV anlegg basert på fratrekk for eventuelle mangler i sikkerhetstiltak knyttet til anlegget.

2.5. Erfaringer fra arbeidet med Veiledningen

Arbeidet med denne rapporten (og dermed GDP-veiledningen) har styrket oss i troen på at den kan bli et nyttig hjelpemiddel i bestrebelsene på å sikre hygieniske barrierer i vannforsyningen. Mange vil hevde at metodene som brukes er for enkle og at de kan gi for tilfeldig resultat, men utprøvingen på de ulike vannverk i Sverige og Norge (se kap. 5) viser at bearbeiding av informasjon om vannverket på en systematisk måte og gjennomføring av prosedyren, er svært nyttig i det å få oversikt over hvilke tiltak som gir mest nytte. I kap 3. skal vi gjennomgå grunnlaget for prosedyre og verktøykasse grundigere.

3. Revisjon av forslaget til prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis som ble fremlagt i ODP I

3.1. Bakgrunn

I dette kapittelet skal vi gjennomgå den reviderte prosedyren som ligger til grunn for GDP-veiledningen, som blir utgitt som egen publikasjon.

Resultatet av arbeidet med revidert prosedyre i Optimal desinfeksjonspraksis II (ODP II), bygger på det forslag til prosedyre som ble lagt fram i ODP I (Norsk Vann rapport 147/2006). I mellomtiden har man høstet erfaringer med dette forslaget og mange innspill til forbedringer har kommet frem. Mange av disse er innarbeidet i GDP-veiledningen (se kap. 2).

Norsk Vann har også gjennomført andre prosjekter som har relevans til denne veiledningen, for eksempel prosjektet om Vannkilden som hygienisk barriere (Norsk Vann B 10 2008). Norsk Vann har også fått utarbeidet en veiledning om UV-desinfeksjon (Norsk Vann rapport 164 2008). I tillegg har vi gått gjennom og tatt inspirasjon fra tilsvarende veiledninger fra andre land.

GDP-veiledningen er først og fremst er myntet på de mange små og mellomstore vannverk som ikke har ressurser til å gjennomføre omfattende risiko og sårbarhetsanalyser. Det er derfor lagt vekt på at de kriteriene som ligger til grunn for bruken av veiledningen skal være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk.

Veiledningen er ment som et hjelpemiddel som primært skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og spesielt slutt desinfeksjon for å sikre at man har tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket.

3.2. Oppbygning av prosedyren

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

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

Alle disse forhold er med på å bestemme hvilke desinfeksjonstiltak som bør treffes. Den foreslåtte prosedyren bygger på følgende prinsipper:

1. Man tar utgangspunkt i risiko- og sårbarhetssituasjonen gitt ved:
 - Råvannets hygieniske kvalitet – som leder til et gitt kvalitetsnivå
 - Vannverkets størrelse
 - Typen av vannkilde (som får betydning ved bestemmelse av log-kreditt – se under)
2. Det utgangspunkt som pkt. 1 gir, bestemmer den barrierehøyde som må overkommes for å sikre en tilstrekkelig hygienisk barrierevirkning i hele vannverket.
 - Barrierehøyde defineres som den reduksjon (angitt som nødvendig log-reduksjon) av de enkelte patogengrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket

3. Så gis det "log-kreditt" for:
 - Barrieretiltak som settes inn i nedslagsfelt og vannkilde
 - Vannbehandlingstiltak utover sluttdeinfeksjonen
 - Overvåkning og kontrolltiltak for vannkilde og vannbehandlingsanlegg
4. Ved subtraksjon bestemmes så den inaktiveringsgrad (angitt som log reduksjon) av de enkelte patogengrupper som sluttdeinfeksjonen må sørge for

I denne rapporten (og dermed i GDP-veiledningen) beskrives beregnings- og testmetoder for ulike desinfeksjonsmetoder til hjelp for dimensjonering og drift for å sikre at den aktuelle inaktiveringsgrad blir oppnådd. Dette blir nærmere omtalt i kap. 4.

3.2.1. Risikosituasjonen og sårbarhetssituasjonen

Det er normalt svært omfattende å kartlegge eller bestemme hvilken risikosituasjon et gitt vannverk står overfor. For hvert enkelt tilfelle bør vannverkseier gjennomføre en risiko og sårbarhets (ROS) analyse – som en del av en "Water Safety Plan", se kap 2 (pkt. 2.2). Det vil imidlertid være mulig å gjennomføre den aktuelle prosedyre i GDP-veiledningen uten at en detaljert ROS-analyse er gjennomført, ettersom man har valgt å bruke svært enkel og lett tilgjengelig informasjon som utgangspunkt for analysen, nemlig størrelsen av vannverket, typen av vannkilde, råvannskvalitet, slik den er dokumentert i den historiske overvåkingen av vannverket og en eventuell ytterligere kartlegging av vannkvalitet gjennom et risikobasert prøveprogram.

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

Sårbarheten til et vannverk er også avhengig av typen av vannkilde. En beskyttet grunnvannskilde er for eksempel mindre sårbar enn en overflatevannkilde og en innsjø med dypvannsinntak er mindre sårbar enn en elv/bekk. Typen av vannkilde trekkes ikke inn i bestemmelse av kvalitetsnivået. Dette bestemmes kun av råvannets kvalitet. Graden av beskyttelse som vannkilden gir, trekkes inn i prosedyren som et element som kan gi en log-kreditt, og den log-kreditt som kan gis for tiltak i vannkilden gjøres avhengig av hvilken type av vannkilde vi har å gjøre med.

Det er klart at en inndeling kun basert på kildetype blir meget grov, men trekker vi inn andre faktorer som er relevante (for eksempel befolkningstetthet, dyretetthet, 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 av vannkilder - grunnvann, innsjø og elv/bekk. 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.

Når det gjelder grunnvann skilles det i rapporten (og dermed i GDP-veiledningen) mellom:

- Grunnvann i løsmasser
- Grunnvann fra kunstig (evt. konstruert) infiltrasjon
- Grunnvann fra borebrønner i fjell
- Overflatevannpåvirket grunnvann

Grunnvann i løsmasser

I veiledningen til drikkevannsforskriften heter det at dersom vannets transport gjennom løsmasser i umettet og mettet sone til sammen utgjør minst 60 døgn, regnes dette for å være tilstrekkelig for å inaktivere bakterier og virus. Det samme vil gjelde for parasitter.

Dette vil i så fall dokumenteres gjennom den historiske dokumentasjon av vannkvalitet gjennom det faktum at indikasjoner på patogen forurensning ikke er funnet.

Grunnvann fra kunstig infiltrasjon

Grunnvann fra kunstig infiltrasjon er i utgangspunktet overflatevann som blir forbehandlet gjennom passasje gjennom grunnen. Vi foreslår derfor å håndtere en slik situasjon på samme måte som vi håndterer annen vannbehandling, nemlig ved at det tas utgangspunkt i kvaliteten av overflatevannet og gir log-kreditt (se senere) for den forbehandlingen som infiltrasjonen gir. Man kan imidlertid som et alternativ se på det vann som tas ut fra brønnen som råvann og gjennomføre prosedyren basert på det.

For å regnes til denne kategorien og ikke til kategorien "overflatevannpåvirket grunnvann" må vannet ha en beregnet oppholdstid gjennom grunnen på minst 3 døgn og en transport gjennom grunnen på minst 10 m

Grunnvann fra borebrønner i fjell, er vann

- fra boret eller sprengt fjellbrønn uten løsmasseoverdekning eller løsmasseoverdekning på mindre enn 3 m
- fra borebrønn med løsmasseoverdekning < 3 m

Vi foreslår at vann fra fjellbrønner uten løsmasseoverdekning eller løsmasseoverdekning < 3 m skal behandles på samme måte som vann fra overflatevannkilder, mens vann fra fjellbrønner med løsmasseoverdekning ≥ 3 m blir å behandle som grunnvann i løsmasser dersom ikke stedlige forhold, miljøhygienisk eller hydrogeologisk undersøkelser tilsier noe annet.

Overflatevannpåvirket grunnvann, er vann:

- 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.

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 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 her (og dermed i GDP-veiledningen), bygger kvalitetsvurderingen på analyser i råvannet og derfor synes det unødvendig å differensiere mer på vannkildetype enn det som er foreslått. Flytting av vanninntak i kilden, trekkes inn i form av log-kreditt for forbedrende tiltak.

3.2.2. Bestemmelse av vannkvalitetsnivået i vannkilden

Når vi skal velge kriterium for hygienisk vannkvalitet, må vi ta hensyn til hva man faktisk analyserer på rutinemessig i det enkelte vannverk. Den norske drikkevannsforskriften forutsetter bestemmelse av koliforme bakterier, *E. coli*, *Clostridium perfringens* og Intestinale enterokokker. Alle vannverk skal bestemme disse parametrene både på vann til forbruker og i råvann - dog det siste med lavere frekvens og med mindre vannverkseier kan dokumentere at det er usannsynlig at en gitt parameter vil overskride grenseverdien. For grunnvann trenger *Clostridium perfringens* kun måles der det dreier seg om overflatevannpåvirket grunnvann.

Mange vannverk har dårlig oppfølging av råvannskvaliteten. I henhold til den prosedyren som foreslås i Veiledningen, skal det imidlertid tas utgangspunkt i registreringer av *E. coli* og *Clostridium perfringens* i råvannet over en tilstrekkelig lang periode – i GDP-veiledningen anbefaler vi de tre siste år, men det kan være grunner for å velge andre tidsrom. Dersom man ikke har gjort råvannsmålinger tidligere, forutsettes det at man legger opp til at et risikobasert prøveprogram (se avsnitt 3.2.3) av råvannskvaliteten over ett år som grunnlag for bestemmelse av vannkvalitetsnivået.

Innholdet av koliforme bakterier sier ikke så mye om faren for hygienisk betenkelig kontaminering mens *E. coli* derimot anses som en sikker indikator for fekal kontaminering.

Clostridium perfringens er brukt som en indikator for resistente organismer (parasitter og virus).

Dette skyldes at slike bakterier danner en overlevningsform som kalles sporer, som har evne til å motstå ekstreme forhold. Det er stor skepsis til bruk av *Clostridium perfringens* som indikator for kontaminering i nettvann. Derimot vil indikatoren være en hensiktsmessig indikator for hygienisk kontaminering i råvann idet den bedre enn *E. coli* dekker "gammel" forurensning, mens *E. coli* i hovedsak dekker "fersk" forurensning.

Det er ingen tradisjon i Norge for å måle på virus, eventuelt bakteriofager som er verter for, og dermed indikator på virus, og slike målinger kreves ikke i den norske drikkevannsforskriften, verken på råvann eller nettvann. Noen vannverk i Sverige analyserer rutinemessig på kolifager selv om det ikke er noe krav om dette. Det er heller ingen tradisjon for rutinemessig bestemmelse av parasitter, selv om flere større vannverk nå har program for parasittanalyser i både råvann og nettvann som en del av den allmenne overvåkingen av kilde og vannbehandling.

Det har lenge pågått en diskusjon i fagmiljøene om verdien av å måle på virus og parasitter. Den dominerende oppfatningen er at det er bedre å måle på indikatorer på fekal forurensning enn på spesifikke organismer - blant annet fordi:

- det finnes et meget stort antall virus (dog et langt færre – men ukjent antall parasitter)
- disse organismene finnes i svært lave konsentrasjoner som kan kreve store prøvolum
- analysemetodene er tidkrevende, kompliserte og kostbare

Når det gjelder virus-analyser, advarte en ekspertgruppe fra Europa og USA oppnevnt av Drinking Water Research Foundation i USA (LeClerc et al, 2000) mot å stole for mye på bakteriofager som indikator for virus. Når det gjelder parasitter er det primært *Giardia* og *Cryptosporidium* som er i fokus ettersom disse er dokumenterte patogener som har forårsaket store og alvorlige epidemier. I motsetning til virus, er parasittene spesielt resistente overfor kjemiske desinfeksjonsmidler, særlig klor, og kjennskap til forekomsten av parasitter kan derfor i praksis sies å være enda viktigere enn virus.

På grunnlag av det som er anført, har vi valgt å legge vekt på tilstedeværelse av *E. coli* og *C. perfringens* i råvann som basis (basert på den historiske rutineovervåking) for bestemmelse av vannkvalitetssituasjonen og at disse indikatorene også danner basis i en utvidet kartleggingen av råvannskvaliteten gjennom et risikobasert prøveprogram som eventuelt kommer i tillegg til den historiske registreringen. Nivået av disse indikatorene som bestemmes i den historiske registreringen bestemmer om det er nødvendig å måle på parasitter i tillegg til *E. coli* og *C. perfringens* i det risikobaserte prøveprogrammet.

Resultatet av den historiske registreringen vil bestemme den videre gang. 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, om nødvendig, igangsette den utvidede kartleggingen av den hygieniske vannkvaliteten gjennom det risikobaserte prøveprogrammet.

3.2.3. Risikobasert prøveprogram

Ett av problemene med kartlegging av råvannskvalitet er at de organsimene man er på jakt etter normalt forefinnes i lave konsentrasjoner og ikke nødvendigvis til enhver tid. Prinsippet med etablering av barrierer er imidlertid at disse skal tre i kraft når og hvis det er nødvendig. Det risikobaserte prøveprogrammet tar derfor sikte på å oppsøke situasjoner der det er mest sannsynlig at patogene mikroorganismer kan forekomme i størst mulige mengder.

Råvannskilden er normalt utsatt for større mikrobiell forurensning i en regnværssituasjon enn i en tørrværssituasjon. Den historiske prøvetakingen som er omtalt over, tar imidlertid ikke spesielt hensyn til at risikoen er større ved enkelte klimatiske situasjoner enn andre. Det risikobaserte prøveprogrammet skal derimot være slik oppbygget at det nettopp fanger opp de mest kritiske situasjoner. Dette kan variere fra lokalitet til lokalitet. Vi foreslår at man så langt det er mulig skal fange opp følgende situasjoner i prøveprogrammet - når innsjøer er kilde:

1. Vårsirkulasjonen ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
2. Høstsirkulasjonen ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
3. Normalnedbørdøgn i sommer- og/eller vinterhalvåret ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
4. Døgn med kraftig nedbør i løpet av høsten og snøsmelting i løpet av våren og høst ($\geq 3/6$ av totalt antall prøver)

Det samme gjelder overflatevannpåvirket grunnvann og grunnvann fra kunstig infiltrert overflatevann (se definisjoner foran). Når det gjelder grunnvann i løsmasser, er det mindre sannsynlig at resultatet av vannkvalitetsanalysene tilsier et vannkvalitetsnivå som forutsetter analyser mht. parasitter. Når det gjelder elver og bekker som kilde må man bruke skjønn men også her vil man forvente størst forurensning i forbindelse med nedbør.

Vi går inn for at prøveomfanget i det risikobaserte prøveprogrammet minst skal være som vist i tabell 3.1. – for de fleste tilfellene vil vi anbefale dobbelt så stort omfang.

Tabell 3.1 Minste prøveomfang i den utvidede kartleggingsperioden

Vannverksstørrelse	Prøveomfang (prøver per år)
< 1000 pe	≥ 6
1000 – 10.000 pe	≥ 12
> 10.000 pe	≥ 24

Den enkelte vannverkseier vil selv være den beste til å finne ut når risiko for kontaminering er størst og det risikobaserte prøveprogrammet bør tilpasses etter hvert. Har man prøver for lengre tid enn ett år, der prøvene oppfattes å være godt representative for det man er ute etter å finne, bruker man selvsagt dette grunnlaget.

I prøvene skal det analyseres på *E. coli*, *Clostridium perfringens* og eventuelt (se under) parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. Det vil være en styrke om man i tillegg kan analysere på bakteriofager som indikatorer for virus, men det settes ikke som en forutsetning for gjennomføring av kartleggingsprogrammet. 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. Vi skal i det følgende forutsette at nivået på summen av de to, legges til grunn for hvilke tiltak som skal treffes.

3.2.4. Bestemmelse av kvalitetsnivå

I figur 3.1 er vist "veikartet" frem mot bestemmelse av kvalitetsnivå. Det er lagt opp til en to-trinns raket:

1. Først baserer man seg på resultatene fra den historiske registrering basert på rutineanalysene fra de siste 3 år
2. Avhengig av resultatet av den historiske registreringen kan vannkvalitetsnivået bestemmes direkte eller man må gjennom et utvidet kartlegging av den mikrobielle vannkvalitet. Den kan også foregå på to nivå:
 - a. Dersom den historiske vannkvaliteten ikke er altfor dårlig ($3 < E. coli < 10$ eller $1 < Clostridium perfringens < 3$), gjennomføres et risikobasert kartleggingsprogram retter mot *E. coli* og *Clostridium perfringens*
 - b. Dersom den historiske vannkvaliteten er dårlig ($E. coli > 10$ eller $Clostridium perfringens > 3$), rettes det risikobaserte prøveprogrammet seg mot parasitter i tillegg til *E. coli*

Man følger strekene i figuren fra toppen. Den ordinære registreringen av vannkvalitet mht. *E. coli* (EC) og *Clostridium perfringens* (CP) bestemmer om man trenger å gjøre ytterligere kartlegging av kvalitetsnivået. Dersom man ikke har gjort målinger på råvann, kun på nettvann, må man gjennomføre en kartlegging i henhold til risikobasert prøveprogram (se over). Kartleggingsperioden bør strekke seg over minst ett år eller i alle fall få med seg de typiske hydrologiske situasjoner som det risikobaserte prøveprogrammet skal dekke.

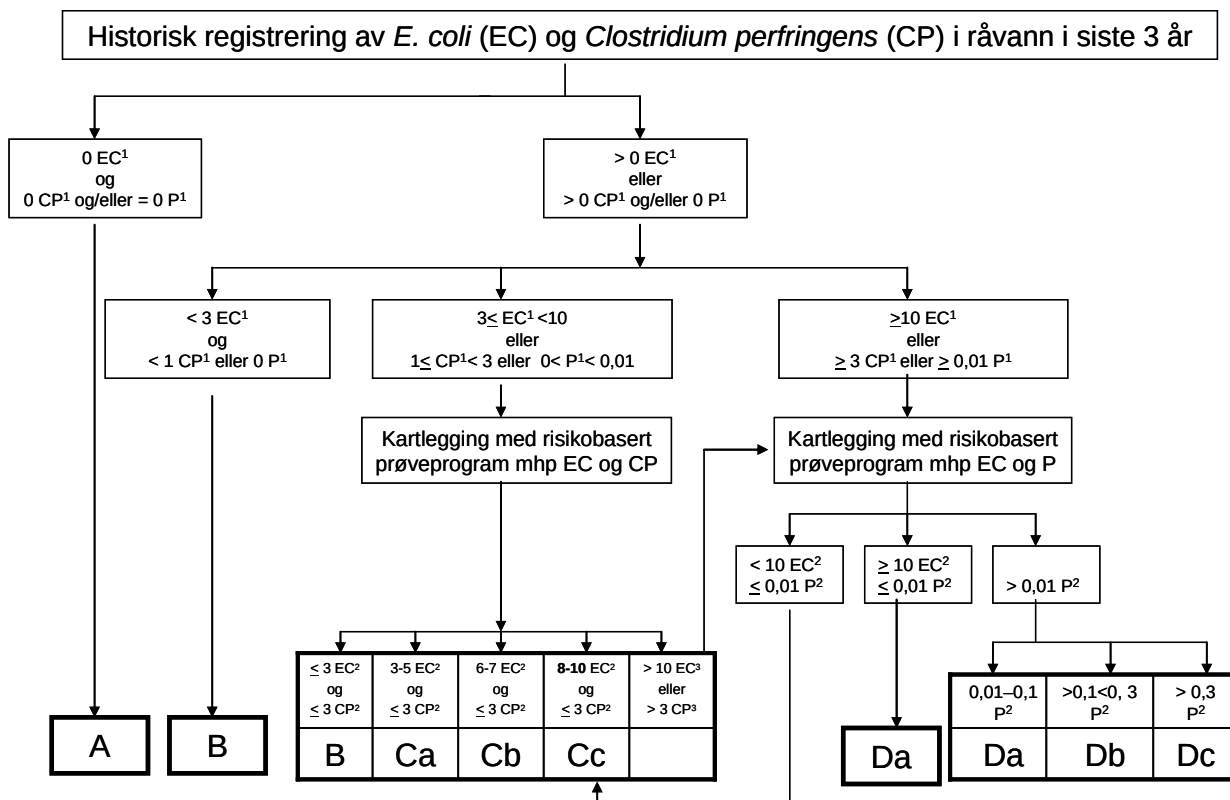
Når man baserer seg på den historiske registreringen av vannkvalitet, knytter de angitte nivåene seg til absolutte registreringer i de siste 3 år. For eksempel betyr 0 EC at man ikke har registrert *E. Coli* i noen prøver de siste 3 år, mens for eksempel < 3 EC betyr at man kan ha registrert *E. Coli* men at ingen prøver viste verdier over 3 *E. Coli* per 100 ml.

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) eller *C. perfringens* (CP) er registrert, blir den videre gangen avhengig av hvor mye man har registrert. Har man i alle prøver funnet < 3 *E. coli* per 100 ml og samtidig aldri funnet *Clostridium perfringens*, kommer man i kvalitetsnivå B.

Har man i enkeltprøver noen gang funnet ≥ 3 men < 10 *E. coli* eller ≥ 1 men < 3 *Clostridium perfringens*, tyder det på at kvaliteten fra tid til annen kan være dårlig og situasjonen må derfor kartlegges bedre. Man må derfor gjennomføre en utvidet kartlegging gjennom et risikobasert prøveprogram etter de retningslinjer som er gitt i figur 3.1. I dette prøveprogrammet skal man fokusere på *E. coli* og *Clostridium perfringens* og man skal bestemme middelverdien og hyppigheten av de funn som er gjort av disse indikatorene i de prøvene som det risikobaserte prøveprogrammet forutsetter. Avhengig av hvor middelverdien (mellom 3 og 10) eller hyppigheten ligger (større eller mindre enn påvisning i 1/6 eller 16,7 % av prøvene) faller man i kvalitetsnivåene B eller Ca, Cb og Cc. Så lenge man i middel finner ≤ 10 *E. coli* eller ≤ 3 *Clostridium perfringens* per 100 ml, behøver man ikke inkludere parasitter i prøveprogrammet og *E. coli*-nivået blir bestemmende for hvilket kvalitetsnivå man ender på (B eller Ca, Cb og Cc).

Dersom man gjennom et igangsatt risikobasert prøveprogram i kartleggingsperioden, basert på analyser av *E. coli* og *Clostridium perfringens*, finner verdier som tyder på at middelverdien av *E. coli* kan bli > 10 *E. coli* eller > 3 *Clostridium perfringens*, eller dersom man i enkeltprøver finner > 20 *E. coli* eller > 6 *Clostridium perfringens*, skal man straks inkludere parasitter i prøveprogrammet slik som angitt i figur 3.1. I et slikt tilfelle må prøveprogrammet utvides slik at antall parasittanalyser blir det som er angitt for risikobasert prøveprogram.



¹ Funn av angitt indikator over angitt verdi (antall/100 ml) én eller flere ganger i løpet av de siste 3 år

² Middelkonsentrasjon (antall/100 ml) av angitt indikator over prøveperioden eller registrering av angitt nivå i mer enn 1/6 av prøvene (16,7 %) over perioden. For parasitter gjelder summen av antallet Giardia- og Cryptosporidium/100 ml

³ Eller > 20 E Coli eller > 6 CP i enkeltprøver

Figur 3.1 Bestemmelse av kvalitetsnivå

Dersom man i den historiske registreringen aldri i de siste 3 år har funnet *Clostridium perfringens* men ≥ 3 og < 10 *E. coli* kan man velge "føre var" linjen og ta utgangspunkt i kvalitetsnivå Cc direkte og dermed unngå å gjennomføre kartleggingsprogrammet.

Dersom man i den historiske rutineovervåkingen i løpet av de siste 3 år finner ≥ 10 *E. coli* eller ≥ 3 *Clostridium perfringens* i noen prøver, anses faren for signifikant parasittkontaminering så stor at omfanget av denne må kartlegges i det risikobaserte prøveprogrammet. Finner man $\leq 0,01$ parasitter per 100 ml og samtidig < 10 *E. coli* ansees parasittfaren ikke større enn at råvannskvaliteten faller i kategori Cc. Er middelverdien derimot $> 0,01$ parasitter per 100 ml (uansett *E. coli* nivå), eller hyppigheten av forekomst er større enn 1/6 (16,7 % av prøvene) faller man i en av kategoriene Da, Db og Dc avhengig av hvor mange parasitter man i middel finner over prøveprogrammet. For det tilfellet at man finner lite parasitter ($< 0,01$ per 100 ml) men høy *E. coli* i middel (≥ 10 per 100 ml) kommer man i kategori Da.

Også for den linjen med dårligst historisk registrert råvannskvalitet, dvs. ≥ 10 *E. coli* eller ≥ 3 *Clostridium perfringens* per 100 ml i den historiske registreringen, kan man velge "føre var" linjen og unngå den risikobaserte kartleggingsperioden dersom man legger seg på det strengeste kvalitetsnivået, dvs. Dc.

Den informasjon om vannverket som er fremskaffet slik som beskrevet over, gir grunnlag for å kategorisere vannverket til et bestemt kvalitetsnivå. Til hvert kvalitetsnivå og anleggsstørrelse 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. Fremgangsmåten for fremskaffelse av kjennskapet til kvalitetsnivået i kilden skal beskrives nærmere nedenfor.

3.2.5. Bestemmelse av barrierehøyde

Barrierehøyden er det sett av log-reduksjoner for de ulike organismegrupper som anlegget må håndtere - totalt sett - ved et gitt kvalitetsnivå. Dette er anskueliggjort i tabell 3.2, hvor for eksempel angivelsen 5b + 5v + 2p, betyr 5 log reduksjon mht. bakterier, 5 log mht. virus og 2 log mht. parasitter.

Tabell 3.2 Sammenheng mellom barrierehøyde, anleggsstørrelse og vannkvalitetsnivå

	Vannverk- størrelse	Vannkvalitetsnivå i kilde			
		A	B	C	D
Barrierehøyde	< 1000	3,0b + 3,0v + 1,0p	4,0b + 4,0v + 1,5p	a. 4,5b + 4,5v + 1,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,0p c. 4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p
(nødvendig log-reduksjon i vannverket totalt)	1000 – 10.000	3,5b + 3,5v + 1,5p	4,5b + 4,5v + 2,0p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p
	> 10.000	4,0b + 4,0v + 2,0p	5,0b + 5,0v + 2,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p	a. 6,0b + 6,0v + 4,0p b. 6,0b + 6,0v + 4,5p c. 6,0b + 6,0v + 5,0p

Tabellen angir barrierehøyden, dvs. hvor stor log-reduksjon man skal ta utgangspunkt i for beregningen av den nødvendige log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen i det aktuelle vannverk. Den log-reduksjonen som sluttdesinfeksjonen må klare, fremkommer etter fradrag for den log-kreditt som ulike tiltak for å bedre barrierevirkningen (tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, tiltak i vannbehandling ut over sluttdesinfeksjonen, overvåkningstiltak etc.) vil gi (se pkt. 3.2.6).

Har man for eksempel et innsjøvannverk på 7.000 personer hvor man i den historiske registreringen har funnet ≥ 3 *E. coli*, og i kartleggingsperioden har funnet i middel 5 *E. coli*, men ikke > 3 *Clostridium perfringens* eller > 20 *E. coli* per 100 ml eller ≥ 6 *Clostridium perfringens* i noen enkeltprøve, faller man ned på kvalitetsnivå Ca og barrierehøyden blir da 4,5 log mht. bakterier og virus og 1,5 log mht. parasitter.

Det er åpenbart at det kan diskuteres om disse barrierenivåene, er de "korrekte". De verdiene som her angis anses som rimelige men bør kunne endres dersom erfaring gjennom praktisering av veiledningen tilsier det.

For store overflatevannverk (> 10.000 pe) som faller i kvalitetsnivå Da (dvs. med det vi kan kalle et "moderat" parasittnivå i overflatevannkilder), blir barrierenivået 6b + 6v + 4p. Dette tilsvarer det som i veiledningen til drikkevannsforskriften er definert som "to hygieniske barrierer" i forbindelse med vannbehandling, ettersom én hygienisk barriere der er definert som minst 3 log for bakterier og virus og 2 log for parasitter. Tabell 3.2 gir imidlertid et sett av andre barrierehøyder avhengig av den faktiske situasjonen. For eksempel vil et lite grunnvannsverk (< 1000 pe) hvor det aldri er registrert verken *E. coli* eller *C. perfringens*, få en barrierehøyde på 3b + 3v + 1p. Passasjen gjennom grunnen vil gi en log-kreditt som overflødiggjør behandlingstiltak eller desinfeksjonstiltak med tanke på barriere mot parasitter (se senere om log-kreditt).

3.2.6. Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak før sluttdeinfeksjonen

For å finne ut hvilken log-reduksjon man må ha i sluttdeinfeksjonen, må det tas hensyn til hvilke barrieretiltak som gjøres i nedslagsfelt/kilde og i vannbehandling - i tillegg til sluttdeinfeksjonstiltakene. 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.

Log-kreditt kan gis for følgende barrieretiltak:

1. Tiltak knyttet til vannkilden og dens nedslagsfelt
 - a. Fysiske barrieretiltak
 - b. Restriksjoner/båndlegging på aktivitet i kilde og nedslagsfelt
 - c. Overvåkningstiltak knyttet til råvannskvalitet
2. Tiltak knyttet til vannbehandlingen
 - a. Rensetiltak utover sluttdeinfeksjonen
 - b. Overvåkningstiltak knyttet til drift av vannbehandling og sluttdeinfeksjon

I de tilfeller hvor man planlegger et vannverk, kan log-kreditt gis for planlagte tiltak. For eksisterende vannverk kan log-kreditt kun gis for nye tiltak i nedslagsfelt og vannkilde som går utover de tiltak som allerede var igangsatt da kvalitetsnivået til vannkilden ble fastlagt. Det kan imidlertid være "gamle" tiltak som er av den karakter at de vil redusere risiko for at uønskede hendelser skal skje, men som ikke nødvendigvis har innflytelse på den alminnelige vannkvalitet som bestemmes gjennom de historiske rutineanalyser og det risikobaserte prøveprogrammet. Barrieretiltak av denne karakter bør det kunne gis log-kreditt for. Her må skjønn utøves.

Hver av de hovedbolkene av tiltak som er nevnt over, kan ved nye anlegg gis en log-kreditt på maksimalt $3b + 3v + 2p$, dvs. det som tilsvarer én hygienisk barriere i vannbehandlingen. For eksisterende anlegg der enkelte tiltak allerede er satt inn, vil ikke log-kreditten kunne settes så høyt ettersom de eksisterende tiltak forutsetningsvis har gitt en positiv innvirkning på det kvalitetsnivå som er registrert. Dette skal det tas hensyn til ved bestemmelse av log-kreditt for tiltak knyttet til kilde og nedslagsfelt i eksisterende anlegg.

Vi ser av det ovenstående at man kan få log-kreditt for en rekke tiltak. Man kan summere opp tiltakene men den totale log-kreditt kan ikke overstige visse angitt genser for hver hovedtype av tiltak. I tabell 3.3 er maksimal log-kreditt som kan gis for ulike tiltak i nye anlegg oppsummert. Det fremgår at man med omfattende tiltak i nedslagsfelt og kilde kombinert med omfattende vannbehandlingstiltak, i mange tilfeller ville kunne nå den nødvendige barrierehøyde uten sluttdeinfeksjon. I det følgende skal vi gå detaljert inn på hvilken log-kreditt ulike tiltak innen hver hovedkategori (nedslagfelt/kilde, vannbehandling etc.) kan gi.

Tabell 3.3 Maksimal log-kreditt for ulike tiltak i nye¹ anlegg

Barrieretiltak	Maksimal log-kreditt
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt - Innsjøer - Maksimal log-kreditt, hvorav - Maksimal log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak - Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak på råvann	$3,0b + 3,0v + 2,0 p$ $3,0b + 3,0v + 2,0p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt – Grunnvann - Maksimal log-kreditt for tiltak knyttet til løsmassebrønner, hvorav - Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak av råvannet - Maksimal log-kreditt for tiltak knyttet til fjellbrønner, hvorav - Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak av råvannet	$3,0b + 3,0v + 2,0p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$ $2,0b + 2,0v + 1,5p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt - Elver og bekker Maksimal log-kreditt knyttet til overvåkning av råvannskvalitet – forutsetter automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	$1,0b + 1,0v + 0,75p$
Vannbehandlingstiltak utover sluttdeinfeksjon - Maksimal log-kreditt for vannbehandling utover sluttdeinfeksjon, hvorav - Maksimal log-kreditt for driftsovervåkning vannbehandlingsanlegget	$3,0b + 3,0v + 3,0 p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Absolutt maksimalt oppnåelige log-kreditt gjennom tiltak både i vannkilde/nedslagsfelt og vannbehandling utover sluttdeinfeksjonen - Med innsjøer som kilde - Med grunnvann som kilde - Løsmassebrønner - Fjellbrønner - Med elver og bekker som kilde	$6,0b + 6,0v + 4,0p$ $6,0b + 6,0v + 4,0p$ $6,0b + 6,0v + 4,0p$ $5,0b + 5,0v + 3,5p$ $4,5b + 4,5v + 3,0p$

¹ For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn angitt maksimalverdi

3.2.6.1 Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til innsjøer og deres nedslagsfelt

I tabell 3.4 er angitt log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak i vannkilde og nedslagsfelt, når innsjøer er vannkilde. Når det gjelder den barrierevirkning man kan få i nedslagsfelt og vannkilde, har Norsk Vann arbeidet med dette i separate prosjekter. I rapporten "Vannkilden som hygienisk barriere" (Norsk Vann Rapport B10 2008) er det gitt anbefalinger mht. hvordan man kan forholde seg til barrierespørsmålet når det gjelder overflatevannkilder. Rapporten gir en god innføring og diskuterer vannkilde/nedslagsfelt med større detaljeringsgrad enn det som fremkommer i tabell 3.4 - som imidlertid i stor grad bygger på anbefalingene fra vannkilderapporten.

Vannkilderapporten foreslår et relativt detaljert kriteriesett for barrierevirkning av tiltak i overflatevannkilder og deres nedslagsfelt. Forslaget er ikke i sin helhet direkte overførbart til bruk i GDP-veiledningen ettersom man inkluderer historisk vannkvalitet, overvåkning av vannkvalitet og vannverkets størrelse på en annen måte enn det man har lagt opp til i denne rapporten (og dermed i GDP-veiledningen).

Tabell 3.4 Log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak i vannkilde og nedslagsfelt – Innsjøer¹

Kategori av barriere tiltak	Detaljerings av tiltak	Log-kreditt
Reduksjon av forurensnings tilførsel til kilden	Sanering av alle avløpsutslipp direkte til kilden og til bekker og elver som leder direkte til kilden	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Innføring av lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet eller bortledning av avløpsvann fra nedslagsfeltet	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Oppsetting av stengsel for å hindre at beitedyr og hunder kommer i direkte kontakt med kilden samt oppsetting av avfallskonteinere (inkludert konteinere for hundeadføring) i nedslagsfeltet	0,75b + 0,75v + 0,5p
Restriksjoner på aktivitet i vannkilde og nedslagsfelt	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot beitedyr i nedslagsfeltet	1,0b + 1,0v + 0,75p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud mot motorferdsel i nedslagsfeltet	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot bruk av vannkilden til båtsport, bading og annen rekreasjon	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot ferdsel på vannkilden	0,5b + 0,5v + 0,25p
Tiltak knyttet til inntak	Senking av råvannsinntak til et dyp som sikrer at sprangsjiktet ikke når ned til inntaket bortsett fra i sirkulasjonsperiodene	1,0b + 1,0v + 0,75p
	Flytting av råvannsinntak slik at det kan dokumenteres gjennom hydrauliske studier at tilførsler av avløpsvann og avføring fra beitedyr via elver og bekker påvirker inntaket i ubetydelig grad	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) på ferdsel i nærheten av inntak	0,25b + 0,25v + 0,25p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter for hver kategori, men summen av kreditt for tiltak i kilde og nedslagsfelt (inkludert overvåkningstiltak) for nye anlegg skal aldri settes høyere enn 3b + 3v + 2p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn 3b + 3v + 2p

Når det gjelder innsjøer som vannkilde og deres nedslagsfelt, kan forslaget i vannkilderapporten eventuelt tas i bruk, ved en omregning av den grad av barriere denne metoden gir til log-kreditt ved at en barrieregrad på 100 % settes lik en log-kreditt på 3b + 3v + 2p og alle andre grader er prosent av dette.

I vannkilderapporten (Norsk Vann Rapport B10/2008)(Hem et al, 2008) bestemmes graden av barriere for kilde og nedslagsfelt av 5 ulike kriterier:

1. Forurensningstilførsel til kilden
2. Forhold i nedbørfeltet
3. Ferdsel i vannkilde og nedslagsfelt
4. Fordrøyning
5. Vanninntak

For hvert av disse kriteriene er ulike tiltak angitt en verdi (fra 0 til 10). Ved summering av verdiene og divisjon med 5 kommer man frem til verdien av kriteriet, som maksimalt kan bli 10. For å finne graden av barriere, trekkes anleggsstørrelsen inn, men denne er i GDP-veiledningen allerede trukket inn i barrierehøyden. Om man tar kriterieverdien for vannkilde og nedslagsfelt og dividerer på 10 får man imidlertid et uttrykk for graden av barriere. Denne verdien vil alltid være ≤ 1 og om man multipliserer graden av barriere funnet på denne måten med maks log-kreditt ($3b + 3v + 2p$) får man den log-kreditt man skal regne med for det aktuelle vannverket.

Dersom, for eksempel, kriteriet for vannkilde og nedslagsfelt (kriterium 2 i vannkilde-rapporten) er bestemt til 1,6 (eksempel 3 i vannkilderapporten), er graden av barriere 0,16 og den log-kreditt som kan gis kan da beregnes til å bli: $0,16 \cdot (3b + 3v + 2p) = 0,48b + 0,48v + 0,32p$.

3.2.6.2 Log-kreditt for tiltak knyttet til grunnvann og grunnvannbrønnens influensområde

Når det gjelder grunnvann som hygienisk barriere, arbeider NGU med dette. Rapporten fra dette arbeidet er ikke tilgjengelig på nåværende tidspunkt, men vi kjenner til at det blir lagt fram forslag til analyse basert på det samme kriteriesett som ble brukt i rapporten om overflatevannkilder som hygienisk barriere.

Rapporten vil gi anvisninger både for hvordan man kan etablere barrieretiltak i brønnens influensområde og for brønnens utforming. På samme måte som nevnt over, hva angår overflatevannkilder som hygienisk barriere, er ikke dette kriteriesettet direkte overførbart til den prosedyre som GDP-veiledningen legger opp til.

Normalt vil man, ved etableringen av et grunnvannsanlegg, sette inn tiltak for beskyttelse av grunnvannet som tas ut i en brønn. Dette vil i så fall avspeiles gjennom kartleggingen av den historiske, hygieniske vannkvalitet som ligger til grunn for bestemmelsen av kvalitetsnivå.

Log-kreditt kan bare gis for tiltak som etableres for å bedre barriereeffekten ved det kvalitetsnivå i eksisterende anlegg som er bestemt. Ved planlegging av nye anlegg basert på grunnvann i løsmasser, vil man kunne forutsette maksimal log-kreditt dersom det aktuelle anlegget kan dokumentere minst 60 døgns opphold i grunnen.

Log-kreditt kan først og fremst gis for tiltak i grunnvannsbrønnens influensområde. Når det gjelder fjellbrønners utforming er det avdekket så mange uheldige forhold med dagens brønner, at vi også foreslår log-kreditt for tiltak som gjøres for å forbedre denne.

Det er i Norge vanlig å dele beskyttelsessonen rundt en grunnvannskilde som følger:

- Sone 0: Brønnsonen. Område med utstrekning på 10-30 meter fra brønnpunktet for å beskytte de tekniske installasjoner og selve brønnpunktet
- Sone 1: Det nære tilsigsområde. Område hvor grunnvannet drenerer til brønnen. Vann i grunnvannsonen ved yttergrensen må bruke minimum 60 døgn fram til brønn under full pumpebelastning
- Sone 2: Det fjerne tilsigsområdet. Området utenfor 60 døgnsone som har mulighet til å nå brønnen og dermed påvirke vannkvaliteten
- Sone 3: Sikringssone. Arealer som kanskje kan være en del av influensområdet og som kan tenkes å influere på vannets kvalitet

Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til grunnvann i løsmasser og i fjell er gitt i tabell 3.5 og 3.6.

Tabell 3.5 Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til grunnvann – Grunnvann i løsmasser

Tiltak i sone	Detaljerings av tiltak– som ikke allerede er gjennomførte da kvalitetsnivået ble bestemt	Maks. log-kreditt
Sone 0 Brønnsone	Inngjerding og avlåsning av brønnsone (dersom dette ikke allerede er gjort)	0,5b + 0,5v + 0,5p
Sone 1 Det nære tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkutslipp til grunnen, herunder bruk av infiltrasjonsanlegg, spredning av kloakkslam etc.	1,5b + 1,5v + 1,25p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr	1,25b + 1,25v + 1,0p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier	1,0b + 1,0v + 0,75p
Sone 2 Det fjerne tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkutslipp til grunnen, herunder bruk av infiltrasjonsanlegg, spredning av kloakkslam etc.	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier	0,5b + 0,5v + 0,25p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter for hver kategori, men summen av kreditt for tiltak knyttet til grunnvann i løsmasser (inkludert overvåkningstiltak) skal aldri settes høyere enn 3b + 3v + 2p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn 3b + 3v + 2p

Kunstig grunnvannsinfiltrasjon

Når det gjelder planlegging av et vannverk basert på kunstig grunnvannsinfiltrasjon, må man 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. I det siste tilfellet behandles kilden som grunnvann i løsmasser. Dersom man tar utgangspunkt i råvannskvaliteten for overflatevannet, kan det gis følgende log-kreditt for kunstig grunnvannsinfiltrasjon, se tabell 3.7.

Tabell 3.6 Log-kreditt for barrieretiltak i brønnens influensområde - Grunnvann i fjell

Tiltak i sone	Detaljerings av tiltak – som ikke allerede er gjennomførte da kvalitetsnivået ble bestemt	Maks. log-kreditt
Sone 0 Brønnsonen	Inngjerding og avlåsning av brønnsonen	0,5b + 0,5v + 0,5p
Sone 1 Det nære tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkanlegg i sonen, herunder avløpsledninger, septiktanker, infiltrasjonsanlegg nærmere enn 100 m fra brønnsonen	1,0b + 1,0v + 0,75p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr nærmere enn 100 m fra brønnsonen	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier nærmere enn 100 m fra brønnsonen	0,5b + 0,5v + 0,25p
Sone 2 Det fjerne tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkanlegg i sonen, herunder avløpsledninger, septiktanker, infiltrasjonsanlegg nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 0,25p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 0,25p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 0,25p
Utbedring av brønn-utforming	Fullstendig tetting mellom foringsrør og fjell	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Beskyttelse av brønn med brønnhus med tett gulv og tetting rundt brønnrør	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Heving av brønnrør til minst 40 cm over bakkenivå samt tett lokk	0,5b + 0,5v + 0,25p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter for hver kategori, men summen av kreditt for tiltak knyttet til grunnvann i fjell (inkludert overvåkingstiltak) skal aldri settes høyere enn 2b + 2v + 1,5p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkingstiltak) ikke settes høyere enn 2b + 2v + 1,5p

Tabell 3.7. Log-kreditt for vannkvalitetsforbedring gjennom kunstig infiltrasjon av overflatevann

Det infiltrerte vannets oppholdstid i mettet og umettet sone	Maksimal log-kreditt
> 60 døgn	3,0b + 3,0v + 2,0p
30 – 60 døgn	2,5b + 2,0v + 1,5p
10 – 30 døgn	2,0b + 1,0v + 1,0p
3 – 10 døgn	1,5b + 0,5v + 0,75p

Det forutsettes at oppholdstiden i mettet og umettet sone kan sannsynliggjøres ved hydrogeologiske undersøkelser. Vann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon med mindre enn 3 døgns oppholdstid i grunnen regnes ikke som grunnvann i løsmasser, men som overflatevann (innsjø eller elv/bekk – avhengig av hvor overflatevannet som infiltreres stammer fra).

3.2.6.3 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet i kilden samt tiltak ved avvik

Mange vannverk har dårlig overvåkning av råvannskvaliteten. Hovedinnsatsen er lagt på nettkontroll. Dersom man legger opp til en forbedret overvåkning av råvannskvaliteten til vannverket, gir dette bedre sikkerhet som det bør kunne gis log-kreditt for ettersom vannverket da får en bedre beredskap.

En tett oppfølging av den hygieniske råvannskvalitet vil, i seg selv, bidra til at beredskapen blir bedre, ettersom man raskere vil kunne oppdage avvik, samt at man danner seg et bedre bilde av hvordan vannkilden reagerer på ulike situasjoner (nedbør etc.). Når avvik som overvåkingen avdekker, dessuten er koplet til tiltak som reduserer faren for at de hygieniske barrierer minsker, for eksempel automatisk eller manuell avstengning av tilførselen til vannverket fra den aktuelle kilden, bør gis ekstra log-kreditt. Tabell 3.8 angir foreslått log-kreditt for ulike tiltak:

Tabell 3.8. Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

Kategori av tiltak	Barrieretiltak	Log-kreditt
Øket prøvetakings-frekvens	Innføring av utvidet mikrobiell analyse i råvann • minst som angitt for risikobasert prøveprogram • minst som angitt for nettkontroll	0,5b + 0,5v + 0,5p 0,25b + 0,25v + 0,25 p
On-line måling av vann-kvalitet	On-line måling av turbiditet (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke partikkelinnholdet i råvannet)	
	• som grunnlag for å sette inn andre barrieretiltak enn avstengning av råvannstilførsel	0,25b + 0,25v + 0,25p
	• med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	1,0b + 1,0v + 0,75p
	• med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	0,75b + 0,75v + 0,5p
	On-line måling av fargetall (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke innholdet av organisk stoff i råvannet) - gjelder spesielt anlegg med UV-desinfeksjon	
	• med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	1,0b + 1,0v + 0,75p
	• med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	0,75b + 0,75v + 0,5p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter for hver kategori, men summen av kreditt for tiltak knyttet til overvåkning av råvannskvalitet skal aldri settes høyere enn 1,0b + 1,0v + 0,75p.

3.2.6.4 Log-kreditt for vannbehandling utover sluttdesinfeksjon

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

I tabell 3.9 er det angitt hvilken log-kreditt man kan få for ulike vannbehandlingsprosesser som fjerner mikroorganismer som partikler. Begrunnelsene for de verdiene som er satt, er sammensatte og bygger dels på skjønn og logikk, andre lands veiledninger, rapporterte resultater i litteraturen og anbefalinger nedfelt i den eksisterende veiledning til drikkevannsforskriften. Disse verdiene representerer ikke det man maksimalt kan oppnå, men det man skal regne med i log-kreditt bestemmelsen – alle forhold (sikkerhetsfaktorer, kortidsstans etc.) tatt i betraktning.

Tabell 3.9 Bestemmelse av log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkel-separasjon

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h) ¹	0,5b + 0,25v + 0,5p
Membran (MF) filtrering ²	2,0b + 1,0v + 2,0p
Membran (UF) filtrering ³	3,0b + 2,0v + 3,0p
Membran (NF) filtrering ⁴	3,0b + 3,0v + 3,0p
Langsomsandfiltrering (filterhastighet < 0,5 m/h)	2,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁵	3,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁶	3,0b + 3,0v + 2,0p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁵	3,0b + 2,0v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 2,5p
Koagulering/membran (UF/MF) filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 3,0p

¹ Gjelder også biofiltre, ionebytterfiltre og marmorfiltre

² Forutsatt nominell poreåpning på membran < 1000 nm

³ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm

⁴ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 10 nm

⁵ Forutsatt midlere turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU

⁶ Forutsatt tilstrekkelig koagulantdosering og god overvåkning slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU i minst 90 % av tiden. Dersom anlegget er bygget for humusfjerning forutsettes fargefjerning > 70 % i minst 90 % av tiden.

Det fremgår at det ved bruk av god partikkelseparasjon angis en høyere log-reduksjon (2,5 eller 3 log) for parasitter enn det veiledningen til drikkevannsforskriften i Norge angir som tilfredsstillende for å klare én barriere mht. parasitter (2 log). Dette bryter med prinsippet om at ingen enkelttiltak skal tilkjennes mer enn én hygienisk barriere (definert som 3b + 3v + 2p), men er rimelig ut fra en prosessmessig betraktning og kommer også til anvendelse ved vurdering av UV-bestråling (se kap. 4.9) som er spesielt effektivt overfor parasitter. Dersom kravet til barrierehøyde er større enn 4p, anbefales det imidlertid at man sørger for en annen, uavhengig barriere som sikrer minst 2p.

I tabell 3.9 er det tatt med metoder basert på sandfiltrering (med og uten koagulering) og membranfiltrering (med og uten koagulering). Filtreringsmetoder som i hovedsak er benyttet for andre formål enn partikkelfjerning (for eksempel ionebyttefiltrering, aktivkullfiltrering og marmorfiltrering) gir beskjeden fjerning av mikroorganismer. Det er her forutsatt samme log-kreditt som hurtigsandfiltrering (ved filterhastighet < 7,5 m/h).

Koagulering/filtrering (evt. med mellomliggende sedimentering/flotasjon) er i de fleste land regnet som en god barriere. Log-reduksjonen for virus er basert på amerikanske og canadiske retningslinjer er satt noe lavere (2 log) enn den er for bakterier og parasitter. Om man benytter forhøyde doser samt pH-kontroll, som sikrer en stabil lav turbiditet (< 0,1 NTU) og en høy fjerning av humus (> 70 % fargefjerning), slik et godt drevet humusfjerningsanlegg vil kunne oppnå, kan også log-kreditt for virus settes lik 3.

Nanofiltrering gir ved optimal drift 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 3.9, men skal av grunner som er angitt over, ikke regne med høyere verdier enn det som er angitt. Dersom membranen er skadet, vil nanofiltrering ikke gi en

sikker barriere. I Norsk Vann rapport 160/2008 ("Driftserfaringer med membranfiltrering") er ulike metoder for kontroll av membranleggets funksjonalitet mht. barrierevirkning diskutert. Et sentralt punkt er at membranlegget må inkludere en indikator for funksjonalitet mht. barrierevirkning, for eksempel farge eller ledningsevne.

I anlegg basert på ozonering/biofiltrering er det utvilsomt ozoneringen som gir den primære inaktiveringen, mens bidraget fra biofilteret er lite. For denne metoden beregnes log-kreditten for ozoneringssteget ut fra den aktuelle Ct-verdi (se kap. 4.) mens biofiltreringsstegets log-kreditt tas fra tabell 3.9. Ved de doser som benyttes for humusfjerning (1 – 1,5 mg O₃/mg TOC_{råvann}), vil beregnet log inaktivering av bakterier og virus samt *Giardia* kunne bli høy (> 3 log), men lavere for *Cryptosporidium* (< 2 log).

3.2.6.5 Log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandling med tilhørende tiltak ved avvik
Forbedret overvåkning av vannbehandlingsanlegget reduserer risikoen for at barrierevirkningen i vannverket kan bli for lav. Det er derfor grunn til å gi log-kreditt for tiltak som forbedrer driftsovervåkingen når disse er koplet til tiltak dersom gitte grenseverdier overskrides (se tabell 3.10).

Tabell 3.10 Log-kreditt for overvåkning av driften av vannbehandlingsanlegget

Kategori av tiltak	Overvåkings- og reaksjonstiltak	Log-kreditt
On-line overvåkning av vannkvalitet med evt. reaksjonstiltak ved overskridelse av grenseverdi	On-line måling av turbiditet, farge eller annen parameter som er egnet til å overvåke om det aktuelle tiltaket fungerer etter hensikten	0,5b + 0,5v + 0,5p
	av råvannskvalitet - for optimal prosess-styring av vannbehandlingsanlegget	1,5b + 1,5v + 1.0p
	- av rentvannskvalitet - med automatisk avstengning av råvannstilførsel - av rentvannskvalitet - med alarm og manuell korrigering av driftssituasjonen slik at normale forhold gjenopprettes ved overskridelse av grenseverdi	0,5b + 0,5v + 0,5p
Kontinuerlig overvåkning av strømforsyning med reaksjonstiltak ved bortfall av strømtilførsel	Kontinuerlig måling og overføring til kontrollsentral av data vedrørende strømtilførsel til vitale deler av vannbehandlingsanlegget	0,75b + 0,75v + 0,75p
	- med automatisk igangsetting av nødstrømsaggregat ved bortfall av strømtilførsel - med automatisk avstengning av råvannstilførsel ved bortfall av strømtilførsel	0,5b + 0,5v + 0,5p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Man kan summere log-kreditt for ulike kategorier av tiltak, men summen av log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandling med tilhørende reaksjonstiltak, kan ikke totalt være større enn 1,0b + 1,0v + 0,75p.

3.2.7. Bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad i sluttdeinfeksjonen

Når man har bestemt barrierehøyden (den nødvendige log-reduksjonen i vannverket totalt), og den log-kreditt man kan få som et resultat av tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt og til vannbehandling utover sluttdeinfeksjonen, kan man finne ut hvilken log-reduksjon sluttdeinfeksjonen må klare av ved å subtrahere log-kreditten fra barrierehøyden som vist i eksemplet under (se også eksemplene i kap. 5).

3.2.7.1 Eksempel: Innsjøvannverk på 170.000 personer

Anlegget har i dag enkelte barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde, men ytterligere tiltak er besluttet gjennomført:

1. Alle kloakkutslipp saneres ved at det innføres lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet
2. Det lages en lokal forskrift som setter restriksjoner på hva allmennheten kan foreta seg i nedslagsfelt og kilde
3. Det etableres en overvåkning av råvannskvalitet som er av samme omfang som overvåkningen av nettvann

Vannbehandlingen består i dag av siling, filtrering gjennom kalsiumkarbonatfiltre (maksimal filterhastighet = 7,5 m/h) og klorering. Man er i ferd med å etablere et UV-anlegg som sluttdesinfeksjon til erstatning for kloreringsanlegget. Man vurderer dessuten å bygge om anlegget slik at koagulering etableres og at filtrene ombygges til tre-media filtre med antrasitt, sand og kalsium-karbonat (Moldeprosessen), samt å sette inn mer omfattende overvåkning av vannbehandlingsanlegget.

Vi skal i det følgende både vurdere dagens anlegg, oppgradert anlegg etter allerede besluttede tiltak og et eventuelt fremtidig anlegg med utvidet vannbehandling (koagulering).

Råvannskvalitet:

Det tas ukentlige prøver av råvann, hvor det måles både på *E. coli* og *Clostridium perfringens*. Etter et risikobasert prøveprogram måler man også på parasitter (både *Giardia* og *Cryptosporidium*). Observasjonene av råvannskvalitet har gitt følgende resultat:

- Historisk råvannskvalitet: Den høyest registrerte *E. coli*-verdien er 9/100 ml dvs. < 10/100ml og den høyest registrerte *Clostridium perfringens* verdi er 3/100 ml. Det betyr at vannkilden er ganske belastet med fekal forurensning og at et kartleggingsprogram med risikobasert prøvetaking må gjennomføres. Vannverket har gjennomført et slikt risikobasert prøveprogram.
- Råvannskvalitet bestemt i risikobasert prøveprogram: Av i alt 12 prøver tatt på tidspunkt som angitt for det risikobaserte prøveprogrammet har man i middel funnet 1,7 *Cryptosporidium* i 10 l prøver, dvs. 0,017 *Cryptosporidium*/100 ml og 2,5 *Giardia* i 10 l prøver, dvs. 0,025 *Giardia*/100 ml – totalt altså 0,042 parasitter/100 ml

Gjennomgåelse av "veikartet" (fig. 3.1) tilsier at kvalitetsnivået på råvannskilden er Da.

Barrierehøyde:

Anlegget har 170.000 personer tilknyttet og med kvalitetsnivå Da i råvannskilden innebærer dette en barrierehøyde på: 6,0b + 6,0v + 4,0p

Log-kreditt tiltak i nedslagsfeltet

I nedslagsfeltet er det flere gårdsbruk, boliger, hytter og veier. Området er i en viss grad klausulert fra tidligere og det er innført noen restriksjoner på aktivitet i nedslagsfeltet og i kilden. For eksempel er det tillatt med utslipp fra mindre avløpsanlegg forutsatt at disse sørger for 99,9 % fjerning av bakterier.

Dagens anlegg: For dagens anlegg er det ingen nye tiltak som gir log-kreditt.

Oppgradert anlegg basert på allerede besluttede tiltak:

1. Sanering av kloakkutslipp gir en log-kreditt på 1,5b + 1,5v + 1,0p
2. Lokal forskrift vedrørende aktiviteter i nedslagsfelt og kilde – gir (etter skjønn) en log-kreditt på 0,75b + 0,75v + 0,5 p
3. Utvidet overvåkning av råvannskvalitet - gir en log-kreditt på 0,25b + 0,25v + 0,25p

Summert log-kreditt for nye tiltak i vannkilde og nedslagsfelt blir da 2,5b + 2,5v + 1,75p.

Log-kreditt i vannbehandlingen

Dagens anlegg (ikke inkludert kloreringen som i dag er sluttdesinfeksjon):

- $0,5b + 0,25v + 0,5p$ (forutsatt at midlere kornstørrelse i filteret er ≤ 1 mm).

Oppgradert anlegg (UV-installert)

- UV desinfeksjonen erstatter kloreringen som sluttdesinfeksjon. Dagens kloranlegg opprettholdes som ekstra sikkerhet. Inaktiveringsgraden basert på Ct-beregning i dagens kloreringsanlegg er bestemt til: $1,0b + 0,25v + 0,0p$.

Eventuelt fremtidig anlegg

- Vannbehandling utover sluttdesinfeksjon: $3b + 2v + 2p$ (råvannet har relativt lavt fargetall og det forutsettes at man ikke klarer > 70 % fargereduksjon og $< 0,1$ NTU i turbiditet, som ville gitt $3v$)
- Tiltak for driftsovervåking av vannbehandlingen:
 - o kontinuerlig overvåking av turbiditet med alarm og manuell korrigering av driftssituasjonen ved overskridelse av grenseverdi som gir log-kreditt: $0,5b + 0,5v + 0,5p$
 - o automatisk igangsetting av nødstrømsaggregat ved bortfall av strømtilførsel som gir log-kreditt $0,5b + 0,5v + 0,5p$
- Total log-kreditt for tiltak i tilknytning til vannbehandling, inkludert overvåking vil da være: $4,0b + 3,0v + 2,5p$, men maks log-kreditt for vannbehandling, inkludert overvåking er: $3,0b + 3,0v + 2,0p$, som da vil gjelde

Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen

Nødvendig log-reduksjon beregnes så for henholdsvis dagens anlegg, oppgradert anlegg og eventuelt fremtidig anlegg.

Dagens anlegg

Barrierehøyde:	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$0,00b + 0,00v + 0,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$0,50b + 0,25v + 0,50p$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfiseringen	$5,50b + 5,75v + 3,50p$
- Faktisk inaktiveringsgrad i sluttdesinfeksjonen	$1,00b + 0,25v + 0,00p$
= Manglende log-reduksjon i sluttdesinfiseringen	$4,50b + 5,50v + 3,50p$

Oppgradert anlegg

Barrierehøyde:	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$2,50b + 2,50v + 1,75p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$0,50b + 0,25v + 0,50p$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfiseringen	$3,00b + 3,25v + 1,75p$
- Inaktiveringsgrad ved klorering	$1,00b + 0,25v + 0,00p$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfiseringen (UV)	$2,00b + 3,00v + 1,75p$

Vi ser altså at dagens anlegg har svært svake hygieniske barrierer. UV-anlegget vil gi mer enn $2,00b + 3,00v + 1,75p$ (se kap. 4.10) og altså tilstrekkelig barrierevirkning på alle organismetyper til at vannverket får tilfredsstillende barriereeffekt i henhold til GDP-veiledningen.

Eventuelt fremtidig anlegg

Barrierehøyde:	$6,0b + 6,0v + 4,0p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$2,5b + 2,5v + 1,75p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$3,0b + 3,0v + 2,0p$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfiseringen	$0,5b + 0,5v + 0,25p$

Vi ser da at klorering alene ($1,0b + 0,25v + 0,0p$) ville gitt tilfredsstillende barriereeffekt overfor bakterier, men at barrieren overfor virus og parasitter ville vært for svak. Det er også da nettopp derfor UV-desinfeksjon blir etablert. Med UV-desinfeksjon vil opprettholdelse av kloreringen ikke være nødvendig ut fra en barrieretankegang, men den vil selvsagt gi en ekstra sikkerhet som vannverkseier vil kunne vurdere nytten av.

4. Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon

I dette kapittelet gjennomgås et sett av beregnings- og testmetoder ("verktøykasse"):

1. for i dimensjonerings situasjonen å kunne bestemme nødvendig dose samt utforming av kontakttank for å klare å oppnå den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for
2. for i driftssituasjonen å kunne kontrollere at dosen er tilstrekkelig for å klare den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for

Verktøykassa inneholder beregningsmetoder og testmetoder som sikrer at den som bruker verktøyene kan sikre tilfredsstillende desinfeksjon. Verktøyene kan brukes både ved planlegging og dimensjonering av desinfeksjonsanlegg og ved drift.

4.1. Grunnlag for dimensjonering og drift

Det er særlig tre forhold som danner grunnlaget for dimensjonering og drift, nemlig:

- Vannmengde (dimensjonerende vannmengde ved dimensjonering)
- Vannsammensetning (vannkvalitet) og temperatur
- Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer

4.1.1. Dimensjonerende vannmengde

Dimensjonerende vannmengde settes lik maksimal produksjonsvannmengde på timebasis, dvs. Q_{makstime} . Denne definisjonen må selvsagt ta hensyn til maksimalt pumpepådrag slik at Q_{makstime} der vannet pumpes inn, må settes lik timevannføringen ved maks pumpepådrag.

4.1.2. Sammensetning og temperatur på vannet som skal desinfiseres

Det er flere parametere som kan ha betydning, men det er tre særlig viktige fordi de har innflytelse på inaktiveringseffektiviteten, nemlig:

- innholdet av organisk stoff (representert med TOC eller fargetall)
- turbiditet
- pH

Som dimensjonerende verdi for fargetall og turbiditet skal man benytte 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, skal man ikke dimensjonere for et fargetall som er lavere enn 10 mg Pt/l. Avgjørende her er nemlig ikke fargetallet som sådant, men det initiale forbruk av desinfeksjonsmiddel som er avhengig av fargetallet. 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, men den er også av betydning ved ozonering.

Dimensjonerende temperatur 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.

I driftssituasjonen tar man selvsagt utgangspunkt i den temperatur man har. For vurdering av barriereeffekt foreslås det at man bruker 90-percentilen, dvs. den temperatur som overgås i 90 % av tiden (evt. av registrerte målinger). Dette fordi erfaring viser at ekstremtemperaturer kan forekomme i korte perioder.

4.2. Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer

4.2.1. Generelt om Ct-begrepet

Ct-begrepet er forklart i avsnitt 2.3 i Norsk Vann rapport 170/2009. Begrepet er 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.

4.2.2. Dimensjonerende Ct-verdier

På grunnlag av data fra litteraturen ble det i Norsk Vann rapport 147/2006 lagt fram et forslag til dimensjonerende Ct-verdier og disse vil bli også lagt til grunn i denne veiledningen, se tabell 4.1.

Tabell 4.1. Dimensjonerende Ct-verdi (mg·min/l) for inaktivering av bakterier, virus og parasitter

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5 °C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 – 8	1,5	2,0	6,0	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. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

Vi ser at det er tatt hensyn til dimensjonerende temperatur for de aktuelle vannkilder. Det er også tatt hensyn til pH for klor. I realiteten vil Ct-verdier over 100 kreve så høye doseringer (evt. så lange oppholdstider) at de for alle praktiske formål er uinteressante.

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 fra tabell 4.1, som følger:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Dersom man, for eksempel, vil finne hvilken log inaktivering av virus man vil få med ozon dersom Ct verdien er beregnet til 0,8 (4 °C), blir det:

$$3 \log * 0,8 / 1,0 = 2,4 \log, \text{ ettersom } n = 3 \log \text{ ved } Ct_{\text{nødvendig}} = 1,0 \text{ for ozon ved } 4 \text{ °C.}$$

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 den er ved de dimensjonerende temperaturer, hhv 0,5 °C (elver og bekker) og 4°C (innsjøer) i tabell 4.1 oppgitt for 3 log IA for bakterier og virus og 2 log IA for parasitter (det som i drikkevannsforskriftens veiledning er definert som én hygienisk barriere ved vannbehandling)

4.3. Bestemmelse av Ct-verdi

Ved bestemmelse av Ct-verdi må man bestemme både den C og den t som skal legges til grunn. Ingen av disse er gitte verdier fordi:

- a. C varierer over tiden som følge av forbruk
- b. t er avhengig av reaktorens utforming og ikke kun av dens volum

Det brukes flere navn på den reaktoren der desinfeksjonsmiddel bringes i kontakt med vannet over en viss tid. Ved klorering er det vanligste å kalle denne reaktoren for kontakttanken. Denne kan bestå av ett eller flere basseng (kontakttanksegment) i selve anlegget og også av forsyningsledningen fram til første forbruker

4.3.1. Bestemmelse av t i Ct-beregningen

Man skal bruke t_{10} for bestemmelse av dimensjonerende t. t_{10} er uttrykk for den oppholdstid hvor 10 % av en tilsatt tracer har passert reaktoren, mens 90 % fortsatt er gjenværende i reaktoren. Det betyr altså at begrepet egentlig er knyttet til en oppholdstidsfordeling bestemt ved en tracer-undersøkelse. I en driftssituasjon vil det være svært nyttig å gjøre tracer-undersøkelser for å bestemme den faktiske t_{10} ved aktuelle hydrauliske belastninger. I en dimensjoneringsituasjon må man imidlertid gjøre visse antagelser for å fastlegge den t_{10} som skal brukes i Ct beregningen.

Den oppholdstid (t) man skal bruke ved beregning av Ct-verdien blir da:

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

t = effektiv oppholdstid (min) - den verdi som skal benyttes i Ct-beregningen

V = volumet av kontakttanken (m^3)

Q = dimensjonerende vannmengde (m^3/min)

t_{10}/T = hydraulisk faktor (T = teoretisk oppholdstid = V/Q)

Det fremgår at jo større grad av stempelstrøm man har, jo større blir hydraulisk faktor. Graden av stempelstrøm kan også forbedres gjennom å dele kontaktbassenget opp i flere kammer. Tabell 4.2 angir også den faktor man skal multiplisere hydraulisk faktor for hvert kammer med, for å finne hydraulisk faktor for hele systemet.

Tabell 4.2. Veiledende verdier for hydraulisk faktor (t_{10}/T)

Grad av stempelstrøm	t_{10}/T	Beskrivelse	Faktor 2 kammer i serie ¹	Faktor 3 kammer i serie ¹
Ingen (ideell blanding)	0,1	Ingen skjermer, full omblending, høy inn- og utløpshastighet, lavt lengde/bredde forhold	2,0	3,0
Dårlig	0,3	Ingen skjermer, single eller multiple innløp og utløp	1,8	2,5
Middels	0,5	Skjermet innløp eller utløp, noe skjerming i selve bassenget	1,5	1,8
Ganske bra	0,7	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Høyt lengde/bredde forhold	1,3	1,4
Svært bra	0,9	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Svært høyt lengde/bredde forhold	1,1	1,1
Perfekt (stempelstrøm)	1,0	Rørstrømning	1,0	1,0

¹Faktor som t_{10}/T multipliseres med når man har hhv. 2 og 3 kammer i serie i kontaktbassenget

Dersom man for eksempel har 3 like store basseng i serie, hvert med teoretisk oppholdstid $T = 10$ min (dvs. total teoretisk oppholdstid = 30 min) og hvert av kamrene har dårlig stempelstrømning (ingen spesielle tiltak gjort for å oppnå stempelstrøm), dvs. hydraulisk faktor på 0,3, blir den effektive oppholdstid for hele systemet:

$$0,3 * 2,5 * 30 \text{ min} = 22,5 \text{ min}$$

For kontakttanker for ozon utformet som kolonner (dvs. rørformede reaktorer med vertikalstrømning) som ofte brukes på mindre ozonanlegg, passer imidlertid ikke tabell 4.2 så godt. Vi foreslår derfor en tilleggstabell til tabell 4.2 (tabell 4.3), som er bedre tilpasset for bruk ved beregning av høye, slanke kontaktkolonner. I kontakttanker for ozon kan man bedre strømningsbildet vesentlig ved å benytte et pakningsmateriale i tanken. Dette vil også bedre overføringen av ozon vesentlig. Basert på erfaring og et visst skjønn, foreslås verdiene i tabell 4.3 som hydrauliske faktorer for kontaktkolonner.

Tabell 4.3. Veiledende verdier for hydraulisk faktor for høye slanke ozon kontaktkolonner

Kontaktsystem	t_{10}/T
Åpne kolonner	
Med bobler	0,5
Uten bobler	0,7
Pakkede kolonner	
Med bobler	0,85
Uten bobler	0,95

4.3.2. Bestemmelse av C i Ct-beregningen

Forløpet av konsentrasjonsendringen av desinfeksjonsmiddel er avhengig av hvilket desinfeksjonsmiddel vi betrakter. I det følgende skal vi derfor diskutere hver desinfeksjonsmåte for seg og herunder konsentrasjonsforløpet som påvirker hvordan nødvendig dose og Ct-verdi skal bestemmes.

4.4. Klor

4.4.1. Konsentrasjonsforløpet

Når klor tilsettes, vil det raskt skje et klorforbruk som skyldes oksidasjon av ulike oksidérbare stoffer i vannet. Dette bringer klorkonsentrasjonen ned til et nivå som vi kan kalle initialkonsentrasjonen (C_i) mht desinfeksjon. Deretter skjer det en gradvis, relativt langsam reduksjon av klorkonsentrasjonen ned til det som registreres som restklorkonsentrasjonen etter en viss tid, se figur 4.1.

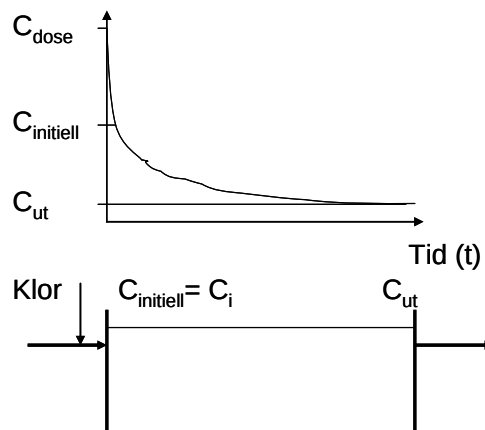
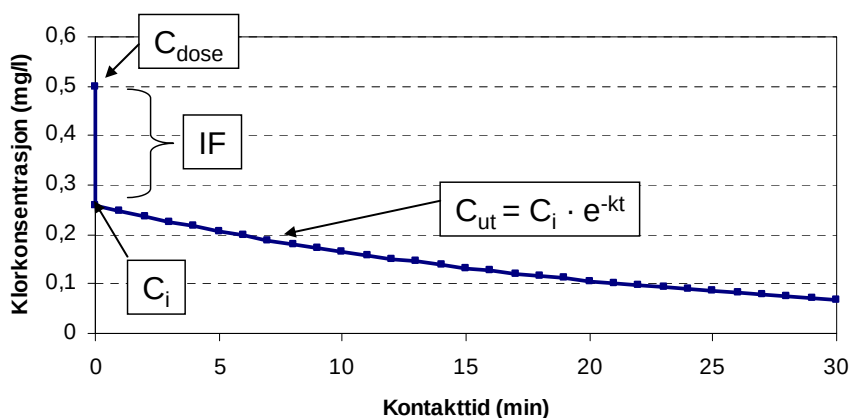


Fig 4.1 Skjematisk fremstilling av konsentrasjonsendringen ved klorering

Det raske oksidasjonsforbruket skjer så fort at det er vanskelig å få noen presis måling av det. Det forutsettes derfor at dette er momentant og at forløpet kan beskrives skjematisk som i figur 4.2.



Figur 4.2. Skjematisk fremstilling av initialforbruk og klor nedbrytning ved klorering som grunnlag for beregning av Ct

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

$$C_i = C_{dose} - IF$$

der IF er det raske klorforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksiderbare forbindelser i vannet. Parameteren IF vil være en funksjon av vannkvalitet og den klordosen som benyttes.

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.:

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

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

Det betyr at C ikke vil være konstant, men vil være en variabel som vil være bestemt av nedbrytningsreaksjonen til klor og som vil gå fra C_i til C_{ut} . Det betyr også at Ct -verdien da vil være arealet under kurven for konsentrasjon mot tid for nedbrytningsreaksjonen (figur 4.2).

4.4.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klor

For å kunne gjennomføre beregninger (både dimensjoneringsberegninger og for å bestemme Ct -verdi) i et eksisterende anlegg trenger man verdier for initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k).

I driftssituasjonen kan man bestemme IF og k gjennom målinger i anlegget. I dimensjonerings situasjonen må man beregne verdiene basert på vannets sammensetning. I avsnitt 4.4.2.2 er angitt modeller for beregning av IF og k som kan brukes dersom man ikke har noe annet å holde seg til. I kapittel 4.8 er det gitt anvisninger for hvordan vannverkseier eller planlegger selv kan utføre laboratorieforsøk for bestemmelse av IF og k på det aktuelle vannet.

4.4.2.1 Bestemmelse av IF og k ved målinger

I et eksisterende anlegg vil man normalt kjenne dosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen av klor fra klorkontaktbassenget (C_{ut}). Dersom det er mulig, kan man i tillegg måle klorkonsentrasjonen på et annet veldefinert sted i systemet og beregne nedbrytningskonstanten (k) basert på målt konsentrasjon fra disse to stedene. Et slikt målested kan for eksempel være innløpet til klorkontaktbassenget (C_{inn}).

Nedbrytningskonstanten k kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$k = - [\ln(C_{ut}/C_{inn})] / t$$

Deretter kan initialforbruket (IF) bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut} / e^{-k \cdot t}]$$

4.4.2.2 Bestemmelse av IF og k ved beregninger

En testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for klor er beskrevet i kapittel 4.8.

Forsøk som er gjennomført i dette prosjektet med vann av ulik sammensetning ga følgende modeller for initialforbruket, IF og k :

$$IF_{\text{klor}} = 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dose}} + 0,08 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0,12$$

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,022$$

Modellen for IF ved dosering av klor er gyldig forutsatt:

- Klordose, $C_{\text{dose}} = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Beregnet $IF \leq C_{\text{dose}}$ (ved $IF > C_{\text{dose}}$ settes $IF = C_{\text{dose}}$)

Modellen for k ved dosering av klor er gyldig forutsatt:

- Initialkonsentrasjon, $C_i = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Beregnet IF $< C_{\text{dose}}$
- Beregnet k $> 0,005$

4.4.2.3 Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger

Dersom man kun kjenner klordosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), anbefales det at man først bestemmer initialforbruket (IF) (se modell over) og deretter beregner initialkonsentrasjonen (C_i) ved hjelp av:

$$C_i = C_{\text{dose}} - \text{IF}$$

Så beregnes nedbrytningskonstanten (k) ved hjelp av:

$$k = - [\ln(C_{\text{ut}}/C_i)] / t$$

I et slikt tilfelle anbefales det å bestemme IF ved modellberegning og deretter å beregne k i stedet for å bestemme k med modell, fordi usikkerheten i modell for IF anses som mindre enn usikkerheten i modell for k.

Dersom man derimot verken kjenner klordosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), med andre ord den situasjon man normalt er i ved planlegging eller dimensjonering, kan både initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) bestemmes fra modellene for IF og k.

Siden verdiene på IF og k er avhengig av klordosen, må det imidlertid da i utgangspunktet antas en dose ved bestemmelsen av IF og k. Hvis antatt dose ikke er i overensstemmelse med senere beregnet dose, må det antas en ny dose som gir nye verdier for IF og k, det vil si man må iterere inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.

Et bedre alternativ til å benytte de verdiene for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) som er angitt over, er å bestemme disse i egne laboratorieforsøk på det aktuelle anlegget og med den aktuelle vannkvaliteten. Testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for klor er beskrevet i kapittel 4.8.

4.4.3. Beregning av Ct

Ettersom Ct-verdien er gitt av arealet under konsentrasjonsforløpskurven, kan Ct-verdien finnes ved å integrere uttrykket for nedbrytningsreaksjonen med hensyn på tid. Tar man utgangspunkt i initialkonsentrasjonen blir uttrykket for Ct:

$$C \cdot t = (C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t})$$

Hvis man benytter utløpskonsentrasjonen (C_{ut}) som beregningsgrunnlag, blir uttrykket for Ct:

$$C \cdot t = (C_{\text{ut}} / k) (e^{k \cdot t} - 1)$$

4.4.4. Segmentering av klorkontaktbassenget

Dersom 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 og at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned}
C_{ut-1} &= C_i \cdot e^{-k \cdot t_1} \\
C_{ut-2} &= C_{ut-1} \cdot e^{-k \cdot t_2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2)} \\
C_{ut-3} &= C_{ut-2} \cdot e^{-k \cdot t_3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)}
\end{aligned}$$

der C_{ut-1} , C_{ut-2} og C_{ut-3} er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3, mens t_1 , t_2 og t_3 er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) i henholdsvis segment 1, 2 og 3. Man må være oppmerksom på at korreksjonen for hydraulisk faktor endres ved segmentering av basseng (jfr. tabell 4.2) 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.

Alternativt kan man utføre konsentrasjonsberegningene fra en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av klorkontaktbassenget (C_{ut-3}):

$$\begin{aligned}
C_{ut-2} &= C_{ut-3} / e^{-k \cdot t_3} \\
C_{ut-1} &= C_{ut-2} / e^{-k \cdot t_2} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_2+t_3)} \\
C_{inn-1} &= C_i = C_{ut-1} / e^{-k \cdot t_1} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)}
\end{aligned}$$

For et anlegg bestående av de 3 segmentene 1, 2 og 3, kan nedbrytningskonstanten k bestemmes uavhengig av hverandre ved hjelp av ligningene:

$$\begin{aligned}
k &= - [\ln(C_{ut-3}/C_{ut-2})] / t_3 \\
k &= - [\ln(C_{ut-2}/C_{ut-1})] / t_2 \\
k &= - [\ln(C_{ut-1}/C_{inn-1})] / t_1
\end{aligned}$$

For et anlegg bestående av for eksempel 3 segment blir initialforbruket (IF):

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

Ct-verdi beregnet fra initialkonsentrasjonen (C_i) når klorkontaktbassenget består av flere segment som angitt ovenfor, blir da:

$$\begin{aligned}
C \cdot t &= [(C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t_1})] + [(C_{ut-1} / k) (1 - e^{-k \cdot t_2})] + [(C_{ut-2} / k) (1 - e^{-k \cdot t_3})] \\
\text{eller} \\
C \cdot t &= [(C_i / k) (1 - e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)})]
\end{aligned}$$

Et alternativt uttrykk for Ct-verdi hvis man benytter en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av klorkontaktbassenget (C_{ut-3}) som utgangspunkt, er:

$$\begin{aligned}
C \cdot t &= [(C_{ut-1} / k) (e^{k \cdot t_1} - 1)] + [(C_{ut-2} / k) (e^{k \cdot t_2} - 1)] + [(C_{ut-3} / k) (e^{k \cdot t_3} - 1)] \\
\text{eller} \\
C \cdot t &= [(C_{ut-3} / k) (e^{k \cdot (t_1+t_2+t_3)} - 1)]
\end{aligned}$$

4.4.5. Beregning av klordose ved dimensjonering av kloranlegg

Ved dimensjonering står man ofte overfor den utfordring at klordosen skal bestemmes. 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 over, i stedet regne seg tilbake til en initialkonsentrasjon som da er innløpskonsentrasjonen til første segment av kontakttanken.

Dersom klorkontaktanken kun består av ett segment, er initialkonsentrasjonen gitt ved:

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

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

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

Når initialkonsentrasjonen er gitt, er klordosen bestemt av det raske initiale klorforbruket (IF) rett etter dosering slik som beskrevet i avsnitt 4.4.1. Klordosen kan da beskrives som:

$$C_{dose} = C_i + IF$$

Initialt klorforbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som benyttes i beregningene kan finnes ved bruk av modellene angitt i avsnitt 4.4.2.

Siden både IF og k ikke bare er avhengig av vannets TOC-innhold, men også av klordosen som man skal bestemme i beregningen, er det nødvendig å iterere ("prøve og feile") når dosen beregnes. Beregningsprosedyren er vist for klorkontaktbasseng bestående av kun ett segment. Fremgangsmåten er imidlertid tilsvarende uavhengig av antall segment (se ovenfor).

Dette gir følgende punktvis fremgangsmåte:

1. Anta en klordose.
2. Bestem initialt klorforbruk (IF) og nedbrytningskonstanten for klor (k) fra modellene angitt i kapittel 4.4.2 basert på vannets TOC-innhold og antatt klordose.
3. Velg ønsket restklorkonsentrasjon ut fra klorkontaktanken (C_{ut}).
4. Beregn initialkonsentrasjonen C_i ved hjelp av ligningen $C_i = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$.
5. Beregn klordosen (C_{dose}) ved hjelp av $C_{dose} = C_i + IF$.
6. Sjekk om beregnet klordose er i overensstemmelse med antatt klordose i punkt 1.
 - Dersom det ikke er overensstemmelse, antar man en ny klordose som er lik den siste beregnede dosen og går tilbake til punkt 2 i beregningsprosedyren og foretar nye beregninger. Dette fortsetter man med inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.
7. Den beregnede C_{dose} er det endelige resultatet.

4.4.6. Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering

Ct-beregningene vil være forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, og i en dimensjonerings- eller planleggingssituasjon der man ikke har mulighet for målinger i eksisterende anlegg. Hensikten med Ct-beregningene vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av driftssituasjon og dimensjoneringsituasjon.

4.4.6.1 Bruk av Ct for dokumentasjon i driftssituasjonen

I en driftssituasjon kan kloranleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. For et anlegg bestående av en klorkontaktank tank innebærer en slik dokumentasjon følgende prosedyre:

1. Måling av utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktbassenget (C_{ut}).
2. Bestemmelse av effektiv oppholdstid (t). Dette gjøres enten ved hjelp av tracerundersøkelser og bestemmelse av t_{10} , eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i avsnitt 4.3.1.
3. Registrering av anvendt dose, C_{dose} .
4. Måling av innløpskonsentrasjonen til klorkontaktbassenget (C_{inn}). Dette er ønskelig men ikke nødvendig for gjennomføringen av dokumentasjonen.

5. Bestemmelse av initialt forbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som beskrevet i kapittel 4.4.2. Hvis man mangler måleverdi for C_{inn} , gå direkte til punkt 7 i prosedyren.
6. Hvis man derimot har måleverdier for C_{inn} (i tillegg til C_{dose} , C_{ut} og t), medfører dette:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{ut}/C_{inn})] / t$
 - Bestem initialforbruket (IF): $IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut} / e^{-k \cdot t}]$
 - Gå til punkt 8 i prosedyren
7. Hvis man mangler måleverdier for C_{inn} , bestemmes initialt forbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som følger:
 - Bestem IF fra beregningsmodellen
 - Bestem initialkonsentrasjonen (C_i): $C_i = C_{dose} - IF$
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k): $-k = [\ln(C_{ut}/C_i)] / t$
8. Beregning av Ct-verdi for klorkontaktanken: $C \cdot t = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t} - 1)$
9. Sammenligning av beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i tabell 4.1. og beregn log inaktivering for anlegget.

For et klorkontaktbasseng bestående av flere segment, blir beregningsprosedyren tilsvarende. Hvis man ikke har måling av innløpskonsentrasjonen eller konsentrasjonen mellom de ulike segmentene, blir beregningene lik som i prosedyren over der man betrakter alle segmentene under ett. Hvis man derimot har innløpskonsentrasjonen til første segment og utløpskonsentrasjonen fra hvert segment, kan nedbrytningskonstanten (k) bestemmes over hvert segment, som beskrevet i avsnitt 4.4.4, og den vil derfor kunne bestemmes med større sikkerhet.

Beregning av Ct-verdi gjøres tilsvarende som i punkt 8 i prosedyren, men den totale Ct-verdien for anlegget fremkommer da ved å summere beregnet Ct-verdi for hvert segment:

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot t_3} - 1) + (C_{ut-2} / k)(e^{k \cdot t_2} - 1) + (C_{ut-1} / k)(e^{k \cdot t_1} - 1)$$

eller

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

Gjennomføringen av prosedyren over (dvs. ved dokumentasjon i driftssituasjonen) bør gjøres for ulike belastninger, driftssituasjoner, årstider, vannkvaliteter, osv, fordi endringer i slike forhold vil kunne påvirke konstantene IF og k og dermed resulterende Ct-verdi. Opparbeidelse av et "bibliotek" over IF og k for ulike situasjoner på et anlegg vil derfor være nyttig for å kunne takle endringer og hendelser ved anlegget. Det vil selvsagt også være nyttig ved at grunnlaget for verdiene, bestemt med beregningsmodellene, vil bli bedre over tid og dermed vil dimensjoneringsgrunnlaget også bedres.

4.4.6.2 Bruk av Ct ved dimensjonering

I forbindelse med dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktorvolum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Det er mulig å utføre beregningene ved å starte med utløpet og regne seg tilbake til doseringspunktet, eller man kan følge vannets vei fra doseringspunktet til utløpet.

Uansett hvilken vei beregningene foretas, vil man måtte foreta iterasjon. Som illustrasjon velges et anlegg bestående av én klorkontaktank, men prosedyren kan anvendes for alt fra ett til så mange reaktorsegment man måtte ønske.

Beregning basert på valgt utløpskonsentrasjon

Hvis man starter beregningene med en valgt utløpskonsentrasjon, gir det følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum og dose:

1. Velg ønsket utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon), C_{ut} .

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 ledningsnett fra fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment.
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 4.2.
5. Anta en dose
6. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra modellene (avsnitt 4.4.2) basert på antatt dose og vannets TOC-innhold.
7. Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontaktanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$
8. Innløpskonsentrasjonen (C_{inn}) er lik initialkonsentrasjonen (C_i)
9. Beregn dosen: $C_{dose} = C_i + IF$
10. Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Hvis beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 6 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Hvis det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 11 i prosedyren.
11. Beregn Ct-verdi for klorkontaktanken: $C \cdot t = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t} - 1)$
12. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
13. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Dersom klorkontaktanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 7 beregnes i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, går man inn i punkt 8 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 11 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot t_3} - 1) + (C_{ut-2} / k)(e^{k \cdot t_2} - 1) + (C_{ut-1} / k)(e^{k \cdot t_1} - 1)$$

eller

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

Beregning basert på klordose

Alternativt kan man starte beregningen ved doseringspunktet og følge vannet til utløpet. Dette endrer nødvendig fremgangsmåte og prosedyren blir da som følger:

1. Velg ønsket klordose (C_{dose}).
2. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene i 4.4.2.2 basert på valgt klordose og vannets TOC-innhold.
3. Velg antall reaktorsegment.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnett fra fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment.
4. Velg volum og utforming for hvert av reaktorsegmentene.
5. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T) som angitt i tabell 4.2.
6. Beregn initial konsentrasjonen: $C_i = C_{dose} - IF$
7. Beregn utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktanken: $C_{ut} = C_i \cdot e^{-k \cdot t}$

8. Sjekk at beregnet utløpskonsentrasjon (C_{ut}) er i tråd med ønsket restkonsentrasjon.
 - Hvis beregnet utløpskonsentrasjon ikke er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå tilbake til punkt 1 og velg en ny ønsket klordose (evt. et annet reaktorvolum) og utfør beregningene på nytt.
 - Hvis beregnet utløpskonsentrasjon er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå videre til punkt 9.
9. Beregn Ct-verdi for klorkontaktanken: $C \cdot t = (C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t})$
10. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
11. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Hvis klorkontaktanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 7 beregnes i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 8 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 9 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t = (C_i / k)(1 - e^{-k \cdot t_1}) + (C_{ut-1} / k)(1 - e^{-k \cdot t_2}) + (C_{ut-2} / k)(1 - e^{-k \cdot t_3})$$

eller

$$C \cdot t = (C_i / k)(1 - e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)})$$

4.4.6.3 Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasitet på doseringsutstyret

Normalt ønsker man å dimensjonere doseringsutstyret for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet er dimensjonert for. Det vil si at det bør dimensjoneres for råvannskvaliteten.

Prosedyre for dimensjonering av doseringsutstyr blir en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

1. Velg ønsket utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon), C_{ut} .
 - Denne kan velges lik den som ble benyttet i forbindelse med reaktor dimensjoneringen, eller det kan benyttes en høyere verdi for å bedre kunne håndtere en krisesituasjon.
2. Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp. TOC) for doseringsutstyret.
 - Normalt vil man velge råvannskvaliteten, evt. verst forekommende råvannskvalitet.
3. Anta en dose
4. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene i 4.4.2.2 basert på antatt dose og dimensjonerende TOC-innhold.
5. Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontaktanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$
6. Innløpskonsentrasjonen (C_{inn}) er lik initialkonsentrasjonen (C_i)
7. Beregn dosen: $C_{dose} = C_i + IF$
8. Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Dersom beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 4 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Dersom det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 9 i prosedyren.
9. Den beregnede dosen C_{dose} vil da være dimensjonerende for doseringsutstyret
 - Formålet med denne dosen er å sikre en gitt restkonsentrasjon (valgt i punkt 1) ved verst tenkelig vannkvalitet.
 - Det er derfor ikke nødvendig å utføre beregning av Ct-verdi

4.5. Kloramin

Bruk av kloramin er beskrevet i avsnitt 2.4.2 i Norsk Vann rapport 170/2009.

4.5.1. Konsentrasjonsendringsforløp ved kloraminering

Ved kloraminering får man ikke det raske initiale forbruket som man får med klorering (se fig. 4.3 sammenlignet med 4.2). I Ct-beregningene benyttes derfor en initialkonsentrasjon lik dosen:

$$C_i = C_{\text{dose}}$$

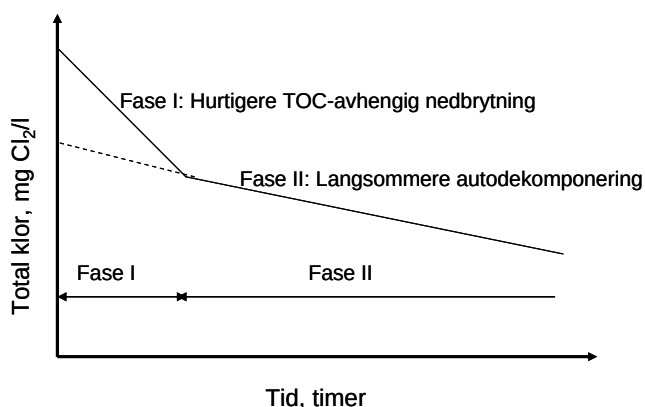
Samtidig antar man at alt fritt klor forbrukes umiddelbart når kloramineringen starter. Dette er ikke helt korrekt ved lave temperaturer, siden reaksjonen fra fritt klor til monokloramin da er langsommere og de to komponentene vil derfor sameksistere en kort periode. Forskjellene blir imidlertid små, og har derfor liten praktisk betydning. Dessuten er klor vesentlig mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn kloramin, slik at antagelsen kun medfører at beregningene blir noe mer konservative.

Selv om kloramin er vesentlig mer stabil enn fritt klor, er den likevel ustabil og brytes ned. Det er flere parametere som påvirker nedbrytningen av kloramin. For eksempel skiller hydrauliske modeller med vannkvalitetsmodul (for eksempel EPANET) på kloramin nedbrytning i bulk (i hovedstrømmen) og ved rørvegg, fordi rørveggeffekten kan være betydelig som følge av biofilm, korrosjonsprodukter og annet belegg. Nedbrytningen i bulk vil kunne være avhengig av en rekke forskjellige vannkvalitetsparametere i tillegg til typen av vannbehandlingsprosess som er anvendt forut for kloraminering.

Ettersom nedbrytningen av kloramin er relativt langsom, og dens desinfeksjonseffekt relativt liten, kan det imidlertid gjøres en del forenklinger. Man kan forutsette at kloramin nedbrytningen består av to faser (se figur 4.3):

1. En første fase bestående av to komponenter med en noe hurtigere vannkvalitetsavhengig nedbrytning og en noe langsommere autodekomponering
2. En andre fase med kun den noe langsommere autodekomponering, dvs. egennedbrytning

Nedbrytningen i begge fasene kan approksimeres med en lineær funksjon mot tid. Dette er illustrert i figur 4.3.



Figur 4.3 Skjematisk fremstilling av nedbrytningen av kloramin

Størrelsen og varigheten på fase I vil imidlertid kunne variere. For typiske skandinaviske forhold (med hensyn til vannkvalitet og dose), viser litteraturen at fase I typisk har en varighet på omkring 5 timer. Fasene som karakteriserer nedbrytningshastigheten kan karakteriseres slik:

Fase I: Vannkvalitetsavhengig nedbrytning

- Konstant og lineær over tid
- Høyere hastighet enn i fase II
- Består av to komponenter: en vannkvalitetsavhengig- og en autodekomponeringsdel
- Er en funksjon av vannkvalitet, det vil i praksis si vannets TOC innhold
- Varighet på ca 5 timer

Fase II: Egennedbrytning (autodekomponering)

- Konstant og lineær over tid
- Lavere hastighet enn i fase I
- Består kun av autodekomponering
- Er uavhengig av vannkvalitet, men forutsetter $\text{pH} > 8$ og $\text{Cl}_2:\text{NH}_3\text{-N} < 5:1$. Hvis dette ikke er tilfredsstillt, blir egennedbrytningen vesentlig høyere.

Konsentrasjonen av kloramin etter en gitt tid er da bestemt av:

$$C_t = C_{\text{dose}} - [k_{\text{kval}} \cdot t] \quad \text{for } t \leq 5 \text{ timer (300 min.)}$$

$$C_t = C_{\text{dose}} - [k_{\text{kval}} \cdot 300] - [k_{\text{auto}} \cdot (t-300)] \quad \text{for } t > 5 \text{ timer (300 min.)}$$

Der C_{dose} er dosen av kloramin, C_t er kloraminkonsentrasjonen etter tiden t som angis i minutter, og k_{kval} og k_{auto} er henholdsvis vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant og autodekomponeringskonstant for kloramin. Forslag til verdier for k_{kval} og k_{auto} er gitt i tabell 4.4.

Ettersom det er mange faktorer som kan påvirke verdien for nedbrytningskonstantene, og verdiene foreslått i tabell 4.4 ikke er basert på egne forsøk, men på et begrenset datagrunnlag fra litteraturen, anbefales det å bestemme konstantene lokalt dersom dette er praktisk mulig. Dette gjøres enklest ved å måle kloraminkonsentrasjonen etter for eksempel 2, 10 og 20 timers oppholdstid.

Konstantene beregnes da ved:

$$k_{\text{kval}} = (C_{\text{dose}} - C_{t=2\text{timer}}) / \Delta t = (C_{\text{dose}} - C_{t=2\text{timer}}) / (2 \cdot 60)$$

$$k_{\text{auto}} = (C_{t=10\text{timer}} - C_{t=20\text{timer}}) / \Delta t = (C_{t=10\text{timer}} - C_{t=20\text{timer}}) / (10 \cdot 60)$$

der $C_{t=2\text{timer}}$, $C_{t=10\text{timer}}$ og $C_{t=20\text{timer}}$ er kloraminkonsentrasjonen etter henholdsvis 2, 10 og 20 timer, og Δt er oppholdstidsforskjellen mellom de to målte konsentrasjonene angitt i minutter.

Dersom man ikke selv kan bestemme nedbrytningskonstantene, kan verdiene i tabell 4.4 benyttes.

Tabell 4.4 Nedbrytningskonstanter for kloramin.

Beskrivelse	Nedbrytningskonstant	Verdi (mg/l·min.)
Vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant	k_{kval}	$3.3 \times 10^{-5} \cdot (1 + \text{TOC})$
Autodekomponering (egennedbrytning)	k_{auto}	3.3×10^{-5}

4.5.2. Beregning av Ct

Effektiv oppholdstid for bruk i Ct beregningene bestemmes på samme måte som for klor (se kapittel 4.3.1). Ved kloraminering vil man imidlertid ofte i stor grad benytte rør som reaktor (dvs. ledningsnett), som har tilnærmet stempelstrømning og en hydraulisk faktor (t_{10}/T) = 1.0. I slike tilfeller blir effektiv oppholdstid lik teoretisk oppholdstid. Uttrykket for Ct-verdien ved kloraminering blir da:

$$Ct = [(C_{dose} + C_t)/2] \cdot t = [1/2 (2C_{dose} - t \cdot k_{kval})] \cdot t \quad \text{for } t \leq 300 \text{ min}$$

$$Ct = [(C_{dose} + C_{t=5\text{timer}})/2] \cdot 300 + [1/2 (C_{t=5\text{timer}} + C_t)] \cdot (t-300) \quad \text{for } t \leq 300 \text{ min}$$
$$= [1/2 (2C_{dose} - 300k_{kval})] \cdot 300 + [1/2 (2C_{dose} - 600k_{kval} - t \cdot k_{auto} + 300k_{auto})] \cdot (t-300)$$

Ved beregning av Ct-verdi, er det viktig at man kun krediterer oppholdstid i ledningsnett fram til første forbruker.

4.6. Klordioksid

Desinfeksjon med klordioksid er beskrevet i avsnitt 2.4.3 i Norsk Vann rapport 170/2009.

4.6.1. Beregning av Ct ved bruk av klordioksid

Beregninger av effektiv oppholdstid, konsentrasjonsforløp, eventuell segmentering og Ct-verdi gjøres på samme måte for klordioksid som for klor. Det vises derfor til henholdsvis kapittel 4.3, 4.4.1, 4.4.3 og 4.4.4 for disse beregningene. Til bruk for beregningene for klordioksid benyttes det selvsagt egne verdier for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k). Modeller for bestemmelse av disse er gitt i avsnitt 4.6.2. Dersom IF og k skal bestemmes uten å benytte modeller, går man fram på samme måte som for klor, vist i kapittel 4.4.2. Beregning av klordioksid dose samt beregninger og bruk av Ct-verdier i en driftssituasjon eller ved dimensjonering, gjøres på samme måte som for klor, vist i kapittel 4.4.5 og 4.4.6.

Dersom man både har fritt klor og klordioksid tilsatt vannet på samme tid (for eksempel ved at det doseres klor i overskudd i forhold til kloritt ved produksjon av klordioksid fra klor og kloritt), utføres beregningene og bestemmelse av Ct-verdier separat for hver av de to - med de relevante konstantene. Dersom konstantene skal beregnes ved bruk av de angitte modellene, er det viktig å justere IF_{klor} og $IF_{klordioksid}$ når både klor og klordioksid er tilstede, siden IF_{klor} også vil påvirkes av klordioksid dosen og $IF_{klordioksid}$ av klordosen.

Nedbrytningskonstantene, henholdsvis k_{klor} og $k_{klordioksid}$ antas imidlertid kun å påvirkes av om man har blanding av klor og klordioksid ved at C_i i beregningsgrunnlaget for k påvirkes av de justerte verdiene for IF. Denne justeringen av IF og påvirkningen på k er nærmere beskrevet i kapittel 4.6.2 nedenfor. Både klor og klordioksid tas hensyn til når anlegget krediteres en log inaktivering.

4.6.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klordioksid

Det er ikke utført egne forsøk for bestemmelse av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) for klordioksid, og modellene nedenfor er basert på en begrenset mengde data fra litteraturen. Det anbefales derfor at IF og k for klordioksid bestemmes med målinger for det aktuelle anlegget. Fremgangsmåten blir da som beskrevet i kapittel 4.4.2 for klor.

Dersom dette ikke er praktisk mulig, kan følgende modeller anvendes til å anslå IF og k for klordioksid (tilsvarende de som for klor er bestemt ved forsøk, se kapittel 4.8.4 og 4.8.5):

$$IF_{klordioksid} = 0,10 \cdot TOC + 0,61 \cdot [C_{dose}]^{0.2} + 0,14 \cdot (C_{dose} / TOC) - 0,20 / C_{dose}$$

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0.5} - 0,02 \cdot C_i + 0,015$$

Dersom man har både klor og klordioksid til stede, er det behov for å justere både IF_{klor} og $IF_{\text{klordioksid}}$ som nevnte i kapittel 4.6.1 over. Årsaken til dette er rett og slett at initialforbruket for ett av oksidasjonsmidlene reduseres ved at lett oksiderbare forbindelser også oksideres av det andre oksidasjonsmiddelet og vice versa. Det betyr at man i slike tilfeller velger å justere IF_{klor} og $IF_{\text{klordioksid}}$ som følger:

$$\text{Justert } IF_{\text{klordioksid}} = [C_{\text{dose-ClO}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0,10 \cdot \text{TOC} + 0,61 \cdot [C_{\text{dose-ClO}_2}]^{0.2} + 0,14 \cdot (C_{\text{dose-ClO}_2} / \text{TOC}) - 0,20 / C_{\text{dose-ClO}_2}]$$

$$\text{Justert } IF_{\text{klor}} = [C_{\text{dose-Cl}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dose-Cl}_2} + 0,08 \cdot (C_{\text{dose-Cl}_2} / \text{TOC}) - 0,12]$$

Nedbrytningskonstantene k_{klor} og $k_{\text{klordioksid}}$ påvirkes kun indirekte ved at initialkonsentrasjonene $C_{i-\text{Cl}_2}$ og $C_{i-\text{ClO}_2}$ påvirkes av de justerte verdiene for IF:

$$C_{i-\text{ClO}_2} = C_{\text{Dose-ClO}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klordioksid}}$$

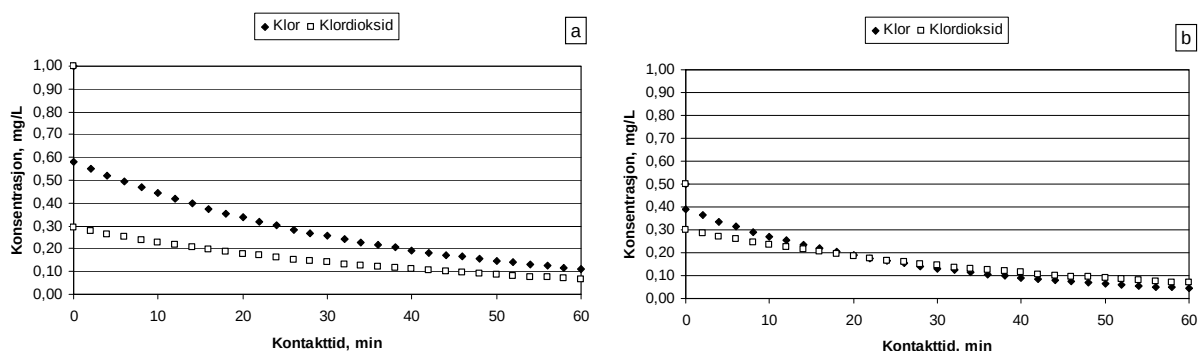
$$C_{i-\text{Cl}_2} = C_{\text{Dose-Cl}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klor}}$$

Dette gir følgende endring av nedbrytningskonstantene:

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0.5} - 0,02 \cdot C_{i-\text{ClO}_2} + 0,015$$

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} - 0,010 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} / \text{TOC} + 0,022$$

Beregningen for både klor og klordioksid utføres på samme måte som for klor (kapitel 4.4), men det de justerte verdiene for IF, C_i og k benyttes. Effekten av å ha en blanding av klor og klordioksid kontra klor eller klordioksid separat er illustrert i figur 4.5. I figur 4.5a vises konsentrasjonsforløpet dersom man har en dose på 1 mg/L klor eller 1 mg/L klordioksid (vannkvalitet: 2.4 mg/L TOC og pH=8.0), mens figur 4.5b viser forløpet dersom man har en blanding med en dose på 0,5 mg/L klor og 0,5 mg/L klordioksid.



Figur 4.5. Modellert konsentrasjonsforløp for klor og klordioksid: a) dersom det doseres enten 1 mg/l klor eller 1 mg/l klordioksid, b) dersom det doseres 0.5 mg/l klor og 0.5 mg/l klordioksid samtidig. Vannkvalitet i eksemplet: pH=8.0 og 2.4 mg/l TOC.

4.7. Ozon

Desinfeksjon med ozon er beskrevet i avsnitt 2.5 i Norsk Vann rapport 170/2009.

4.7.1. Konsentrasjonsendringsforløp

Når det gjelder ozon, er det tre prosesser som foregår.

1. Ozon må overføres fra gassfase til vannfase, noe som vil øke ozonkonsentrasjonen.
2. Det skjer en oksidasjon som virker i motsatt retning (konsentrasjonen synker)
3. Det skjer en dekomponering av ozon til oksygen. Dette fører også til at ozonkonsentrasjonen synker.

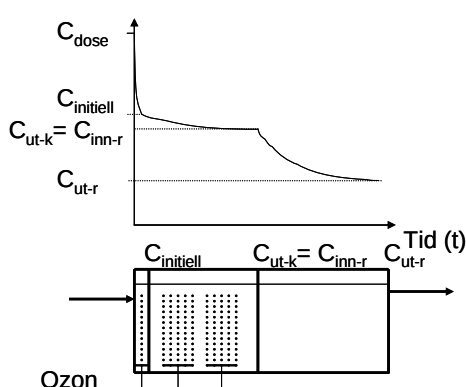
Disse prosessene foregår mer eller mindre parallelt, noe som gjør det vanskelig å beskrive prosessforløpet på en klar måte. Ozon er langt mer reaktivt enn klor, og reduksjonen av ozonkonsentrasjonen fra doseringskonsentrasjonen til initialkonsentrasjonen går langt hurtigere med ozon enn med klor, sannsynligvis i løpet av få sekunder.

I figur 4.6 er det skissert et forenklet bilde der man relaterer de ulike fasene til reaktortanker. Det skilles mellom:

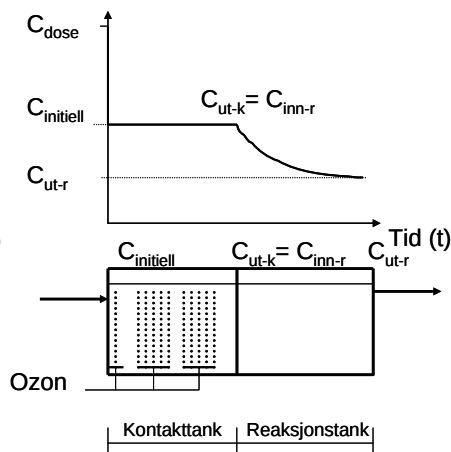
1. En innblandingsfase hvor ozongass tilsettes. Det kan skje ved hjelp av injektor, diffusor, turbin etc.
2. En ozonoverføringsfase. I denne fasen skjer det både en overføring av ozon til vannet, som vil virke i retning av at ozonkonsentrasjonen øker, og et forbruk av ozon pga. dets reaksjon i vannet, som gjør 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 er det ofte vanskelig å skille innblandingsfasen fra kontaktfasen fordi innblandingen foregår i kontakttanken (for eksempel ved diffusor innblanding). I praktisk dimensjonering kan man i slike tilfeller forutsette at kontakttanken utgjøres av volumet fra injiseringspunktet av ozon til utløpet av den tanken der ozon bobles inn (se figur 4.7).

I den beregningsprosedyre som er angitt senere, forutsettes det imidlertid 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.



Figur 4.6. Konsentrasjonsendringer i et ozoneringsystem



Figur 4.7. Idealisert konsentrasjonsforløp ved Ct-beregning

I figur 4.7 er konsentrasjonsforløpet idealisert for å forenkle Ct-beregningen. Det refereres til begrepet kontakttank for den delen av systemet der overføringen av ozongass til vannet skjer. Den delen av systemet der det ikke tilføres mer ozon, men der forbruket av ozon

skjer, refereres til som reaksjonstanken. Illustrasjonene er satt opp for det tilfellet der kontakttanken er fullstendig omrørt (se tabell 4.5 under)

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 (se figur 4.7), er ozondosen, C_{dose} , angitt som en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all tilført ozon ble innblandet i vannet med 100 % overføring (dvs. $k_{overf} = 1.0$) og ingenting av det ble forbrukt. Videre er initialkonsentrasjonen, C_i , (som også er lik innløpskonsentrasjonen til kontakttanken, C_{inn-k}), den konsentrasjonen man ville hatt etter at ozongassen er overført til vannet (med en gitt overføringsgrad, k_{overf}), og etter det raske initiale ozonforbruket rett etter dosering (IF). Siden overføring av ozongass til vannet vil pågå lengre enn det raske initiale ozonforbruket, vil dette og være en tenkt konsentrasjon.

Dette gir følgende sammenheng mellom dose (C_{dose}) og initialkonsentrasjon (C_i):

$$C_i = (C_{dose} \cdot k_{overf}) - IF$$

der k_{overf} er overføringsgraden av ozongass til vannfasen. 100 % utnyttelse vil si at $k_{overf} = 1.0$, mens 10 % tap av ozon til avgass vil si at $k_{overf} = 0.9$.

Ozonoverføringsgraden vil være avhengig av utformingen av kontakttanken. Tabell 4.5 angir veiledende verdier for k_{overf} .

Tabell 4.5. 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
Injektor innblanding etterfulgt av lukket rør	0,99

k_{overf} vil i hovedsak være bestemt av utformingen av innblandingsenheten og kontakttanken (dvs. ozonoverføringstanken), men vil i praksis også kunne påvirkes av ozondosen og vannkvaliteten i ekstreme tilfeller. IF er det raske ozonforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksiderbare forbindelser i vannet. Parameteren IF vil være en funksjon av vannkvalitet og den ozondosen som benyttes. Verdier for IF for ozon er angitt i avsnitt 4.7.2.2.

Som nevnt er initialkonsentrasjonen, C_i , en tenkt konsentrasjon som man ville hatt etter det raske initiale ozonforbruket rett etter dosering (IF) dersom all ozongassen var overført til vannet (med en gitt overføringsgrad, k_{overf}). Initialkonsentrasjonen, C_i , vil være lik innløpskonsentrasjonen til kontakttanken, C_{inn-k} , som også vil være en tenkt konsentrasjon:

$$C_{inn-k} = C_i$$

Bakgrunnen for dette er at kontakttanken (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. Sammenhengen mellom utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{ut-k} , og en tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken, C_{inn-k} , er sannsynligvis tilnærmet gitt av et 1.ordens reaksjonsforløp:

$$C_{ut-k} = C_{inn-k} \cdot e^{-kt}$$

der t er oppholdstiden og k er nedbrytningskonstanten for ozon.

k vil være avhengig av vannkvaliteten og ozondosen som benyttes. Verdier for nedbrytningskonstanten, k , for ozon er angitt i kapittel 4.7.2.2.

Siden det er vanskelig på forhånd å angi hvordan ozonkonsentrasjonen endrer seg i kontakttanken, skal man for kontakttanksegmenter benytte en $C_{\text{eff}-k}$ i C_t -beregningen som baseres på utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegmentet i henhold til tabell 4.6. Det medfører at $C_{\text{eff}-k}$ er konstant og en funksjon av utløpskonsentrasjonen og reaktorutformingen på kontakttanken. Har man flere kontakttanksegment settes så $C_{\text{eff}-k}$ lik $C_{\text{ut}-k}$ i siste kontakttank-segment. Det betyr at man vil ha lik effektiv konsentrasjon, $C_{\text{eff}-k}$, for alle segmentene. Dette vil normalt være en konservativ antagelse ved beregning av C_t .

Tabell 4.6 Bestemmelse av $C_{\text{eff}-k}$ i kontakttanksegment avhengig av reaktorutforming

Totalt omrørt reaktor	Medstrømsreaktor	Motstrømsreaktor
$C_{\text{ut}-k}$	$C_{\text{ut}-k}$ eller $\frac{1}{2} (C_{\text{inn}-k} + C_{\text{ut}-k})$ ¹	$C_{\text{ut}-k}/2$

¹Hvis $C_{\text{inn}-k}$ skal inngå i beregningen av $C_{\text{eff}-k}$, må det benyttes målt/analysert $C_{\text{inn}-k}$ og ikke beregnet $C_{\text{inn}-k}$.

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.:

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

og

$$C_{\text{inn}-r} = C_{\text{ut}-k}$$

der $C_{\text{inn}-r}$ er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken og $C_{\text{ut}-r}$ er utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken. Det betyr at effektiv konsentrasjon for reaksjonstanken, $C_{\text{eff}-r}$, ikke vil være konstant, men vil være en variabel som vil være bestemt av nedbrytningsreaksjonen til ozon og som vil gå fra $C_{\text{inn}-r}$ til $C_{\text{ut}-r}$. Det betyr også at C_t -verdien da vil være arealet under konsentrasjon mot tid kurven for nedbrytningsreaksjonen.

4.7.2. Ozonoverføringsgrad, initialforbruk og nedbrytningskonstant for ozon

For å kunne gjennomføre beregninger (både dimensjoneringsberegninger og for å bestemme C_t -verdi i et eksisterende anlegg) trenger man verdier for ozonoverføringsgraden (k_{overf}), initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) for ozon.

4.7.2.1 Bestemmelse av IF og k ved målinger

Når man betrakter et eksisterende anlegg, vil man normalt kjenne dosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen av ozon fra ozonkontaktbassenget ($C_{\text{ut}-k}$) eller ozonreaksjonstanken ($C_{\text{ut}-r}$). I de tilfeller det er mulig, anbefales det at man måler ozonkonsentrasjonen på minimum to veldefinert steder i reaksjonstanken og beregner nedbrytningskonstanten (k) basert på målt konsentrasjon fra disse stedene. Slike målesteder kan for eksempel være innløp ($C_{\text{inn}-r}$) og utløp ($C_{\text{ut}-r}$) av ozonreaksjonstanken, eller mellom to segment av reaksjonstanken (for eksempel $C_{\text{ut}-r-1}$, $C_{\text{ut}-r-2}$ eller $C_{\text{ut}-r-3}$). Nedbrytningskonstanten k kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$-k = [\ln(C_{\text{ut}-r}/C_{\text{inn}-r})] / tr \quad \text{der } C_{\text{inn}-r} \text{ er lik } C_{\text{ut}-k}$$

Eller for et anlegg bestående av de 3 reaksjonstanksegmentene 1, 2 og 3, kan nedbrytningskonstanten k bestemmes uavhengig av hverandre ved hjelp av ligningene:

$$-k = [\ln(C_{\text{ut}-r-3}/C_{\text{ut}-r-2})] / tr3$$

$$-k = [\ln(C_{\text{ut}-r-2}/C_{\text{ut}-r-1})] / tr2$$

$$-k = [\ln(C_{\text{ut}-r-1}/C_{\text{inn}-r-1})] / tr1$$

Man har da tilstrekkelig med informasjon til å dokumentere anleggets C_t -verdi.

4.7.2.2 Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger

En testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for ozon er beskrevet i kapittel 4.8. Følgende modeller ble der bestemt for bestemmelse av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon. Disse kan brukes dersom man ikke har bestemt IF og k i egne forsøk på det aktuelle vannet:

$$IF_{\text{ozon}} = 0,14 \cdot \text{TOC} + 0,58 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,09 \cdot (C_{\text{Dose}}/\text{TOC}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92$$

$$k_{\text{ozon}} = 0,050 \cdot \text{TOC} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,084 \cdot \text{pH} - 0,48$$

Modellen for IF ved dosering av ozon er gyldig forutsatt:

- Ozondose, $C_{\text{dose}} = 0,25 - 6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Spesifikk dose, $C_{\text{dose}} / \text{TOC} < 2,5 \text{ mg O}_3 / \text{mg TOC}$
- Beregnet $IF \leq C_{\text{dose}}$ (ved $IF > C_{\text{dose}}$ settes $IF = C_{\text{dose}}$)
- Beregnet $IF > 0,05$

Modellen for k ved dosering av ozon er gyldig forutsatt:

- Initialkonsentrasjonen, $C_i = 0,25 - 6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- $\text{pH} = 6,0 - 8,0$
- Beregnet $IF < C_{\text{dose}}$

Det kan være ønskelig å foreta beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) både fra anvendt dose (C_{dose}) og fra målt innløpskonsentrasjon til ozonreaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$) for dermed å vurdere nøyaktigheten til verdiene bestemt for k_{overf} og IF.

Beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) basert på dosen (C_{dose}) kan gjøres ved først å bestemme ozonoverføringsgraden (k_{overf}) fra tabell 4.5 og initialforbruket (IF) fra beregningsmodellen (alt 1)

$$\text{Alt 1: } C_i = (C_{\text{dose}} \cdot k_{\text{overf}}) - IF$$

Tilsvarende beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) basert på utløpskonsentrasjonen fra ozonkontaktstanken ($C_{\text{ut-k}}$) (alt 2) blir:

$$\text{Alt 2: } C_i = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot t_k}$$

Man vil forvente at C_i beregnet i alt 2 er høyere enn beregnet i alt 1 på grunn av antagelsen ved beregningen av C_i i alt 2 som vil overestimere C_i (se kapittel 4.7.1). Hvis dette ikke er tilfelle, bør man vurdere nøyaktigheten til beregningene nøyer.

Dersom man derimot kun kjenner ozondosen (C_{dose}) og en konsentrasjon fra ozonreaksjonstanken, for eksempel utløpskonsentrasjonen ($C_{\text{ut-r}}$), anbefaler vi at man bestemmer overføringsgraden (k_{overf}) og initialforbruket (IF) fra henholdsvis tabell 4.5 og beregningsmodellen, og beregner initialkonsentrasjonen (C_i) basert på dosen (C_{dose}) ved hjelp av:

$$\text{Alt 1: } C_i = (C_{\text{dose}} \cdot k_{\text{overf}}) - IF$$

Deretter kan man bestemme nedbrytningskonstanten (k) fra beregningsmodellen og beregne initialkonsentrasjonen (C_i) basert på utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$):

$$C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_r}$$

og dermed C_i basert på utløpskonsentrasjonen

$$\text{Alt 2: } C_i = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot t_k}$$

Så sammenligner man C_i beregnet i alt 1 med C_i beregnet i alt 2. Hvis C_i beregnet i alt 2 er høyere enn C_i beregnet i alt 1, kan man anta at konstantene k_{overf} , IF og k fra henholdsvis tabell 4.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon} kan benyttes. Hvis dette ikke er tilfellet, bør man vurdere nøyaktigheten til beregningene/konstantene nærmere.

4.7.2.3 Bestemmelse av initialkonsentrasjonen ved beregninger alene

Hvis man derimot hverken kjenner ozondosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), slik situasjonen er ved planlegging og dimensjonering, må man benytte beregnede verdier både for overføringsgraden (k_{overf}), initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) (henholdsvis tabell 4.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon}).

Siden verdiene på IF og k er avhengig av ozondosen, må det antas en dose ved bestemmelsen av IF og k . Hvis antatt dose ikke er i overensstemmelse med senere beregnet dose, må det antas en ny dose som gir nye verdier for IF og k , det vil si at man må iterere inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.

Alternativet til å benytte verdiene for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) angitt gjennom modellberegningene, er å bestemme disse verdiene i egne laboratorieforsøk på det aktuelle anlegget med den aktuelle vannkvaliteten. Testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for ozon er beskrevet i kapittel 4.8.

4.7.3. Beregning av C_t ved ozonering

Beregning av C_t -verdi gjøres for kontakttanken og reaksjonstanken separat, og deretter summeres de.

C_t -verdien for kontakttanken er gitt ved:

$$C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k$$

der t_k er oppholdstiden i kontakttanken korrigert for hydraulisk faktor

Utrykket for beregning av C_t -verdi for reaksjonstanken finnes da ved å integrere uttrykket for nedbrytningsreaksjonen i reaksjonstanken med hensyn på tid. Utrykket for C_t blir da:

$$C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})$$

der t_r er oppholdstiden i reaksjonstanken korrigert for hydraulisk faktor

Hvis man i stedet benytter utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$) som beregningsgrunnlag, blir uttrykket for C_t :

$$C \cdot t_r = (C_{\text{ut-r}} / k) (e^{k \cdot t_r} - 1)$$

Den totale C_t -verdien blir da summen av verdien for kontakttanken og reaksjonstanken:

$$C \cdot t = (C \cdot t_k) + (C \cdot t_r)$$

for eksempel

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{ut-r}} / k) (e^{k \cdot t_r} - 1)]$$

eller

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{ut-k}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})]$$

4.7.4. Segmentering av kontakttanken og reaksjonstank

Dersom ozonkontakttanken 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 ($C_{inn-k-1}$). Forutsatt at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned}C_{ut-k-1} &= C_i \cdot e^{-k \cdot tk1} \\C_{ut-k-2} &= C_{ut-k-1} \cdot e^{-k \cdot tk2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (tk1+tk2)} \\C_{ut-k-3} &= C_{ut-k-2} \cdot e^{-k \cdot tk3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (tk1+tk2+tk3)}\end{aligned}$$

der C_{ut-k-1} , C_{ut-k-2} og C_{ut-k-3} er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken, mens $tk1$, $tk2$ og $tk3$ er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken. Alle utløpskonsentrasjonene er tenkte konsentrasjoner bortsett fra utløpskonsentrasjonen fra siste segment (her: C_{ut-k-3}). Effektiv konsentrasjon, C_{eff-k} , for alle segmentene blir da bestemt av C_{ut-k-3} og tabell 4.6.

Ct-verdi for hele kontakttanken blir:

$$C \cdot t_k = C_{eff-k} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)$$

Dersom ozonreaksjonstanken består av flere segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv, fra innløp mot utløp), vil utløpskonsentrasjonen fra siste segment av kontakttanken (for eksempel C_{ut-k-3}) være innløpskonsentrasjonen til segment 1 av reaksjonstanken ($C_{inn-r-1}$). Forutsatt at det ikke er dosering mellom segmentene og at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned}C_{ut-r-1} &= C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot tr1} \\C_{ut-r-2} &= C_{ut-r-1} \cdot e^{-k \cdot tr2} = C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot (tr1+tr2)} \\C_{ut-r-3} &= C_{ut-r-2} \cdot e^{-k \cdot tr3} = C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)}\end{aligned}$$

der C_{ut-r-1} , C_{ut-r-2} og C_{ut-r-3} er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken, mens $tr1$, $tr2$ og $tr3$ er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken.

Det betyr at den gradvise reduksjonen i ozonkonsentrasjonen 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. Alternativt kan man utføre konsentrasjonsberegningene fra en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av reaksjonstanken (C_{ut-r-3}):

$$\begin{aligned}C_{ut-r-2} &= C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot tr3} \\C_{ut-r-1} &= C_{ut-r-2} / e^{-k \cdot tr2} = C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot (tr2+tr3)} \\C_{inn-r-1} &= C_{ut-r-1} / e^{-k \cdot tr1} = C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)}\end{aligned}$$

Beregning av Ct-verdi når ozonreaksjonstanken består av flere segment som angitt ovenfor, og man benytter innløpskonsentrasjonen til første segment ($C_{inn-r-1}$) som utgangspunkt, blir:

$$\begin{aligned}C \cdot t_r &= [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot tr1})] + [(C_{ut-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot tr2})] + [(C_{ut-r-2} / k) (1 - e^{-k \cdot tr3})] \\ \text{eller} \\ C \cdot t_r &= [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)})]\end{aligned}$$

Alternativt uttrykk for Ct-verdi hvis man benytter en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av reaksjonstanken (C_{ut-r-3}) som utgangspunkt:

$$\begin{aligned}C \cdot t_r &= [(C_{ut-r-1} / k) (e^{k \cdot tr1} - 1)] + [(C_{ut-r-2} / k) (e^{k \cdot tr2} - 1)] + [(C_{ut-r-3} / k) (e^{k \cdot tr3} - 1)] \\ \text{eller} \\ C \cdot t_r &= [(C_{ut-r-3} / k) (e^{k \cdot (tr1+tr2+tr3)} - 1)]\end{aligned}$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av verdien for kontakttanken og reaksjonstanken:

$$C \cdot t = (C \cdot t_k) + (C \cdot t_r) \quad \text{for eksempel:}$$

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)] + [(C_{\text{inn-r-1}} / k) (1 - e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)})]$$

eller

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)] + [(C_{\text{ut-r-3}} / k) (e^{k \cdot (tr1+tr2+tr3)} - 1)]$$

4.7.5. Beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg

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. Gassovertføring, 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 reaksjonstanken (restozonkonsentrasjon) kan man på tilsvarende måte som angitt ovenfor, regne seg tilbake til innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken. Hvis ozonreaksjonstanken kun består av ett segment, er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken, $C_{\text{inn-r}}$, (som er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, $C_{\text{ut-k}}$) gitt ved:

$$C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-k}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot tr}$$

Hvis reaksjonstanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er innløpskonsentrasjonen til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_{\text{inn-r-1}} = C_{\text{ut-k}} = C_{\text{ut-r-3}} / e^{-k \cdot (tr3 + tr2 + tr1)}, \text{ der symbolene er som angitt tidligere.}$$

I kapittel 4.7.1 har man foreslått at effektiv konsentrasjon i kontakttanken, $C_{\text{eff-k}}$, er gitt av utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, $C_{\text{ut-k}}$. 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 gassovertføring 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 anbefales det å benytte en lik $C_{\text{eff-k}}$ for hele kontakttanken. Denne er basert på utløpskonsentrasjonen, $C_{\text{ut-k}}$, 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, $C_{\text{inn-k}}$, på samme måte som for reaksjonstanken. Det vil ikke være den reelle innløpskonsentrasjonen, men en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all gassovertføring skjedde før kontakttanken, og hastighetskonstanten for ozonforbruk pga. oksidasjon og egendekomponering er som i reaksjonstanken. Hvis kontakttanken kun består av ett segment, er da $C_{\text{inn-k}}$ som også er lik initialkonsentrasjonen (C_i), gitt ved:

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

der tk er effektiv oppholdstid i kontakttanken. De øvrige symbolene er som angitt tidligere.

Dersom kontakttanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er tenkt innløpskonsentrasjon til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_i = C_{\text{inn-k-1}} = C_{\text{ut-k-3}} / e^{-k \cdot (tk_3 + tk_2 + tk_1)}$$

der tk_1 , tk_2 og tk_3 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, initialforbruket (IF), samt overføringsgraden (k_{overf}) av ozongass. Nødvendig ozondose kan da beskrives som:

$$C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$$

Bestemmelsen av k_{overf} og IF er beskrevet i henholdsvis kapittel 4.7.1 og 4.7.2. Siden både initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) ikke bare er avhengig av vannets TOC-innhold og pH, men også av ozondosen som man skal bestemme i beregningen, er det nødvendig å iterere ("prøve og feile") når dosen beregnes. Beregningsprosedyren er vist for både kontakttank og reaksjonstank for ozon bestående av kun ett segment av hver. Fremgangsmåten er imidlertid tilsvarende uavhengig av antall segment (se ovenfor).

Det gir da følgende punktvis beregningsprosedyre:

1. Velg type innblandingsenhet og kontakttank
2. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på punkt 1 og tabell 4.5.
3. Anta en ozondose (C_{dose}).
4. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten for ozon (k) fra beregningsmodellene basert på vannets TOC-innhold og pH, samt antatt ozondose.
5. Velg ønsket restozonkonsentrasjon ut fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$).
6. Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_r}$
 - Utløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$
7. Beregn innløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut}} / e^{-k \cdot tk}$
 - Initialkonsentrasjonen: $C_i = C_{\text{inn-k}}$
8. Beregn ozondosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
9. Sjekk om beregnet ozondose i punkt 8 er i overensstemmelse med antatt ozondose i punkt 3.
 - Hvis de ikke er i overensstemmelse, antar man en ny ozondose som er lik den siste beregnede dosen og går tilbake til punkt 4 i beregningsprosedyren og foretar nye beregninger.
 - Dette fortsetter man med inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.
10. Den beregnede C_{dose} er det endelige resultatet.

4.7.6. Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering

På samme måte som for klor vil beregningsprosedyren for Ct-verdi for ozon være svært forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, fra det den er i en dimensjonerings- eller planleggingssituasjon. Hensikten med beregningsprosedyren vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av driftssituasjon og dimensjoneringssituasjon.

4.7.6.1 Beregning av Ct for dokumentasjon i en driftssituasjon

I en driftssituasjon kan ozonanleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. For et anlegg bestående av en ozonkontakttank og en ozonreaksjonstank (dvs. kun ett segment av hver tank) innebærer en slik dokumentasjon følgende prosedyre:

1. Mål utløpskonsentrasjonen fra ozonreaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$).

2. Bestem effektiv oppholdstid i kontakttanken (t_k) og reaksjonstanken (t_r). Dette gjøres enten ved hjelp av tracer undersøkelser og bestemmelse av t_{10} , eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i kapittel 4.3.1.
3. Registrer anvendt dose, C_{dose}
4. Bestem overføringsgraden (k_{overf}) og initialforbruket (IF) fra henholdsvis tabell 4.4 og beregningsmodellen for IF_{ozon}
 - Dette er ikke nødvendig for dokumentasjonen av Ct-verdi, men kan være nyttig informasjon for kontrollberegninger (se kapittel 4.7.1 og 4.7.2).
5. Mål innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r}) som er det samme som utløpskonsentrasjonen til kontakttanken (C_{ut-k}).
 - Dette er absolutt ønskelig men ikke helt nødvendig for gjennomføringen av dokumentasjonen.
6. Bestem nedbrytningskonstanten (k) som beskrevet i kapittel 4.7.2. Hvis man mangler måleverdi for $C_{ut-k} = C_{inn-r}$, gå direkte til punkt 7 i prosedyren. Hvis man derimot har måleverdier for $C_{ut-k} = C_{inn-r}$ (selvsagt i tillegg til C_{dose} , C_{ut-r} , t_r og t_k), medfører dette:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{ut-r}/C_{inn-r})] / t_r$
 - Gå til punkt 8 i prosedyren
7. Hvis man mangler måleverdier for $C_{ut-k} = C_{inn-r}$, bestemmes nedbrytningskonstanten (k) og utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) som følger:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) fra beregningsmodell
 - Bestem utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken: $C_{ut-k} = C_{inn-r} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot t_r}$
8. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken (C_{eff-k}) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) og tabell 4.6.
9. Beregn Ct-verdi for ozonkontakttanken: $C \cdot t_k = C_{eff-k} \cdot t_k$
10. Beregn Ct-verdi for ozonreaksjonstanken: $C \cdot t_r = (C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)$
11. Beregn den totale Ct-verdien ved å summere $C \cdot t_k$ og $C \cdot t_r$:
 - $C \cdot t = [C_{eff-k} \cdot t_k] + [(C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)]$
12. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i tabell 4.1, og beregn log inaktivering for anlegget.

For en ozonreaksjonstank bestående av flere segment, blir beregningsprosedyren tilsvarende. Hvis man ikke har måling av innløpskonsentrasjonen eller konsentrasjonen mellom de ulike segmentene, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over der man betrakter alle segmentene under ett ($t_{r1} + t_{r2} + t_{r3} \dots$). Hvis man derimot har innløpskonsentrasjonen til første segment og utløpskonsentrasjonen fra hvert segment, kan nedbrytningskonstanten (k) bestemmes over hvert segment, se kapittel 4.7.2, og den vil derfor kunne bestemmes med større sikkerhet.

Beregning av Ct-verdien for reaksjonstanken gjøres tilsvarende som i punkt 10 i prosedyren, men den totale Ct-verdien for reaksjonstanken fremkommer da ved å summere beregnet Ct-verdi for hvert segment av reaksjonstanken:

$$C \cdot t_r = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot t_{r3}} - 1) + (C_{ut-r-2} / k)(e^{k \cdot t_{r2}} - 1) + (C_{ut-r-1} / k)(e^{k \cdot t_{r1}} - 1)$$

eller

$$C \cdot t_r = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (t_{r1} + t_{r2} + t_{r3})} - 1)$$

Dersom ozonkontakttanken inneholder flere segment, bestemmes effektiv konsentrasjon (C_{eff-k}) på samme måte som i punkt 8 basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontakttanken (C_{ut-k-3}). Ct-verdien for kontakttanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot t_k = C_{eff-k} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av Ct-verdiene for alle segmentene i kontakttanken og reaksjonstanken, for eksempel:

$$C \cdot t = [C_{eff-k} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})] + [(C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (t_{r1} + t_{r2} + t_{r3})} - 1)]$$

Gjennomføringen av prosedyren over (dvs. dokumentasjon av driftssituasjon) bør gjøres for ulike belastninger, driftssituasjoner, årstider, vannkvaliteter, osv, fordi endringer i slike forhold vil kunne påvirke konstantene k_{overf} , IF og k og dermed resulterende Ct-verdi. Opparbeidelse av et "bibliotek" over k_{overf} , IF og k for ulike situasjoner på et anlegg vil derfor være nyttig for å kunne takle endringer og hendelser ved anlegget. Dette gjelder spesielt for verdier for k siden disse beregnes direkte i prosedyren.

4.7.6.2 Beregning av Ct i forbindelse med dimensjonering

I forbindelse med dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktorvolum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Det er mulig å utføre beregningene ved å starte med utløpet og regne seg tilbake til doseringspunktet, eller man kan følge vannets vei fra doseringspunktet til utløpet. Uansett hvilken vei beregningene foretas, vil man måtte gjøre iterasjoner. Som illustrasjon her velges et anlegg bestående av en ozonkontakttank og en ozonreaksjonstank, men prosedyren kan anvendes for så mange segment man måtte ønske av de to reaktorene.

Beregning basert på valgt utløpskonsentrasjon

Hvis man starter beregningene med en valgt utløpskonsentrasjon, gir det følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum og dose:

1. Velg ønsket utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$)
2. Velg antall segment i reaksjonstanken og kontakttanken.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske i hver tank.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment i hver av tankene.
3. Velg volum og utforming for hver tank og hvert reaktorsegment
4. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene i begge tankene (kontakttanken og reaksjonstanken) basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T)
 - Dvs. at effektiv tid i kontakttanken (t_k) og reaksjonstanken (t_r) beregnes.
5. Anta en dose
6. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 4.5
7. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) basert på beregningsmodellene i avsnitt 4.7.2 basert på antatt dose og vannets pH og TOC-innhold.
8. Beregn innløpskonsentrasjonen til ozonreaksjonstanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_r}$
9. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$)
10. Beregn tenkt innløpskonsentrasjon (C_i) som er lik tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken ($C_{\text{inn-k}}$): $C_i = C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot t_k}$
11. Beregn ozondosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
12. Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Dersom beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 7 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Dersom det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 13
13. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken ($C_{\text{eff-k}}$) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) og tabell 4.6
14. Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k$
15. Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $C \cdot t_r = (C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)$
16. Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $C \cdot t = [C \cdot t_k] + [C \cdot t_r] = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)]$
17. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
 - Dersom sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Hvis ozonreaksjonstanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 8 beregnes i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, går man inn i punkt 9 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 15 i prosedyren, beregnes Ct-verdien for reaksjonstanken som summen av Ct-verdiene for alle segmentene i reaksjonstanken, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot tr = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot tr_3} - 1) + (C_{ut-r-2} / k)(e^{k \cdot tr_2} - 1) + (C_{ut-r-1} / k)(e^{k \cdot tr_1} - 1)$$

eller

$$C \cdot tr = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)$$

Dersom også ozonkontaktstanken inneholder flere segment, beregner man i punkt 10 i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, dvs. at man har beregnet tenkt initialkonsentrasjon ($C_i = C_{inn-k-1}$), går man inn i punkt 11 i prosedyren over. Effektiv konsentrasjon (C_{eff-k}) bestemmes på samme måte som i punkt 13, men basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontaktstanken (C_{ut-k-3}). Ct-verdien for kontaktstanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot tk = C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)$$

Den totale Ct blir da summen av Ct for alle segmentene i kontaktstanken og reaksjonstanken:

$$C \cdot t = [C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)] + [(C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)]$$

Beregning basert på ozondose

Alternativt kan man starte beregningen ved doseringspunktet og følge vannet til utløpet. Dette endrer nødvendigvis fremgangsmåte og prosedyren blir da som følger:

1. Velg ønsket ozondose (C_{dose}).
2. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 4.5
3. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon ved hjelp av beregningsmodellene for IF og k basert på valgt ozondose og vannets pH og TOC-innhold.
4. Velg antall segment i reaksjonstanken og kontaktstanken.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske i hver tank.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnettene fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment i hver av tankene.
5. Velg volum og utforming for hver tank og hvert av reaktorsegmentene.
6. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene i begge tankene (kontaktstanken og reaksjonstanken) basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T)
 - Dvs. at effektiv tid i kontaktstanken (tk) og reaksjonstanken (tr) beregnes.
7. Beregn tenkt initialkonsentrasjon: $C_i = (C_{dose} - IF) / k_{overf}$
8. Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonkontaktstanken: $C_{ut-k} = C_i \cdot e^{-k \cdot tk}$
9. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r}) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontaktstanken (C_{ut-k})
10. Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonreaksjonstanken: $C_{ut-r} = C_{inn-r} \cdot e^{-k \cdot tr}$
11. Sjekk at beregnet utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken (C_{ut-r}) er i tråd med ønsket restkonsentrasjon.
 - Dersom beregnet utløpskonsentrasjon ikke er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå tilbake til punkt 1 og velg en ny ønsket ozondose (evt. et annet reaktorvolum) og utfør beregningene på nytt.

- Dersom beregnet utløpskonsentrasjon er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå videre til punkt 12.
12. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken ($C_{\text{eff-k}}$) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) og tabell 4.6.
 13. Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k$
 14. Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})$
 15. Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $C \cdot t = [C \cdot t_k] + [C \cdot t_r] = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})]$
 16. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
 17. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Dersom ozonkontakttanken inneholder flere segment, beregner man i punkt 8 i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 9 i prosedyren over. Effektiv konsentrasjon ($C_{\text{eff-k}}$) bestemmes på samme måte som i punkt 12, men basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontakttanken ($C_{\text{ut-k-3}}$).

Ct-verdien for kontakttanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})$$

Dersom også ozonreaksjonstanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 10 beregnes i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 11 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 14 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot t_{r1}}) + (C_{\text{ut-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot t_{r2}}) + (C_{\text{ut-r-2}} / k)(1 - e^{-k \cdot t_{r3}})$$

eller

$$C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot (t_{r1} + t_{r2} + t_{r3})})$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av Ct-verdiene for alle segmentene i kontakttanken og reaksjonstanken, for eksempel:

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})] + [(C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot (t_{r1} + t_{r2} + t_{r3})})]$$

4.7.6.3 Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasiteten av doseringsutstyret

Normalt ønsker man å dimensjonere doseringsutstyret for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet er dimensjonert for. Det vil i praksis si at det bør dimensjoneres for råvannskvaliteten.

Prosedyren for dimensjonering av doseringsutstyr blir da en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

1. Velg ønsket utløpskonsentrasjon reaksjonstanken (restozonkonsentrasjon), $C_{\text{ut-r}}$.
 - Denne kan velges lik den som ble benyttet i forbindelse med reaktor dimensjoneringen, eller det kan benyttes en høyere verdi for å bedre kunne håndtere en krisesituasjon.
 - Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp pH og TOC) for doseringsutstyret.
2. Normalt vil man velge råvannskvaliteten, evt. verste forekommende råvannskvalitet.
3. Anta en dose

4. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 4.5
5. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene basert på antatt dose og dimensjonerende pH og TOC-innhold.
6. Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstakttanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_r}$
7. Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) er lik innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$)
8. Beregn tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken: $C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot t_k}$
9. Tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken ($C_{\text{inn-k}}$) er lik tenkt initialkonsentrasjon (C_i)
10. Beregn dosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
11. Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Hvis beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 4 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Hvis det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 12 i prosedyren.
12. Den beregnede dosen C_{dose} vil da være dimensjonerende for doseringsutstyret
 - Formålet med denne dosen er å sikre en gitt restkonsentrasjon (valgt i punkt 1) ved verst tenkelig vannkvalitet.
 - Det er derfor ikke nødvendig å utføre beregning av Ct-verdi

4.8. Forsøk til bestemmelse av koeffisienter i beregningsmodellene for klor og ozon

En del av oppdraget i dette prosjektet (ODP II) var å utvikle testmetoder for bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskonstant for bruk i beregningene av Ct. Dette var ikke gjort i ODP I, noe som begrenset bruken av de metodene som ble gjennomgått der.

I tillegg skulle man prøve ut metodene på flere vannverk med ulik vannsammensetning med tanke på å komme fram til modeller for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) til bruk dersom vannverkseier ikke selv har bestemt disse gjennom egne forsøk.

4.8.1. Opplegg for forsøkene

I bestemmelsen av nedbrytningsforløpet ble det gjennomført en rekke benkskalaforsøk. Disse ble utført av Solveig Fosse (2006) og Marion Trøan (2008) som masteroppgaver ved NTNU.

Fosse (2006) studerte effekten av klor- og ozondose ved tre forskjellige fargetall (15, 30 og 50 mg Pt/l). Det ble brukt råvann fra Vikelvdalen drikkevannsanlegg i Trondheim (VIVA). Dette råvannet har et fargetall på ca 15 mg Pt/l og ble dermed utgangspunktet for vannprøvene med fargetall 15 mg Pt/l. For å lette arbeidet med innsamling av råvann ble det konstruert vannprøver med fargetall 30 og 50 mg Pt/l ved å tilsette naturlig humuskonsentrat til råvannet fra VIVA. Humuskonsentratet stammer fra det tidligere ionebytteranlegget på Meråker.

Trøan (2008) studerte nærmere effekten av vannkvalitet på nedbrytning av klor og ozon ved å klorere råvann og rensset vann hentet fra 6 forskjellige vannverk.

- Vikelvdalen vannverk, Trondheim kommune (marmorfilteranlegg)
- Ulstadvatnet vannverk, Stjørdal kommune (membran(NF)filteranlegg)
- Stjørdal vannverk, Stjørdal kommune (koagulering/flotasjonsfilteranlegg)
- Nes Vannverk, Bjugn kommune (ozonering/biofilteranlegg)
- Klæbu vannverk, Klæbu kommune (grunnvannsanlegg uten rensing)
- Vanvikan vannverk, Leksvik kommune (koagulering/direktefilteranlegg)
- Aurevann vannverk, Bærum kommune (koagulering/direktefilteranlegg)

4.8.2. Testmetode for klor

I forsøkene ble dosene valgt slik at de skulle gi ca. 0,05 mg/l restklor etter 30 min.

Forsøkene ble hovedsakelig gjort ved to pH; 6,5 og 8,5. Det første steget i justeringen av pH var å tilsette lut (NaOH) eller saltsyre (0,1 M eller 0,01 M) for til slutt å oppnå ønsket slutt pH i vannet. Tilsats av klor som NaOCl vil nemlig øke pH. Etter å ha bestemt nødvendig klordose som sikret ønsket restverdi etter 30 minutter, ble dosens effekt på pH-verdien vurdert. Ved å lese av pH-endringen som følge av klordosen, fant man frem til et grovt estimat for nødvendig pH-justering. I henhold til dette ble pH justert i forkant av tilsatsen av klor i de resterende forsøkene. pH-verdien ble justert med 0,1 M HCl, 0,01 M NaOH eller 0,001 M NaOH.

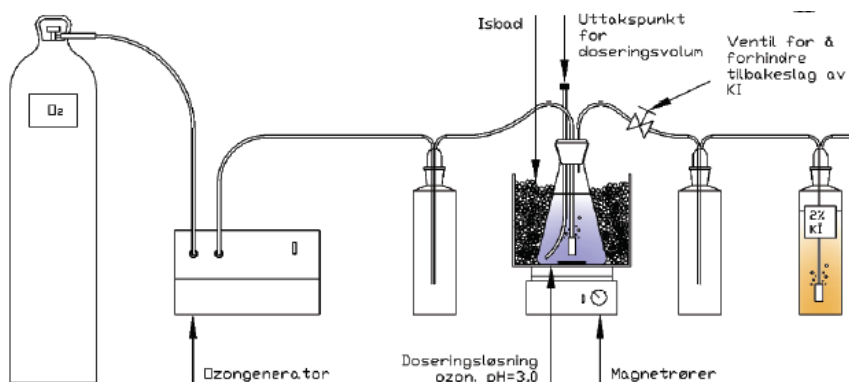
Forsøkene ble gjort med 500 ml prøveflasker som hadde ligget i klørløsning i minst 60 minutter og blitt godt skylt i avionisert vann før forsøket startet. Forsøkestemperatur var 10°C og denne ble beholdt ved å ha prøveflaskene i vannbad utstyrt med kjøleelement. Rett før tilsats av klor ble vannprøven flyttet fra vannbadet til magnet-omrører. Ønsket mengde av klørløsning ble pipettert til vannprøven under kraftig omrøring slik at klordosen ble blandet hurtig ut i prøven. Ved tilsats av klordose ble stoppeklokken startet. Den første prøven ble tatt etter 30 s og prøveflasken ble satt tilbake i vannbadet. Deretter tok man prøver først i 1,5 min intervaller og senere med avtagende tidsintervaller. Varighet av forsøkene var vanligvis 30 min.

Bestemmelsen av klorinnholdet i vannprøven ble gjort i henhold til NS-EN ISO 7393-2: *Vannundersøkelse, Bestemmelse av fritt klor og totalklor. Del 2: Kolorimetrisk metode med N,N-dietyl-1,4-fenylendiamin for rutinekontroll.*

4.8.3. Testmetode for ozon

Ozon kan enten direkte overføres fra gassfase til vann eller man kan bruke konsentrert ozonløsning for dosering. For å skille gassoverføringsprosessen fra nedbrytningsprosessen av ozon, ble det valgt å tilsette ozon som doseringsløsning i bestemmelsen av nedbrytningskoeffisientene. Metoden gir i tillegg god kontroll over ozontilsatsen i forsøket. Siden ozon er veldig ustabil og har begrenset løselighet, måtte ny doseringsløsning lages hver dag.

Forsøksoppsettet for produksjon av doseringsløsningen er vist i Figur 4.8.



Figur 4.8. Forsøksoppsett for produksjon av ozon doseringsløsning

Det er viktig at alle slanger og utstyr som benyttes i forsøket ikke lar seg oksidere av ozon. Særlig gjelder dette overføringsslangene mellom ozongenerator og det øvrige forsøksoppsettet. De tomme gassvaskeflaskene ble satt opp dersom det skulle forekomme tilbakeslag av væske. De forhindrer at ozondoseringsløsningen og ozongeneratoren

ødelegges av tilbakeslag av væske fra flasken foran. Den siste flasken var fylt med 2 % kaliumjodidløsning for å fjerne restozon fra gassen.

Ozon ble tilført avionisert vann som var nedsenket i isbad for å øke løseligheten av ozon. For at ozonkonsentrasjonen skulle være så stabil som mulig i doseringsløsningen, ble pH av avionisert vann justert til 3. Man brukte 1-liters flasker i ozoneringsforsøkene. Forsøkestemperatur var 10 °C.

I forsøkene ble ozongassen produsert i en ozongenerator av modell OL80B, levert av Ozone Services. Ved å la 1/32 l/h rent O₂ passere over elektroder som var påført 12 V spenning, ble det produsert 12 vekt % O₃. Gassen ble injisert til avionisert vannet via en diffusor og vannet ble samtidig omrørt med magnet-omrører. Etter en og en halv time var ozonkonsentrasjonen i doseringsløsningen ca. 40 mg/l. I praksis varierte ozoneringsstid og ozonkonsentrasjon fra forsøk til forsøk, og doseringsløsningen ble analysert foran hvert forsøk for å bestemme riktig tilsetningsvolum av ozonløsningen. Kolben hvor vannet ble ozonert hadde prøveuttak med ventil og tilpasning til sprøyter slik at prøvene til ozonanalyse og doseringsløsningene lett kunne tas ut uten å åpne kolben.

Ozondosen ble tatt ut med en sprøyte som ble tilkoblet uttakspunktet på kolben med ozondoseringsløsning. I de tilfellene der doseringen overskred sprøytens volum, ble løsningen overført ved hjelp av flere uttak med sprøyten til en målekolbe. Doseringsløsningen ble tilberedt i denne kolben og tilsatt vannprøven derfra. Alt utstyr som kom i kontakt med ozon, ble skylt i doseringsløsning rett før uttak av ozonløsning for å unngå uønsket ozonforbruk.

En lav pH ble benyttet for å holde ozonkonsentrasjonen i doseringsløsningen mest mulig stabil. Tilsats av ozon hadde derfor stor innvirkning på pH i vannprøven. Det ble derfor en utfordring å finne ut hvor stor mengde av lut som måtte tilsettes vannprøven i forkant for å oppnå ønsket pH-verdi etter tilsats av ozon (pH 6 eller 8). Man bestemte seg for å gjøre dette ved at en liter av vannprøven ble tilsatt syre ved pH 3 av tilsvarende volum som denne vannkvaliteten skulle tilføres av doseringsløsning. Vannprøven ble så tilsatt lut og evt. syre til pH var på ønsket nivå, altså pH 6 eller 8. Mengden lut og syre ble notert og denne mengden ble tilsatt en ny vannprøve på en liter, som senere ville utgjøre basen for analysen og bli tilsatt ozon. Metoden var likevel tungvint og arbeidskrevende ettersom det ofte ble en del prøving og feiling.

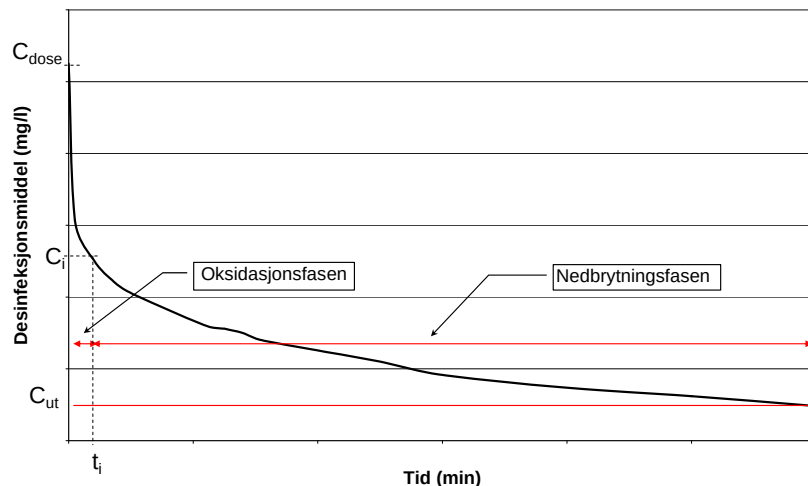
Ellers ble ozonforsøkene gjennomført på samme måte som klorforsøkene (se foran). Ozonløsning ble tilsatt til prøve under omrøring og etter den første prøvetakingen lagt tilbake til vannbadet. Prøvetakingen var hyppigere enn i klorforsøkene. I de første forsøkene, analyserte man ozon i 20 s intervaller i løpet av det første minuttet. Dette førte noen ganger til hastverk, og senere ble prøvene tatt i 30 s intervaller i løpet av de to første minuttene og deretter i et minutts intervaller. Forsøkene varte i 5-10 min avhengig av ozondosen.

Bestemmelsen av ozoninnholdet i vannprøven ble gjort ved indigometoden beskrevet i Standard Methods (1998).

4.8.4. Bestemmelse av initialforbruk av klor / ozon som funksjon av vannets sammensetning

Nedbrytningsprosessen av ozon og klor kan deles inn i to faser: oksidasjonsfasen og nedbrytningsfasen (se figur 4.9).

Etter tilsats av desinfeksjonsmiddelet, reagerer det med organisk stoff i vannet og blir hurtig fjernet (oksidasjonsfase). Etter dette initiale forbruket, følger en langsommere nedbrytningsfase.



Figur 4.9. Faseinndeling i nedbrytningsprosessen av desinfeksjonsmiddel.

Nedbrytningen modelleres ofte med første ordens reaksjon:

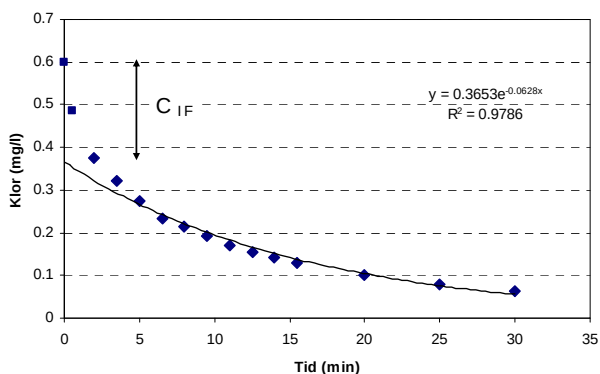
$$C = C_i \cdot e^{-kt}$$

hvor t er tid, C er konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel på tidspunkt t , C_i er konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel på tidspunkt 0 (den initiale konsentrasjonen) og k er nedbrytningskonstanten.

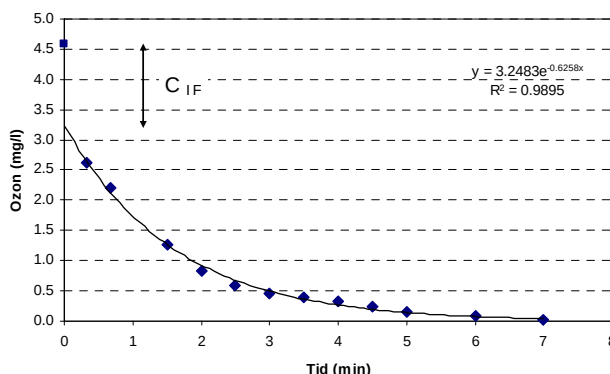
Det er vanskelig å lage en enkel likning som skal beskrive begge fasene. Med det forsøksoppsettet som ble brukt i forsøkene og som er beskrevet her, er det heller ikke mulig å ta prøver hyppig nok for å bestemme kinetikken i oksidasjonsfasen nøyaktig. Man valgte derfor å modellere nedbrytningen av ozon og klor som følger:

1. Bare prøvepunktene i nedbrytningsfasen ble tilpasset til likning av første orden.
2. Nedbrytningsfasen med klor ble forutsatt å starte etter 2 minutter.
3. Nedbrytningsfasen med ozon ble forutsatt å starte etter den første prøven, som ble tatt 20-60 sek etter doseringen, avhengig av forsøksoppsett og resultater.

Forskjellen mellom dose og C_i fra tilpasningen ble definert som initialforbruk ($IF = C_{IF}$). Figur 4.10 og 4.11 viser eksempler for resultater fra klor- og ozonforsøkene.



Figur 4.10. Tilpasning av første ordens likning til nedbrytning av klor.



Figur 4.11. Tilpasning av første ordens likning til nedbrytning av ozon.

For å finne korrelasjon mellom vannkvalitet og initialforbruket ($IF = C_{IF}$) eller nedbrytningskonstanten (k) bestemte man seg for å lage enkle lineære modeller med få vannparametre.

De parametrene som kan antas å ha størst innvirkning er humusinnhold og pH. Total organisk karbon og pH ble derfor brukt som variable vannkvalitetsparametre. I tillegg påvirket dosen av desinfeksjonsmiddel nedbrytningsforløpet og denne parameteren ble tatt derfor også tatt med i de lineære modeller. I tillegg viste det seg at modellens tilpassning til resultatene ble bedre når også spesifikk dose (Dose/TOC) var med.

Resultatene ble analysert med å bruke Partial least squares regression (PLSR) for å utarbeide modell for både nedbrytningskonstanter og initialforbruk. Programmet Unscrambler (CAMO Software AS) ble brukt for dataanalyse.

Analysene viste at pH i liten grad påvirket nedbrytningsforløpet av klor og den ble derfor tatt ut av klormodellene. Følgende likning viste seg å gi den beste tilpassning mellom målte og beregnede verdier for initialforbruket av klor:

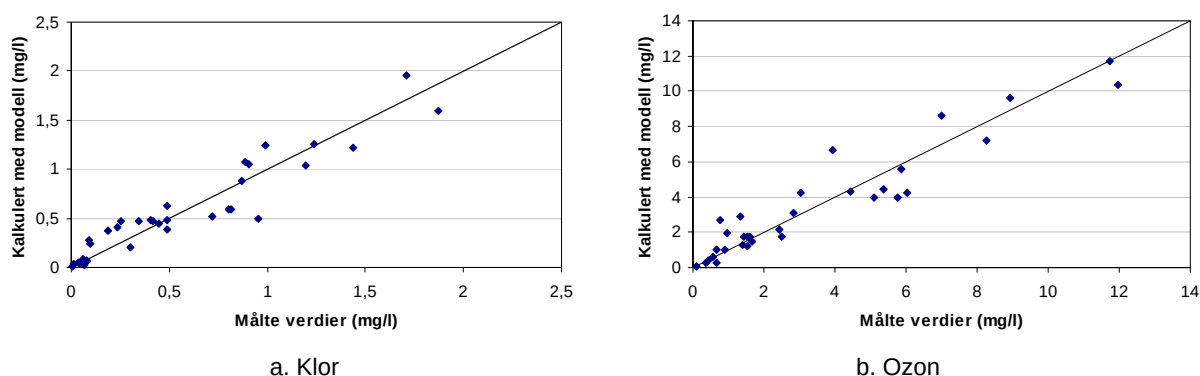
$$IF_{\text{klor}} = 0.06 \cdot \text{TOC} + 0.36 \cdot \text{Dose} + 0.08 \cdot (\text{Dose}/\text{TOC}) - 0.12$$

Resultatene av tilpasningen er vist i figur 4.12a som viser målte og beregnede verdiene. Ved full overensstemmelse mellom forsøksresultater og modell ville alle punktene ligge på linjen inntegnet på figuren.

Følgende likning viste seg å gi den beste tilpasning mellom målte og beregnede verdier for initialforbruket av ozon:

$$IF_{\text{ozon}} = 0.14 \cdot \text{TOC} + 0.58 \cdot \text{Dose} + 0.09 \cdot (\text{Dose}/\text{TOC}) + 0.07 \cdot \text{pH} - 0.92$$

Resultatene av tilpasningen er vist i Figur 4.12b som viser målte og beregnede verdiene.



Figur 4.12. Sammenligning mellom målte og beregnet verdi for initialforbruk (IF).

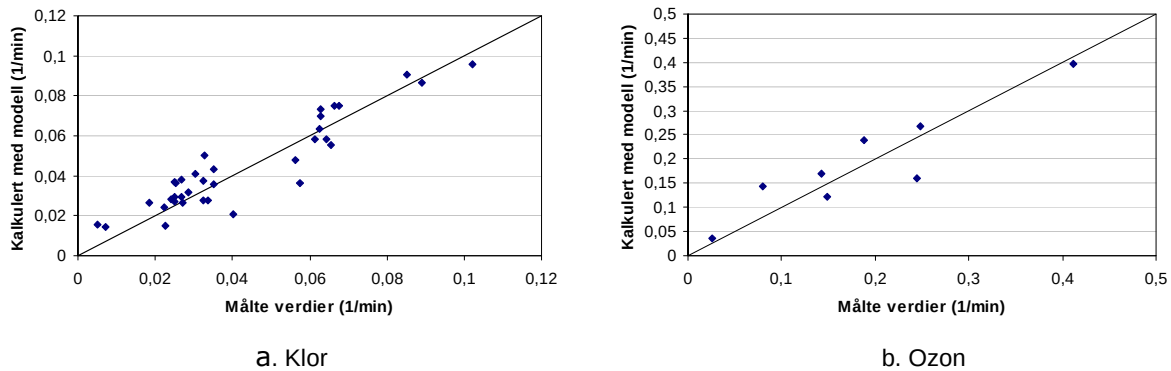
4.8.5. Bestemmelse av nedbrytningskonstanten for klor/ozon som funksjon av vannets sammensetning

Modellene for nedbrytningskonstantene for klor og ozon ble bestemt på samme måte som for initialforbruket. Den eneste forskjellen var her at man brukte klor og ozon konsentrasjonene etter initialforbruket (C_i) som variabel istedenfor dose. Modellene for nedbrytningskoeffisienten for klor og ozon ble:

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,022$$

$$k_{\text{ozon}} = 0,050 \cdot \text{TOC} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,084 \cdot \text{pH} - 0,48$$

Figur 4.13 viser målte mot beregnede verdier. Som det fremgår er grunnlaget for modellen for ozon svakere enn den for klor.



Figur 4.13. Sammenligning mellom målte og beregnet verdi for nedbrytningskonstanten (k).

4.9. Bestemmelse av endelig inaktiveringsgrad ved kjemiske desinfeksjonsmetoder

Den log inaktivering som kan forventes ved bruk av kjemiske desinfeksjonsmidler bestemmes på grunnlag av Ct-beregning, som vist over. Når man skal vurdere om dette er tilstrekkelig, etter å ha beregnet nødvendig inaktivering ut fra barrierehøyde og log-kreditter for tiltak i nedslagsfelt og kilde, samt i vannbehandlingen for øvrig, skal man ta hensyn til eventuelle manglende sikkerhetstiltak knyttet til doseringsutstyret. Man kan si at man på denne måten beregner den endelige inaktiveringsgrad som desinfeksjonstiltaket representerer. En slik beregning vil være nødvendig for å kontrollere om inaktiveringsgraden i sluttdesinfeksjonen er tilstrekkelig.

Ved beregning av log-inaktivering med kjemiske desinfeksjonsmetoder kan man ved høye doser, for eksempel slike som man vil ha når ozonering benyttes for fargefjerning i anlegg for ozonering/biofiltering, komme opp i svært høye verdier for log inaktivering, spesielt for bakterier og virus. I GDP-veiledningen har man lagt seg på den linje at det finnes en maksimalt oppnåelig log-kreditt for ulike barrieretiltak (se for eksempel tabell 3.3). Det er rimelig at dette prinsippet også gjøres gjeldende for desinfeksjonsmetodene. Derfor settes:

Maksimal inaktiveringsgrad ved kjemiske desinfeksjonsmetoder = $4b + 4v + 3p$

Tabell 4.7 angir sikkerhetstiltak som man normalt vil ha etablert for det kjemiske desinfeksjonsanlegget. Dersom man ikke har etablert ett eller flere av disse sikkerhetstiltakene, skal man gjøre et fratrekk i den Ct-beregnete (evt. maksimale) inaktiveringsgraden som angitt i tabell 4.7.

Man tar utgangspunkt i den Ct-beregnete (evt. maksimale) inaktiveringsgraden. Deretter vurderer man sikkerhetstiltak i hovedkategoriene A, B, C som er beskrevet i tabell 4.7, det vil si:

- A) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel
- B) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel
- C) Andre tiltak.

Hver av disse hovedkategoriene gis et maksimalt fratrekk i log inaktivering (i forhold til den Ct-beregnete evt. maksimale) for manglende sikkerhetstiltak (se tabell 4.7). Ettersom den Ct-beregnete inaktiveringen er forskjellig fra anlegg til anlegg, angis fratrekket som prosent av Ct-beregnet (evt. maksimale) log inaktivering. Deretter reduseres fratrekket (eller sagt på en annen måte: det gis log kreditt) i hver av hovedkategoriene avhengig av hvilke tiltak som faktisk er gjennomført innenfor de ulike hovedkategoriene på det aktuelle anlegget.

Reduksjonen i fratrekk (dvs. log kreditt for gjennomførte tiltak) kan selvsagt ikke overskride verdiene for maksimalt fratrekk for manglende tiltak innen hver hovedkategori.

Tabell 4.7. Fratrekk i Ct-beregnet (evt. maksimal) inaktiveringsgrad (i %) ved kjemiske desinfeksjonsmetoder for hovedkategorier av mulige tiltak (A, B og C), samt kreditt (i % av inaktiveringsgrad) for faktisk gjennomførte tiltak (nummerert 1-3) innen hver hovedkategori

Tiltak	% av Ct-beregnet (evt. maksimal) inaktiveringsgrad ¹⁾
A) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Automatisk stengning av all vannproduksjon. (Krever at det er tilstrekkelig med utjevningskapasitet/buffer volum i systemet).	10 %
2. Alarm og automatisk start av reserve doseringsutstyr	5 %
B) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	15 %
1. Nødstrømsaggregat installert	10 %
2. Reserve doseringsutstyr for desinfeksjon installert	5 %
3. Utjevningsvolum (plassert etter desinfeksjonsanlegget) som kan tilfreds- stille vannbehovet når vannproduksjonen stoppes ved doseringsbortfall (Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning)	10 %
C) Andre tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Tilfredsstillende måleutstyr installert (Restklor/restozon)	5 %
2. Lager med kritisk reserveutstyr (klordoseringspumper, ozonelektroder, sirkulasjonspumpe, målelektroder etc.)	5 %
3. Tilfredsstillende rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer for måling av restklor og -ozon (minimum månedlig kontroll/kalibrering)	5 %

¹ Summen av inaktiveringskreditt innen hver hovedkategori kan ikke overstige maksimalt fratrekk pga. manglende tiltak innen hovedkategorien.

Verdiene for maksimalt fratrekk i inaktiveringsgrad for hovedkategoriene av tiltak, samt verdier for redusert fratrekk på grunn av faktiske gjennomførte tiltak, er angitt i tabell 4.7 – begge i form av prosent av beregnet (evt. maksimal inaktivering). Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 4.7 (dvs. de som kommer til redusert fratrekk i Ct-beregnet inaktiveringsgrad) må også betraktes som maksimalverdier, slik at hvis deler av tiltaket gjennomføres, oppnås kun en del av den angitte verdien. Det er åpenbart at det knytter seg usikkerhet til de angitte verdiene i tabell 4.7 og en viss grad av skjønn må utøves.

4.9.1 Eksempel

Man har for et ozonanlegg på grunnlag av Ct-beregning at inaktiveringsgraden er 4 log mht. bakterier, 4 log mht. virus, 3 log mht. parasitten *Giardia* og 0,34 log mht parasitten *Cryptosporidium* (Gjennomregnet eksempel er vist i Norsk Vann rapport 170/2009).

Anlegget har følgende tiltak:

Kategori A :

1. A1 – man har ikke automatisk stengning av vannproduksjonen ved doseringsbortfall
2. A2 – man har alarm og automatisk start av reserve doseringsutstyr for klor

Kategori B :

1. B1 – man har nødstrømsaggregat
2. B2 – man har reserve doseringsutstyr for klor
3. B3 – man har ikke tilstrekkelig stort utjevningsvolum

Kategori C :

1. C1 – man har måleutstyr for ozon installert
2. C2 – man har ikke et lager med kritisk reserveutstyr for ozonanlegget
3. C3 – man har ingen rutiner for kontroll og kalibrering av måleutstyret

Beregnet / maksimal inaktivering = $4,0b + 4,0v + 0,34p$

Manglende A tiltak - $0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

A1 tiltak er ikke på plass

A2 tiltak er på plass $+ 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

Sum A tiltak - $0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$ = $- 0,2b - 0,2v - 0,02p$

Manglende B tiltak - $0,15 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

B1 tiltak er på plass $+ 0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

B2 tiltak er på plass $+ 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

B3 tiltak er ikke på plass

Sum B tiltak $0,00 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$ = $0,0b + 0,0v + 0,00p$

Manglende C tiltak - $0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

C1 tiltak er på plass $+ 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

C2 tiltak er ikke på plass

C3 tiltak er ikke på plass

Sum C tiltak - $0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$ = $- 0,2b - 0,2v - 0,02p$

Endelig beregnet inaktivering for ozon-anlegget blir da = $3,6b + 3,6v + 0,30p$

Dersom vi hadde sett bort fra *Cryptosporidium* og bare hadde fokusert på *Giardia*, ville inaktiveringen vært: $3,6b + 3,6v + 2,7p$.

4.10. UV bestråling

Desinfeksjon med UV må behandles noe annerledes enn med kjemiske desinfeksjonsmetoder.

4.10.1. UV-doser og inaktivering

I prinsippet gjelder de samme begrepene for konsentrasjon, kontakttid og Ct-verdi, som blir brukt for klor og ozon, også ved UV bestråling. 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)
 - Ekvivalent med konsentrasjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
- Stråletid, t (som angis i sekund)
 - Ekvivalent med effektiv kontakttid ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - Er avhengig av hydrauliske forhold (oppholdstidsfordeling), men er for ideell, turbulent stempelstrømning lik strålekammervolum dividert på vannføring (V/Q).
- UV-dose, D, som normalt angis med benevnning mWs/cm^2 (eller mJ/cm^2)
 - Ekvivalent med Ct-verdi ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - $D = I \cdot t$
 - $1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$

Når biodosimetrisk dose angis er imidlertid dosen bestemt indirekte ved å sammenholde målt log inaktivering av en testorganisme i den aktuelle UV-reaktoren med en laboratoriemålt dose-respons kurve for samme organismen (se nedenfor).

I Norge er situasjonen den at alle UV-aggregater som benyttes ved norske vannverk, har vært igjennom en typegodkjenning ved Folkehelseinstituttet. 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.

Veilederen til den norske drikkevannsforskriften angir følgende dosekriterier for UV bestråling:

- En dose på $> 30 \text{ mJ/cm}^2$ anses å være en hygienisk barriere ovenfor bakterier, virus og parasitter. Doseverdien (også kalt gjennomsnittsdosen) blir bestemt ved å beregne intensitet og teoretisk oppholdstid på ulike punkter i aggregatet slik at det oppnås punktdoser som integreres til en gjennomsnittsdose, jfr. eksisterende ordning i Norge.
- En dose på $> 40 \text{ mJ/cm}^2$ kreves dersom også bakteriesporer skal inaktiveres. Denne doseverdien refererer seg til målt verdi basert på biodosimetertest (validert etter østerrikske (ÖNORM), tyske (DVGW) eller amerikanske (USEPA) standarder.

I en biodosimeter-test sammenholdes den log-inaktivering som oppnås gjennom den aktuelle UV-reaktoren med en dose-respons kurve som er bestemt for den samme testorganismen under kontrollerte laboratorieforhold. Ved å gå inn på laboratoriekurven med den log-reduksjonen man oppnår i testreaktoren kan man så avlese den ekvivalente dosen UV-reaktoren har gitt (såkalt Reduksjons Ekvivalent Dose, RED). Den biodosimetriske testen består altså av en laboratoriedel for å bestemme dose-respons karakteristikken til testorganismen, og en fullskaladel der responsen i form av oppnådd inaktivering (log-reduksjon) av den doserte testorganismen måles under et definert sett av driftsforhold og eksperimentelle betingelser. Beskrivelse av biodosimeter-testen er nærmere beskrevet i ODP I (Norsk Vann rapport 147/2006) og i UV-veilederen (Norsk Vann rapport 164/2008).

Tidligere var dosekravet 16 mJ/cm^2 (også kalt veggdosen), og flere eldre eksisterende anlegg i Norge er godkjent etter dette dosekravet. Denne dosen var teoretisk beregnet etter en formel som tok utgangspunkt i målt intensitet på det dårligst belyste punktet på innsiden av aggregatveggen lengst bort fra lampene. I følge Folkehelseinstituttet har det vist seg at anleggene, som tidligere var godkjent for dose 16 mJ/cm^2 (veggdose), i praksis har en ytelse som ligger nær eller over 30 mJ/cm^2 som gjennomsnittsdose. Disse anleggene har derfor beholdt sin godkjenning i forhold til 30 mJ/cm^2 gjennomsnittsdose.

Tabell 4.8 (USEPA 2006) viser den minste UV-dose som USEPA tar utgangspunkt i for å bestemme dose-kravet for å inaktivere *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus. Nødvendig reduksjonsekvivalent dose (RED) finnes ved å multiplisere verdiene i tabell 4.8 med en valideringsfaktor større enn 1, noe som innebærer at dosekravet for det enkelte anlegg i praksis vil være høyere enn det som er angitt. For å benytte tabell 4.8 kreves det imidlertid en omfattende vurdering av biodosimeter dataene.

Tabell 4.8. Minste UV-dose (mJ/cm^2) for ulike log- inaktivering av *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus i henhold til amerikanske regler. (USEPA 2006).

Log-inaktivering								
	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
<i>Cryptosporidium</i>	1.6	2.5	3.9	5.8	8.5	12	15	22
<i>Giardia</i>	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	15	22
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

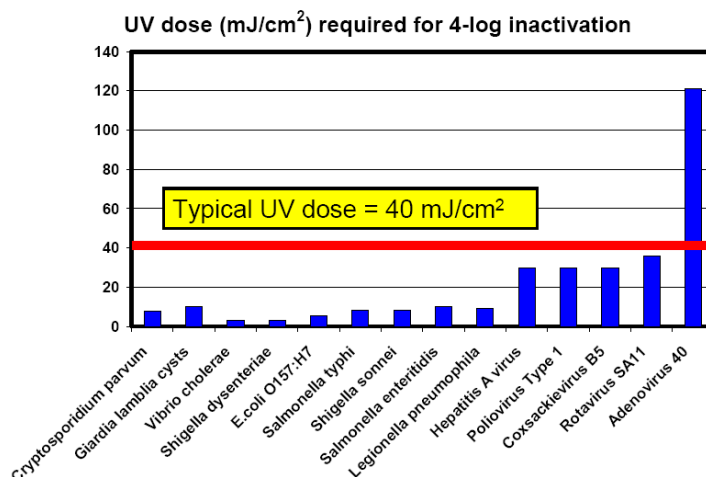
Tabell 4.8 viser at dosekravet for inaktivering av virus er svært høyt i USA, noe som skyldes at det er det svært UV resistente Adenovirus som er lagt til grunn for kravet i tabellene. Fra figur 4.14 (Templeton 2008), som angir anvendt dose for å nå 4 log inaktivering basert på laboratorieforsøk, ser man imidlertid at dosen er mye lavere for å inaktivere andre vanlig

forekommende virus enn Adenovirus, selv om dosen for å inaktivere virus generelt er vesentlig høyere enn for å inaktivere *Giardia*, *Cryptosporidium* og bakterier.

Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på dataene i figur 4.14 er forskningsresultater og derfor ikke inneholder noen sikkerhetsfaktorer slik som dataene i tabell 4.8. De kan derfor heller ikke sammenlignes med disse eller legges direkte til grunn for et dosekrav ved den angitte inaktivering. Figur 4.14 er kun vist for å illustrere forskjellen i nødvendige doser for å inaktivere Adenovirus og andre patogene virus, samt forskjellen mellom virus og vanlige patogene bakterier og parasitter.

I veiledningen til den norske drikkevannsforskriften har man angitt at en log inaktivering på $3b + 3v + 2p$ i vannbehandlingen er tilstrekkelig for å oppnå én hygienisk barriere. Samtidig har myndighetene godkjent anlegg dimensjonert for en dose på 30 mJ/cm^2 , noe som innebærer at myndighetene har ansett at anlegg dimensjonert for 30 mJ/cm^2 gir en log inaktivering på (minst) $3b + 3v + 2p$. Dersom man sammenligner dette med de amerikanske krav som framkommer fra tabell 4.8, samt den laboratoriebestemte, nødvendige dose for å oppnå 4 log inaktivering i figur 4.14, ser man imidlertid at en slik definering er konservativ for bakterier og parasitter (*Giardia* og *Cryptosporidium*). For virus er derimot en dose på 30 mJ/cm^2 for lav til å sikre 3 log inaktivering i henhold til tabell 4.8. Dette skyldes, som nevnt, at det er det svært UV resistente Adenovirus som legges til grunn for virus-kravet i USA.

For andre patogene virus som forekommer, er normalt en dose på 30 mJ/cm^2 tilnærmet tilstrekkelig til å oppnå 3 log inaktivering (figur 4.14). Folkehelseinstituttet i Norge har imidlertid ikke lagt Adenovirus til grunn og derfor synes det heller ikke riktig å gjøre det her.



Figur 4.14. Nødvendig UV-dose for å oppnå 4-log inaktivering av noen utvalgte typer mikroorganismer i laboratorieforsøk (Templeton, 2008).

Selv om det kunne være naturlig (ut fra amerikansk praksis) å redusere verdien som er angitt for log inaktivering av virus, har vi dels pga. Folkehelseinstituttets holdning og dels pga. det faktum at det er svært mange godkjente anlegg i Norge som er dimensjonerte for 30 mJ/cm^2 , valgt å kreditere UV anlegg godkjent basert på en teoretisk gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm^2 med en maksimal log inaktivering på $3b + 3v + 2p$. Pga. den gode inaktiveringseffektiviteten overfor parasitter kunne vi muligens her angitt 3 log for parasitter, men pga. det som er nevnt over om norsk praksis, gjør vi ikke det.

Når det gjelder anlegg basert på en biodosimetrisk bestemt dose på 40 mJ/cm^2 , bør krediteringen være høyere både pga. høyere dose og pga. en sikrere bestemmelse av dosen. Her synes vi dessuten det er riktig å belønne den gode inaktiveringseffekten overfor parasitter. Vi har derfor valgt å kreditere slike anlegg for en maksimal log inaktivering på $4b + 3,5v + 4p$.

Valgene av maksimal inaktiveringskreditt (se tabell 4.9) er altså gjort ut fra følgende grunner:

- Det finnes en rekke godkjente anlegg i Norge som er prosjektert for en teoretisk gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm²
- Ved kreditering av en teoretisk gjennomsnittsdose bør det legges inn en større sikkerhetsfaktor enn når man krediterer en biodosimetrisk bestemt dose.
- Siden UV er mindre effektivt overfor virus enn overfor bakterier og parasitter, bør dette gjenspeiles i krediteringen og spesielt bør UV-bestrålingens gode effektivitet overfor parasitter belønnes.

Det er et spørsmål hvordan man skal vurdere eldre UV anlegg som i Norge er godkjent med en veggdose på 16 mJ/cm². Ideelt burde disse valideres "on site" (på tilsvarende måte som en biodosimetrisk validering i laboratorium), og gis den log inaktiverings kreditt som denne valideringen resulterte i, slik man har praksis for i for eksempel USA. Det samme kunne man for så vidt også tenke seg at man gjorde for UV anlegg som er godkjent basert på en beregnet gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm². På denne måten kunne man da sette som et krav for at UV anlegg, gamle som nye, skulle kunne gis log inaktiverings kreditt avhengig av at det ble biodosimetrisk validert enten i laboratorium eller "on site". Nasjonalt folkehelseinstitutt har imidlertid uttalt at en praksis med "on site" biodosimetrisk validering er lite ønskelig i Norge da det vil være svært resurskrevende og kostbart (Norsk Vann rapport 164/2008). Siden det i tillegg også hevdes at en veggdose på 16 mJ/cm² i praksis har en ytelse som ligger nær eller over dose 30 mJ/cm² som gjennomsnittsdose (Norsk Vann rapport 164/2008), er det naturlig at gamle godkjente anlegg med veggdose på 16 mJ/cm² i utgangspunktet også krediteres en maksimal log inaktivering lik den som krediteres anlegg med gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm².

4.10.2. Bestemmelse av inaktiveringsgrad ved UV bestråling

Det forutsettes at anlegget installeres og drives i henhold til kravene/spesifikasjonene i den godkjenning/sertifisering som er gitt av godkjenningsmyndigheten og at anlegget er godkjent i henhold til den ordningen som gjelder. Et UV anlegg, avhengig av typen, forutsettes i denne veiledningen å ha en maksimal inaktiveringsgrad som er angitt i tabell 4.9 (se avsnitt 4.9.1 ovenfor for nærmere forklaring av bakgrunnen for tallene).

Tabell 4.9 Maksimal inaktiveringsgrad for godkjente UV anlegg med ulik dose.

40 mJ/cm ² bestemt biodosimetrisk	4b + 3,5v + 4p
30 mJ/cm ² som beregnet gjennomsnittsdose	3b + 3v + 2p
15-20 mJ/cm ² som veggdose	3b + 3v + 2p

Deretter tar man utgangspunkt i hovedkategoriene A, B, C og D (se under) for tiltak som er beskrevet i tabell 4.10, det vil si:

- A) Tiltak ved kortvarig bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget.
- B) Tiltak for å redusere risikoen for bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget.
- C) Andre dimensjonerende tiltak.
- D) Andre driftsmessige tiltak.

Hver av disse hovedkategoriene gis et maksimalt fratrekk i inaktiveringsgrad for manglende tiltak (se tabell 4.10) som i utgangspunktet ble gitt i henhold til tabell 4.9. Ettersom den maksimale inaktiveringsgraden er forskjellig for ulike typer av anlegg, angis fratrekket som prosent av maksimal inaktiveringsgrad.

Tabell 4.10. Fratrek i inaktiveringsgrad (i % av maksimal inaktiveringsgrad) for hoved kategorier av mulige tiltak (henholdsvis A, B, C og D), samt kreditt (i % av maksimal inaktiveringsgrad) for faktiske, gjennomførte tiltak (nummerert fra 1-7) innen hver kategori.

Tiltak	% av maksimal inaktiveringsgrad (tabell 4.9) ¹⁾
A) Tiltak ved kortvarig bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Automatisk stengning av all vannproduksjon. (Krever at det er tilstrekkelig med utjevningskapasitet/buffer volum i systemet)	10 %
2. Alarm og automatisk start av reserve desinfeksjon (for eksempel kloranlegg)	5 %
B) Tiltak for å redusere risikoen for bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	20 %
1. UPS installert	10 %
2. Nødstrømsaggregat installert	10 %
3. Dokumentasjon av god kvalitet på strømforsyningen	5 %
C) Andre dimensjonerende tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	30 %
1. Inndeling i reaktorer slik at man kan opprettholde full forsyning ved bortfall av en (for eksempel 2 reaktorer á 100% kapasitet, 3 reaktorer á 50% kapasitet, osv)	5 %
2. Separat vannmengdemåling for hver UV reaktor (For å sikre god hydraulisk kontroll)	10 %
3. Råvannskvalitet lagt til grunn ved dimensjonering (Basert på tilstrekkelig dokumentasjon til å avdekke evt. sesongvariasjoner)	5 %
4. Tilfredsstillende måleutstyr installert UV intensitet sensorer riktig plassert, UV transmisjonsmåler	5 %
5. Utjevningsvolum plassert etter UV-anlegg (Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning)	10 %
6. Reserve desinfeksjonsanlegg installert	5 %
D) Andre driftsmessige tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	30 %
1. Lager med kritisk reserveutstyr (Kvartsrør, lamper, o-ringer, viskere, viskerdrivverk, ballaster, ballastvifte, UV sensorer, referansesensor og evt. transmisjonsmåler)	5 %
2. Automatisk stans i all vannproduksjon i forbindelse med oppstart av UV aggregat. (Stans inntil full kapasitet er oppnådd, dvs. i henhold til tabell 4.11)	10 %
3. God dosekontroll (Basert på set-punkter UV intensitet, vannføring, evt. UV transmisjon og lamper i drift). (Empirisk ligning for doseberegning basert på UV intensitet, vannføring, evt. UV transmisjon og lampestatus)	10 %
4. Automatisk stans i all vannproduksjon hvis drift er utenfor valideringsområdet	10 %
5. Alarm hvis drift er utenfor valideringsområdet	5 %
6. Tilfredsstillende rutiner rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer (minimum månedlig kontroll/kalibrering med referansesensor, årlig kalibrering av referansesensor)	5 %
7. Driftsdokumentasjon i form av varighetskurver ²⁾	5 %

- 1) Summen av inaktiveringskreditt innen hver hovedkategori kan ikke overstige maksimalt fratrekk pga. manglende tiltak innen hovedkategorien.
- 2) Med varighetskurver menes kurver over beregnet dose som funksjon av % av tiden (Norsk Vann Rapport 164/2008). Slike varighetskurver kan være et godt hjelpemiddel for å vurdere driftstilstanden sannsynlighet for svikt i barrierefunksjonen.

For manglende A-tiltak (se tabell 4.10) skal det for eksempel maksimalt fratrekkes 10 % av maksimal inaktiveringsgrad, noe som betyr $0,4b + 0,35v + 0,4p$ for anlegg dimensjonert for 40 mJ/cm² og $0,3b + 0,3v + 0,2p$ for anlegg dimensjonert for 30 mJ/cm².

Deretter reduseres fratrekket (eller sagt på en annen måte, det gis log kreditt) i hver av hovedkategoriene avhengig av hvilke tiltak som faktisk er gjennomført innenfor de ulike hovedkategoriene på det aktuelle anlegget. Reduksjonen i fratrekk (dvs. log kreditt for gjennomførte tiltak) kan selvsagt ikke overskride verdiene for maksimalt fratrekk for manglende tiltak innen hver hovedkategori. Verdiene for maksimalt fratrekk i inaktiveringsgraden for hovedkategoriene av tiltak, samt verdier for redusert fratrekk på grunn av faktiske gjennomførte tiltak, er angitt i tabell 4.10 – begge i form av prosent av maksimal log inaktiveringskreditt. Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 4.10 (dvs. de som kommer til redusert fratrekk i log inaktivering) må også betraktes som maksimalverdier, slik at hvis deler av tiltaket gjennomføres oppnås kun en del av den angitte verdien. Det er åpenbart at det knytter seg usikkerhet til de angitte verdiene i tabell 4.10 og en viss grad av skjønn må utøves.

Summen av log inaktiveringskreditt for faktiske gjennomførte tiltak innen en hovedkategori kan ikke overskride det angitte fratrekket i log inaktiveringskreditt for manglende tiltak angitt for gjeldende hovedkategori. Likeledes kan ikke summen av netto fratrekk (dvs. fratrekk for en gitt hovedkategori av mulige tiltak samt tillegg for faktiske gjennomførte tiltak innen hovedkategorien) for alle hoved-kategoriene bli større enn den maksimale log kreditt anlegget er tilegnet i henhold til tabell 4.9.

Tabell 4.11. Nødvendig oppstartstid før full effekt etter at lampen har slukket (ref. pkt. D2 i tabell 4.10)

Type lampe	Kald Start ¹	Varm Start ²
LPHO	Totalt 4-7 minutter, hvorav 0-2 min til oppvarming, og 4-5 minutter til full effekt	Totalt 2-7 minutter, hvorav 0-2 min til oppvarming, og 2-5 minutter til full effekt
MP	Totalt 1-5 minutter, hvorav ingen oppvarming eller kjøling, men 1-5 minutter til full effekt ³	Totalt 4-10 minutter, hvorav 2-5 min til nedkjøling, og 2-5 minutter til full effekt ³

¹ Kaldstart/oppstart: Lampen har ikke vært i drift på en stund og har derfor blitt kald

² Varmstart/restart: Lampen har nettopp slukket og er fortsatt varm

³ 60 % av maksimal intensitet kan normalt oppnås etter ca. 3 minutter

Ved bruk av tabell 4.9 og 4.10 for å bestemme UV anleggets log inaktiveringskreditt skilles det ikke mellom en dimensjonerings- og en driftssituasjon. I en dimensjoneringsituasjon gis det log kreditt for planlagte tiltak innen for eksempel hovedkategori "D - Andre driftsmessige tiltak", mens det i en driftssituasjon gis log kreditt for faktisk gjennomførte og fungerende tiltak.

4.9.2.1 Eksempel

Et eksempel på anvendelse av tabell 4.9 og 4.10 til å beregne log inaktiveringskreditt for et UV anlegg er vist nedenfor. Vi antar at man har følgende UV anlegg:

LP UV anlegg med godkjent dose på 40 mJ/cm² validert biodosimetrisk etter ÖNORM med følgende utstyrs- og driftskaraktistika:

- Har utstyr for automatisk stengning av vannproduksjon ved bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget (ref. pkt. A1).
- Har ikke alarm (og start av reservedesinfeksjon) ved kortvarig bortfall av UV (ref. pkt. A2)
- Har ikke UPS installert (ref, pkt. B1)
- Har nødstrømsaggregat installert (ref. pkt. B2).
- Har ikke dokumentasjon på hvordan strømforsyningen til anlegget er (ref. pkt. B3)

- Er oppbygget med 3 reaktorer - hver med 50 % kapasitet (ref. pkt. C1)
- Har separat vannmengdemåler på hver reaktor (ref. pkt. C2)
- Er dimensjonert for råvannskvalitet (ref. pkt. C3)
- Er utstyrt med tilfredsstillende måleutstyr (ref. pkt. C4).
- Har rentvanns- /høydebasseng med volum for mer enn 12 timers forsyning (ref. pkt. C5).
- Har ikke reservedesinfeksjonsutstyr (ref. pkt. C6)
- Har lager med kritisk reserveutstyr (ref. pkt. D1).
- Har ikke utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen i forbindelse med oppstart av UV (ref. pkt. D2)
- Er utstyrt med god dosekontroll basert på set-punkter (ref. pkt. D3).
- Har ikke utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen ved drift utenfor valideringsområdet (ref. pkt. D4)
- Har alarm hvis drift er utenfor valideringsområdet (ref. pkt. D5).
- Har gode rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer (månedlig kalibrering med referansesensor og årlig kalibrering av referansesensor)(ref. pkt. D6).
- Har ikke driftsdokumentasjon i form av varighetskurver (ref. pkt. D7)

Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da som følger:

Maksimal inaktiveringsgrad (tabell 4.9) +[4,00b + 3,50v + 4,00p]

Manglende A tiltak (tabell 4.10) - 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

A1 tiltak (automatisk stengning) +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

A2 tiltak er ikke satt inn

Sum A tiltak 0,00 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,00b + 0,00v + 0,00p]

Manglende B tiltak (tabell 4.10) - 0,20 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

B1 tiltak (UPS) er ikke satt inn

B2 tiltak (nødstrøm) +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

B3 tiltak (strøm kval.) er ikke satt inn

Sum B tiltak - 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,40b + 0,35v + 0,40p]

Manglende C tiltak (tabell 4.10) - 0,30 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C1 tiltak (antall reaktorer) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C2 tiltak (hydraulisk kontroll) +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C3 tiltak (dim. for råvannskvalitet) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C4 tiltak (måleutstyr) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C5 tiltak (rentvannsbasseng) +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C6 tiltak ikke satt inn

Sum C tiltak + 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] + [0,00b + 0,00v + 0,00p]¹

Manglende D tiltak (tabell 4.10) - 0,30 · [1,5b + 1,5v + 1,5p]

D1 tiltak (reserveutstyr) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

D2 tiltak (stans) er ikke satt inn

D3 tiltak (dose kontroll) +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

D4 tiltak (stans) er ikke satt inn

D5 tiltak (alarm) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

D6 tiltak (sensor kontroll) +0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

D7 tiltak (varighetskurver) har ikke

Sum D tiltak - 0,05 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,2 + 0,18v + 0,2p]

Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da = 3,4b + 3,0v + 3,4p

¹ Summen av log inaktiveringskreditt for faktiske gjennomførte tiltak innen en hovedkategori kan ikke overskride det angitte fratrekket i log inaktiveringskreditt for manglende tiltak angitt for gjeldene hovedkategori.

5. Utprøving av prosedyre og verktøykasse på utvalgte norske og svenske vannverk

5.1. Gjennomføring

For å vinne erfaring med den prosedyre og verktøykasse som her er foreslått, ble det gjennomført en utprøving av anbefalingene som er gjort i denne rapporten ved noen norske og svenske vannverk. Erfaringene er blitt benyttet som grunnlag for GDP-veiledningen.

Følgende 8 anlegg ble utvalgt som "testanlegg":

- Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg, Trondheim
- Langevatn vannbehandlingsanlegg, Stavanger
- Aurevann vannbehandlingsanlegg, Bærum
- Fremo vannverk, Klæbu
- Vombverket, Lund
- Ringsjöverket, Eslöv
- Kåsjöverket, Partille
- Lackarebäckverket, Göteborg

Det ble først tatt kontakt med vannverkene for å få svar på spørsmål angående grunnlagsdata og etter noe bearbeiding, ble det foretatt besøk ved vannverkene for å få utfyllende informasjon. Mye av den informasjon som ligger til grunn for behandlingen her kom fram muntlig i disse møtene og det er derfor ikke gjort spesiell referanse til disse i det følgende.

Det er likevel slik at datagrunnlaget er mangelfullt og for enkelte av anleggene svært mangelfullt. Det har derfor i noen tilfeller vært nødvendig å gjøre enkelte antagelser for å få fram de viktigste sidene ved bruk av prosedyren. Det ble gjort en vurdering av Kalleberg (Kalleberg, 2008) i hans MSc-oppgave av den prosedyre som ble foreslått i ODP I. Opplysningene om det enkelte anlegg er innhentet fra vannverkseierne. I arbeidet med rapporten har vi innhentet ytterligere opplysninger fra vannverkseierne.

I det følgende skal vi analysere disse anleggene ut fra det datagrunnlag som har vært tilgjengelig og gjennomgå anlegget etter den reviderte prosedyren som er foreslått i denne rapporten (ODP II) og som vil ligge til grunn for GDP-veiledningen.

5.2. Vikelvdalen vannverk i Trondheim

Vikelvdalen vannverk (VIVA) benytter Jonsvatnet utenfor Trondheim som kilde og leverer vann fra Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg til Trondheim kommune og Malvik kommune, totalt 170.000 pe. Årlig produseres ca 22 millioner m³ vann. Jonsvatnet er den største innsjøen i Trondheim kommune og vannet har meget lang teoretisk oppholdstid (over 10 år). Vanninntaket er på 50 meters dyp.

5.2.1. Tilstandsbeskrivelse

5.2.1.1. Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Jonsvatnet ligger ca 10 km fra Trondheim sentrum. I nedslagsfeltet er det flere gårdsbruk, boliger, hytter og veier. Området er klausulert fra 1967, men det arbeides med å gjøre avtale med 55 eiere av landbrukseiendommer rundt vannkilden med sikte på å begrense forurenset avrenning fra virksomhet i landbruket. Blant annet er det utarbeidet et sonekart for

hvor det kan gå beitedyr og ikke (15 meter fra bekk og 20 meter fra vannet). Det er også utarbeidet kart over soner der det ikke er tillatt å spre husdyrgjødsel. De fleste av sonene har restriksjoner både mht. beiting og spredning av husdyrgjødsel. Det var lett å oppnå enighet med grunneierne om sonenes avgrensning, men forhandlingene knyttet til erstatning for ervervede rettigheter trakk i langdrag. Det er nå enighet med de fleste av grunneierne om at erstatningene fastsettes ved et avtaleskjønn.

I området er det ca 120 melkekyr og mer perifert, i de sørlige delene av nedslagsfeltet, et par tusen sauer fra Klæbu og Malvik. Det spores forurensning fra melkekyr i vannkilden. Det er også flere mindre avløpsanlegg i området. Utslipp fra disse tillates under forutsetning av at innholdet av bakterier reduseres med 99,9 %. Det gjennomføres et program for å hindre forurensning fra bebyggelse. For å hindre at spillvann går i overløp er det gjennomført en omfattende analyse av ledningen som fører spillvann fra den lovlige bebyggelsen ut av nedslagsfeltet. Takvann, drensvann og annet overflatevann som var feilaktig koblet til spillvannsledningen, er nå tatt av denne og ledet til utslipp i naturen. Pumpeledninger fra pumpestasjonene i området pluggkjøres rutinemessig for å sikre at nødvendig kapasitet i ledningen opprettholdes. Det er installert alarmer på overløp og tanker, og det foretas hyppig oppsyn med transportsystemet for spillvann.

Tre bekker overvåkes med prøvetaking ca hver 14. dag. Dette gir mye informasjon om tilførselen av forurensning til kilden, særlig etter nedbørepisoder. Det skal bygges fangdammer/konstruerte våtmarker i 4 bekker for å styrke barriereeffekten. Disse bekkene drenerer fra landbrukspåvirkede områder og antas å tilføre vesentlige bidrag av tarmbakteriene til Jonsvatnet.

I tillegg er det utarbeidet en lokal forskrift etter drikkevannsforskriftens § 4 som vil gi restriksjoner mht. hva allmennheten kan foreta seg i nedslagsfeltet. Dette omfatter blant annet restriksjoner med bading, brettseiling, dykking, leirslagning, hesteriding, hundehold mm. Forskriften er godkjent av politikerne i Trondheim, og er nå til behandling hos Mattilsynet sentralt. Det blir stadig mer populært med hest i området. I den forbindelse er det satt krav til at hesteinnhegninger skal være minimum 50 meter fra vannkanten.

5.2.1.2 Råvannskvalitet

Råvannsdata fra 2005, 2006, 2007 er bearbeidet og sammenstilt i tabell 5.1. Tabellen viser funn både av *E. coli* og *Clostridium perfringens*.

Tabell 5.1. Råvannsdata, VIVA, Trondheim

År	Indikator	Antall prøver	Ant. positive	% positive	Middelverdi antall/100 ml	Høyeste verdi reg. ant/100ml
2005	<i>E. coli</i>	51	8	15,7	0,18	3
	<i>Clostridium perfringens</i>	51	11	21,6	0,24	2
2006	<i>E. coli</i>	52	13	25,0	1,10	14
	<i>Clostridium perfringens</i>	6	2	33,3	0,67	3
2007	<i>E. coli</i>	52	3	5,8	0,06	1
	<i>Clostridium perfringens</i>	9	3	33,3	0,33	1
2008 ¹	<i>E. coli</i>	45	2	4,4	0,04	1
	<i>Clostridium perfringens</i>	10	2	20	0,2	1

¹Per november 2008

Kommunen har et rutineprogram for analyse av parasitter og dessuten gjennomføres det, i samarbeid med SINTEF, en risikobasert kartlegging av parasitter. Dette gjøres gjennom et prøveprogram hvor prøver tas i perioder da man mest venter å finne parasitter. SINTEF testet ulike prøvemethoder på høst/vinter 2006 til 2008, og fant under disse testene i januar

2007, funn på opp til 10 cyster per 10 liter. Kommunens rutineprøver i løpet av 2007 og 2008 (35 prøver per november i 2008) har imidlertid hittil ikke gitt positive prøver verken på *Giardia* eller *Cryptosporidium*. Siden januar 2007 er det blitt tatt ut prøver à 20 l hver uke.

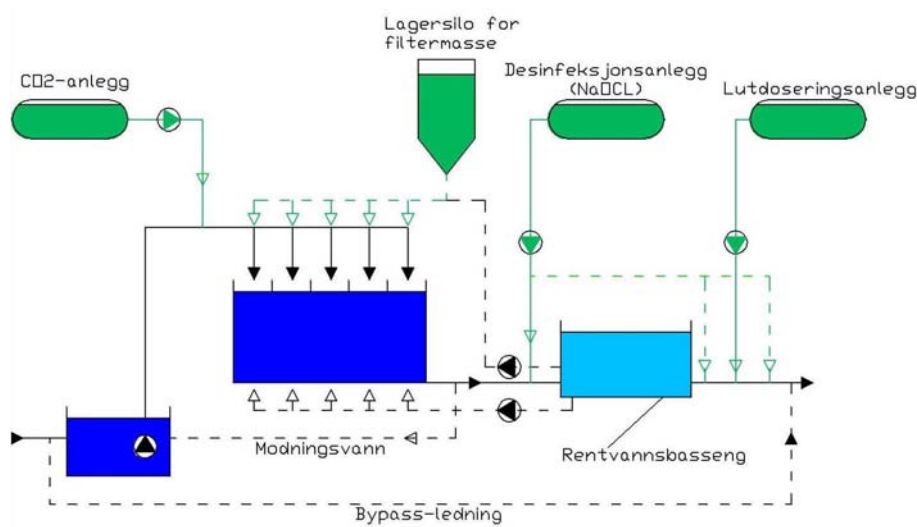
Temperaturen på råvannet kan komme ned i 2°C på det laveste. Kontinuerlig måling av temperatur og turbiditet benyttes for overvåkning av råvannskvalitet. Dersom temperaturen endres med mer enn 0,1°C i timen, indikerer dette at vannmassene vipper. Hurtig endring i turbiditeten indikerer at det er mye avrenning som resultat av nedbør. I begge disse tilfellene tas det ekstra prøver hver 6. time.

5.2.1.3 Vannbehandling

På VIVA tilsettes vannet CO₂ før det filtreres gjennom et 3,5 m dypt marmorfilter for korrosjonskontroll. Filterhastigheten er ca 7,5 m/h ved Q_{max} og pH økes til ca 8,1. Etter marmorfilteret desinfiseres vannet med natriumhypokloritt fra elektrolyseanlegg med en dosering ca 0,5-0,7 mg Cl₂/l. Klorert vann føres inn i et rentvannsbasseng på 950 m³ der den teoretiske oppholdstiden er oppgitt til 12 min ved Q_{max} på 1,4 m³/s.

Etter vannbehandlingsanlegget er det en overføringstunnel som benyttes til klorkontakt i tillegg til det klorkontaktbassenget man har på vannverket for å tilfredsstille kravet om restklor etter 30 minutt oppholdstid. Restklorkonsentrasjoner etter 30 min. måles ved at vann tas ut tidlig i rentvannsbassengene og føres gjennom et rørsøyfe med konstant vannføring som skal gi en oppholdstid på 25 minutter. Restklormålingen tas etter totalt 30 minutter.

Filtrene har en spylesyklus på ca 1 måned. Det spyles da med klorert rentvann. Modningsvannet i de første 20 min etter filterspyling føres tilbake til råvannskanal.



Figur 5.1. Flytskjema for vannbehandlingsanlegget ved VIVA

Et UV-anlegg er satt i drift i februar 2009, dimensjonert på grunnlag av råvannskvalitet og biodosimetri.

Det utføres for tiden forsøk i samarbeid med SINTEF med koagulering/direktefiltrering i 3-media filter (antrasitt, sand og marmor) etter den såkalte Moldeprosessen og med ozonering/biofiltrering med marmorfilter som kombinert biofilter og karbonatiseringsfilter. Basert på disse resultatene vurderer nå kommunen å bygge om marmorfiltrene til tre-media filter og å etablere koagulering. Endelig beslutning om en slik ombygging er enda ikke foretatt.

5.2.1.4 Rentvannskvalitet

Nettprøver fra 2006 viste ingen funn av *E. coli* (444 prøver) eller intestinale enterokokker (90 prøver). Derimot ble det påvist koliforme bakterier i 4 av 444 prøver (0,9 %) og *Clostridium perfringens* i 3 av 88 prøver (3,4 %). 8 av 376 prøver viste turbiditet over 4 FNU.

Nettprøver fra 2007 viste ingen funn av *E. coli* (452 prøver), *Clostridium perfringens* (90 prøver) eller intestinale enterokokker (91 prøver). Derimot ble det påvist koliforme bakterier i 2 av 452 prøver (0,4 %). 1 av 397 prøver viste turbiditet over 4 FNU.

5.2.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

Vi skal i det følgende gjennomgå vannverket etter GDP-veiledningens prosedyrer til bestemmelse av god vannkvalitet.

5.2.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Den høyest registrerte *E. coli*-verdien i 2005/2006/2007/2008 er 14/100 ml dvs. >10/100ml og den høyest registrerte *Clostridium perfringens* verdi er 3/100 ml. Det betyr at vannkilden er ganske belastet med fekal forurensning og at et kartleggingsprogram med risikobasert prøvetaking må gjennomføres i henhold til GDP-veiledningen. Vannverket har gjennomført risikobasert prøveprogram i 2007 og 2008 rettet mot parasitter selv om dette ikke er helt i overensstemmelse med GDP-veiledningens forslag til risikobasert prøveprogram

Grunnlaget for parasittbestemmelser er svakt, men ser vi på prøver tatt i 2007 og 2008 var situasjonen den at det i forbindelse med SINTEF's uttesting av metode for prøvetaking mhp parasitter ble registrert både *Cryptosporidium* og *Giardia* i råvannet. I SINTEF's undersøkelse ble det på det høyeste (januar 2007) målt 7 *Giardia*/10 l og 10 *Giardia*+*Crypto*/10 l. Vi har ikke middelkonsentrasjonsdata og heller ikke full oversikt over hvor mange målinger som er gjort.

Kommunens rutineprøver i løpet av 2007 og 2008 (35 prøver i 2008) har imidlertid hittil ikke gitt positive prøver verken på *Giardia* eller *Cryptosporidium*. Siden januar 2007 er det blitt tatt ut prøver å 20 l hver uke. Dette skulle tilsi et ganske lavt parasitt-innhold. Vi legger oss likevel på "føre var" linjen og tar maksimalmålingen (0,1 parasitter/100 ml) som utgangspunkt for vannkvalitetsbestemmelsen. Dette betyr at kvalitetsnivået på råvannskilden faller i kategori Da.

5.2.2.2 Barrierehøyde

Vannverket leverer vann til 170.000 personer og faller derfor i vannverksstørrelse 3. Kvalitetsnivå Da gir barrierehøyde: 6b + 6v + 4p

5.2.2.3 Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde

Det er allerede satt inn barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde. Disse er med å danne grunnlaget for det kvalitetsnivå vannkilden ligger på ved tidspunktet for kvalitetsbestemmelsen. Det er kun for ytterligere tiltak man kan få log-kreditt.

Historisk rutineprøvetaking i 2006 viser at 25 % av prøvene på *E. coli* var positive. Dette indikerer at råvannet er påvirket av fersk fekal forurensning og kilden kan derfor anses å ha et forbedringspotensial, slik at gjennomføring av ytterligere tiltak vil kunne antas å ha positiv effekt på vannkvaliteten.

To slike tiltak som planlegges igangsatt er:

- Bygging av fangdammer/konstruerte våtmarker i 4 bekker for å styrke barriereeffekten.
- Innføring av en forskrift etter drikkevannsforskriftens § 4 som vil gi restriksjoner ovenfor hva allmennheten kan foreta seg i nedslagsfeltet.

I GDP-veiledningen har man spesifisert log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde og de to nye tiltakene som er angitt over vil kunne gi følgende log-kreditt:

1. For bygging av fangdammer/våtmarker (anslag)	0,50b + 0,50v + 0,25p
2. For innføring av klausuleringsforskrift	0,75b + 0,75v + 0,50p
Totalt.....	1,25b + 1,25v + 0,75p

5.2.2.4 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

Trondheim kommune benytter kontinuerlig overvåkning av temperatur og turbiditet i råvannet. Overskridelse av grenseverdi er imidlertid ikke knyttet til aksjon, for eksempel avstenging av råvannstilførsel eller annet. Den kontinuerlige overvåkningen vil imidlertid i seg selv gi en viss forbedring av beredskapen og GDP-veiledningen gir derfor en log-kreditt på 0,25b + 0,25v + 0,25p.

Trondheim kommune har innført et prøveprogram for råvann som tilsvarer det man har for risikobasert prøveprogram i GDP-veiledningen. For et slikt forbedret overvåkning kan det i henhold til GDP-veiledningen gis en log-kreditt på 0,5b + 0,5v + 0,5p.

Totalt er potensialet for log-kreditt for overvåkning ved Vikelvdalen vannverk: 0,75b + 0,75v + 0,75p. Summen for tiltak i nedslagsfelt og kilde og for overvåkning blir: 2,0 b + 2,0 v + 1,5 p, dvs. mindre enn 3,0b + 3,0v + 2,0p, som er det maksimale som kan gis (OK).

5.2.2.5 Log-kreditt for vannbehandling før sluttdeinfeksjon

Dagens vannbehandling ved Vikelvdalen vannverk er svært beskjeden; filtrering gjennom marmorfilter etterfulgt av klorering som sluttdeinfeksjon.

Filterhastigheten i marmorfilteret er tilnærmet lik 7,5 m/h ved Q_{max} , og dermed kan dette, i henhold til GDP-veiledningen, gis en log-kreditt tilsvarende et hurtigsandfilter uten koagulering, dvs. 0,5b + 0,25v + 0,5p. Det er ingen særskilte overvåkningstiltak som kvalifiserer for log-kreditt for overvåkning i dagens anlegg som gir grunnlag for log-kreditt

5.2.2.6 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen bestemmes så ved subtraksjon:

Barrierehøyde	6,00b + 6,00v + 4,00p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	1,25b + 1,25v + 0,75p
- Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet	0,75b + 0,75v + 0,75p
- Log-kreditt for vannbehandling	0,50b + 0,25v + 0,50p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	3,50b + 3,75v + 2,00p

Dette betyr at sluttdeinfeksjonssteget må klare en inaktiveringsgrad på minst 3,5 log mht. bakterier, 3,75 log mht. virus og 2,0 log mht. parasitter. I det følgende skal vi gjennom en Ct-beregning analysere hva dagens kloreringsanlegg kan klare.

5.2.2.7 Beregning av forventet log-reduksjon ved dagens kloreringsanlegg ved VIVA

Log-kreditt for kloreringen beregnes etter foreslått verktøykasse (se kap. 4). Det forutsettes at kloranlegget ikke har mangler som skulle tilsi "kreditt-fratrekk" (se kap. 4.9) i forhold til den inaktiveringsgrad som bestemmes gjennom Ct-beregningen.

Ettersom Jonsvannet er en mellomstor innsjø, settes dimensjonerende temperatur til 4°C selv om det unntaksvis er registrert temperaturer ned mot 2°C. Dimensjonerende pH settes til over 8, da pH etter marmorfilteret er 8,1.

Dimensjonerende Ct-verdier er da på 2,0 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier og 8 mg min/l for 3 log inaktivering av virus. Klorering gir så lav inaktivering av parasitter at det kan sees bort fra dette her.

Utformingen av rentvannsbassenget (inkludert tunnel) tilsier en rimelig god grad av stempelstrøm, slik at forholdet t_{10}/T settes til 0,7. Dette gir $t_{\text{eff}} = 0,7 \cdot 30 \text{ min} = 21 \text{ min}$.

TOC-innholdet i vannet som kloreres er i middel 3 mg TOC/l og klordoseringen er 0,5 – 0,7 mg Cl_2 /l. Vi tar her utgangspunkt i 0,6 mg Cl_2 /l som typisk dose. Dette gir:

$$\begin{aligned} \text{Intialforbruk, IF : } & 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,08 \cdot C_{\text{Dose}} / \text{TOC} - 0,12 \\ & 0,06 \cdot 3,0 + 0,36 \cdot 0,6 + 0,08 \cdot 0,6 / 3,0 - 0,12 = 0,29 \text{ mg } \text{Cl}_2 / \text{l} \end{aligned}$$

Dette gir $C_i = 0,6 - 0,29 = 0,31 \text{ mg } \text{Cl}_2 / \text{l}$

$$\begin{aligned} \text{Nedbrytningskonstant, k: } & 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,029 \\ & 0,013 \cdot 3,0 - 0,040 \cdot 0,31 - 0,010 \cdot 0,31 / 3,0 + 0,029 = 0,054 \end{aligned}$$

Ettersom vi i dette tilfellet kjenner doseringen og har kunnet beregne C_i og at vi også kjenner restkonsentrasjonen som man har registrert ved denne doseringen, nemlig 0,05 mg Cl_2 /l etter 30 min (dvs. 21 min effektiv oppholdstid), kan vi få en sikrere bestemmelse av k ved:

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/21 \cdot \ln (0,05/0,31) = -1/21 \cdot (-) 1,82 = 0,087$$

Vi skal derfor velge å bruke denne nedbrytningskonstanten i Ct-beregningene.

Ct-beregning

t_{eff} er bestemt til 30 min $\cdot 0,7 = 21 \text{ min}$ og vi forutsetter at anlegget drives slik at restklorkonsentrasjonen er 0,05 etter 30 min (dvs. etter 21 effektive minutter).

Ct-beregning basert på utløpskonsentrasjonen og nedbrytningskonstanten
 $Ct = (C_u/k)(e^{k \cdot t} - 1)$, dvs. $Ct = (0,05/0,087)(e^{0,087 \cdot 21} - 1) = 3,00 \text{ mg l /min}$.

Kontroll:

Ct-beregning basert på initialkonsentrasjonen og restklorkonsentrasjonen:
 $Ct = (C_0/k)(1 - e^{-k \cdot t}) = (0,31/0,087)(1 - e^{-0,087 \cdot 21}) = 3,00 \text{ mg/min/l}$

Vi ser altså at Ct-verdien med denne beregningsmåten blir i dette tilfellet dobbelt så stor som om man hadde benyttet restkonsentrasjon etter midlere oppholdstid ($Ct = 0,05 \cdot 30 = 1,5 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$) slik Veiledningen til Drikkevannsforskriften legger opp til

For å beregne maksimal grad av inaktivering benyttes følgende formel (se tabell 4.1):

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Forventet inaktivering bakterier : $\log IA_{\text{bakt}} = 3 \cdot 3,0/2 = 4,5 \text{ dvs. } > 3,5$
 Forventet inaktivering virus : $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 3,0/8 = 1,125 \text{ dvs. } < 3.75$
 Forventet inaktivering parasitter : ~ 0 , dvs. $< 2,0$

Vi forutsetter her at tilfredsstillende sikkerhetstiltak knyttet til doseringsutstyret for klor er på plass (se tabell 4.7) og at det derfor ikke kommer noe til fratrekk i inaktiveringsgraden.

Dette betyr at man med den nåværende klorering har tilfredsstillende barriereeffekt overfor bakterier men det mangler $3,75 - 1,125 = 2,625 \text{ log mht. virus}$ og $2,0 \text{ log mht. parasitter}$.

5.2.3. Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen

Man er i ferd med å etablere UV-desinfeksjon ved Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg. Dette vil maksimalt gi en inaktiveringsgrad på $4b + 3,5v + 4v$ forutsatt at manglende sikkerhetstiltak ikke fører til fratrekk (se tabell 4.10) – noe vi forutsetter ettersom dette er et nytt anlegg.

Det betyr at anlegget vil ha tilfredsstillende hygieniske barrierer når UV-anlegget kommer på plass. Dersom man i tillegg etablerer koagulering/filtrering etter Moldeprosessen slik man vurderer, vil man få en ekstra god barrieresituasjon.

5.3. Aurevann vannverk, Bærum

Aurevann vannverk ligger øverst i Lommedalen og behandler vann fra fire humusholdige overflatevann i direkte tilknytning; Trehørningen, Byvatnet, Småvann og Aurevann. Ca 65.000 personer i Bærum forsynes av vannverket som sto ferdig i 1999.

5.3.1. Tilstandsbeskrivelse

5.3.1.1 Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Nedslagsfeltet befinner seg vest i Nordmarka, og er en del av rekreasjonsområdet der. Det påpekes imidlertid av vannverkseier at det er lite rekreasjon i denne delen av Nordmarka. Nedbørfeltet har vegetasjon i form av gran, furu etc. helt ned til vannkanten. Det er mye skog i nedslagsfeltet, og noe skogsdrift foregår. Det er verken industri eller jordbruk i nedslagsfeltet og heller ingen beitedyr eller kloakkanlegg. Det er veg langs noen av vannene, men her er det satt opp bom slik at de eneste som kjører her er de to familiene som holder til innerst i feltet, folk med skogeiers tillatelse og vannverkets egne folk.

For å få inntrykk av hva som tilføres kilden er det satt opp 12 målestasjoner ved bekker, der det tas prøver 4 ganger i året. En av disse bekkene har direkte tilknytning til området der avløpsanlegg fra bebyggelse befinner seg.

Vannverkseier fører tilsyn med kilden 3 ganger i uken sommerstid (mai tom. september), og én gang i uken vinterstid. Tilsynet innebærer blant annet inspeksjon for å se om det er døde dyr i kilden og om noen har slått leir i nedslagsfeltet.

Inntaket i Aurevann ligger på 13 meters dyp og det gir utslag i høye temperaturer sommerstid (maks: 18°C). De høye temperaturene indikerer fullsirkulasjon, noe som gjenspeiles i stadige funn av *E. coli* og koliforme bakterier sommer og høst. Den laveste temperatur de siste tre år var 1,5°C.

Nedslagsfeltet er klausulert og det er restriksjoner på bruken av det. Disse bestemmelsene er ikke endret de tre siste årene.

Et problem som opptrer på høsten er at en bekk som renner til Aurevann kortslutter med inntaket på grunn av omrøringen av kilden i høstsirkulasjonen. Vannverkseier vurderer det slik at nedslagsfelt og kilde fungerer som en akseptabel hygienisk barriere deler av året, mens den er dårlig om høsten.

5.3.1.2 Råvannskvalitet

Analyser av råvannet (gjennomført av akkreditert laboratorium) viser forekomst av *E. coli* (NS-EN ISO 9308) og *Clostridium perfringens* i løpet av de siste 4 år (se tabell 5.2).

Tabell 5.2. Registreringer av *E. coli* og *Clostridium perfringens* i 2005-2008 i råvann til Aurevann vannverk

	<i>E. coli</i> , antall/100 ml				<i>Clostridium</i> antall/100 ml			
	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008
Antall prøver	12	13	8	12	11	13	11	11
Antall prøver med indikator registrert	5	6	2	9	4	3	1	1
% av prøver med EC>10/100ml eller CP>3/100ml	42	46	25	75	36	23	9	9
Høyeste forekomst av indikator	32	80	9	172	1	3	1	2
Midlere forekomst av indikator	7	15	0,8	30	0,3	0,5	0,1	0,2

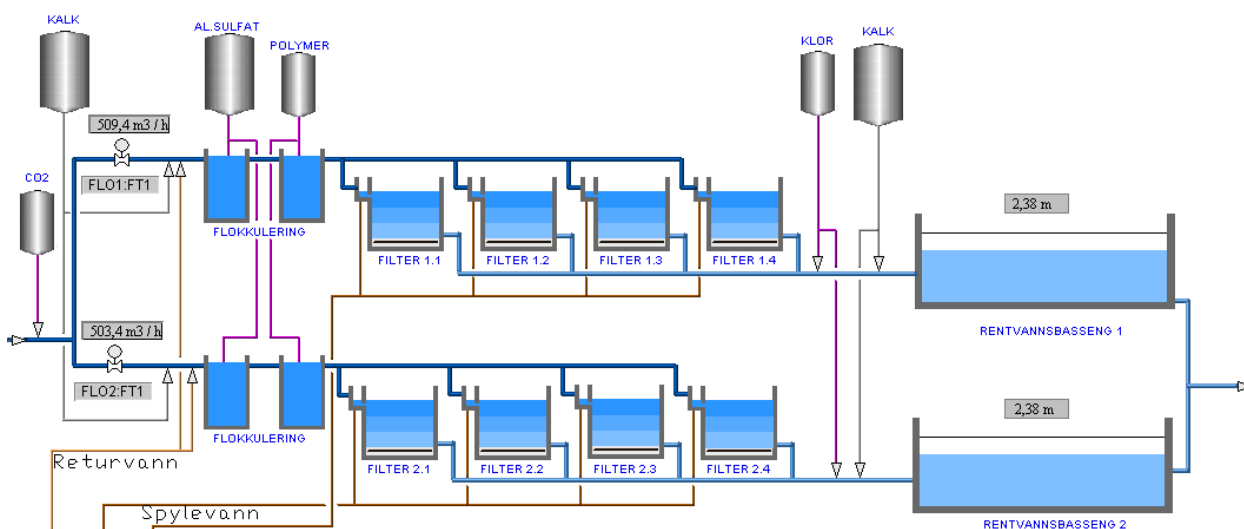
Vannverket gjør selv analyser av *E. coli* med Colilert-metoden med betydelig hyppigere frekvens. I perioden 2005-2008 viser disse analysene midlere *E. coli* funn på 2,6 – 3,1 *E. coli*/100 ml og maksimumsverdier på 25-32 *E. coli*/100 ml.

Det er i 2008 tatt parasittprøver den siste mandagen i hver måned. Det ble også tatt 3 prøver i 2007. På tross av at det tas 100 l prøve som filtreres før bestemmelse (Filtramax fra IDEXX) var ingen av prøvene var positive selv om flere av prøvene er tatt i nedbørstid.

Råvannskvaliteten overvåkes gjennom on-line måling av fargetall og turbiditet. Disse målerne kontrolleres og rengjøres hver tredje uke. Ekstra prøver for *E. coli* bestemmelse med Colilert-metoden tas ved sterk nedbør.

5.3.1.3 Vannbehandling

Flytskjema for anlegget er vist i figur 5.2. Råvannet tilsettes først CO₂ og hydratkalk for alkalisering og pH-justering. Deretter tilsettes aluminiumssulfat og polymer for koagulering/flokkulering før det føres til 3-media filtre, bestående av 2 lag med plastkuler med ulik størrelse samt et lag med sand. Hvert av lagene er 60 cm tykke. Etter filtreringen tilsettes klor og kalk mer eller mindre samtidig (avstand mellom doseringspunktene er ca 50 cm på en DN700-ledning). Anlegget har to separate linjer med fire filter i hver linje. Filtrene spyles med ubehandlet råvann ca hver 16. time. Returvann fra slambehandlingen og



Figur 5.2. Flytskjema for vannbehandlingsanlegg, Aurevann vannverk.

modningsvann ledes tilbake til linje 1. Filterdriften (spesielt koagulerings-pH) overvåkes gjennom ulike tiltak og det er on-line måling av turbiditet ut fra hvert filter med alarm. Klor tilsettes med en dose på 0,66 mg/l. Ut fra filtrene har vannet en pH på ca 6, men etter kalktilsetningen økes denne til pH 7,5 - 8.

Etter klor og kalktilsetning samles linjene og vannet ledes over en luftbalkong før det går videre til rentvannsbassengene. Dette er to råsprenge tunneler på ca 7.500 m³ og lengde på ca 500 m. Analyser av restklorkonsentrasjon gjøres ved å tappe vann fra et rør som går 50 m inn i rentvann-bassengene. Dette arrangementet vil gi 30 min oppholdstid ved 3.500 m³/time, men ved normal drift (ca 1.500 m³/time) gir dette en oppholdstid på ca 1 time. Det skal her påpekes at et slikt rør vil gi en bedre oppholdstidsfordeling enn det som faktisk vil forekomme i anlegget. Det tas også sanntidsmålinger av restklor etter luftbalkongen.

5.3.1.4 Rentvannskvalitet

Prøver tatt 50 meter inn i rentvannsbasseng 1 viste i 2008 ingen funn av *E. coli* eller koliforme bakterier eller *Clostridium perfringens*, noe som skulle tyde på god barriereeffekt i anlegget (57 prøver). Målinger av turbiditet i rentvannsbassengene varierte i 2007 mellom 0,04 og 0,21 FNU.

5.3.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

Vannverket leverer vann til ca 65.000 personer, dette gir vannverksstørrelse 3 (> 10.000 p).

5.3.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Det er klart av den historiske registreringen at det i løpet av den siste tre-årsperioden er registrert > 10 *E. coli* og ≥ 3 *Clostridium perfringens*. Det betyr at et risikobasert prøveprogram ville måtte gjennomføres. I mangel at dette, benyttes data fra de historiske rutineanalysene samt fra et prøveprogram rettet mot parasitter som er gjennomført i 2008.

Det er ikke funnet parasitter i kilden gjennom vel ett års prøveprogram (med prøvevolum på 100 l). Dette skulle tilsi kvalitetsnivå Cc. Men ettersom man i både i 2006 og 2008 registrerte > 10 *E. coli*/100 ml i middel og man både i 2005, 2006, 2007 og 2008 registrerte > 10 *E. coli*/100 ml i mer enn 1/6 (16,7 %) av prøvene, faller vannverket ned på kvalitetsnivå Da.

5.3.2.2 Barrierekvalitet

Med vannverksstørrelse > 10.000 pe og kvalitetsnivå Da, blir barrierekvaliteten 6b+6b + 4p.

5.3.2.3 Log-kreditt for nedslagsfelt og kilde

Det er ikke planlagt nye barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde, og det gis dermed ikke noe log-kreditt for barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde.

5.3.2.4 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

Vannverket har kontinuerlig overvåkning av turbiditet og fargetall on-line på råvannet, men det er ikke koplet spesielle aksjoner til overskridelse av grenseverdi. Derfor får man bare 0,25b + 0,25v + 0,25p i kreditt for dette tiltaket. Det er også overvåkning av blågrønnalgen *Anabaena Lemmermani* i kilden – som er geosmin-produserende, men ikke toxin-produserende. Ettersom dette ikke er en indikator på patogen forurensning, gis det ikke kreditt for denne overvåkingen.

5.3.2.5 Log-kreditt for vannbehandling før slutt desinfeksjonen

Koagulering/direkte sandfiltrering kan maksimalt gis log-kreditt på 3b + 3v + 2p forutsatt at turbiditeten er < 0,1 NTU i 90 % av tiden og fargefjerningen er > 70 % i mer enn 90 % av tiden. Dette forutsetter god overvåkning av driften av vannbehandlingsanlegget og av

rentvannskvalitet - slik det er tilfellet ved Aurevann. Det gis derfor følgende log-kreditt for vannbehandling og overvåkning av denne: $3b + 3v + 2p$.

5.3.2.6 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen bestemmes så ved subtraksjon:

Barrierehøyde	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	$0,00b + 0,00v + 0,00p$
- Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet	$0,25b + 0,25v + 0,25p$
- Log-kreditt for vannbehandling inkl overvåkning	<u>$3,00b + 3,00v + 2,00p$</u>
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	$2,75b + 2,75v + 1,75p$

Dette betyr at sluttdeinfeksjonssteget må klare en inaktiveringsgrad på minst 2,75 log mht. bakterier, 2,75 log mht. virus og 1,75 log mht. parasitter. Dagens sluttdeinfeksjon basert på klorering klarer neppe dette. Det skal analyseres gjennom en Ct beregning av dagens kloreringsanlegg.

5.3.2.7 Beregning av forventet log-reduksjon ved dagens kloreringsanlegg ved Aurevann vannverk

Det forutsettes at kloranlegget ikke har mangler som skulle tilsi "kredittfratrekk" (se kap. 4.9) i forhold til den inaktiveringsgrad som bestemmes gjennom Ct-beregningen.

Dimensjonerende temperatur settes til 4°C og dimensjonerende pH til rett under 8. Det kan diskuteres om dimensjonerende pH burde settes til over 8. Man kan regne på begge deler. Her tas det imidlertid utgangspunkt i en pH mellom 7 og 8.

Dette gir dimensjonerende Ct-verdier på hhv 1,5 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier og 6,0 mg min/l for 3 log inaktivering av virus (se tabell 4.1). Inaktiveringen av parasitter er neglisjerbar ved den aktuelle Ct (se under)

Stempelstrømningen i klorkontakt-anlegget må anses som god; etter dosering av klor i et rør (DN 700) samles de to linjene og går over en luftebalkong. Herfra går vannet i et rør (DN 900) ca 60 meter før vannstrømmen deles i to til hvert sitt rentvannsbasseng. Hvert av disse er 500 meter lange, ca 6 meter brede og ca 2,5 meter dype. Beregningen av Ct-verdien vil i dette tilfellet være en utfordring da forutsetningene for restklormålingene varierer med vannføringen. På grunn av utformingen av prøvearrangementet varierer oppholdstiden med vannføringen. Ved $Q_{\max}$ skal oppholdstiden være 30 min, men ved normal produksjon er den ca 1 time. Tilsatt dose er 0,66 mg/l, og restklor måles fra 0,01 mg/l til 0,10 mg/l 50 meter inne i rentvann-bassengene. Sammenhengen mellom restklorkonsentrasjoner og oppholdstider er ikke kjent.

Vi velger derfor her å beregne Ct basert på initialforbruk/initialkonsentrasjon og nedbrytningskonstant og vil kontrollere mht. Ct basert på en styrt restklorkonsentrasjon på 0,05 mg/l etter 30 min midlere oppholdstid.

På grunn av forholdene som er beskrevet over, tar vi utgangspunkt i en effektiv oppholdstid på $t = t_{\text{eff}} = 0,85 \cdot 30 \text{ min} = 25,5 \text{ min}$, en dose på 0,66 mg Cl_2/l og en restkonsentrasjon etter 30 min midlere oppholdstid på 0,05 mg/l og bruker de koeffisienter for initialforbruk og nedbrytning som fremgår av denne rapporten (og dermed GDP-veiledningen).

Midlere TOC-innholdet i doseringspunktet er 2,5 mg TOC/l. Da blir:

$$\begin{aligned} \text{Intialforbruk, IF : } & 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,08 \cdot C_{\text{Dose}} / \text{TOC} - 0,12 \\ & 0,06 \cdot 2,5 + 0,36 \cdot 0,66 + 0,08 \cdot 0,66 / 2,5 - 0,12 = 0,29 \text{ mg } \text{Cl}_2/\text{l} \end{aligned}$$

og dermed blir initialkonsentrasjonen: $C_i = 0,66 - 0,29 = 0,37 \text{ mg } \text{Cl}_2/\text{l}$

Ved Aurevann kjenner vi doseringen (0,66 mg Cl₂/l) og har kunnet beregne C_i. Fra driften av anlegget kjenner vi også restkonsentrasjonen som registreres ved den aktuelle doseringen, nemlig 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min (dvs. 30 · 0,85 = 25,5 min effektiv oppholdstid), og da kan vi bestemme k ved :

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/25,5 \cdot \ln (0,05/0,37) = -1/25,5 \cdot (-) 2,00 = 0,078$$

Vi bruker denne verdien for nedbrytningskoeffisienten i Ct-beregningene.

Ct beregning

Basert på utløpskonsentrasjonen og nedbrytningskonstanten:

$$Ct = (C_u/k)(e^{kt} - 1), \text{ dvs. } Ct = (0,05/0,078)(e^{0,078 \cdot 25,5} - 1) = 4,1 \text{ mg} \cdot \text{min/l.}$$

Kontroll basert på initialkonsentrasjonen og restklorkonsentrasjonen:

$$Ct = (C_i/k) (1 - e^{-kt}) = (0,37/0,0078)(1 - e^{-0,078 \cdot 25,5}) = 4,1 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$$

Vi tar derfor utgangspunkt i Ct = 4,1 mg·min/l

Log inaktivering

Log inaktivering beregnes så med følgende ligning:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Forventet inaktivering bakterier : $\log IA_{\text{bakt}} = 3 \cdot 4,1/2 = 6,15 > 2,75$

Forventet inaktivering virus : $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 4,1/8 = 1,54 < 2,75$

Forventet inaktivering parasitter : $\sim 0 < 1,75$

Dersom vi forutsetter at kloranlegget har de nødvendige sikkerhetstiltak på plass (se avsnitt 4.9), ser vi altså at anlegget har god nok barriere-effekt overfor bakterier, men at det mangler ca 1,5 log inaktivering overfor virus og ca 1,25 log inaktivering av parasitter for at Aurevann skal ha tilfredsstillende hygienisk barriere-effekt.

5.3.3. Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen

Det kritiske vil være kravet til inaktivering av parasitter. Klarer man det vil man også klare virus kravet. Ettersom man har behov for ytterligere barriereeffekt mht. parasitter, er det ikke mulig å øke inaktiveringsgraden tilstrekkelig ved økning av klordosen. Det mest effektive tiltaket ville være å etablere UV-desinfeksjon. Man ville da kunne avvike klor-tilsetningen eller evt. beholde denne eller gå over til kloraminering for å unngå vekst på nettet.

Med tanke på å møte barrierekravet mht. parasitter, vil ozonering før eller etter at vannet koaguleres være et alternativ. Nødvendig Ct for å klare 1,25 log fjerning av parasitter er (se tabell 4.1):

Giardia :

For 2 log fjerning: 1,5 mg·min/l

For 1,75 log fjerning: $1,5 \cdot 1,75/2 = 1,31 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$

Cryptosporidium :

For 2 log fjerning: 30 mg·min/l

For 1,75 log fjerning: $30 \cdot 1,75/2 = 26,3 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$

Vi kan nå gjøre en beregning av hvilken inaktivering som ville kunne oppnås med en moderat ozondose. Ettersom vi her ikke kjenner det eventuelle ozon-anleggets utforming,

eller hvilken dose som blir nødvendig, forutsetter vi her at det bygges en kontakttank med pakket bobletank (ozonoverføringsgrad = 0,9, se tabell 4,5) med oppholdstids = 5 min (effektiv oppholdstid = $5 \cdot 0,85 = 4,25$ min – se tabell 4.3) og antar en dose på 1 mg O₃/l. Klorkontaktbassenget forutsettes også å fungere som reaksjonstank for ozon (effektiv oppholdstid = 25,5 min – se over). Vi må først beregne forventet initialforbruk og nedbrytningskonstant for ozon.

Initialforbruk:

$$\begin{aligned} IF_{\text{ozon}} &= 0,14 \cdot \text{TOC} + 0,58 \cdot C_{\text{dose}} + 0,09 \cdot (C_{\text{dose}}/\text{TOC}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92 \\ &= 0,14 \cdot 2,5 + 0,58 \cdot 1 + 0,09 \cdot (1/2,5) + 0,07 \cdot 6,5 - 0,92 = 0,5 \end{aligned}$$

Nedbrytningskonstanten:

$$\begin{aligned} k_{\text{ozon}} &= 0,050 \cdot \text{TOC} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot (C_i/\text{TOC}) + 0,094 \cdot \text{pH} - 0,48 \\ &= 0,050 \cdot 2,5 - 0,032 \cdot 0,5 - 0,017 \cdot (0,5/2,5) + 0,094 \cdot 6,5 - 0,48 = 0,236 \end{aligned}$$

Vi kan nå gjøre følgende beregninger:

1. Initialkonsentrasjonen:
 $C_i = (C_{\text{dose}} - IF)/k_{\text{overf.}} = (1,0 - 0,5)/0,90 = 0,56 \text{ mg O}_3/\text{l}$
2. Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken:
 $C_{\text{ut-k}} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_k} = 0,56 \cdot e^{-0,24 \cdot 4,25} = 0,20 \text{ mg O}_3/\text{l}$
3. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken:
 $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-k}} = 0,20 \text{ mg O}_3/\text{l}$
4. Utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken:
 $C_{\text{ut-r}} = C_{\text{inn-r}} \cdot e^{-k \cdot t_r} = 0,20 \cdot e^{-0,24 \cdot 25,5} = 0,0005 \text{ mg O}_3/\text{l} \sim 0 \text{ mg O}_3/\text{l}$
5. Effektiv konsentrasjon i kontakttanken (se tabell 4.6)
 $C_{\text{eff-k}} = C_{\text{u-k}} = 0,20 \text{ mg O}_3/\text{l}$
6. Ct-verdi for kontakttanken:
 $C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k = 0,20 \cdot 4,25 = 0,85 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$
7. Ct-verdi for reaksjonstanken:
 $C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}}/k)(1 - e^{-k \cdot t_r}) = 0,20/0,24 \cdot (1 - e^{-0,24 \cdot 25,5}) = 0,84 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$
8. Total Ct verdi = $0,85 + 0,84 = 1,69 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$

Dette vil gi følgende tilleggs inaktivering ved Aurevann, dersom slik ozonering etableres:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Inaktivering virus	: $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 1,69/1 = 5,0 > 1,5$
Inaktivering <i>Giardia</i>	: $\log IA_{\text{Giardia}} = 2 \cdot 1,69/1,5 = 2,25 > 1,25$
Inaktivering <i>Cryptosporidium</i>	: $\log IA_{\text{Crypto}} = 2 \cdot 1,69/30 = 0,12 < 1,25$

Forutsatt at ozonanlegget har innebygget i seg de nødvendige sikkerhetstiltak slik at det ikke blir fratrukket i inaktiveringsgraden (se kap. 4.9), betyr altså dette at man ved Aurevann med en rimelig ozondosering (her 1 mg/l) vil kunne få tilstrekkelig barriereeffekt overfor virus og *Giardia* men ikke overfor *Cryptosporidium*. Nødvendig dose for å klare barrierekravet mht. *Cryptosporidium* er så høyt at det er urealistisk med ozon (men ville selvsagt bli nådd med UV bestråling).

Dersom man bare tok sikte på å klare barrierekravet mht. virus og *Giardia*, vil man kunne redusere dosen i forhold til det som skulle til for å holde en restozon ut av kontakttanken på 0,2 mg/l, slik det er regnet med i dette eksempelet. Eksempelet kunne vært gjennomregnet med det som mål, nemlig å finne nødvendig konsentrasjon ut av kontakttanken for å styre etter.

5.4. Langevatn vannverk, Jæren

Langevatn vannverk forsyner Jær-regionen med drikkevann. Råvannet er overflatevann som kommer fra Stølsvatn og Romsvatn i Bjerkreim. Langevatn og Storevatn i Gjesdal og Hagavatn i Hå er reservelkilder. Vannverket behandler hovedsakelig vann fra Stølsvatn og Storevatn (nytt inntak februar 2008) og leverer vann til ca 250.000 personer. Stølsvatn er et lite vann med teoretisk oppholdstid på ca 25 dager, mens Storevatn har en teoretisk oppholdstid på ca 136 dager. Meningen er å benytte Stølsvatn vinter og vår, og Storevatn sensommer og høst.

5.4.1. Tilstandsbeskrivelse

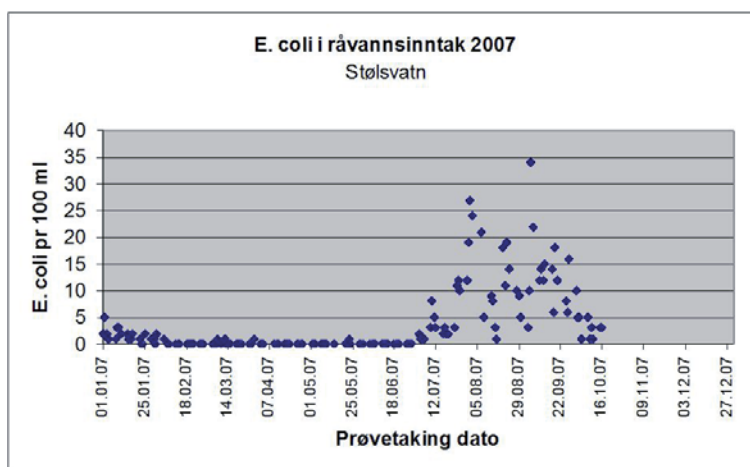
5.4.1.1 Barrieretiltak i kilde og nedslagsfelt

Nedslagsfeltet ligger ca 8 km øst-sørøst for Ålgård i Rogaland. Det er ikke bebyggelse eller beitedyr i nedslagsfeltet, men det er derimot en del hjortedyr som mistenkes å være kilde til fekal forurensing. For å undersøke dette har IVAR engasjert en hjortespesialist som blant annet skal kartlegge antall dyr og hvor de holder til, samt ta parasittprøver av avføring. Det tas også prøver av bekker for å kartlegge tilførsel av fekal forurensing. Store deler av feltet er inngjerdet og det foreligger både beiteforbud og byggeforbud. Av aktiviteter er det noe turaktivitet i enden av nedslagsfeltet, en og annen jeger og noe jordbruk. Det er kun tillatt å bruke kunstgjødsel i denne forbindelse. Det er ikke gjort nye tiltak i nedslagsfeltet de siste tre år og heller ikke planer om ytterligere tiltak. Inntaket i Stølsvatnet er på ca 25 meters dyp. Inntaket i Storevatn er på 16 meters dyp, og Storevatn er klar til å tas i bruk når råvannkvaliteten i Stølsvatn er forventet å forverres på høsten.

5.4.1.2 Råvannskvalitet

Stølsvatn har vært hovedinntakskilde siden 2003 og etter et omfattende overvåkingsprogram med daglig prøvetaking i virkedagene er det dokumentert at Stølsvatn har en dårlig bakteriologisk kvalitet om høsten.

Det registreres stadig *E. coli* i kildene. Fra de siste tre år var 63 av 148 prøver fra råvannstunnelen til vannverket positive. Høyeste registrerte verdi var 101/100 ml. 27 av 148 prøver (dvs. 18,2 % av prøvene) viste høyere verdi enn 3/100 ml og 14 av 148 prøver (dvs. 9,5 % av prøvene) viste høyere verdi enn 10/100 ml. Typisk for kilden er høyere antall *E. coli* sensommer og høst, se figur 5.3. *E. coli* i råvann overvåkes ved bestemmelse med Colifast-metoden hver 8. time.



Figur 5.3. *E. coli* i råvannet fra Stølsvatn i 2007.

Både *Clostridium perfringens* og parasitter er påvist i råvannet. Parasittanalyser for 2006 viser funn av både *Giardia* og *Cryptosporidium* i Langevatn med høyeste verdi 3 cyster på

10 l (se tabell 5.3). (Langevatn har status som reservelkilde). I Stølsvatn og Storevatn er det bare registrert 1 *Cryptosporidium* per 10 l på én prøve fra hvert vann. Det ble tatt 12 og 13 prøver av henholdsvis Stølsvatn og Storevatn. Prøvetakingen er risikobasert slik at det er tatt flest prøver i perioder med høyest avrenning sensommer og høst.

Tabell 5.3 Resultater av parasittundersøkelse i Langevatn i 2006

Langevannsverket - Parasittundersøkelse 2006												
	Langevatn		Stølsvatn		Hagavatn		Storevatn		Romsvatn		Selstjern	
Dato	Crypto. /10l	Giardia /10l	Crypto. /10l	Giardia /10l	Crypto. /10l	Giardia /10l	Crypto. /10l	Giardia /10l	Crypto. /10l	Giardia /10l	Crypto. /10l	Giardia /10l
18.01.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
08.02.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
29.03.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
18.07.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
23.08.2006	0	0					0	0			0	0
29.08.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
04.09.2006	0	0	1	0			1	0	0	0	1	0
12.09.2006	2	1	0	0			0	0	0	0	1	0
04.10.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
25.10.2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
07.11.2006		1	0	0			0	0	0	0	0	0
20.11.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	1	0
11.12.2006	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0

Vannverket gjennomfører for tiden en omfattende limnologisk undersøkelse av Storevatn i egen regi for å kartlegge vannkvaliteten i denne kilden som ble innkoblet som ny råvannskilde i august 2008. De foreløpige resultater viser en betydelig bedre bakteriologisk kvalitet her sammenlignet med Stølsvatn. Tabell 5.4 nedenfor viser resultater for parasittanalyser av bekker som er tydelig fekaltpåvirket, men hvor det er ikke påvist parasitter ved de to første prøvetakinger (i regnværsperioder). Man tar også prøver av hjorteekskremer i forbindelse med jakten som analyseres for parasitter.

Tabell 5.4 Resultater av parasitt undersøkelse i bekkeinnløp og inntak i Storavatn

Parasitt analyser (Bekkeinnløp og inntak)		Giardia ant/10l		Cryptosporidium ant/10l	
Prøvested					
GPS pkt. nr	Beskrivelse	07.10.08	27.10.08	07.10.08	27.10.08
0019	Innløp 1				
0020	Innløp 2				
0021	Innløp 3				
0034	Innløp 3B	0	0	0	0
0022	Innløp 4				
0023	Innløp 5	0	0	0	0
0025	Utløp				
0026	Innløp 6				
0027	Innløp 7	0	0	0	0
0028	Innløp 8				
0031	Innløp 9				
0033	Innløp 10	0	0	0	0
Storevatn	ventilkammer	0	0	0	0

Temperaturen på råvannet fra Stølsvatn varierer fra 3°C til 17°C i et normalår.

5.4.1.3 Vannbehandling

Vannet tilsettes CO₂ og går så gjennom 16 stk. 3 meter dype marmorfilter, med midlere filterhastighet i underkant av 7 m/h (dimensjonerende filterhastighet er 12 m/h). Etter marmorfiltrene er pH ca 8,3.

Et nytt UV-anlegg ble satt i drift i januar 2007. Dette er biodosimetrisk dimensjonert med dose på 40 mWs/cm². UV-anlegget er installert etter marmorfiltrene og før klortilsetting hvor klor tilsettes med en dose 0,7 – 1,5 mg/l, slik at restkonsentrasjonen har vært minst 0,3 mg/l og opp til 0,5 mg/l på høsten etter 30 min teoretisk oppholdstid. Dette var situasjonen før overtagelsen av UV-anlegget. UV-anlegget er nå formelt overtatt og klordosen styres nå etter en restklor på 0,1 mg/l etter 30 min.

Marmorfiltrene spyles ca én gang i uken med råvann. Spylevannet og 30 min. av modningsvannet overføres til en lagune og elv/bekk i nærheten av anlegget.

5.4.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyren

Vannverket leverer vann til ca 250.000 personer, og faller da, i henhold til GDP-veiledningen, i vannverksstørrelse 3 (> 10.000 pe).

5.4.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Det er i råvannstunnelen til Langevatn vannverk registrert ≥ 10 *E. coli*/100 ml én eller flere ganger i løpet av de siste 3 år og det er gjort en parasittkartlegging i 2006. 27 av 148 prøver av råvannet de siste 3 år (dvs. 18,2 % av prøvene) viste høyere enn 3 *E. coli* /100 ml. 14 av 148 prøver (dvs. 9,5 % av prøvene) viste høyere enn 10 *E. coli* /100 ml. Det ble i 2 prøver (av 12 prøver i 2006, dvs. i 16,7 % av prøvene) registrert parasitter og én gang ≥ 3 parasitter/10 l og én gang ble det i Langevatn, som er reservevannkilde og altså ikke innkoblet i normal drift, registrert > 3 parasitter/10 l. Vi tar utgangspunkt i at det er registrert > 0,01 parasitter/100 ml.

I henhold til GDP-veiledningen vil da vannverket få vannkvalitetsnivå "Da".

5.4.2.2. Barrierehøyde

Vannverksstørrelse 3 og kvalitetsnivå "Da" gir nødvendig barrierehøyde 6b + 6v + 4p, se tabell 3.2.

5.4.2.3 Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde

Det er ikke igangsatt nye tiltak i nedslagsfelt og kilde de siste tre år. Derimot er det etablert et nytt vanninntak i Storevatn, og planen er å bytte vannkilde når den ugunstige høstsituasjonen inntreffer. Det kan antas at råvannskvaliteten forbedres noe som resultat av dette. For flytting av råvannsinntak og etablering av ekstra vannkilde der man kan veksle mellom ulike kilder gis det her log-kreditt på 1b + 1v + 0,75p (se tabell 3.4).

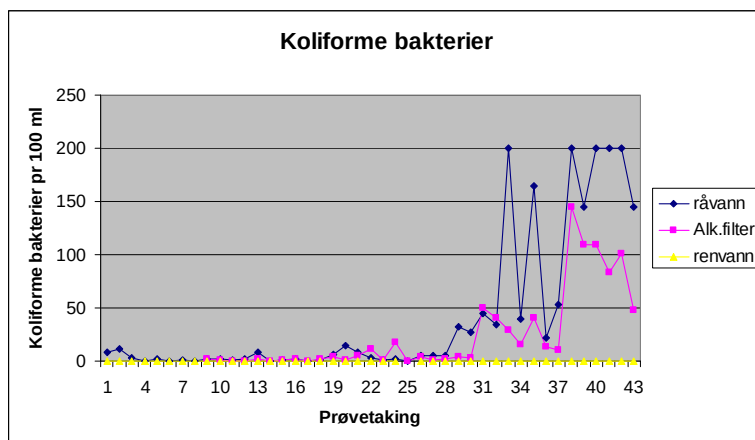
Vannverket benytter Colifast både på Stølsvatn og Storevatn som måler *E. coli* hver 12 time. Oppholdstiden i råvannsledningen er høy (1 – 2 døgn) slik at man får et godt forvarsel i forhold til tiltak i vannbehandlingen, og på denne bakgrunn gis det 0,25b + 0,25 v + 0,25p i log-kreditt for overvåkning av råvann.

5.4.2.4 Log-kreditt for vannbehandlingstiltak

For marmorfiltrene med dimensjonerende filterhastighet på 12 m/h skal det, i henhold til tabell 3.9, ikke gis log-kreditt. Filterhastigheten må være < 7,5 m/h for å tilegnes log-kreditt av betydning. Ved Langevatn vannverk har man imidlertid analysert fjerning av koliforme bakterier i marmorfilteret ved dagens belastning, se figur 5.4.

Vi ser av denne fremstillingen at det foregår en viss reduksjon av bakterier i filteret, i størrelsesorden 0,5 – 1,0 log ved dagens hydrauliske overflatebelastning, som er ca 7 m/h. Vi finner det derfor riktig å gi marmorfilteret en log-kreditt på: 0,5b + 0,25v + 0,5p.

Det er ingen overvåking av *E. coli* på rensert vann. Den viktigste overvåkingen på rentvannssiden er kontinuerlig on-line prosessovervåking av restklor og UV-dose. For dette gis det en log-kreditt på 0,25b + 0,25v + 0,25p.



Figur 5.4. Fjerning av bakterier i marmorfilteret ved Langevatn vannverk

5.4.2.5 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen

Ved Langevatn vannverk vil man både ha UV-desinfeksjon og klorering som slutt-desinfeksjon. For et biodosimetrisk dimensjonert UV-anlegg er maksimalt oppnåelig log-kreditt: 4b + 3,5v + 4p. Anlegget er gjennomgått i henhold til tabell 4.10 for å se om anlegget kan gis maksimal log-kreditt eller om det må gjøres fratrekk for manglende sikkerhetstiltak.

Anlegget er godkjent med dose på 40 mJ/cm² validert biodosimetrisk etter ÖNORM og har følgende utstys- og driftskarakteristika (ref. angis i forhold til tabell 4.10):

- Har ikke automatisk stengning av vannproduksjon ved bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget (ref. pkt. A1)
- Har alarm (og start av reservedesinfeksjon) ved kortvarig bortfall av UV (ref. pkt. A2)
- Har UPS installert (ref, pkt. B1)
- Har nødstrømsaggregat installert (ref. pkt. B2)
- Har dokumentasjon på hvordan strømforsyningen til anlegget er (ref. pkt. B3)
- Er oppbygget med flere reaktorer som muliggjør opprettholdelse av full forsyning ved bortfall av én reaktor (ref. pkt. C1)
- Har separat vannmengdemåler på hver reaktor (ref. pkt. C2)
- Er dimensjonert for rentvanns-kvalitet (ref. pkt. C3)
- Er utstyrt med tilfredsstillende måleutstyr (ref pkt. C4)
- Har ikke rentvanns- /høydebasseng med volum for mer enn 12 timers forsyning (ref. pkt. C5).
- Har reservedesinfeksjonsutstyr for klor (ref. pkt. C6)
- Har lager med kritisk reserveutstyr (ref. pkt. D1)
- Har utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen i forbindelse med oppstart av UV (ref. pkt. D2)
- Er utstyrt med god dosekontroll basert på set-punkter (ref. pkt. D3)
- Har ikke utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen ved drift utenfor valideringsområdet (ref. pkt. D4)
- Har alarm hvis drift er utenfor valideringsområdet (ref. pkt. D5)
- Har gode rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer (månedlig kalibrering med referansesensor og årlig kalibrering av referansesensor)(ref. pkt. D6)
- Har ikke driftsdokumentasjon i form av varighetskurver (ref. pkt. D7)

Maksimal log kreditt (tabell 4.9)

$$+ [4,00b + 3,50v + 4,00p]$$

Manglende A tiltak (tabell 4.10) - 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

A1 tiltak (aut. stengning) har ikke

A2 tiltak

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

Sum A tiltak

$$- 0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,20b + 0,18v + 0,20p]$$

Manglende B tiltak (tabell 4.10) - 0,20 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

B1 tiltak (UPS)

$$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

B2 tiltak (nødstrøm)

$$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

B3 tiltak (strøm kval.)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

Sum B tiltak

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,00b + 0,00 + 0,00p]^1$$

Manglende C tiltak (tabell 4.10) - 0,30 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

C1 tiltak (antall reaktorer)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

C2 tiltak (hydraulisk kontroll)

$$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

C3 tiltak (dim. for råvannskvalitet)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

C4 tiltak (måleutstyr)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

C5 tiltak (utjevningsbasseng) - nei

C6 tiltak

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

Sum C tiltak

$$0,00 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,00b + 0,00v + 0,00p]$$

Manglende D tiltak (tabell 4.10) - 0,30 · [1,5b + 1,5v + 1,5p]

D1 tiltak (reserveutstyr)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

D2 tiltak (stans)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

D3 tiltak (dose kontroll)

$$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

D4 tiltak (stans) ikke satt inn

D5 tiltak (alarm)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

D6 tiltak (sensor kontroll)

$$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$$

D7 tiltak (varighetskurver) har ikke

Sum D tiltak

$$0,00 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,00b + 0,00v + 0,00p]$$

Log kreditt for UV-anlegget blir da

$$= 3,80b + 3,32v + 3,80p$$

¹ Summen av log inaktiveringskreditt for faktiske gjennomførte tiltak innen en hovedkategori kan ikke overskride det angitte fratrekket i log inaktiveringskreditt for manglende tiltak angitt for gjeldene hovedkategori.

Med dette kan man beregne nødvendig log inaktivering i kloranlegget:

Barrierehøyde

$$6,00b + 6,00v + 4,00p$$

- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde

$$1,00b + 1,00v + 0,75p$$

- Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

$$0,25b + 0,25v + 0,25p$$

- Log-kreditt for vannbehandling

$$0,50b + 0,25v + 0,50p$$

- Log-kreditt for overvåkning av vannbehandling

$$0,25b + 0,25v + 0,25p$$

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

$$4,00b + 4,25v + 2,25p$$

- Log-kreditt for UV-anlegget

$$3,80b + 3,22v + 3,80p$$

Nødvendig log-reduksjon i kloreringen

$$0,20b + 1,03v + 0,00p$$

Det betyr altså at det er en beskjeden log-reduksjon som kloreringsanlegget må klare for at barrieretiltakene ved vannverket skal anses som tilfredsstillende. Primært er det virus som kloranlegget må klare. Vi skal se nærmere på om den kloreringspraksis man i dag har, kan klare dette.

5.4.2.6 Bestemmelse av log-reduksjonen i kloreringsanlegget.

Det forutsettes at kloranlegget ikke har mangler som skulle tilsi "kreditt-fratrekk" (se kap. 4.9) i forhold til den inaktiveringsgrad som bestemmes gjennom Ct-beregningen. Log-kreditt for kloreringen beregnes etter foreslått verktøykasse i kapittel 4.

Dimensjonerende temperatur settes til 4°C basert på 90 percentilen. Dimensjonerende pH settes til over 8, da pH etter marmorfilteret er 8,3.

Ifølge tabell 4.1 er dimensjonerende Ct-verdier da 2,0 mg·min/l for 3 log inaktivering av bakterier, 8 mg·min/l for 3 log inaktivering av virus.

Klorkontaktbassenget er bygget uten ledevegger der det klorerte vannet renner inn i overløp i bassenget og tappes ut i bunn. Målinger som er gjort viser kortslutningsstrømmer. Dette skulle tilsi en lav hydraulisk faktor i selve klorkontaktbassenget. En vesentlig del av klorkontakten skjer imidlertid i overføringsledningen der hydraulisk faktor er 1. På denne bakgrunn antar vi en hydraulisk faktor på 0,7.

For beregning av log-kreditt for kloreringen tas det utgangspunkt i 0,1 mg/l restklor-konsentrasjon etter 30 min teoretisk oppholdstid ($t_{\text{eff}} = t = 0,7 \cdot 30 \text{ min} = 21 \text{ min}$). Vi kjenner ikke dosen som skal gi denne restkonsentrasjonen og derfor heller ikke initial-konsentrasjonen. Ettersom det ikke er gjort noen laboratoriemålinger for bestemmelse av nedbrytnings-koeffisienten, vil vi derfor beregne denne på grunnlag av den modellen som er gitt i GDP-veiledningen.

Vi må da først anta en initialkonsentrasjon og så regne gjennom og korrigere dersom denne ikke passer. Vi antar som en start : $C_i = 0,3 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$, som gir:

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/21 \ln (0,1/0,3) = 0,043$$

Vi kontrollerer gjennom å bruke modellen for k-beregning. Midlere TOC-innholdet i doseringspunktet er ca 1,5 mg TOC/l.

$$\begin{aligned} k_{\text{klor}} &= 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,029 \\ &= 0,013 \cdot 1,5 - 0,04 \cdot 0,3 - 0,010 \cdot 0,3/1,5 + 0,029 = 0,0345 \end{aligned}$$

Det viser at antagelsen vår på $C_i = 0,3$ ikke var så langt unna. En ny runde med beregning med $C_i = 0,35 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ gir:

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/21 \ln (0,1/0,35) = 0,038$$

Vi kontrollerer gjennom å bruke modellen for k-beregning. Midlere TOC-innholdet i doseringspunktet er ca 1,5 mg TOC/l.

$$\begin{aligned} k_{\text{klor}} &= 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,029 \\ &= 0,013 \cdot 1,5 - 0,04 \cdot 0,35 - 0,010 \cdot 0,35/1,5 + 0,029 = 0,0345 \end{aligned}$$

En ny runde med beregning med $C_i = 0,38 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ gir:

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/21 \ln (0,1/0,35) = 0,036$$

Vi kontrollerer gjennom å bruke modellen for k-beregning. Midlere TOC-innholdet i doseringspunktet er ca 1,5 mg TOC/l.

$$\begin{aligned} k_{\text{klor}} &= 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,029 \\ &= 0,013 \cdot 1,5 - 0,04 \cdot 0,38 - 0,010 \cdot 0,38/1,5 + 0,029 = 0,035 \end{aligned}$$

På denne bakgrunn kan vi ta utgangspunkt i at $C_i = 0,38 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ og $k = 0,035$

Vi kan da beregne Ct-verdien ut fra en restkonsentrasjon på 0,1 mg/l etter 30 min ($t = 21 \text{ min}$):

$$Ct = (C_u/k)(e^{kt} - 1) = (0,1 / 0,035)(e^{0,035 \cdot 21} - 1) = 7,92 \cdot 1,48 = 3,73 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l},$$

Log inaktivering beregnes så med følgende ligning:

$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}$, der n er nødvendig log inaktivering knyttet til $Ct_{\text{nødvendig}}$

Forventet inaktivering bakterier : $\log IA_{\text{bakt}} = 3 \cdot 3,73/2,0 = 5,6 >> 0,2$

Forventet inaktivering virus : $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 3,73/8,0 = 1,4 > 1,03$

5.4.3. Vurdering av den totale barriereeffekten

Tiltak i nedslagsfelt og vannbehandling kombinert med UV-desinfeksjon, gir anlegget tilfredsstillende barriere-effekt overfor parasitter. Med kloranlegget i tillegg blir også barriere-effekten overfor bakterier og virus god nok.

5.5. Fremo vannverk, Klæbu

Ettersom man ikke hadde med noen grunnvannsverk i Norge blant de vannverkene som ble vurdert i prosjektet, ble det innhentet opplysninger særskilt for Fremo Vannverk i Klæbu kommune utenfor Trondheim, som er et grunnvannsverk basert på grunnvann i løsmasser. Vannverket mottok både i 2003 og i 2005 prisen for "Norges beste vann". Vannverket forsyner ca 4750 personer fra et grunnvannsanlegg med 2 grunnvannsbrønner.

5.5.1. Tilstandsbeskrivelse

5.5.1.1. Barrieretiltak i brønnsonene

Det er lagt restriksjoner på de ulike brønnsonene (se tabell 3.5):

- Sone 0: Området er inngjerdet og reservert for aktiviteter for vannverkets drift. Ingen annen aktivitet er tillatt innenfor denne sonen
- Sone 1: Det er etablert en rekke tiltak som skal beskytte mot nedtrengning av sykdomsfremkallende mikroorganismer og skadelige kjemikalier – eksempelvis er anlegg som kan medføre overflatevann ned i umettet sone nærmere enn 3 m fra grunnvannsspeilet ikke tillatt. Infiltrasjonsanlegg tillates ikke, heller ikke bruk av spredning av husdyrgjødsel eller kloakkslam etter veksttidens slutt
- Sone 2: Det lagt begrensninger på bygging innenfor sonen samt forbud mot utslipp og påbud om tett ledningsanlegg for befordring av avløpsvann ut av sonen
- Sone 3: Det er ikke tillatt med større infiltrasjonsanlegg, avfallsdeponier, lagring av oljeprodukter og kjemikalier eller forurensende næringsvirksomhet

5.5.1.2 Råvannskvalitet

Det tas i utgangspunktet 1 prøve av råvann per måned for analyse. I året 2005 ble det ikke i noen prøve registrert koliforme bakterier, *E. coli*, Intestinale enterokokker eller *Clostridium perfringens*. Kun i et mindretall av prøvene er kimtall registrert.

5.5.1.3 Vannbehandling

Den eneste behandling av vannet er UV-bestråling. Anlegget er dimensjonert for 30 mJ/cm²

5.5.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

5.5.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Anlegget ligger utvilsomt på vannkvalitetsnivå A.

5.5.2.2 Barrierehøyde

Med en vannverksstørrelse > 1000 pe men < 10.00 pe og vannkvalitetsnivå A, blir barrierehøyden 3,5b + 3,5v + 1,5p

5.5.2.3 Log-kreditt for tiltak i brønnsonene

I henhold til tabell 3.6, kan følgende log-kreditt tilkjennes:

1. Inngjerding og avlåsing av brønnsonen	0,5b + 0,5v + 0,5p
2. Forbud mot alle former for kloakkutslipp i sone 1 og 2	1,5b + 1,50v + 1,25p
3. Forbud mot nybygg og forurensende aktiviteter i sonen	<u>0,5b + 0,5v + 0,25 p</u>
Totalt.....	2,5b + 2,5v + 2,0p

5.5.2.4 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen

Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen bestemmes da som følger:

Barrierehøyde	3,5b + 3,5v + 1,5p
Log-kreditt for tiltak i brønnsonene	2,5b + 2,5v + 2,0p
Log-kreditt for vannbehandling utover sluttdesinfeksjon	<u>0,0b + 0,0v + 0,0p</u>
Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen	1,0b + 1,0v + 0,0p

Vi ser altså at dette vannverket må ha desinfeksjon, men vil klare seg med hvilken som helst desinfeksjonsmetode mht. å kunne gi tilstrekkelig hygienisk barriere i henhold til GDP-veiledningen.

5.5.3. Vurdering av barriereeffekten

Anlegget har valgt UV-desinfeksjon som selvsagt gir en mer enn tilstrekkelig barriere i forhold til det som er påkrevet.

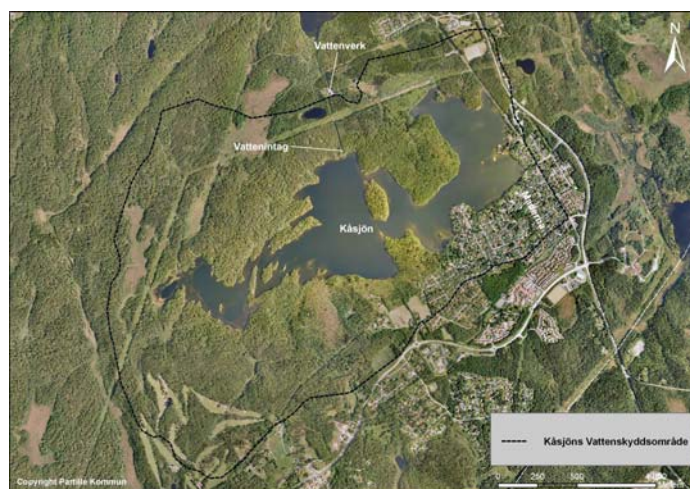
5.6. Kåsjöverket, Partille, Sverige

Kåsjöverket bruker Kåsjön som kilde, og denne ligger 9 km rett øst for Göteborg sentrum. Kåsjön produserer ca 1,9 millioner m³ vann i året som forsyner ca 25.000 av innbyggerne i Partille.

5.6.1. Tilstandsbeskrivelse

5.6.1.1 Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Beskyttelsesområdet for Kåsjön er vist i figur 5.5. Innen dette området er det noen restriksjoner på bruk. Dette går hovedsaklig på bruk og oppbevaring av pesticider og petroleumsprodukter, men omfatter også forbud mot etablering av infiltrasjonsanlegg for avløp fra husholdninger samt krav om inspeksjon av avløpsledninger.



Figur 5.5. Beskyttelsesområdet til Kåsjön.

Det er en del bebyggelse i deler av området, en golfbane samt en badeplass. Overvannet fra bebyggelsen drenerer via grøfter til Kåsjön. Det er også noen oljetanker i bebyggelsen som det er registrert mindre lekkasjer fra. Det er ingen industri og nesten ikke landbruk i området. Inntaket er på ca 22 meters dyp. Kåsjön ble tidligere vurdert til å være en biologisk "død" innsjø på grunn av sur nedbør, men etter at det ble innført kalking har den biologiske aktiviteten økt.

Vannverket forsøker å produsere jevnt 64 l/s. I tillegg leveres innkjøpt vann fra Göteborg Vatten som tar hånd om variasjonene i vannforbruket utover den konstante vannmengde som leveres fra Partillevannverket. Dette kompliserer barrierevurderingen ettersom man da i realiteten også burde trekke inn vannet levert fra Göteborg Vatten. I det følgende skal vi imidlertid kun se på det vannet som leveres fra Partille.

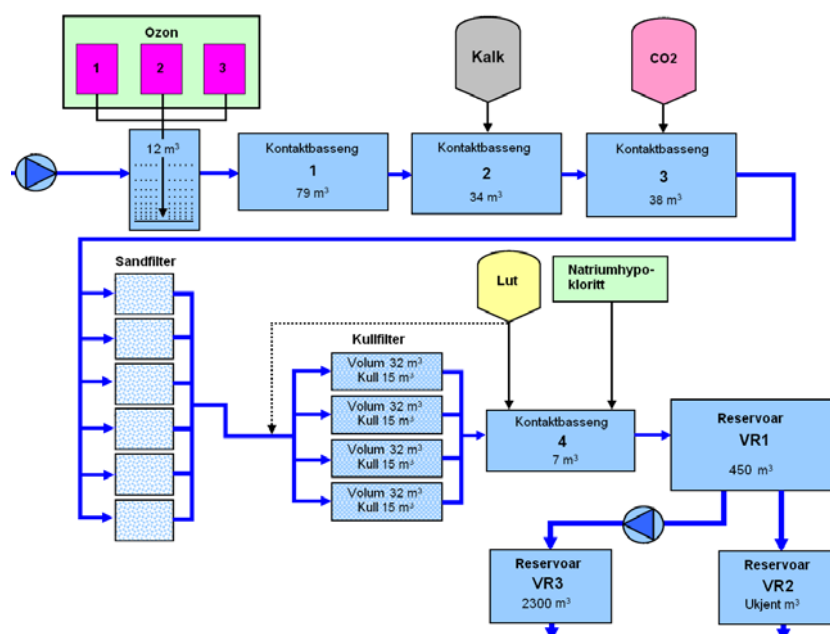
5.6.1.2 Råvannskvalitet

Det foreligger lite informasjon om den mikrobiologiske vannkvalitet i vannkilden. Av månedlige prøver på *E. coli* i perioden 2005-2007 var 5 av 37 (13,5 %) positive, med høyeste registrerte verdi på 2 *E. coli* /100 ml. Det er ikke tatt prøver på *Giardia*, *Cryptosporidium* eller *Clostridium perfringens* i råvannet.

Det foreligger mye informasjon om den fysiske/kjemiske vannkvaliteten som bærer preg av et typisk bløtt, humusholdig overflatevann. Fargetallet er ikke spesielt høyt, typisk i området 10-20 mg Pt/l med maksimum verdier opp til 29 mg Pt/l. Turbiditeten varierer i området 0,2 – 0,6 FNU med middelerdi på 0,3 FNU. TOC bestemmes ikke, men COD_{Mn} varierer typisk i området 4-5 mg O/l. Temperaturen på råvannet kan falle under 3°C i kortere perioder, og vannmassen gjennomgår full-sirkulasjon vår og høst.

5.6.1.3 Vannbehandling

Flytskjema for Kåsjöverket er vist i figur 5.6. Vannet tilsettes først ozon gjennom diffusor i en kontakttank uten pakking før det ledes gjennom tre seriekoblede reaksjonsbassenger. Maksimal ozondose er ca 7 mg O₃/l. I det andre reaksjonsbassenget tilsettes kalk og i det tredje tilsettes CO₂. Restozon etter kontakttanken er målt til 0,13 mg/l, etter første reaksjonstank 0,08 mg/l og etter siste reaksjonstank 0,0 mg/l. Når det ikke tilsettes CO₂ og kalk i reaksjonstankene, kan man registrere restozon også etter siste reaksjonstank.



Figur 5.6. Flytskjema for Kåsjöverket

Etter ozonering går vannet først til sandfilter og så til kullfilter. Det foregår biologisk aktivitet i sandfiltrene og på grunn av den biologiske veksten må filtrene spyles hyppig - ca 10 timer drift mellom hver spyling. Ved kraftig ozonering, slik at restozon forhindrer biologisk vekst i filtrene, kan man oppnå en driftstid på ca 30 timer mellom hver filter-spyling. Man vurderer å endre kornfordelingen i filtermassen slik at falltapet blir vesentlig mindre ved normal drift (normal ozondosering) enn det er i dag. Kullfiltrene ble opprinnelig installert for å fjerne lukt og smak.

Siste trinn i prosessen er klorering med et kontaktbasseng hvor natriumhypokloritt og lut tilsettes vannet før det går til et rentvannsmagasin på 450 m³. Klordosen er på ca 0,6 mg/l og styres etter vannmengden. Etter rentvannsmagasinet er midlere pH ca 8,5 og midlere restklorkonsentrasjon ca 0,2 mg/l. Deretter fordeles vannet til to reservoarer før det går ut på nettet. Restklor registreres både etter reservoarene og på nettet.

5.6.1.4 Rentvannskvalitet

Prøver på utgående vann fra 2005 til og med 2007 viser ingen positive prøver på *E. coli* (79 prøver), ingen positive på enterokokker (3 prøver) og ingen positive på koliforme bakterier (80 prøver). *Clostridium perfringens* ble påvist i 3 av 75 prøver, med maksimalt 1/100 ml.

Turbiditeten ut var i snitt 0,18 FNU og maksimalt 1,13 FNU, mot innkommende snitt på 0,3 FNU og maksimalt 0,6 FNU.

5.6.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

5.6.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Datagrunnlaget for mikrobiell vannkvalitet er så mangelfullt at et risikobasert prøveprogram burde vært satt i gang for å bestemme kvalitetsnivået. For demonstrasjonen sin skyld, skal vi imidlertid her analysere videre på grunnlag av de historiske data som finnes og forutsette at resultatet av kartleggingsperioden var det samme som i den historiske registreringen, nemlig at man aldri hadde registrert ≥ 3 *E. coli* /100 ml. Man har ikke analysert mht. *Clostridium perfringens* i råvann men man har påvist *Clostridium perfringens* i 3 av 75 prøver i rentvann, men aldri mer enn 1/100 ml. Vi antar her at man da gjennom analyse i råvann heller ikke noen gang ville ha registrert ≥ 3 *Clostridium perfringens*.

Denne situasjonen ville i så fall føre til vannkvalitetsnivå B. Dette er for så vidt et overraskende resultat tatt i betraktning Kåsjöens beliggenhet og de beskjedne barrieretiltakene som er implementert i nedslagsfeltet, samt det faktum at overvann fra bebyggelsen ledes til Kåsjöen.

En alternativ tilnærmingssmåte når så svakt datagrunnlag foreligger, ville være å legge seg på "føre var" linjen, dvs. på den sikre siden og velge det verst tenkelige kvalitetsnivå, som da ville måtte være Dc.

5.6.2.2 Barrierebøye

Vannverkets størrelse er > 10.000 pe som gir følgende barrierehøyder:

- Med kvalitetsnivå B: $5b + 5v + 2,5p$.
- Med kvalitetsnivå Dc: $6b + 6v + 5p$.

I den avsluttende vurdering skal vi analysere med utgangspunkt i begge disse barrierehøydene.

5.6.2.3 Log-kreditt for nedslagsfelt og kilde

Det er ikke planlagt nye barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde, og det gis dermed ikke noe log-kreditt for barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde.

5.6.2.4 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

Vannverket har ingen kontinuerlig overvåkning av råvannskvalitet og praktiserer heller ikke noen utvidet prøvetaking i forhold til det som kreves som et minimum av myndighetene i Sverige og det gis derfor ikke noen log-kreditt for ekstraordinær overvåkning av råvannskvalitet.

5.6.2.5 Log-kreditt for vannbehandlingen før sluttdeinfeksjonen

Log-kreditt for ozoneringen beregnes etter den beregningsmetoden som det er lagt opp til i verktøykassa. Dimensjonerende temperatur settes til 4°C.

Ifølge tabell 4.1 gir dette dimensjonerende Ct-verdier for ozon på henholdsvis 0,5 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier og 1,0 mg min/l for 3 log inaktivering av virus. For inaktivering av 2 log *Giardia* er dimensjonerende Ct-verdi 1,5 mg min/l og for 2 log *Cryptosporidium* 30 mg min/l.

Ct-beregning for ozonanlegget

På grunn av utformingen av anlegget er det ikke mulig å foreta målinger etter hvert segment, i motsetning til hva man kan få inntrykk av på flytskjemaet. Det er kun gjort målinger etter kontakttanken, reaksjonstank 1 (C_{ur-1}) og etter reaksjonstank 3 (C_{ur-3}). Målinger utført den 20.05.2008 viste følgende ozonkonsentrasjoner ved vannføring 64 l/s og dose 7 mg/l:

$$C_{uk} = 0,13 \text{ mg/l}, C_{ur-1} = 0,08 \text{ mg/l}, \text{ og } C_{ur-3} = 0 \text{ mg/l}.$$

Det er ikke gjennomført laboratorieforsøk for bestemmelse av initialforbruk av ozon eller nedbrytningskonstant for ozon. Vi forsøker derfor de modeller for bestemmelse av disse som er gitt i avsnitt 4.7.2.2 (og i GDP-veiledningen) - til bruk når slike data ikke er bestemt særskilt.

Vi forutsetter at TOC i vannet som tilføres ozon-anlegget er 4 mg C/l ($COD_{Mn} = 4\text{-}5 \text{ mg O/l}$). pH i Kåsjön varierer mellom 6,5 og 7,5 Vi tar her utgangspunkt i en pH = 7

Ettersom vi har data for innløp og utløp av reaksjonstank 1, kan vi beregne nedbrytningskoeffisienten for ozon i dette vannet forutsatt at vi har t_{eff} for denne tanken. Vi forutsetter en hydraulisk faktor på 0,5 i hvert kontaktbasseng (se tabell 4.2) og kan beregne $t = t_{eff}$ for reaksjonstank 1 som følger:

$$t = t_{eff} = 0,5 \cdot 79 \text{ m}^3 / (64 \cdot 3,6 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot 60 \text{ min/h} = 10,3 \text{ min}$$

Nedbrytningskoeffisienten for ozon blir da:

$$k = -1/t \cdot \ln(C_{ur-1}/C_{ir-1}) = -1/10,3 \cdot \ln(0,13/0,08) = 0,049$$

Ettersom vi ikke har noen målinger av initialforbruket, benytter vi den modell som er angitt i avsnitt 4.7.2.2 og i GDP-veiledningen for bestemmelse av dette:

$$IF_{ozon} = 0,14 \cdot TOC + 0,58 \cdot C_{Dose} + 0,09 \cdot (C_{Dose}/TOC) + 0,07 \text{ pH} - 0,92$$

Ved en dose på 7 mg O_3 /l og pH = 7 vil man da (i henhold til modellen) få:

$$IF_{ozon} = 0,14 \cdot 4 + 0,58 \cdot 7 + 0,09 \cdot 7/4 + 0,07 \cdot 7 - 0,92 = 4,34 \text{ mg } O_3/\text{l}$$

Initialkonsentrasjonen blir da: $C_i = 7,00 - 4,34 = 2,66 \text{ mg } O_3/\text{l}$.

Vi kan nå beregne Ct-verdiene for kontakttanken og reaksjonstankene separat og så summere til slutt. Vi velger her å beregne Ct i kontakttanken med utgangspunkt i initialkonsentrasjonen.

Kontakttanken

Kontakttanken er åpen og har relativt stor omblending pga. diffusor innblanding. Graden av stempelstrømning er derfor "dårlig", og hydraulisk faktor for kontakttanken settes derfor til 0,3.

Teoretisk oppholdstid ved 64 l/s: $(15 \text{ m}^3/64 \cdot 3,6 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot 60 \text{ min/h} = 3,90 \text{ min}$

Med hydraulisk faktor på 0,3 blir $t = t_{\text{eff}} = 1,17 \text{ min}$

Ct_{eff} basert på initialkonsentrasjon/initialforbruk blir:

$$Ct = (C_i/k) (1 - e^{-kt}) = (2,66/0,049)(1 - e^{-0,049 \cdot 1,17}) = 3,0 \text{ mg l/min}$$

Reaksjonstankene

Reaksjonstanken, her sammensatt av tre tanker (kalt kontaktbassenger på flytskjemaet) har pga. oppdelingen i tre et bedre hydraulisk bilde (større grad av stempelstrømning, se tabell 4.2). Med utgangspunkt i en hydraulisk faktor for én tank på 0,5 (middels grad av stempelstrøm), blir hydraulisk faktor for hele reaksjonstanken (se tabell 4.2): $0,5 \cdot 1,8 = 0,9$.

Ettersom utløpskonsentrasjonen av reaksjonstankene er 0, beregnes Ct på grunnlag av innløpskonsentrasjonen til reaksjonstankene som er den samme som utløpskonsentrasjonen av kontakttanken (0,08 mg O₃/l).

Totalvolum er $79+34+38 = 151 \text{ m}^3$ og med en hydraulisk faktor på 0,9, blir effektiv oppholdstid ved 67 l/s:

$$t = t_{\text{eff}} = 0,9 \cdot (151/67 \cdot 3,6) \cdot 60 = 33,8 \text{ min}$$

Ct_{eff} basert på innløpskonsentrasjonen til reaksjonsbassengene blir da:

$$Ct = (C_i/k) (1 - e^{-kt}) = (0,13/0,049)(1 - e^{-0,049 \cdot 33,8}) = 2,15 \text{ mg.min/l}$$

Total Ct -verdi blir: $3,00 + 2,15 = 5,15 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$

Log inaktivering kan da beregnes med følgende ligning:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Bakterier	: $3 \cdot 5,15/0,5 = 31 \text{ log} \gg 3 \text{ log}$
Virus	: $3 \cdot 5,15/1,0 = 15 \text{ log} \gg 3 \text{ log}$
Giardia	: $2 \cdot 5,15/1,5 = 7 \text{ log} \gg 2 \text{ log}$
Cryptosporidium	: $2 \cdot 5,15/30 = 0,4 \text{ log} < 2 \text{ log}$

Vi har ikke detaljkjennskap til ozonanlegget og vet ikke om det mangler sikkerhetstiltak som skulle tilsi fratrekk i log inaktiveringsgrad (se kap. 4.9). Vi vil derfor maksimalt kreditere ozonanlegget med det som vi har benyttet som definisjon på en full hygienisk barriere, $3b + 3v + 2v$. Det betyr at ozonanlegget representerer en full hygienisk barriere overfor bakterier, virus og *Giardia*, men kun en delvis barriere overfor *Cryptosporidium*.

Ozonsteget vil altså gi en log-kreditt på $3,0b + 3,0v + 2p$ dersom man kun innretter seg mot parasitten *Giardia* og $3,0b + 3,0v + 0,4p$ dersom man innretter seg mot parasitter generelt.

Filteranlegget

Sandfilter og kullfilter gis log-kreditt etter tabell 3.9. Sandfiltrene fungerer som biologiske filtre og har filterhastighet på ca 9 m/h og oppholdstid (EBCT-tom filterseng) på ca 7

minutter. Filterhastighet og oppholdstid tilsier at sandfiltrene ikke bør tilegnes log-kreditt. Kullfiltrene har en filterhastighet på ca 3,8 m/h og EBCT på ca 15 minutter. Dette tilsier at det kan gis log-kreditt på 0,5b + 0,25v + 0,5p.

5.6.2.6 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

Barrierehøydeforutsatt vannkvalitetsnivå B	5,00b + 5,00v + 2,50p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	0,00b + 0,00v + 0,00p
- Log-kreditt for vannbehandling	
Ozoneringen	3,00b + 3,00v + 2,00p (<i>Giardia</i>)
Ozoneringen	3,00b + 3,00v + 0,40p (<i>Crypto</i>)
Filtreringen	0,50b + 0,25v + 0,50p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	
Bakterier, virus og <i>Giardia</i>	1,50b + 1,75v + 0,00p
Bakterier, virus og parasitter (inkludert <i>Crypto</i>)	1,50b + 1,75v + 1,60p

Dette betyr at sluttdeinfeksjonssteget bør klare en inaktiveringsgrad på minst 1,50 log mht. bakterier, 1,75 log mht. virus og 1,6 mht. log mht. parasitter. Dersom man bare hadde lagt *Giardia* til grunn og ikke *Cryptosporidium*, ville også barriereeffekten overfor parasitter vært akseptabel. Nedenfor skal vi analysere om dagens sluttdeinfeksjon med klor klarer det.

Dersom man, fordi man ikke har gjennomført noe risikobasert prøveprogram, legger seg på den sikre siden i bestemmelsen av vannkvalitetsnivå, dvs. vannkvalitetsnivå D_c , blir barrierehøyden 6b + 6v + 5p, og nødvendig log-reduksjon:

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen forutsatt barrierenivå D_c :

Bakterier, virus og <i>Giardia</i>	2,50b + 2,75v + 2,5p
Bakterier, virus og parasitter (inkludert <i>Crypto</i>)	2,50b + 2,75v + 4,1p

Dette betyr at sluttdeinfeksjonssteget ville måtte klare en inaktiveringsgrad på minst 2,50 log mht. bakterier, 2,75 log mht. virus og 4,1 mht. log mht. parasitter dersom barrierehøyde D_c legges til grunn. Nedenfor skal vi analysere om dagens sluttdeinfeksjon med klor kan klare det.

5.6.2.7 Beregning av forventet log-reduksjon ved dagens kloreringsanlegg

Dimensjonerende temperatur settes til 4°C og dimensjonerende pH til > 8. Ifølge tabell 4.1 gir dette dimensjonerende Ct-verdier på henholdsvis 2,0 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier og 8,0 mg min/l for 3 log inaktivering av virus. For inaktivering av 2 log *Giardia* kreves Ct på 175 mg min/l.

Kontaktbassenget for klor er så lite at vi må regne med at graden av stempelstrømning der er dårlig og hydraulisk faktor lav. Den settes til 0,3. Rentvannsbassengene har innløp i toppen og uttak i bunnen. Det er ikke skjerming eller lignende. Grad av stempelstrøm i hvert basseng antas på grunnlag av dette å være dårlig (hydraulisk faktor 0,3). På den andre side opereres to rentvannsmagasiner i serie, noe som bedrer graden av stempelstrømning vesentlig og hydraulisk faktor blir da (i henhold til tabell 4.2): $0,3 \cdot 1,8 = 0,5$ - for disse bassengene til sammen.

Utgangspunktet for beregningen er målinger tatt 20.05.2008, da var vannføringen var 64 l/s, dosen 5,2 mg/l, klorresten etter kontaktbassenget 0,33 mg/l og klorresten etter reservoar 3 0,08 mg/l. Reservoar VR3 tas med i beregningen med minste volum (1850 m³) mens volumet i reservoar VR2 er ukjent. Vi tar derfor utgangspunkt i at effektivt reservoarløp er VR 1 + VR3 = 450 + 1850 m³ = 2300 m³. Kontaktbassenget er på 7 m³.

$$t = t_{\text{eff}} \text{ i kontaktbassenget} = 0,3 \cdot 7 \text{ m}^3 / (64 \cdot 3,6/60) \text{ m}^3/\text{min} = 0,55 \text{ min}$$

$$t = t_{\text{eff}} \text{ i reaksjonsbassengene} = 0,55 \cdot 2300 \text{ m}^3 / (64 \cdot 3,6/60) \text{ m}^3/\text{min} = 300 \text{ min}$$

For å bestemme Ct trenger vi da å bestemme nedbrytningskonstanten, k. Vi beregner denne på grunnlag av de målte verdier:

$$k_{\text{klor}} = -1/t_{\text{eff}} \cdot \ln(C_{\text{ur}}/C_{\text{ir}}) = -1/300 \cdot \ln(0,33/0,08) = 0,005$$

Ettersom vi ikke har noen målinger av initialforbruket, benytter vi modellen som er angitt i avsnitt 4.4.2.2 for bestemmelse av initialforbruk og dermed initialkonsentrasjonen. COD_{Mn} i det vannet som kloreres er 2,5 – 4, 0 mg O/l. Vi setter derfor TOC = 3 mg/l i våre beregninger.

$$\begin{aligned} IF_{\text{klor}} &= 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,08 \cdot (C_{\text{Dose}}/\text{TOC}) - 0,12 \\ &= 0,06 \cdot 3 + 0,36 \cdot 5,2 + 0,08 \cdot (5,2/3) - 0,12 = 2,07 \text{ mg Cl}_2/\text{l} \end{aligned}$$

Initialkonsentrasjonen er altså: $C_i = 5,2 - 2,1 = 3,1 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$

Vi beregner Ct basert på utløpskonsentrasjon fra hhv kontaktbasseng og reservoar (hhv 0,13 mg Cl_2/l og 0,08 mg Cl_2/l) og t for de to bassengene

$$C \cdot t = (C_{\text{ut}} / k) (e^{k \cdot t} - 1)$$

$$\begin{aligned} Ct_{\text{kontakttank}} &= 0,13/0,005 (e^{0,005 \cdot 0,55} - 1) = 0,07 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l} \\ Ct_{\text{reservoar}} &: 0,08/0,005 (e^{0,005 \cdot 300} - 1) = 8,0 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l} \\ Ct_{\text{totalt}} &= 0,07 + 8,0 = 8,1 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l} \end{aligned}$$

Dette er utvilsomt tilstrekkelig Ct verdi til å sikre > 1,5 log mht. bakterier og > 1,75 log mht. virus som var det som måtte til for å ha tilstrekkelig barrierevirkning overfor bakterier og virus forutsatt vannkvalitetsnivå B, men det er ikke tilstrekkelig til å sikre 1,60 log mht. parasitter. Og det er åpenbart at man ikke ville klare 4.1 log mht. parasitter slik behovet ville være om vannkvalitetsnivået var Dc.

5.6.3. Mulighet for å få tilfredsstillende barriere-effekt gjennom oppgradering av vannbehandlingen

Vannverket har gode barrierer overfor bakterier og virus og tilstrekkelige barrierer overfor *Giardia* (dersom vannkvalitetsnivå B kan bekreftes gjennom en kartlegging basert på et risikobasert prøveprogram). Barrieren overfor *Cryptosporidium* er for svak.

Det er vanskelig å se hvordan man skal klare å skaffe tilstrekkelig *Cryptosporidium* barriere uten og enten etablere en bedre partikkelseparasjon (koagulering eller membranfiltrering) eller UV-bestråling.

5.7. Vombverket, Lund

Sydvatten AB er eid av 14 kommuner og forsyner totalt ca 750.000 personer i Skåne. Sydvatten omfatter Vombverket og Ringsjöverket. Vombverket i Lund leverer vann til ca 300.000 personer i Malmö-området.

Vannverket er basert på kunstig infiltrasjon med Vombsjøen som kilde.

5.7.1. Tilstandsbeskrivelse

5.7.1.1. Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Vombsjøen har et 450 km² stort nedslagsfelt som preges av landbruk og spredt bebyggelse. Det er ikke industri i området i dag, men det planlegges et nytt industriområde. Det er flere kommunale avløpsanlegg i nedslagsfeltet til sjøen, og i tillegg er det over 2.800 enkeltavløp

spredt over hele nedslagsfeltet. Beitedyr er vanlig over hele nedslagsfeltet, helt ned til vannkanten. Kilden brukes til rekreasjon som båtbruk, fiske og bading mm.

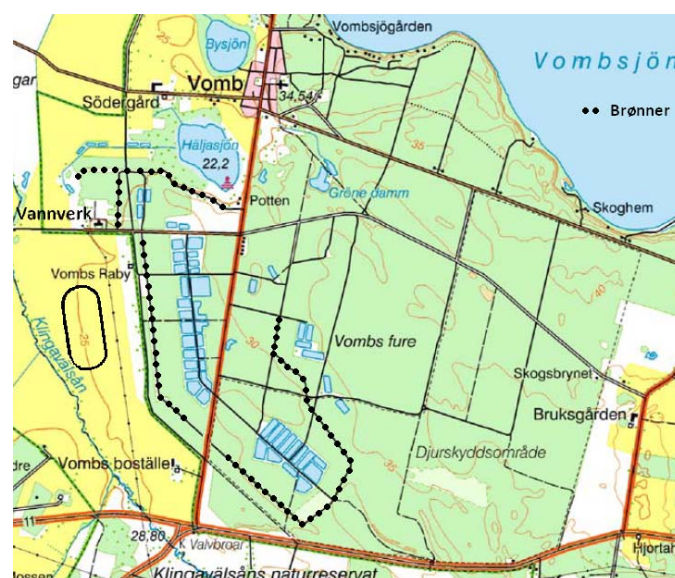
Inntaket i Vombsjön er på ca 7 meters dyp. Etter siling (0,5 mm lysåpning) fordeles vannet fra Vombsjön til 55 infiltrasjonsdammer med totalt areal på ca 400.000 m². 120 uttaksbrønner er plasserte 250 meter fra dammene. Kun deler av brønnene og infiltrasjonsdammene er i drift samtidig, og for å sikre jevne oppholdstider drives disse i ulike forhåndsbestemte mønstre. Oppholdstiden i grunnen er 2-3 måneder, dvs. over 60 dager. Området egner seg godt til kunstig infiltrasjon da de øverste 20 meter består av fin og homogen sand. Grunnvannsspeilet ligger mellom 1,2-2,4 meter under bunnen av infiltrasjonsdammene, i snitt ca 1,5 m (umettet sone).

Brønnenes midlere dybde er ca 15,5 meter og midlere silrørslengde er 7,5 meter. Akviferens hovedstrømningsretning er fra sørøst til nordvest. Det finnes en vannfordeler mellom sjøen og infiltrasjonsområdet slik at vann fra sjøen ikke renner mot infiltrasjonsområdet. Brønnene er overbygget, avlåst og det er installert alarm.

Influensområdet til brønnene inngår i et beskyttelsesområde, se avmerket felt i figur 5.6, hvor man forsøker å eliminere risikofaktorer til forurensing. Det er imidlertid fri adgang til området, selv om de fleste veier har bom, og det foregår en viss rekreasjonsaktivitet der.

En risikofaktor som Vombverket ikke blir kvitt, er en vei som går rett gjennom influensområdet (sør til nord). Sydvatten får ikke gehør fra ansvarlig myndighet om å flytte eller stenge veien. Denne veien anses som den største risikofaktoren i influensområdet. Veien nederst i figur 5.7.1 (øst til vest) er en vesentlig mer trafikkert vei, men denne bygges nå om med oppsamlingssystem og barriere mot akviferen fra utslipp. Transport av farlig gods er forbudt på denne vegen i henhold til begrensningene i beskyttelsesområdet, mens lokale bønder sine transport er ikke forbudte selv om det legges til rette for at de skal velge en annen veg.

En annen risikofaktor er en bane for hesteridning mellom "Klingavälsån" og "Vombs Raby" (se figur 5.6), men dette skal være nedstrøms brønnene i akviferen. Dessuten er avstanden på mer enn 250 meter.



Figur. 5.6. Vombfeltet

På bakgrunn av oppholdstiden og type akvifer kan kilden regnes som enten grunnvann i løsmasser eller som kunstig infiltrert overflatevann i henhold til GDP-veiledningen.

5.7.1.2 Råvannskvalitet

Det foreligger en hel del prøver på vannkvalitet ulike steder i prosessen. Datagrunnlaget må vurderes ut fra om man ser på vannet fra Vombsjön eller det etter infiltrasjonen som råvann. På Vombverket regnes vannet etter infiltrasjonen som råvann, men for å teste prosedyrene skal vi her vurdere begge tilfellene.

Med utgangspunkt i Vombsjön som kilde

Basert på 35 prøver fra inntaket i Vombsjön i perioden 2005 til 2007, kan det fastslås at det tidvis registreres store mengder *E. coli*. 28 av 35 prøver i denne perioden var positive (83 %) med verdier opp til 350 *E. coli* per 100 ml. 43 % av prøvene hadde mer enn 10 *E. coli* per 100 ml og 60 % av prøvene hadde mer enn 13 *E. coli* per 100 ml.

Det tas kun fire prøver årlig på intestinale enterokokker. 6 av 11 prøver (55 %) fra 2005 til 2007 var positive. 3 av 11 prøver (27%) viste mer enn 3/100 ml, mens 1 av disse prøvene (9 %) viste mer enn 10/100 ml. Det tas ikke prøver på *Clostridium perfringens* på råvannet, derimot på rent-vannet.

I følge internkontrollen skal det tas 5 prøver i året på inntaket i Vombsjön for analyse av *Giardia* og *Cryptosporidium* i råvannet. I perioden 2004 til 2007 er det tatt 20 prøver (5 per år) og av disse har 18 vært uten funn av parasitter. Ved én prøvetaking, 28.10.2004, som var et nedbørsdøgn - fant man 2 *Giardia* per 10 l og 1 *Cryptosporidium* per 10 l og ved det andre tilfellet (14.06.2007) fant man 1 (presumtiv) *Cryptosporidium* per 10 l.

I begge disse tilfellene har det blitt gjennomført filtrering av 100 l rentvannsprøver (rentvannsprøvene ble tatt hhv. 2-3 måneder etter funnene i råvannet, ettersom infiltrasjonen i grunnen tar 2-3 måneder) men alle disse 3 kontrollprøvene var negative. I 2008 har det ikke blitt registrert parasitter i noen av de 5 råvannsprøvene fra Vombsjön. Parasittanalysene har ikke blitt tatt på spesielt utsatte dager – klimatisk sett.

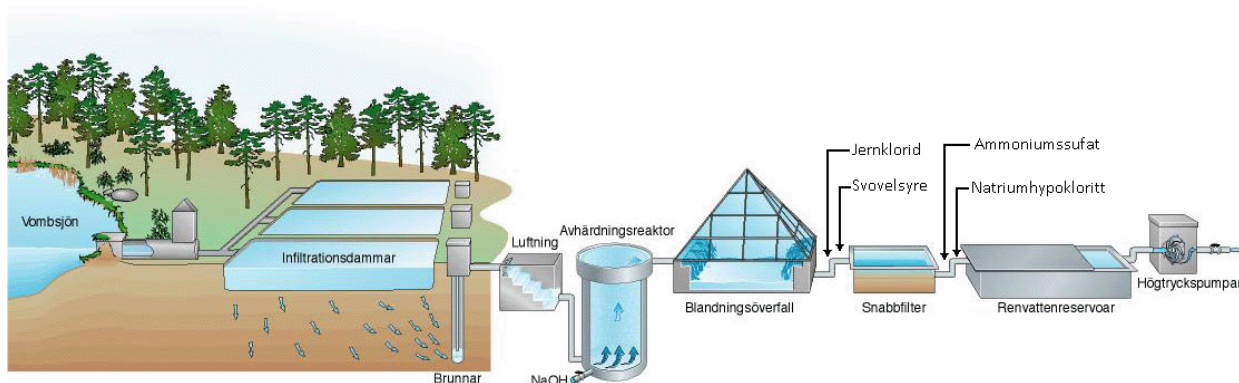
Turbiditet og farge varierer mye om hverandre i løpet av året; turbiditeten varierer fra 0,6 FNU til 30 FNU, og fargen varierer fra <5 til 40 mg Pt/l.

Med utgangspunkt i brønnvannet etter infiltrasjon som kilde

77 prøver fra 2005 til 2007 tatt etter infiltrasjonen viser ingen funn av verken *E. coli* eller koliforme bakterier.

5.7.1.3 Vannbehandling

Flytskjema for Vombverket er vist i figur 5.7. Etter brønnuttaket blir vannet avherdet og tilsatt koagulant for filtrering. Det filtrerte vannet tilsettes klor og ammonium for kloraminering.



Figur 5.7. Flytskjema for Vombverket

Vannstrømmen deles i to, der ca 80 % går gjennom hele renseprosessen, mens 20% går i "bypass" for senere å bli blandet inn i hovedvannstrømmen igjen før tilsats av jernklorid (se under). Hovedvannstrømmen luftes før vannet avherdes. Grunnen til at ca 20 % av vannet går utenom lufting og avherding er for å drive avherdingsprosessen best mulig, samtidig som man ønsker en viss hardhet på vannet.

Avherdingen skjer ved at pH økes til ca 8,8 med lut før vannet ledes gjennom 8 parallelle avherdingsreaktorer (virvelsjiktreaktorer, dvs. "fluidized beds"), hvert med areal ca 8,5 m². Kalsiumkarbonat feller ut på sanden i reaktoren og kornstørrelsen på kornene øker. Etter en tid tas sandkorn med avsatt kalsiumkarbonat ut av reaktoren og ny sand fylles på i små mengder av gangen. Etter avherdingen blandes vannstrømmene igjen.

Vannet tilsettes så jernklorid (1 mg/l) og evt. syre (pH ca 8,3) for koagulering og vannet ledes så til 26 hurtigsandfilter (filterhastighet 7,5 m/h ved 1.500 l/s) for slamseparasjon. Koagulering/ hurtigsandfiltrering benyttes primært for å fjerne mikrokrystaller fra avherdingen (turbiditetsfjerning), men vil også ha en barriereeffekt mhp. patogener.

Etter filtreringen tilsettes ammoniumsulfat og natriumhypokloritt i blandingskammer, som fører til dannelse av monokloramin. Til slutt ledes vannet vekselvis rett på nettet eller mot to rentvannsmagasiner på til sammen 10.000 m³. Utgående restklorkonsentrasjon er ca 0,2 mg/l. Klordoseringen styres av vannføringen og restklorkonsentrasjonen.

5.7.1.4 Rentvannskvalitet

Prøver fra 2005 til og med 2007 viste ingen funn av *E. coli* (157 prøver), ingen funn av enterokokker (9 prøver) og ingen funn av koliforme bakterier (157 prøver) i behandlet vann. Daglige interne kontinuerlige online målinger av turbiditeten ut viser snitt på 0,04 FTU, og maks 0,07 FTU.

5.7.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

5.7.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilde

Med utgangspunkt i Vombsjön som kilde

Ettersom det ikke finnes data for *Clostridium perfringens* i vannet fra Vombsjön og heller ingen god dokumentasjon på parasitt-situasjonen vil kartlegging gjennom et risikobasert prøveprogram være påkrevet for å bestemme kvalitetsnivået på Vombsjön.

Det er altså i løpet av en 4-årsperiode funnet ≥ 10 *E. coli*/100 ml én eller flere ganger, og det er én gang funnet ≥ 3 parasitter (2 *Giardia* og 1 *Cryptosporidium* den 28.10.2004). *E. coli* funnene blir her avgjørende for at man faller i D-gruppen mht. kvalitetsnivå ettersom man har funnet ≥ 10 *E. coli*/100 ml i mer enn 1/6 (dvs. 16,7 %) av prøvene. I det verste året (2004) fant man i én av 5 prøver 3 parasitter/10 l, dvs. $\geq 0,01$ /100 ml i mer enn 16,7 % av prøvene. Funnet i 2004 tilsvarer en middelkonsentrasjon på 0,006 /100 ml for dette året. Basert på disse funnene vil kvalitetsnivået for Vombsjön bli Da når man tar utgangspunkt i Vombsjön som kilde.

Med utgangspunkt i brønnvannet etter infiltrasjon som kilde

Det tas ikke prøver på intestinale enterokokker, *Clostridium perfringens*, *Giardia* eller *Cryptosporidium* i vannet som tas ut av brønnene, dvs. råvannet til vannbehandlingen. Ettersom det ikke finnes data for *Clostridium perfringens* eller parasitter i brønnvannet, vil kartlegging gjennom et risikobasert prøveprogram være påkrevet for å bestemme kvalitetsnivået i brønnvannet.

Dersom man antar at en slik kartlegging ville bekrefte de data man har innsamlet om *E. coli* i brønnvannet (*E. coli* aldri registrert), ville kvalitetsnivået bli A.

5.7.2.2 *Barrierehøyde*

Vi skal se på nødvendig barrierehøyde for begge de to tilfellene:

Med utgangspunkt i overflatevann som kilde

Vannverksstørrelse > 10.000 pe og kvalitetsnivå Da gir:

Nødvendig barrierehøyde på $6b + 6v + 4p$.

Med utgangspunkt i brønnvannet som kilde

Vannverksstørrelse > 10.000 pe og kvalitetsnivå A gir:

Nødvendig barrierehøyde på $4b + 4v + 2p$.

5.7.2.3 *Log-kreditt for barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde*

Nedslagsfelt og kilde med Vombsjön som kilde

Det er ikke satt i gang nye tiltak i nedslagsfeltet til Vombsjön de siste tre år. Det antas at det ikke foregår noen kontinuerlig, online måling av vannkvalitetsparametre i vannet fra Vombsjön. Det gis dermed ikke log-kreditt for nedslagsfelt og kilde.

Nedslagsfelt og kilde med brønnvannet som kilde

For grunnvann som faller i vannkvalitetsklasse A gir Veiledningen anledning til å gi log-kreditt for allerede utførte tiltak. I influensområdet til brønnene inngår i et beskyttelsesområde hvor vannverkseier har forsøkt å eliminere risikofaktorer. Det er likevel flere potensielle risikofaktorer i influensområdet (veg, bane for hesteridning etc.). Brønnene er overbygget, låst og det er installert alarm. På denne bakgrunn gis det en skjønnsmessig log-kreditt for tiltak i brønnsonens influensområde på $1b + 1v + 1p$ (se tabell 3.5).

5.7.2.4 *Log-kreditt for vannbehandling før sluttdeinfeksjonen*

Den laveste registrerte temperatur inn til vannbehandlingen er ca 6,7°C og høyeste er ca 16,3°C. For vurdering av inaktiveringsgrad benyttes her dimensjonerende verdier ved 4°C.

Infiltrasjon

Når Vombsjön regnes som kilde, sees den kunstige infiltrasjonen på som et behandlingstiltak og det gis log-kreditt for dette. For oppholdstid i grunnen over 60 døgn gis det log-kreditt på $3b + 3v + 3p$ (se tabell 3.7).

Avherding

Høy pH og utfelling på sandfilter kan ha en viss barriereeffekt på patogener som en blanding av inaktivering på grunn av høy pH og fjerning med utfellingen. Dersom pH hadde vært over 10,5 kunne det vært riktig å gi noe log-kreditt, men ettersom pH er 8,8 og filterhastigheten er på ca 80 m/h gis det ikke log-kreditt for prosessen her.

Koagulering/direktefiltrering

Turbiditeten ut er tilfredsstillende, med snitt på 0,06 FNU og høyeste verdi 0,07 FNU. Tiden mellom hver spyling av filtrene er ca 45 timer. Turbiditeten måles ikke på hvert filter men på det blandede vannet ut. Dimensjonerende filterhastighet er 7,5 m/h. På bakgrunn av dette gis koagulering/direktefiltrering i anlegget den maksimale log-kreditt på $3b + 3v + 2p$ (se tabell 3.9). Det kunne her vurderes å redusere log-kreditten for virus til 2 log ettersom man kunne ha hatt bedre kontroll med utløpskvaliteten fra hvert filter.

5.7.2.5 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen med utgangspunkt i Vombsjön som kilde

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen bestemmes så ved subtraksjon:

Barrierehøyde med Vombsjön som kilde	6,00b + 6,00v + 4,00p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	0,00b + 0,00v + 0,00p
- Log-kreditt for vannbehandling	
Infiltrasjonsanlegget	3,00b + 3,00v + 3,00p
Koagulering/direktefiltrering	3,00b + 3,00v + 2,00p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	0,00b + 0,00v + 0,00p (-1,00p)

Dette betyr at barrieresituasjonen i Vombverket er god og at det ikke er påkrevet, ut fra en barriere-vurdering, å gjennomføre noen sluttdeinfeksjon.

5.7.2.6 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen med utgangspunkt i brønnvannet som kilde

Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen kan bestemmes som følger:

Barrierehøyde med brønnvannet som kilde (A)	4,00b + 4,00v + 2,00p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	1,00b + 1,00v + 1,00p
- Log-kreditt for vannbehandling	
Koagulering/direktefiltrering	3,00b + 3,00v + 2,00p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	0,00b + 0,00v + 0,00p (-1,00p)

Vi ser at vannverket også med denne beregningsmåten (brønnvannet som kilde) kommer godt ut. I begge tilfeller vil sluttdeinfeksjon ikke være påkrevet ut fra barrierehensyn. Nå har Vombverket kloraminering som siste steg, og vi skal gjennomregne dette steget mht. Ct verdi for å se om steget kan forventes å gi noen signifikant log-reduksjon.

5.7.2.7 Beregning av forventet log-reduksjon i kloramineringsanlegget ved Vombverket
Ifølge tabell 4.1 er dimensjonerende Ct-verdier for kloramin (4 °C) 100 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier og 1500 mg min/l for 3 log inaktivering av virus. Midlere restklorkonsentrasjon ut av anlegget var 0,16 mg/l fra 2005-2007. Vi må anta at hele klormengden foreligger som kloramin. Oppholdstiden for dette er ukjent, da det varierer om vannstrømmen går via rentvannsbassenget eller rett til konsument. I beste fall bidrar rentvannsbassengene med 110 minutters oppholdstid og i verste fall bidrar det ingenting. Da er ikke hydraulisk faktor medregnet. Det er ikke gjennomført tracer-studier men vi antar at det ikke er gjort særskilte tiltak for å fremme stempelstrømning og at hydraulisk faktor derfor kan settes til 0,5. Oppholdstiden til nærmeste konsument er ca 30 minutter på dagtid. Hydraulisk faktor for oppholdstiden i ledningsnettets kan settes til 1.

Vi kan overslagsmessig derfor anta følgende maksimale $t = t_{\text{eff}} = 0,5 \cdot 110 + 1 \cdot 30 = 85$ min.

Fra tabell 4.4 bestemmes nedbrytningskonstantene. COD_{Mn} i utløpsvannet er ca 2 mg/l og vi kan derfor anta at TOC er på samme nivå, dvs. 2 mg TOC/l. Dette gir følgende nedbrytningskonstanter:

1. Vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant:

$$k_{\text{val}} = 3,3 \cdot 10^{-5} \cdot (1 + \text{TOC}) = 0,0001 \text{ min}^{-1}$$

2. Autodekomponering: $k_{\text{auto}} = 0,000033 \text{ min}^{-1}$

Kloraminkonsentrasjonen ut av anlegget er 0,16 mg/l, som da kan sees på som dosen av kloramin for beregning av Ct for transporten av vann frem til første forbruker ($t = 85$ min).

Basert på ligningen for Ct-beregning som er vist i avsnitt 4.5.3 blir da Ct ($t \leq 300$ min) som følger:

$$Ct = [1/2 (2 \cdot C_{\text{dose}} - t \cdot k_{\text{val}})] \cdot t = [1/2 (2 \cdot 0,16 - 85 \cdot 0,0001)] \cdot 85 = 13,2 \text{ mg.min/l}$$

Log inaktivering beregnes så med følgende ligning:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Forventet inaktivering bakterier : $\log IA_{\text{bakt}} = 3 \cdot 13,2/100 = 0,40$

Forventet inaktivering virus : $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 13,2/1500 = 0,03$

Forventet inaktivering parasitter : ~ 0

Vi ser altså at kloramineringen bidrar svært lite til den hygieniske barrierevirkningen, spesielt mht. virus og parasitter.

5.7.3. Vurdering av barriere-effekten ved Vombverket

Som vist over har Vombverket en god barrierevirkning uansett om vi betrakter dette ut fra en situasjon der Vombsjön regnes som kilde eller om vannet ut fra infiltrasjonsbrønnene regnes som kilden. Dette avspeiles da også i den mikrobiologisk kvaliteten på rent-vannet hvor man ikke registrerer noen av indikatororgansimene.

Det er også interessant at dette resultatet fremkommer uten at man i realiteten har noen sluttdesinfeksjon. Barrierebidraget fra kloramineringen er så lite at det, etter norske regler, ikke ville tilfredsstille kravet om at desinfeksjonen skal utgjøre én hygienisk barriere.

5.8. Ringsjöverket i Eslöv, Sverige

Ringsjöverket leverer ca 60 % av vannet produsert av Sydsvatten AB, dvs. ca 40 millioner m³ vann i året. Vannet tas fra Bolmen som er Sveriges tiende største innsjø. Ringsjön er reservevannskilde. Produksjonen tilsier at rundt 420.000 personer forsynes av vannverket.

Sydsvatten AB er eid av 14 kommuner og forsyner totalt ca 750.000 personer i Skåne. Sydsvatten omfatter Vombverket og Ringsjöverket.

5.8.1. Tilstandsbeskrivelse

5.8.1.1. Barrieretiltak i nedslagsfelt og vannkilde

Nedslagsfeltet til Bolmen er på hele 1 650 km² og domineres av store granskogsområder med noen tettsteder og et og annet innslag av industri. Det er ingen restriksjoner på bruk av kilden.

Fra Bolmen føres vannet til Ringsjöverket via Bolmentunnelen. Dette er en 80 km lang råsprengt overføringstunnel etterfulgt av 25 km med overføringsledning. Overdekningen er mellom 30 og 100 meter. Grunnvann lekker inn i tunnelen, og for å unngå fremtidig forurensning av grunnvannet arbeides det for tiden med å få klassifisert Bolmen-tunnelen som verneverdig dvs. av "riksinteresse". Dette for å sikre vern av influensområdet til tunnelen. I denne forbindelse ble aktiviteter over tunnelen kartlagt.

Siden åpningen av tunnelen på 80-tallet har den rast sammen to ganger, sist i 1995, med den konsekvensen at vannotførselen ble avbrutt. Det tok da ca 14 måneder å utbedre skadene hver gang. I mellomtiden ble vann fra Ringsjön benyttet. Oppholdstiden i Bolmentunnelen er ca 8 døgn.

5.8.1.2 Råvannskvalitet

Prøveprogrammet på mikrobiologiske parametere i inntaket til vannbehandlingsanlegget består av ukentlige prøver på kimtall, koliforme bakterier og *E. coli*. Fire ganger i året tas det dessuten prøver med hensyn på mikrosopp, enterokokker og aktinomyceter. Det tas ikke prøver på *Clostridium perfringens* i råvannet, men derimot på rentvannet én gang i uken på ulike prøvepunkt på nettet.

Ifølge internkontrollen er det siden 2004 tatt prøver av parasitter i råvannet 5 ganger i året (i alt 25 prøver). Det er kun funnet parasitter ved ett tilfelle, nemlig *Cryptosporidium* i én 10 l prøve.

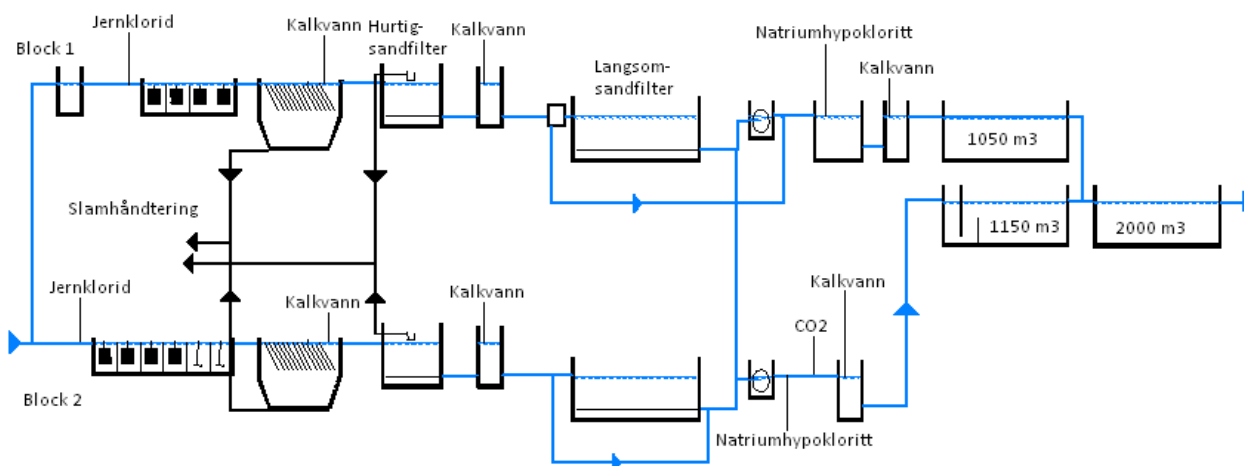
Resultater fra 2005 til 2007 viser funn av *E. coli* i 5 av 155 prøver (3%), med høyeste verdi 2/100 ml. Av 12 prøver på enterokokker var ingen positive.

Laveste temperatur i råvannet fra 2005 til 2007 var 1,0°C og høyeste var 18,5°C.

I tillegg til rutinekontrollprogrammet av råvann har Sydvatten et eget resipientkontrollprogram for Bolmen. Totalantall bakterier (kimtall), koliforme og termostabile koliforme bakterier har blitt analysert på minst ett prøvepunkt ved vanninntaket til tunnelen. Man har også en "on-line" måling av UV-absorpsjon ved innløpet til tunnelen.

5.8.1.3 Vannbehandling

Ringsjøverket består av to tilnærmet separate renseanlegg, "Block 1" og "Block 2" med total kapasitet 2.400 l/s, se figur 5.8. De to anleggene har fire linjer hver.



Figur 5.8. Flytskjema Ringsjøverket (modifisert).

Først justeres pH til ca 5,1 for å sikre best mulig felling med jernklorid. Etter tilsats av jernklorid ledes vannet gjennom flokkuleringsbassenger og deretter lamellsedimenteringsbassenger. Umiddelbart etter sedimenteringen tilsettes kalkvann (pH økes til ca 7,2) før vannet føres gjennom hurtigsandfilter (dimensjonerende filterhastighet 6,8 m/h). Deretter tilsettes så kalkvann igjen (pH økes til ca 7,8) før vannet passerer langsomsandfiltre med sanddybde på ca 1,2 meter.

Middelverdien for turbiditet etter lamellsedimenteringen er 0,40 FTU og etter hurtigsandfiltrene 0,05 FTU. Grenseverdien for alarm etter hurtigsandfiltrene er satt til 0,2 FTU og kun 0,42 % av alle registreringer har vært over denne alarmgrensen. Kun 3,8 % av alle registreringer har vært over 0,1 FTU.

Etter langsomsandfiltrene siles vannet (pga. mark/mask som kan opptre i langsomfilter) før det tilsettes natriumhypokloritt, CO₂ og kalkvann igjen. pH er ca 8,6 etter dette. Herfra

ledes vannet gjennom klorkontaktbasseng og til ulike rentvannsmagasiner for Block 1 og Block 2, før vannstrømmen samles og går til et siste rentvannsmagasin på 2.000 m³.

Gjennomsnittlig klordose er 0,76 mg/l, og normal restklorkonsentrasjon er 0,30 mg/l etter klorkontaktbassenget på 4.210 m³. Dette gir en teoretisk oppholdstid på rett ca 30 min ved $Q_{\max}$.

Langsomsandfiltrene er plassert utendørs uten overdekning. Området er inngjerdet og overvåket, men vannverket har problemer med måker og ender som trives på de åpne vannflatene. Det er iverksatt diverse tiltak mot dette, men fuglene representerer likevel en fare for rekontaminering av allerede rensset vann. Vannet som eksponeres for fuglene skal imidlertid både passere langsomsandfiltrene og sluttdesinfeksjonen og vannverkseier mener å ha problemet under kontroll. Overbygging av alle filtrene (totalt 24.000 m²) anses som uforholdsmessig dyrt.

Sydvatten AB ser på muligheten for å bytte ut natriumhypokloritt med UV etterfulgt av kloramin, fortrinnsvis for å øke barriereeffekten mot parasitter.

5.8.1.4 Rentvannskvalitet

Prøver fra 2005 til og med 2007 viser ingen funn av *E. coli* (158 prøver), enterokokker (19 prøver) eller koliforme bakterier (156 prøver) i det ferdig produserte vannet.

Det er kontinuerlig, "on-line" måling av turbiditet og middelveiden for disse målingene er 0,06 FTU med en maks-verdi på 0,13 FTU.

5.8.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

5.8.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilden

Datagrunnlaget for perioden 2005-2007 som viser at *E. coli* ble funnet i 5 av 155 prøver (3%), med høyeste verdi 2/100 ml samtidig med at parasitter ikke ble registrert, tilsier vannkvalitetsnivå B, selv om det ikke er gjennomført *Clostridium perfringens* analyser.

Dette sammen med det faktum at hyppigheten av parasittanalyser er langt lavere enn det GDP-veiledningen legger opp til, tilsier at vannverket burde gjennomført en kartlegging med risikobasert prøveprogram før kvalitetsnivået ble fastlagt. Det lave nivået av *E. coli* tilsier imidlertid at vannkilden synes å være godt beskyttet mot mikrobiell forurensning.

Vi velger derfor å ta utgangspunkt i vannkvalitetsnivå B som de foreliggende analyse-resultater tilsier.

5.8.2.2 Barrierenivå.

Vannverkets størrelse (> 10.000 pe) og vannkvalitetsnivå B tilsier i henhold til tabell 3.2 en barrierehøyde på 5,0b + 5,0v + 2,5p.

5.8.2.3 Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde

Det er ikke planer om å innføre nye tiltak i nedslagsfelt og vannkilde. Man måler UV-absorbansen i råvannet on-line med alarm knyttet til justeringstiltak i vannbehandlingen. I tillegg analyserer man på kimtall, koliforme bakterier og *E. coli* én gang i uken i innkommende vann. Disse overvåkningstiltakene kvalifiserer til en log-kreditt på 0,25b + 0,25v + 0,25p.

5.8.2.4 Log-kreditt for vannbehandlingen før sluttdesinfeksjonen

Her skal vi se på hvert behandlingssteg hver for seg.

Koagulering + sedimentering + filtrering

Koagulering, sedimentering og sandfiltrering kan ifølge tabell 3.9 gi log-kreditt på 3b + 3v + 2,0p forutsatt at turbiditet ut er mindre enn 0,1 NTU etter filtreringen i minst 90 % av tiden. Målte verdier fra 2005 til 2007 viser midlere turbiditet ut fra hurtigsandfiltrene på 0,05 FTU, og kun 3,8 % av alle registreringer er over 0,1 FTU.

På bakgrunn av dette kan prosessen gis full log-kreditt for koagulering + sedimentering + filtrering. Prosessen gis derfor en log-kreditt på 3b + 3v + 2p.

Langsomsandfiltrering

Dimensjonerende filterhastighet er under 0,5 m/h, og det gis da en log-kreditt i henhold til tabell 3.9 på: 2b + 2v + 2p.

Det tas ikke hensyn til faren for rekontaminering av åpne filter i denne beregningen, men det er åpenbart at dette må være i fokus for vannverket.

Overvåkning av behandlingsanlegget

Anlegget overvåkes døgnet rundt av 2 personer som må sies være et meget godt overvåkningsnivå. Anlegget er inngjerdet, kameraovervåket og alarmer er installerte.

På utgående vann er det kontinuerlig måling av turbiditet, kloroverskudd, pH, temperatur og vannmengde. On-line målerne kontrolleres 4 ganger i uken.

På denne bakgrunn får man maksimal log-kreditt for koaguleringsanlegget og i tillegg log-kreditt for langsamfilteranlegget – som her betraktes som to uavhengige barrieretiltak.

5.8.2.5 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen

På bakgrunn av det ovenstående, kan nødvendig log-reduksjon for sluttdesinfeksjonen, som foregår ved klorering, bestemmes som følger

Barrierehøyde	5,0b + 5,0v + 2,5p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	
Overvåkning av råvannskvalitet	0,25b + 0,25v + 0,25p
- Log-kreditt for vannbehandling	
Koaguleringsanlegg	3,0b + 3,0v + 2,0p
Langsomfilteranlegg	2,0b + 2,0v + 2,0p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen	0,00(-0,25)b + 0,00(-0,25)v + 0,00(-1,50)p

Det betyr altså at tiltakene mot bakterier, virus og parasitter er gode nok i henhold til GDP-veiledningen, og at det i utgangspunktet ikke er behov for desinfisering for å nå den barrierehøyde som veiledningen legger opp til. Men selvsagt vil en desinfeksjon gi en ekstra sikkerhet.

5.8.2.6 Bestemmelse av log-reduksjonen i kloreringsanlegget.

Dimensjonerende temperatur settes til 4°C basert på 90 percentilen. Dimensjonerende pH settes til > 8. Ifølge tabell 4.1 er da dimensjonerende Ct-verdi for 3 log inaktivering av virus 8 mg·min/l.

Block 1 og Block 2 doseres forskjellig med forskjellig løsning og med ulike oppholdstider. Etter en tid samles strømmene og går videre til et felles rentvannsmagasin. Block 1 har minst $C_{t_{\text{beregnet}}}$ og blir dimensjonerende, og det tas utgangspunkt i det her. For beregningene benyttes midlere klordoser og restklorkonsentrasjoner fra 2005-2007 samt Q_{maks} . I Block 1 er tre bassenger koblet i serie, med restklormåling etter det siste bassenget. Pga. seriekoplingen, blir graden av stempelstrømning rimelig høy for disse samlet og hydraulisk faktor settes til 0,7. $t = t_{\text{eff}}$ blir da 30 min · 0,7 = 21 min.

COD-verdien i rentvannet er typisk < 2 mg O/l og vi antar derfor TOC til å være 1,5 mg/l. Med en dosering på 0,9 mg Cl₂/l.

Gjennomsnittlig klordose er 0,76 mg/l, og normal restklorkonsentrasjon er 0,30 mg/l etter klorkontaktbassenget.

Ettersom det ikke er gjort noen måling av initialt klorforbruk, benyttes den modellen som er angitt for dette i avsnitt 4.4.2.2 til bestemmelse av IF og dermed også C_i:

$$\begin{aligned} IF_{\text{klor}} &= 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,08 \cdot (C_{\text{Dose}}/\text{TOC}) - 0,12 \\ &= 0,06 \cdot 1,5 + 0,36 \cdot 0,76 + 0,08 \cdot (0,76/1,5) - 0,12 = 0,29 \text{ mg Cl}_2/\text{l} \end{aligned}$$

Det betyr initialkonsentrasjon, C_i = 0,76 - 0,29 = 0,47 mg Cl₂/l

Vi kan nå bestemme nedbrytningskoeffisienten etter følgende ligning:

$$k = -1/t \cdot \ln(C_u/C_i) = -1/21 \cdot \ln(0,30/0,47) = 0,021$$

Vi bestemmer så Ct basert på utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktbassenget:

$$Ct = (C_{ut}/k) (e^{-kt} - 1) = 0,3/0,021(e^{0,021 \cdot 21} - 1) = 0,3/0,021 \cdot 0,313 = 7,91 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$$

Log inaktivering beregnes så med følgende ligning:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Kloreringen gir altså en ekstra log inaktivering på:

$$\log IA_{\text{bakterier}} = 3 \cdot 7,9/2 = 11,9$$

$$\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 7,9/8 = 3,0$$

$$\log IA_{\text{Giardia}} = 2 \cdot 7,9/175 = 0,09$$

Vi ser altså at klorering medfører en ekstra barriere mht. bakterier og virus men ikke mht. parasitter.

5.8.3. Vurdering av barriere-effekten ved Ringsjöverket

Barriere-effekten ved Ringsjöverket sies å være tilfredsstillende mht. alle patogengrupper, selv om den er svakere mht. parasitter enn mht. virus og bakterier.

5.9. Lackarebäckverket i Göteborg

Lackarebäck vannverk forsyner Göteborg samt flere nabokommuner og produserer ca 30 millioner m³ vann i året. Ca 250.000 personer forsynes av Lackarebäck vannverk.

5.9.1. Tilstandsbeskrivelse

Lackarebäckverket tar vann fra Delsjöarna og til reserve brukes Rådasjön, normalt via Delsjöarna. Vann pumpes først fra Götaelven til Delsjöarna for å oppnå en viss forbedring av vannkvaliteten. Teoretisk oppholdstid i Delsjöarna er ca 3 måneder. Ca 5 % av vannet som tas ut er fra nedslagsfeltet til Delsjöarna, resten fra Götaelven.

5.9.1.1 Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Hele nedslagsfeltet til Delsjöarna inngår i beskyttelsesområdet for kilden, og store deler av nedslagsfeltet oppstrøms inntaket i Götaelven samt mindre deler av tilrenningsområdet oppstrøms råvannsinntaket inngår i et beskyttelsesområde. Götaelven overvåkes

kontinuerlig, og vann tappes ut når det er mest gunstig. Som et resultat av dette er inntaket i Götaelven stengt ca 30 % av tiden.

5.9.1.2 Råvannskvalitet

I perioden 2005 til 2007 ble *E. coli* påvist i 38 % av de 473 prøvene som ble tatt, med maksimal verdi på 14/100 ml. 14 av de 473 prøvene (3 %) viste mer enn 3/100 ml og 1 av prøvene (0,2 %) viste mer enn 10 *E. coli* /100 ml.

Clostridium perfringens ble påvist i 71 % av 451 prøver, med max verdi på 77/100 ml.

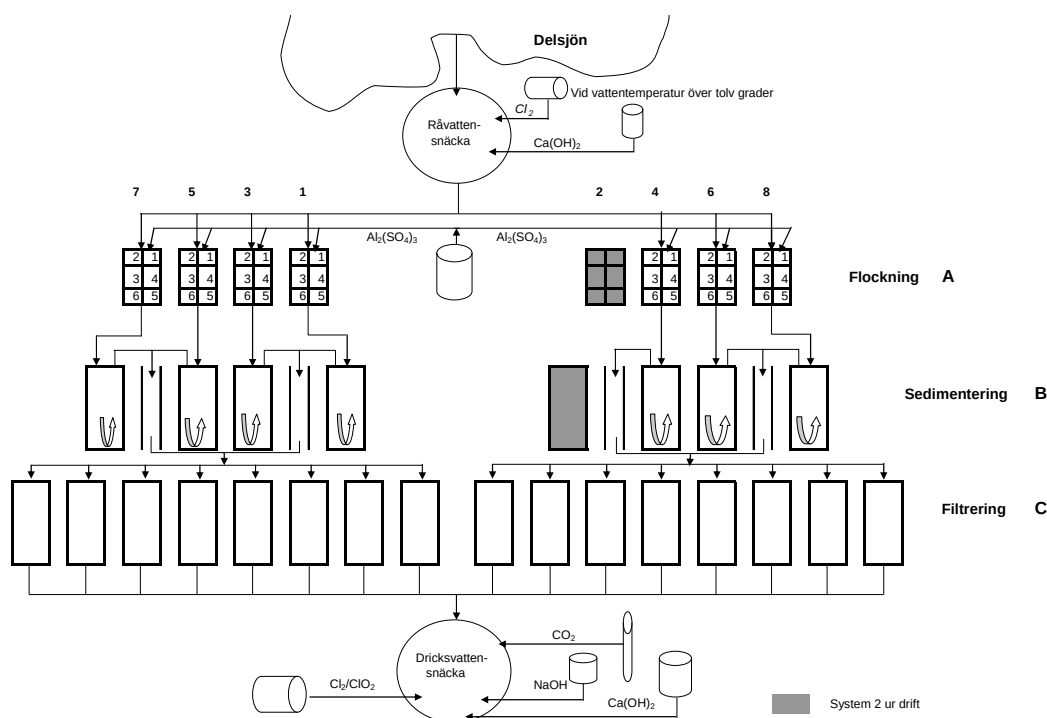
Enterokokker ble påvist i 24 % av de 71 prøvene, med 5/100 ml som maksimal verdi. 3 av 71 prøver (4 %) viste mer enn 3/100 ml.

Det ble tatt 22 prøver på *Giardia* og *Cryptosporidium* i perioden 2005 til og med 2007. Høyeste (og eneste positive) målte verdi var 2 cyster/10 liter.

Absolutt laveste temperatur i perioden 2005 til og med 2007 var 1,8°C og høyeste var 20,9°C.

5.9.1.3 Vannbehandling

Lackarebäckverket behandler vannet i 7 separate linjer (fordelt på 2 behandlingsblokk) med koagulering (med aluminiumsulfat), sedimentering og filtrering på aktivt kullfilter, pH og alkalitets-justering samt klor og klordioksid for sluttdeinfeksjon, se figur 5.9 som viser flytskjemaet skjematisk. Aluminiumsulfat tilsettes i realiteten til første flokkuleringskammer i hver linje. Vannet føres sammen etter kullfiltrene og før reservoarene. I sammenføringspunktet skjer kjemikalietilsetningen. Om sommeren kloreres også råvannet på grunn av høyt innhold av koliforme bakterier.



Figur 5.9. Skjematisk flytskjema for Lackarebäck vannbehandlingsanlegg

Ved Lackarebäck fremstilles klordioksid ved å tilsette kloritt og klorgass i en reaktor. Klorgassdoseringen skjer i overskudd og utbytte kloritt til klordioksid er 100 %. Ved en klorgass dosering på 0,6 mg/l får man etter reaksjonen en klorkonsentrasjon på 0,43 mg/l

og en klordioksidkonsentrasjon på 0,32 mg/l som blir å betrakte som doseringene av de to komponentene i våre Ct-beregninger (se under).

Dimensjonerende midlere oppholdstiden i rentvannsbassengene er 4,7 timer. Det er dårlig stempelstrøm i rentvannsbassengene, kun skillevegg mellom innløp og utløp.

Det planlegges å etablere ultrafiltrering etter GAC-filtrene (ca i 2012) for å bedre den mikrobiologiske barrieren og hindre vekst i ledningsnett. Særlig det siste talte for å velge ultrafiltrering framfor UV, til tross for at det er en mye dyrere løsning.

Ved koaguleringen er pH ca 6,5, og etter pH-justering er pH ca 8,0. Det er ved denne pH at klor skal fungere.

5.9.2. Gjennomgang av vannverket etter prosedyre til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

5.9.2.1 Vannkvalitetsnivå i kilde

Datagrunnlaget for *E. coli* viser at *E. coli* ble påvist i 38 % av de 473 prøvene, med maksimal verdi på 14/100 ml, med 14 av de 473 (3 %) prøvene med mer enn 3/100 ml (3 %) og 1 av prøvene mer enn 10/100 ml (0,2 %), samt at *Clostridium perfringens* ble påvist i 71 av de 451 prøvene (15,7 %), med max verdi på 77/100 ml.

Dette tilsier at råvannskvaliteten faller i C- eller D-kategorien. Det ble tatt 22 prøver på *Giardia* og *Cryptosporidium* i perioden 2005 til og med 2007. Høyeste (og eneste positive) målte verdi er 2 cyster/10 liter (0,02 per 100 ml). Kun én positiv prøve av 22 tilsier at påvisning kun er gjort i 4,5 % av prøvene og middelkonsentrasjonen er følgelig < 0,01 per 100ml.

Det er påvisningen av *Clostridium perfringens* i ca 16 % av prøvene som blir avgjørende for plasseringen av kvalitetsnivå i dette tilfellet. Vi har ikke middelverdien men hyppigheten av forekomst skulle tilsi vannkvalitetsnivå Cc.

Ettersom en stor del av råvannet kommer fra Göta Älv og ettersom *Clostridium Perfringens* er registrert så hyppig og i så høye konsentrasjoner, er det noe overraskende at parasitter ikke er påvist. Dette tilsier at man burde legge seg på den sikre siden og velge kvalitetsnivå Da – noe som her vil bli lagt til grunn for analysen.

5.9.2.2 Barrierenivå.

Vannverkets størrelse (> 10.000 pe) og vannkvalitetsnivå Da tilsier i henhold til tabell 3.2 en barrierehøyde på 6b + 6v + 4,0p.

5.9.2.3 Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og vannkilde

Det er ikke planer om å innføre nye tiltak i nedslagsfelt og vannkilde. Kvaliteten av det råvann som pumpes til Delsjöarna fra Göta älv overvåkes gjennom et rapporteringssystem for hendelser, kontinuerlige målinger som kan påvise forandringer i vannkvaliteten samt relativt hyppige stikkprøver langs elven med målinger av *E. coli*. Likeledes overvåkes kvaliteten av det vann som pumpes fra Rådasjön. Det gis derfor ingen log-kreditt for nye tiltak i nedslagsfelt og vannkilde (inkludert overvåkning av råvannet) ettersom de tiltak som er beskrevet over var operative når de data som ligger til grunn for bestemmelsen av vannkvalitetsnivå ble fastlagt.

5.9.2.4 Log-kreditt for vannbehandlingen før slutt desinfeksjonen

Koagulering + sedimentering + filtrering kan ifølge tabell 3.9 gis maksimal log-kreditt 3b + 3v + 2,5p. Dette forutsetter at anlegget drives optimalt og at turbiditet ut er < 0,1 NTU – noe som er tilfellet ved Lackarebäck.

5.9.2.5 Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

På bakgrunn av det ovenstående, kan nødvendig log-reduksjon for sluttdeinfeksjonen, som foregår ved klor/klordioksid, bestemmes som følger

Barrierehøyde(Da)	6,00b + 6,00v + 4,00p
- Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	0,00b + 0,00v + 0,00p
- Log-kreditt for vannbehandling	
Koaguleringsanlegg	3,00b + 3,00v + 2,50p
Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	3,00b + 3,00v + 1,50p

Det betyr altså sluttdeinfeksjonen, må gi en inaktivering på 3 log mht. bakterier og virus og 1,5 log mht. parasitter

5.9.2.6 Bestemmelse av log-reduksjonen i klordioksidanlegget.

Ved en klogass dosering på 0,6 mg/l får man etter reaksjonen med kloritt en klorkonsentrasjon på 0,43 mg/l og en klordioksidkonsentrasjon på 0,32 mg/l som blir å betrakte som doseringene av de to komponentene i våre Ct-beregninger.

Dimensjonerende temperatur settes til 4°C basert på 90 percentilen. Dimensjonerende pH settes til > 8. Medianverdien for TOC i råvannet ligger på ca 5 mg/l og i det vannet som kloreres på ca 2,4 mg TOC/l.

Ifølge tabell 4.1 er dimensjonerende Ct-verdier ved pH>8, 2 mg·min/l for 3 log inaktivering av bakterier med klor og 1 for klordioksid, mens de er 8 mg·min/l for 3 log inaktivering av virus med klor og 20 mg·min/l for klordioksid. Virusinaktiveringen blir dermed dimensjonerende og bare den vurderes.

Følgende modeller anvendes til å anslå IF og k for klordioksid (tilsvarende de som for klor er bestemt ved forsøk, se kapittel 4.8.4 og 4.8.5):

$$IF_{\text{klordioksid}} = 0.10 \cdot \text{TOC} + 0.61 \cdot [C_{\text{dose}}]^{0.2} + 0.14 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0.20 / C_{\text{dose}}$$

$$k_{\text{klordioksid}} = 0.01 \cdot [\text{TOC}]^{0.5} - 0.02 \cdot C_i + 0.015$$

Ettersom man både har klor og klordioksid til stede, må vi imidlertid justere både IF_{klor} og $IF_{\text{klordioksid}}$ som nevnt i avsnitt 4.6.1.

Justert $IF_{\text{klordioksid}} =$

$$\begin{aligned} & [C_{\text{dose-ClO}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0.10 \cdot \text{TOC} + 0.61 \cdot [C_{\text{dose-ClO}_2}]^{0.2} + 0.14 \cdot (C_{\text{dose-ClO}_2} / \text{TOC}) - 0.20 / C_{\text{dose-ClO}_2}] \\ & = [0.32 / (0.32 + 0.43)] \cdot [0.10 \cdot 2.4 + 0.61 \cdot 0.32^{0.2} + 0.14 \cdot 0.32 / 2.4 - 0.20 / 0.32] = \\ & 0.051 \end{aligned}$$

Justert $IF_{\text{klor}} =$

$$\begin{aligned} & [C_{\text{dose-Cl}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0.06 \cdot \text{TOC} + 0.36 \cdot C_{\text{dose-Cl}_2} + 0.08 \cdot (C_{\text{dose-Cl}_2} / \text{TOC}) - 0.12] \\ & = [0.43 / (0.32 + 0.43)] \cdot [0.06 \cdot 2.4 + 0.36 \cdot 0.43 + 0.08 \cdot 0.43 / 2.4 - 0.12] = 0.111 \end{aligned}$$

Nedbrytningskonstantene k_{klor} og $k_{\text{klordioksid}}$ påvirkes kun indirekte ved at initial-konsentrasjonene $C_{i-\text{Cl}_2}$ og $C_{i-\text{ClO}_2}$ påvirkes av de justerte verdiene for IF:

$$C_{i-\text{ClO}_2} = C_{\text{Dose-ClO}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klordioksid}} = 0.32 - 0.05 = 0.27$$

$$C_{i-\text{Cl}_2} = C_{\text{Dose-Cl}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klor}} = 0.43 - 0.11 = 0.32$$

Dette gir følgende endring av nedbrytningskonstantene:

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0,5} - 0,02 \cdot C_{i-\text{ClO}_2} + 0,015 \\ = 0,01 \cdot 2,4^{0,5} - 0,02 \cdot 0,27 + 0,015 = 0,025$$

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} - 0,010 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} / \text{TOC} + 0,022 \\ = 0,013 \cdot 2,4 - 0,040 \cdot 0,32 - 0,010 \cdot 0,32 / 2,4 + 0,022 = 0,039$$

Vi antar hydraulisk faktor i rentvannsbassenget som dårlig (ingen spesielle tiltak for å tilstrebe stempelstrøm), dvs. 0,3 og får da:

$$t = t_{\text{eff}} = 4,7 \cdot 60 \cdot 0,3 = 85 \text{ min}$$

Vi kan da foreta Ct-beregningen for de to komponentene hver for seg basert på ligningen:

$$Ct = (C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t})$$

For klordioksid : $Ct_{\text{ClO}_2} = 0,27 / 0,025 (1 - e^{-0,025 \cdot 85}) = 9,6 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$

For klor: $Ct_{\text{Cl}_2} = 0,32 / 0,039 (1 - e^{-0,039 \cdot 85}) = 7,9 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$

Log inaktivering beregnes så for hver av komponentene med følgende ligning:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

Det er åpenbart at den totale Ct ikke er tilstrekkelig til å gi 1,5 log inaktivering av parasitter. Vi ser derfor kun på inaktiveringsgraden mhp. virus, ettersom den for bakterier vil være god nok dersom den er det for virus.

$$\begin{aligned} \log IA_{\text{virus}} \text{ pga. klordioksid} &= 3 \cdot 9,6/20 = 1,44 \\ \log IA_{\text{virus}} \text{ pga. klor} &= 3 \cdot 7,9/8 = 2,96 \\ \text{Total log inaktivering for virus} &= 4,40 \end{aligned}$$

altså over 3 log fjerning som ville være nødvendig ut fra GDP-veiledningens beregning. Dette betyr altså at barriereeffekten ved Lackarebäckverket er god også når det gjelder virus.

5.9.3. Vurdering av barriere-effekten ved Lackarebäckverket

Basert på Veiledningen må barriere-effekten ved Lackarebäckverket sies å være god når det gjelder bakterier og virus, men tilfredsstillende når det gjelder parasitter. For å få tilfredsstillende barrierevirkning overfor parasitter må man enten installere UV eller et partikkelseparasjonstrinn (for eksempel ultrafiltrering).

6. Referanser

- Fosse, S. (2006) Evaluering og videreutvikling av beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg. MSc-rapport, Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU, 2006
- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L.J., Gjerstad, K.O. (2008) Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. Norsk Vann Rapport 164/2008
- Helse og omsorgsdepartementet (2001) Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) FOR 2001-12-04 nr. 1372
<http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>
- Hem, L.J., Eikebrokk, B., Røstum, J., Weideborg, M. og Østerhus, S.W. (2008) Vannkilden som hygienisk barriere. Norsk Vann rapport B10/2008
- Hem, L.J. og Thorsen, T. (2008) Driftserfaringer med membranfiltrering. Norsk Vann rapport 160/2008
- Kalleberg, A. (2008) Hygienisk barriereeffekt av ulike vannbehandlingsprosesser. MSc-rapport, Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU
- 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
- LeClerc, H., Edberg, S.C., Pierzo, V. and Delattre, J.M., (2000) Bacteriophages as Indicators of Enteric Viruses and Public Health Risk in Groundwaters, Journal of Applied Microbiology 88(1).
- Mattilsynet (2005) Veileder til drikkevannsforskriften. Revidert utgave i 2005.
<http://www.mattilsynet.no>
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt, FHI (2006) Vannforsyningens ABC,
<http://www.fhi.no>
- Trøan, M. (2008) Desinfeksjon av drikkevann – En analyse av initialt klor- og ozonbehov som funksjon av vannets sammensetning. MSc-rapport, Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU
- Standard Methods (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
- WHO (2004) Guidelines for Drinking-water quality, 3. utg. Volume 1. Recommendations
- WHO (2005) Water Safety Plan
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsp0506/en/index.html
- WHO (2006) EHC *Cryptosporidium*. Draft 2.
http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/micriskass/en/index.html
- Ødegaard, H., Fiksdal, L., Østerhus, S. (2006) Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann. NORVAR Prosjektrapport 147/2006

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-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. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel 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. Interkontroll 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. Eksempel 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. Installasjon av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg 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 (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
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 (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes 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 rensanlegg
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/finnister
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 (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem fordrikkevann, 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 (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk 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. Slamforbrønning (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. 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 tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 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 utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd 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 hovedledninger
 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 (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk 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
 139. Erfaringar 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 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
 144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
 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
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildeprosporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
 161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
 162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
 163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
 164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
 165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
 166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
 167. Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
 168. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
 169. Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetshveing av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
 - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
 - B12: Drikkevann i media
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning

De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 340 kommuner med over 90 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år FoU-prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater

