

RAPPORT LNR 3774-98

# Desinfeksjon av inntaksvann til fiskeforedlingsindustrien



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel  Desinfeksjon av inntaksvann til fiskeforedlingsindustrien  Disinfection of supply water to the fish processing industry	Løpenr. (for bestilling) 3774-98	Dato 30.04.98
	Prosjektnr. Undernr. O-96203	Sider Pris 60
Forfatter(e)  Helge Liltved Erik Norgaard	Fagområde Vannforsyning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling	Oppdragsreferanse Berit Nereng
--	-----------------------------------

**Sammendrag**

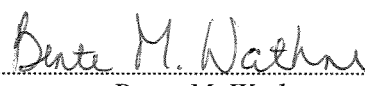
Hovedhensikten med rapporten er at den skal kunne tjene som en veileder for fiskeforedlingsbedrifter i spørsmål omkring inntaksvann og hygiene. Det aktuelle lovverket er beskrevet, hvor hygieniske krav til vannkvalitet og prøvetaking inngår. Videre er det gitt en omtale av problematiske mikroorganismer og deres evne til å overleve i ferskvann- og sjøvannsresipienter, som igjen er satt i sammenheng med faren for å infisere foredlingsbedrifters vanninntak. Krav til vannkilder, utforming av inntaksarrangement, og nødvendigheten av å behandle vannet før desinfisering er beskrevet, samt aktuelle desinfeksjonsmetoders effekt overfor ulike mikroorganismer, faktorer som påvirker effekten, oppbygging av anlegg, og miljøeffekter. Resultater fra prøvetaking ved samarbeidsbedriften er omtalt.

Det ble konkludert med at UV-bestråling, klorering og ozonering er de mest aktuelle desinfeksjonsmetodene for ferskvannsinntak til fiskeforedlingsindustrien, mens UV-bestråling er mest aktuelt for sjøvannsinntak. Kostnadmessig er investeringene for UV- og kloreringsanlegg, inkl. utstyr for overvåking av dose/konsentrasjon, i samme størrelsesorden, mens investeringene for tilsvarende ozonanlegg er høyere.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Vannforsyning</li> <li>Fiskeforedlingsindustri</li> <li>Vannbehandling</li> <li>Desinfeksjon</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Water supply</li> <li>Fish-processing industry</li> <li>Water treatment</li> <li>Disinfection</li> </ol>
---	--

  
.....  
Helge Liltved  
Prosjektleder

ISBN 82-577-3347-4

  
.....  
Bente M. Wathne  
Forskningssjef

Vannforsyning

**Desinfeksjon av inntaksvann til  
fiskeforedlingsindustrien**

## Forord

Dette prosjektet ble gjennomført med støtte fra Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling, Program for næringsmiddelindustri. Saksbehandler i forskningsrådet har vært Berit Nereng. Samarbeidsbedriften har vært EMY Fish A/S i Måløy. Prøvetaking og bakteriologiske analyser er utført av Næringsmiddeltilsynet for Nordfjord, Nordfjordeid.

NIVA har hatt ledelsen av prosjektet. Rapporten er utarbeidet av Erik Norgaard og Helge Liltved, begge NIVA.

Grimstad, 30.04.98

*Helge Liltved*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Lovverk</b>	<b>11</b>
<b>3. Problemorganismer - overlevelse i sjøvann og ferskvann</b>	<b>12</b>
3.1 Vanlige human patogene bakterier som kan smitte via vann	12
3.1.1 <i>Salmonella</i> spp	14
3.1.2 <i>Shigella</i> spp	15
3.1.3 <i>Vibrio cholerae</i>	15
3.1.4 <i>Escherichia coli</i>	15
3.1.5 <i>Campylobacter</i> spp	15
3.1.6 <i>Yersinia enterocolitica</i>	15
3.1.7 <i>Mycobacterium</i> spp	15
3.1.8 <i>Legionella pneumophila</i>	16
3.1.9 <i>Bacteroides fragilis</i>	16
3.1.10 <i>Listeria monocytogenes</i>	16
3.1.11 Opportunistiske patogene bakterier	16
3.1.12 Virus og parasitter	16
3.2 Indikatorbakterier	17
3.3 Partikkelbundne eller frittlevende mikroorganismer?	17
<b>4. Krav til vannkilder</b>	<b>20</b>
4.1 Hygieniske barrierer	20
4.2 Egen vannforsyning	20
4.3 Vann fra kommunalt eller privat vannverk	23
4.4 Sjøvannsinntak	24
4.5 Forbehandling	25
4.5.1 Partikkelfjerning	25
4.5.2 Humusfjerning	25
<b>5. Desinfeksjonskinetikk</b>	<b>26</b>
5.1 Naturlig død	26
5.2 Dødelighet i nærvær av desinfeksjonsmidler	26
<b>6. Litt om hydrauliske forhold</b>	<b>30</b>
<b>7. Metoder for desinfeksjon</b>	<b>32</b>
7.1 Dosering av klor	32
7.1.1 Effekt ovenfor mikroorganismer	32
7.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	33

---

7.1.3 Oppbygging av anlegg	37
7.1.4 Miljøeffekter	38
7.2 Dosering av ozon	40
7.2.1 Effekt ovenfor mikroorganismer	40
7.2.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	42
7.2.3 Oppbygging av anlegg	42
7.2.4 Miljøeffekter	44
7.3 UV-bestråling	44
7.3.1 Effekt ovenfor mikroorganismer	44
7.3.2 Faktorer som påvirker metodens effekt.	47
7.3.3 Oppbygging av anlegg	51
7.3.4 Miljøeffekter	53
<b>8. Kostnader</b>	<b>54</b>
<b>9. Referanser</b>	<b>55</b>

---

## Sammendrag

I fiskeforedlingsindustrien benyttes tildels store mengder ferskvann og sjøvann som kommer i nær kontakt med produktet gjennom slakting og bløgging, tining av råstoff, skylling/vasking av fisk og filet, isproduksjon, spyling og rengjøring av maskiner, etc. Vannforsyningen til foredlingsindustrien er i hovedsak basert på bruk av overflatekilder som er sårbare for mikrobiologiske forurensninger. Alt vann som inngår i produksjon og renhold skal være av drikkevannskvalitet, og tilfredstille kravene som er fastsatt i "Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m." (Sosial- og helsedepartementet 1995). Bedrifter som er godkjent av Fiskeridirektoratets Kontrollverket og derved autorisert i henhold til EØS-avtalens regelverk, skal ha innført egenkontroll for å dokumentere hygieniske forhold, inkludert vannkvalitet.

En rekke mikroorganismer, både patogene (sykdomsfremkallende) og såkalte opportunistiske, kan overføres til fiskeprodukter via inntaksvannet. Smittekilder kan være fugler og dyr som ferdes i eller i nærheten av vannkilden, tilsig fra husdyrhold eller tilførsler fra kommunale/private avløpsanlegg. Vanninntak fra kilder som også tjener som mottaker for kommunalt avløpsvann er spesielt utsatt. Patogene mikroorganismer kan overleve flere døgn i naturlig ferskvann og sjøvann, og vil finnes både frittlevende i vannsøylen og bundet til partikler. Partikler kan gi bakteriene beskyttelse mot de desinfeksjonsmetoder som benyttes for inntaksvann.

Et viktig prinsipp innen drikkevannsforsyning er at det er innebygget to uavhengige hygieniske barrierer mot overføring av sykdomsfremkallende mikroorganismer og andre helsefarlige forurensninger. Barrierene skal fungere uavhengig av hverandre. En godt beskyttet vannkilde i kombinasjon med forskriftsmessig desinfeksjon kan være en tilfredstillende løsning. Ved etablering av sjøvannsinntak må det tas hensyn til eksisterende kloakkutslipp og dominerende strømrørninger.

For desinfeksjon av ferskvannsinntak kan ultrafiolett (UV) bestråling, klorering og ozonering være aktuelle metoder. For sjøvannsinntak er UV-bestråling mest aktuelt.

Det er blitt vist at et forurenset sjøvannsinntak fra 15 m dyp som inneholdt et betydelig antall koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier, og fekale streptokokker effektivt ble desinfisert v.h.a. UV-bestråling. I tabell 1 er angitt norske dosekrav for UV og klor, samt minimum restkonsentrasjon og normal kontakttid for ozonering i.h.t. standarden som benyttes i Frankrike. Desinfeksjonsutstyret må dimensjoneres i forhold til største vannforbruk og dårligste råvannskvalitet slik at dosekravene kan oppfylles. Nødvendige komponenter for sikker drift, overvåkning og vedlikehold må være montert eller tilgjengelig.

**Tabell 1.** Dosekrav for desinfeksjon av drikkevann. For UV og klor er de norske kravene angitt, mens fransk nasjonal standard er benyttet for ozon.

Metode	Fri restkonsentrasjon,* mg/l	Kontaktid, min.	Minimumdose (intensitet/kons.× tid)
UV-bestråling			16 mWs/cm <sup>2</sup>
Klorering	0.2	30	6 mg min/l
Ozonering	0.4 <sup>1)</sup>	8-12 <sup>1)</sup>	3.2 mg min/l

\*Fri restkonsentrasjon = konsentrasjonen av aktivt klor eller ozon som måles ved utgangen av kontakttiden.

1) Fransk nasjonal standard

Høyt partikkel- og/eller høyt humusinnhold (fargetall) kan skape problemer ved bruk av de 3 nevnte desinfeksjonsmetodene. For overflatevann (ferskvann og sjøvann) bør det være etablert selvrensende fimsil for å fjerne større partikler før desinfeksjonsanlegget. For fjerning av små partikler og humus kan koagulering og direktefiltrering, eller membranfiltrering benyttes. Disse metodene vil også fungere som en hygienisk barriere. Dersom kun humus skal fjernes kan ionebytting være et alternativ. De nevnte metodene for humusfjerning er nærmere beskrevet i en nyutkommet veileder fra Folkehelse (Folkehelse 1998).

Ozon regnes som et relativt mer effektivt desinfeksjonsmiddel ovenfor enkelte virus og parasitter enn UV og klor. Et eksempel er cystene til *Cryptosporidium parvum* som er følsomme for ozon, men resistente ovenfor forhøyede UV - og klordoser.

Kostnadmessig er investeringene for UV- og kloreringsanlegg, inkl. utstyr for overvåking av dose/konsentrasjon, i samme størrelsesorden, mens investeringene for tilsvarende ozonanlegg er høyere.



## Summary

Title: Disinfection of supply water to the fish processing industry

Year: 1998

Author: Liltved, Helge and Norgaard, Erik

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3347-4

This document is presented as a manual for the fish processing industry, focusing water treatment, disinfection and hygiene. The updated national regulations are referred, including maximum contamination levels of bacterial indicators and procedures of sampling. Waterborne bacterial pathogens, viruses and protozoa are listed, and factors influencing their survival in lake- and seawater. The importance of an adequate evaluation of the potential water source, arrangement of water intake, treatment prior to disinfection, effects of various disinfectants, factors that influence disinfection performance, design of disinfection systems, and environmental considerations are discussed. Some bacteriological results from sampling at a fish processing industry are included.

Ultraviolet (UV)-irradiation, chlorination and ozonation are the best documented methods for fresh-water disinfection, while UV-irradiation is recommended for sea-water disinfection.

# 1. Innledning

I fiskeforedlingsindustrien benyttes tildels store mengder ferskvann og sjøvann som kommer i nær kontakt med produktet gjennom slaktning og bløgging, tining av råstoff, skylling/vasking av fisk og filet, isproduksjon, spyling og rengjøring av maskiner, etc. Eldre norske litteraturverdier angir forbruket i produksjonen til 6 - 26 m<sup>3</sup>/tonn råfisk ved maskinell filetering av hvitfisk, tilsvarende 11 - 47 m<sup>3</sup>/tonn ferdigvare (Byskov et al. 1977). Nyere mengdemålinger foretatt ved fileteringsbedrifter for oppdrettslaks, torsk og sild gir vannforbruk i området 3.9 - 8.2 m<sup>3</sup>/tonn råvare (sløyet og hodekappet laks og torsk, rund sild) og 9.0 - 12.9 m<sup>3</sup>/tonn ferdigvare (Liltved 1997, Liltved 1998). Dette indikerer at vannforbruket i forhold til produksjonsmengde er redusert. Det spesifikke vannforbruket ved maskinpolling av reker er betydelig høyere. Fra dansk rekeindustri er det rapportert verdier på 120 - 175 m<sup>3</sup>/tonn ferdigvare (VKI 1988). I tillegg til det som brukes i produksjonsperioden kommer et betydelig vannforbruk i forbindelse med rengjøring av maskiner og haller etter produksjonsstans. Eksempler på vannforbruk i ulike industri typer er gitt i tabell 2.

**Tabell 2.** Eksempler på vannforbruk ved maskinell bearbeiding av ulike fiskearter i forhold til mengde råvare (r.v.) og ferdigvare (f.v.). I tillegg kommer vannforbruk til vasking og rengjøring etter produksjonsstans.

Industri type	Vannmengde
Filetering av laks	6.3 m <sup>3</sup> /tonn r.v. 11.3 m <sup>3</sup> /tonn f.v.
Filetering av torsk	8.2 m <sup>3</sup> /tonn r.v. 12.9 m <sup>3</sup> /tonn f.v.
Filetering av sild	3.9 m <sup>3</sup> /tonn r.v. 9.0 m <sup>3</sup> /tonn f.v.
Rekepolling	43.4 m <sup>3</sup> /tonn r.v. 141 m <sup>3</sup> /tonn f.v.

Det stilles en rekke kvalitetsmessige krav til drikkevann og vann som benyttes ved foredling av næringsmidler (Sosial- og helsedepartementet 1995). Vannforsyningen til fiskeindustrien er i hovedsak basert på bruk av overflatekilder som er sårbare for mikrobiologiske forurensninger. I kystfylkene, fra Sogn og Fjordane og nordover til grensen mot Russland, er det vanligste problemet i overflatekildene bakterier som kan gi smitte og sykdom (Folkehelse 1994). Disse bakteriene kan komme fra mennesker som oppholder seg ved vannkilden, men de kan like gjerne komme fra beitedyr eller fra ville dyr og fugler. Mange kommunale og private vannverk i disse områdene mangler desinfeksjonstiltak for vannet.

I følge en spørreundersøkelse omkring ferskvannforsyning i fiskeindustrien utført av Fiskerinæringens Landsforening (1997), mottar 79% av de 118 bedriftene som besvarte spørreskjemaet vann fra kommunale vannverk, 13% fra private vannverk, og 8% fra egen vannkilde. Av de 93 bedriftene som har offentlig vannforsyning, har 21 bedrifter installert eget renseutstyr for å tilfredstille kravene i drikkevannsforskriften.

I en undersøkelse omkring ferskvannskvalitet i næringsmiddelvirksomheter utført av Statens næringsmiddeltilsyn (Fauske 1996), ble prøver fra 227 fisketilvirkingsbedrifter analysert m.h.p. mikrobiologiske parametere (kimtall, koliforme bakterier og termotolerante koliforme bakterier). 62%

av analysesvarene ble vurdert som tilfredstillende. Antall tilfredstillende prøver var lavere i fiskeindustrien enn i kjøtt- og melkebransjen, noe som i hovedsak var forårsaket av høye kimtall. Alle bransjer sett under ett kom bedrifter lokalisert til Vestlandet og Nord-Norge dårligere ut enn bedrifter på Østlandet og i Agder og Rogaland. Totalt sett kom 18% av resultatene fra prøver der det angis at vannet ikke er behandlet, mens det for 27% av prøvene ikke angis om vannet behandles. De resterende analysesvarene er fra prøver der vannet gjennomgår en eller annen form for rensing.

I tillegg til ferskvann, benytter fiskeindustrien sjøvann, bl.a. til bløgging av oppdrettsfisk, til vask av fisk (saltfisk) og tining av frossenfisk. Dette pumpes ofte fra bedriftens umiddelbare nærhet, i områder som kan tjene som resipient for kommunalt avløpsvann. Prøvetaking fra fiskerihavner viser at vannet ofte har forhøyede verdier av humanpatogene indikatororganismer som følge av urensede kommunale utslipp (Golmen 1993, Molvær og Golmen 1994).

I denne rapporten vil vi se nærmere på følgende punkter knyttet til hygienisk inntaksvannkvalitet:

- Hygieniske krav til inntaksvann og kontroll av vannkvalitet.
- Kriterier for valg av vannkilde og inntakspunkt for å unngå inntak av problemorganismer i forhold til omkringliggende kommunale utslipp og dominerende strømmetninger og strømhastigheter. Dette gjelder bedrifter som har privat ferskvannskilde og bedrifter som benytter sjøvann.
- Gi anbefalinger om nødvendig intern vannbehandling i forhold til generelle kunnskaper om råvannskvalitet og rentvannskrav. Dette gjelder for bedrifter som har utilfredstillende privat eller kommunal vannforsyning, og for bedrifter som benytter sjøvann. Sikring av den hygieniske standarden gjennom desinfeksjon og eventuelt for-filtrering av vannet vil være aktuelt både for ferskvann og sjøvann. Omtale av aktuelle vannbehandlingsmetoder, i hovedsak ozonering, klorering og UV-bestråling, da disse metodene er mest aktuelle pr. dato.
- Gi anbefalinger om kontroll, styring og driftsoppfølging av eget vannrenseutstyr. God kontroll og dokumentasjon av driftstabilitet er et viktig ledd i kvalitetssikringen.

## 2. Lovverk

Den norske næringsmiddelindustrien er underlagt nye og reviderte forskrifter som harmoniserer med EU's regelverk på de områder som omfattes av EØS-avtalen. Et felles krav i disse forskriftene er at vann som inngår i produksjon og renhold skal være av drikkevannskvalitet.

Krav til drikkevann er fastsatt i "Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m." (Sosial- og helsedepartementet 1995). I tillegg til sensoriske krav (grenseverdier for farge, turbiditet, lukt og smak) og krav til fysisk-kjemiske parametere, stilles det strenge krav til hygiene (mikrobiologiske parametere). I tabell 3 er kravene til mikrobiologiske parametere vist. Man skal også være oppmerksom på at det er bestemmelser knyttet til råvannskvalitet og behandlingsmetode for omdanning av råvann til drikkevann. Et nytt EU-direktiv vil bli behandlet i juni 1998. For små vannverk blir det få endringer i forhold til nåværende praksis (Aasen 1998).

**Tabell 3.** Hygieniske krav til drikkevann og vann som inngår i produksjon og renhold i næringsmiddelindustrien (Sosial- og helsedepartementet 1996).

Parameter	Prøvevolum ml		Veiledende verdi	Største tillatte konsentrasjon	
				Membran- filtermetoden	Flerrørs- metode (MPN) <sup>3</sup>
Koliforme bakterier	100		-	0	MPN < 1
Termotolerante koliforme bakterier	100		-	0	MPN < 1
Fekale streptokokker	100		-	0	MPN < 1
Sulfitreducerende klostridier	20		-	0	MPN < 1
Totalt bakterietall/ kimtall	37°C	1	10 <sup>1)2)</sup>	-	-
	22°C	1	100 <sup>1)2)</sup>	-	-

1) For desinfisert vann skal de tilsvarende verdier være betydelig lavere ved vannbehandlingsanleggets utløp.

2) Gjentatte overskridelser av disse verdiene ved flere påfølgende prøver skal medføre tilsyn.

3) MPN - "most probable number" (mest sannsynlig antall)

Bedrifter som er godkjent av Fiskeridirektoratets Kontrollverket og derved autorisert i henhold til EØS-avtalens regelverk skal ha innført egenkontroll for å dokumentere hygieniske forhold. Dokumentasjon av vannkvalitet er et sentralt punkt i egenkontrollen. Det er bedriftens ansvar at både ferskvann og sjøvann som benyttes i produksjonen tilfredstiller kvalitetskravene (Fiskeridirektoratet 1994).

Egenkontrollen skal bl.a. bestå av prøveuttak fra tappepunkter i bedriften minst 4 ganger årlig. Dette kan reduseres til 2 uttak pr. år dersom kvaliteten viser seg å være stabilt tilfredstillende (Fiskeridirektoratet 1994). Ferskvannsprøver skal som standard analyseres m.h.p. koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier og totalt bakterietall dyrket ved 22°C. Sjøvann er bare tillatt for begrenset andvendelser i fiskeindustrien, og skal tilfredstille de samme kvalitetskravene som ferskvann. Sjøvannsprøver skal analyseres m.h.p. termotolerante koliforme bakterier. Kontrollverket kan bestemme

at prøvetakingsfrekvensen skal økes, og at det skal undersøkes for andre parametere dersom dette finnes nødvendig. Det kan også gis pålegg om analysering for kjemiske parametere.

Prøvene kan analyseres ved Kontrollverkets laboratorier eller ved kommunale næringsmiddeltilsyn. Disse vil være behjelpelig med å skaffe rene prøveflasker. Kontrollverket vil påse at tilfredstillende egenkontroll gjennomføres, og komme med pålegg om utbedringer dersom gjeldene krav ikke tilfredstilles. Ved overskridelse av kravene skal prøvetakingen gjentas, eventuelt med supplerende parametere. Det skal i tillegg gis melding til Kontrollverket.

Det er svært viktig at prøvetakingen foregår slik at ikke prøven blir forurenset av den som tar prøven eller av utstyr som benyttes. Prøvetaking må skje i henhold til Norsk Standard 4789, 1. utg. 1990, og kan med fordel utføres av laboratoriet som står for analyseringen av prøvene.

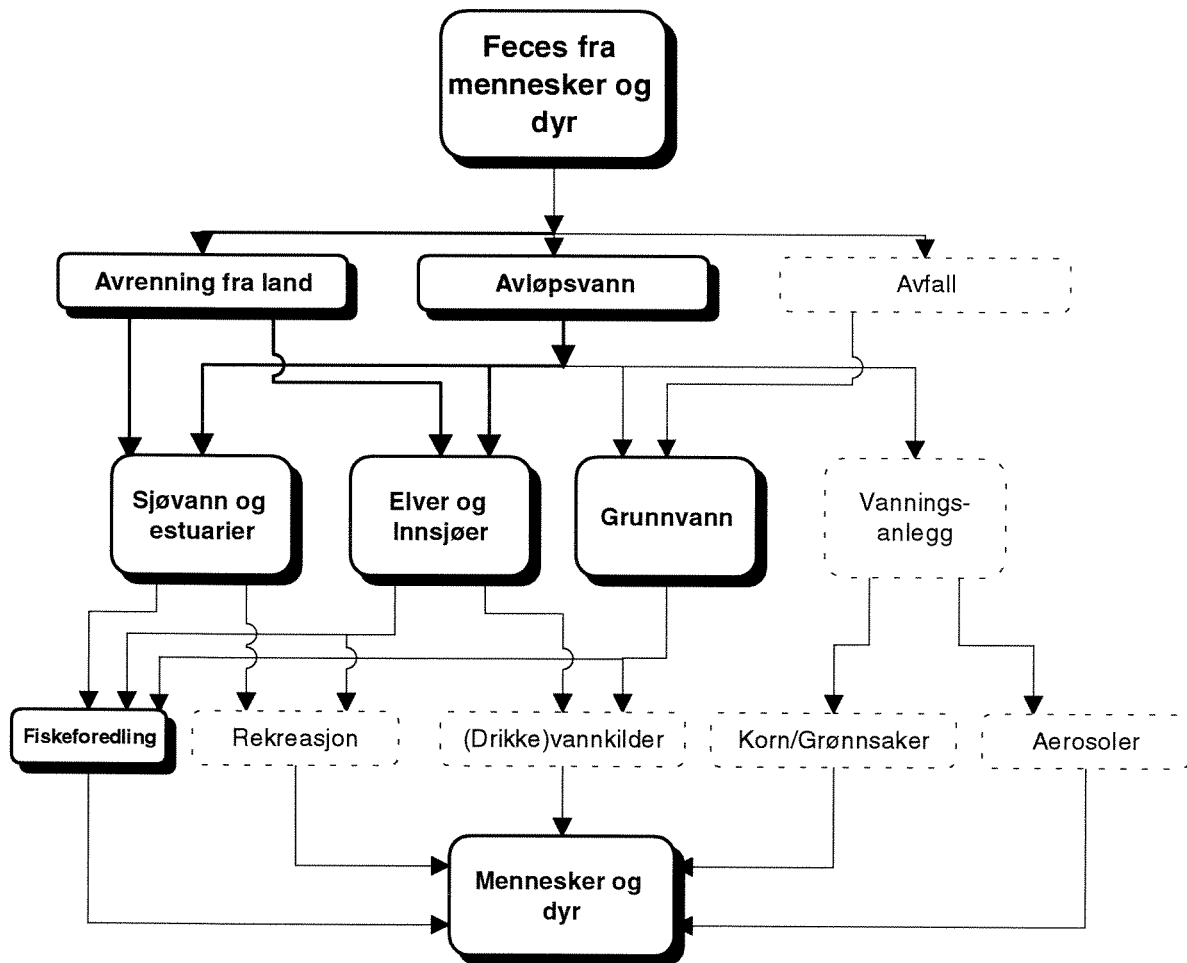
### **3. Problemorganismer - overlevelse i sjøvann og ferskvann**

Bakterier som er sykdomsfremkallende hos mennesker, human patogene bakterier, er naturlig nok tilpasset miljøet i fordøyelsessystemet, urinveiene, luftveiene, blod- og lymfekanaler eller åpne sår på kroppsoverflaten vår. Dette er næringsrike og ofte oksygenfattige miljøer, i motsetning til de forholdene som human patogene bakterier møter ute i naturen, f.eks i naturlige vannforekomster som også befolkes av en veltilpasset innfødt flora. Ikke-sporedannende vannbakterier har meget godt utviklede overlevelsesstrategier (Morita, 1982) noe som gir dem store fordeler i konkurransen med human patogene bakterier. Næringsstilgangen i naturlige vannforekomster er ofte meget variabel og i lengre perioder med næringsbegrensning opptrer hyppig.

Mange human patogene bakterier klarer imidlertid å overleve lang tid ute i naturen, og det er derfor avgjørende at vi har muligheter for å påvise disse i drikkevann og vann til næringsmiddelindustri. Etter hvert etableres det strenge tiltak ved vannverk/vanninntak for å forhindre distribusjon av human patogene bakterier (og mikroorganismer for øvrig) direkte til konsumentene via drikkevann eller indirekte via produksjonsvann i næringsmiddelindustrien.

#### **3.1 Vanlige human patogene bakterier som kan smitte via vann**

Kilden til human patogene bakterier i miljøet er oftest avføring (fekalier) fra mennesker og dyr. Fekalier kan faktisk inneholde opp til  $10^{12}$  bakterieceller pr. gram, som igjen utgjør opp mot 10 % av våtvekten (en enkelt standardbakterie veier  $10^{-13}$  g). Spredning fra kilden via ulike miljøer og transportveier kan fremstilles som vist i figur 1.



**Figur 1.** Vanntilført smitte. Flytskjema vektlegger fiskeforedling som mottaker og spredde av smitte.

I tillegg til smitte fra fugler og dyr, er urensert og rensert kommunalt avløpsvann en viktig kilde til forurensning av overflatevann som utnyttes til vannforsyning. I store deler av den industrialiserte verden er det bygget avløpssystemer som leder avløpsvannet til rensenanlegg av ulik kompleksitet. Slike rensenanlegg fungerer som "møtested" for et stort antall arter av mikroorganismer, og må derfor anses å være smitekilde for sykdomsfremkallende organismer hvorav human patogene bakterier utgjør en større eller mindre del.

I tillegg kommer ulike virus (f.eks. Coxsackievirus, Echovirus, Hepatitt A virus, Rotavirus og Norwalk virus) og protozoiske parasitter (*Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* og *Cryptosporidium parvum*). I dag er svært få rensenanlegg utstyrt med systemer for å desinfisere utløpet og det må antas at human patogene bakterier tidvis når resipienten i konsentrasjoner som er høye nok til å forårsake smitte.

Hvilke bakterietyper er det som normalt overføres via avløpsvann og andre kloakkinfiserte vannstrømmer til drikkevannskilder, og hvilke kan fremkalle sykdom hos mennesket?

Dott og Kampfer (1988) har karakterisert bakteriegruppene i avløpsvann som følger:

1. Gram-negative fakultativt anaerobe bakterier:  
*Aeromonas, Plesiomonas, Vibrio, Enterobacter, Escherichia, Klebsiella* og *Shigella*
2. Gram-negative aerobe bakterier:  
*Pseudomonas, Alcaligenes, Flavobacterium* og *Acinetobacter*
3. Gram positive sporedannende bakterier:  
*Bacillus*.
4. Ikke sporedannende gram-positive bakterier:  
*Arthrobacter, Corynebacterium* og *Rhodococcus*

I denne listen av bakteriegrupper er det heldigvis et fåtall som representerer det vi kan kalle human patogene bakterier.

Tabell 4 gir en oversikt over noen av de vanligste vanntransporterte human patogene bakteriene.

**Tabell 4.** Human patogene bakterier i avløpsvann og andre kloakkinfiserte vannstrømmer.

Bakterie/Bakterietype	Sykdom	Hovedkilde	Infeksjonsområde
<i>Salmonella typhi</i>	tyfoid feber	humane fekalier	mage/fordøyelseskanal
<i>Salmonella paratyphi</i>	paratyfoid feber	humane fekalier	mage/fordøyelseskanal
<i>Shigella</i> spp	dysenteri	humane fekalier	nedre del av tynntarm
<i>Vibrio cholera</i>	kolera	humane fekalier	mage/fordøyelseskanal
<i>Escherichia coli</i>	mage-/tarmkatarr	humane fekalier	mage/fordøyelseskanal
<i>Campylobacter jejuni</i>	mage-/tarmkatarr	human/pattedyr fek.	mage/fordøyelseskanal
<i>Yersinia enterocolitica</i>	mage-/tarmkatarr	human/pattedyr fek.	mage/fordøyelseskanal
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	tuberkulose	spytt og utsondringer fra mennesker	lunger
<i>Legionella pneumophila</i>	legionærsykdom	varmtvann	lunger
<i>Listeria monocytogenes</i>			
Opportunistiske bakterier	ulike sykdommer	naturlig vann	mage/fordøyelseskanal

### 3.1.1 *Salmonella* spp

*Salmonella* hører til familien enterobacteriaceae og er meget utbredt i miljøet. Familien inkluderer mer enn 2 000 serotyper. Grunnen til at det har lyktes å identifisere et så høyt antall er tilstedeværelse av diskriminerende overflateantigener (lipopolysakkarider) i celleveggen til denne bakteriegruppen.

*Salmonella* er dominerende blant sykdomsfremkallende bakterier i avløpsvann og det er antatt at 0.1% av befolkningen til enhver tid har slike bakterier i avføringen. Inkubasjonstiden er normalt fra 6 til 48 timer. Bakterien har en lav vertsspesifisitet og lever oftest i kroppen vår uten å gi symptomer.

### 3.1.2 *Shigella* spp

*Shigella* er hovedårsaken til bakteriell dysenteri. Det er 4 kjente human patogene typer av *Shigella*: *S. flexneri*, *S. dysenteriae*, *S. boydii* og *S. sonnei*. Siden infeksjonsdosen, d.v.s. antallet bakterier som skal til for å etablere sykdom, kan være så lav som 10 bakterier burde den være mer påaktet som problembakterie enn det den er p.t. Normalt smitter den via direkte kontakt mellom personer, men det er dokumentert vanntransporterte smitteoverføringer. Inkubasjonstiden er 1-7 døgn.

### 3.1.3 *Vibrio cholerae*

Sykdomsfrembrudd og epidemier forårsaket av denne bakterien knyttes i all hovedsak til U-land eller overbefolkede land med dårlig utviklede sanitærsystemer. Smitte overføres nesten eksklusivt gjennom eksponering til vann i en eller annen form, oftest drikkevann. Inkubasjonstiden er 1-5 døgn. Bakterien er vist å kunne overleve lenge i sjøvann (Munro og Colwell 1996). Selv om humane fekalier normalt er kilden til *Vibrio cholerae*, kan den også være naturlig til stede i miljøet og da ofte bundet til partikler av biologisk opprinnelse, som f.eks zooplankton og phytoplankton. Slike planktonbundne bakterier lar seg ikke dyrke opp, men kan observeres v.h.a. mikroskopering oftest v.h.a. immunofluorescensteknikker.

### 3.1.4 *Escherichia coli*

*E. coli* er en utbredt bakterie i vårt fordøyelsessystem. De aller fleste stammene er harmløse, men noen kategorier er bærere av virus som kan forårsake diaré. Det finnes også enterotoksinproduserende (utskiller giftstoffer i tarmsystemet), enteropatogene og blødningsfremkallende *E. coli*. Mellom 2 og 8% av *E. coli* til stede i vann er dokumentert å være enteropatogene.

"Bakteriedosen" som skal til for å forårsake symptomer eller sykdom er imidlertid høy;- fra  $10^6$  til  $10^9$  celler, og inkubasjonstiden er fra 6-72 timer.

### 3.1.5 *Campylobacter* spp

Bakterien forårsaker akutt mage- og tarmkatarrer i løpet av 2-7 døgn etter eksponering, som oftest via vann. Ved flere anledninger er det dokumentert total mangel på samsvar mellom antall *Campylobacter* i en prøve og antallet med heterotrofe bakterier, total koliforme bakterier, fekale koliforme bakterier og fekale streptokokker.

### 3.1.6 *Yersinia enterocolitica*

*Yersinia enterocolitica* er ansvarlig for akutte og ofte meget alvorlige former av mage- og tarmkatarrer. Inkubasjonstiden er 3-7 døgn. Det er imidlertid usikkert i hvilken grad smitteoverføring skjer gjennom vanntransport. Bakterien er det som kalles kuldekjær, d.v.s. at den trives godt ved temperaturer ned mot 3 - 4°C, og isoleres ofte fra kaldtvannsprøver (vinterprøver). Bakterien er for øvrig et typisk eksempel på en human patogen bakterie som samsvarer dårlig med funn av de tradisjonelle indikatorbakteriene.

### 3.1.7 *Mycobacterium* spp

*Mycobacterium paratuberculosis* utgjør en stor trussel mot storfe i England. Spredning kan bl.a. skje gjennom dårlig behandlet slam. Overlevelsestiden i naturlige miljøer er etter all sansynlighet lang.



### 3.1.8 *Legionella pneumophila*

Bakterien er "berømt" som årsaken til legionærsyken, som først ble beskrevet i 1976 i Philadelphia (U.S.A.). Sykdommen gir en akutt lungebetennelse med komplikasjoner knyttet til fordøyelse, urinveier og nervesystemet. En vanlig og vel dokumentert smittekilde er luftfuktere.

Bakterien er imidlertid ikke uvanlig i overflatevann, og er isolert fra avløpsvann. Bakterien er ofte påvist assosiert med andre mikroorganismer som cyanobakterier, amøber og ciliater noe som bl.a. gjør at den blir mer resistent overfor biosider (bakteriedrepende midler), klorering, lav pH og høye temperaturer.

### 3.1.9 *Bacteroides fragilis*

Enterotoksin produserende stammer av denne anaerobe bakterien kan forårsake diaré hos mennesker. Patogene arter er funnet i avløpsvann i konsentrasjoner fra  $6.2 \times 10^4$  -  $1.1 \times 10^5$  kolonidannende enheter (CFU) / ml (Shoop *et al.* 1990).

### 3.1.10 *Listeria monocytogenes*

I tillegg til de overnevnte bakteriene har *Listeria monocytogenes* blitt mye omtalt i forbindelse med hygiene i fiskeindustrien. Denne bakterien finnes også i avløpsvann og forurenset overflatevann, noe som gjør at man må være påpasselig med vannkvaliteten for å sikre seg mot kontaminering via vann.

### 3.1.11 Opportunistiske patogene bakterier

Denne gruppen inkluderer bl.a. heterotrofe Gram-negative bakterier som hører til følgende slekter (Sobsey og Olson, 1983):

- *Pseudomonas*
- *Aeromonas*
- *Klebsiella*
- *Flavobacterium*
- *Enterobacter*
- *Citrobacter*
- *Serratia*
- *Acinetobacter*
- *Proteus*

Generelt utgjør nyfødte og syke ofte eldre mennesker risikogruppen som kan pådra seg infeksjoner av denne typen bakterier. Disse organismene kan opptre i høye konsentrasjoner i drikkevann og gjerne immobilisert i drikkevannsledninger.

### 3.1.12 Virus og parasitter

Pr. i dag er interessen for virus og parasitter som potensielle sykdomsfremkallende organismer stigende fra et relativt begrenset nivå i Norge. Dette skyldes ikke minst identifiseringen av virus (f.eks. Norwalks agens) og parasitter (*Giardia* og *Cryptosporidium*) som ikke tidligere ble satt i sammenheng med vannbåren smitte, men som i løpet av de siste 15 årene er blitt påvist ved flere tilfeller i Norden (Nordisk Ministerråd 1994). Enkelte virus og parasitters resistens mot desinfeksjonsmidler gjør at man må være spesielt på vakt ovenfor disse. Det er grunn til å tro at også norske drikkevannskilder (og sjøvannsinntak) inneholder problematiske virus og parasitter.

### 3.2 Indikatorbakterier

Av ovenfor stående fremgår at det er mange bakteriearter som kan fremkalle sykdommer hos mennesker. Analyser for å påvise smittefare eller beskrive hygieniske forhold må rasjonelt innrettes mot én eller noen få arter som kan fungere som såkalte indikatorbakterier.

Det er ut fra ovenfor stående meget viktig at den/de utvalgte indikatorbakterien(e) virkelig gir det riktige bildet på kvaliteten i den enkelte prøven.

Hva skal så en indikatorbakterie indikere? Svaret på dette spørsmålet vil ofte være todelt, indikatorbakterien skal indikere 1) kloakkforurensing og 2) risiko for mennesker (eller dyr) å pådra sykdommer ved inntak av vannet som den aktuelle prøven representerer.

Dagens analyser tar ikke hensyn til at patogene bakterier kan være en del av det vi kaller en naturlig miljøflora. Mage-tarm-katarrer og sårskader kan f.eks forårsakes av *Vibrio parahaemolyticus*, såvel som av beslektede *Vibrio* spp. samt av *Pseudomonas* og *Aeromonas* spp. (Elliot og Colwell, 1985). Ingen av disse assosieres med kloakk. Dette gir grunn til å hevde at det strengt tatt behøves to sett med indikatorer; én kloakkindikator og én indikator for tilstedeværelse av human patogene bakterier. Den ideelle "kloakkindikatorbakterien" må som et minimum:

1. Være en del av tarmfloraen hos varmblodige dyr
2. Være til stede når human patogene bakterier er til stede og ellers fraværende
3. Være til stede i høyere antall enn den/de human patogene bakterier
4. La seg påvise ved enkle og pålitelige prosedyrer
5. Være mer motstandsdyktig enn human patogene bakterier overfor desinfeksjon eller miljøet for øvrig
6. Være levedyktig, men ikke formere seg i miljøet

Den desidert vanligste indikatorbakteriegruppen som inngår i hygienetester, bl.a. av drikkevann, badevann og produksjonsvann i næringsmiddelindustri er totale og fekale koliforme bakterier. Selv om koliforme bakterier benyttes som indikatorbakterie kan det stilles store spørsmål ved hvor effektiv og pålitelig slike tester er. Ett hovedproblem med fekale koliforme bakterier er deres tilsynelatende meget lave overlevelse i sjøvann sammenliknet med andre indikatorbakterier og human patogene bakterier.

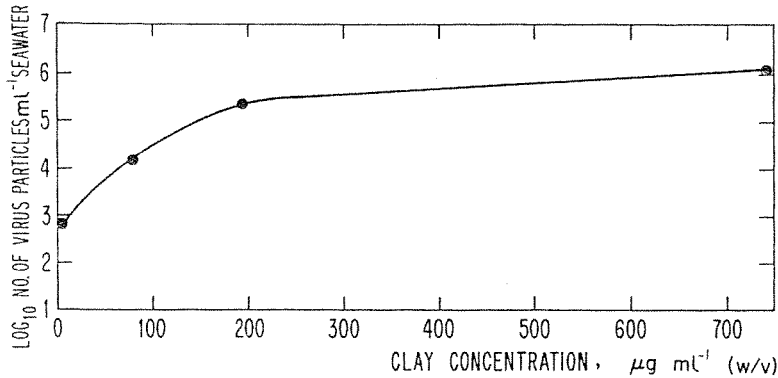
Bruken av begrepet tilsynelatende henspeiler på at dagens påvisningsmetoder, som for en stor del anvender oppdyrking på agarmedier (positive resultater er med andre ord avhengig av celledeling) ofte feiler i å få frem koliforme bakterier. Dette kan ha mange forklaringer som rapporten kommer inn på i senere kapitler. En dekkende fellesbetegnelse på disse årsakene vil imidlertid være stress.

### 3.3 Partikkelbundne eller frittlevende mikroorganismer?

En enkel fraksjonering av vannprøven gir vann og partikler (silt, leirminerale, cellemateriale og partikulær organisk materiale) som ikke lar seg filtrer gjennom (membran)filter med relevant lysåpning

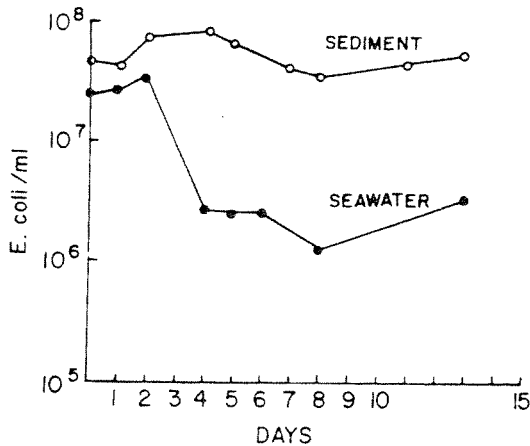
---

(> 0.45  $\mu\text{m}$ ). Mikroorganismer kan påvises frittlevende i vannet og bundet til partikler. I "bundet form" oppnår organismen beskyttelse mot ulike belastende miljøpåvirkninger. Figur 2 viser effekten som montmorillonitt (et leirmineral) har på overlevelsen av et virus (bakteriofag T<sub>7</sub>) som eksponeres for sjøvann (Bitton og Mitchell 1974). Dette fenomenet er for øvrig også dokumentert i ferskvann (Babich og Stotzky 1980).



**Figur 2.** Effekten av montmorillonitt på overlevelsen av et virus (bakteriofag T<sub>7</sub>) i sjøvann.

Tilstedeværelsen av indikatorbakterier i sedimenter er rapportert i flere undersøkelser (Figur 3). Bunnsedimenter er dokumentert å inneholde høyere konsentrasjoner med *E. coli*, *Salmonella* spp., *Enterobacter aerogenes* og enterovirus enn det som påvises i vannsøylen (Gerba og McLeod 1975, Erkenbrecher 1981, Elliot og Colwell 1985). Dette settes bl.a. i sammenheng med at sedimentene inneholder mer organisk stoff og næringssalter enn vannmassene, og at de gir beskyttelse mot ulike påvirkninger, bl.a. sollys.



**Figur 3.** Sammenlikning av overlevelse for *E. coli* i henholdsvis sediment og sjøvannssøylen over (Gerba og McLeod 1975).

Goyal *et al.* (1977) dokumenterer en signifikant konsentrasjonsøkning av indikatorbakterier i marine sedimenter som dannet seg rundt utløp for avløpsvann (tabell 5).

**Tabell 5.** Akkumulering av totale koliforme bakterier (TKB) og fekale koliforme bakterier (FKB) i marine sedimenter. MPN = Most Probable Number (Goyal *et al.* 1977).

Prøve	TKB (MPN / 100 ml)	FKB (MPN / 100 ml)
Vannsøylen over sediment		
Stasjon Nr. 1	6 886	2 382
2	5 320	1 528
3	64	19
4	92	10
Sediment		
Stasjon Nr. 1	382 143	9 731
2	192 857	16 806
3	16 791	152
4	14 279	151

Kjelleberg *et al.* (1987) beskriver fenomenet partikkelbinding som en aktiv prosess for marine bakterier. Små ikkevoksende mikroceller (ofte < 0.2 µm) driver rundt i de næringsfattige frie vannmassene. Slike marine mikroceller kan imidlertid endres til bakterier med normal størrelse dersom næringsbetingelsene ligger til rette for det. Partikler vil stort sett inneholde organisk stoff og næringsalter som gir denne muligheten, og partikkelbundne bakterier innehar oftest normalstørrelse. Om human patogene bakterier har denne muligheten til å variere form mellom ikkevoksende mikroceller og normalceller som vokser er ukjent.

I laboratorieundersøkelser er det vist at *E.coli* er i stand til å vokse i autoklaverte sedimenter fra brakkvann og sjøvann (Elliot og Colwell 1985). I ubehandlede sediment- og vannkontroller, ble det ikke observert celledeling. Resultatene underbygger at *E. coli* (og sikkert også andre human patogene bakterier) taper i konkurransen med den veltilpassede marine bakteriefloraen (jfr. Kjelleberg *et al.* 1987 og Morita 1982).

Størrelsen på partikler i marine sedimenter er vist å være omvendt proporsjonal med konsentrasjonen av næringsalter og med overlevelsen av *Enterobacter aerogenes* (Bitton 1994).

Både laboratorie- og mikrokosmosundersøkelser har vist at overlevelse av fekale koliforme bakterier og andre patogene bakterier i marine sedimenter øker med lavere temperaturer (Elliot og Colwell 1985, Fernandez *et al.* 1992, Bitton 1994). Det antas at temperaturen spiller en tilsvarende rolle ved overlevelse *in-situ*.

Det er også dokumentert at transkripsjonen (omdanning av oversettelse av DNA til mRNA) av de genene som koder for proteiner som deltar i osmoreguleringen i *E.coli* stimuleres i marine sedimenter som inneholder organisk materiale, noe Gauthier og Brettmayer (1990) trekker frem for å forklare at slike sedimenter antagelig fungerer som reservoarer for human patogene bakterier.

Både human patogene bakterier og indikatorbakterier ble dokumentert til stede i litorale sedimenter så langt som 460 meter fra et utslipp for avløpsvann (og stormvann) i Boston. Shiaris *et al.* (1987) viste imidlertid at selv om slike bakterier akkumulerte i sedimentene avtok konsentrasjonene med avstanden fra utslippet. Bølger, tidevann, strømmer, stormer, avløpsvann og menneskelig aktivitet inklusive mudring og ferdsel med fritidsbåter vil virvle opp bakterieholdige partikler. Det er dokumentert at

mudring har frigitt fekale streptokokker og fekale koliforme bakterier i et havneområder i Mississippi (Bitton 1994).

Dersom undersøkelser legges til tider med lav ferdsel eller dager med rolige vindforhold kan den resulterende hygienestatus lett bli misvisende, dersom det kun hentes prøver fra vannsøylen.

Det som er beskrevet ovenfor kan oppsummeres som følger:

- Bakterier i naturlige vannforekomster finnes både frittlevende i vannsøylen og bundet til partikler.
- Partikler kan gi bakteriene beskyttelse og tilførsel av næring.
- Bakterier i naturlige vannforekomster kan variere mellom hvilende mikroceller ( $< 0.2 \mu\text{m}$ ) som ofte er frittlevende bakterier og normalceller som ofte finnes bundet til partikler, gjerne i sedimenter. Humanpatogene bakterier lar seg lettere dyrke opp fra sedimentprøver enn fra frie vannmasser.
- Humanpatogene bakterier akkumuleres i sedimenter som avsettes rundt utløp fra avløpsrensaneanlegg, men konsentrasjoner avtar med avstand
- Humanpatogene bakterier konkurrerer dårlig med den veltilpassede akvatiske bakterieflora, men utlikner noe av forspranget i næringsrike sedimenter.

## 4. Krav til vannkilder

### 4.1 Hygieniske barrierer

Et viktig prinsipp innen drikkevannsforsyning er at det er innebygget to uavhengige hygieniske barrierer mot overføring av sykdomsframkallende mikroorganismer og andre helsefarlige forurensninger. En hygienisk barriere kan være:

- Tiltak for å hindre tilførsler av smittestoffer og andre helseskadelige stoffer til vanninntaket, det vil si tilfredstillende beskyttelse av kilden.
- Fjerning eller ødeleggelse av smittestoffer og andre helseskadelige stoffer i vannbehandlingsanlegget.

De to hygieniske barrierene kan også være innebygget i selve vannbehandlingsanlegget. Det kreves da at barrierene (behandlingstrinnene) virker etter ulike prinsipper. Dobbel klorering, dobbel UV-bestråling eller dobbel ozonering vil ikke kunne godkjennes, da noen smitteagens, f.eks. enkelte parasitter (protozoer), overlever høye doser av desinfektantene. Flere typer filtrering (direktefiltrering, langsomfiltrering og membranfiltrering) etterfulgt av desinfeksjon vil kunne ansees som tilfredstillende hygienisk sikring.

### 4.2 Egen vannforsyning

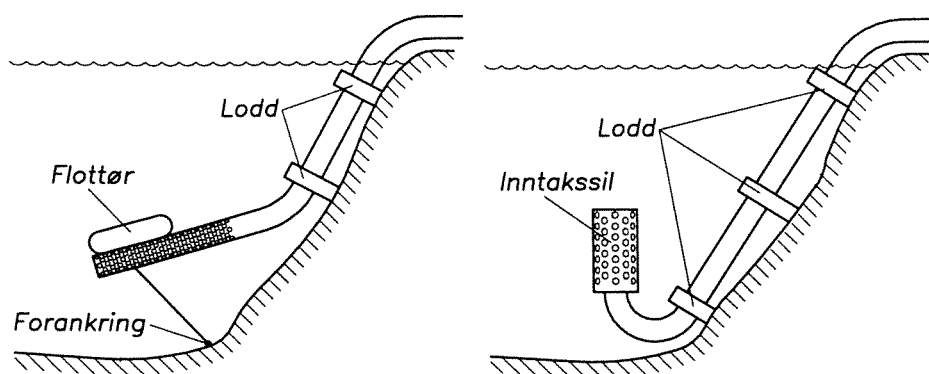
Dersom bedriften skal etablere eget vanninntak er det viktig å vurdere kildens egnethet, både med hensyn til mengde og kvalitet. Når det gjelder veiledende vannmengder vises til tabell 1. I tillegg til forbruket som oppgis der må det regnes betydelige vannmengder til spyling og rengjøring etter produksjonsstans. Det spesifikke vannforbruke i dansk fiskeindustri synes å være lavere enn i den norske (VKI 1988, Miljøstyrelsen 1996).

Når det gjelder kvalitet, skal en god råvannskilde være godt beskyttet og gi vann som krever minimalt med behandling, fortrinnsvis bare partikkelfjerning (siling) og desinfeksjon. Vannkilden må da fungere som en hygienisk barriere. Krav til råvann for framstilling av drikkevann er gitt i kap. 3 i "Drikkevannsforskriften" (Sosial- og helsedepartementet 1996). Det er nødvendig å se vannkilden og tilsigsområdet i sammenheng. Ved vurdering av vannkilden og tilsigsområdet må det gjøres en grundig vurdering av mulige forurensningskilder; eksempelvis bygging, landbruk, industri, forurenset grunn, veier, jernbane, bruk av området til rekreasjon, etc. Etter at en slik kartlegging er gjennomført vurderes behovet for å beskytte vannkilden gjennom tiltak. Dette kan være via kommunale reguleringsplaner, ved frivillige avtaler med grunneier, eller gjennom annen virkemiddelbruk.

Vann fra innsjøer, bekk eller elv kalles overflatevann. I tillegg til fare for mikrobiologiske forurensninger, er slikt vann ofte karakterisert ved lav pH-verdi, lav alkalitet, lavt kalsiuminnhold og ledningsevne. Mange norske overflatekilder inneholder betydelige mengder humus, noe som gir vannet en brungul farge. Humus er organiske makromolekyler som dannes ved nedbrytning av planterester. Forbindelsen kan skape problemer ved desinfeksjon av vannet, noe som vil bli omtalt i forbindelse med de ulike desinfeksjonsmetodene. Før etablering av egen vannforsyning må det tas prøver av kilden som analyseres med hensyn på fysisk/kjemiske- og mikrobiologiske parametere. Flere prøver bør tas over et visst tidsrom, også med uttak i perioder hvor vannkvaliteten synes dårlig.

Inntak i innsjø bør ligge dypt. Normalt vil 20-30 m under overflaten være tilstrekkelig for å komme under det såkalte temperatursprangsjiktet. Vann under dette sjiktet har lav temperatur sommeren gjennom mens overflatevannet varmes opp. Høst/vinter vil overflatevannet avkjøles og synke ned mot bunnen. Under sprangsjiktet vil vannet holde seg rundt 4°C, da ferskvann er tyngst ved denne temperaturen. Overlatesjiktet vil fungere som en mer eller mindre effektiv barriere mot forurensninger tilført ovenfra. Sjiktningen vil imidlertid brytes vår og høst når vanntemperaturen i overflaten og i dyplaget blir tilnærmet like.

Oftest akkumuleres slam på bunnen av innsjøer. Inntaket må plasseres slik at innsug av slam unngås, d.v.s. 1 1/2 - 2 meter over bunnen. Ulike løsninger er vist i figur 4. Bunnforholdene bør kartlegges før inntaksledningen legges. I grunne innsjøer må inntaket legges dypere enn 2 m for å forhindre problemer i forbindelse med isdannelse og bølger. I begge tilfeller bør stussen på ledningen utstyres med en grovsil for å unngå at fisk og større planterester skal komme inn i ledningen. Hastigheten gjennom silen bør være lav for å hindre at gjenstander suges fast. Inntaksledninger er oftest utført i PE-plast, og utstyrt med lodd for at den skal ligge stabilt.

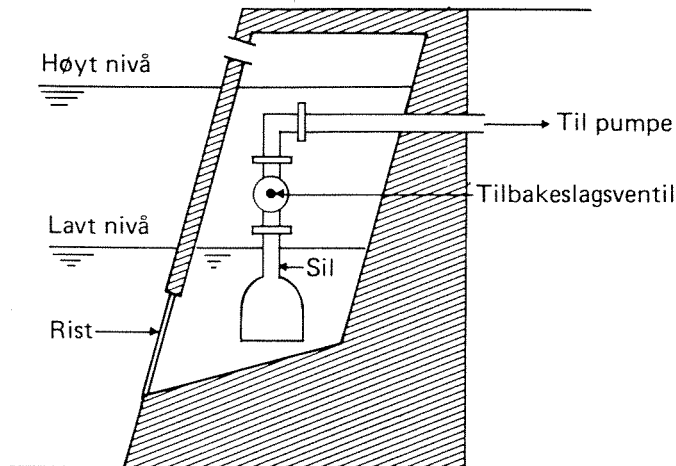


Figur 4. Ulike inntaksløsninger for å hindre innsug av slam (Lekang og Fjæra 1997).

Det er viktig å være klar over sesongavhengige vannkvalitetsendringer i innsjøer, spesielt i næringsrike innsjøer. Organisk materiale (i hovedsak alger) som produseres i de øvre vannlag i sommerhalvåret vil synke til bunns og brytes ned under forbruk av oksygen. Dette kan medføre lave oksygenverdier i dyplagene i vinterhalvåret med påfølgende lukt- og smaksproblemer. Løsningen i slike sjøer kan være et regulerbart inntak, alternativt to inntak, slik at man kan ta inn overflatevann om vinteren og dypvann om sommeren.

Elveinntak er normalt en dårligere løsning enn inntak i dype innsjøer, og frarådes dersom det finnes alternativer. Historiske vannmengdedata må sjekkes for å forsikre seg om at elva gir tilstrekkelig med vann, også i tørrvårsperioder. I forbindelse med mye nedbør eller snøsmelting vil generelt sett vannkvaliteten i elver og bekker forringes som følge av løsrivelse/opphvirvling av sedimenter og utvasking av forbindelser fra løsmasser i nedbørsfeltet. Det er avgjørende at vannets hastighet dempes ned før inntakspunktet slik at partikulært materiale kan sedimentere. Etablering av eget inntaksbasseng ved siden av hovedløpet kan bidra til bedret vannkvalitet. Bassenget kan skilles fra hovedløpet med en betongvegg utstyrt med en åpning 0.5 - 1 meter under overflaten og lengst mulig fra bunnen. Åpningen bør være utstyrt med grovrist. Selve bassenget bør overbygges, alternativt inngjerdes, for å unngå direkte forurensninger. Det er også mulig å etablere et eget sedimenteringsbasseng et stykke fra inntakspunktet der stedlige forhold tilsier en slik løsning. Etablering av kum/brønn i grove løsmasser ved elvebredden kan være et alternativ for å unngå større partikler.

I elver med jevn vannføring kan direkte inntak etableres. Man bør finne en egnet plass i elva der vannhastigheten er lavest mulig (bukt eller utvidelse). Innsug av bunnslam må unngås, samtidig som dybden må være tilstrekkelig for å forhindre problemer med is og flyttestoffer. Et eksempel på et direkte inntak er vist i figur 5.



**Figur 5.** Eksempel på utforming av et direkte inntak i en elv (Folkehelsa 1992).

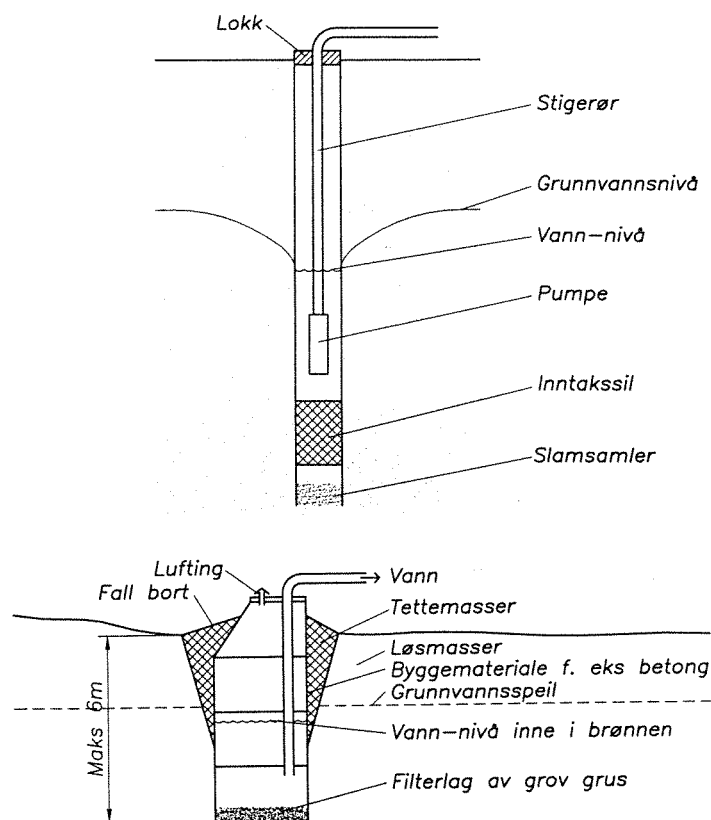
Grunnvann er som oftest av høy kvalitet med hensyn på mikroorganismer og partikler, samt ha lav temperatur. Imidlertid kan vannet være oksygenfattig og inneholde løste uorganiske forbindelser, eksempelvis jern og mangan. Det benyttes flere ulike brønntyper avhengig av type grunnvannsforekomst. Når det gjelder selve utførelsen av ulike brønner bør det tas kontakt med konsulenter innen utnyttelse av grunnvann og sertifiserte brønnborefirmaer.

Sandspiss består av et perforert rør med spiss nederst. Dette slås ned i løsmassene. Ved pumping strømmer vannet gjennom perforeringen. Sandspiss egner seg for små vannuttak der grunnvannspeilet står forholdsvis høyt.

Sjaktebrønn benyttes for å ta ut større vannmengder på steder med høyt grunnvannspeil. Diameteren er normalt fra 1 meter og oppover. Brønnen kan bygges med tette vegger helt ned slik at vannet strømmer gjennom løsmassene og inn gjennom bunnen. Der det er påkrevd etableres et filterlag bestående av sand, singel, pukk for å fjerne finpartikulært materiale.

Rørbrønn er den vanligste brønntypen ved utnyttelse av grunnvann fra løsmasser. Brønnene består av vertikale perforerte rør mot de vannførende lag, normalt mindre enn 30 meter totaldybde. Store brønner kan produsere opp til 100 l/sek eller mer. For å produsere store vannmengder er det vanlig å etablere flere brønner i samme område. Figur 6 viser en prinsippskisse av en rørbrønn.

Borebrønn benyttes for uttak av grunnvann i fjell. Dimensjonene er normalt fra 110 mm og oppover. De minste brønnene produserer opp til noen tusen liter pr. time og er sjelden over 100 meter dype. Borebrønner i fjell gir sjelden de helt store vannmengdene.



Figur 6. Prinsippskisse av en rørbrønn og en sjaktebrønn (Lekang og Fjæra 1997).

### 4.3 Vann fra kommunalt eller privat vannverk

Selv ved uttak på kommunalt ledningsnett er man ikke sikret vann av tilfredstillende kvalitet. Dette kan skyldes dårlig kommunal vannkilde, mangelfull behandling, en kombinasjon av disse to, eller at det skjer



ting på ledningsnett. Dårlig kommunal vannkilde med eller uten tilstrekkelig behandling er et utbredt problem, særlig ved mindre vannverk langs kysten av Vestlandet og videre nordover (Fauske 1996). Dette kan medføre at bedriften mottar vann som inneholder tarmbakterier og således er uegnet for bruk i fiskeindustrien. Gammelt og dårlig ledningsnett kan i verste fall medføre innsug av forurenset vann som forringer den opprinnelige vannkvaliteten. Videre kan begroing på ledningsnett føre til forhøyede kimtall, spesielt i forbindelse med variasjoner i vannhastigheten (åpning av kraner eller ventiler) med påfølgende løsrivelse av biofilm. Begroing kan reduseres ved å fjerne oppløst organisk materiale i behandlingsprosessen, og ved rutinemessig spyling og rengjøring av ledningsnett.

Dersom den kommunale eller private vannforsyningen er av utilfredstillende kvalitet bør det legges press på anleggseier slik at forholdene utbedres. Det kan være aktuelt å installere egen vannbehandling, da fortrinnsvis et desinfeksjonsanlegg. Mange bedrifter som har offentlig vannforsyning har måttet gå til anskaffelse av slikt utstyr (Fiskerinæringens Landsforening 1997).

#### 4.4 Sjøvannsinntak

Som tidligere nevnt er sjøvann tillatt for begrenset anvendelser i fiskeindustrien, og skal tilfredstille de samme kvalitetskravene som ferskvann. Sjøvann pumpes ofte fra bedriftens umiddelbare nærhet, i områder som kan tjene som resipient for kommunalt avløpsvann. Det er derfor svært viktig at det tas hensyn til eksisterende kloakkutslipp og dominerende strømmetninger ved etablering av sjøvannsinntak. Kommunale utslipp føres som oftest til et visst dyp for at avløpsvannet skal lagres der, og ikke nå overflaten.

For å sikre råvann med jevn kvalitet, med lavt innhold av tarmbakterier og alger, bør inntaket ligge under det intermediære vannlaget. Grensedypet vil variere fra område til område, men ligger vanligvis under ca. 20 - 40 m. Vann fra slike dyp vil normalt inneholde lite larver fra blåskjell, rur og andre organismer som kan feste seg til vegger i rørsystemet og forårsake driftsproblemer. Inntaket bør sikres med grovsil for å forhindre innsug av fisk, skjell etc., samt utformes på en slik måte at bunnslam ikke trekkes inn i anlegget. Ifølge SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" (Statens forurensningstilsyn 1997), vil sjøvann som inneholder <5 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml, og et oksygeninnhold >4 mg/l, være godt egnet som råvann til fiskeforedling. Dersom det påvises termotolerante koliforme bakterier i kilden må vannet desinfiseres før bruk.

Ved bakteriologisk prøvetaking (*E. coli* og TKB) i Måløy havn (Golmen 1993), ble det påvist forhøyede bakterietall både i overflatevann og dypere sjikt, med verdier opp til 400 TKB/100 ml. Området mottar betydelige mengder kommunal kloakk (ca. 3000 personekvivalenter, p.e.), samtidig som det er kilde for råvann til fiskeindustrien. Generelt sett var det lavere verdier om sommeren enn vår og høst. Alle neddykkede utslipp av kloakk vil stige oppover i sjøen et stykke, inntil utslippsvannet i fortenna form innlagrer seg i et gitt dyp. Normalt etableres nye utslipp på dypt vann slik at avløpsvannet påvirker overflatelaget minst mulig. Dette øker imidlertid faren for å forurense dykkede sjøvannsinntak.

I forbindelse med undersøkelsen ved Måløy ble foretatt en teoretisk analyse av datamateriale for å finne optimalt dyp for sjøvannsinntak til fiskeindustrien i forhold til eksisterende og nye kloakkutslipp. Beregningene viser at ved kloakkutslipp på 25 meter er overflatepåvirkningen ved Måløy minimal. Utslippsvannet vil da stige opp til ca. 18 meters dyp. Dette tilsier at sjøvannsinntak på ca. 18 meter eller dypere ikke vil bli direkte påvirket av fortennet avløpsvann. Man skal være oppmerksom på at de lokale forholdene kan gi andre verdier på andre lokaliteter.

I et regneeksempel utført av Molvær og Golmen (1994) blir det illustrert at sjøvannskvaliteten kan være for dårlig til bruk i fiskeindustrien i flere kilometers avstand fra et kommunalt utslipp. Man tok her

utgangspunkt i et utslipp i størrelsesorden 1000 p.e. med en konsentrasjon på  $4 \times 10^6$  TKB/100 ml. Vinterstid, og ved dyputslipp, vil den inaktiverende effekten av sollys være liten, og temperaturen lav. Dette gir lang overlevelse med en  $T_{90}$  (tiden som medgår før bakteriekonsentrasjonen er redusert med 90%) på 24-48 timer. Fortynningen vil variere fra sted til sted. Dersom man antar en fortynningsfaktor på 1000 ved  $T_{90}$  i rent sjøvann, vil skyen av fortynnet avløpsvann etter 24-48 timer fortsatt kunne inneholde 400 TKB/100 ml. Med en rettlinjert og enveis strømhastigheter på 5-10 cm/sek kan utslippet påvirke områder 4-9 km fra utslippsstedet i løpet av ett døgn.

## 4.5 Forbehandling

### 4.5.1 Partikkelfjerning

Overflatevann, inkludert sjøvannsinntak, bør siles i mekanisk selvrensende sil før desinfeksjon. Inntaket bør, som tidligere nevnt, i tillegg være forsynt med en grovrister ved inntakspunktet. Grovristeren skal forhindre innsug av store gjenstander som skjell, fisk, stein, løvresten, etc. som kan skape driftsproblemer i forbindelse med pumping og regulering (ventiler).

Umiddelbart før desinfeksjonsanlegget bør det være installert selvrensende siler for fjerning av finere partikulært materiale. Slike siler er normalt utstyrt med stålduker eller nylonduker med lysåpningene fra 40 til 300  $\mu\text{m}$ . Silene er installert for å fjerne partikler som kan nedsette den bruksmessige kvaliteten og føre til nedslamming/begroing i ledningsnett, men også for å fjerne partikler som kan beskytte mikroorganismene gjennom desinfeksjonsanlegget. Som nærmere omtalt under de enkelte desinfeksjonsmetodene, kan partikler nedsette effekten både av UV-bestråling, ozonering og klorering.

Selvrensende siler kan være trykkløse eller trykksiler montert direkte på inntaksledningen.

Dersom vannet inneholder mye små svevepartikler som ikke lar seg fjerne ved siling, bør vannet gjennomgå en mer avansert rensing før desinfisering. Mest nærliggende er koagulering og direktefiltrering, eller membranfiltrering. Begge metodene er nevnt i forbindelse med humusfjerning. Svevepartikler kan være av organisk eller uorganisk opprinnelse. Et eksempel på det sistnevnte er leirepartikler som kan gi høye turbiditetsverdier, og nedsette vannets bruksverdi betraktelig.

### 4.5.2 Humusfjerning

Høyt humusinnhold (høyt fargetall) er et problem i forbindelse med desinfeksjon. Fordi humus nedsetter effekten av aktuelle desinfektanter, og fordi humus kan bidra til dannelse av uheldige reaksjonsprodukter, bør forbindelsen fjernes i størst mulig grad før desinfeksjonsprosessen. Veiledende verdi for fargetall i "Drikkevannsforskriften" er 1 mg Pt/l. Dersom fargetallet er høyere enn 10 mg Pt/l, bør det reduseres før desinfeksjon. Dette kan gjøres ved rensetiltak, i første rekke ved koagulering og direktefiltrering, ionebytting eller membranfiltrering. For nærmere omtale av disse metodene henvises til en nylig utkommet veileder for valg av prosessløsninger for fjerning av humus (Folkehelse 1998).

## 5. Desinfeksjonskinetikk

### 5.1 Naturlig død

En rekke naturlige faktorer i miljøet kan senke konsentrasjonen av patogene mikroorganismer. Fortynning vil være en slik faktor som for øvrig er lett å beregne. Av andre faktorer som påvirker endringer av konsentrasjoner og sammensetting i den mikrobielle flora er:

1. Inaktivering
2. Naturlig celledød
3. Fysisk fraseparering / fjerning av celler

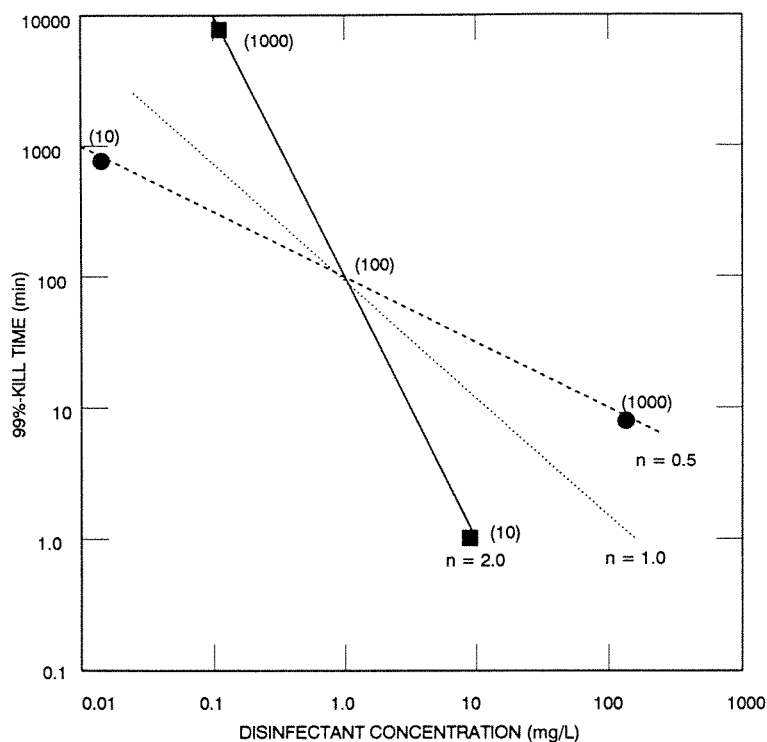
Det er utarbeidet mange modeller som kan benyttes for å beregne eller forutsi ulike mikrobiologiske forhold og prosesser i avløpsvann. Felles for modeller som beregner dødelighet av bakterier er at de følger første ordens kinetikk.

### 5.2 Dødelighet i nærvær av desinfeksjonsmidler

Virkningen av desinfeksjonsmidler er tidsavhengig, der det endelige resultatet med hensyn på ødeleggelse av bakterier, virus og/eller parasitter/amøber er avhengig av en rekke kjemiske, fysiske og biokjemiske forhold og prosesser. Slike virkningsmekanismer kan hver for seg beregnes gjennom enkle kinetiske uttrykk. Det skal imidlertid anmerkes at ukritisk bruk (overføring) av eksempler fra litteratur eller skalering på "tvers av vannkvaliteter" bør unngås.

Kunnskap om inaktiveringshastigheter for ulike mikroorganismer er grunnleggende for å designe et effektivt behandlingsanlegg. Spesielt er det viktig å dokumentere effekten som konsentrasjonen av valgt desinfeksjonsmiddel har på inaktiveringshastigheten, da dette gir grunnlag for å bestemme optimal oppholdstid i et behandlingssystem, uttrykt ved konsentrasjon x tid - forholdet ( $C \times t$ -forhold).

I figur 7 fremstilles tiden  $t$  som skal til for å inaktivere 2 log-enheter (99%) som funksjon av  $C$  i et dobbelt logaritmisk diagram. Vinkelkoeffisienten,  $n$ , for de ulike linjene blir her en effektvariabel som viser utslagene som endringer i kontakttid eller konsentrasjonen av benyttet desinfeksjonsmiddel har på inaktiveringseffektiviteten. Dersom  $n < 1$ , vil desinfeksjonseffekten i større grad være påvirket av kontakttiden. Dette i motsetning til i systemer der  $n > 1$  hvor det er konsentrasjonen av desinfeksjonsmidlet som bestemmer effekten. Det må presiseres at  $n$  ofte er nær 1.0.



**Figur 7.** Effekten som ulike konsentrasjoner av desinfektant har på  $n$  i et  $C \times t$ -diagram (Clark *et al.* 1989)

Inaktivering ved bruk av desinfeksjonsmidler skjer ved ulike reaksjonshastigheter. Chick beskrev allerede i 1904 en likning for å beregne inaktiveringshastighet:

**Chick's lov**

$$-dN/dt = kN$$

hvor:

$-dN/dt$  = endringen i celletall pr. tidsenhet (inaktiveringen)

$k$  = dødsrate-konstant

$N$  = antall overlevende celler ved ett gitt tidspunkt

Chicks lov, beskriver en eksponensiell sammenheng mellom inaktivering og tid.

Det må presiseres at det finnes mange avvik fra denne modellen. Mange faktorer kan forårsake avvikene, f.eks endring i konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel (over tid), aldersfordelingen i en kultur (alders- eller typeavhengig resistens eller motstandskraft) eller artsavhengig resistens. Dannelse av celleaggregater eller tilstedeværelse av celleholdige partikler vil spille helt avgjørende roller for inaktiveringseffekten.

Watsons lov beskriver en vel dokumentert logaritmisk sammenheng mellom inaktiveringshastighet og konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel:

**Watson's lov**

$$k = k' C^n$$

hvor:

C = konsentrasjon av desinfektant

n = fortynningskoeffisient

k' = korrigert dødsrate konstant

Desinfeksjonsprosessen er oftest influert av temperatur (med unntak av UV-bestråling), og Arrhenius' likning kan anvendes for å beregne temperatureffekten, dersom desinfeksjon ved bruk av høye temperaturer holdes utenfor:

**Arrhenius' likning**

$$k'_T = k'_{20} B^{(T-20)}$$

hvor:

k'<sub>T</sub> = hastighet ved en gitt temperatur

k'<sub>20</sub> = hastighet ved 20°C

B = empirisk konstant

Formelen under som i tillegg til temperatur også inkluderer pH, ble utviklet for å forutsi inaktivering av *Giardia lamblia* cyster ved bruk av klor (Clark *et al.* 1989, Hibler *et al.* 1987)

$$C \times t = 0.9847 C^{0.1758} \times \text{pH}^{2.7519} \times T^{-0.1467}$$

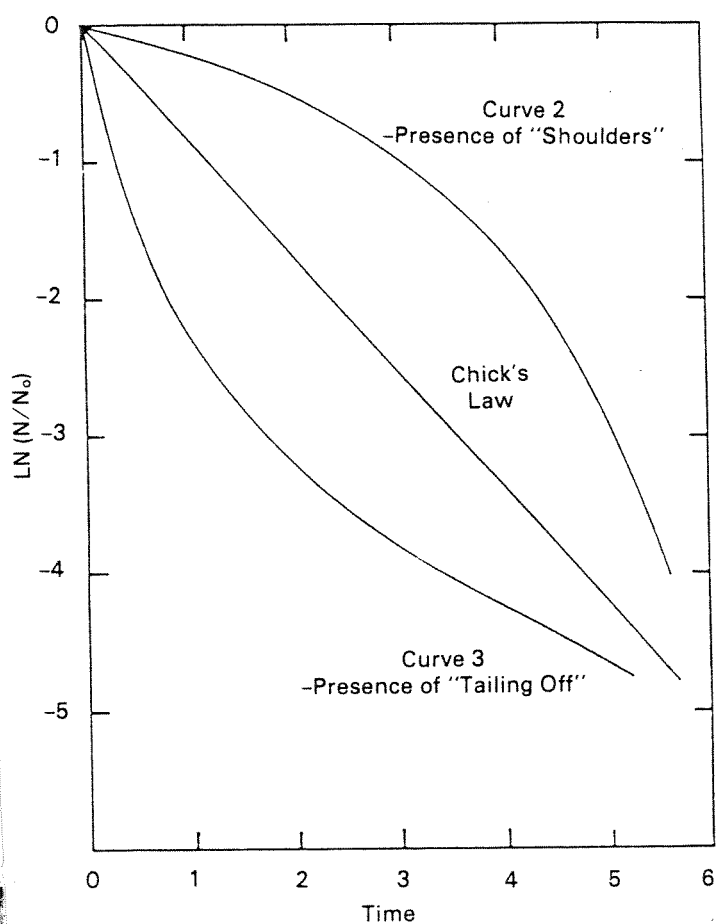
I figur 8 er Chick's lov grafisk fremstilt sammen med to hovedtyper reaksjonsavvik, a) "skuldre" og b) "haler". Førstnevnte kan forklares ved:

- At desinfektanten må diffundere gjennom celleveggen før inaktivering eller død inntreffer (treghet)
- At desinfektanten må bindes til celleveggen før effekten oppnås (spesifisitet)

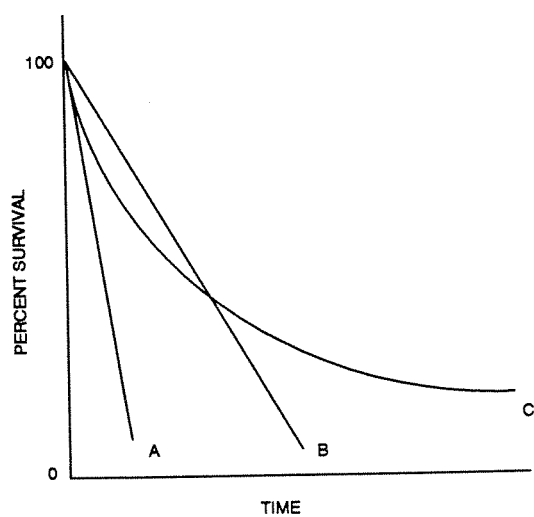
Reaksjonsforløp som har "haleforløp" (*tailingreaksjoner*) forklares ved:

- At det foreligger ulik sensitivitet i organismene til stede i prøven
- At prøven inneholder partikler og celleklumper
- At desinfektanten induserer resistens (som en funksjon av eksponeringstid)

Hoff og Akin (1986) fremstiller inaktiveringskurver etter desinfeksjon utfra følsomhet og homogenitet i behandlet kultur (Figur 9).



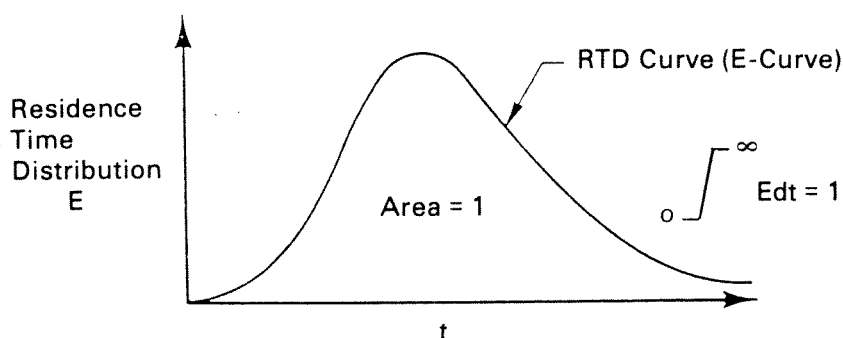
Figur 8. Grafisk fremstilling av Chick's lov med avvik (EPA 1986)



Figur 9. Inaktiveringskurver etter desinfeksjon. A. Følsom og homogen populasjon, B. Mer resistent, men homogen populasjon, C. Heterogen populasjon eller homogen populasjon som er delvis beskyttet gjennom celleaggregering (Hoff og Akin 1986).

## 6. Litt om hydrauliske forhold

Ofte skjer inaktivering i gjennomstrømmende systemer (kontaktreaktorer) hvor en tilstreber en ideell hydraulisk situasjon der avløpsvannets hastighetsprofil er kjent i et hvilket som helst punkt til enhver tid. En slik idealsituasjon inntreffer sjelden. Gjennomstrømningsforholdene beskrives istedenfor gjennom oppholdstids-fordelingen. Denne fordelingsnøkkelen har sitt grunnlag i at ethvert element (f.eks et kloratom eller bakterie) har ulike oppholdstider i en kontaktreaktor. Når frekvensene av alle disse tidsfordelingene plottes mot tiden får vi en oppholdstidskurve som figur 10 gir et eksempel på.



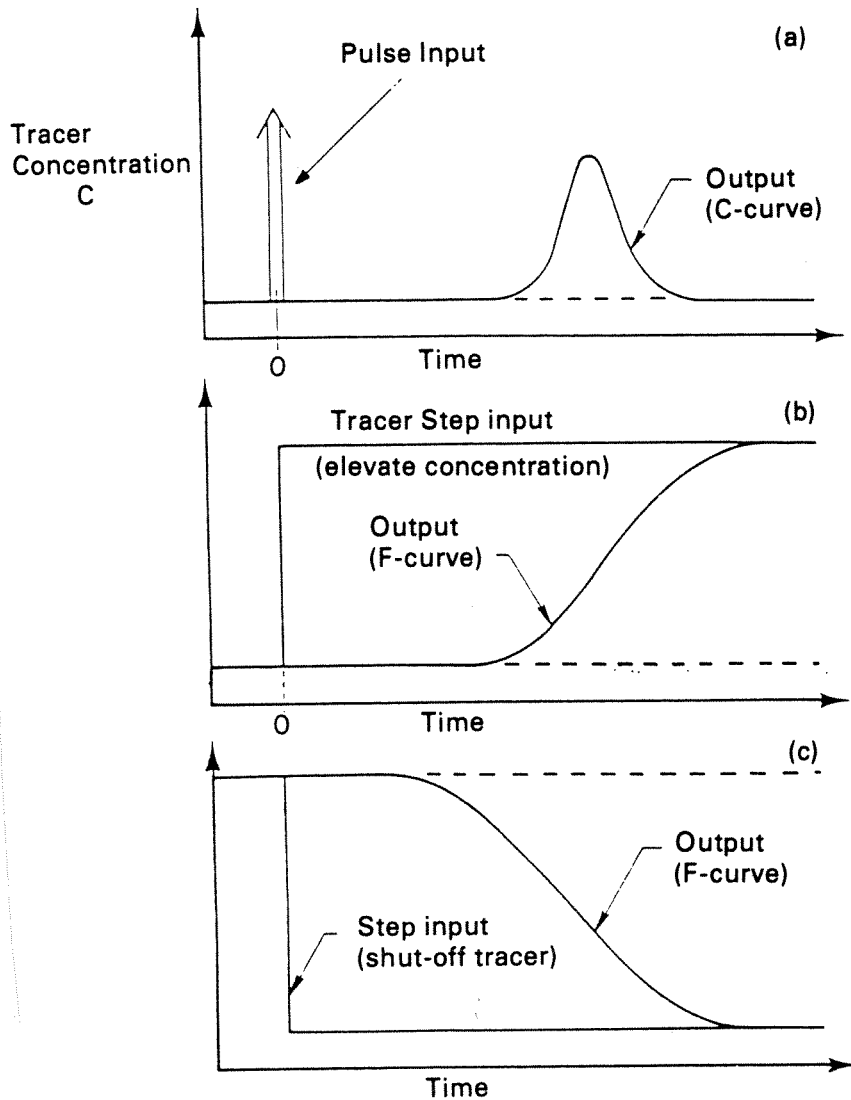
**Figur 10.** Fremstilling av en normalisert oppholdstids-fordelings-kurve (EPA 1986).

De to vanligste måtene å bestemme oppholdstidskurver på er å registrere konsentrasjonsendringer i utløpet av en kontaktreaktor etter 1) pulstilførsel eller 2) endring i konsentrasjon av et konservativt (inert) sporstoff i innløpet av den samme reaktoren. Fremstillingen av disse metodene er vist i figur 11.

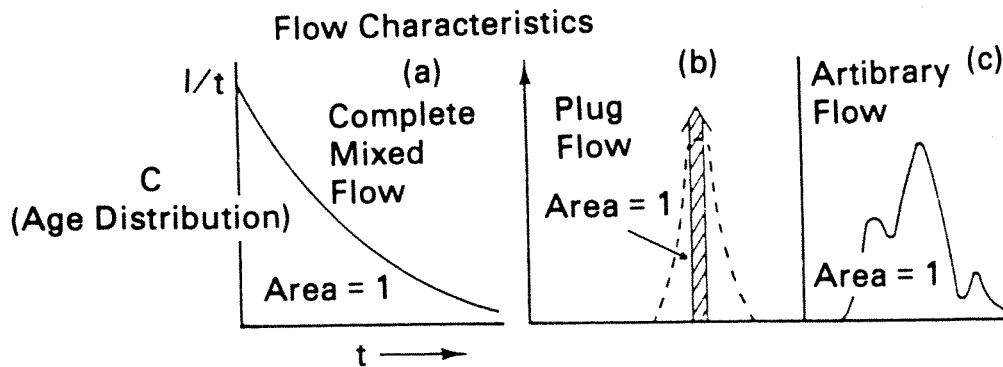
Formen av og fordelingen av arealet under oppholdstidskurven beskriver i all hovedsak de hydrauliske egenskapene ved et desinfeksjonssystem og gir informasjon om inaktiveringsprosessen kan forventes å være effektiv. I figur 12 fremstilles 3 ulike oppholdstids-fordelings-kurver.

I en reaktor med totalomblending (figur 12 a) vil en del av desinfektanten gå rett i utløpet uten at det oppnås oppholdstid i det hele tatt. Eksemplet beskriver en helt uholdbar situasjon for et desinfeksjonsanlegg. En tilstrebet hydraulisk situasjon vises i figur 12 b, der responsen på pulstilsetningen vises som en akutt konsentrasjonsøkning i utløpet (markert og smal oppholdstidskurve som ideelt sett er identisk med konsentrasjonskurven for tilsetningspuls). Dette systemet er en såkalt stempelstrøm-reaktor, der alle aktuelle elementer, f.eks klormolekyler eller mikroorganismer oppholder seg i like lang tid. Det vilkårlige gjennomstrømningsbildet som fremkommer i figur 12 c, antyder en kontaktreaktor med ulike hydrauliske forhold til stede. Det kan dreie seg om kortslutninger (som gir kort oppholdstid), bakevjer (som gir lang oppholdstid) og stillestående områder som i liten grad gir eksponering for desinfektanten.

Det normale bildet vil være en eller annen form for distribusjon som kan beregnes eller modelleres ut fra empirisk viten. Uansett er oppholdstidskurven sentral både ved design, overvåkning og gjennomføring av prosessendringer. Det finnes simuleringsprogrammer (CFD, Computational Fluid Dynamics) som kan beregne distribusjon og kontakt-effektivitet i et basseng avhengig av utforming og plassering av desinfeksjons-enheter. Slike programmer kan også benyttes for å optimalisere desinfeksjons-prosesser.



Figur 11. Fremstilling av a) pulstilsetning, b) momentan økning og c) momentan senkning i konsentrasjoner med tilhørende effekter på utløp (EPA 1986).



Figur 12. Fremstilling av 3 ulike oppholdstids-fordelings-kurver (totalomblanding, stempelstrøm og vilkårlig) (EPA 1986).

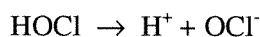


## 7. Metoder for desinfeksjon

### 7.1 Dosering av klor

Klor kan tilsettes vann i form av natrium- eller kalsiumhypokloritt ( $\text{NaOCl}$  eller  $\text{Ca(OCl)}_2$ ), i form av kloramin, eller som klorgass ( $\text{Cl}_2$ ). For desinfeksjon av inntaksvann til tilvirkingsanlegg med korte overføringsledninger, vil natriumhypokloritt som vandig løsning (12-15%), eller kalsiumhypokloritt som pulver eller granulat være de to mest aktuelle alternativene. Natriumhypokloritt kan fortynnes og doseres v.h.a. en doseringspumpe direkte fra kanna løsningen leveres i, mens kalsiumhypokloritt som pulver/granulat må løses i vann før dosering. Kloramin er en svakere desinfektant, men mer stabil, enn hypokloritt, og kan være aktuelt der man ønsker en baktericid effekt gjennom lange overføringsledninger. Forbindelsen lages ved simultan dosering av tilmålte mengder hypokloritt og ammonium, eller ved dosering av ferdigblandet monokloramin.

Natrium- og kalsiumhypokloritt hydrolyseres i vann. Dette medfører at  $\text{OCl}^-$  ioner frigjøres, og det innstilles en likevekt mellom hypoklorsyre ( $\text{HOCl}$ ) og hypokloritt-ion ( $\text{OCl}^-$ ):



Summen av  $\text{HOCl}$  og  $\text{OCl}^-$  er *fritt klor*.  $\text{OCl}^-$  regnes som en svakere desinfektant enn  $\text{HOCl}$ . Ved høy pH, vil likevekten være skjøvet mot høyre slik at hoveddelen av fritt tilgjengelig restklor foreligger som  $\text{OCl}^-$ . Effekten av kloreringen kan bli redusert.

Fritt restklor er sterkt oksyderende og vil reagere med løste oksyderbare organiske og uorganiske forbindelser i vannet. Når organiske molekyler oksyderes dannes bl.a. syrer og aldehyder. Ved klorering av vann som inneholder humus (nedbrytningsprodukter fra planter), kan det dannes lavmolekylære klororganiske forbindelser som trihalometaner (THM). Uorganiske forbindelser som toverdug jern, mangan og nitritt vil oksyderes av klor. Fritt klor og ammonium vil som nevnt reagere til kloraminer som er aktive biocider, men svakere enn  $\text{HOCl}$  og  $\text{OCl}^-$ . Summen av kloraminer betegnes *bundet klor*. Summen av fritt og bundet klor betegnes *totalt restklor*.

#### 7.1.1 Effekt ovenfor mikroorganismer

Effekten av klor ovenfor ulike mikroorganismer er godt dokumentert (tabell 6). De fleste vegetative bakterier og virus er følsomme for lave konsentrasjoner av fritt klor, mens bakteriesporer er mer hardføre og krever betydelig høyere doser. Enkelte parasitter, som f.eks. *Cryptosporidium parvum*, lar seg ikke inaktivere ved doseringer som normalt benyttes ved desinfeksjon av drikkevann.

Tabell 6. Ulike mikroorganismers følsomhet ovenfor fritt klor (HOCl + OCl<sup>-</sup>).

Organisme	Vann- type	pH	Temp. °C	Eksponerings tid	Kons. mg/l	Inaktivering %	Referanse
<b>Bakterier</b>							
<i>Escherichia coli</i>	Rent	7.0	20-25	1 min	0.055	100	Dychdala 1991
<i>Bacillus subtilis</i> sporer	Buffer	7.0	5	5 min	200	>99.9	Bloomfield og Arthur 1992
<i>Clostridium perfringens</i> sporer	Buffer	7	25	4 t	5	96	Venczel <i>et al.</i> 1997
<i>Listeria monocytogenes</i>	Rent	9.5	20	30 sek	100	99.999	Dygdala 1991
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Rent	6.0	21	15 sek	5.0	100	Dygdala 1991
<i>Streptococcus faecalis</i>	Rent	7.5	20-25	2 min	0.5	100	Dygdala 1991
<b>Virus</b>							
Coxsackie	Rent	6.9-7.1	25-29	1-3 min	0.21-1.0	99.6-99.9	Dygdala 1991
Polio	Buffer	7.0-7.9	19-28	2-10 min	0.11-1.0	99.9	Dygdala 1991
	Ionebyttet	9.0	5	70 min	1	99.9	Berg <i>et al.</i>
	Ionebyttet	9.0	5	18 min	5	99.9	1990
Simian rotavirus	Buffer	7	4	21 sek 6 sek	0.1 0.2	99.9 99.9	Vaughn <i>et al.</i> 1986
Human rotavirus	Buffer	7	4	60 sek 8 sek	0.1 0.2	99.9 99.9	Vaughn <i>et al.</i> 1986
<b>Parasitter</b>							
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts	Rent	7	25	90 min	80	90	Korich <i>et al.</i> 1990 Venczel <i>et al.</i> 1997
	Buffer	7		24 t	5	0	

### 7.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

#### Betydning av celleaggregering og partikler

Generelt vil bakterieceller, viruspartikler og cyster av protozoer være beskyttet inne i celleaggregater (Sharp *et al.* 1976, Chen *et al.* 1985). Stewart og Olson (1986) rapporterte at celleaggregater av *Acinetobacter* spp. stamme EB 22 hadde dobbelt så høy resistens mot kloraminer som frittlevende bakterier. Resultater fra samme forsøk viste at behandling med Tween 80 reetablerte følsomheten overfor klor i denne bakterien.

Turbiditet i vann kan oppstå fra uorganiske forbindelser som silt, leire og jernoksider, organisk stoff samt celler (biomasse). Partikler kan på flere måter øke bakterienes resistens mot klorering.

Berman *et al.* (1988) viser at partiklenes størrelse spiller en rolle ved at bakterier som er bundet til partikler med størrelse < 7 µm blir raskere inaktivert ved bruk av en klorkonsentrasjon på 0.5 mg/l ved 5°C og pH 7.0, enn bakterier som er assosiert til partikler som er > 7 µm (tabell 7).

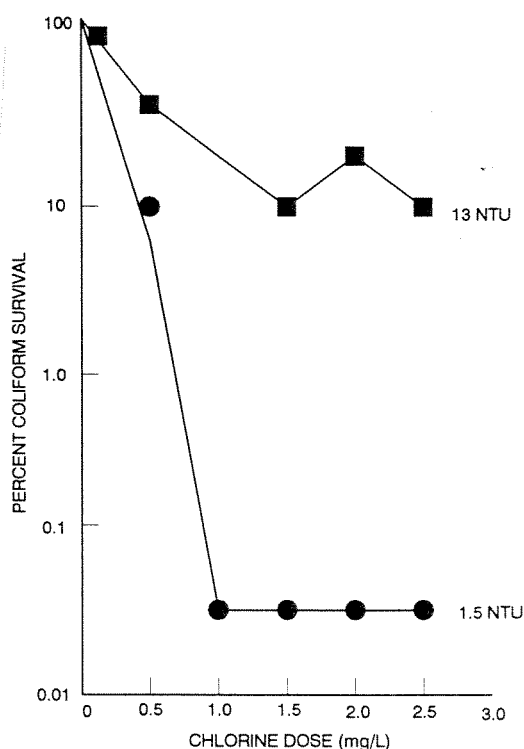
**Tabell 7.** C × t verdier for 99% inaktivering av partikkelbundne koliforme bakterier med henholdsvis fritt klor og kloramin (Berman et al.1988)

Partikkeldiameter	C × t verdier (mg Cl / l × time)		
	Klor <sup>1</sup>	Monokloramin <sup>2</sup>	
	pH 7	pH 7	pH 8
< 7 µm	0.9	71	109
> 7 µm	2.7	87	160
> 7 µm, etter homogenisering	0.5	92	117

<sup>1</sup> 0.5 mg / l

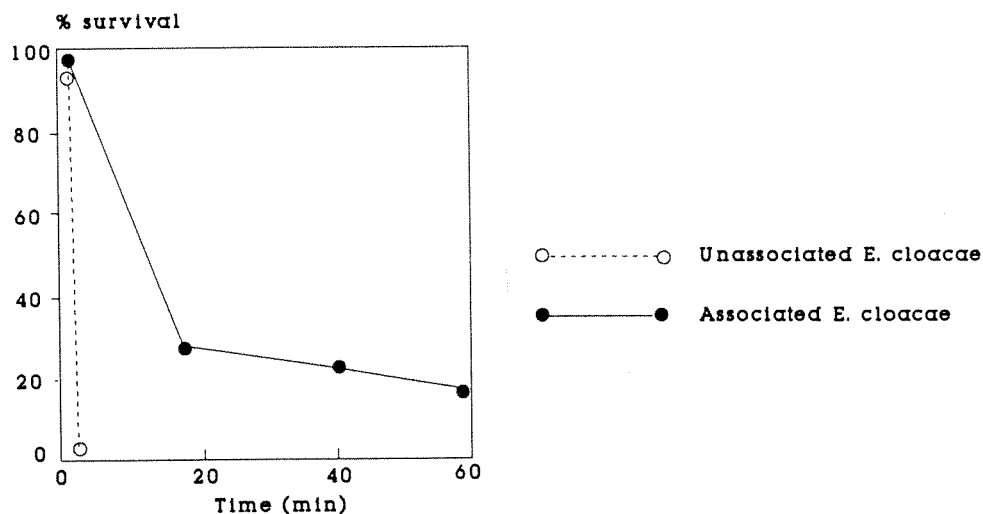
<sup>2</sup> 1.0 mg / l

Partiklenes sammensetning vil være avgjørende for hvordan klor fungerer som desinfektant. Hoff (1978), viste at poliovirus som var bundet til bentonitt (NTU = 7.1) eller til aluminiumfosfat (NTU = 5.0) ble inaktivert av klor like effektivt som frittlevende virus. Derimot oppnådde cellebundne poliovirus (NTU = 1.4) full beskyttelse mot klorinaktivering. I de samme forsøkene ble det dokumentert at *Escherichia coli* oppnådde beskyttelse mot klorinaktivering gjennom binding til partikler ut fra forsedimenteringsbassenget i et renseanlegg. Koliforme bakterier ble gjendyrket fra slampartikler etter eksponering for 0.5 mg Cl/l ved pH 5 og 5°C i 60 minutter. Kontrollen (frittlevende *Escherichia coli*) ble inaktivert med mer enn 99.99% på ett minutt ved samme betingelser. Figur 13 viser overlevelse av koliforme bakterier som funksjon av klordose og turbiditet i to ulike vannkvaliteter (LeChevallier et al. 1981).



**Figur 13.** Effekten av turbiditet på overlevelse av *E. coli* i klorert vann (LeChevallier et al.1981).

Nematoder kan spise og fordøye virus og patogene bakterier og på den måten beskytte slike mot effekten av klor. Amfipoden *Hyaella azreca* er dokumentert å beskytte både *E.coli* og *Enterobacter cloacae* mot klorering. Ved tilstedeværelse av 1 mg/l klor var inaktiveringsraten (k) for henholdsvis bundne og ubundne *E. cloacae* lik 0.022/time og 0.93/time (Figur 14). Patogene tarmbakterier som 'fordøyes' av protozoer oppnår også beskyttelse mot inaktivering med klor (King 1988).

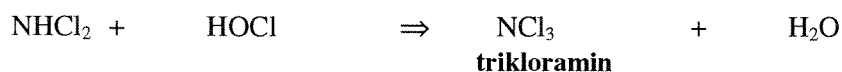
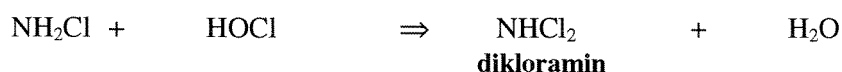
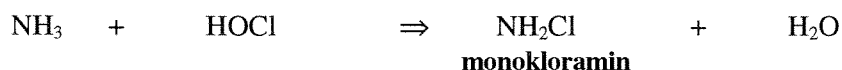


**Figur 14.** Effekt av klorering på *Enterobacter cloacae* som enten foreligger bundet til en invertibrat eller frittlevende i vannmassene (Levy et al. 1984).

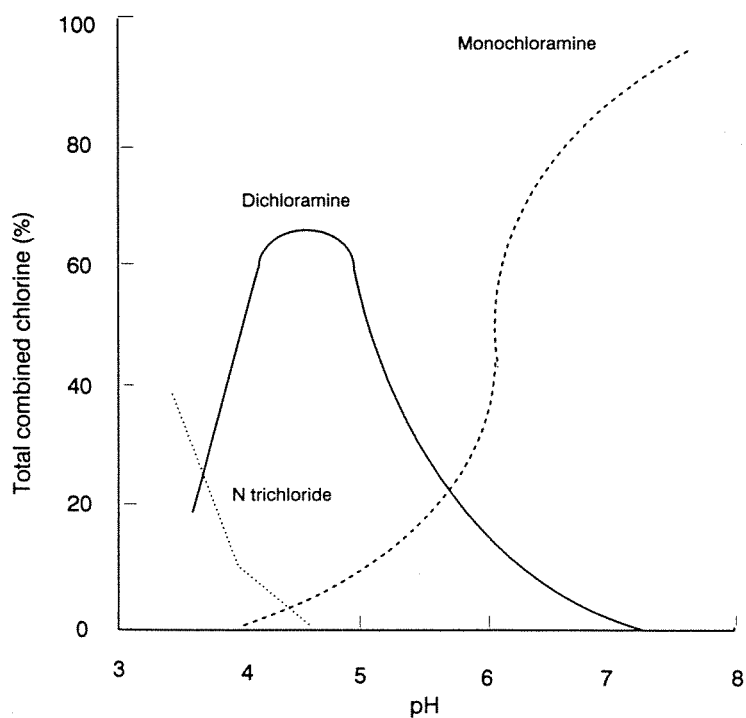
#### Betydningen av løst organisk stoff og ammonium

De viktigste kjemiske forbindelser som nedsetter desinfeksjonseffektiviteten av klor er uorganiske og organiske nitrogenforbindelser samt redusert jern, mangan og hydrogensulfid. Løst organisk stoff vil ved oksidasjon konsumere tilsatt klor på samme måte som tilstedeværelse av ammonium, nitritt, redusert jern og mangan gjør det.

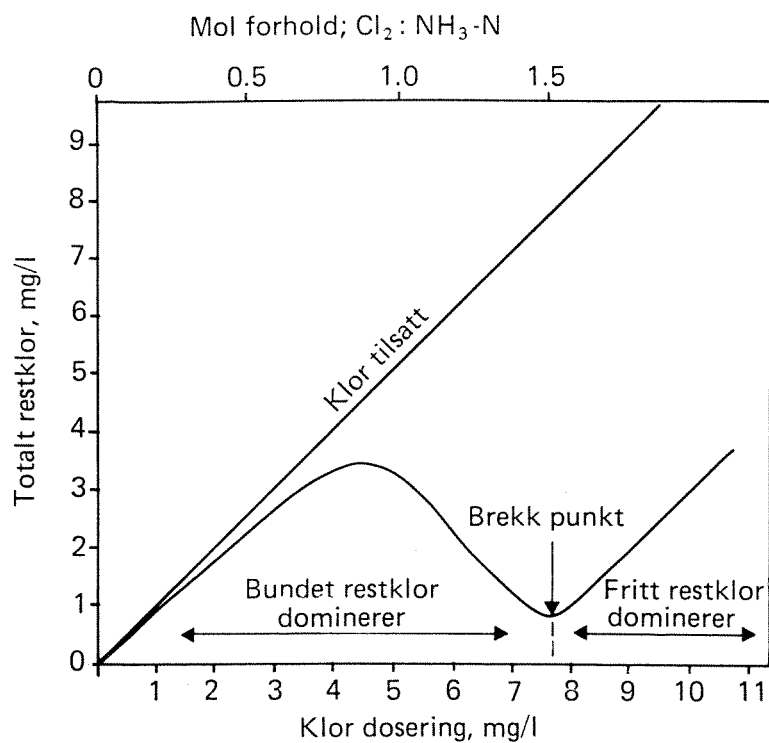
Ammonium vil i vanndige løsninger dessuten reagere med HOCl i henhold til reaksjonene under. Fordelingen av de tre formene av kloramin avhenger av pH (Figur 15).



Blandinger mellom klor og ammonium danner den klordose-rest kurven som er vist i figur 16 (Liltved et al. 1987). I fravær av et klorbehov, vil en klordose på 1 mg/l produsere en klorrest på 1 mg/l. Ved tilstedeværelse av ammonium vil klorresten nå en topp ved et mol-forhold mellom klor til ammonium-N på ca. 1, for så å avta til et minimum som kalles for brekkpunktet. I brekkpunktet oksyderes kloramin til nitrogengass. Tilsats av klor over brekkpunktet sikrer tilstedeværelse av fritt restklor.

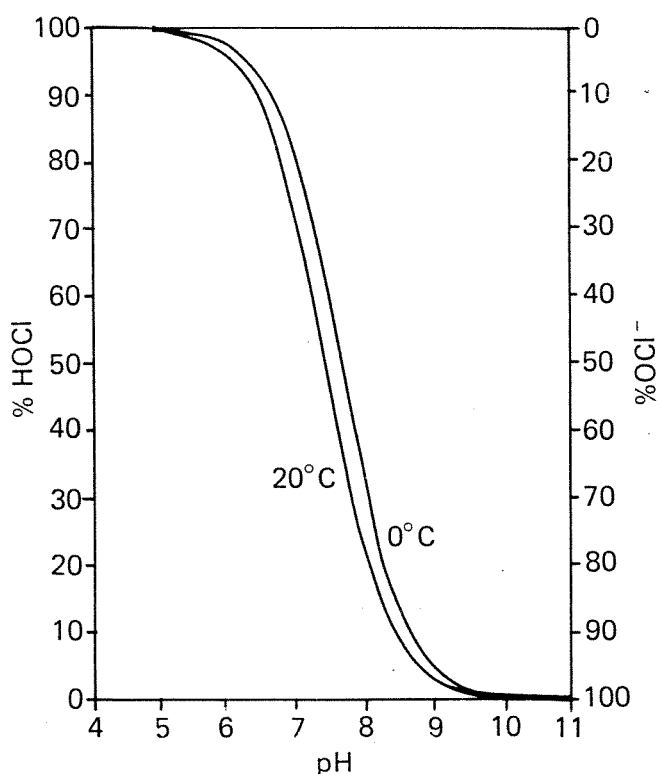


Figur 15. Fordelingen av kloraminer som funksjon av pH (Wolfe et al. 1984).



Figur 16. Dose - behovkurve for klor-ammonium reaksjonen.

Når det gjelder desinfeksjon ved bruk av klor er det ut fra reaksjonslikningene under helt klart at pH styrer mengde hypoklorsyre (HOCl) og hypokloritt (OCl<sup>-</sup>) tilstede i løsningen (figur 17).

**Hydrolyse av klorgass i vann****Dissosiasjon av hypoklorsyre i vann**

**Figur 17.** Fordeling av HOCl og Cl- som funksjon av pH.

HOCl er en langt mer effektiv desinfektant enn av OCl<sup>-</sup>, faktisk hele 80 ganger mer effektiv overfor *E. coli* (Bitton 1994). Grunnen til at klor virker mer effektivt ved lave pH-verdier er at HOCl i udisosiert form lett transporteres over cellemembranen. Intracellulært virker hypoklorittsyre på diverse enzymer.

På den annen side økes inaktiveringseffekten av klor gjennom tilstedeværelse av basekationer og spesielt ved høye pH-verdier når hypoklorittionet dominerer. Den positive effekten av basekation forklares med ioneparring mellom kationet og hypoklorittionet og påfølgende transport over celleveggen.

### 7.1.3 Oppbygging av anlegg

Ideelt sett burde vann som inneholder oksyderbart oppløst og partikulært materiale behandles før klor-desinfeksjon. Dette for å øke effekten ovenfor mikroorganismer, redusere nødvendig klormengde for å opprettholde en tilstrekkelig restklormengde i løpet av kontakttiden, for å unngå dannelse av forbindelser

med ubehagelig lukt- og smak, og for å minimere dannelse av klororganiske forbindelser som kan ha helseeffekter. Fjerning av humus v.h.a. direktefiltrering, ionebytting eller membran-teknologi kan være aktuelt.

Ved klorering av vann med normalt god kvalitet benyttes doseringsmengde fra 0.3 til 1 mg/l aktivt klor. Kontakttiden før vannet når forbruker skal være minimum 30 minutter, og det skal kunne måles klorrest etter denne tiden (>0.02 mg/l). Ved svenske vannverk er det rapportert om normale restkonsentrasjoner etter kontakttiden i området 0.01 - 0.4 mg/l (Guzikowski og Stenstrøm 1996).

Effektiv innblanding av klor i hele vannvolumet, samt tilstrekkelig kontaktid er kritiske parametere for effektiv desinfeksjon. Dette blir nærmere omtalt i kapitlet som omhandler hydrauliske forhold.

Normalt doseres natrium- eller kaliumhypokloritt-løsning fra en beholder ved hjelp av en membran-doseringspumpe. Doseringsmengden kan kontrolleres manuelt, semi-automatisk, mengde proporsjonalt, ved måling av restklor, eller ved integrering av de to sistnevnte. Automatisk klordosering setter store krav til mengdemåler/klormåler. Uansett styringsmetode må det anskaffes utstyr for kontinuerlig eller sporadisk registrering av restklor.

Manuell kontroll er enklest og i de fleste tilfellene å foretrekke. Ved konstant vannmengde gjennom kloreringsanlegget kan doseringspumpen stilles til ønsket restklor-nivå. Der det er bygget utjevningssjø etter kloreringspunktet kan slik styring være aktuell. Ved endringer i vannmengde og/eller vannkvalitet må doseringsmengden justeres manuelt av driftspersonalet. Over- eller underdosering vil kunne bli resultatet ved mangelfull oppfølging.

Med semi-automatisk kontroll menes en enkel form for automatisk styring av doseringen der vannmengden reguleres trinnvis. Doseringspumpa kan motta på-av signal fra innløpspumper/nivåvipper i pumpe- eller fra ventilstyring.

Mengdeproporsjonal dosering benyttes der vannmengdene varierer kontinuerlig og ikke trinnvis. En vannmengdemåler gir signal til doseringspumpa som gir mye eller lite avhengig av vannmengden, slik at doseringsmengden pr. volumenhet forblir tilnærmet konstant.

Ved styring av doseringen etter restklor kreves utstyr for kontinuerlig måling av restklor-konsentrasjonen. Måleren avgir et signal til doseringspumpa som er proporsjonalt med restklor-konsentrasjonen. Ved lav konsentrasjon økes doseringsmengden, og senkes ved høy konsentrasjon. Ved amperometrisk måling som er den mest vanlige, kreves nøye renhold av elektroder, samt kalibrering av instrumentet.

Integrert styring. Ved store vannverk, og der hvor vannkvaliteten varierer, kan det være en fordel å styre etter både vannmengde og restklor. I et slikt system doseres klor mengdeproporsjonalt, med overstyring av signal fra restklor-måleren.

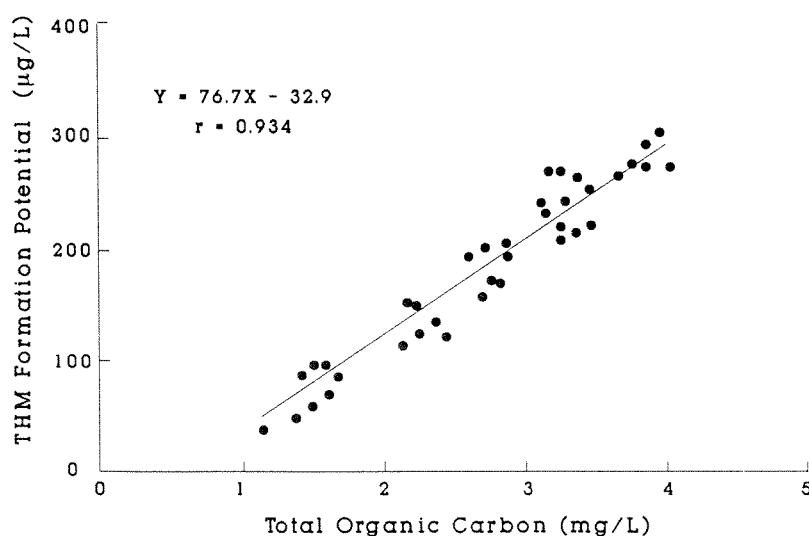
#### **7.1.4 Miljøeffekter**

Giftigheten til klor og dets biprodukter er viktig å få avklart siden en så stor del av befolkningen eksponeres for slike kjemikalier, først og fremst gjennom klorert drikkevann. Miljøeffektene ved utslipp av klorert avløpsvann er også omdiskutert. I USA foregår en intens og til dels følelse-ladet kampanje mot bruk av desinfektanter som klorgass, kloraminer og hypokloritt / hypoklorittsyre samt nær sagt alle former klorholdige pesticider, fungicider, herbicider. Flere stater har innført strenge restriksjoner.

I forbindelse med klorering av drikkevann som inneholder organisk stoff kan det dannes trihalometaner (THM) som f.eks kloroform, diklormetan, 1,2-dikloretan og karbontetraklorid. Disse mistenkes å være kreftfremkallende. Ved sjøvannsinnblanding reagerer klor med brom og danner ulike bromforbindelser eller klorbromforbindelser som også er mistenkt å være kreftfremkallende. Det bør presiseres at grunnlaget for ranking av kreftfare i et stoff for en stor grad baseres på resultater fra dyreforsøk der langtidseksponering for høye konsentrasjoner inngår.

I forbindelse med klorering av drikkevann kontrolleres dannelse av THM ved følgende tiltak (Wolfe et al. 1984):

1. Fjerning av forløpere til THM før klorering. (Det er en klar sammenheng mellom det totale potensiale for produksjon av THM og totalt organisk stoff (TOC) i vannet, Figur 18).
2. Fjerning av THM
3. Anvendelse av alternative desinfektanter, f.eks kloraminering, ozonering eller UV-bestråling



**Figur 18.** Sammenhengen mellom potensialet for dannelse av THM og organisk stoff (TOC) i vannprøven (LeChevallier et al. 1992).

Fare for dannelse av andre persistente klorerte organiske, som f.eks. polyklorerte bifenyler (PCB) og dioksiner, ansees som liten under de reaksjonsbetingelsene som eksisterer ved klorering av drikkevann og avløpsvann (Kolsaker 1989).

I Norge benyttes AOX som måleparameter for klororganisk stoffutslipp. Bestemmelsen er basert på adsorpsjon av organiske molekyler (AO) til aktivt kull. Etter utvasking av klorid ( $\text{Cl}^-$ ) bestemmes organisk bundet halogen (X) ved titrering med sølvioner. Ovenfor nevnte THM-forbindelser vil imidlertid ikke bindes til aktivt kull.

Siden AOX også dannes gjennom naturlige prosesser, faktisk også av ulike organismer (f.eks gresshopper - 2,5 diklorofenol, midd - 2,4 diklorofenol og tang/tare - metylklorid), vil bakgrunnskonsentrasjonene kunne være relativt høye. Tolkningen av resultater fra AOX-analyser bør derfor knyttets til høy grad av forsiktighet.



Som tidligere nevnt reagerer klor med ammonium under dannelsen av kloraminer. Kloraminer er dokumentert å ødelegge blodlegemer ved oksidasjon av hemoglobinbundet jern. Giftigheten av kloramin-T øker med avtagende pH og hardhet i vannet. Normalt øker giftigheten med stigende temperatur.

## 7.2 Dosering av ozon

Ozon er en spesiell form av oksygen, sammensatt av tre oksygenatomer. Forbindelsen kan genereres ved å la tørr luft eller oksygen passere gjennom et felt med elektriske utladninger eller ved å UV-bestråle luft eller oksygen. I begge tilfellene blir oksygen-molekyler splittet. De resulterende oksygen-atomene reagerer med intakte oksygen-molekyler til ozon.

Ozon har et høyt oksidasjonspotensiale og regnes som et effektivt middel for desinfeksjon av vann. Frankrike har vært foregangsland når det gjelder bruk av ozon som desinfeksjonsmiddel. Det første desinfeksjonsanlegget ble satt i drift ved Nice i 1906, og har vært i kontinuerlig drift siden. I 1977 var det i drift minst 1043 europeiske desinfeksjonsanlegg basert på ozon. Ozon er også vurdert som et mulig alternativ for desinfeksjon av behandlet avløpsvann (Water Pollution Control Federation 1986).

I fiskeoppdrettsammenheng er metoden tatt i bruk i forbindelse med desinfeksjon av inntaksvann og avløpsvann i landbasert oppdrett, samt for behandling av vann i resirkuleringsanlegg. For inntaksvann er det i første rekke aktuelt å ozonere ferskvannsinntak, da det dannes en rekke oksiderte forbindelser (spesielt bromforbindelser) ved ozonering av sjøvann. Disse kan være toksiske for oppdrettsfisken og vanskeligere å få ut av vannet enn ozonet selv. Dersom ozonert sjøvann skal brukes i fiskeoppdrett, må vannet behandles for fjerning av rest-ozon og reaksjonsprodukter (oksidanter). En måte å gjøre dette på er å føre vannet gjennom et riktig dimensjonert filter av aktiv-kull. Alternativt kan det doseres inn et reduksjonsmiddel, eksempelvis en fortynnet tiosulfat-løsning.

### 7.2.1 Effekt ovenfor mikroorganismer

Ozon er svært reaktivt og vil oksydere en rekke organiske og uorganiske forbindelser. Dette gjør at det kan være vanskelig å etablere og måle stabile restkonsentrasjoner i naturlige vanntyper.

Ozon regnes som et mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn klor ovenfor virus og protozoer. Forsøk har vist at en cystene til *Cryptosporidium parvum* er resistente ovenfor de klordoseringer som normalt brukes innen vannbehandling, mens de er følsomme for 1 mg/l restozon (Korich *et al.* 1990). Også andre protozoer (*Giardia lamblia*, *Giardia muris* og *Naegleria gruberi*) er lettere å inaktivere med ozon enn klor (Wickramanayake *et al.* 1991). I tabell 8 er ozon-følsomheten til en rekke aktuelle mikroorganismer vist.

Tabell 8. Ulike mikroorganismers følsomhet ovenfor ozon.

Organisme	Vann- type	pH	Temp. °C	Eksponerings tid	Kons. mg/l	In- aktivering %	Referanse
<b>Bakterier</b>							
<i>Escherichia coli</i>	Rent	7	24	1.67 min	0.23-0.26	99.99	Farooq og Akhlaque 1983
	Rent	7	20	0.16 min	0.18-0.51	>99.999	Boyce <i>et al.</i> 1981
	Rent	7.2	1	0.33 min	0.065	99	Katzenelson <i>et al.</i> 1974
<i>Mycobacterium fortuitum</i>	Rent	7	24	1.67 min	0.23-0.26	90	Farooq og Akhlaque 1983
<i>Legionella pneumophila</i>	Buffer	7	24	20 min	0.32-0.47	>99.99	Edelstein <i>et al.</i> 1982
<b>Virus</b>							
Coxsackie A9	5 NTU	7	20	0.16 min	0.035-	>98	Boyce <i>et al.</i> 1981
Coxsackie B3	Rent	7	25	10 min	0.144	99.9	EPA 1983
Coxsackie B5	Rent	7	25	10 min	0.6 0.076	99.9	
Polio type 1	Rent	7	24	1.67 min	0.23-0.26	99.7	Farooq og Akhlaque 1983
Polio type 1	5 NTU	7	20	0.16 min	0.21	>97	Boyce <i>et al.</i> 1981
Polio type 2	Rent	7	25	10 min	0.052	99.9	EPA 1983
Polio type 3	Rent	7	25	10 min	0.22	99.9	
Bacteriophage f <sub>2</sub>	5 NTU	7	20	0.16 min	0.40-0.41	>99.97	Boyce <i>et al.</i> 1981
Simian rotavirus	Buffer	7	4	32 sek 9 sek	0.1 0.2	99.9 99.9	Vaughn <i>et al.</i> 1987
Human rotavirus	Buffer	7	4	6 sek 6 sek	0.1 0.2	99.9 99.9	Vaughn <i>et al.</i> 1987
<b>Protozoer</b>							
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts	Rent			5 min	1	90	Korich <i>et al.</i> 1990
<i>Naegleria gruberi</i>	Buffer	7	5	7.8 min	0.55	99	Wickramanayake <i>et al.</i> 1991
<i>Giardia muris</i>	Buffer	7	5	2.8 min	0.7	99	"
<i>Giardia lamblia</i>	Buffer	7	5	1.1 min	0.5	99	"

Mulige inaktiveringsmekanismer ved ozonering er at ozon reagerer med komponenter i celle-membranen og derved skader cellens osmotiske regulering, eller trenger gjennom membranen og oksyderer bl.a. proteiner i cytoplasma. Det er vist in vitro at ozon reagerer med baser i DNA/RNA-molekyler. Forsøk gjennomført med ozoneksponering av *E. coli* i vann viste at kortidseksponering (1-5 min) til konsentrasjoner som ikke påvirket kimtallet, medførte økt membran-permeabilitet (Komanapalli og Lau 1996). Dette ble registrert ved protein- og nukleinsyre-lekkasje, samt lipid-oksidasjon. Ved økte kontakttider sank kimtallet med forsterket lipid oksidasjon og lekkasje over membranen. Det ble også påvist degradering av intracellulært protein og plasmid-DNA. Det ble konkludert med at membran-komponenter er det primære mål for celledskade ved ozonering.

## 7.2.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

### Oppløst organisk materiale

Som nevnt er ozon reaktivt og vil i enda større grad enn aktivt klor oksydere organisk stoff og reduserte uorganiske forbindelser. Dette vil medføre at ozon forbrukes i vannkvaliteter som inneholder slike forbindelser, og man må dosere mer for å tilfredstille kravene til restozonmengde. Reaksjonsprodukter som dannes når ozon reagerer med oppløst organisk materiale kan være helseskadelige eller gi uønskede effekter. Imidlertid regnes faren for dannelse av kreftfremkallende forbindelser, som for eksempel THM, å være mindre ved bruk av ozon enn ved klorering.

Driftsmessige problemer kan imidlertid oppstå ved ozonering av humusholdig vann, noe som ble erfart ved Bærum vannverk. Her inneholdt vannet humusforbindelser som ved ozonering ble spaltet til mindre og lettere biologisk nedbrytbare forbindelser. Økt bakterievekst i ledningsnett som følge av økt mengde biotilgjengelig materiale ble resultatet. For å få til problemfri ozonering bør råvannet ha lavt innhold av oppløst organisk karbon (helst <0.2 mg/l) og ikke inneholde ammonium. Vanntemperaturen bør ikke være for høy, og oppholdstiden i ledningsnett bør være relativt kort (< 1 dag) (Lund 1989).

pH. Vannets pH-verdi vil påvirke ozonets stabilitet. Økt pH resulterer i økt dekomponering, noe som kan gi redusert desinfeksjonseffekt. Redusert inaktivering av poliovirus type 1 og rotavirus ved høy pH (8-10) er rapportert (Harakeh og Butler 1985, Vaughn et al. 1987). Wickramanayake et al. (1991) observerte dårligere inaktivering av *Naegleria gruberi* cyster ved pH 9 enn ved lavere verdier, mens for *Giardia muris* cyster var forholdet omvendt. Her ble det registrert raskere avdøding ved pH 9 enn ved pH 5 eller 7.

Temperatur. Som for andre kjemiske desinfeksjonsmidler vil desinfeksjonshastigheten øke med økende temperatur (Sobsey 1989). Imidlertid vil høy temperatur nedsette løsligheten av ozon i vann.

Partikler. Som for andre kjemiske desinfeksjonsmidler vil mikroorganismer som er innbakt i partikler være delevis beskyttet. Beskyttelse vil også kunne oppnås ved kolonisering av partikkeloverflater og ved aggregat-dannelse. Enkelte typer partikler vil i tillegg kunne reagere med og konsumere ozon. Forfiltrering vil kunne redusere partikkelinnholdet og øke effekten av ozoneringen.

## 7.2.3 Oppbygging av anlegg

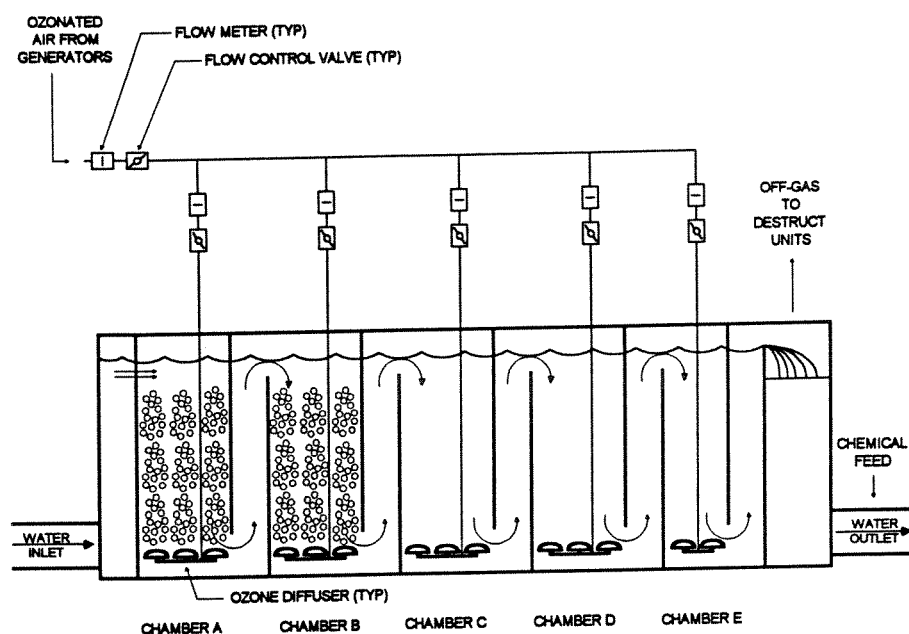
Ozon er lite stabil og må derfor genereres på stedet. Normalt genereres ozon ved å lede oksygen fra tank gjennom et felt med elektriske utladninger. Anlegg må dimensjoneres etter avløpvannets ozonforbruk. Det vil si at ozonmengden som tilsettes må overskride ozonforbruket for at det skal etableres en restkonsentrasjon over en viss tid. Ozonbehovet vil øke med avløpets innhold av organisk stoff og andre oksyderbare forbindelser, og må bestemmes eksperimentelt.

I Frankrike har praksis vært å sette krav om 0.4 mg/l restozon etter 4 minutters kontakttid ved desinfeksjon av drikkevann. Ved franske vannverk benyttes normalt lengere kontakttider (8 - 12 minutter) ved hjelp av to seriekoblede kammere.

Ved ozonering av ferskvannsinntak til norske settefiskanlegg er kravet 0.1 mg/l etter 3 min kontakttid. Det er viktig med fullstendig de-ozonering før vannet når fisken, da selv svært lave konsentrasjoner har gifteffekter ovenfor akvatiske organismer.

Et mulig innblandingssystem for ozon er å føre ozonholdig oksygen eller tørket luft fra generatoren via diffusorer til et kontaktkammer (figur 19). Kontaktkammeret må dimensjoneres med riktig høyde for å sikre så god overføring fra gassfase til vannfase som mulig. Overføringshastigheten øker med økende

temperatur, mens metningskonsentrasjonen senkes. Kontaktkammeret er som oftest delt i flere seksjoner for å unngå kortslutningsstrømmer. Det finnes alternative utforminger av kammeret.



**Figur 19.** Skjematisk framstilling av et ozonanlegg med kontaktkamre (A og B) og holdekamre (C, D og E) (Hunter og Rakness 1997).

Holdekammeret er konstruert for å gi tilstrekkelig oppholdstid med nødvendig ozon-konsentrasjon, og for eventuelt å gi tilstrekkelig reaksjonstid for nedbryting av ozon til et ufarlig nivå. For destruksjon av rest-ozon og reaksjonsprodukter kan det også benyttes filtre av aktivkull, UV-bestråling eller inn dosering av reduserte forbindelser (f.eks. tiosulfat).

I ozonanlegg bør det være montert utstyr for kontinuerlig måling av restozon. Måleverdiene kan logges på skriver eller PLS og tilkoblet utgående alarm for høy og lav ozonkonsentrasjon. Sensoren skal være plassert slik at vannet har tilstrekkelig oppholdstid i systemet før målingen. Det er viktig at rengjøring av sensor og kalibrering inngår i det rutinemessige driftstilsynet av anlegget. I tillegg bør det være utstyr for kontinuerlig måling av ozonkonsentrasjonen i den tilførte oksyngengassen.

Det bør være utstyr for regulering og måling av strømstyrke på generatoren, samt måling av ozonkonsentrasjon i gassblandingen fra generatoren. Ved å regulere strømstyrken reguleres ozonproduksjonen pr. tidsenhet. Timeteller skal også være montert på hver generator.

Vannmengde gjennom anlegget bør måles og logges kontinuerlig. Vannmengdemåleren må plasseres på rørløpningen slik at krav til rette strekk før og etter overholdes.

Avgasser fra ozonanlegg bør behandles i et ozondestruksjons-anlegg før utslipp.

Av sikkerhetsutstyr skal det være montert ozondetektor i maskinrommet. Dersom det oppstår lekkasje og ozonkonsentrasjonen i lufta overstiger grenseverdien på 0.1 ppm vil varselampe montert på utsiden av rommet aktiveres. Det skal være gassmasker med kullfiltere tilgjengelig.

#### 7.2.4 Miljøeffekter

I likhet med klor er ozon giftig for dyr som lever i vann. Så lave konsentrasjoner som 0.01 - 0.06 mg/l har vist seg å være dødelig for fisk (Wedemeyer *et al.* 1979). I forbindelse med ozonering av ammoniums- og humusholdig vann kan man påregne noe dannelse av kloraminer, bromaminer og klororganiske forbindelser. Dersom vannet inneholder bromid, som f. eks. sjøvann, blir noe av dette oksidert til hypobromsyre og hypobromitt-ion, og videre til bromat som er en persistent forbindelse og vanskelig lar seg fjerne. EUs forslag til nytt direktiv setter strenge krav til bromat i drikkevann og vann som benyttes i matvareproduksjon (Aasen 1998). Dette kan sette begrensninger når det gjelder ozonering av sjøvann til fiskeforedling.

Ved ozonering av ferskvann dannes generelt sett mindre problematiske biprodukter enn ved klorering. For bruk i fiskeforedling hersker det usikkerhet om virkningene av rest-ozon og eventuelle andre oksidanter på produktene. Man kan tenke seg positive effekter i form av redusert bakterietall og økt holdbarhet, og negative effekter i form av raskere harskning, spesielt hos fet fisk, samt økt korrosjon på maskinelt utstyr i prosesslinjen. Før man vet mer om disse tingene anbefales å fjerne rest-ozon og andre oksidanter, fortrinnsvis ved hjelp av aktiv-kull, lufting, UV-bestråling eller bruk av reduksjonsmidler.

### 7.3 UV-bestråling

UV lys er elektromagnetisk stråling med bølgelengder fra 200 til 400 nanometer ( $1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$ ). UV lys kan deles opp i tre hovedkategorier; UV-C fra 200 til 280 nm, UV-B fra 280-315 nm og UV-A fra 315-400 nm. Det er de korteste bølgelengdene (UV-C) som har de største biologiske effektene. Sollysets UV-C absorberes heldigvis så og si fullstendig i atmosfæren.

#### 7.3.1 Effekt ovenfor mikroorganismer

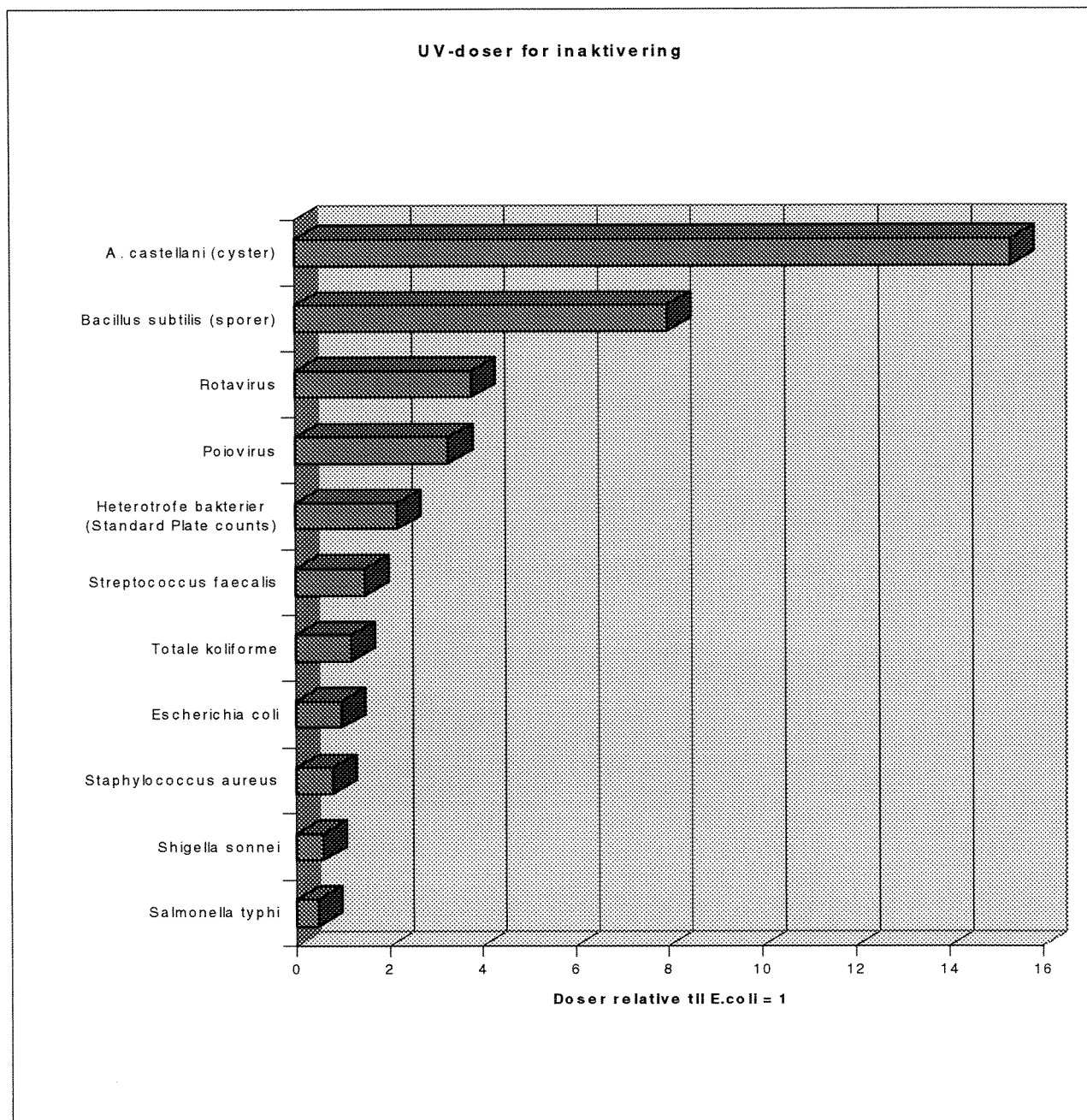
Lys i UV-C området virker direkte på arvestoffet i levende celler. Det er vist at UV-lys i området 250 til 265 nm absorberes sterkt av RNA og DNA molekyler, og at de samme bølgelengdene har den høyeste inaktiverende effekt på mikroorganismer. I forhold til dette er lavtrykks-UV-lamper effektive da disse utstråler omtrent 90 % av stråle-energien ved 254 nm.

Når UV-C lys adsorberes av arvestoffet dannes det bindinger mellom sidestilte pyrimidin baser i DNA/RNA-tråden. Slike fotoprodukter blokkerer normal replikering av tråden, og fører til celle-død.

Under laboratoriebetingelser er de fleste bakterier og virus følsomme for UV lys. Det er vist at UV-doser fra 4 til 10 milliwatt-sekund per  $\text{cm}^2$  ( $\text{mWs/cm}^2$ ) inaktiverer de fleste tarmbakterier fra mennesker eller varmblodige dyr (Chang *et al.* 1985, Harris *et al.* 1985). Enkelte dobbelttrådede RNA virus framviser ekstremt høy UV-toleranse, som f.eks. viruset som forårsaker infeksjons pankreas nekrose (IPNV) i laksefisk (Liltved *et al.* 1995).

Flere forhold kan imidlertid redusere effekten av UV-bestrålingen under praktiske betingelser. Dette kan være vannets innhold av partikler og oppløste stoffer som reduserer UV-strålenes gjennomtrenglighet, mikroorganismers evne til å danne aggregater eller feste seg til naturlig forekommende partikler og derved oppnå beskyttelse mot bestrålingen, eller spesielle fysiologiske responser i mikroorganismene som øker deres toleranse for UV-lys (f.eks. reparasjonsmekanismer).

Effekten av UV-desinfeksjon avhenger av type mikroorganisme som skal elimineres / inaktiveres. I figur 20 og tabell 9 er noen mikroorganismers (inklusive viruspartikler) toleranse mot UV-bestråling vist. Store organismer som cyster vil generelt sett også ha stor motstandskraft mot desinfektanter.



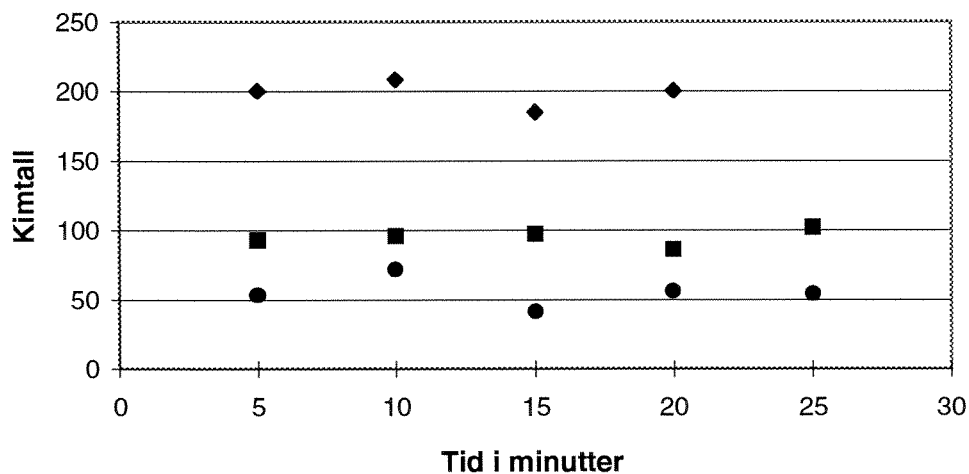
**Figur 20.** Relative UV-doser nødvendige for å inaktivere 99.99% av ulike mikroorganismer sammenliknet med nødvendig dose for *E.coli* (Fra Chen *et al.* 1985).

**Tabell 9.** Tilnærmet dose for 90 % inaktivering og 99.9 % inaktivering av noen human -og fiskepatogene mikroorganismer med UV-bestråling (Wolfe 1990, Liltved og Landfald 1996, Ransome *et al.* 1993, Meng og Gerba 1996, Chang *et al.* 1985).

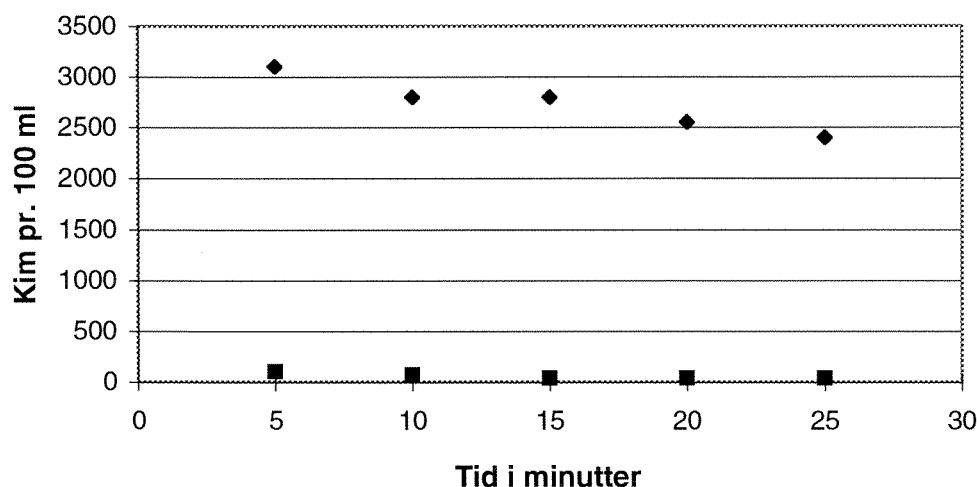
Mikroorganisme	Dose mWs/cm <sup>2</sup>	Inaktiveringsgrad
<b>BAKTERIER</b>		
<i>Escherichia coli</i>	3.0 - 4.0	90%
<i>Bacillus subtilis sporer</i>	37-42	90%
<i>Salmonella typhi</i>	2.5	90%
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5.5	90%
<i>Salmonella enteritis</i>	4.0	90%
<i>Shigella dysenteriae</i>	2.2	90%
<i>Shigella paradysenteria</i>	1.7	90%
<i>Shigella flexneri</i>	1.7	90%
<i>Shigella sonnei</i>	3.0	90%
<i>Staphylococcus aureus</i>	4.5	90%
<i>Streptococcus faecalis</i>	8.0	90%
<i>Legionella pneumophila</i>	0.38	90%
<i>Vibrio cholerae</i>	3.4	90%
<i>Yersinia ruckeri</i>	1.2	99.9%
<i>Vibrio anguillarum</i>	2.8	99.9%
<i>Vibrio salmonicida</i>	1.0	99.9%
<i>Aeromonas salmonicida</i>	3.2	99.9%
<b>VIRUS</b>		
<i>Poliovirus I</i>	4.1 - 5.0	90%
<i>Coliphage</i>	3.6 - 14.0	90%
<i>Adenovirus</i>	23.6 - 30.0	90%
<i>Hepatitis A virus</i>	3.7	90%
<i>Rotavirus SA II</i>	8.0	90%
IPN-virus	120	99.9%
<b>PROTOZOISKE CYSTER</b>		
<i>Giardia muris</i>	82	90%
<i>Giardia lamblia</i>	63	90%
<i>Cryptosporidium parvum</i>	80 - 120	90 - 99%
<i>Acanthamoeba castellanii</i>	34	90%

Forurenset sjøvann synes å kunne desinfiseres effektivt v.h.a. UV-bestråling. I et forsøk utført ved en bedrift i Måløy ble det tatt prøver med ca. 5 minutters intervall før og etter UV-bestråling. UV-kammeret var utstyrt med en høytrykkslampe på 2 kW og dimensjonert for en minimumsintensitet på 16 mWs/cm<sup>2</sup> ved 36 m<sup>3</sup>/time og en UV-transmisjon på 80% i 5 cm kyvette. Ved prøvetaking var vannets transmisjon ca. 50% i 5 cm, og vannmengden omkring halvparten av den dimensjonerende. På grunn av lav vanngjennomstrømning har sannsynligvis minimum UV-dose vært høyere enn grenseverdien på 16 mWs/cm<sup>2</sup>. Resultatene viste god effekt, da det ikke ble funnet total kim dyrket ved 37°C, termotolerante koliforme bakterier, fekale streptokokker, koliforme bakterier eller sporer fra sulfittreduserende klostridier etter bestråling. Som vist i figur 21 var det et betydelig antall av de tre førstnevnte ved innløpet til UV-anlegget. Av andre parametere kan nevnes at antallet koliforme bakterier i innløpet var for høyt til å telle (>200/100 ml), mens 1 til 3 sporer fra sulfittreduserende klostridier pr. 20 ml ble påvist. Det ble også registrert en betydelig reduksjon for total kim dyrket ved 22°C (figur 22).

Resultatene tyder på at tarmbakterier i sjøvann ikke er knyttet til partikler av en slik størrelse at det skaper problemer for bestrålingen.



**Figur 21.** Total kim pr. ml dyrket ved 37°C (◆), termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml (■) og fekale streptokokker pr. 100 ml (●) i sjøvannsinntaket før UV-anlegget. Etter UV-bestråling var antallet i samtlige prøver redusert til <1.



**Figur 22.** Total kim dyrket ved 22°C før (◆) og etter (■) UV-bestråling.

### 7.3.2 Faktorer som påvirker metodens effekt.

Reaktiveringsmekanismer. Naturen har utstyrt bakterie-celler med enzymsystemer for reparasjon av UV-skade. Nødvendig UV-dose for en bestemt grad av inaktivering blir normalt fastsatt ved laboratorieforsøk hvor målorganismen blir eksponert for ulike doser og umiddelbart inkubert på egnet vekstmedium i mørke. Slik praksis er ugunstig for bakterien med tanke på reparasjon av UV-skader, noe som kan resultere i en overestimert følsomhet for de aktuelle dosene.



Den mest effektive reparasjonen foregår i nærvær av synlig lys i bølgeområdet 330 - 480 nm. Lyset aktiverer et enzym som kan reparere den skadde DNA-sekvensen uten at denne fjernes. Det er vist at flere bakterier fra ulike miljøer har evne til effektiv fotoreparasjon. Andre enzymesystemer kan foreta reparasjon i mørke, men mindre effektivt enn ved tilgang på synlig lys. Reparasjonsmekanismen er vist å være enzymatisk fjerning av den skadde DNA-sekvensen og replikering v.h.a. den komplementære og intakte DNA-tråden.

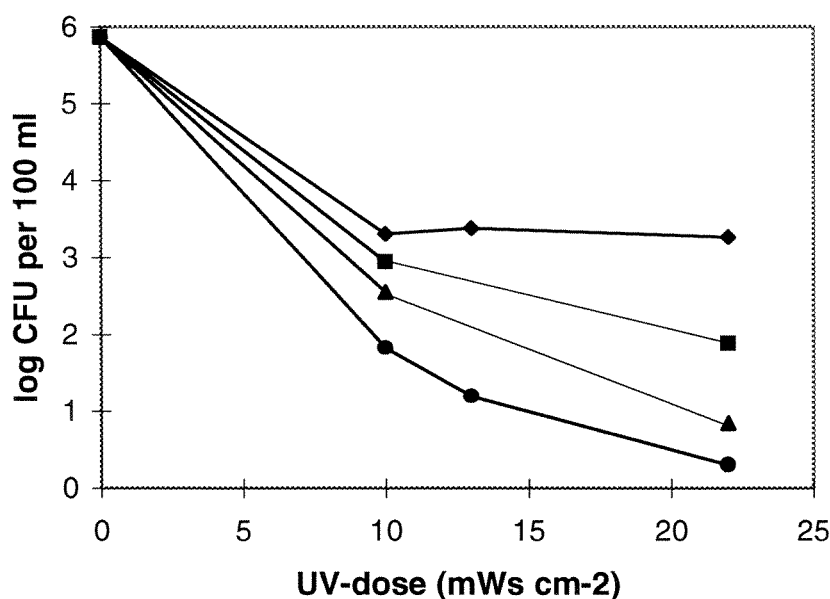
Blant humanpatogener har bl.a. Meschsner et al. (1990) dokumentert potensialet for lysindusert DNA-reparasjon.

Når det gjelder fotoreaktivering etter UV-bestråling i behandlet kommunalt avløpsvann er dette dokumentert (Harris et al. 1987, Whitby et al. 1986), men potensialet varierer med type bakterie. Således vil totale og fekale koliforme bakterier, samt *Shigella*, fotoreaktiveres, mens fekale streptokokker ikke synes å ha denne egenskapen. Water Pollution Control Federation (1986) anbefaler at UV-anlegg for avløpsvann designes med en dose som er kraftig nok til å redusere bakterietallet med en ekstra log-enhet for å ta høyde for fotoreparasjon. Det vil si at dersom kravet er 3-log enheters (99.9%) reduksjon, bør anlegget redusere tallet med 4-log enheter (99.99%). Reparasjon i UV-bestrålte virus-partikler har ikke blitt påvist, da disse mangler de nødvendige enzymene.

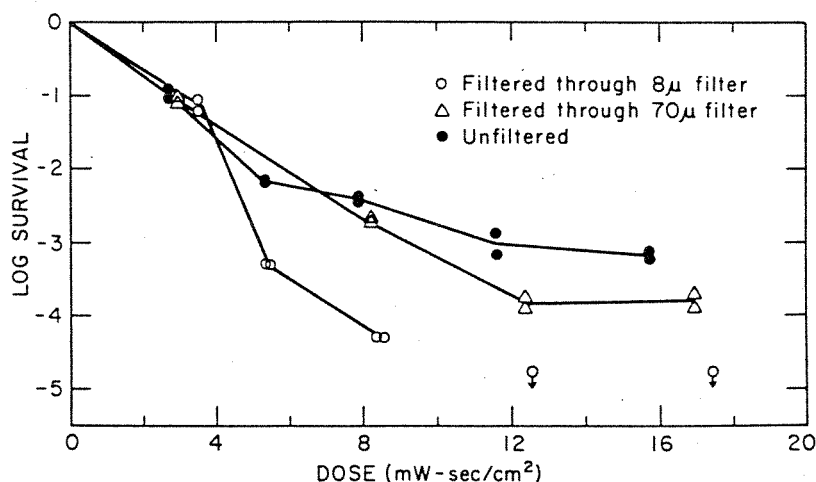
Suspendert stoff som ikke er kolonisert, eller hvor mikroorganismene ikke er innbakt i partiklene, beskytter bare delvis mot den dødelige effekten av UV-stråler. Dette fordi suspendert stoff bare absorberer en del av UV-lyset. Partikler i avløpsvann er anslått å absorbere 75% av UV-strålene, mens lysspredning står for de gjenværende 25% av transmisjonsnedgangen (Qualls et al. 1983). De aller fleste mineralske leirene gir minimalt med beskyttelse, fordi disse partiklene sprer mesteparten av UV-lyset (> 75%). Det skal presiseres at transmisjonen angis som produktet av lysabsorpsjon og lysspredning. UV-lys vil fortsatt ha dødelig/inaktiverende effekt etter spredning. Nedgang i transmisjon vil derfor være en konservativ metode å anslå lysabsorpsjon på. En metode utviklet av Qualls og Johnson (1983), *opalescent plate-metode*, gir imidlertid rimelig nøyaktige målinger av sann absorpsjon.

Den nedsatte effekten som følge av partikkelinnhold avhenger av den spesifikke absorpsjon og/eller spredningen av UV-lyset, og at den avtar med økende lysspredning (Bitton et al. 1972). Det betyr at flokkulering etterfulgt av filtrering gjennom antrasitt og sand for å fjerne forstyrrende partikler forbedrer desinfeksjonseffekten av UV (Dizer et al. 1993).

Indikatorbakterier er delvis beskyttet fra UV-strålingen når de ligger innbakt i partikulært materiale (Harris 1987, Qualls et al. 1983). Hvor store partiklene må være for å gi slik beskyttelse er ikke klarlagt. En undersøkelse (Liltved og Cripps 1997) viser at naturlig forekommende aerobe bakterier assosiert med fragmenter av dyreplankton (*Artemia*) overlevde høye UV-doser (figur 21). Forsøkene demonstrerte at bakterier som var assosiert med partiklene viste liten eller ingen økende inaktivering ved å øke UV-dosen utover 10 mWs/cm<sup>2</sup> (ufiltrert vann i figur 22). Ved å redusere partikkelinnholdet med filtrering økte effekten av økende UV-doser. Best effekt ble oppnådd ved bruk av silduker med lysåpninger på 50 µm (opp til 99.9 % reduksjon i bakterietallet i forhold til ufiltrert vann). Andre forsøk har vist økt inaktivering ned til 8 µm (figur 21).



**Figur 23.** Logaritmsk overlevelse av aerobe bakterier assosiert med partikler (*Artemia*-fragmenter) ved økende UV-doser. Kurvene viser inaktiveringsforløpet uten filtrering (♦), og med filtrering gjennom silduker med lysåpninger på henholdsvis 355 µm (■), 80 µm (▲) og 50 µm (●). Startkonsentrasjonen var ca.  $10^6$  kim per. 100 ml.



**Figur 24.** Effekten som suspendert stoff har på inaktivering av *E. coli* ved bruk av UV-lys (Qualls og medarb. 1983).

Oppløst organisk og uorganisk materiale. Flere organiske og uorganiske forbindelser, f.eks humus, fenoliske stoffer, lignin sulfonater (fra tremasseindustri) og jern, vil interfererer med UV-absorpsjonen og UV-transmisjonen i vann og derigjennom også dosen som er nødvendig for å oppnå ønsket inaktiveringsgrad (Harris et al. 1987).

Vann med høyt fargetall (høyt innhold av f.eks. humusforbindelser eller jernforbindelser) vil ha høy absorptans og egne seg dårlig for UV-desinfeksjon. I tillegg til adsorbansen vil UV stråler fra et lysrør avta ettersom lysveien øker. Dette fordi lyset spres over et stadig økende areal. Reduksjonen som følge av absorpsjon utgjør hele tiden en konstant fraksjon (prosent) av gjenværende intensitet.

Absorbansen eller absorpsjons-koeffisienten beskrives matematisk som følger:

$$A = \log_{10} I_0/I_b$$

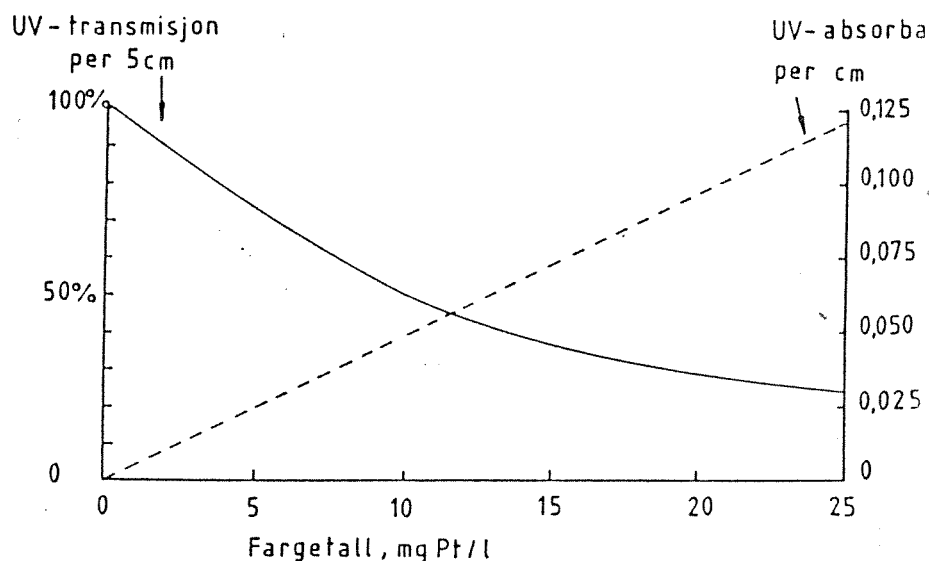
hvor A er absorbansen,  $I_0$  er intensiteten inn i vannet og  $I_b$  er intensiteten etter lysveien b, normalt i 1 cm eller 5 cm. Jo lavere absorbansen vannet har, jo bedre er det egnet for UV-desinfisering.

Vannets UV-transmisjon er et mål for hvor mye av intensiteten som trenger gjennom et visst vanddyb. I vann kan transmisjonen (T) i prosent uttrykkes som følger:

$$T = 10^{-Ab} \text{ (x 100)}$$

hvor A er absorbansen pr. cm og b er lysveien.

Både absorbansen og transmisjon ved 254 nm bølgelengde måles direkte ved hjelp av et spektrofotometer. Forholdet mellom UV-transmisjon, UV-absorbansen og vannets fargetall er vist i figur 23. Dersom transmisjonen er 75% pr. cm, vil den ved 5 cm lysvei (dybde) være  $0.75^5 = 0.24$ , det vil si at bare 24 % av det opprinnelige lyset trenger ned til en dybde av 5 cm. I sjøvann av god kvalitet vil UV-transmisjonen være over 80 % ved 5 cm lysvei. Slikt vann egner seg godt for UV-desinfisering.



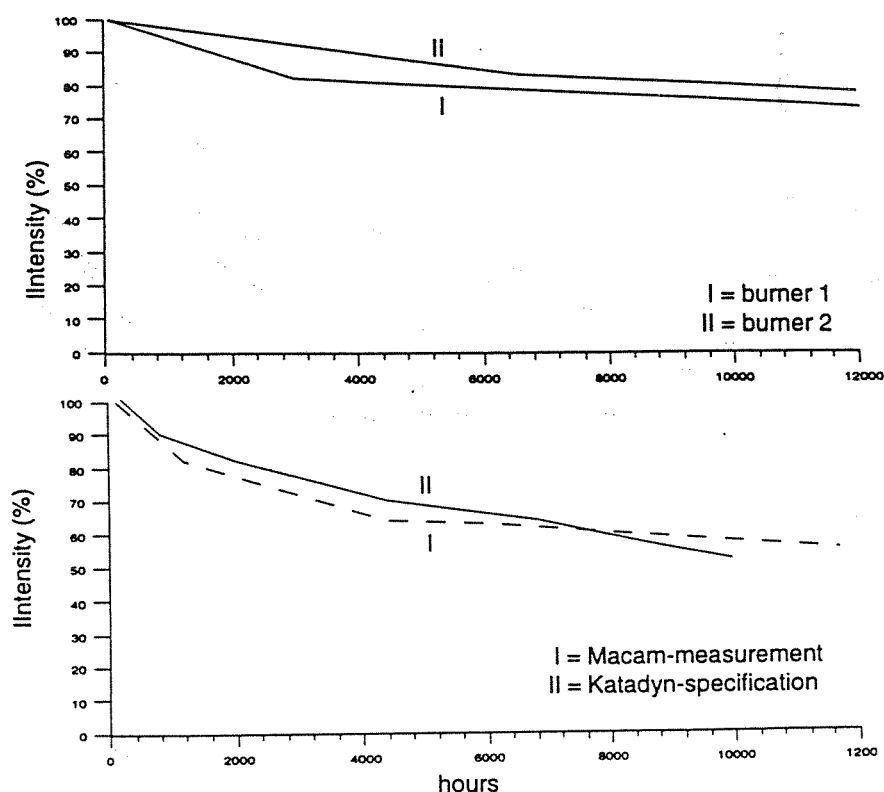
**Figur 25.** UV-transmisjon og UV-absorbans som funksjon av vannets fargetall (etter Statens institutt for folkehelse 1989, Desinfeksjon av drikkevann).

### 7.3.3 Oppbygging av anlegg

**Bestrålingskammeret.** Selve bestrålingskammeret består vanligvis av en sylinder i stål eller plast med et eller flere lysrør fordelt over tverrsnittet. Kammeret monteres direkte på en trykkledning. Lysrørene er beskyttet av kvartsglass-rør som ikke stopper UV-stråler. En norsk produsent av UV-anlegg har spesialisert seg på en alternativ trykløs utforming med et firkantet kammer hvor lampene er plassert over vannspeilet. Kammeret kan åpnes for ettersyn og vedlikehold av lampene.

**Lampetyper.** To ulike lampetyper er i bruk i UV-anlegg, såkalte lavtrykks-lamper og mellomtrykks-lamper (refererer seg til gasstrykket inne i lampene). Begge lampetyper inneholder kvikksølvamp som utstråler lys ved elektriske utladninger. Lavtrykks-lampene avgir nær 90 % av stråle-effekten ved 254 nm, som er nær det optimale med tanke på DNA/RNA-skade i mikroorganismer. Mellomtrykks-lampene avgir lys i flere områder av UV-spekteret (200 - 320 nm), og også mye effekt går tapt i varme. Imidlertid er det mulig å påtrykke mer effekt på disse lampene slik at den baktericide effekten øker. På norske oppdrettsanlegg er det installert anlegg med både lavtrykks- og mellomtrykks-lamper.

UV-lampenes effekt påvirkes av både driftstid og temperatur. Lampenes effektive utstråling reduseres ved økende levetid, normalt ca. 20 % etter 7000 - 8000 driftstimer. Ved dette punkt er tiden inne for å skifte lampene. Ytterligere reduksjon i effekt må påregnes dersom lampene slås mye av og på. Figur 24 gir eksempel på nedgang i effekten som funksjon av driftstid (Kruithof et al. 1989).



**Figur 26.** Nedgang i utstrålt effekt som funksjon av driftstid for lavtrykks- og mellomtrykks-lamper. Øverst vises reduksjoner for 2 ulike typer mellomtrykkslamper, nederst for to ulike målinger av samme lavtrykks-lampe (Kruithof et al. 1989).

UV-dose. Effektiv UV-dose er bestemmende for inaktiveringsgraden ovenfor mikroorganismer. Dosen er et produkt av intensiteten i bestrålingskammeret og vannets oppholdstid, beskrevet nedenfor:

$$D = I \times t$$

hvor D er dose i milliwatt-sekund pr.  $\text{cm}^2$  ( $\text{mWs/cm}^2$ ), I er intensiteten ( $\text{mW/cm}^2$ ) og t er bestrålingstiden (s). Intensiteten i kammeret er avhengig av antall lamper, lampenes effekt, deres innbyrdes plassering og vannets kvalitet. Bestrålingstiden er en funksjon av vanngjennomstrømningen og kammerets effektive volum. Ved øke intensiteten og/eller oppholdstiden vil UV-dosen øke. Intensiteten fra hver enkelt UV-rør til et gitt punkt i kammeret kan beregnes ved å ta hensyn til spredningen av lyset og absorpsjonen i vannet.

For overvåking av UV-intensiteten skal det være montert en sensor i kammerets vegg. Det skal være mulig å lese av intensiteten eller dosen (dersom intensitet-signal er integrert med signal fra vannmengdemåler) på et viserinstrument i styreskapet. De norske forskriftene tilsier at det skal opprettholdes en dose på minimum  $16 \text{ mWs/cm}^2$  i kammerets minst bestrålte del. I praksis vil det si at dersom intensiteten måles til  $1.6 \text{ mW/cm}^2$  ved UV-kammerets vegg, skal vannets gjennomsnittlige oppholdstid være på minimum 10 sekunder.

Kapasitet. Alle typegodkjente UV-anlegg som leveres for drikkevannsdessinfeksjon er kapasitetsbestemt i forhold til ulike UV-transmisjoner (typegodkjenningen utføres av Statens institutt for folkehelse). Dersom råvannets kvalitet er dårlig og transmisjonen lav må det benyttes et anlegg med mange lamper (høy intensitet i kammeret). Vanngjennomstrømningen må være begrenset for å oppnå tilstrekkelig oppholdstid og derved tilstrekkelig dose.

UV-anlegg skal dimensjoneres etter den laveste UV-transmisjonen som forekommer ved den aktuelle lokaliteten. Dette krever målinger til alle tider av året. Praksis blir at anlegget dimensjoneres i forhold til et fåtall målinger og erfaringstall. For ferskvannsinntak vil det avgjort være en fordel med en serie målinger over tid før anlegget dimensjoneres.

Generelt kan det sies at dimensjonerende UV-transmisjon ikke bør velges høyere enn 80 % ved 5 cm lysvei (kyvettebredde). Dersom det er målt lavere verdier skal disse benyttes. Sjøvann har normalt høy UV-transmisjon, men til tider kan denne være nedsatt som følge av algeoppblomstringer og kraftige omrøringer i vannmassene, f.eks. i forbindelse med uvær.

Utstyr for kontroll, overvåking og styring. I forhold til forskriftene skal alle UV-anlegg som leveres til oppdrettsnæringen være montert med utstyr for kontroll, overvåking og styring. Dette gjelder utstyr for vannmengdekontroll, UV-sensor, utstyr for kontinuerlig registrering av driftsdata, automatisk stengeventil eller pumpestopp, indikatorlamper, viserinstrumenter, timeteller og alarmer.

Vannmengdekontroll skal sørge for at UV-enheten ikke tilføres mer vann enn den er dimensjonert for. Dette kan arrangeres ved at innløpspumpene har lavere kapasitet mot den aktuelle løftehøyden og det aktuelle friksjonstapet enn UV-anlegget. Dersom pumpekapasiteten er større må anlegget være utstyrt med en vannmengdemåler. Fra måleren skal det gå et signal som stopper innløpspumpene eller aktiverer automatisk stengeventil ved for høy vannmengde. Det skal være mulig å avlese vannmengden på et viserinstrument. Ved strømstans skal ventilen lukke. Det skal ikke være mulig å føre vann utenom UV-anlegget ("by-pass").

UV-sensoren skal være montert i veggen på UV-kammeret. Dersom UV-intensiteten synker under grenseverdien som følge av dårlig vannkvalitet, beleggdannelse på kvartsglassene eller lav lampeeffekt skal innløpspumpene stoppe eller ventil stenge.

Både vannmengde og UV-intensitet skal registreres på skriver eller datalogger. På denne skal også alarmer registreres og til hvilke tider anlegget har vært ute av drift.

Hver UV lampe i kammeret skal være tilkoblet en egen indikatorlampe som skal plasseres lett synlig, primært i tavle på styreskapet. Dersom en UV-lampe er ute av drift skal indikatorlampen vise dette slik at feilen kan rettes. Man skal være oppmerksom på at UV-sensoren ikke vil registrere lampefeil i store anlegg hvor den defekte lampen sitter langt fra sensoren.

Timeteller skal være montert i tavle. Denne er aktiv når lampene i UV-anlegget lyser. Dette for å holde kontroll med brenntiden, slik at lampene skiftes etter normert tid.

Reservedeler som ekstra lamper og kvartsglass skal finnes på settefiskanlegget.

Ved for høy vannmengde eller for lav UV-dose skal alarm aktiveres. Denne skal inngå i oppdrettsanleggets alarmsystem.

### **7.3.4 Miljøeffekter**

Det er vist at vann bestrålt med høye UV-doser kan hemme vekst av bakterier og alger lenge etter at bestrålingen er avsluttet (Gjessing og Källqvist 1991, Lund og Hongve 1994). Dette tilskrives dannelse av reaktive oksygenforbindelser og hydrogenperoksid. Sistnevnte er relativt persistent i naturlige vannkvaliteter. Imidlertid vil normale UV-doser ikke danne biprodukter som er giftige for fisk og skalldyr (Oliver og Carey 1976). Det er heller ikke påvist dannelse av mutagene forbindelser ved normal bestråling av vann som inneholder organisk stoff (de Veer *et al.* 1994).

## 8. Kostnader

I tabell 10 er omtrentlige kostnader for desinfeksjon av 50 og 200 m<sup>3</sup> ferskvann pr. døgn av god kvalitet (UV-transmisjon >80% i 5 cm kyvette) angitt. Som spesifisert er kostnadene beregnet for desinfeksjonsutstyret med nødvendige holdetanker og utstyr for overvåking av dose/konsentrasjon. Alt bygningsmessig arbeid er holdt utenfor. Grunnen til at ozonering faller dyrere ut er i første rekke forbundet med høye kostnader for generator og utstyr for måling av restozon, samt større investeringer for innblandingsskammer og holdekammer.

**Tabell 10.** Investeringer og årlige driftskostnader i norske kroner for ulike desinfeksjonsanlegg for behandling av 50 og 200 m<sup>3</sup> vann pr. døgn av god kvalitet. Bygningstekniske kostnader, inkl. rør, pumper, ventiler, filter/sil, elektro og planlegging er ikke inkludert. Tallene er basert på 200 arbeidsdager pr. år, 8 timers arbeidsdag, 10 års avskrivningstid og 5 % rente.

Kostnadstype	UV-bestråling		Klorering		Ozonering	
	50 m <sup>3</sup> /d	200 m <sup>3</sup> /d	50 m <sup>3</sup> /d	200 m <sup>3</sup> /d	50 m <sup>3</sup> /d	200 m <sup>3</sup> /d
Investering	50 000; <sup>1)</sup>	70 000; <sup>1)</sup>	70 000; <sup>2)</sup>	85 000; <sup>2)</sup>	250 000; <sup>3)</sup>	350 000; <sup>3)</sup>
Drift pr. år						
- skifting av komponenter	2 000;	6 000;	1 000;	1 000;	2000;	3000;
- betjening, service	5 000;	5 000;	5 000;	7 000;	5000;	5000;
- kjemikalier			1 000;	4 000;		
- energi	(100;)	(300;)	(100;)	(100;)	(200;)	(400;)
Total drift	7 000;	11 000;	7 000;	12 000;	7000;	8000;
Avskrivning	5 000;	7 500;	9 000;	11 000;	31 000;	44 000;
Årskostnad	12 000;	18 500;	16 000;	23 000;	38 000;	52 000;

<sup>1)</sup>Prisen inkluderer UV-kammer med UV-sensor og styreskap

<sup>2)</sup>Prisene inkluderer klorpumpe på tank, holdetank, og restklormåler

<sup>3)</sup>Prisene inkluderer generator, innblandingsskammer, holdekammer m/avtrekksvifte og rest-ozon måler

## 9. Referanser

- Aasen A. 1998. Hvilke konsekvenser vil EUs drikkevannsdirektiv kunne få for norsk vannforsyning ? NORVAR-notat, 14 s.
- Babich H. og Stotzky G. 1980. Reduction in inactivation rates of bacteriophages by clay minerals in lake water. *Wat. Res.* 14, 185-187.
- Berman D., Rice E. W. og Hoff J. C. 1988. Inactivation of particle-associated coliforms by chlorine and monochloramin. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 507 - 512.
- Bitton G., Henis Y. og Lahav N. 1972. Effect of several clay minerals and humic acid on the survival of *Klebsiella aerogenes* exposed to ultraviolet irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.* 23: 870-874.
- Bitton G. og Mitchell R. 1974. Effects of colloids on the survival of bacteriophages in seawater. *Wat. Res.* 8, 227-229.
- Bitton G. 1994. Water and waste water disinfection. I *Waste water microbiology* (Mitchell, R. Ed). side 113 - 139. Wiley-Liss. New York.
- Berg G., Sanjaghsaz H., and Wangwongwatana S. 1990. KCl potentiation of the virucidal effectiveness of free chlorine at pH 9.0. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 1571-1575.
- Bloomfield S.F. and Arthur M. 1992. Interaction of *Bacillus subtilis* spores with sodium hypochlorite, sodium dichloroisocyanurate and chloramine-T. *Jour. Appl. Bacteriol.* 72, 166-172.
- Boyce D.S., Sproul O.J. og Buck C.E. 1981. The effects of bentonite clay on ozone disinfection of bacteria and viruses in water. *Water Res.* 15, 759-767.
- Byskov P., Halvorsen K., og Thorsen T. 1977. Opparbeiding av rensed fisk. Delrapport nr. 4 fra NORDFORSK-prosjektet "Fiskeindustriens vandproblemer". Vandkvalitetsinstituttet, Danmark. 75 s. + vedlegg.
- Chang J.C.H., Ossoff S.F., Lobe D.C., Dorfman M.H., Dumais C.M., Qualls R.G. og Johnson J.D. 1985. UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, 1361-1365.
- Chen, Y. S. R., Sproul, O. J. og Rubin, A. 1985. Inactivation of *Naegleria gruberi* cysts by chlorine dioxide. *Water Res.* 19: 783 - 789.
- Clark, R. M., Read, E. J. og Hoff, J. C. 1989. Analysis of inactivation of *Giardia lamblia* by chlorine. *J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 115: 80 - 90
- de Veer I, Moriske H.J. og Ruden H. 1994. Photochemical decomposition of organic compounds in water after U.V.-irradiation: investigation of positive mutagenic effects. *Toxicol. Lett.* 72, 113-119.



- Dizer, H., Bartocha, W., Bartel, H., Seidel, K., Lopez-Pila, J. M. og Grohmann, A. 1993. Use of ultraviolet radiation for inactivation of bacteria and coliphages in pre-treated wastewater. *Water Res.* 27: 397 - 403.
- Dott W. og Kampfer P. 1988. Biochemical methods for automated bacterial identifications and testing metabolic activities in water and waste water. I Proceedings of the international Conf. on Water and Wastewater Microbiol., Newport beach, Calif., Vol. 1.
- Dychdala G.R. 1991. Chlorine and chlorine compounds. In Disinfection, Sterilization, and Preservation. Block ed.), s. 131-151, Lea & Febiger, Pennsylvania, USA.
- Edelstein P.H., Whittaker R.E., Kreiling R.L. and Howell C.L. 1982. Efficacy of ozone in eradication of *Legionella pneumophila* from hospital plumbing fixtures. *Appl. Environ. Microbiol.* 44, 330-334.
- Elliot E. L. og Colwell R.R. 1985. Indicator organisms for estuarine and marine systems. *FEMS Microbiol. Reviews* 32, 61-79.
- EPA 1983. Assessment of microbiology and turbidity standards for drinking water. Proceedings. EPA-70/9-83-001, 16 sider.
- EPA 1986. Design Manual. Municipal Wastewater Disinfection, 625/1-86/021, 247 s.
- Erkenbrecher C.W. 1981. Sediment bacterial indicators in an urban shellfishing subestuary of the lower Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.* 42, 484-492.
- Farooq S. and Akhlaque 1983. Comparative response of mixed cultures of bacteria and virus to ozonation. *Water Res.* 17, 809-812.
- Fauske B. 1996. Mikrobiologisk drikkevannskvalitet i næringsmiddelvirksomheter som skal ha autorisasjon i henhold til EØS-basert regelverk. SNT-rapport 2, 30 s.
- Fernandez A.I.G., Rodriguez L.A. og Nieto T.P. 1992. Survival of bacterial fish pathogens in sea water. *Aquaculture* 107, 271-276.
- Fiskeridirektoratet 1994. Egenkontroll - krav til dokumentasjon av vannkvalitet. Brev til godkjente tilvirkingsbedrifter. 4 s.
- Fiskerinæringens Landsforening 1997. Vannleveranse/kvalitet til næringsmiddelformål - spørreundersøkelse i fiskeindustrien, 4 s.
- Folkehelse 1989. B 5. Desinfeksjon av drikkevann. Ultrafiolett bestråling. 16 s.
- Folkehelse 1992. B 1. Hovedprinsipper for behandling og distribusjon av drikkevann. 26 s.
- Folkehelse 1994. Norges vannforsyning. Notat.
- Folkehelse 1998. Prosessløsninger for fjerning av humus. Vannrapport nr. 98, 80 s.

- Gauthier M.J. og Brettmayer V.A. 1990. Regulation of gene expression in *E. coli* cells starved in seawater. Influence of their survival in marine environments. Proc. Int. symp. on Health-related Water Microbiol., Tübingen, Germany.
- Gerba C.P. og McLeod J.S. 1975. Effects of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. Appl. Environ. Microbiol. 32, 114-120.
- Gjessing E.T. og Källqvist T. 1991. Algicidal and chemical effect of UV-radiation of water containing humic substances. Wat. Res. 25, 491-494.
- Golmen L.G. 1993. Gransking av vasskvalitet og strømforhold i Måløy hamn og ved Raudeberg. NIVA rapport nr. 2904, 89 s.
- Goyal S.M., Gerba C.P. og Melnick J.L. 1977. Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas coast. Appl. Environ. Microbiol. 34, 139-149.
- Guzikowski G. og Stenstrøm T. 1996. Desinfektion av dricksvatten I. Metoder och rutiner vid svenska vattenverk. Vatten 52, 279-282.
- Harakeh M.S. og Butler M. 1985. Factors influencing the ozone inactivation of enteric viruses in effluent. Ozone Sci. Engng. 6, 235-243.
- Harris G. D., Adams V. D., Sorensen D. L. og Dupont, R. R. 1987. The influence of photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. Jour. Wat. Poll. Contr. Fed. 59: 781 - 787.
- Hibler, C. P., Hancock, C. M., Perger, L. M., Wegrzyn, J. G. og Swabby, K. D. 1987. Inactivation of *Giardia* cysts with chlorine at 0.5°C to 5.0°C. Report to the American Waterworks Association Research Foundation, Denver.
- Hoff, J. C. 1978. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. I Evaluation of Microbiology standards for drinking water. (Hendricks, C. W. Ed) 103-117: EPA-570/9-78/00C. U.S. EPA. Washington D.C.
- Hoff, J. C. og Akin, E. W. 1986. Microbial resistance to disinfectants. Mechanisms and significance. Environ. Health Perspect. 69: 7 - 13.
- Hunter G.F. og Rakness K.L. 1997. Start-up and optimization of the ozone disinfection process at the Sebago lake water treatment facility. Ozone Science & Engineering 19:255-272.
- Katzenelson E., Kletter B. and Shuval H.I. 1974. Inactivation kinetics of viruses and bacteria in water by use of ozone. Am. Water Works Assoc. 66, 725-729.
- King, G. M. 1988. Distribution and metabolism of quaternary amines in marine sediments, 143-173 i Nitrogen cycling in coastal marine environments (Eds.: Blackburn, T. H. og Sorensen, J.) Wiley, New York.
- Kjelleberg S., Hermansson M, Jones G.W. og Mården P. 1987. The transient phase between growth and nongrowth of heterotrophic bacteria, with emphasis on the marine environment. Ann. Rev. Microbiol. 41, 25-49.

- Kolsaker P. 1989. Notat til De-NO-Fa og Lilleborg Fabrikker A/S. 2 s.
- Komanapalli I.R. og Lau B.H.S. 1996. Ozone-induced damage of *Escherichia coli* K-12. Appl. Microbiol. Biotechnol. 46, 610-614.
- Korich D.G., Mead J.R., Madore M.S., Sinclair N.A. and Sterling C.R. 1990. Effects of ozone, chlorine, and monochloramine on *Cryposporidium parvum* oocyst viability. Appl. Environ. Microbiol. 56, 1423-1428.
- Kruithof, J.C., van der Leer R. og Hijnen W.A.M. 1989. Ultra-violet disinfection of carbon filtered drinking water. KIWA, Nederland, 9 s.
- LeChevallier M. W., Ewans T. M. og Seidler R. J. 1981. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 42: 159 - 167.
- LeChevallier M. W., Becker W. C., Schorr P. og Lee R. G. 1992. Evaluating the performance of biologically active rapid filters. J. Am. Water Works Assoc. 84: 136 - 146.
- Lekang O. I. og Fjæra S. O. 1997. Teknologi for akvakultur. Landbruksforlaget. 420 s.
- Levy R. V., Cheetham R. D., Davis J., Winer G. og Hart F. L. 1984. Novel method for studying the public health significance of macroinvertebrates in potable water. Appl. Environ. Microbiol. 47: 889 - 894.
- Liltved, H., Jacobsen P., Ohren J.A. og Maroni K. 1987. Desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen. NIVA-rapport 1965. 60 s. + vedlegg.
- Liltved, H., Hektoen H. og Efraimssen H. 1995. Inactivation of bacterial and viral fish pathogens by ozonation or UV irradiation in water of different salinity. Aquacult. Engineering, 14: 107-122.
- Liltved H. og Landfald B. 1996. Influence of liquid holding recovery and photoreactivation on survival of ultraviolet-irradiated fish pathogenic bacteria. Water Research, 30: 1109-1114.
- Liltved H. og Cripps S. 1996. Survival of aerobic bacteria associated with crustacean fragments during UV-irradiation and after pre-filtration. Abstracts, Health-Related Water Microbiology, IAWQ-Conference, Mallorca, Spain 1996, p. 166 - 167.
- Liltved H. 1997. Analyse av avløpsvann fra filet- og rekeindustri. NIVA rapport LNR 3631-97. 25 s.
- Liltved H. 1998. Analyse av avløpsvann fra fiskeforedlingsindustrien - filetering av torsk og sild. NIVA rapport LNR 3773-98.
- Lund V. 1989. Osonering av drikkevann. SIFF-rapport nr. 73, 29 s.
- Lund V. og Hongve D. 1994. Ultraviolet irradiated water containing humic substances inhibits bacterial metabolism. Wat. Res. 28, 1111-1116.
- Meng Q.S. og Gerba C.P. 1996. Comparative inactivation of enteric adenoviruses, polioviruses and coliphages by ultraviolet irradiation. Wat. Res. 30, 2665-2668.

- Meschner K., Fleischmann T., Mason C.A. og Hamer 1990. UV disinfection: Short term inactivation and revival. International symposium on health related water microbiology, Tubingen, Germany.
- Miljøstyrelsen 1996. Oversigt over renere teknologi i fiskeindustrien. Miljøprosjekt nr. 317. Miljø- og Energistyrelsen, København, Danmark. 102 s.
- Molvær J. og Golmen L.G. 1994. Hygieniske problemer ved utslipp av kommunalt avløpsvann: Ikke bare drikkevann og avløpsvann. Vann nr. 3, s. 268-269.
- Morita R.Y. 1982. Starvation-survival of heterotrops in the marine environment. I Adv. Microbial Ecology 6, 171-198.
- Munro P.M. og Colwell R.R. 1996. Fate og *Vibrio cholera* O1 in seawater microcosms. Wat. Res. 30, 47-50.
- Nordisk Ministerråd 1994. Vattenburna infektioner i Norden. Rapport TemaNord 1994:585, 91 s. + vedlegg.
- Oliver B.G. og Carey J.H. 1976. Ultraviolet disinfection: an alternative to chlorination. Jour. Wat. Poll. Contr. Fed. 48, 2619-2624.
- Qualls R. G. og Johnson R. D. 1983. Bioassay and dose measurement in U.V. disinfection. Appl. Environ. Microbiol. 45: 872 - 877.
- Qualls R. G., Flynn M. P. og Johnson J. D. 1983. The role of suspended particles in ultraviolet disinfection. Journal, Water Pollut. Contr. Fed. 55: 1280 - 1285.
- Ransome M.E., Whitmore T.N. og Carrington E.G. 1993. Effects of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum*. Wat. Suppl. (Amsterdam) 11, 75-89.
- Sharp D. G., Floyd R. og Johnsen J. D. 1976. Initial fast reaction of bromine on reovirus in turbulent flowing water. Appl. Environ. Microbiol. 31: 171 - 181.
- Shiaris M.P., Rex A.C., Pettibone G.W., Keay K., McNamus P., Rex M.A., Ebersole J. og Gallagher E. 1987. Distribution of indicator bacteria and *Vibrio parahaemolyticus* in sewage-polluted intertidal sediments. Appl. Environ. Microbiol. 53, 1756-1761.
- Shoop D.S., Myers L.L. og LeFever J.B. 1990. Enumeration of enterotoxigenic *Bacterioides fragilis* in municipal sewage. Appl. Environ. Microbiol. 56, 2243-2244.
- Sobsey, M. D. 1989. Inactivation of health-related micro-organisms in water by disinfection processes. Water Sci. Technol. 21: 179 - 195.
- Sobsey M.D. og Olson B. 1983. Microbial agents of waterborne disease. I Assesment of Microbiol. and Turbidity Standards for drinking water. Gerger og Argaman (Eds), EPA-rapport 570-9-83-001.
- Sosial- og helsedepartementet 1996. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Forskrift nr. 68, 2. utg., 38 s.

- Staten forurensningstilsyn 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03, 36 s.
- Stewart, M.S. og Olson B.H. 1986. Mechanisms of bacterial resistance to inorganic chloramines. In Proceedings of the American Water Works Association, Water Quality Technical Conference, Denver, s. 577-590
- Vaughn J.M., Chen Y.-S. and Thomas M.Z. 1986. Inactivation of human and simian rotaviruses by chlorine. Appl. Environ. Microbiol. 51, 391-394.
- Vaughn J.M., Chen Y.S., Lindburg K. og Morales D. 1987. Inactivation of human and simian rotaviruses by ozone. Appl. Environ. Microbiol. 53, 2218-2221.
- Venczel L.V., Arrowood M., Hurd M. og Sobsey M.D. 1997. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. Appl. Environ. Microbiol. 63, 1598-1601.
- VKI 1988. Spildvand fra vegetabilsk og animalsk industri i Danmark. Områderapport. Branchegruppe B: Fisk og skaldyr til konsum. Vandkvalitetsinstituttet, Lyngby, Danmark. 44 s. + vedlegg.
- Water Pollution Control Federation 1986. Wastewater disinfection. Manual of practice No. FD-10. WPCF, Virginia, USA.
- Wedemeyer G.A., Nelson N.C. og Yasutake W.T. 1979. Physiological and biochemical aspects of ozone toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 36, 605-614.
- Whitby, G. E., Palmateer, G., Cook, W. G., Boon, F. og Janzen, E. 1986. The effects of wastewater quality on ultraviolet light disinfection. Trojan Technologies inc. 845 Consortium Court, London, Canada. N6E 2S8.
- Wickramanayake G.B. 1991. Disinfection and sterilization by ozone. In Disinfection, Sterilization, and Preservation. (Block ed.), s. 182-190, Lea & Febiger, Pennsylvania, USA.
- Wolfe R. L., Ward N. R. og Olson B. H. 1984. Inorganic chloramines as drinking water disinfectants. A review. J. Am. Water Works Assoc. 76: 74 - 88.
- Wolfe R.L. 1990. Ultraviolet disinfection of potable water. Environ. Sci. Technol. 24, 768-773.