

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-81006
Undernummer: V
Løpenummer: 1568
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: VURDERING AV RENSEKRAV FOR UTSLIPP AV KOMMUNALT AVLØPSVANN TIL SJØRESIPIENTER Rapport 6: Hygieniske effekter.	Dato: 1.12.1983
	Prosjektnummer: 0-81006
Forfatter(e): Kari S. Ormerod Jarle Molvær	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 43

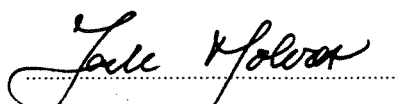
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter medfører hygienisk risiko for mennesker i forbindelse med rekreasjonsaktiviteter, fordi tarminnhold som kan inneholde smittestoffer som egg og cyster av innvollsparasitter, bakterier og virus, kan bli spredt over store områder med resipientvannet. Sollys, sedimentering og beiting ved større organismer bidrar til å redusere mengden av smittestoffer. En konsentrering av slike stoffer i overflaten kan finne sted dersom ikke flytestoffer fjernes fra avløpsvannet før utslipp. Utslipp av selv rensset avløpsvann kan føre til at store områder blir påvirket. For å redusere de hygieniske problemer bør avløpsvannet føres bort fra strandsonen og slippes ut på dypt vann på sted med tilstrekkelig god fortynning.

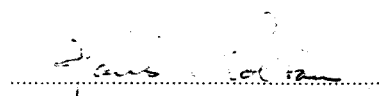
4 emneord, norske:
1. Kommunalt avløpsvann
2. Sjøresipienter
3. Hygiene
4. Rapport nr. 6

4 emneord, engelske:
1. Municipal sewage
2. Marine recipients
3. Hygiene
4. Report No. 6

Prosjektleder:

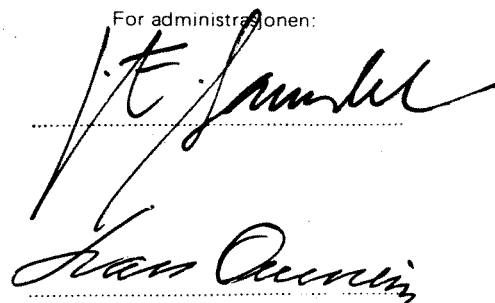



Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0717-1

For administrasjonen:

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-81006

VURDERING AV RENSEKRAV FOR
UTSLIPP AV KOMMUNALT
AVLØPSVANN TIL SJØRESIPIENTER

Rapport 6. Hygieniske effekter.

Oslo, 1. desember 1983

Saksbehandler: Kari S. Ormerod

Medarbeider: Jarle Molvær

For admini-

strasjonen: J.E. Samdal

Lars N. Overrein

F O R O R D

Foreliggende arbeid er utført på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (kontrakt nr. 425/83). Rapporten er den sjette i en serie rapporter som gjelder vurdering av rensekrav for sjøresipienter. En oversikt over utkomne rapporter er vist på omslagets 2. side.

Rapporten sammenstiller opplysninger om effekten av forskjellige rensemetoder for kloakkvann når det gjelder fjerning av tarmbakterier og tarmparasitter, og disse organismers skjebne etter utslipp av avløpsvann og slam til marint miljø. Det er videre foretatt teoretiske beregninger for forventede bakteriekonsentrasjoner etter slike utslipp, og noen erfaringer fra utenlandske og norske resipientundersøkelser er oppsummert.

Oslo, 1. desember 1983

Kari S. Ormerod

I N N H O L D

	<u>Side:</u>
FORORD	2
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
1. INNLEDNING	9
2. HYGIENISK RISIKO	9
2.1 Risiko for smitte	9
2.2 Aktuelle smittekilder	9
2.3 Indikatorer på fekal forurensning	10
2.4 Formering av potensielt patogene mikroorganismer	11
3. INNHOLD AV TARMBAKTERIER OG SMITTESTOFFER I RAKLOAKKVANN OG RENSET AVLØPSVANN	11
3.1 Ingen rensing	12
3.2 Mekanisk rensing	12
3.3 Aktivslamprosessen	12
3.4 Biologiske filtre	13
3.5 Biologiske stabiliseringsdammer	13
3.6 Kjemiske fellingsanlegg	13
3.7 Klorering	14
4. TARMBAKTERIENES OG SMITTESTOFFENES SKJEBNE ETTER UTSLIPP I SJØRESIPIENTER	16
4.1 Inaktivering av smittestoffene	16
4.1.1 Biologisk desimering	16
4.1.2 Sedimentering	17
4.1.3 Virkning av sollys	17
4.1.4 Salinitet og pH-verdi	18
4.1.5 Inaktiveringsundersøkelser	18
4.2 Fortynning	20
4.3 Infeksiøs dose	20
5. VANNKVALITETSKRITERIER	21
6. EKSEMPLER PÅ EFFEKTER VED UTSLIPP AV KLOAKKVANN TIL SJØRESIPIENTER	24
6.1 Beregningsmodeller	24
6.1.1 Primærfortynningen	25
6.1.2 Inaktiveringsfaktoren	26
6.1.3 Eksempler på beregning av hygienisk vannkvalitet	27
6.2 Feltundersøkelser	30
6.2.1 Utenlandske erfaringer	30
6.2.2 Norske erfaringer	31

INNHold (forts...)	<u>Side:</u>
LITTERATUR	33
TILLEGG	38

FIGURER I TEKSTEN

Figur 1. Inaktivering av termotolerante coliforme bakterier og nedbrytning av coprostanol etter utslipp av kloakkvann til ferskvanns- og sjøvannsresipient.	19
Figur 2. Kumulativ normalfordelingskurve for forventede resultater fra analyse av termotolerante coliforme bakterier når mediankonsentrasjonen er 200 bakt./100 ml.	23
Figur 3. Beregnede verdier for konsentrasjoner av termotolerante coliforme bakterier ved en badestrand i løpet av ett døgn.	27

FIGURER I TILLEGGET

Figur T1. Sammenhengen mellom nødvendig økning i fortynningsgrad, F_B , med økning i resipientvannets bakgrunns-konsentrasjon av coliforme bakterier, C_B	43
---	----

TABELLER I TEKSTEN

Tabell 1. Reduksjon i antall termotolerante coliforme bakterier og <i>Salmonella</i> ved forskjellige rensemetoder	15
Tabell 2. Beregnede verdier for oppnådd fortynning av termotolerante coliforme bakterier i resipientvannet ved forskjellige former for rensing og to typer utslippsanordninger	28

INNHold (forts...)

TABELLER I TILLEGGET		<u>Side:</u>
Tabell T1.	Funne forholdstall mellom indikatorbakterier og patogene agens i kloakkvann og resipientvann	38
Tabell T2.	Forskjellige rensemetoders evne til å fjerne smittestoffer fra kloakkvann	39
Tabell T3.	Bakteriereduksjon i ulike renseprosesser	39
Tabell T4.	Innhold av tarmbakterier i råkloakk og avløpsvann fra kloakkrenseanlegg i Danmark	40
Tabell T5.	Forholdet mellom antall påviste salmonellabakterier og antall termotolerante coliforme bakterier før og etter rensing av kloakkvann	41
Tabell T6.	Reduksjon av termotolerante coliforme bakterier ved kjemisk felling av kloakkvann	41
Tabell T7.	Beregnet primærfortynningsfaktor F_B for å oppnå en bakteriekonsentrasjon C_R ved forskjellige bakteriekonsentrasjoner i fortynningsvannet	42

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Hovedkonklusjonene fra denne litteraturstudien kan oppsummeres som følger:

1. Rensing av avløpsvannet reduserer de hygieniske problemer som kan oppstå ved utslipp av kommunalt avløpsvann til sjø, men rensing alene eliminerer ikke problemene. I denne sammenheng synes felling med kalk å være mest effektivt.
 2. For å redusere de hygieniske problemer som avløpsvannet kan medføre, bør dette føres bort fra strandsonen og slippes ut på dypt vann. Utslipet bør legges til en resipient som gir tilstrekkelig stor fortykning sett i forhold til utslippets størrelse. Utilstrekkelig fortykning av store utslipp kan medføre at store områder påvirkes.
1. Innholdet av fekale bakterier og smittestoffer i råkloakkvann og i avløpsvann etter forskjellige renseprosesser er sammenstilt, basert på opplysninger fra publiserte undersøkelser i inn- og utland. Tarmorganismene fjernes ikke i tilstrekkelig grad fra vannet ved de vanligste renseprosesser, slik at også utslipp av rensset kloakkvann må forventes å medføre forringelse av den hygieniske vannkvalitet rundt utslippsstedet. Kun prosesser som fører til sterk økning av vannets pH-verdi, f.eks. kalkfelling og biodammer om sommeren, eller desinfisering av avløpsvannet, fører til tilstrekkelig desimering av tarmorganismene. Desinfisering med klor er imidlertid ikke tilrådelig p.g.a. dannelse av giftige klororganiske forbindelser.

Ved siden av rensing av avløpsvannet vil fortynnings- og spredningsforholdene i resipienten være avgjørende for virkningen på vannkvaliteten. Valg av utslippssted og utslippsarrangement er da avgjørende.

2. Dykket utslipp under lavvannstand nær land fører til at flytestoffer med innhold av tarmbakterier blir ført med overflatevannet inn mot strendene, slik at bølgeslagsområdet på stranden blir forurenset. Dette kan føre til at sandstrender får så høyt innhold av tarmbakterier at sanden ikke tilfredsstillende de hygieniske krav som er satt til sand i sandkasser på lekeplasser for barn.

Storparten av det sedimenterbare stoff i avløpsvannet sedimenterer nær utslippet. I grunne områder kan bølgene hvirvle opp sedimentene. I perioder med bølger og pålandsvind kan de resuspenderte sedimentene og medfølgende tarmbakterier bli ført inn mot strendene og forårsake høye bakteriekonsentrasjoner både i vannet og på stranden.

I estuarer som i flomperioder mottar store mengder ferskvann via elver og dermed får lav salinitet, kan bakterier som er bundet til partikler og flater (f.eks. stener) løsne og komme ut i de frie vannmasser. Dette har vært vist også for tarmbakterier fra sedimentert kloakkslam når saliniteten synker under 1 ‰.

Ved dykket utslipp nær land vil bakteriekonsentrasjonen bli høy i vannet nær utslippsstedet, men inaktiveringen p.g.a. sollys vil være en viktig desimeringsfaktor i sommerhalvåret. I vinterhalvåret har denne faktor ikke samme betydning, og det forventes høye bakteriekonsentrasjoner over et vesentlig større område enn om sommeren. Ved å rense kloakkvannet i kalkfellingsanlegg før utslipp, vil man kunne avgrense problemene til området nærmest utslippet, se tabell 2. Utslippet kan der ha negativ betydning både for rekreasjonsaktiviteter og for høsting av skalldyr (blåskjell).

3. Utslipp ved lang ledning ut fra land, men på grunt vann, reduserer sterkt ulempene med flytestoffer og opphvirvling av sedimenter. Dessuten virker både inaktiveringsfaktoren og sekundærfortynningsfaktoren, som begge er tidsavhengige, i den tiden det eventuelt tar for det fortynnede avløpsvannet å nå inn til land. Riktig valg av utslippssted ut fra strømforholdene på stedet, vil alene redusere de hygieniske problemer i strandsonen. Med et slikt utslipp i en resipient med god vannutskiftning (se tabell 2) kan man i sommerhalvåret, når effekten av sollys er størst, oppnå tilfredsstillende vannkvalitet etter utslipp av kloakkvann som har passert et forsedimenteringsanlegg eller en mer effektiv rensemetode.
4. Ut fra hygieniske hensyn er dypvannsutslipp med innlagring av avløpsvannet meget fordelaktig. Ved en fornuftig plassering av slike utslipp føres avløpsvannet bort fra strendene, det gjennomgår sterk primærfortynning (30-100 ganger er vanlig), og det når ikke umiddelbart overflaten. Om ikke flytestoffer er fjernet, kan disse imidlertid bidra til hygien-

iske problemer i overflatevannet. Det bør tas hensyn til at sjiktningen av vannmassene som regel er mindre markert om vinteren, slik at kloakkvannet da kan trenge lengre opp i de ovenforliggende vannmasser. Dette kan ha betydning for områder som benyttes til høsting av skalldyr (blåskjell, se kap. 5). I områder der f.eks. en sterk fralandsvind fører overflatevannet utover, og en kompensasjonsstrøm fører dypere liggende vannmasser imot land, slik at de kommer opp til overflaten, må det tas spesielle hensyn dersom området er mye brukt til rekreasjonsaktiviteter.

5. Engelske undersøkelser har vist at dumping av kloakkslam til dypt vann via utslippsledninger førte til noe høyere innhold av tarmbakterier i de ovenforliggende vannmasser under dumpingsperioden. Bakterieinnholdet sank imidlertid raskt tilbake til bakgrunnsnivået etter at dumpingen var opphørt.

6. Behov for videre arbeid.
Det finnes ingen opplysninger i litteraturen om tarmbakterieinnholdet i de forskjellige fraksjoner av kloakkavløpsvann: i flytestoffene, i de sedimenterbare stoffer og i de frie vannmasser. De forskjellige rensemetodenes evne til å forskyve dette forhold burde også belyses. Frijøring av tarmbakterier fra sedimenter ved senking av saliniteten burde også undersøkes nærmere.

1. INNLEDNING

Ved utslipp av urensset kloakkvann til marine - såvel som ferskvannsresipienter - er det to faktorer som er av betydning for den hygieniske vannkvaliteten. Den ene er kloakkvannets innhold av smittestoffer, og den andre er dets innhold av organisk stoff. Det organiske stoffet kan forårsake en sterk formering av bakterier som i stor konsentrasjon (høy infeksjonsdose) kan føre til sykdom hos mennesker og dyr. Dette problem er tatt med i kap. 2.4, og er også omtalt i rapport 7 (1). Hovedtema i denne rapporten er imidlertid kloakkvannets innhold av tarmbakterier og smittestoffer.

2. HYGIENISK RISIKO

2.1 Risiko for smitte

Den største hygieniske risiko for mennesker ved bruk av vann er at de kan bli infisert med smittestoffer som kan overføres via vann. Den vanligste infeksjonsvei er direkte konsum av vann. Man kan også bli infisert ved konsum av mat som er tilberedt ved hjelp av ukokt, infisert vann. Likeledes kan man bli infisert ved å sluke vann under dykking og bading, eller ved at smittestoffene trenger inn gjennom slimhinner eller sår i huden under slike rekreasjonsaktiviteter.

De vanligste smitteveier via sjøvann er gjennom rekreasjonsaktiviteter, samt ved konsum av rå eller utilstrekkelig kokte skalldyr (blåskjell) som har vokst i infisert vann.

2.2 Aktuelle smittekilder

Smittestoffer kan tilføres resipientvann gjennom rensset og urensset kloakkvann, udesinfiserte utslipp fra sykehus, og fra syke, ville dyr (rotter, lemen, hare) og husdyr (gris). Oversiktsartikler over hvilke smittestoffer det er snakk om og smitteveiene for disse er publisert i et spesialnummer av tidsskriftet VANN i 1979 (2-9).

Tilførsel av smittestoffer fra ville dyr og husdyr har størst aktualitet for ferskvannsresipienter. I sjøvann vil den mest aktuelle smittekilde være fekalier tilført med kloakkvannsutslipp og utslipp av toalettavfall fra båter (10).

2.3 Indikatorer på fekal forurensning

De mest aktuelle smittestoffer som kan overføres fra vann er slike som forårsaker tarmsykdommer (salmonelloser, bl.a. tyfoidfeber; kolera, diareer forårsaket av virus). For at smittestoffene skal finnes i vannet, må det være tilført fekalier (tarminnhold) fra syke mennesker eller friske smittebærere. De alvorligste av disse sykdommene er ikke vanlige i Nord-Europa (11), derfor er det upraktisk å lete etter smittestoffene i vannet, da de bare sjelden vil være til stede der.

I tarmen hos varmblodige dyr, mennesket inkludert, finnes det alltid en naturlig tarmflora som er en del av vårt fordøyelsessystem (4). Denne skilles ut med fekaliene og kan gjenfinnes i store mengder i resipientvann. En slik bakterie er *Escherichia coli*. Denne bakterien dominerer vanligvis i antall i fekalier fra mennesker, men beslektede tarmbakterier er også til stede. De kalles som gruppe coliforme bakterier. Fekale streptococcer finnes også i store mengder. Coliforme bakterier og fekale streptococcer brukes derfor som indikatorer på fekal forurensning (7). Enkelte coliforme bakterier finnes også i kultivert jord. For å skille ut de coliforme bakterier som nylig har hatt tilhold i tarm, benytter man seg av at *E. coli* har evnen til å vokse fort ved 44-45°C, mens de fleste jord-coliforme ikke har denne evnen. De tarm-coliforme bakterier som vokser ved denne temperatur kalles termotolerante coliforme bakterier (synonymer; termostabile eller fekale coliforme bakterier, eller *E.coli*, selv om andre coliforme enn denne blir medbestemt).

Fekale streptococcer overlever lenger i resipientvann enn termotolerante coli (7, 12, 13), og er derfor en bedre indikator for smittestoffer med tilsvarende overlevingssevne (se kap. 4). Virus har også høy persistens i resipientvann. I enkelte undersøkelser er tarmvirus påvist selv om coliforme bakterier ikke var til stede (14). Den fekale sterolen coprostanol nedbrytes saktere i kaldt sjøvann enn coliforme bakterier inaktiveres (15). Coprostanol synes derfor å være bedre egnet som indikator for utbredelse av kloakkvann (7) med tilhørende risiko for virus-smitte, enn de foran nevnte bakterielle indikatorer.

2.4 Formering av potensielt patogene mikroorganismer

Vannbakterier som kan formere seg i stort nok antall til å medføre smitterisiko for mennesker, forårsaker som oftest øye- og ørebetennelse og betennelser i sår i hud og slimhinner. Aktuelle bakterier av denne typen er *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium marinum* og *Vibrio alginolyticus* (16). Også andre bakterier som ikke er naturlig hjemmehørende i vannet er årsak til slike sykdommer, spesielt i bassengbad (7). Det vites ikke om amøber av genera *Giardia* og *Naegleria*, som kan forårsake henholdsvis kronisk diare og hjerne- og hjernehinnebetennelse etter smitte ved bading, kan formere seg i naturen på organisk stoff fra kloakkvann. Dette er amøber som lever fritt i jord og vann, og smitte er påvist spesielt ved bading i varmt fersk- eller brakkvann (7, 16). Slike amøber er også påvist i norske innsjøsedimenter (17).

3. INNHOLD AV TARMBAKTERIER OG SMITTESTOFFER I RÅKLOAKK OG RENSET AVLØPSVANN

Undersøkelser i renseanlegg under full drift har vært utført flere steder rundt om i verden, men bare få undersøkelser foreligger fra de nordiske land. Reduksjon i råkloakkens innhold av termotolerante coliforme bakterier (TCB), fekale streptococcer og *Clostridium perfringens* ved bruk av aluminium-, jern- og kalkbasert fellingsmiddel ble utført ved NIVA som del av et PRA-prosjekt angående kjemisk rensing av kloakkvann i perioden 1971-73. På grunn av manglende finansiering ble resultatene ikke publisert. En svensk undersøkelse i Naturvårdsverkets regi er igang, men resultatene er ennå ikke publisert. En dansk undersøkelse er medtatt i denne rapport (11), likeså en norsk laboratorieundersøkelse angående effekten av forskjellige fellingskjemikalier i den kjemiske renseprosess (18).

De fleste undersøkelser dreier seg om reduksjon i antall indikatorbakterier, men noen har også med reduksjon av smittestoffer.

Noen resultater fra slike undersøkelser er presentert i form av tabeller i tillegget. Tabell T1 viser funne forholdstall mellom indikatorbakterier, *Salmonella* og enterovirus i kloakkvann og resipientvann. Tabel-

lene T2 til T6 viser oppnådde reduksjoner i indikatorbakterier og smittestoffer ved forskjellige rensemetoder for kloakkvann.

I det etterfølgende gis en kort oversikt over hva som er de viktigste prosesser for fjerning av tarmorganismer fra kloakkvann.

3.1 Ingen rensing

I råkloakk varierer innholdet av termotolerante coliforme bakterier, TCB, stort sett - basert på undersøkelser fra forskjellige land - mellom 10^6 og 10^9 bakterier pr. 100 ml. Eksempler fra nordiske land er gitt i tabellene T4 og T6. I den danske undersøkelse (tabell T4) lå innholdet av *Salmonella*-bakterier på mellom 0 og 540 bakterier pr. 100 ml i enkeltprøvene av råkloakk.

3.2 Mekanisk rensing

Mekanisk rensing i form av forsedimentering fjerner partikkelbundne mikroorganismer gjennom det slam som sedimenterer. Finsil fjerner likeledes mikroorganismer som sitter i partikler. For fjerning av parasittegg ved forsedimentering er det eggenes egenvekt som er avgjørende. Tunge egg av *Ascaris* (spolorm) og *Diphyllobothrium* (menneskets smale bendelorm) vil sedimentere ved mekanisk rensing. Egg av *Taenia saginata* (menneskets brede bendelorm) vil derimot følge vannet gjennom anlegget. Mekanisk rensing gir fra 5-20 % reduksjon i TCB og *Salmonella* (11, 18).

3.3 Aktivslamprosessen

Denne prosessen fjerner fra 70 til 95 % av de tilførte bakterier, avhengig av belastningsgrad. Protozoer som lever i slammet er spesielt aktive i å fjerne bakterier fra vannmassene. Dette er beskrevet i en oversiktsartikkel av Curds i 1982 (19). Det er ciliatene som er de viktigste i denne sammenheng. Ciliatene spiser ikke selektivt de bakteriene som stammer fra tarminnholdet, men også dem som tar aktiv del i nedbrytningen av organisk stoff. Det er vist at ciliatene fortrinnsvis spiser de bakteriene som befinner seg i vannfasen. De bakteriene som sammen med protozoer, andre organismer og ikke-levende partikler danner

fnokker, sedimenterer. Slammet returneres delvis til anlegget og delvis tas det ut til slambehandling og deponering. Noen av tarmbakteriene spises altså av ciliater, noen felles ut med de biologiske fnokkene og noen går ut med avløpsvannet. En vesentlig forverring av renseevnen forventes dersom råkloakken tilsettes stoffer som inaktiverer protozoene. Lette parasittegg, f.eks. av *Taenia saginata*, vil kunne passere gjennom anlegget. Virus kan adheres til andre partikler og felles eller spises av f.eks. protozoer, men den resterende mengde passerer anlegget.

Sluttproduktene i renseprosessen er avløpsvann og slam. Slammet må stabiliseres før det kan deponeres på land. De forskjellige stabiliseringsprosesser inaktiverer de forskjellige smittestoffer i ulik grad. Anaerob gjæring er effektiv i å inaktivere amøben *Entamoeba histolytica*, men lite effektiv for inaktivering av bendelormegg. Stabiliseringsmetoder som utvikler varme (mer enn 50°C) er de mest effektive i å inaktivere smittestoffer.

3.4 Biologiske filtre (rislefiltre)

Disse fjerner bakterier i samme grad som aktivslamprosessen, men er mindre effektive i fjerning av virus fra vannfasen (14). De fjerner også amøben *E. histolytica* effektivt.

3.5 Biologiske stabiliseringsdammer

Slike dammer har evnen til å redusere bakterieantallet betraktelig, mer enn 99 % (18) for TCB. For at dette skal skje, må pH-verdien av vannet i dammene komme over 9,2, og denne pH-verdi er ikke unormalt høy om sommeren i biodammer i Norge. Slike stabiliseringsdammer reduserer også virus bedre enn rislefilter ser ut til å gjøre.

3.6 Kjemiske fellingsanlegg

I fellingsanlegg fjernes bakterier som *E. coli* (med negativ ladning) ved samme mekanisme som den som antas å være dominerende ved koagulering av kolloidalt materiale i avløpsvann (18), f.eks. koagulering ved pH 6,5 - 7,5 med aluminiumsfelling. Parasittegg vil også felles etter samme prinsipp, og vil kunne gjenfinnes i slammet i aktiv tilstand. Kjemiske

fellingsanlegg er imidlertid som oftest mindre effektive i å fjerne bakterier enn de biologiske anlegg, sannsynligvis på grunn av at protozoene ikke er aktive.

I Sverige er det utført studier angående renseeffekter for patogene bakterier i biologisk/kjemiske renseanlegg basert på forfelling og etterfelling (18). For etterfellingsanlegg ble det funnet at den største reduksjon av *Salmonella* fant sted i det biologiske trinnet, og at disse anlegg totalt sett var de mest effektive i å redusere *Salmonella*-innholdet. Aluminiumsulfat og jernklorid-felling ble funnet likeverdige, mens kalkfelling ga 100 % reduksjon i *Salmonella*.

Ved kalkfelling er det pH-verdien i vannet som igjen er den avgjørende faktor for inaktivisering av smittestoffene. Tabell T3 angir 40-80 % bakteriereduksjon ved kjemisk felling. Ifølge tabell T6 viste aluminium og jernfelling i laboratorieforsøk 99,8 - 99,6 % reduksjon i TCB, mens kalkfelling ga 99,99 % reduksjon som middelverdi.

Skarpsno kloakkrenseanlegg i Oslo, som er et biologisk/kjemisk anlegg etter forfellingsmetoden, har under regulær drift vist en reduksjon av bakterier på 98,7 % (18). Selv etter denne rensing lå innholdet av TCB i avløpsvannet på $7 \cdot 10^3$ - $2,4 \cdot 10^5$ bakterier pr. 100 ml.

Selv om den prosentvise renseeffekt m.h.t. smittestoffer og indikatorbakterier er stor for enkelte renseprosesser, vil den gjenværende mengde bakterier og virus kunne være stor nok til at resipientvannets hygieniske kvalitet forringes etter innblanding av slikt avløpsvann.

3.7 Klorering

I enkelte land har man gått til det skritt å desinfisere kommunalt avløpsvann ved klorering. Klor er effektiv til inaktivering av bakterier, men er mindre effektiv mot virus og parasitter (11). Amøbecyster inaktiveres. En artikkel av Y. Kott (21) gir en god oversikt over hva som kan oppnås ved klorering. Det advares imidlertid i samme artikkel mot utstrakt bruk av klorering. Under prosessen reagerer nemlig klor med organisk stoff i kloakkvannet. Klorerte organiske forbindelser i kloakkvannet er giftige bl.a. overfor fisk i resipienten. Kott rapporterte at gifteffekten avtok dersom avløpsvannet ble de-klorert før ut-

Tabell 1. Reduksjon i antall termotolerante coliforme bakterier og Salmonella ved forskjellige rensemetoder

RENSEMETODE	PROSENT REDUKSJON	ANTALL BAKTERIER PR. 100 ML AVLØPSVANN		
		Termotolerante coliforme bakterier TCB	Danmark (11)	<u>Salmonella</u> U S A (27)
Ingen, råkloakk	0	100.000.000	500	500.000
Finsil	20	80.000.000	400	400.000
Sedimentering	75	25.000.000	125	125.000
Kjemisk felling, Al/Fe	80	20.000.000	100	100.000
Biofilter, høy belastn.	90	10.000.000	50	50.000
Biofilter, lav "	95	5.000.000	25	25.000
Aktivslam, høy belastn.	90	10.000.000	50	50.000
Aktivslam, lav "	95	5.000.000	25	25.000
Klorering av råvann	95	5.000.000	25	25.000
Klorering av biologisk renset vann	99	1.000.000	5	5.000
Kjemisk felling, Ca	99,99	10.000	0,05	50

Reduksjons- prosenten er maksimaltall fra tabell T3, som er gjort gjeldende for både TCB og Salmonella. Mengde Salmonella pr. mengde TCB er tatt fra de angitte publikasjoner i ref.11 og 27. Antall påviste salmonellabakterier pr. antall påviste TCB regnes for Danmark som 1 pr. 10⁶, for USA som 1 pr. 200.

slipp. I dag advares det generelt mot utslipp av klorerte organiske forbindelser.

Et eksempel på reduksjon av antall TCB og *Salmonella* ved forskjellige rensemetoder er gitt i tabell 1.

4. TARMBAKTERIENES OG SMITTESTOFFENES SKJEBNE ETTER UTSLIPP TIL SJØRESIPIENTER

4.1 Inaktivering av smittestoffene

4.1.1 Biologisk desimering

Flere foredrag om desimering av miljøfremmede mikroorganismer i vann ble holdt under et symposium om kloakkutslipp til marine resipienter i 1974 (20, 21 og 22), og en oversiktsartikkel om desimering av miljøfremmede mikroorganismer i vann er publisert på norsk av Østensvik (6). Sistnevnte artikkel gir en god innføring i dette fagområdet. Derfor vil det være tilstrekkelig med en oppsummering av resultatene i denne rapporten.

Resipientvannets naturlige mikroflora er hovedsakelig sammensatt av bakterier, sopp, protozoer og alger. Disse nyttiggjør seg de næringsstoffer som finnes i vannet. Protozoene spiser fortrinnsvis partikulært materiale. Derfor vil de andre nevnte mikroorganismene være en av protozoenes næringskilder. Bakterier og sopp lever av alle former for organisk stoff og alger av plantenæringsstoffer som blir tilført vannet fra naturlig avrenning og avløpsvann. Tarmbakterier og -virus vil være miljøfremmede stoffer som betraktes som mat av vannorganismene, i likhet med det andre oppløste og partikulære organiske stoff som blir tilført. Enkelte vannbakterier og alger har evnen til å produsere stoffer som har veksthemmende effekt på tarmbakterier, f.eks. på *E. coli*. Undersøkelser har vist at det også finnes bakterier, f.eks. *Bdellovibrio bacteriovorus*, som er parasittær overfor andre bakterier. Den viktigste faktor til fjerning av miljøfremmede bakterier og vira ad biologisk vei viser seg imidlertid å være protozoene (6). Temperaturen i resipientvannet spiller også en rolle - jo varmere vann (opp mot ca. 30°C), jo større biologisk aktivitet, med desto hurtigere desimering. De levende miljøfremmede mikroorganismene "brenner" også raskere opp sitt reservelager av næringsstoffer på grunn av raskere stoffskifte ved høyere temperatur.

Den foran nevnte biologisk betingede desimering er en viktig prosess for fjerning av miljøfremmede bakterier, men den er vanskelig å kvantifisere fordi den er en del av det økologiske system i resipienten, og dermed er i stadig forandring. For virus er det funnet en liknende effekt, nemlig at de kan inaktiveres av proteolytiske bakterier. Det er imidlertid også funnet at sjøvann kan inneholde et virusinaktiverende stoff som lar seg filtrere gjennom porestørrelser på 0,2 μm og er varmeresistent (22). Stoffet er ikke identifisert, men spiller en stor rolle for inaktivering av virus i sjøvann. Temperaturen spiller også en rolle for inaktivering av virus, men effekten setter først inn ved temperaturer over 37°C, og skyldes oksydasjon av virusens proteinkappe (22).

4.1.2 Sedimentering

Både vira og bakterier har en tendens til å adsorberes til partikulært materiale (både organiske partikler og uorganiske, f.eks. leire). Dette skyldes vesentlig elektrostatiske krefter, og adsorpsjonen er sterkest i nærvær av divalente katjoner som Mg^{++} og Ca^{++} (23). Disse finnes i sjøvann, og sedimentering på partikler spiller derfor en stor rolle for fjerning av miljøfremmede organismer og virus fra sjøvann. Disse miljøfremmede stoffer overføres da til sedimentene, der de vil ha større evne til å overleve enn i de frie vannmasser.

4.1.3 Virkning av sollys

Sollys spiller en meget stor rolle i desimeringen av disse miljøfremmede stoffene. Mange forsøk har vært utført for å kvantifisere dette, bl.a. av Bellair et al. (24).

For *E. coli* kan forskjellen i T_{90} -tid (tid for 90 % reduksjon i antall *E. coli*) variere fra 40 timer i mørket til ca. 2 timer i sollys på samme prøvested. Over en viss terskelverdi i lysintensitet er sollys en av de viktigste desimeringsfaktorer, sammen med sedimentering og fortykning. Også bakterievirus desimeres av lys (6), og da det er sannsynlig at dette skyldes skader i nukleinsyrene i kjernen (22), vil det gjelde for virus generelt. Lysintensiteten avtar raskt nedover i vannmassene, derfor vil denne faktor miste sin betydning allerede få meter under overflaten (24).

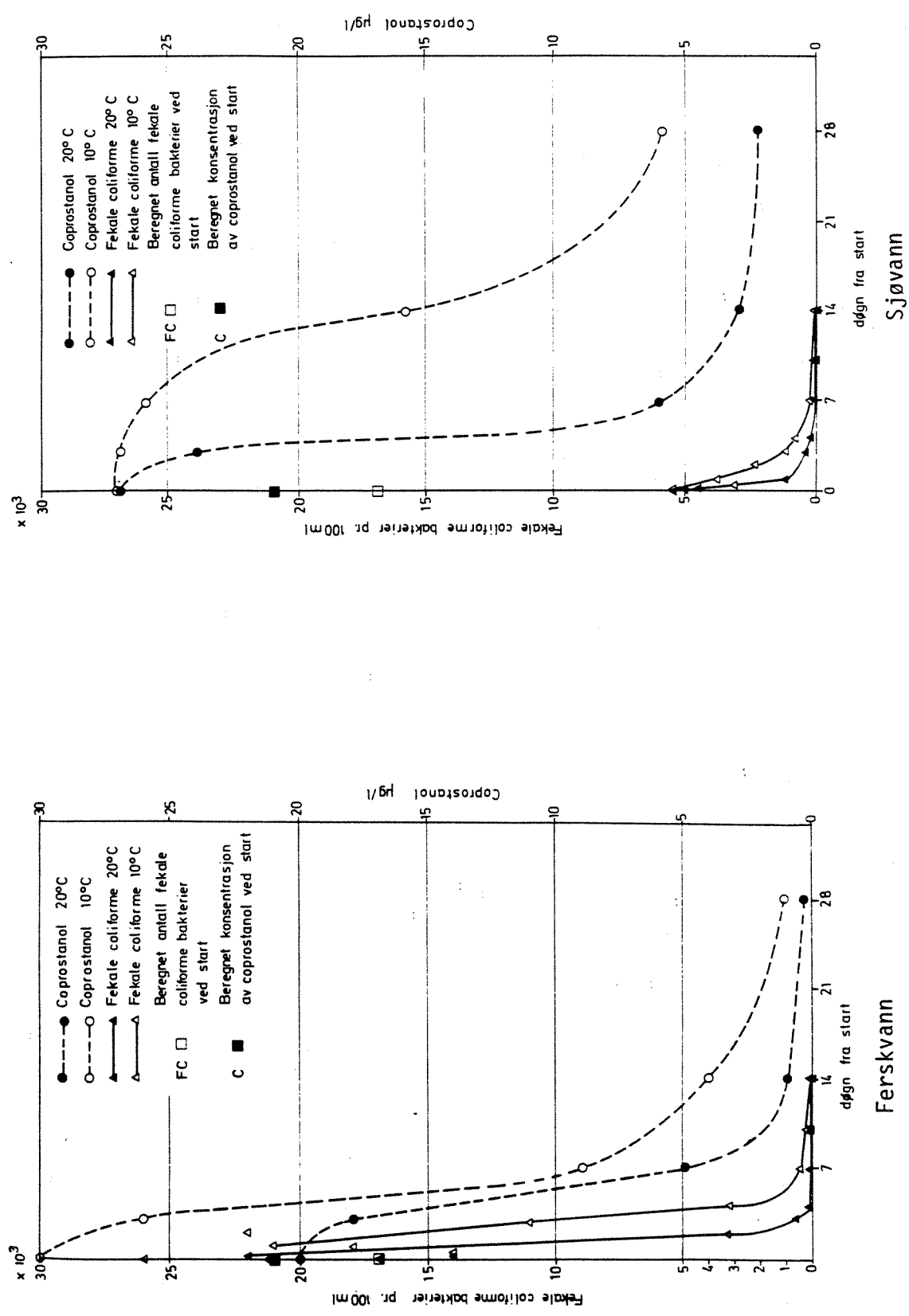
4.1.4 Salinitet og pH-verdi

Vannets pH-verdi og salinitet spiller i praksis liten rolle for overlevingsevnen til de miljøfremmede stoffer, så lenge de holder seg innen de normale områder. Enkelte bakterier, som *Vibrio cholera* og fekale streptococcer, tolererer høye pH-verdier bedre enn f.eks. *E. coli* og *Salmonella*. Dette kan være av betydning i ferskvann med stor algeoppblomstring, men i sjøvann er det ikke vanlig med så stor algeoppblomstring at pH-verdien av vannet endres signifikant. Saliniteten kan imidlertid spille en rolle for frigjøring av smittestoffer som er reversibelt adsorbent til partikler. Ved avtakende salinitet kommer man til en grense der smittestoffene frigjøres fra partiklene og kommer over i de frie vannmasser. Dette skjer ved en salinitet på ca. 1 o/oo (25). Dette kan ha betydning i estuarer som i flomperioder får saliniteten redusert på grunn av tilført ellevann. Da kan store mengder tarmbakterier frigjøres fra sedimentene og forurense de frie vannmasser (48).

4.1.5 Inaktiveringsundersøkelser

Som nevnt i kap. 4.1.3 har det vært utført mange undersøkelser angående lysets inaktiverende evne, og det finnes også undersøkelser som kombinerer effekten av biologisk aktivitet og andre inaktiveringsfaktorer etter engangsutslipp av kloakkvann til ferskvann og sjøvann. Effekten av sedimentering kommer som oftest ikke med i slike undersøkelser. Både bakterier og virus inaktiveres raskt, men sjøvann viser ofte en større initialeffekt enn ferskvann (se også kap. 4.1.1). Inaktiveringskurven viser seg å flate ut med tiden. I praksis kan man f.eks. finne at ca. 10 % av bakteriene fremdeles er i live 2 døgn etter utslippet, og at desimeringen deretter går med redusert hastighet. Utflating av kurven kan i praksis skyldes at de bakterier som blir værende igjen i vannmassene ikke så lett blir gjenstand for predasjon, nettopp fordi de finnes i så små mengder. Lyset skulle imidlertid fortsatt ha virkning, så utflatingen kan kanskje være en kombinasjon av liten predasjon og liten sensitivitet overfor lys hos de gjenværende bakterier.

Figur 1 illustrerer disse effekter ved utslipp av kloakkvann til naturlig sjøvann og ferskvann, utført som laboratorieforsøk ved NIVA (28). Mens de gjenfunne konsentrasjoner etter blanding av kloakkvann og resipientvann var som forventet for coprostanol, og for termotolerante (fekale) coli-



Figur 1. Inaktivering av termotolerante coliforme bakterier og nedbrytning av coprostanol etter utslipp av kloakkvann til ferskvann- og sjøvannresipient.

forme bakterier (TCB) i ferskvann, var antall TCB redusert med 66 % etter ca. 2 min. opphold i sjøvann. Kurvene merket "20°C" representerer prøver som også var utsatt for naturlige døgnvariasjoner i lys, mens de merket "10°C" representerer prøver som sto ved lavere temperatur i mørket. I de første to døgn etter utslipp viste sjøvannsprøven med 20°C og lyspåvirkning 10-15 % større inaktivering enn prøven ved 10°C i mørket. Førstnevnte prøve nådde normalt bakgrunnsnivå i bakterieinnhold mellom 4. og 7. døgn, mens sistnevnte nådde dette nivå først mellom 10. og 14. døgn, hovedsakelig som et resultat av biologisk inaktivering. Figuren viser at nedbrytningen av coprostanol også gikk langsomt i kaldt sjøvann.

4.2 Fortynning

Fortynning i resipientvannet bidrar i stor grad til å minske den hygieniske risiko ved bruk av vannet. Dette blir behandlet nærmere i kap. 6.1.3 og illustrert i tabell 2. Selv etter kjemisk rensing og 100-500 gangers fortynning kan bakterieinnholdet fortsatt være høyt, samtidig som avløpsvannet kan være spredt over et stort område. Fortynningsvannets bakterieinnhold spiller her en stor rolle, se side 42. Ved siden av fortynningen vil også de andre inaktiveringsmekanismer være virksomme. Det er imidlertid grunn til å understreke at fortynning/spredning er et "toegget sverd". Hvis man ikke oppnår tilstrekkelig god fortynning, er det fare for at spredningen ved fortynning kan skape hygieniske problemer over store områder. Man oppnår imidlertid at smittestoffenes antall pr. volumenhet reduseres, slik at et større vannvolum må inntas for å nå en infeksjonsdose.

4.3 Infeksjonsdose

Hvis de overlevende bakterier er slike som smitter i lave doser, er smittefaren fremdeles til stede etter 90 % reduksjon av antallet. Noen *Salmonella*-arter (tyfoidfieber), *Shigella* og *Vibrio cholera* er av denne type. De fleste, og mest utbredte *Salmonella*-sykdommer er imidlertid "høydose"-infeksjoner, slik at infeksjonsfaren minsker sterkt de nærmeste dager etter at forurensningen har funnet sted.

Som eksempler på infeksjøs dose kan nevnes 2-5 bakterier av *Salmonella typhosa*, mindre enn 500 bakterier av *Shigella flexneri*, og 10^5 - 10^6

bakterier av andre typer salmonella-bakterier (14). Det har vist seg at barn er blitt syke av å ha fått i seg 1-2 viruspartikler fra badevann. Man regner at det vannvolum som svelges av de badende ligger et sted mellom 10 og 100 ml, sannsynligvis mer av ferskvann enn av sjøvann (14).

Det som hittil er omtalt gjelder smittestoffer for tarmsykdommer. Infeksjonsdosen kan imidlertid senkes betraktelig dersom tarmfunksjonen endres ved at f.eks. pH-verdien i mageinnholdet endres, eller om tarmen tømmes med avføringsmiddel. Man vet hittil lite om infeksjose doser av smittestoffer som forårsaker øye-, øre-, nese- og halssykdommer. Sistnevnte form for smitte vil være avhengig av hvor lenge den badende er ute i vannet. Infeksjoner med *P. aeruginosa* er registrert etter bading både i svømmebasseng og i friluftsbad (26).

5. VANNKVALITETSKRITERIER

Som forklart i kapittel 2 sier ikke innholdet av tarmbakterier, som termotolerante coliforme bakterier og fekale streptococcer, direkte noe om vannets innhold av smittestoffer. Konsentrasjonen av disse indikatorbakteriene gir imidlertid opplysninger om graden av påvirkning av kloakkvann, slik at risiko for smitte blir høyere jo høyere konsentrasjon av indikatorbakterier man finner i vannet.

Smittestoffenes tilstedeværelse er avhengig av hvor mange syke mennesker som befinner seg i det området kloakkvannet kommer fra. Ved å undersøke forholdet mellom konsentrasjon av smittestoffer og indikatorbakterier kan man komme frem til grenseverdier for de fekale indikatorbakteriene. Grenseverdiene vil da settes ved den konsentrasjon av indikatorbakterier der også smittestoffer regelmessig kan påvises. I en amerikansk undersøkelse (27) ble det funnet en sterk økning i hyppighet for påvisning av *Salmonella* når konsentrasjonen av termotolerante colibakterier oversteg 200 pr. 100 ml. Noen slike funne forholdstall er vist i tabell T1. Tabell T5 viser at i Danmark var kloakkvannets innhold av smittestoffer så lavt at *Salmonella*-bakterier først kunne forventes påvist ved konsentrasjoner på 100.000 til 1.000.000 termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml. I de fleste land er Stevensons undersøkelser (27) lagt til grunn ved fastsettelse av kvalitetsgrenser. Konsentrasjonen 200 bakterier pr. 100 ml blir da ansett som

den middelvei vannkvaliteten ikke skal overskride dersom bading skal tillates. Når en vannkilde med denne bakteriekonsentrasjon analyseres, forventes det en viss spredning av analysedata over og under verdien 200 pr. 100 ml. Dersom analysedata følger spredningen for normalfordelingskurven, skal 95 % av alle analysedata ligge innen et visst område under og over gjennomsnittsverdien. Analyseverdier for bakterier må log-transformeres for å tilpasses denne fordelingskurven. Dermed blir middelveien på 200 pr. 100 ml å betrakte som en geometrisk middelvei, og man kan fastsette at den øvre grense for 95 % konfidensintervall skal være f.eks. 1000 bakt. pr. 100 ml. Dette er illustrert i fig. 2, som er tatt fra Geldreich (14). Overvåkingsbetingelsene defineres m.h.t. varighet av perioden og antall prøver pr. periode. Mistanke om at vannkvalitetsgrensen er overskredet får man dersom mange av enkeltprøvene overskrider 1000 bakt. pr. 100 ml. Ved f.eks. å fastsette at det skal tas minst 10 prøver pr. periode, bør minst 8 av disse ligge under 1000 bakt. pr. 100 ml for at kvalitetsgrensen ikke skal være overskredet. Sikkerhet får man ved å beregne den geometriske middelvei når overvåkingsperioden er over. Disse kvalitetsgrensene praktiseres noe forskjellig i de forskjellige land. De fleste land har satt grensen for ubrukbar badevannskvalitet til 1000 bakt. pr. 100 ml, men noen anser denne som en bakteriekonsentrasjon som sjelden skal overskrides, andre anser den som middelvei. Fellesmarkedslandene har 2000 bakt. pr. 100 ml som grenseverdi for enkeltprøver, Sverige og Finland har 1000 bakt. pr. 100 ml. Termotolerante coliforme bakterier er mest benyttet som basis for vurderingen, men Fellesmarkedslandene har samme grense fastsatt også for fekale streptococcer. Norge har fastsatt grense bare for god badevannskvalitet, og den er som følger (29):

"Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 *E. coli* pr. 100 ml, og enkeltprøvene kan overskride denne verdi med 100 % (til 100 bakt./100 ml) for høyst 10 % av enkelttilfellene".

I Sverige settes grensen for "tjänligt" badevann ved et middeltall på 100 slike colibakterier pr. 100 ml, og i Finland er dette grensen for godt badevann.

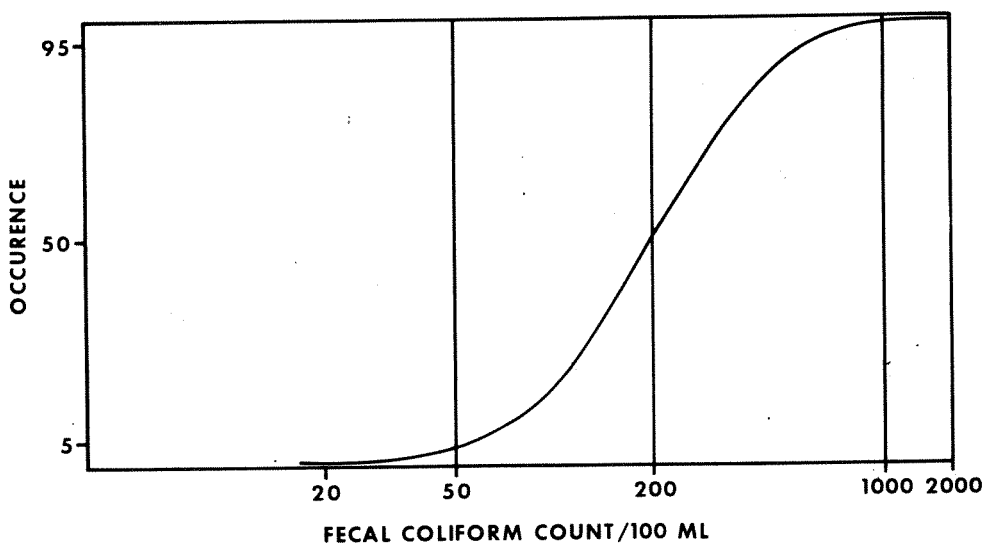


Fig. 2. Kumulativ normalfordelingskurve for forventede resultater fra analyse av termotolerante coliforme bakterier når median-konsentrasjonen er 200 bakt./100 ml.

Figuren (med engelsk tekst) er tatt fra litt. 14.

Risiko for smitte ved fortæring av rå eller utilstrekkelig kokte skall-
dyr er også blitt vurdert i forskjellige land. I USA inndeles vannkva-
liteten i områder der det høstes muslinger for konsum, i tre kategorier
(30).

Vannkvalitet	Median for coliforme bakterier pr. 100 ml (MPN-metode, 35°C)
God vannkvalitet	Mindre enn 70
Moderat forurenset	70 - 700
Sterkt forurenset	Over 700

Muslinger som er høstet fra moderat forurenset vann må renses ved opp-
hold i rent vann i minst 30 døgn før de kan selges.

I England baserer de seg på grenseverdier for innhold av "E. coli" i
muslingkjøttet (30).

Kvalitet		"E. coli" pr. ml muslingkjøtt
Grad	Betegnelse	
I	Tilfredsstillende	Mindre enn 5
II	Mistenkelig	6 - 15
III	Utilfredsstillende	Mer enn 15

De medtatte data er eksempler på hvordan myndighetene i de forskjellige land benytter indikatorbakterier for fekal forurensning i bedømmelse av helserisiko.

Analyse av blåskjell i 1980-81 fra 5 strandstasjoner innenfor utslippsområdet til Sentralrenseanlegg Vest i indre Oslofjord, viste at skjellene inneholdt fra mindre enn 10 til 20 termotolerante coliforme bakterier og fra mindre enn 100 til 10.000 fekale streptococcer (31). *Salmonella*-bakterier ble ikke påvist. De laveste verdiene er begrenset av metodens påvisningsgrenser.

6. EKSEMPLER PÅ EFFEKTER VED UTSLIPP AV KLOAKKVANN TIL SJØRESIPIENTER

Rundt om i verden er det utført mange feltundersøkelser for å belyse hvilken betydning slike utslipp har for den hygieniske vannkvalitet i utslippsområdet. Resultater fra noen slike undersøkelser tas med som eksempler i det etterfølgende.

6.1 Beregningsmodeller

Basert delvis på resultater fra målinger i felten og delvis på teoretiske betraktninger, er det utviklet beregningsmodeller som kan benyttes til å forutsi en forventet effekt ved kloakkvannutslipp, bl.a. for konsentrasjon av indikatorbakterier. Noen slike modeller er presentert ved et symposium i England, litt. 20. En publikasjon av Bellair (24) presenterer en slik beregningsmodell på en enkel og lett forståelig måte. Som nevnt i kapittel 4.3 inaktiveres tarmbakterier av lys. Ved utslipp til resipient blir kloakkvannet fortynnet på utslippsstedet. Det blir videre fortynnet ved diffusjon til de omliggende vannmasser. Dette kan illu-

streres ved følgende formel:

$$C_R = \frac{C_K}{F} \cdot D \cdot I \quad (A)$$

der C_R er den beregnede konsentrasjonen av f.eks.
TCB/100 ml resipientvann

C_K er konsentrasjon av tilsvarende bakterier i
kloakkavløpsvannet

F er fortynningsfaktor på utslippsstedet (primær
fortynning), f.eks. fortynning 1 → 50 har $F = 50$

D er diffusjonsfaktor (sekundær fortynning)

I er inaktiveringsfaktor (Die-off factor)

Av disse faktorer er D og I tidsavhengige. Bellair et al. har i den nevnte publikasjon angitt formler for både D og I. C_R kan da beregnes for et hvert tidspunkt etter utslippet.

6.1.1 Primærfortynningen

Fortynningsfaktoren for kloakkvannet i resipienten vil være lik F, men fortynningen av tarmbakteriene vil være avhengig av resipientvannets bakgrunnskonsentrasjon av slike bakterier:

$$F_B = F \frac{(C_K - C_B)C_R}{(C_R - C_B)C_K} \quad (B)$$

der F_B er den faktor som skal benyttes i formel A istedenfor F dersom resipientvannet allerede er belastet med tarmbakterier

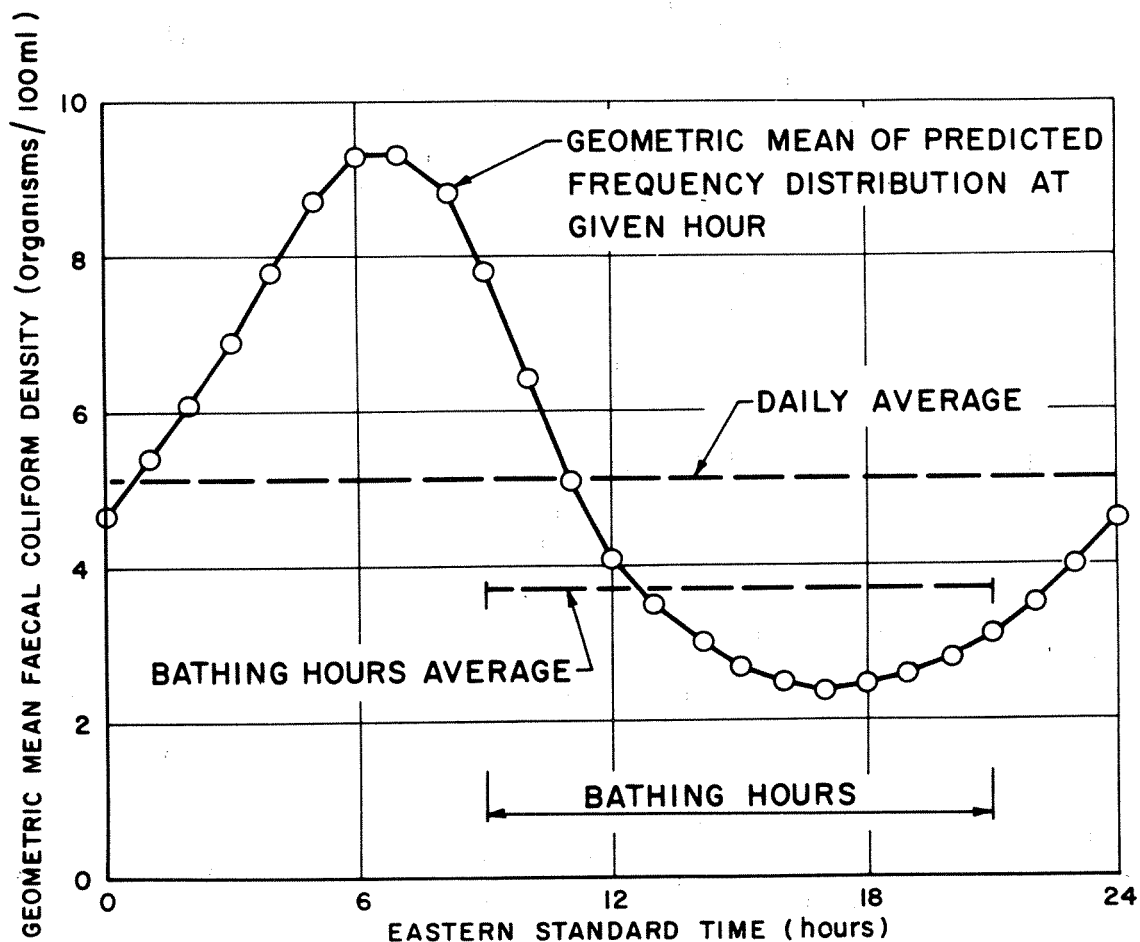
C_B er bakgrunnskonsentrasjoner av tarmbakterier i fortynningsvannet (resipientvannet)

Ved kontinuerlig utslipp av kloakkvann vil de nærmeste omgivelser alltid bli belastet, så en viss bakteriekonsentrasjon i fortynningsvannet bør tas med i vurderingen. I tabell T7 og figur T1 er dette belyst ved noen eksempler.

6.1.2 Inaktiveringsfaktoren

Etter primærfortynningen setter de andre desimeringsprosessene inn. Spesielt effektive i å fjerne levende bakterier fra vannmassene er sollys, sedimentering og biologisk inaktivering. Effekten av alle disse prosessene er inkludert i inaktiveringsfaktoren I , der enkelte av de faktorer som inngår baserer seg på feltobservasjoner. Inaktiveringsfaktoren kan uttrykkes ved en eksponensialfunksjon av typen e^{-kt} , der t står for tid og k er en konstant. Miljøstyrelsen i Danmark har for innledende beregninger oppgitt at man kan sette $k = 10/\text{døgn}$ (45). Denne k -verdi har nylig med godt resultat vært anvendt for Gandsfjordens indre del (46). I tillegg til tiden virker også lysintensiteten i tidsintervallet inn, og denne følger en døgnsyklus. Utslippsmengden av tarmbakterier følger også en døgnsyklus. Dette henger sammen med at maksimalmengdene med råkloakk kommer inn til renseanleggene i morgentimene. Lysintensiteten følger ved våre breddegrader også en årssyklus, men vi er så heldige at perioden med maksimal lysintensitet og lysperiode pr. døgn faller sammen med badesesongen.

Bellair et al. (12) beregnet den forventede variasjon i konsentrasjonen av TCB ved en tenkt badestrand, basert på den foran viste formel A og data han hadde funnet for inaktiveringshastigheten til forskjellige tider av døgnet utenfor Sydney i Australia. Det ble også tatt hensyn til døgnsyklusen i kloakkvannutslippet. Han fant av T_{90} -verdien for TCB (tiden for 90 % reduksjon av TCB konsentrasjonen etter utslipp) varierte fra 40 timer om natten til ca. 2 timer om dagen. Resultatet av beregningen er illustrert i figur 3. Det viste seg at høyest bakteriekonsentrasjon var å finne i morgentimene, lavest om ettermiddagen. På våre breddegrader vil sannsynligvis forskjellen mellom dag og natt ikke bli så stor, da natten er mye kortere her om sommeren. Kurven er beregnet for termotolerante coliforme bakterier, og vil gjelde for organismer som viser samme overlevingsevne som disse. Siden den akselererte inaktivering om dagen er avhengig av lysintensiteten, bør man ikke basere en vannkvalitetskontroll på vannprøver som er hentet på ettermiddagen i pent vær, men forsøke å få hentet prøvene så kort tid som mulig etter soloppgang, eller sørge for å ta prøvene i overskyet vær. Selv om de termotolerante coliforme bakterier er inaktivert, kan mindre lyssensitive, patogene bakterier og vira være til stede, slik at risikoen ved bading i virkelig-



Figur 3. Beregnede verdier for konsentrasjoner av termotolerante coliforme bakterier ved en badestrand i løpet av ett døgn. Original i: J.T. Bellair et al. Journal WPCF Sept. 1977, p. 2022-2030.

heten er større enn hva antall TCB/100 ml skulle tilsi. Ved å ta prøvene under forhold som nevnt i det foregående, får man et uttrykk for den maksimale risiko ved bading på stedet, og ikke en tilfeldig, men lavere risiko som er avhengig av lysintensitet når de badende befinner seg i vannet.

6.1.3 Eksempler på beregning av hygienisk vannkvalitet

I en artikkel av Liseth om fordeler med dypvannsutslipp (32) ble det foretatt beregning av reduksjonsfaktorer for konsentrasjon av termotolerante coliforme bakterier ved overflate- og ved dypvannsutslipp. En lignende beregning er utført med kloakkvannsdata fra tabell 1. Resultatene er presentert i tabell 2. Det er her også tatt hensyn til lysets

Tabell 2. Beregnede verdier for oppnådd fortykning av termotolerante coliforme bakterier i resipientvann ved forskjellige former for rensing og to typer utslippsanordninger.

KLOAKKVANN		Konsentrasjon av termotolerante coliforme bakterier, TCB, i resipientvannet, antall per 100 ml								
Type	Rensegrad for TCB, %	Konsentrasjon av TCB pr. 100 ml	Dykket utslipp under lavvannstand			Dyvannutslipp				
			Primærfortynning 1 → 2	Inaktivering i løpet av 2 døgn. $T_{90}=16$ t	Sekundærfortynning 1 → 20	Sekundærfortynning 1 → 500	Primærfortynning 1 → 50	Inaktivering i løpet av 2 døgn. $T_{90}=40$ t	Sekundærfortynning 1 → 20	Sekundærfortynning 1 → 500
Råkloakk	0	10^8	$5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^4$	2.500	100	$2 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^5$	8.200	330
Finsil	20	$8 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^4$	2.000	80	$1,6 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^5$	6.600	260
Sedimentering	75	$2,5 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^4$	650	26	$5 \cdot 10^5$	$4,1 \cdot 10^4$	2.100	82
Kjemisk felling, Al/Fe	80	$2 \cdot 10^7$	10^7	10^4	500	20	$4 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^4$	1.640	66
Biofilter	90	10^7	$5 \cdot 10^6$	5.000	250	10	$2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	820	33
Aktivslam	90	10^7	$5 \cdot 10^6$	5.000	250	10	$2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	820	33
klorert råkloakk	95	$5 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^6$	2.500	125	5	10^5	8.200	410	16
Biologisk rensing og klorering	99	10^6	$5 \cdot 10^5$	500	25	1	$2 \cdot 10^4$	1.600	82	3,3
Kjemisk felling, Ca	99,99	10^4	5.000	5	0,25	0,01	200	16	0,8	0,03

inaktiverende effekt, med data fra Bellair (24). Desimeringsfaktorer som skyldes sedimentering og biologisk aktivitet er ikke inkludert, slik at de virkelige konsentrasjoner etter fortynning vil være noe lavere enn de angitte. Det er heller ikke tatt hensyn til eventuell bakgrunnskonsentrasjon av TCB i resipientvannet. Sekundærfortynningen betegner graden av utskiftning av vannmassene, $1 \rightarrow 20$ ^{*)} representerer vannmasser med dårlig utskiftning, $1 \rightarrow 500$ god utskiftning, representert med to døgns bevegelse av vannmassene.

En resipient med dårlig vannutskiftning vil, ifølge beregningene, med dykket utslipp under lavvannstand og avløpsvann fra de vanlige typer kloakkrensaneanlegg, få en TCB konsentrasjon over eller nær 200 pr. 100 ml i overflatevannet etter 2 døgns spredning fra utslippsstedet. Ved klorering av avløpsvannet eller kalkfelling blir TCB-konsentrasjonen ved tilsvarende forhold lavere, til og med under en grense på 50 pr. 100 ml. En resipient med god fortynning vil etter 2 døgns spredning av bakteriene fra utslippsstedet vise under 200 TCB/100 ml for alle typer avløpsvann. Bakteriekonsentrasjonen nærmere utslippsstedet vil imidlertid ligge et sted mellom primærfortynningens og sekundærfortynningens verdier, slik at i dette området får man dårlig vannkvalitet.

Et dypvannsutslipp med innlagring vil resultere i høyere bakteriekonsentrasjoner i dyplagene på grunn av at lysets inaktiverende effekt er sterkt redusert. En resipient med dårlig utskiftning vil vise høye bakterietall selv ved utslipp av klorert råkloakk, mens mekanisk rensing (sedimentering) av råkloakkvann sannsynligvis vil være tilstrekkelig for å tilfredsstille kravet til god vannkvalitet for høsting av muslinger, etter ca. 2 døgns spredning fra utslippsstedet i en resipient med god utskiftning.

Fordelen med slike utslipp er som før nevnt at vannkvaliteten i overflaten blir vesentlig forbedret. I de tilfeller da avløpsvannet ikke innlagres, men trengergjennom til overflaten, vil primærfortynningen oftest være betydelig større enn ved innlagring.

*) Standard betegnelse for fortynning. F.eks. $1 \rightarrow 20$ betyr 1 volumdel fortynnet til 20 volumdeler.

6.2 Feltundersøkelser

6.2.1 Utenlandske erfaringer

I England er det gjort omfattende undersøkelser angående spredning av tarmbakterier fra dypvannsutslipp av kloakkvann og dumping av kloakkslam (33, 34, 35, 36). Resultatene var de samme som i de australske undersøkelsene, konsentrasjonen av tarmbakterier var størst i morgentimene, mens lyset hadde stor inaktiverende effekt om dagen i fint vær. I perioder med urolig sjø hadde ikke lyset samme effekt. Det viste seg at få bakterier spredte seg fra dypvannsutslipp langt fra land, men på steder der "upwelling"-fenomener forekommer kunne forurensede vannmasser fra dypere vannlag være en trussel mot badestrendene. Disse undersøkelsene konkluderte med at de tarmbakteriene som ble funnet i kystvannet heller stammet fra forurensede elver enn fra dypvannsutslippet.

Under de samme undersøkelsene ble det inne ved strandområdene ofte funnet høyt innhold av tarmbakterier i vannet. Dette ble sett i sammenheng med at bølgene vasket over de grunne områdene og hvirvlet opp sedimenter med høyt bakterieinnhold. Det ble derfor påpekt at utslippet måtte legges slik at partikler fra kloakkvannet ikke fikk anledning til å sedimentere i grunne områder. Ved overflateutslipp av kloakkvann vil også flytestoffer bli ført med overflatevannet inn mot land, og forårsake at den delen av strandområdet som ligger på øvre grense for bølgeslagssonen blir anriket på flytestoffer, som bl.a. inneholder tarmbakterier (37).

Effektene etter dumping av kloakkslam ble også undersøkt av de før nevnte britiske forskere (35). Slammet ble dumpet via en ledning med utløp nær sjøbunnen. Utslippet foregikk nesten kontinuerlig i en periode på 4 måneder. Under utslippsperioden viste det seg at innholdet av colibakterier i vannet rundt utslippsstedet var langt lavere enn ventet, og ca. 3 døgn etter at utslippet var avsluttet var bakterieinnholdet gått tilbake til samme nivå som før utslippet. Dette viste at bakteriene ser ut til å sedimentere sammen med slammet, men der slammet er, vil man også forvente å finne bakteriene. Det samme er også tilfelle med virus, men virus kan overleve lenger enn indikatorbakterien *E. coli*.

Undersøkelser angående desimering av virus i marine resipienter har vist at de fort forsvinner fra de frie vannmasser, men de gjenfinnes i sedimentene (38), der de holder seg i lang tid med evnen til å infisere mennesker i behold (39). Selv om vira ikke kunne påvises i vannet i avstand lenger enn 200 m fra et dypvannsutslipp (38), ble de påvist i sedimentene ved en badestrand i 3,6 km avstand fra utslippsstedet. Fekale indikatorbakterier ble ikke påvist ved denne stranden, hverken i vannet eller i sedimentene. I slike tilfeller vil den kjemiske fekal-indikatoren coprostanol være mer egnet enn tarmbakterier til å påvise påvirkningsområdet for kloakkvannsutslippet (15).

6.2.2 Norske erfaringer

Som eksempel på effekter ved utslipp av kloakkvann til en resipient med dårlig utskiftning av vannmassene, tjener resultatene fra undersøkelser i Iddefjorden i 1979-80 (40, 41). Et kjemisk kloakkrensaneanlegg renses den gang vannet fra 5.-7.000 personer utav en befolkning på ca. 21.000 i Halden kommune. Det rensede avløpsvann tilføres Iddefjorden via elven Tista, som også fører med seg industriavløpsvann. Renseanlegget kom i drift i februar 1979. I sommerperioden fra 1979 til og med 1980 lå konsentrasjonen av termotolerante coliforme bakterier i overflatevannet i hele fjorden mellom 1.000 og 10.000 pr. 100 ml. Noe av dette var sannsynligvis lignende bakterier fra industriutslippet, men resultatene viser at inaktiveringsfaktorene alene ikke reduserer bakterieinnholdet tilstrekkelig til at vannet tilfredsstiller hverken det svenske eller norske kvalitetskravet til godt badevann.

Som eksempel på effekter ved dypvannsutslipp kan resultater fra Tønsberg-distriktet nevnes. I løpet av 1975-80 ble hoveddelen av avløp fra befolkning og industri samlet og overført via avskjærende ledninger og pumpestasjoner til to renseanlegg. Renseanlegget i Vårnes i Stokke kom i forsøksdrift sommeren 1976, og fra 1979 renses der avløpsvann tilsvarende 3.000 - 3.500 personekvivalenter, ved mekanisk rensing. Avløpsvannet slippes ut på ca. 40 m dyp.

I de fjordområder som var påvirket før avløpsvannet ble overført til Vårnes, har det helt fra 1976 vært utført analyser for coliforme bakterier i overflatevannet (42). Det viste seg at innholdet av slike bakterier ved de mest forurensede prøvesteder ble vesentlig redusert etter at kloakkvannet var samlet og ført til renseanlegget. Overflatevannet i selve utslippsområdet ved Vårnes holdt seg uforandret på lavt nivå, under 10 colibakterier pr. 100 ml. De lave bakteriekonsentrasjoner i utslippsområdet og reduserte konsentrasjoner i nærområdet viser at kloakkvannet her ikke trenger opp og lager problemer i nærområdet rundt utslippet.

Overvåkingsdata fra Byfjorden og Gandsfjorden i Rogaland (47) viser at overflateutslipp kan føre til hygienisk betenkelig overflatevann over store områder. Innerst i Gandsfjorden, med Sandnes som største tettsted, slippes ca. 27.000 p.e. urensset kloakkvann ut i fjorden på 0 - 2 m dyp. I denne delen av fjorden viser analysene for 1981 at innholdet av termotolerante coliforme bakterier i overflatevannet lå mellom 350 - 10.000 pr. 100 ml. Først mellom 6 og 8 km lenger ute i fjorden begynner vannkvaliteten å nærme seg grensen for godt badevann, mens den rundt Stavanger by igjen blir hygienisk betenkelig. Inaktiveringsmekanismene er heller ikke her tilstrekkelig til å fjerne de utslupne mengder bakterier fra vannet, slik at det forurensede området bare begrenses til nærområdet rundt hvert enkelt utslipp.

Byveterinæren i Bodø rapporterte i 1979 (pers. komm.) resultater fra en systematisk undersøkelse av de fleste kloakkutslipp til sjø, fra Bodø sentrum til Saltstraumen. Det ble funnet stor forurensning med tarmbakterier i enkelte bukter som ble benyttet til bading og hobbyfiske. Colitall på over 16.000 pr. 100 ml ble rapportert, og det ble påpekt at flytestoffer fra kloakken lett kom tilbake til stranda med overflatevannet i perioder med pålandsvind, selv om det opprinnelig var ført utover med sterke strømmer. Forholdene kunne under andre værforhold være bra på strender like ved kloakkutslipp der sterk strøm førte kloakken vekk fra området. Langt fra land var også forurensningene mindre eller ubetydelige.

LITTERATUR

1. Kirkerud, L., Knutzen, J., Magnusson, J., Ormerod, K. og Rygg, B.:
Vurdering av renskrav for sjøresipienter. Rapport nr. 7.
Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og organisk
stoff. NIVA-rapport 0-81006, Oslo 1983.
2. Ormerod, K.: Biologiske forhold og prosesser i vann.
Vann: 14. årg., Nr. 1B, 1979, pp. 16-24.
3. Hellesnes, I.: Drøfting av begrepet vannhygiene og avgrensning av
emnet. Vann, 14. årg., Nr. 1B, 1979, pp. 4-15.
4. Lassen, J. og Omland, T. Den normale tarmflora hos mennesket.
Vann, 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 76-80.
5. Lassen, J. og Omland, T.: Humane infeksjonssykdommer overført med
vann. Vann, 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 81-84.
6. Østensvik, Ø.: Desimering av miljøfremmede mikroorganismer i vann.
Vann 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 25-37.
7. Hellesnes, I.: Indikatorer med hygienisk betydning i vann.
Vann, 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 57-75.
8. Bø, G.: Mikrobielle tilhøve i symjebad og kontroll med badevatn.
Vann, 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 119-134.
9. Langeland, G.: Biologisk-hygieniske forhold ved rensing av avløps-
vann. Vann, 14. årg. Nr. 1B, 1979, pp. 135-149.
10. Lagset, E.: Singlefjorden-Hvalerområdet. Bading og vannkvalitet.
NIVA-rapport 0-80003-03, ISBN 82-577-0390-7, Oslo 1981.
11. Hellesnes, I.: Kloakkutslipp og helse - er vi årvåkne nok?
Hygieniske og helsemessige problemer ved tilførsel av kloakk
til vatn, frå eit veterinærmedisinsk synspunkt.
Vann, 13. årg. Nr. 1, 24-36, 1978.

12. McFeters, G.A. and Stuart, D.G.: Survival of Coliform Bacteria in Natural Waters. Field and Laboratory Studies with Membrane Filter Chambers. Appl. Microbiol. 24, No. 5, 805-811, 1972.
13. Geldreich, E.E. and Kenner, B.A.: Concepts of fecal streptococci in stream pollution. J. Water Pollut. Contr. Fed., 41, R 336-R 352 (1969).
14. Geldreich, E.E.: Microbiological Criteria Concepts for Coastal Bathing Waters. Ocean Management, 3 (1974-1975), 225-248.
15. Berglind, L. og Ormerod, K., 1979. Påvisning av fekale forurensninger i vann. Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. NIVA-rapport XK-20, Oslo, sept. 1979. ISBN 82-577-0197-1.
16. Ormerod, K., Bonde, G.J. and Kristensen, K.K.: Bacteriological Examination. Examination of Water for Pollution Control. A reference Handbook. Vol. 3: Biological, Bacteriological and Virological Examination. Ed. Michael J. Suess. WHO/Pergamon Press 1982.
17. Brown, T.J. and Cursons, T.M.: Pathogenic Free-Living Amebae (PFLA) from Frozen Swimming Areas in Oslo, Norway. Scandinavian Journ. of Infectious Diseases, Vol. 9, No. 3, 237-240, 1977.
18. Ødegård, H., Thorvaldsen, G., Storebråten, B. og Skjefstad, J. Reduksjon av *E. coli* ved kjemisk felling av avløpsvann. Vann, 13. årg. Nr. 3, 236-241, 1978.
19. Curds, C.R. The Ecology and Role of Protozoa in aerobic Sewage treatment processes. Annual Review of Microbiology, Vol, 36, 1982.
20. Discharge of Sewage from sea outfalls. Proc. Internat. Symposium, London 1974. Editor: A.L.H. Gameson, Pergamon Press 1975.

21. Kott, Y.: Effluent quality of chlorinated sewage discharged from sea outfalls. Ibid.
22. Mitchell, R. and Chamberlin, C.: Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: an overview. Ibid.
23. Akin, E.W., Hill, W.F. and Clarke, N.A.: Mortality of Enteric Viruses in Marine and Other Waters. Ibid.
24. Bellair, J.T., Parr-Smith, G.A. and Wallis, I.G.: Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the design of ocean outfalls. Journ. WPCF, 49, pp. 2022-2030, 1977.
25. Roper, M.M. and Marshall, K.C.: Effects of Salinity on Sedimentation and of Particulates on Survival of Bacteria in Estuarine Habitats. Geomicrobiology Journal, 1, 103-116, 1979.
26. Staveland, K.: Undersøking for fluorescerende bakteriar i vatn og hygienisk betydning av dette. Vann, 14. årg., Nr. 1B, 95-102, 1979.
27. Stevenson, A.J. Studies of bathing water quality and health. J. Am. Publ. Hlth. Ass. 43, 1953, p. 529.
28. Berglind, L. og Ormerod, K. 1979. Påvisning av fekale forurensninger i vann. Bakteriologiske og kjemiske indikatorer. NIVA-rapport XK-20.
29. SIFF (Statens institutt for folkehelse), 1976: Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Rev. utg. nov. 1976.
30. Coetzee, O.J. Shell fish, a potential threat to public health. "Public Health", Aug. 1962 (Johannesburg, South Africa).
31. Knutzen, J. Førtilstand i utslippsområdet til sentralrenseanlegg vest (SRV), Indre Oslofjord. Undersøkelse av hygienisk vannkvalitet og miljøgifter i tang, blåskjell og fisk 1980-81. NIVA rapport 0-90099, ISBN 82-577-0537-3, Oslo 1982.

32. Liseth, P.: Hva kan oppnås ved dypvannsutslipp?
Vann, årg. 17, Nr. 4, 1982.
33. Investigation of Sewage Discharges to some British Coastal Waters
(ISDBCW) Chapter 1: Gameson, A.L.H. Introduction. Chapter 2:
Agg, A.R., Stanfield, G., Gould, D.J. Indicators of Pollution.
Water Research Centre TR 67, April 1978 (Stevenage and Medmen-
ham, U.K.)
34. Gameson, A.L.H. ISDBCW, Chapter 4, Field Studies. Water Research
Centre TR 68, May 1978.
35. Gameson, A.L.H., and Munro, D. ISDBCW, Chapter 5. Bacterial dis-
tribution, Part 2. Water Research Centre TR 147, October 1980.
36. Gameson, A.L.H. ISDBCW, Chapter 5. Bacterial distributions,
Part 3, Water Research Centre TR 165, June 1981.
37. Ormerod, K. og Green, N. Hygieniske forhold i vann og sedimenter på
badeplasser. NIVA-rapport XB-21, sept. 1977.
38. Schaiberger, G.E., Edmond, T.D. and Gerba, C.P. Distribution of
enteroviruses in sediments contiguous with a deep marine sewage
outfall. Water Research, Vol, 16, pp. 1425-1428, 1982.
39. Kapuscinski, R.B., and Mitchell, R. Processes controlling virus
inactivation in coastal waters. Water Research Vol 14,
pp. 363-371, 1980.
40. Magnusson, J., Ormerod, K. og Skei, J.: Pilotprosjekt Iddefjorden
1979. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser.
NIVA-rapport 0-80003-02, okt. 1981. ISBN 82-577-0425-3.
41. Efraimsen, H., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., og Skei, J.:
Supplerende basisundersøkelser og rutineovervåking i Idde-
fjorden 1980. Statlig program for forurensningsovervåking,
Rapport 8/81, febr. 1982. ISBN 82-577-0471-7.

42. Tønsbergfjordens avløpsutvalg. Resipientundersøkelser i Tønsbergfjorden 1976-1979. Sammendragsrapport. Østlandskonsult A/S, Fredrikstad, 1980.
43. Notes on Water Pollution No. 46, Sept. 1969: Disposal of Sewage from Coastal Towns. Ministry of Technology, U.K.
44. Guidelines for health related monitoring of coastal water quality. Report of a Group of Experts jointly concened by WHO and UNEP, Rovinj, Yugoslavia, 23-25 February 1977. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 1977.
45. Miljøstyrelsen. Vejledning fra miljøstyrelsen. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande. 1983, København.
46. Stigbrandt, Anders. Modellering av fysiska, kemiska, biologiska och bakteriologiska förhållandena i inre Gandsfjorden. Notat, NIVA-prosjekt 0-83087, 1983.
47. Bokn, T. og Knutzen, J.: Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1981. NIVA-rapport 0-8000304-II, 1983.
48. Roper, M.M. and Marshall, K.C.: Modification of the interaction between *Escherichia coli* and bacteriophage in saline sediment. Microb. Ecol. 1: 1-13, 1974.

T I L L E G G

I dette tillegget er det presentert materiale som tjener som tilleggsinformasjon til det som står omtalt i hoveddelen av rapporten.

Tabell T 1. Funne forholdstall mellom indikatorbakterier og patogene agens i kloakkvann og resipientvann.

Land/henvisning	Konsentrasjon pr. 100 ml		<i>Salmonella</i>	Enterovirus
	Coliforme bakterier	Termotolerante coliforme bakt.		
Estuarer, USA Fra Geldreich (14)		≥ 200 ≥ 1000	Påvist i 6,5-31% av prøvene Påvisningsprosent fordoblet	
Ferskvann og sjøvann, USA Fra Stevenson (27)		< 200 > 200	Påvist med liten hyppighet Hyppighet øker sterkt	
Danmark, Arhus. Råkloakk: Etter aktivslamanlegg Fra Ødegård (18)		$(7-350)10^6$ $(0,07-540)10^5$	<u>Antall pr. 100 ml</u> 0 - 330 0 - 160	
Ferskvann: Upper Mississippi, USA Missourielven, USA Fra Geldreich (14)		9.000-1.500.000 2000		Påvist "
Estuarer, USA Fra Geldreich (14)	5- 94 4-220			Påvist i 5% av prøvene Påvist i 63% av prøvene
Sjøvann, Tel Aviv ved kloakkutslipp Ved badestrand 1½ km unna Fra Geldreich (14)	2.400.000 460	 80		Påvist i 50% av prøvene, opptil 60 PFU*/100 ml Påvist i 13% av prøvene

* PFU = plaque-forming-units = viruspartikler

Tabell T2. Forskjellige rensemetoders evne til å fjerne smittestoffer fra kloakkvann.

Patogene agens (smittestoffer)	Reduksjon i antall patogene agens, i prosent			
	Rislefilter, vannfase	Aktivslamanlegg, vannfase	Anaerob forgjæring av slam	Stabiliseringsdammer
Coliforme bakt.	82 - 97	85 - 99		50 - 99,9
<i>Salmonella</i>	84 - 99	85 - 99	25 - 92	
<i>Shigella</i>		85 - 99		
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	66	85 - 99	69 - 90	
"Tarmvirus"	40 - 60			92
Poliovirus		90		
Coxsackie virus		98		
Bendelormegg	18 - 70		Relativt lite effektiv	
<i>Entamoeba histolytica</i>	88 - 99		Effektiv	

Denne tabellen er en sammenstilling av resultater sitert av Geldreich (14).

Tabell T3. Bakteriereduksjon i ulike renseprosesser (18).

Rensemetode	Bakteriereduksjon, %
Finsil	10 - 20
Sedimentering	25 - 75
Kjemisk felling	40 - 80
Biofilter, lavt bel.	90 - 95
" høyt bel.	70 - 90
Aktivslam, lavt bel.	90 - 95
" høyt bel.	70 - 90
Klorering av råvann	90 - 95
" biol. rens. vann	98 - 99

Tabell T4. Innhold av tarmbakterier i råkloakk og avløpsvann fra kloakkrensaneanlegg i Danmark.

Rensemetode	Antall bakterier pr. 100 ml kloakkvann							
	<i>Salmonella</i> sp.			Termotolerante coliforme bakterier				
	Minimum antall	Geometrisk middel		Maksimum antall	Minimum antall	Geometrisk middel		Maksimum antall
		i %				i %		
<u>Mekanisk rensing:</u>								
Innløp	6	100	100	540	$0,23 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^7$	100	$4,9 \cdot 10^7$
Utløp	27	80	80	240	$0,46 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^7$	93,7	$3,5 \cdot 10^7$
<u>Mekanisk og biologisk rensing:</u>								
Innløp	0	9,5	100	330	$0,68 \cdot 10^7$	$1 \cdot 10^7$	100	$35 \cdot 10^7$
Utløp	0	5,3	56	161	$0,68 \cdot 10^4$	$29 \cdot 10^4$	2,9	$5,4 \cdot 10^7$
Undersøkelsene er utført av Grunnet (1975) ved rensaneanlegg i Århus, Danmark. Data er tatt fra tabell 2 i en publikasjon av Hellesnes 1978 (11).								

Den prosentvise reduksjon av bakterier er i det mekanisk-biologiske rensaneanlegg mye mindre for *Salmonella* enn for termotolerante coliforme bakterier. Dette skyldes snarere at det utgås fra helt forskjellige utgangskonsentrasjoner ved utregningen (100 bakt./100 ml for *Salmonella* og 10.000.000 bakt./100 ml for TCB) av den prosent bakterier som overlever, enn at *Salmonella* skulle ha bedre muligheter til å overleve i rensaneanlegget enn de coliforme bakterier.

Tabell T5. Forholdet mellom antall påviste *Salmonella*-bakterier og antall termotolerante coliforme bakterier før og etter rensing av kloakkvann.

Rensemetode	Forholdet $\frac{\text{Antall/100 ml av Salmonella}}{\text{Antall/100 ml termot. colif. bakterier}}$ for:		
	Minimum antall	Geometrisk middel	Maksimum antall
<u>Mekanisk rensing</u>			
Innløp	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$11 \cdot 10^{-6}$
Utløp	$5,9 \cdot 10^{-6}$	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-6}$
<u>Mekanisk og biologisk rensing</u>			
Innløp	-	$9,5 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-7}$
Utløp	-	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$

Denne tabell er basert på data fra tabell 3. Forholdstallene er beregnet direkte fra tall i samsvarende linjer og kolonner i tabell 4, f.eks. min.-verdi for *Salmonella* over min.-verdi for termotolerante coliforme bakterier.

Tabell T6. Reduksjon av termotolerante coliforme bakterier ved kjemisk felling av kloakkvann.

Rensemetode	Antall termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml		
	Minimum verdi	Middel-verdi	Maksimum verdi
<u>Råkloakk</u> (alle batcher sammenlagt)	$1,5 \cdot 10^8$	$2,9 \cdot 10^8$	$4,7 \cdot 10^8$
<u>Renset med:</u>			
Al-sulfat	$2 \cdot 10^4$	$120 \cdot 10^4$	$920 \cdot 10^4$
Fe-klorid	$2 \cdot 10^4$	$65 \cdot 10^4$	$920 \cdot 10^4$
Fe-sulfat	$2 \cdot 10^4$	$88 \cdot 10^4$	$350 \cdot 10^4$
Kalk (pH > 11)	22	$0,35 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^4$

Undersøkelsene er utført i Trondheim, som laboratorieforsøk, og er publisert av Ødegaard et al. 1978. Denne tabell er utarbeidet med data fra tabell 5 i nevnte publikasjon (18).

Tabell T7. Beregnet primærfortynningsfaktor F_B for å oppnå en bakteriekonsentrasjon C_R ved forskjellige bakteriekonsentrasjoner, C_B , i fortynningsvannet.

Type kloakkvann	Antall TCB/100ml avløpsvann, C_K	BEREGNET FORTYNNINGSFAKTOR F_B					
		Kvalitetsgrense $C_R = 50$			Kvalitetsgrense $C_R = 200$		
		$C_B = 0$	$C_B = 10$	$C_B = 40$	$C_B = 0$	$C_B = 10$	$C_B = 40$
Råkloakk	10^8	$2 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^6$	$10 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^5$	$5,3 \cdot 10^5$	$6,2 \cdot 10^5$
Finsil	$8 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^5$	$4,2 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^5$
Aktivslam	10^7	$2 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^5$	$10 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$	$5,3 \cdot 10^4$	$6,2 \cdot 10^4$
Kjemisk fell. Al/Fe	$2 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^5$	$20 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^5$	$1,25 \cdot 10^5$
Kjemisk fell. Ca	10^4	200	250	996	50	53	62

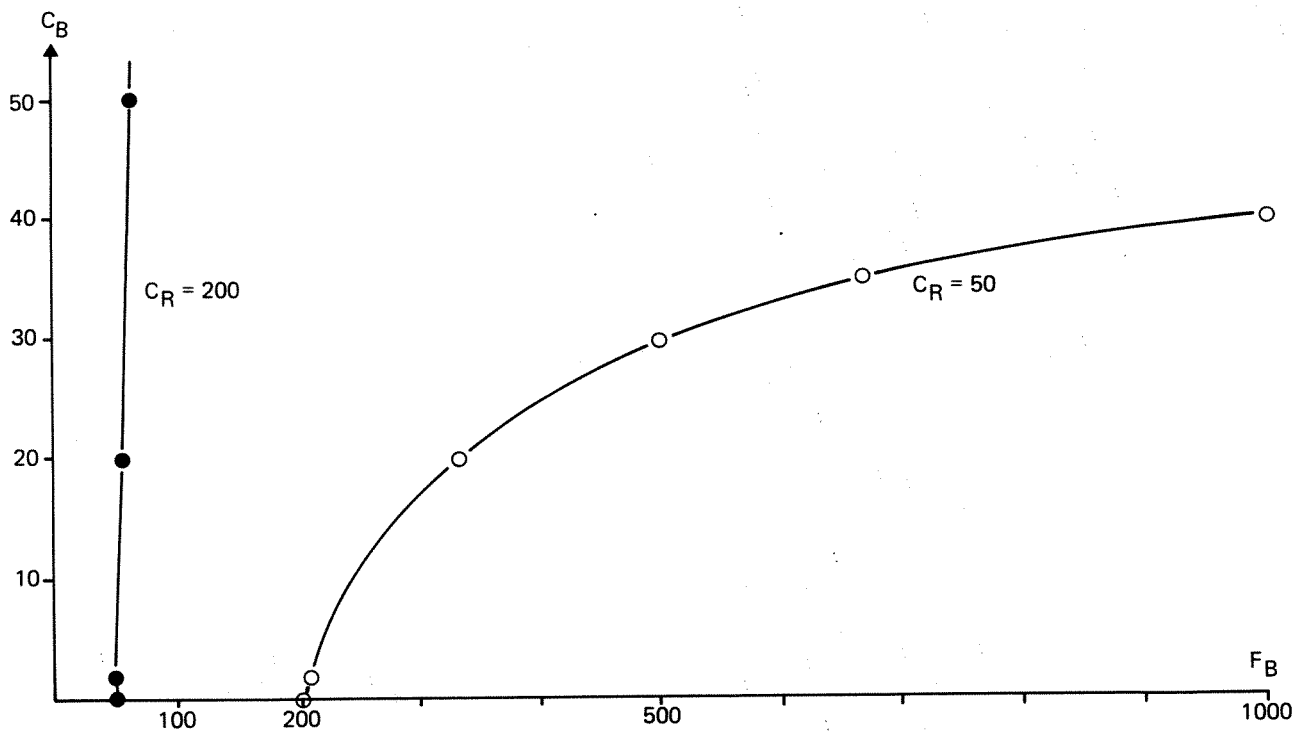
I tabell T7 går man ut fra at den beregnede resipientkonsentrasjon (C_R) straks etter primærfortynningen skal ligge nær kvalitetsgrensen for godt badevann. Denne grensen vil for Norge være 50 TCB/100 ml, for flere andre land 200 TCB/100 ml. Etter primærfortynningen setter alle desimeringsfaktorene inn sin virkning, og konsentrasjonen et stykke vekk fra utslippsstedet synker til C_B , som da er bakgrunnskonsentrasjonen i det vannet som brukes til primærfortynningen. Er C_B høy, må kloakkvannet fortynnes mer for å overholde den beregnede grenseverdi C_R (50 eller 200), enn hvis C_B er lav. Settes grenseverdien for god badevannskvalitet lavt, slik som i Norge, får bakgrunnskonsentrasjonen mye større innflytelse på fortynningsfaktoren enn om grenseverdien settes ved en høyere konsentrasjon. Dette kommer tydelig frem ved F_B -verdiene for $C_K = 10^4$, og er også demonstrert i figur T1.

Kurven for målsettingen $C_R = 50$ viser at fortynningsfaktoren F_B er sterkt avhengig av fortynningsvannets bakteriekonsentrasjon C_B , mens kurven for målsettingen $C_R = 200$ nærmest er upåvirket av C_B innen de konsentrasjonsområder som er vist på figuren.

Eksempel: En økning i TCB/100 ml fra $C_B = 0$ til $C_B = 40$ gir bare 24 % økning i fortynningsfaktoren når grenseverdien C_R settes lik 200, mens den når C_R settes lik 50 øker med 500 %.

I denne sammenheng er det viktig å være klar over at C_B ved dypvanns-utslipp til vanlig vil være lavere enn C_B for utslipp til overflate-laget. Spesielt gjelder dette for resipienter med dårlige fortynnings-forhold i overflaten.

For avløpsvann med større innhold av TCB enn 10^4 pr. 100 ml, blir for-tynningsfaktoren så stor at forskjellen demonstrert i figur T1 blir mindre merkbar. Dette er vist for F_B -verdiene for C_K større enn 10^4 i tabell T7.



Figur T1. Sammenhengen mellom nødvendig økning i fortynningsgrad, F_B , med økning i resipientvannets bakgrunnskonsentrasjon av coli-forme bakterier, C_B .