

Etablering af badevandsprofiler og varslingsystemer i henhold til EU's nye badevandsdirektiv

Anders Christian Erichsen, Hanne Kaas, Jesper Dannisøe,
Ole Mark & Claus Jørgensen

DHI - Institut for Vand og Miljø

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
2 ETABLERING AF BADEVANDSPROFILER	19
2.1 DIREKTIVETS KRAV TIL BADEVANDSPROFILER	19
2.1.1 <i>Kriterier for badevandsprofiler</i>	20
2.1.2 <i>Problemstillinger ved oprettelse af Badevandsprofiler.</i>	22
2.1.3 <i>Opsummering af kriterier for sammenlægning</i>	24
2.1.4 <i>Revision af Badevandsprofiler</i>	25
2.2 HVAD SIGER MYNDIGHEDERNE TIL BADEVANDSPROFILER?	26
2.3 DELKONKLUSION	27
3 ETABLERING VARSLINGSSYSTEMER	28
3.1 BAGGRUND	28
3.2 HVORNÅR OG HVORDAN KAN VARSLING BENYTTES	28
3.3 ETABLERING AF EN BADEVANDSVARSLING	29
3.3.1 <i>Hvad kan vi varsle?</i>	29
3.3.2 <i>Hvor avanceret skal 'mit' varslingsystem være?</i>	30
3.3.3 <i>Hvad skal der til for at lave en varsling?</i>	31
3.4 BAKTERIEKONCENTRATIONER OG HENFALD	32
3.4.1 <i>Erfaringstal for koncentrationer af indikatorbakterier</i>	32
3.4.2 <i>Erfaringstal for henfaldsrater for indikatorbakterier</i>	33
3.5 TILFØRSEL AF FORURENET VAND – AFLASTEDE VANDMÆNGDER	36
3.5.1 <i>Målinger af nedbør (vejrradar eller direkte måling)</i>	37
3.5.2 <i>Regnbetingede overløb</i>	38
3.5.3 <i>Modeller af vandløb og åer</i>	41
3.6 BAKTERIEKONCENTRATIONER I OVERLØB FRA KLOAKKER	41
3.6.1 <i>Konsekvenser af de forskellige belastningsmodeller</i>	42
3.7 BADEVANDSRECIPIENTEN	45
3.7.1 <i>Varsling baseret på information om overløb</i>	45
3.7.2 <i>Varsling baseret på målinger</i>	46
3.7.3 <i>Inkludering af henfald</i>	47
3.7.4 <i>Inkludering af fortynding men uden spredning/transport</i>	47
3.7.5 <i>Inkludering af strømningsforhold</i>	48
3.7.6 <i>Statistiske modeller</i>	49
3.7.7 <i>Dynamisk model</i>	53
3.7.8 <i>Illustration af betydningen af belastning, henfald og fortynding/transport</i>	53
3.8 EKSEMPLER PÅ KONSEKVENSER AF FORSKELLIGE VARSLINGSMODELLER	55
3.9 OPSUMMERING AF USIKKERHEDER OG KVALITET	60

3.10	DELKONKLUSION	61
4	INFORMATION TIL BRUGERNE	63
4.1	MULIGHEDER	63
4.1.1	<i>Eksisterende og evt. fremtidig praksis</i>	64
	REFERENCER	67

	Bilag A	Mikrobiologidata
	Bilag B	Datagrundlag
	Bilag C	Interviewskema og samlesvar
	Bilag D	Forslag til ny statistik (udkast til Direktiv, 23. juni 2004)

Forord

Et nyt badevandsdirektiv er under vedtagelse i EU. Der er på nuværende tidspunkt opnået politisk enighed i Rådet for den Europæiske Union om indholdet, men der mangler stadig den endelige godkendelse i Europa-Parlamentet. Det kan derfor ikke afvises, at der kan forekomme ændringer i det endelige direktiv, når direktivet som planlagt godkendes i starten af år 2006. Det er imidlertid sikkert, at nøgleelementet i det nye direktiv er en mere (pro)aktiv badevandsforvaltning. Det er også afgjort, at Badevandsprofiler og Badevandsvarsling er væsentlige komponenter for at opnå dette.

Miljøstyrelsen har derfor bedt DHI – Institut for Vand og Miljø om at beskrive de to delkomponenter: badevandsprofiler samt badevandsvarsling; specielt med henblik på at identificere mulige metoder til implementering af det nye direktiv for danske badevande.

Nærværende rapport beskriver selve direktivet med fokus på badevandsprofiler og badevandsvarsling. Kapitel 2 omhandler etablering og beskrivelse af badevandsprofiler. Specielt diskuteres og opstilles kriterier for, at flere badesteder kan sammenlægges under én fælles badevandsprofil. I Kapitel 3 beskrives varslinger af badevandsforurening i forbindelse med korttidsforurening og indeholder eksempler på badevandsvarslingssystemer på forskellige tekniske niveauer. Slutteligt omtales forskellige muligheder for information af brugerne (kapitel 4) samt en interviewundersøgelse, der er gennemført for at give et billede af den nuværende status i kommunerne med hensyn til information og varsling af brugerne.

Rapporten er udarbejdet af Anders Christian Erichsen, Hanne Kaas, Jesper Dannisøe, Ole Mark og Claus Jørgensen fra DHI - Institut for Vand og Miljø.

Projektet er udført i perioden juni 2004 til juni 2005, og der har været nedsat følgende styregruppe:

Linda Bagge	Miljøstyrelsen (formand)
Torben Wallach	Miljøstyrelsen
Bo Skovmark	Nordjyllands Amt
Henrik Kirkeby	Embedslæge, Sønderjyllands Amt
Jan Burgdorf Nielsen	Miljøkontrollen, Københavns kommune
Mikal Holt Jensen	Friluftsrådet

Sammenfatning og konklusioner

EU's Badevandsdirektiv fra 1976 er under revision. På nuværende tidspunkt er der opnået politisk enighed i Rådet for den Europæiske Union om indholdet, men der mangler stadig den endelige godkendelse i Europa-Parlamentet. Det kan derfor ikke afvises, at der kan forekomme ændringer i forhold til den direktivtekst, som ligger til grund for dette projekt, når den endelige udgave godkendes i starten af år 2006.

Som det ser ud i skrivende stund, er det hovedsagligt klassificeringen af de enkelte badevandsprofiler og grænseværdierne for *E. coli* og *Enterokokker*, der giver anledning til diskussioner i Europarådet og Europaparlamentet. Derimod ser det ikke ud til, at der vil ske væsentlige ændringer indenfor de to delområder af direktivet, som er behandlet i denne rapport: badevandsprofiler samt badevandsvarsling.

Revisionen af badevandsdirektivet er omfattende og vil sandsynligvis medføre en række ændringer i den måde, badevandet skal administreres på. I forhold til den hidtidige praksis indebærer det nye direktiv blandt andet, at der skal analyseres for både *E. coli* og *Enterokokker*, men endnu vigtigere er det, at resultaterne fra prøvetagningen skal formidles mere målrettet til badegæsterne samtidigt med, at der skal varsles i tilfælde af kortvarige forureninger. Det vil i Danmark hovedsagligt være i situationer, hvor der er overløb fra kloaksystemerne, da disse øger risikoen for, at badevandet bliver forurennet med patogene bakterier.

Der lægges desuden stor vægt på at informere borgerne om de generelle fysiske rammer for badevandet og om den generelle badevandskvalitet. Til det formål skal der udarbejdes badevandsprofiler, der beskriver badevandet samt kilder til og risici for bakteriel forurening. Badevandet skal klassificeres i lighed med den klassifikation, der sker under Vandrammedirektivet. Der er endnu ikke enighed om klassifikationssystemet og de grænseværdier, der skal anvendes, men der er ikke rejst tvivl om, at badevandsprofilerne er en del af det nye direktiv.

Det nye direktiv kræver således en mere proaktiv badevandsadministration, der i højere grad bevarer, beskytter og forbedrer badevandskvaliteten og dermed sikrer, at badning kan ske uden risiko for menneskers sundhed.

Formålet med dette projekt har været at undersøge og beskrive to forskellige delelementer af det nye direktiv;

- Etablering og beskrivelse af badevandsprofiler (med særligt henblik på muligheder for rationalisering)
- Etablering og beskrivelse af varslingssystem til at forudsige forringet badevandskvalitet (hvor forskellige tekniske løsninger gennemgås)

Derudover diskuteres nogle af de overvejelser, de enkelte kommuner allerede har gjort sig, eller kan gøre sig i forbindelse med den mere målrettede informering af badegæsterne.

Etablering og beskrivelse af badevandsprofiler

På baggrund af dette projekt konkluderes det:

Introduktion af badevandsprofiler vil i længden gavne tilsynsmyndighederne, da de giver et godt grundlag for at fastslå årsager til eventuel forurening af badevandet og for at udpege tiltag til at reducere uønskede forureninger. Det er klart, at vedtagelsen af det nye direktiv medfører en væsentligt opgave med at få oprettet samtlige profiler. Modsat giver muligheden for at kunne slå strande sammen i en fælles badevandsprofil en chance for at reducere antallet af målestationer, og dette vil sammen med badevandsprofilerne betyde en lettelse af den fremtidige badevandsforvaltning. Dertil kommer, at der vil være meget "genbrug" i beskrivelserne af profilerne.

For at lette opgaven med at lave badevandsprofilerne bør der udvikles fælles standarder for disse, som uddyber og udvider de kriterier, der er nævnt ovenfor. Det vil ligeledes gøre det nemmere for myndighederne at lave sammenligninger og derved finde fælles retningslinier for indgreb, såfremt der konstateres forureningsproblemer.

En del af dette projekt har blandt andet været at anbefale umiddelbare kriterier til sammenlægninger af badevande under én badevandsprofil. Som det fremgår af kapitel 2 anbefales følgende kriterier for sammenlægning af badevandsprofiler:

- Afstanden mellem nuværende "officielle" badevandsområder må ikke overskride 10 km. Den acceptable afstand afhænger dog af en individuel vurdering af de lokale forhold
- Badevandene skal være homogene, dvs. de skal morfologisk ligne hinanden, så eksempelvis strømningsforholdene er relativt ens, etc.
- For hvert eksisterende badevand, som skal indgå i profilen, skal der eksistere badevandsanalyser mindst 4 år tilbage i tiden; og analyserne skal vise sammenfald i badevandenes udvikling og have ensartet badevandskvalitet.
- Ingen større udløb fra å'er med permanent badeforbud eller spildevandsudledninger må indgå i den nye badevandsprofil, uden at der er et godt kendskab til forholdene.
- Områder med udledning (herunder vandløb) indenfor badevandsprofilen skal om nødvendigt afgrænses med skiltning om badeforbud.
- Hvis en badevandsprofil dækker flere myndigheders område, skal der udarbejdes et notat om ansvarsfordeling.

Etablering og beskrivelse af forskellige varslingsystemer til at forudsige forringet badevandskvalitet

Med det nye direktiv forpligtes de ansvarlige myndigheder til at sikre et højt beskyttelsesniveau for de badende, blandt andet ved at indføre en form for badevandsvarsling for områder, som påvirkes af korttidsforureninger.

Badevandsvarslingen skal på den ene side sikre, at badevandet lukkes, når der er risiko for de badendes helbred på grund af forekomst af patogene bakterier. Og på den anden side at der ikke lukkes unødvendigt. Unødvendige lukninger vil have en direkte konsekvens på omsætninger i evt. cafeer og kiosker oprettet i forbindelse med badestederne. Desuden vil for mange lukkedage

sandsynligvis kunne påvirke badegæsternes opfattelse af den generelle badevandskvalitet og miljøtilstand i området.

Alle varslingsystemer skal på en eller anden måde baseres på information om:

- Bakterierne: koncentration i kilderne, vækst og overlevelse i badevandet
- Forureningskilderne: deres placering, hvor stor risiko der er for, at de forurener (i hvilke situationer), og hvor meget de i den givne situation forurener (hvor mange bakterier)
- Spredningen i recipienten, dvs. badevandet: transporten til og fra badevandet og fortyndingen under transporten

og den vigtigste information, der skal kunne udledes af varslingsystemerne er:

- Hvornår der er risiko for kritiske forureninger
- Om der derfor er behov for varslingslukning
- Hvor længe den kritiske situation formodes at vare
- Hvornår alarmerne kan afmeldes

I kapitel 3 gennemgås en række forskellige metoder til at tilvejebringe de nødvendige informationer, og der gives anbefalinger til, hvordan varslingsystemer kan opbygges afhængigt af, hvilke data der er til rådighed.

Da det hyppigst er forbundet med store problemer/omkostninger at fremskaffe aktuelle tal for bakteriekoncentrationerne i kilderne, omfatter kapitlet også anbefalinger for koncentrationsniveauer i forskellige vandtyper.

Forskellige metoder til at beregne forureningen gennemgås:

1. Måling af nedbør og geometrisk kendskab til kloaksystemet
2. Målinger i kloaksystemet
3. Matematiske modeller

Oplysninger om forureningens størrelse benyttes til at beregne bakteriekoncentrationerne i badevandsrecipienten og til at fremskrive, hvor længe der må forventes at være forhøjede bakteriekoncentrationer i badevandet. De metoder, der er beskrevet, er varslinger bygget på:

1. målinger af bakteriekoncentration i badevandsrecipienten
2. beregninger der tager hensyn til henfald af bakterier
3. beregninger, der tillige inkluderer spredning i badevandsrecipienten (med og uden transport)
4. statistiske analyser
5. dynamiske simuleringer

Der er ingen krav i direktivet til kompleksiteten af metoder til varslings af forringet badevand. Ved simple beregninger må der tillægges større usikkerhed end ved mere præcise beregningsmetoder. Det vil sige, desto bedre model/metode der anvendes, desto mere præcis varslings og dermed kortere lukkeperiode kan der dermed opnås. Det bedste kendskab til forureningens fortynding, spredning og transport i recipienten opnås gennem dynamiske modeller, men det betyder ikke, at andre metoder til bestemmelse af badevandskvaliteten ikke kan benyttes. Der er medtaget en række eksempler i rapporten for at illustrere konsekvenserne af brug af de forskellige metoder: afhængigt af valg af metode vil den samme forureningshændelse føre til

konklusioner om, at badevandskvaliteten er forringet fra 0 til op mod 2 eller flere dage.

Dertil kommer, at graden af sikkerhed af varslingsystemet også er et spørgsmål om driftsikkerhed. Man skal gøre sig klart, at et varslingsystem kræver en form for daglig overvågning – også i weekenden. Det er muligvis et ansvar, der kan pålægges en evt. livredder eller den vagthavende, der står for SRO systemet (styring, regulering og overvågning), og alternativt skal det varetages af en af kommunens badevandsansvarlige eller udliciteres.

Hvilken metode, der skal benyttes, vil variere fra lokalitet til lokalitet. På nogle lokaliteter vil det være fuldt tilstrækkeligt at benytte simple metoder, mens andre lokaliteter vil kunne benytte mere avancerede metoder med fordel. Simple metoder kan forsvares i de områder, hvor der enten er få badegæster, eller hvor badevandskvaliteten kun sjældent forringes på grund af overløb fra kloakken. Derimod kan det være en god ide at benytte mere avancerede metoder i de (populære) områder, hvor der mange badegæster, samtidigt med at overløb påvirker badevandskvaliteten, det vil især sige i nærheden af byer og vandløb.

Summary and conclusions

The EU Bathing Water Directive from 1976 is being revised. At present, there is political agreement in the Council of the European Union on the content, but the final approval from the European Parliament is still missing. Thus, there may be changes to the text of the directive which forms the basis for this project when the final edition is approved at the beginning of 2006.

It appears to be mainly the classification of the individual bathing water profiles and the bathing water quality criteria for *E.coli* and *Enterococci* which cause discussions in the European Council and in the European Parliament. On the other hand, there seems to be no major change within the two sub-areas of the directive which are the subject of this report: Bathing water profiles and early warning for the bathing waters.

The revision of the bathing water directive is comprehensive and will probably lead to a number of changes in the way in which the bathing water is going to be administered. Contrary to the established practice, under the new directive, both *E.coli* and *Enterococci* are to be analysed, but even more important is the fact that the results of the sampling must be communicated in a more direct manner to be bathers at the same time as early warnings in case of short-term pollution. In Denmark, this will mainly be in cases with outfalls from the sewerage systems, as they increase the risk of polluting the bathing water with pathogenic bacteria.

Major importance is attached to information to the citizens on the general physical environment of the bathing water and on the general quality of the bathing water. For that purpose bathing water profiles must be prepared, describing the bathing water and the sources of and risk of bacterial pollution. The bathing water must be classified in the same manner as the classification taking place under the EU Water Framework Directive. No agreement has yet been reached on the classification system and the bathing water criteria to be used, but there is no doubt that the bathing water profiles will form part of the new directive.

Thus, the new directive requires a more pro-active bathing water administration which, to a large extent, preserves, protects and improves the bathing water quality and, thus, ensures that bathing can take place without risks to the health of bathers.

The aim of this project has been to examine and describe two different sub-elements of the new directive:

- Establishment and description of bathing water profiles (with a special view to the possibilities of rationalization)
- Establishment and description of an early warning system to predict deteriorated bathing water quality (where different technical solutions are examined)

In addition some of the considerations which the local authorities have already made or will make in connection with the information of the bathers will be addressed.

Establishment and Description of Bathing Water Profiles

On the basis of this project it can be concluded:

In the long run, the introduction of bathing water profiles will benefit the supervising authorities, as they form a good basis for establishing the causes of a possible pollution of the bathing water and for selecting initiatives to reduce the pollution. The adoption of the new directive will inevitably result in a substantial tasks relating to the establishment of all profiles. On the other hand, the possibility of grouping all the beaches in a joint bathing water profile makes it possible to reduce the number of measuring stations, and, together with the bathing water profiles, this will make the future bathing water management easier. Another advantage will be the possibility of 'reusing' the descriptions of the profiles.

In order to facilitate the establishment of the bathing water profiles, joint standards should be developed which elaborate and enlarge the criteria mentioned above. Likewise, it will make it easier for the local authorities to compare and, thus, make joint guidelines for interventions when and if pollution problems are demonstrated.

Part of this project has been the recommendation of immediate criteria for combining bathing waters under one bathing water profile. As can be seen in Chapter 2, the following criteria are recommended when combining bathing water profiles:

- The distance between present 'official' bathing sites should not exceed 10 km. The acceptable distance will, however, depend on an individual assessment of the local conditions.
- The bathing waters must be homogenous, i.e. they must morphologically be similar, which means that conditions of currents etc. must be almost the same
- For each existing bathing water, which is to be part of the profile, bathing water analyses for the past four years must be available; and the analyses must show similarity in the development of the bathing waters, and show a uniform bathing water quality.
- No major outfall from streams with permanent prohibition of bathing or waste water discharges must be part of the new bathing water profile, without detailed knowledge of the local conditions.
- Areas with discharges (including streams) within the bathing water profile must – if necessary – be marked by signs informing about the prohibition of bathing.
- If a bathing water profile covers the area of more authorities, a memo on the distribution of the responsibility must be prepared.

Establishment and Description of Different Early Warning Systems to Predict Deteriorated Bathing Water Quality

With the new directive, the responsible authorities must secure a high level of protection for the bathers, for instance by introducing a bathing water early warning system which can measure short-term pollution.

A bathing water early warning system should ensure that the bathing site is closed when there is a health risk owing to the occurrence of pathogenic bacteria, and, further, that the bathing site is not closed unnecessarily. Unnecessary closings will have a direct effect on the shops and cafés situated near the bathing sites. Moreover, too many closing days will probably affect the views of the bathers on the general bathing water quality and environmental condition of the area.

All warning systems must in some way be based on information on:

- Bacteria: concentration in the sources, growth and survival in the bathing water.
- Pollution sources: location, risk of pollution (in which situations), and the degree of pollution (number of bacteria).
- Spreading in the recipient, i.e. the bathing water: transport to and from the bathing water, and dilution during transport.

and the most important information to be provided by the warning systems is:

- When is there a risk of critical pollution?
- Is there a need of warning / closing?
- How long is the critical situation supposed to last?
- When can the alarm be called off?

In Chapter 3 a number of different methods for providing the necessary information are listed, and recommendations are given on how the early warning systems can be established, depending on the data available.

As substantial problems / costs are always involved in obtaining new data for the bacterial concentrations in the sources, the chapter also includes recommendations regarding the concentration levels in different water types.

Different methods for estimating the pollution are addressed:

1. Measurement of precipitation, and geometric knowledge of the sewerage system
2. Measurements in sewerage systems
3. Mathematical models

Information on the extent of the pollution is used for calculating the bacterial concentrations in the bathing water recipient and for projecting the duration of the increased bacterial concentrations in the bathing water. The methods described are warnings based on:

1. Measurements of the bacterial concentration in the bathing water recipient
2. Calculations providing for degradation of bacteria

3. Calculations , including also the spreading in the bathing water recipient (with and without transport)
4. Statistical analyses
5. Dynamic simulations

The directive does not provide for requirements for the complexity of the methods for warning in case of reduced bathing water quality. When simple calculations are used, a higher degree of uncertainty must be expected than when more precise calculation methods are used. This means that the better model / method, the more precise warning, and, thus, a shorter closing period can be obtained. The best knowledge of the dilution, spreading and transport of pollution in the recipient can be achieved by dynamic models, but this does not mean that other methods of determining the bathing water quality cannot be used. The report gives a number of examples illustrating the consequences of using the different methods: depending on the choice of method, the same pollution incident will lead to conclusions that the bathing water quality will be deteriorated for 0 to 2 or more days.

Add to this that the degree of effectiveness of the warning system is also a matter of stability. It should be remembered that a warning system requires daily monitoring – also during week-ends. The responsibility may be placed on the lifeguards or the person on duty responsible for the SCADA system, and, alternatively, it must be taken care of by the municipal officer responsible for the bathing water, or the system can be outsourced.

Which method to use will vary from area to area. In some areas it will be quite sufficient to use simple methods, whereas other areas will require more advanced methods. Simple methods will be best in areas with few bathers or in areas where the bathing water quality is very rarely polluted due to outfalls from the sewers. More advanced systems will be a better choice in (popular) areas with many bathers where outfalls influence the bathing water quality, especially near cities and streams.

1 Indledning

Det nye badevandsdirektiv angiver at *'... Formålet med dette direktiv er at bevare, beskytte og forbedre miljøkvaliteten og beskytte menneskers sundhed ... (artikel 1, stk. 2)'* og direktivteksten viser klart, at man ønsker at gå fra et relativt passivt og tilbageskuende system til et fremadrettet system, der i langt højere grad forpligter de lokale myndigheder til at tage højde for aktuelle forureninger samt aktivt at informere borgerne om badevandskvaliteten.

'... Medlemsstaterne sørger for, at der træffes rettidige og passende forvaltningsforanstaltninger, når de bliver opmærksomme på uventede situationer, som har eller med rimelighed kan forventes at få negativ påvirkning af badevandskvaliteten eller af de badenes sundhed. Sådanne foranstaltninger omfatter information af offentligheden og om nødvendigt et midlertidigt badeforbud ... (artikel 7)'

Informationen forventes at ske ved brug af forskellige medier: *'... Medlemsstaterne gør brug af passende medier og teknologi, herunder Internettet, ... (artikel 12, stk. 2)'*

Desuden lægges der stor vægt på at informere borgerne generelt om de fysiske rammer for badevandet (badevandsprofiler) og om den generelle badevandskvalitet. Sidstnævnte skal angives ved at klassificere badevandet. Specielt har forekomsten af kortvarige forureningssituationer med forhøjede bakteriemålinger betydning for, hvilken klasse badevandet tilhører.

'... Badevand klassificeres som værende "tilfredsstillende/godt/udmærket"

- 1) hvis percentilværdierne for de mikrobiologiske tællinger i datasættet for badevandskvaliteten for sidste vurderingsperiode er lig med eller bedre end værdien "udmærket/godt/tilfredsstillende" (Bilag I)*
- 2) hvis badevandet er ramt af kortvarig forurening, forudsat at
 - i) der træffes passende forvaltningsforanstaltninger, herunder overvågning, tidlig varsling og kontrol for at forhindre, at badende udsættes for forurening, ved at udstede en advarsel eller, om nødvendigt, et badeforbud... (Bilag II)'**

Det bemærkes, at man skal angive det forventede antal dage, hvor badevandet vil have en forringet kvalitet, samt hvad der er årsag til forringelsen.

Udover denne mere aktive badevandsforvaltning opererer det ny Direktiv med to parametre til bestemmelse af vandets kvalitet, *E. coli* og *Enterokokker* (Bilag 1 i direktivet). *E. coli* og *Enterokokker* forekommer talrigt i tarmen hos varmblodede dyr og mennesker og anvendes som indikatorer for fækal forurening og deraf følgende risiko for infektion.

De vigtigste kilder til bakteriel forurening blev undersøgt af Hasling et. al (2003), der for Miljøstyrelsen analyserede, hvilke forhold der har størst betydning for badevandskvaliteten i Danmark med henblik på at kunne tilrettelægge en målrettet indsats mod disse faktorer. Undersøgelsen viser, at kvaliteten af badevandet er tydeligt ringere under og efter regn, og at det især er nærliggende vandløb, der giver en negativ effekt. Dette skyldes dels overløb

til vandløbene og dels, at bakterier resuspenderes fra sedimentet, hvor de kan overleve i længere perioder. Andre betydningsfulde, direkte kilder er udledning af regnvand, overløb fra kloakker og udledning fra renseanlæg.

I forbindelse med varsling er det nødvendigt at vide, hvor store bakteriekoncentrationer der normalt forekommer i de nævnte kilder. I nærværende rapport gives erfaringstal for koncentrationer af *E. coli* og *Enterokokker* i forskellige forureningskilder.

I artikel 6 i det nye badevandsdirektiv er det angivet, at der skal udarbejdes badevandsprofiler for de enkelte badesteder. En badevandsprofil er en beskrivelse af den enkelte badestrand med angivelse af udstrækning, potentielle kilder til forurening (kortvarig eller langvarig), muligheder for algepåvirkninger etc.

I direktivet fastsættes en række krav til, hvad en badevandsprofil skal omfatte. De væsentligste emner er:

1. Fysisk, geografisk og hydrologisk karakteristik af badevandet og af andre overfladevande i oplandet til badestranden, hvis disse kan være kilde til forringet badevandskvalitet
2. Identifikation og vurdering af mulige forureningskilder, herunder hvorfor kilden kan skabe forurening, med hvilken frekvens og hvilken varighed, hvilke administrative muligheder der er for at begrænse forureningen, og hvem der gør hvad i forbindelse med hændelser.
3. En vurdering af risikoen for udvikling af giftige alger (cyanobakterier)
4. En vurdering af muligheden for masseforekomst af andet fytoplankton og tang
5. En overvågningskalender, der angiver, hvor og hvornår der tages badevandsprøver

Med indførelse af badevandsprofiler åbnes der op for, at badevande, der ligger i forlængelse af hinanden eller på samme kyststrækning, kan slås sammen under én badevandsprofil; **'... Den enkelte badevandsprofil kan omfatte et enkelt badevand eller flere sammenhængende badevande ... (artikel 6, stk. 1)'**. Dette giver mulighed for at administrere flere strande under ét, men artiklen medfører også, at der er mulighed for at reducere antallet af målestationer.

Den hidtidige praksis har været, at der skulle oprettes en målestation for hvert badevandsområde. Antallet af badevandsområder i Danmark har langt hen ad vejen været styret af de nuværende administrative grænser. Samlet har det betydet, at Danmark har særdeles meget badevand med målestationer. Set i lyset af det nye direktiv og kommunalreformen er det sandsynligt, at antallet af stationer kan nedbringes.

En reduktion af stationer er specielt oplagt for en lang række af de eksisterende badevandsstationer ud mod de større marine områder, hvor man i årevis har taget prøver uden at have en eneste overskridelse. Her vil der kunne spares ressourcer uden at det går ud over overvågningen af badevandet.

En forudsætning for at slå badevandsområder sammen er, at en række krav er opfyldt. Proceduren for oprettelse af badevandsprofiler samt eventuelle sammenlægninger af badevandsstationer er yderligere beskrevet i kapitel 2.

Desuden kan det nævnes, at der er åbnet op for muligheden for at se bort fra enkelte målinger, der overskrider badevandskravene i beregningerne af den årlige badevandsstatistik, hvis der i samme periode har været et badeforbud, *'... Prøver taget under kortvarig forurening kan lades ud af betragtning. De erstattes af prøver, der er taget i henhold til bilag IV. ... (artikel 3, stk. 6)'*

'... Ved kortvarige forureningshændelser tages der én supplerende prøve for at bekræfte, at hændelsen er ophørt. Denne prøve skal ikke indgå i datasættet for badevandskvaliteten. Såfremt der er nødvendigt at erstatte en prøve, der er ladet ude af betragtning, tages en supplerende prøve syv dage efter, at den kortvarige forurening er ophørt ... (Bilag IV)'

En skærpelse i forhold til det tidligere badevandsdirektiv er, at der skal etableres varslingssystemer for badevande, hvor der har været eller er konstateret kortvarig forringet badevandskvalitet. Varslingen skal forudsige, hvornår kvaliteten af badevandet vil blive forringet som følge af kraftige regnskyl, overløb fra kloaksystemer m.v., samt hvornår badevandskvaliteten igen er acceptabel. Etableringen af varslingssystemer skal sikre, at de badende beskyttes mod infektioner og dårlig badevandskvalitet generelt.

Varsling af forurening og hurtig informering af brugerne udgør derfor en vigtig del af den nye aktive badevandsadministration. I kapitel 3 gennemgås forskellige varslingssystemer til varsling af korttidsforurening, hvilket vil sige forureninger, der typisk har en varighed på mindre end 72 timer (EUs badevandsdirektiv). Denne type af forurening vil i Danmark typisk stamme fra regnvandsbetingede overløb direkte til badevandet eller via vandløb, som i kombination med aktuelle strømforhold i recipienten resulterer i badevand, der ikke overholder de fastsatte bakteriekraV til godt badevand.

Derfor er fokus i denne rapport på badevandsvarslinger i forbindelse med overløb og i mindre grad på andre typer af korttidsforureninger som eksempelvis mindre olieudslip, potentielt giftige alger med mere. I rapporten beskrives de grundforudsætninger, der skal være til stede for at kunne foretage varslinger, samt hvilke antagelse der kan benyttes, hvis ikke alle forudsætninger er til stede.

Det har ikke været hensigten at dække samtlige typer og kombinationer af badevandsvarslinger men at vejlede de ansvarlige myndigheder i, hvilke overvejelser de bør gøre sig, når de skal implementere informations- og varslingssystemer.

De varslingssystemer, som diskuteres, har til formål at forhindre badegæster i at bade i forurenede badevand (fersk- som saltvand). Enhver varsling vil være behæftet med usikkerheder, og i denne rapport er der gjort konservative antagelser om usikkerhederne for at sikre, at badende aldrig udsættes for risikoen for forurenede vand. Det er naturligvis frit for de ansvarlige myndigheder at fortolke og ændre på disse antagelser. Valget af acceptabel usikkerhed afhænger af kendskabet til badevandets generelle tilstand og til de forhold, der påvirker badevandet.

Uanset valg af badevandsvarslingssystem vil myndighederne under alle omstændigheder have en forpligtelse til at informere potentielle badegæster i forbindelse med forurening. Der stilles også krav om, at badevandsanalyser taget i forbindelse med rutineovervågningen er offentligt tilgængelige inden for en uge. *'... Offentligheden bør have korrekte og rettidige oplysninger om resultaterne af kontrolovervågningen af badevandskvaliteten og om foranstaltninger*

til risikohåndtering med henblik på at forebygge sundhedsrisici, navnlig i forbindelse med forudsigelig kortvarig forurening eller unormale situationer. ...((recital 8))'

I kapitel 4 er der kort omtalt nogle redskaber, der kan anvendes ved information.

Afslutningsvis skal det nævnes, at det nye direktiv forventes vedtaget i starten af 2006. På nuværende tidspunkt er der opnået politisk enighed i Rådet for den Europæiske Union, mens den endelige godkendelse i Europa-Parlamentet endnu ikke foreligger.

Endelig skal det nævnes, at det nye badevandsdirektiv er et datterdirektiv til Vandrammedirektivet (2000/60/EC), og Vandrammedirektivet nævnes direkte i badevandsdirektivet. Ved gennemførelsen af Vandrammedirektivet vil en række af de nuværende udledninger, som kan forårsage dårlig badevandstilstand, forsvinde, idet de selvsamme udledninger i de fleste tilfælde også vil forhindre opfyldelsen af kravene i Vandrammedirektivet.

2 Etablering af Badevandsprofiler

2.1 Direktivets krav til badevandsprofiler

Ifølge det nye badevandsdirektiv, som det ser ud i starten af år 2005, skal medlemslandene gennemføre en registrering af samtlige badevande og udarbejde en badevandsprofil. Udarbejdelsen skal ske iflg. direktivets bilag III og skal omfatte følgende punkter:

- (a) en beskrivelse af de fysiske, geografiske og hydrologiske karakteristika for badevandet herunder de kilder, der kan være årsag til forurening;
- (b) en identifikation og vurdering af årsagerne til forurening, der vil kunne have en effekt på badevandet og på de badendes helbred;
- (c) en vurdering af potentialet for masseopblomstring af blågrønner (cyanobakterier);
- (d) en vurdering af potentialet for masseopblomstring af tang (makroalger) og/eller planteplankton;
- (e) hvis vurderingerne under punkt (b) viser, at der er en risiko for kortvarige forureningsforhold, skal følgende information gives:
 - den forventede natur, frekvens og varighed af den potentielle, kortvarige forurening,
 - detaljer om eventuelt resterende forurening, inklusive de administrative tiltag, der er gennemført for at begrænse forureningen, samt et skøn for hvornår forureningen er væk,
 - administrative tiltag, der er gennemført i forbindelse med kortvarige forureningshændelser med angivelse af, hvilken administrativ enhed der har gennemført det beskrevne tiltag. Desuden kontaktdetaljer for denne myndighed.
- (f) den fysiske placering af målestationen.

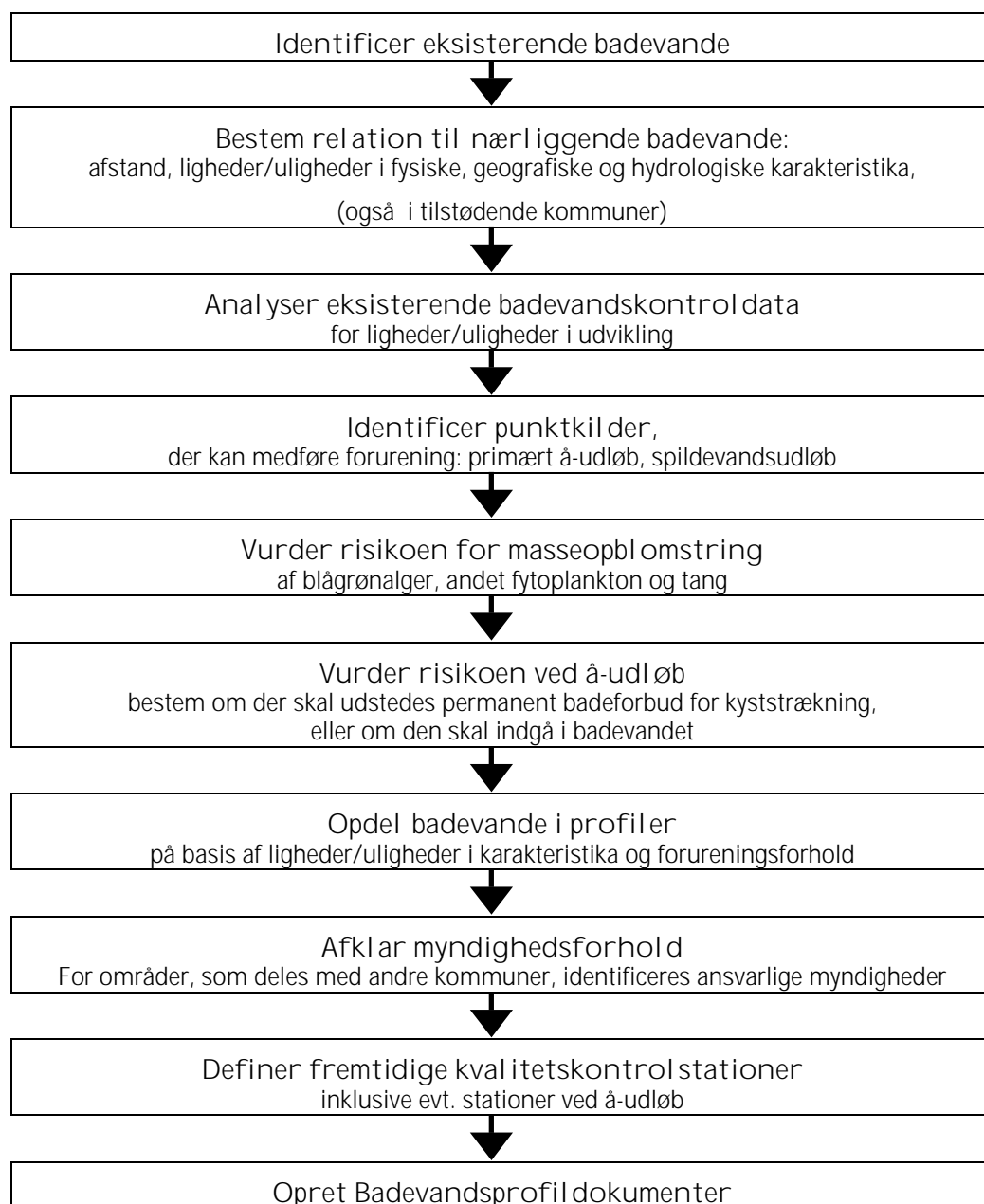
Ovenstående skal således udarbejdes for hvert registreret badevand. Men der er lagt op til, at badevande, der ligger i forlængelse af hinanden kan sammenfattes i én badevandsprofil, hvis de er ensartede;

'... Medlemsstaterne kan underopdele eller sammenlægge eksisterende badevande på baggrund af vurderingerne af badevandskvaliteten. De må kun sammenlægge eksisterende badevand, hvis disse:

- ***er sammenhængende***
- ***de fire foregående år har opnået næsten samme vurdering i henhold til stk. 2 og 3 og stk. 4, litra c)¹, og***
- ***har badevandsprofiler, der alle viser samme risikofaktorer eller fravær af samme ... (artikel 4, stk. 5)'***

Nedenstående diagram giver en skematisk oversigt over de vigtigste trin i udarbejdelsen af en badevandsprofil:

¹Stk. 2, 3 og stk. 4, litra c) sætter standarder for, hvor badevandskvaliteten skal vurderes, hvor ofte den skal vurderes og på baggrund af hvor mange målinger.



2.1.1 Kriterier for badevandsprofiler

For at sikre en vis ensartethed bør der opstilles retningslinier/krav, der uddyber direktivets krav (se ovenfor). Specielt vigtigt er det at have fælles retningslinier for, hvilke kyststrækninger der kan inkluderes i én badevandsprofil. I det efterfølgende er der givet eksempler på, hvad man skal være opmærksom på og beskrevet muligheder for, hvordan problemstillingerne kan håndteres.

Den mest oplagte tilgang er at slå badevande, der ligger på samme kyststrækning, sammen i én profil. De overordnede krav er, at de badevandsområder, der indgår i en profil, skal ligge i forlængelse af hinanden, men derudover skal de have indgået i badevandsovervågningen over en række år. Sidstnævnte skal sikre, at indsamlede data for de enkelte stationer kan bruges til at vurdere deres ensartethed.

Med hensyn til afstand mellem badevandsområderne vil det fra et administrativt synspunkt være ønskeligt, at direktivet tolkes pragmatisk, således at det tillades, at eksisterende badevande slås sammen i én profil, uanset de er adskilt af kortere kyststrækninger, der ikke bruges til badning forudsat, at disse ikke er forurenede. Dette forudsætter selvfølgelig stadig, at de inkluderede badevande er ensartede mht. fysiske forhold og forureningskilder.

Det foreslås derfor, at 'i forlængelse af' tolkes som, at de velafgrænsede badevandsområder ikke bør ligge længere fra hinanden end f.eks. 10 km. De 10 km er valgt arbitrært for at sikre, at der er en vis sammenhæng mellem strandene. På visse kyststrækninger med et homogent kystprofil kan man sikkert øge denne afstand, hvorimod strande på kyststrækninger med meget heterogene områder i højere grad bør betragtes som selvstændige strande, der ikke nødvendigvis, kan slås sammen i et fælles profil. Eksempler på danske områder, hvor 10-km reglen kan overvejes taget i anvendelse, er badevandene langs den jyske vestkyst (se nedenfor) og langs Nordsjællands kyster. Omvendt bør strande nok ligge tættere ved hinanden, hvis der f.eks. er tale om strækninger i de meget bugtede kystområder i Limfjorden.

I mange områder – marine og ferske – er kysten imidlertid mere kompleks, og flere faktorer skal indgå i vurderingen af, hvor store områder der kan inkluderes i én badevandsprofil. Byer vil for eksempel naturligt medføre en opdeling i flere badevandsprofiler. Udløb fra større spildevandsbelastede vandløb eller renseanlæg både på og mellem de inkluderede badevande kan ligeledes give behov for opdeling i flere profiler. De morfologiske forhold som dybdeforhold, eksponering, til- og afløb fra søer skal også indgå i vurderingen.

En vigtig problemstilling i denne diskussion er, hvorvidt en badevandsprofil kan omfatte kortere strækninger, hvor badning er forbudt pga. stor risiko for forurening. Accept af dette kan lette etableringen af badevandsprofilerne og sikre en større overensstemmelse med den nuværende administration. Kilder til mulig forurening skal under alle omstændigheder kortlægges og beskrives som del af badevandsprofilen. Det vil kræve et godt kendskab til forureningskilden og den risiko, den udgør. Desuden taler Vandramme-direktivet for at acceptere denne strategi, idet denne type forureninger ideelt set forsvinder med implementeringen af dette direktiv. Indtil da er en forudsætning for denne strategi, at man tydeligt afgrænser denne problematiske del af profilet og erklærer det uegnet til badning, og at der etableres målestationer på begge sider af udledningsstedet for at sikre viden om belastningen.

For vandløb, der løber ud over en strand, gælder i princippet, at de ikke må bruges til badning, medmindre vandløbet overvåges i lighed med andre badeområder. Afhængigt af resultatet af denne overvågning kan der oprettes et permanent badeforbud på en del af stranden, eller modsat kan åen oprettes som egnet badevand. De fleste vandløb egner sig imidlertid ikke til badning, og i sådanne tilfælde bør et område omkring et vandløbsudløb over stranden afgrænses tydeligt med skilte, der forbyder badning.

Med hensyn til badevandsprofiler er det muligt at oprette profiler henover kommunegrænser. Såfremt en badevandsprofil krydser en kommunegrænse, er et væsentligt kriterium for at kunne slå badevand sammen imidlertid, at det bliver fastlagt, hvem der er den ansvarlige myndighed.

Som en del af badevandsprofilen skal der udarbejdes en såkaldt badevandskalender, der angiver, hvor og hvornår badevandskvaliteten kontrolleres. Ved sammenlægning af badevande kan det forventes, at det er muligt at reducere antallet af badevandsstationer. Det vil dog helt afhænge af de lokale forhold, da stationerne skal give et repræsentativt billede af vandkvaliteten i hele profilen. Som beskrevet ovenfor vil udløb fra spildevandsbelastede åer og renseanlæg medføre krav om flere stationer. Som rettesnor bør en badevandsprofil som minimum, medmindre den er lille, have 2 stationer, der er placeret således, at stranden er dækket. Den præcise placering af disse stationer må så afgøres efter de aktuelle forhold.

2.1.2 Problemstillinger ved oprettelse af Badevandsprofiler.

2.1.2.1 A. Marine områder



Figur 2.1 Badestrande på vestkysten i Viborg Amt. (Fra Viborg Amts hjemmeside)

På illustrationen til venstre ses et udsnit af Viborg Amts badevandskort. På vestkysten ligger en lang række strande (9 med skilte), der sandsynligvis ville kunne grupperes i 2-3 Badevandsprofiler. Et kunne dække strandene nord for Hanstholm, et andet strandene syd for Hanstholm.

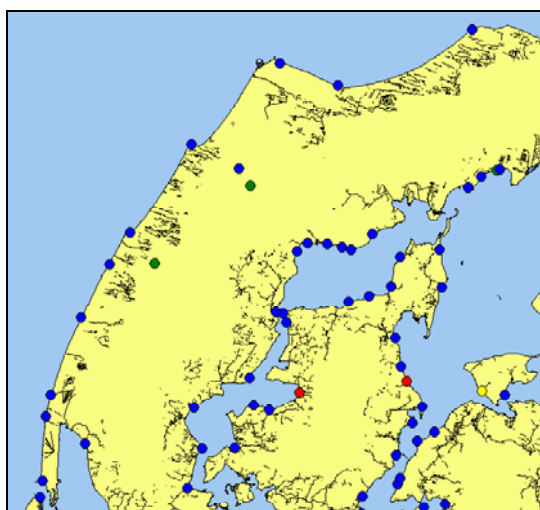
Hvis man ser på kysterne ind mod Limfjorden, ligger badestrandene tæt ved hinanden, men her vil det være nødvendigt med en mere dybdegående analyse af de enkelte badevandsstationer for at se, om de lever op til kravene for at kunne slå områder sammen.

For at kunne foretage potentielle sammenlægninger – både på vestkysten og på Limfjordskysten - er det nødvendigt at have informationer om å-udløb og spildevandsudløb. Den type af informationer er vist i figur 2.2. Her kan man se, at udløbene til vestkysten er stærkt begrænsede og primært består af små vandløb og spildevand fra Hanstholm. På Limfjordskysten findes derimod en række større og mindre udløb fra vandløb og fra spildevandsanlæg. Her må man ned på detaljeplanet for at kunne afgøre, om strandene kan slås sammen.



Figur 2.2 Kort over vandløb og renselanlæg (prikker) i en del af Viborg Amt (Fra Viborg Amts hjemmeside).

Principielt er der intet i direktivet, der hindrer, at udstrækningen af en badevandsprofil bestemmes af de administrative grænser, det vil i Danmark sige kommunegrænserne. I det viste tilfælde vil dette dog ikke være afgørende, idet de tre nuværende kommuner efter strukturreformen (som den ser ud i starten af år 2005) går sammen i én kommune.



Figur 2.3 Placering af de eksisterende badevandsstationer på vestkysten og i Limfjorden i Viborg Amt (2004).

Figur 2.3 viser et eksempel på nuværende badevandsstationer. Som nævnt ovenfor bør en badevandsprofil som minimum have 2 stationer, men hvis lange kyststrækninger slås sammen i én profil, kan det være nødvendigt med flere stationer således, at hele strækningen er dækket ind.

Forestiller man sig, at strækningen fra Agger tange i syd til Hanstholm i nord oprettes som én badevandsprofil, kan man ud fra badevandsdata fra de 7 stationer (se figur 2.3) analysere, om de enkelte stationer er ensartede. Såfremt stationerne er ensartede og samtidigt udviser gode forhold, vil man efterfølgende kunne reducere antallet af stationer, således at man har én i hver ende og 1-2 stationer fordelt inden for profilen, f.eks. i forbindelse med de større å-udløb, der er på strækningen. Den præcise placering af disse stationer må afgøres efter de aktuelle forhold.

2.1.2.2 B. Ferskvand

For badevandsprofiler i ferske søer bør de samme kriterier tages i anvendelse. Dog skal det tilføjes, at der kun er meget få søer, hvor der er flere badestrande. Hvorvidt disse kan slås sammen under en profil vil i meget høj grad blive bestemt af de lokale forhold: Hvor er tilledningerne til søen? Hvor er søens afløb? Hvad er der af aktivitet på søens bredområder (landbrug, kvægbrug etc.)?

I nedenstående eksempel er vist de 5 badevandsstationer i Furesøen. Administrativt ligger de 5 stationer i dag (2005) i 5 forskellige kommuner. Yderligere er Furesøen inddelt i et lavvandet bassin (gennemsnitsdybde 3-4 m, længst mod nordøst) og et dybvandet bassin (storsøen, op til 37 m dybt). De eneste to stationer, der nok med rimelighed kan slås sammen, er de to i det lave bassin. De tre andre stationer ligger i storsøen, hvor forholdene er mere forskellige. Den sydligste station ligger ved søens udløb til Mølleå-systemet og bør under ingen omstændigheder kædes sammen med de andre.



Figur 2.4 De fem nuværende badevandsstationer i Furesøen (2004).

2.1.3 Opsummering af kriterier for sammenlægning

Ud fra ovenstående diskussion foreslås følgende kriterier opstillet for sammenlægning af Badevandsprofiler:

- Afstand mellem nuværende "officielle" badevandsområder må ikke overskride 10 km (se begrundelse i afsnit 2.1.1). Den acceptable afstand afhænger dog af en individuel vurdering af de lokale forhold
- Badevandene skal være homogene, dvs. de skal morfologisk ligne hinanden, så eksempelvis strømningsforholdene er relativt ens, etc.
- For hvert eksisterende badevand, som skal indgå i profilen, skal der eksistere badevandsanalyser mindst 4 år tilbage i tiden; og analyserne skal vise sammenfald i badevandenes udvikling og ensartet badevandskvalitet (efter gammel statistik indtil 2007, derefter ny statistik).
- Ingen større udløb fra å'er med permanent badeforbud eller spildevandsudledninger må forekomme i den nye badevandsprofil, uden at der er et godt kendskab til forholdene.
- Vandløb, der løber ud over stranden indenfor en badevandsprofil, skal enten overvåges direkte som separat badevand eller skiltes med et permanent badeforbud.

- Områder med udledning indenfor badevandsprofilen skal om nødvendigt afgrænses med skiltning om badeforbud.
- Hvis en badevandsprofil dækker flere myndigheders område, skal der udarbejdes et notat om ansvarsfordeling.

Ovenstående kriterier vil sikre, at de nye badevandsprofiler bliver dannet på et ensartet grundlag, samt at en badevandsprofil kommer til at ligge på en kyststrækning med relativt ens forhold mht. forurening og fysisk-morfolgisk kyststrækning. Det sidste skal sikre, at man ved reduktion af målestationer fortsat har et repræsentativt billede af vandkvaliteten inden for profilen. Kan dette ikke sikres, må der nødvendigvis oprettes flere målestationer.

Som nævnt i indledningen inddeles badevand (dvs. badevandsprofilen) efter Direktivet i 4 klasser; "udmærket/godt/tilfredsstillende/ringe". Hvorvidt man vil acceptere at inkludere en station med en dårligere klassificering inden for en profil må være op til de faktiske forhold. Man skal dog være opmærksom på, at det kan have indflydelse på, hvilken samlet klasse badevandsprofilen kommer til at tilhøre. Hvis enkeltliggende badevande, der på nuværende tidspunkt adskiller sig fra de omkringliggende ved at have en dårligere vandkvalitet, holdes uden for profilen, er der mulighed for senere at indlemme området i en samlet badevandsprofil, når dette skal revideres.

2.1.4 Revision af Badevandsprofiler

I det nye direktiv (Bilag III) fremføres det, at der skal ske en opdatering af badevandsprofilerne mindst hvert 2.-4. år for kvalitetene "God", "Tilfredsstillende" og "Ringe". For stationer med kvaliteten "Udmærket" er der ingen krav til revision, medmindre der sker et kvalitetsskift.

Tabel 2.1: Opdatering af Badevandsprofilen afhængigt af badevandskvaliteten

Badevandskvaliteten bedømt til:	God	Tilfredsstillende	Ringe
Revision skal ske mindst hvert:	4. år	3. år	2. år
Revideres for:	Alle forhold beskrevet i Bilag III i direktivet (a-f)		

Revision af badevandsprofilerne skal jfr. direktivets bilag III omhandle samme punkter, som indgik i udarbejdelsen af badevandprofilen (se afsnit 5.1.1).

Det er vigtigt, at der ved den periodiske revision tages hensyn til alle de tiltag og ændringer, der er sket i oplandet til badevandsprofilen. Dette omfatter f.eks. ændringer i belastningsforholdene fra den spredte bebyggelse, nye tilladelser til husdyrhold, byudvikling, forbedret spildevandsrensning samt reduktion af belastning fra overløbsbygværker etc.

I direktivets bilag III er det endvidere angivet, at beskrivelsen af badevandsprofilen kan understøttes af kort, der viser de forskellige forhold i oplandet, der kan være årsag til en påvirkning af badevandskvaliteten. Her vil det være formålstjenligt, at der hos kommunerne trækkes på eksisterende oplysninger i GIS-format.

2.2 Hvad siger myndighederne til Badevandsprofiler?

Direktivteksten lægger op til, at badevandsprofiler kan lægges sammen til én profil, men hvordan forholder de ansvarlige myndigheder sig til denne mulighed? Som et led i udredningsarbejdet til denne rapport blev der gennemført mundtlige/skriftlige interviews med en række kommuner for blandt andet at kortlægge deres holdninger til samt deres umiddelbare vurdering af behovet for at kunne slå badevand sammen og dermed opnå færre administrative badevandsområder.

I nedenstående boks opsummeres svarene til dette spørgsmål fra en række kommuner. Det skal dog siges, at for de fleste var det første gang, de stiftede bekendtskab med direktivforslaget og dets mulighed for at slå badevand sammen, hvorfor deres svar skal tages med et vist forbehold.

Som det fremgår af boksen, er meningerne delte, gående fra ingen interesse til, at det kunne være relevant på visse strækninger. Svarene afspejler også en klar viden om de lokale forhold og ikke mindst om, hvordan man indtil nu har administreret disse. Fra den mundtlige del af interviewet fremgik det, at en række stationer i dag ligger tæt ved f.eks. campingpladser, hvor lokale interesser har arbejdet for, at der er blevet oprettet en målestation. Her ville nedlæggelse af en målestation i forbindelse med en sammenlægning af en række strande måske betyde, at der lokalt ville komme protester. Men som nævnt er der sandsynligvis mest tale om en usikkerhed om konsekvenserne ved implementeringen af det nye direktiv, og desuden vil et effektivt varslingsystem måske kunne være et alternativ og opveje eventuelle protester.

Boks 1. Badevandsprofiler: Mulighed for sammenlægning af tætliggende badevande, der ikke er adskilt af betydende kilder: Kunne dette være relevant i din kommune?

- Nej
- Badestrandene hos os ligger ret isolerede, og med forskellige orienteringer nord, syd, øst vest, da vi ligger på en ø. Jeg har umiddelbart svært ved at se, at vi vil kunne lægge strande sammen. Stort set alle ligger i det åbne land. Afledninger til fjorden vil typisk være dræn og mindre vandløb.
- Ja
- Visse af vore strande kan lægges sammen
- Ja, for de strande, der ikke er belastede med spildevand.
- Både ja og nej, da vi er en kystkommune med ca. 25 km sammenhængende kyst.
- Det kunne være meget relevant ved B-kysten, hvor vi har 6 målestationer, som 3 og 3 næsten har identiske måleresultater
- Ved ikke – strandene ligger langt fra hinanden.
- Ja, det kunne godt overvejes visse steder.

(Resultatet af spørgeskemaerne er yderligere behandlet i kapitel 4 og svarene givet i bilag C)

I det videre forløb bør man derfor se på, hvilke økonomiske eller lokalpolitiske konsekvenser det har, hvis man kan reducere antallet af stationer, men det er også vigtigt at vurdere, hvilke omkostninger der er forbundet med at udarbejde en badevandsprofil, samt at opdatere den i forhold til de foreslåede krav i direktivet.

2.3 Delkonklusion

Introduktion af badevandsprofiler vil i længden gavne tilsynsmyndighederne, da de giver et godt grundlag for at fastslå årsager til eventuel forurening af badevandet og for at udpege tiltag til at reducere uønskede forureninger. Det er klart, at vedtagelsen af det nye direktiv medfører en væsentlig opgave med at få oprettet samtlige profiler. Modsat giver muligheden for at kunne slå strande sammen i en fælles badevandsprofil en chance for at reducere antallet af målestationer, og dette vil sammen med badevandsprofilerne betyde en lettelse af den fremtidige badevandsforvaltning. Dertil kommer, at der vil være meget "genbrug" i beskrivelserne af profilerne.

For at lette opgaven med at lave badevandsprofilerne bør der udvikles fælles standarder for disse, som uddyber og udvider de kriterier, der er nævnt ovenfor. Det vil ligeledes gøre det nemmere for myndighederne at lave sammenligninger og derved finde fælles retningslinier for indgreb, såfremt der konstateres forureningsproblemer.

3 Etablering varslingsystemer

3.1 Baggrund

Det nye direktiv; '*... indeholder en forpligtigelse til at sikre et højt beskyttelsesniveau af menneskers sundhed...(rec.3)*' med det formål at minimere risikoen for sygdom. Denne forpligtigelse er begrundet ved, at undersøgelser af sammenhæng mellem bakteriekoncentrationer og sygdomsfrekvens tydeligt viser, at sygdomsfrekvensen stiger med øget bakterieindhold.

Den aktuelle badevandskvalitet vurderes i dag ud fra bagudrettede statistiske mål og bygger på målinger, der er op til 1 år gamle. Overskridelser af badevandskriterierne skyldes imidlertid hovedsageligt tilfældige meteorologiske begivenheder eller uheld, og derfor har sidste års målinger en ringe værdi som indikator for den aktuelle badevandskvalitet.

Nogle badesteder, både salte og ferske, berøres aldrig af overløb, og den nuværende traditionelle overvågning kan være fuldt tilstrækkelig. Dette er imidlertid oftest ikke tilfældet for de badesteder, der ligger i nærheden af storbyer og vandløb.

Med badeanstalterne i Københavns Havn som eksempel har den nuværende traditionelle overvågning siden 1996 i intet tilfælde resulteret i overskridelse af det danske badevandskrav på '1000 *E. coli* pr 100 ml i mindre end 5% af stikprøverne, Erichsen et al. (2003). En nærmere analyse af situationen i år 2002 (den første sæson for badeanstalten på Islands Brygge), hvor registreringen af overløb blev sammenholdt med den traditionelle overvågning, viste imidlertid klart, at stikprøver alene ikke er tilstrækkelige, når badevandskvaliteten skal vurderes. I år 2002 blev der registreret 4 overløbssituationer gennem badevandsæsonen som uden tvivl har medført forhøjede bakteriekoncentrationer, men ingen af disse situationer blev fanget af de traditionelle målinger, som aldrig overskred badevandskravet. Uden en badevandsvarsling ville badegæsterne i Københavns Havn have svømmet i fortyndet spildevand, hvis kun den traditionelle overvågning havde været anvendt.

Lignende situationer forekommer i mange andre områder, og den almindelige kontrol af badevandskvalitet er hyppigt ikke tilstrækkelig. I dag bliver mange badegæster overalt i Danmark og resten af verden efter al sandsynlighed gentagne gange udsat for fortyndet spildevand. Det kan derfor være relevant at indføre et varslingsystem, som kan hjælpe med at leve op til det ny badevandsdirektiv om rettidig påvisning og reaktion på situationer, der kan have negative effekter på badegæsternes sundhed.

3.2 Hvornår og hvordan kan varsling benyttes

Det nye direktiv angiver, at når en station har vist tegn på kortvarige forureninger, bør/skal der etableres varsling; '*... Medlemsstaterne sørger for, at nedenstående oplysninger aktivt formidles og omgående stilles til rådighed i*

badesæsonen på et let tilgængeligt sted i umiddelbar nærhed af det enkelte badevand:

c) ved badevand ramt af kortvarig forurening:

- ***oplysning om, at badevandet er ramt af kortvarig forurening***
- ***angivelse af det antal dage, hvor der var badeforbud, eller hvor badning blev frarådet i den foregående sæson på grund af sådan forurening, og***
- ***en advarsel, når sådan forurening forudsiges eller allerede forekommer ... (artikel 12, stk. 1)***

Det nye direktiv kræver således, at der skal varsles, når en forurening kan forudsiges, og når aktuelle forureninger kortvarigt vil forringe badevandskvaliteten, herunder når en regnhændelse forventes at have medført kortvarige udledninger af bakterier. Der er ingen specifikke krav til de værktøjer, der skal benyttes for at kunne komme med en varslings; dynamisk (deterministisk) modellering, statistisk baseret modellering og empirisk modellering. Dette er op til de enkelte myndigheder. Varsling kan således opfattes som enhver form for varslings, gående fra simpel "skøn" over, hvor mange dage/timer, stranden bør være lukket, til avancerede dynamiske modelleringsvarslinger.

Konsekvenserne af det nye direktiv er således, at myndighederne nu er tvunget til i langt højere grad at reagere på mulige forureninger, der i princippet kan bringe de badendes helbred i fare. Findes der en badevandsstation inden for myndighedens grænse, der af og til har forhøjede bakterietal, skal der i princippet etableres varslings og information til borgerne. Dette stiller naturligvis krav til myndighederne om at være betydeligt mere opmærksomme på kilder til forurening, hvad der forårsager den og varighed af påvirkningen. Myndighederne bør også i højere grad benytte 'lukkedage' efter hændelser med nedbør, der måtte have medført udledninger af forurenende stoffer.

3.3 Etablering af en badevandsvarslings

Formålet med badevandsvarslings er, at badevandsforvaltningen kan give rettidig oplysning til badevandsbrugerne om forekomsten af kortvarige bakterielle forureninger og om forureningernes styrke og deres varighed. På baggrund af varslings skal forvaltningen kunne beslutte, hvornår et badevand skal lukkes, og hvor længe lukningen skal vare for ikke at udsætte badende for uønskede sundhedsrisici.

3.3.1 Hvad kan vi varsle?

I Danmark skyldes de fleste kortvarige problemer med badevandskvaliteten direkte eller indirekte (via åer) regnvandsbetingede udledninger fra renseanlæg og regnvandsbetingede overløb fra kloaksystemer. Derfor er der i det følgende fokuseret på varslingsssystemer, der omhandler bakterielle forureninger fra denne type kilder.

Konstante udledninger som eksempelvis almindelige udledninger fra renseanlæg kan ligeledes periodevis give anledning til kortvarige forureninger ved nogle badevande, men det er typisk i forbindelse med regnvejr, at de største problemer opstår, se Hasling et al. (2003).

Vejrudsigter giver et generelt billede af, hvornår og hvor i landet der er risiko for regnvejr, men de kan ikke forudsige præcist, hvor (på hvilke badestrande) og hvornår det vil regne. Det er derfor i dag ikke muligt at komme med

troværdige dagsprognoser på, hvor og hvornår regnvandsbetingede udledninger og overløb aktuelt finder sted. Med en god vejrudsigt og eksempelvis en nedbørsradar er det muligt at komme med en prognose men ikke meget mere end et par timer frem i tiden.

Korttidsvarslinger af kraftig nedbør kan være interessante i forbindelse med reguleringer af kloaksystemet, men mht. varsling af badegæsterne er usikkerheden så stor, at den vil være uinteressant for de badende. Dertil kommer, at det må antages, at de fleste badegæster er taget hjem under kraftig regn.

Det, der kan varsles, er derfor ikke, hvornår badevandet påvirkes af overløbsvand fra renseanlæg og kloakker, men hvordan badevandskvaliteten er på det tidspunkt, hvor den er blevet påvirket, og hvornår den er acceptabel igen.

3.3.2 Hvor avanceret skal 'mit' varslingssystem være?

På nuværende tidspunkt findes der masser af kyststrækninger, hvor der aldrig indtræder forhøjede bakteriekoncentrationer. Derfor vil der være en række kyststrækninger, hvor det ikke er nødvendigt at opstille varslingssystemer. Som tommelfingerregel vil badevandsvarslingssystemer hovedsageligt have deres berettigelse på badesteder i nærheden af byer eller eventuelt i nærheden af udløb fra vandløb.

Det skal tilføjes, at uanset behov for varslingssystem skal der findes informationssystemer for alle badevande, således at det er muligt at oplyse om badevandsprofiler og resultater af badevandskontrollen.

Et varslingssystem kan opbygges på mange måder. En helt simpel version bygger på erfaringer: 'når det har regnet så mange mm, og vinden er fra øst er strand x normalt påvirket, og vi forventer, at forureningen varer i y dage'. Varslingssystemet kan også baseres på statistiske analyser af relationer mellem påvirkningsfaktorerne (f.eks. forekomst af overløb) og badevandskvaliteten. Det mest avancerede system bygger på matematiske simuleringer af henholdsvis kilderne og af den afledte forurening ved badestranden, dvs. dynamisk modellering. Endelig kan de forskellige grader af kompleksitet kombineres: et varslingssystem kan f.eks. omfatte måling af overløb og erfaringstal for koncentration af bakterier i overløbet kombineret med dynamisk modellering af bakteriernes skæbne i recipienten (badevandsområdet).

Det er vigtigt at understrege, at prognoser iht. direktivet skal give en forudsigelse af, hvornår badevandet igen kan forventes at overholde de gældende badevandskrav. Erfaringsmodeller, der alene bygger på online målinger af forskellige ikke bakteriologiske parametre i recipienten uden at inddrage meteorologiske prognoser direkte eller gennem dynamiske modeller, giver ikke pålidelige prognoser af badevandskvaliteten. Det vil også gælde, når man en gang i fremtiden får mulighed for online måling af bakterieindholdet i recipienten. Selv i kombination med meteorologiske prognoser kan denne type varsling ikke anbefales for velbesøgte badevande, da den på grund af stor usikkerhed normalt medfører mange lukkedage.

Hvorvidt det er mest fordelagtigt at benytte et simpelt varslingssystem frem for et avanceret system, skal vurderes fra lokalitet til lokalitet. Som retningslinier kan følgende kriterier benyttes;

1. Pris (etablering og drift)
2. Sikkerhed
3. Hvor hyppig forekommer kortvarige forureninger
4. Hvor hyppigt er badevandskvaliteten reduceret
5. Hvor mange badegæster påvirkes af eventuelle overløb
6. Mulighed for at udnytte varslingsystemet til andre formål.

Det er klart, at prisen skal stå mål med den sikkerhed, der ønskes, hyppigheden af overløb og den mængde af mennesker, der evt. påvirkes. I områder med få badegæster, eller hvor overskridelser er sjældne, kan det være tilstrækkeligt med varslinger, der er baseret på simple modeller. Det skal dog samtidigt nævnes, at et varslingsystem baseret på dynamiske modeller kan dække kyststrækninger med flere badesteder på én gang, og brug af dynamiske modeller er derfor ikke nødvendigvis mere bekostelig. Dertil kommer, at de dynamiske modelværtøjer kan bruges til andre formål, såsom overvågning af kloaknet, vurdering af langvarige forureningskilder, som forringer badevandskvaliteten og/eller den økologiske tilstand af recipienterne.

Uanset varslingsystem vil varslingen indebære en eller anden form for vagtordning i de enkelte kommuner, således at det sikres, at der løbende sker en vurdering af risikoen for forurening, af hvorvidt forureningen skal give anledning til en badevandsvarsling, og af hvor lang tid forureningen kan forventes at vare.

3.3.3 Hvad skal der til for at lave en varsling?

Nogle typer af varslingsystemer er mere datakrævende end andre, men fælles for alle systemer er, at de kræver en vis grad af online data. Selv for de mest simple erfaringsmodeller eller statistiske modeller skal der være automatiske informationer til rådighed for de ansvarlige myndigheder. Specielt med hensyn til regnvandsbetingede forureninger kræves der informationer om, om der har været nedbør og/eller overløb, hvor og eventuelt hvor meget nedbør og/eller overløb. I denne sammenhæng skal det anbefales, at der i forbindelse med eventuelle overløb, der er eller kan være kritiske for badevandskvaliteten, foretages systematiske registreringer af disse med hensyn til antal, varighed og størrelse i det omfang, det er muligt.

Statistisk analyse af relationen mellem badevandskvalitet og overløbshændelser kan benyttes til at indikere den aktuelle badevandskvalitet, hvis sammenhængen kombineres med aktuel information om eksempelvis nedbør. Forudsætningen er mange data, der dækker et bredt spektrum af situationer (med og uden overløb, med og uden bakteriel forurening).

For at give en præcis varsling skal man tage stilling til følgende spørgsmål:

1. Hvor stor er forureningen? (bakteriekoncentrationer, hvor meget regner det, hvor meget vand løber ud, etc.?)
2. Hvor længe kan bakterierne overleve?
3. Hvordan fortyndes og henfalder bakterierne i recipienten? (badevandet).

Dette kræver tre typer af informationer omhandlende:

1. Bakteriekoncentrationer og henfald
2. Tilførte vandmængder med forurening
3. Fortynding og transport i recipienten

I de følgende kapitler behandles disse informationer enkeltvis; der beskrives forskellige metoder til at tilvejebringe informationen, og der gives eksempler på forskellige måder at kombinere metoderne på. Forskellene mellem og konsekvenserne af de enkelte valg, som de ansvarlige myndigheder kan tage under opbygningen af et varslingsystem, diskuteres ligeledes.

3.4 Bakteriekoncentrationer og henfald

Informationer om bakteriekoncentrationer i forureningskilderne er nødvendige for at kunne vurdere risikoen for forurening og de forskellige forureningskilders potentielle betydning. Selvom bakteriekoncentrationen ikke indgår direkte i alle varslingsystemer, er kendskab til kildestyrkerne derfor vigtigt for at forudsige forekomst og varighed af forureninger. Det er tillige en forudsætning for at kunne beskrive badevandsprofilen. Ved dynamisk modellering er forureningskildernes bakteriekoncentration et tvungent input parameter.

Oplysninger om bakteriekoncentrationer i de aktuelle forureningskilder kan opnås ved direkte at måle indholdet af indikatorbakterierne *E. coli* og *Enterokokker* i de enkelte kilder og/eller ved at indsamle litteraturværdier for lignende forureningskilder. Den mest præcise information om en aktuel kilde fås ved at gennemføre intensive målekampagner og løbende målinger. Ofte anvendes imidlertid såkaldte erfaringstal, dvs. litteraturværdier for typiske koncentrationer i forskellige kilder.

3.4.1 Erfaringstal for koncentrationer af indikatorbakterier

I bilag A opsummeres de vigtigste informationer fra en række undersøgelser af koncentrationer af indikatorbakterier i forskellige kilder. Baseret på disse undersøgelser gives der i Tabel 3.1 anbefalinger til, hvilke koncentrationer der kan benyttes ved forskellige typer af kilder i de tilfælde, der ikke foretages direkte målinger. Disse anbefalede koncentrationer er konservative og bygger på 95% percentilen af de koncentrationer, der er fundet i litteraturen. Som det fremgår af bilag A, er der store variationer i de opgivne koncentrationer fra samme type forureningskilde (én til to log enheder), og det er derfor muligt at komme med bedre estimater for koncentrationsniveauerne i de aktuelle kilder, hvis lokale målinger udføres. Det skal dog understreges, at det vil være nødvendigt at udføre flere serier af målinger på de rette tidspunkter (dvs. i forbindelse med selve overløbet, hvis forureningen kommer fra et overløb etc.) for at sikre, at målingerne er repræsentative for de enkelte kilder.

Tabel 3.1: Opsummering af erfaringstal for koncentrationen af *E. coli* og *Enterokokker* i vand. De angivne koncentrationer er konservative skøn. For kommentarer til de enkelte tal henvises til bilag A.

	<i>E. coli</i> (pr. 100 ml)	<i>Enterokokker</i> (pr. 100 ml)
Urenset spildevand	$4,5 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^6$
Overløb fra kloakker	$9,0 \cdot 10^6$	$6,8 \cdot 10^5$
Renset spildevand, efter efterklaring	$3,0 \cdot 10^5$	$7,3 \cdot 10^4$
Renset spildevand, efter sandfiltrering	$9,8 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^4$
Vandløb, tørvejr	$5,0 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^3$
Vandløb, regnvejr	$5,0 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^4$
Vandløb, tørvejr spildevandspåvirket i by (jvf. Odense Å)	10^4	$4,0 \cdot 10^3$
Vandløb, regnvejr spildevandspåvirket i by (jvf. Odense Å)	10^5	$4,0 \cdot 10^4$
Afløb fra befæstede arealer	$2,0 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3$

3.4.2 Erfaringstal for henfaldsrater for indikatorbakterier

Den aktuelle værdi af indikatorbakterier hænger tæt sammen med, i hvilket omfang de overlever i miljøet. Derfor har der, lige siden man i slutningen af 1800-tallet begyndte at bruge fækale coliforme bakterier som indikatorer for fækal forurening, været interesse for at undersøge deres overlevelse og korrelation med forekomsten af patogene mikroorganismer.

De fækale coliforme bakterier er tilpasset et liv i tarmen hos varmblodede dyr og mennesker, og fra starten stod det klart, at de ikke overlever ret længe hverken i ferskvand eller havvand. Det var imidlertid uklart, hvilke faktorer og mekanismer der var årsag til den dårlige overlevelse. I starten af 1970'erne var listen over faktorer, der mentes at have indflydelse på henfaldet, lang og inkluderede salinitet, tungmetaller, sedimentation, koagulation og flokkulering, bakteriofager (dvs. virus der inficerer bakterier), alger, prædation (fra f.eks. protozoer), og bakterielle toksiner (Chamberlin and Michell, 1978).

I dag vurderes de vigtigste faktorer for bakteriernes henfald at være sollys, temperatur, salinitet og prædation. Især lys er en vigtig faktor, og blandt andet derfor overlever bakterierne bedre i sedimentet end i vandfasen. Desuden skønnes det, at mindre prædationstryk og bedre substrat i sedimentet ligeledes har en betydning for overlevelsen i sedimentet sammenholdt med vandfasen. Endvidere kan iltforhold og bakteriernes forhistorie have betydning for deres overlevelse (Attrassi et al., 1996, Reed 1997).

Der har været anvendt forskellige betegnelser for og metoder til bestemmelse af indikatorbakterier. I dag anvendes ISO 9308 for *E. coli* og ISO 7899 for *Enterokokker*. Se bilag A for nærmere beskrivelse af metoder og definitioner af indikatorbakterier.

3.4.2.1 Beregning af henfald

Nedenfor er givet en række anbefalinger af beregningsmetoder for bakteriehenfald og anvendelige henfaldskonstanter. Datagrundlag og yderligere erfaringstal for indikatorbakteriernes henfald under forskellige forhold er angivet i bilag A og B.

Henfaldet af coliforme bakterier følger sædvanligvis et 1st-ordens henfald (svarende til, at ændringen i koncentration over tid er lineær), og beskrives med en 1st-ordens henfaldskonstant:

$$dC/dt = -kC \text{ svarende til } C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

hvor C er koncentrationen af bakterier (organismer/ml), t er prøvetagnings-tidspunktet, og k er den specifikke henfaldsrate (pr. time).

Henfaldskonstanten k kan deles op i en mørkedel (k_m) og en lysdel (k_l). Mørkehenfaldskonstanten ligger som regel på cirka 0,03 – 0,04 pr. time for både saltvand og ferskvand, eller en t_{90} på 55-75 timer (dvs. den tid, det tager, før 90% af bakterierne er henfaldet). Lyshenfaldet er væsentligt større. Midt på en dansk middelsommerdag er k_l typisk omkring 1,6 pr. time (t_{90} på 1½ time) i 10 promille saltvand. I søvand er k_l noget lavere, omkring 0,35 pr. time (t_{90} på 6-7 timer). Betydningen af forskelle i lysforhold er illustreret i Tabel 3.3.A og 3.3.B nedenfor.

I vandløb kan henfaldet forventes at være væsentligt lavere end i søer og de publicerede henfaldskonstanter ligger mellem 0,015 og 0,020 pr. time svarende til mørkehenfald (t_{90} på 120-150 timer). Dette forklares af de øgede mængder af lydabsorberende suspenderede og opløste materialer, som forekommer i overløbssituationer.

I kloakker sættes det anbefalede henfald ligeledes lig mørkehenfaldet.

Ved beregning af *E. coli* anbefales det at medtage både det mørke- og lysafhængige henfald. I tabel 3.2 giver de formler, som anbefales anvendt. Hvis det ikke er muligt at beregne lyshenfaldet, bør man konservativt antage at henfaldet følger et mørkehenfald.

Tabel 3.2 : Foreslåede henfaldsligninger inkl. anbefalede henfaldskonstanter for <i>E. coli</i> . Bemærk at ferskvandshenfald bliver et specialtilfælde med salinitet 0 psu.		
Henfaldsligning	$C = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$ hvor $k = k_m + K_l \cdot I_l$	C = aktuel koncentration [ml ⁻¹] C ₀ = begyndelseskoncentration [ml ⁻¹] I _l = aktuel lysindstråling i vandet [W·m ⁻²] t = tiden [h]
Mørke	$k_m = a_T \cdot T - k_{m0}$ 4°C ≤ T ≤ 24°C	T = aktuel vandtemperatur [°C] a _T = 0.002425 [h ⁻¹ ·°C ⁻¹] k _{m0} = 0.00826 [h ⁻¹]
Lys	$K_l = S_m \cdot (b_T \cdot T + K_{l0}) / (a \cdot S_m - (a^1) \cdot S)$ 12°C ≤ T ≤ 34°C	T = aktuel vandtemperatur [°C] S = aktuel salinitet [psu] S _m = 34,5 [psu] a = 1.54 [-] b _T = 0.133·10 ⁻³ [m ² ·W ⁻¹ ·h ⁻¹ ·°C ⁻¹] K _{l0} = 2.124·10 ⁻³ [m ² ·W ⁻¹ ·h ⁻¹]

Generelt dækkes almindelige badevandstemperaturer af de to ovenstående ligninger for henfaldskonstanter. Der er imidlertid også risiko for bakterieforurening i forbindelse med vinterbadning. Da der ikke er undersøgelser, der beskriver henfaldet i koldt vand, foreslås det at anvende $k_m = k_m(4^\circ\text{C})$ for $T < 4^\circ\text{C}$. Dette resulterer i et henfald med en t_{90} på 267 timer eller 11 dage. Med hensyn til lyshenfaldskonstanten foreslås, at samme udtryk benyttes under de 12°C. Dette er ikke fundet underbygget i litteraturen, men

da lysindstrålingen i samme periode er væsentlig mindre end om sommeren, bliver lysbidraget til henfaldet samtidigt mindre, og derfor vurderes det, at dette ikke giver anledning til større problemer.

Desuden skal der gøres opmærksom på, at lysindstrålingen skal korrigeres for den lysabsorption, der finder sted i vandet via partikulære og opløste materialer. Lysintensiteten, I_L i en given dybde beregnes med ligningen $I_L = I_0 \cdot e^{-\mu \cdot z}$, hvor I_0 er lysindstrålingen ved overfladen, z er dybden til forureningen og μ er vandets ekstinktions-koefficient. μ kan bestemmes ud fra sigtddyben (SD) ved formlen $\mu = -\text{LN}(0.15)/\text{SD}$, idet det antages, at sigtddyben svarer til den dybde, hvor der er 15 % af lysindstrålingen tilbage – dette forhold kan imidlertid variere fra omkring 10 % til op mod 25 % afhængigt af området.

Det skal imidlertid bemærkes her, at kvaliteten af det nedtrængende lys har stor betydning, og det er især UVB og UVA, der inaktiverer bakterierne; (ca. 75% af inaktiveringen foregår med UVB og UVA). I forbindelse med forureningshændelser fra overløb eller renseanlæg udledes gerne store mængder opløst organisk materiale. Opløst organisk materiale ses ikke nødvendigvis med en sigtddybmåling, men har stor betydning for især absorptionen af UVB. Derfor anbefales det at benytte de almindelige sigtddybmålinger med varsomhed og medmindre lysnedtrængningen måles specifikt i forureningssituationerne, bør de anvendte sigtddybder reduceres med 50%.

I Tabel 3.3.A og 3.3.B er gennemregnet nogle eksempler på henfald af *E. coli* under forskellige lysforhold, og i afsnit 3.8 benyttes ligningerne fra Tabel 3.2 til at beregne forskellige dynamiske eksempler.

Tabel 3.3.A : Eksempler på *E. coli* henfaldstider ved en lysindstrålingen på $110 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (januar). Tabellen angiver, hvor mange timer der går, før værdien på 500 *E. coli* pr. 100 ml er overholdt, når overløbskoncentration er $9,0 \cdot 10^6$ pr. 100 ml. Det antages, at sigtddyben i overløbsfanen er 2 m, og at forureningen ligger i 1 meters dybde – dermed er lyspåvirkningen ca. $40 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. Der er i beregningerne ikke taget hensyn til døgnvariationer i solindstrålingen.

Temp. \ Salinitet	0 psu	10 psu	20 psu	30 psu
5°C	128	116	103	91
18°C	64	59	54	48
24°C	52	48	44	39

Tabel 3.3.B : Eksempler på *E. coli* henfaldstider ved en lysindstråling på $550 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ (juli). Tabellen angiver, hvor mange timer der går, før værdien på 500 *E. coli* pr. 100 ml er overholdt, når overløbskoncentration er $9,0 \cdot 10^6$ pr. 100 ml. Det antages, at sigtddyben i overløbsfanen er 2 m, og at forureningen ligger i 1 meters dybde – dermed er lyspåvirkningen ca. $210 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$. Der er i beregningerne ikke taget hensyn til døgnvariationer i solindstrålingen.

Temp. \ Salinitet	0 psu	10 psu	20 psu	30 psu
5 °C	26	23	20	18
18 °C	15	14	12	11
24 °C	13	11	10	9

Mens *E. coli* er relativt velundersøgt, foreligger der langt færre undersøgelser af henfaldet af *Enterokokker*. Der er fundet én større feltundersøgelse af henfaldet af *Enterokokker* og fækale coliforme bakterier (~ *E. coli*) i saltvand. Denne undersøgelse viste, at henfaldet af *Enterokokker* ikke følger almindelig

1st-ordens kinetik, men at henfaldet har en "skulder"², således at man har behov for to parametre - en for skulderens bredde og en for det efterfølgende 1st-ordens henfald - for at modellere henfaldet. Undersøgelsen viste, at der skal cirka 2,3 gange så meget lys til at inaktivere **Enterokokker** som fækale coliforme bakterier, og at $t_{90\%}$ var 3,2 timer for **Enterokokker** mod 1,4 timer for fækale coliforme bakterier. Generelt er resultaterne af forskellige laboratorieundersøgelser modstridende med hensyn til forholdet mellem henfald af **Enterokokker** og *E. coli*. Det betyder, at modellering af henfald af **Enterokokker** er væsentligt mere usikker end modellering af henfaldet af *E. coli*, især når det gælder henfaldet i ferskvand.

Den undersøgte litteratur indikerer, at henfaldet af **Enterokokker** er nul i mørke.

For **Enterokokker** anbefales følgende henfaldsrater, se tabel 3.4.

Tabel 3.4 : Foreslåede henfaldsligninger inkl. anbefalede henfaldskonstanter for <i>Enterokokker</i>		
	Skulder	Henfaldsligning
Mørke	0	0
Lys	2 MJ	$0.5 \cdot E.coli/henfald$

En skulder på 2 MJ betyder, at der går omkring 14 timer, før henfaldet af **Enterokokker** begynder ved en januar indstråling (i overløbsfanen) svarende til $40 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (samme antagelser som i tabel 3.3.A) og omkring 3 timer ved en maks. juli indstråling på $210 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (samme antagelser som i tabel 3.3.B).

3.5 Tilførsel af forurennet vand – aflastede vandmængder

En forudsætning for etablering af en badevandsvarsling er, at forureningskilderne i badevandsområdet er identificeret, som det sker i forbindelse med beskrivelse af badevandsprofilen. I denne rapport antages det, at de betydende kilder til forurening er kendte.

Viden om kilderne og de vandmængder, de aflaster, er sammen med kendskab til koncentrationer af bakterier i vandet udgangspunktet for en vurdering af den aktuelle forureningstilstand og prognosen for henfaldet af en forurening. For at sikre, at der ikke er 'huller' i varslingen, skal der etableres løbende (online) indsamling af informationer om de aktuelle aflastede vandmængder, eller som minimum online informationer om, hvor og hvornår der har været overløb.

Den dominerende tilledning af forurening til danske badevandsområder stammer fra overløb fra kloaksystemer, udløb fra renseanlæg og åer. Typisk er baggrundskoncentrationer i åer kendte indenfor en acceptabel usikkerhed - medmindre åen modtager overløb fra kloakker. Tilsvarende kan udløb fra renseanlæg også bestemmes inden for en rimelig usikkerhed. Tilbage er overløb fra kloakker, som skal bestemmes.

I dette afsnit beskrives forskellige typer af målere og modeller, der kan benyttes til at tilvejebringe de nødvendige informationer om, hvor, hvornår og

² Med skulder menes i det her tilfælde at bakterierne skal udsættes for en mængde sollys (MJ), førend henfaldet af bakterien begynder. Indtil da er henfaldet nul.

hvor store de enkelte overløb er. I det følgende kapitel gives et eksempel på beregning af bakteriekoncentrationer i overløb fra kloakker.

Hvis der foreligger målinger af overløbsmængder eller overløbskoter, kan disse benyttes. Alternativt skal de beregnes. For at kunne foretage et kvalificeret estimat af overløbsmængder fra kloakker er et mindstekrav, at nedbøren og kloaksystemets geometri og de daglige spildevandsmængder er kendte.

Tilsvarende skal udledninger via ær enten måles direkte eller beregnes på basis af viden om tilledninger og ærens vandføring.

Som beskrevet tidligere skal det vurderes fra lokalitet til lokalitet, hvorvidt det er mest fordelagtigt at benytte en simpel metode frem for en avanceret metode eller omvendt, og som retningslinier kan følgende kriterier benyttes;

1. Pris (etablering og drift)
2. Sikkerhed
3. Hvor hyppig forekommer kortvarige forureninger
4. Komplexitet af kloaksystemet
5. Hvor mange badegæster påvirkes af eventuelle overløb
6. Mulighed for at udnytte varslingsystemet til andre formål.

Priser skal stå mål med den sikkerhed, der ønskes, hyppigheden af overløb (den mest almindelige årsag til kortvarig forurening) og den mængde af mennesker, der evt. påvirkes. Hvis der kun forekommer overløb hvert 5. år, er det måske ikke nødvendigt at benytte et avanceret værktøj, i modsætning til hvis overløb forekommer 5 gange på en badesæson.

3.5.1 Målinger af nedbør (vejrradar eller direkte måling)

3.5.1.1 Teknisk beskrivelse

I det tilfælde, hvor man ønsker at estimere størrelsen af de enkelte overløb (uden en direkte måling), skal informationer omkring den aktuelle nedbør være til rådighed online. Efterfølgende er kort beskrevet to metoder: regnmåler og vejrradar.

En vejrradar og en regnmåler bygger på vidt forskellige principper. Regnmåleren registrerer tidspunktet for hver gang, der er faldet en vis regnmængde – for DMIs regnmålere vil dette være for hver 0,2 mm regn. Dvs. en let regn kan være startet en del tid før det første "vip" fra regnmåleren registreres – og efterfølgende regnmålinger vil alle være middelintensiteter over perioderne mellem de enkelte "vip".

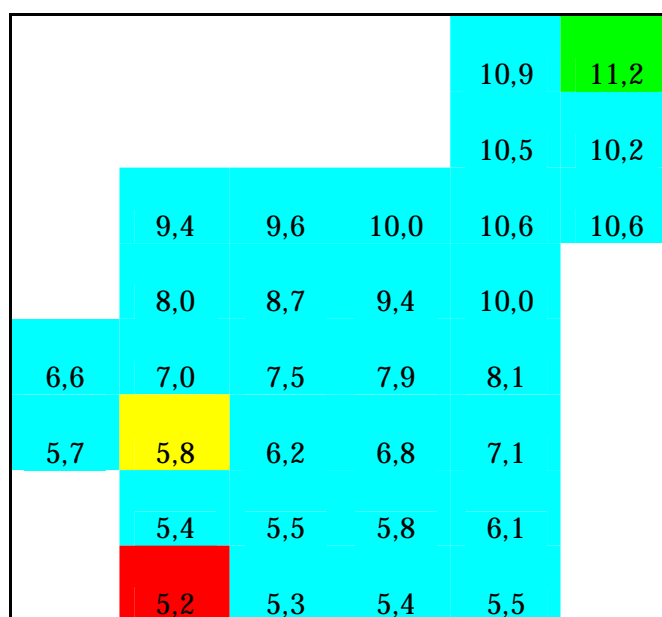
En vejrradar måler typisk regnen over en celle (et område) på 100m x 100m op til 2km x 2km, men den måler ikke regnen direkte. Den måler refleksion af vandindhold i luften, som omregnes til en regnintensitet. Det vil sige, at radaren tager en serie øjebliksbilleder af vandindholdet i luften – som derefter omregnes til en tidsserie af regn.

Sagt på en anden måde, så viser regnmåleren de korrekte intensiteter (tidforskudt) i et enkelt punkt, mens radaren giver den rumlige variation af nedbøren i form af relative intensiteter, som herefter omsættes til nedbørsintensitet. Radaren viser således, hvor det regner meget i forhold til andre steder, men ikke præcist hvor meget de faktiske intensiteter er.

Der er altså fordele og ulemper ved de to metoder hver især, og derfor er en mere optimal måde at beskrive den stedlige variation af regn at kombinere brugen af en eller flere regnmålere med en vejrradar.

3.5.1.2 En sammenligning mellem en radar og en regnmåler

Der kan således skabes et godt billede af regnens stedlige fordeling ved at kombinere de to sæt informationer. Det gøres i grove træk ved, at man akkumulerer både den målte regn fra regnmåleren og målte regnintensiteter fra vejrradaren i den celle, som geografisk dækker regnmålerne. Den målte regn i regnmåleren betragtes som den korrekte måling, og man beregner derefter forholdet mellem akkumuleret nedbør målt med de to metoder. Alle regnmålinger i oplandet fra radaren justeres med denne faktor, og den stedlige variation af regn over oplandet kan dermed beregnes.



Figur 3.1. Oplandet vist som et typisk eksempel på regndata (mm) fra en vejrradar. Regnen er målt i Albertslund den 25/9-2002 og opdelt i celler med størrelsen 500m x 500m. Der er korrigeret på baggrund af en regnmåler. Regnmåleren er placeret i feltet med 5,8 mm, og radaren viser en fordeling af regnen, der strækker sig fra 5,2 mm til 11,2 mm (farvede felter).

Regnmåleren målte en akkumuleret regnmængde på 5,8 mm, se Figur 3.1, men hvis den havde været placeret 2,5 km længere mod nordøst i den anden ende af oplandet, ville den formentlig have vist over 11 mm i samme periode. Middelnedbøren over det viste område er 7,8 mm ifølge radaren, og nedbørsintensiteten har et minimum på 5,2 mm og et maksimum på 11,2 mm (se farvede felter på Figur 3.1). Dette viser således, at det kan og sandsynligvis vil have stor betydning, om der anvendes nedbørsmængden fra en "tilfældig" position i eller ved oplandet, eller om der anvendes en karakteristisk middelnedbør for oplandet.

3.5.2 Regnbetingede overløb

Regnbetingede overløb fra kloaksystemer kan enten komme fra de fælles- eller separatkloakerede områder. Aflastninger fra fælleskloakerede områder indeholder ikke kun overfladevand, men er en blanding af forurening fra både

kommunalt spildevand, resuspenderet kloaksediment og biofilm samt overfladeafstrømning. Aflastninger fra separatkloakerede områder indeholder primært forurening fra befæstede arealer (tage, veje mm.) samt resuspenderet materiale fra rørledningerne.

Danske kloaker er typisk dimensioneret således, at oversvømmelser ikke forekommer oftere end hvert 5. år, men der eksisterer ikke et tilsvarende krav til overløbshyppigheder eller mængder. Tværtimod indeholder danske kloaksystemer et antal overløbsbygværker, som aflaster spildevand til recipienter under kraftig regn for netop at undgå oversvømmelser og overbelastninger af renseanlæg. Disse aflastninger fra kloaksystemer har i visse områder en stor betydning for den forringede badevandskvalitet.

Hvis man vil analysere effekten af regnbetingede overløb fra kloaker til badevandsrecipienter, er man nødt til at kende mængderne af vand og stof, som aflastes fra kloakken til badevandsområdet. Mængder og bakteriekoncentrationer, som aflastes fra kloaksystem til recipienter under regn, kan estimeres på flere måder, afhængigt af, hvor mange ressourcer der er tilgængelige i form af data om kloaksystemet, realtidsmålinger af vandføring og vandstand og modelværktøj til analyse af kloaksystemets funktion, etc..

De aflastede vandmængder kan enten bestemmes ud fra målte vandstande i kloaksystemet, som empirisk omregnes til aflastede vandmængder, eller de aflastede vandmængder kan beregnes ved brug af en matematisk model, som beskriver strømningsforholdene i kloaksystemet. De fire hovedgrupper af metoder, som man kan bestemme overløbsmængder for, er:

1. Målinger af overløbsmængder.
2. Simpel modellering af overløbsmængder på baggrund af kloaksystemets geometri.
3. Modellering af overløbsmængder ved brug af en simplificeret modelbeskrivelse, fx SAMBA
4. Modellering af overløbsmængder ved brug af en hydrodynamisk model, f.eks. MOUSE.

Disse 4 metoder til bestemmelse af overløb er beskrevet i detaljer i de næste afsnit.

Efter at overløbsmængder og bakteriekoncentrationer er estimeret ved brug af en af de metoder, der er beskrevet ovenfor – så findes effekten på badevandskvaliteten i recipienten ved at tilføje de beregnede overløbsmængder til en model, som beskriver de aktuelle forhold i badevandsområdet, se afsnit 3.8.

3.5.2.1 Målinger af overløb (mængder)

Målinger af overløb foretages ved, at der placeres et antal repræsentative vandstandsmålere i overløbsbygværker, som aflaster til badevandsrecipienten, eller et antal repræsentative flowmålere, som placeres i selve overløbet. Målingerne skal sendes i realtid til et kontrolcenter, hvor overløbene registreres. Flowmålerne kan benyttes direkte, mens vandstandsmålingerne omregnes til aflastede vandmængder afhængigt af vandstanden over overløbskanten, overløbsbredde og geometriske udformning. Denne metode kan ikke benyttes til at udtale sig om fremtiden.

Et alternativ til at måle i hvert eneste overløbsbygværk er at beskrive strømning i kloaksystemet med brug af modeller, som også kan bruges til en prognose om de fremtidige (5-30 min) forhold i kloaksystemet. Dette er nærmere beskrevet i de næste afsnit.

3.5.2.2 *Simpel bestemmelse af overløbsmængder på baggrund af kloaksystemets geometri*

Danske kloaksystemer er ofte designede således, at de sikrer, at mindre og mellemstore regnhændelser tilbageholdes helt i kloaksystemet og ikke skaber overløb til recipienter. Man kan karakterisere et kloaksystems evne til at tilbageholde regn – udtrykt ved regnmængden i mm (som målt med en regnmåler). Der findes f.eks. kommuner, som har designet deres kloaksystem således, at en 10 mm regnhændelse ikke skaber overløb. Det vil sige, at under regnhændelser på mere end 10 mm vil en del af regnen ud over de 10 mm løbe ud i recipienter. Hvor meget der er tale om, vil variere afhængigt af kloaksystemets geometriske udformning. Hvis man **ikke** anvender modeller, som beregner vandføring i kloaksystemet, er det på den sikre side at antage, at regnmængder (som falder opstrøms for overløbsbygværkerne) ud over systemets designkapacitet ender som overløb til recipienten. Denne antagelse vil dog i de fleste tilfælde – men ikke altid - være meget konservativ og give for store overløbsmængder.

3.5.2.3 *SAMBA modeller*

En SAMBA model er en simpel konceptuel hydraulisk beskrivelse af et kloaksystem. (Johansen et al., 1984). Denne type model beskriver de vigtigste elementer af kloaksystemet, såsom: afstrømningen fra overflader, bassiner, pumper og overløbsbygværker. Derimod har SAMBA modellen begrænset anvendelighed i systemer, hvor opstuvning og oversvømmelser spiller en væsentlig rolle. På grund af denne simplificering af virkelighedens kloaksystem er beregningerne lynhurtige og især velegnede til f.eks. hurtigt at skanne alternative design af et kloaksystem eller at beregne de årlige aflastede mængder.

En SAMBA model skal kalibreres ved at beregning sammenlignes med målinger i det aktuelle kloaksystem eller med en hydrodynamisk model. Herigennem kan det eftervises, i hvor høj grad SAMBA modellen kan reproducere de faktiske strømningsforhold og overløb i kloaksystemet.

Kalibrerede SAMBA modeller er et udmærket modelværktøj, men kan være begrænset af den lidt forsimplede beskrivelse af kloaksystemet.

3.5.2.4 *MOUSE modeller*

Det er muligt at styre kloaksystemer via et computersystem kaldet MOUSE (**M**odelling of **U**rban **S**ewers). MOUSE systemet er et stykke computersoftware, der simulerer transporten af spildevand/regnvand gennem et kloaksystem. MOUSE modellen kan derudover udbygges til også at beregne koncentrationen af eksempelvis bakterier i kloaksystemet og dermed også i et eventuelt overløb.

En MOUSE model kan erstatte eller supplere permanente målinger i kloaksystemets overløbsbygværker, idet modellen kan beregne overløbsmængder aflastet fra kloaksystemet til badevandsområdet. Alle danske kloaksystemer er kortlagt således, at det er muligt at opstille en hydrodynamisk MOUSE model af kloaksystemet, og der findes på nuværende tidspunkt en MOUSE model for et stort antal danske kommuner.

Ligesom en SAMBA model skal en hydrodynamisk model helst være kalibreret. Dvs. modellen er justeret således, at den reproducerer målinger af vandføring og vandstand foretaget i det aktuelle kloaksystem. Er modellen ikke kalibreret, skal modellen køres med standardparametre, som er konservative, og bestemt ud fra kortmateriale, mm. En kalibreret hydrodynamisk model vil give præcise beregnede overløbsmængder fra alle overløbsbygværker i kloaksystemet, og i modsætning til SAMBA modeller er MOUSE modeller velegnede til beskrivelse af komplekse kloaksystemer og systemer med opstuvning eller oversvømmelser.

Hvis kommunen allerede har en MOUSE (eller tilsvarende hydrodynamisk modelsystem) er det logisk at lade resultaterne indgå i en badevandsvarsling. Dette vil udover varslingen alene ligeledes give kommunerne mulighed for løbende at overvåge deres overløbsbygværker samt eventuelt at beregne prognoser af forskellige nedbørshændelser.

3.5.3 Modeller af vandløb og åer

I nogle tilfælde vil den betydende forurening komme fra et udløb fra en å (vandløb). I dette tilfælde kan en eventuel forurening stamme fra diffus belastning eller regnvandsbetingede overløb opstrøms i åen.

Det er muligt at inkludere forskellige typer af dynamiske modeller, der tilsvarende dynamiske modeller over kloaksystemet kan beskrive vandføring samt koncentrationer af bakterier i åen.

Henfaldet i en å er tidligere i rapporten vurderet at svare til mørkehenfaldet, hvor t_{90} ved 4°C er 11 dage faldende til 2 dage ved 20°C. I Danmark vil det derfor ofte være tilstrækkeligt at inkludere simple dynamiske modeller eller endnu mere simpelt at placere potentielle overløb direkte ved badevandsrecipienten med en tidsforskydning svarende til opstrøms placering i åen.

En sådan antagelse vil være konservativ, idet fortynding i åen ikke inkluderes. Antallet af bakterier vil ofte ikke ændre sig væsentligt i åen på baggrund af henfald, men fortyndingen vil ofte mindske peak-værdierne og dermed ændre udløbskoncentrationerne.

Hvorvidt det er nødvendigt at inkludere mere avancerede modeller, skal vurderes ud fra de enkelte badevandsområder, og der vil være situationer, hvor det vil være en fordel. Igen vil følgende retningslinier kunne benyttes som kriterier for, om det er nødvendigt;

1. Pris (etablering og drift)
2. Sikkerhed
3. Opstrøms placering af forureningskilden(kilderne)
4. Komplexitet af åen (inkl. evt. opstrøms søer)
5. Hvor mange badegæster påvirkes af eventuelle overløb
6. Mulighed for at udnytte varslingsystemet til andre formål.

3.6 Bakteriekoncentrationer i overløb fra kloakker

Det er endnu ikke muligt at måle bakteriekoncentrationer i realtid. Koncentrationer af bakterier i overløbsvandet kan derfor som et konservativt estimat antages at være konstante i de tilfælde, hvor bakteriekoncentrationer

modelleres direkte. Modelleres bakteriekoncentrationer ikke, kan de konservativt sættes til spildevandskoncentrationen fortyndet 4-5 gange, se Tabel 3.1.

Anvendes hydrauliske modeller til at beregne overløbsmængder, kan disse modeller evt. suppleres med modellering af bakteriekoncentrationer, fx MOUSE TRAP. Dette giver mulighed for mere præcise estimater på aflastede bakteriemængder end en konservativ antagelse om konstante koncentrationer i overløbsvandet.

3.6.1 Konsekvenser af de forskellige belastningsmodeller

Det har naturligvis nogle konsekvenser, hvorvidt den ene eller den anden metode benyttes. I dette afsnit eksemplificerer vi betydningen af de forskellige belastningsmodeller for den samlede estimerede bakteriefurening.

Som illustration af, hvordan valget af metode til bestemmelse af regnvandsbetingede overløb har indflydelse på den beregnede badevandsprognose, har vi valgt at benytte Giber Å i Århus Kommune, med dens oplande og udløb til Århus Bugt. I dag er der ikke problemer med at overholde badevandskravene på den marine badevandsstation umiddelbart i nærheden af udløbet fra Giber Å, men eksemplet er medtaget for at illustrere konsekvenserne af forskellige metodevalg.



Figur 3.2 MOUSE model I'en for kloaksystemerne i Giber Å's opland. Byerne Tranbjerg (delvis uden for figuren), Mårslet og Beder er inkluderet i model I'en sammen med Giber Å. Model opsætningen er vist med den sorte linie.

Oplandet til Giber Å omfatter blandt andet overløb fra byerne Tranbjerg, Mårslet og Beder. De beregnede kloakoverløb fra byerne giver anledning til en bakteriel forurening af Giber Å. Dertil vil bakteriekoncentrationerne stige som følge af den øgede afstrømning pga. resuspension af sediment, se Tabel 3.1.

Modellen af vandløbet er skematisk vist på Figur 3.2, og med den model kan det vises, hvordan udledningen fra overløbsbygværkerne transporteres ned gennem åen for til sidst at løbe ud i Århus Bugt. Belastningen fra

overløbsbygværkerne er bestemt på tre forskellige måder, som vil være reelle alternativer for kommunerne.

1. Simple bestemmelse af overløbsmængder på baggrund af kloaksystemets geometri,
2. Beregnede eller målte akkumulerede aflastede mængder af vand med en "gættet" konstant koncentration af bakterier.
3. Beregnede eller målte akkumulerede aflastede mængder af vand med en beregnet koncentration af bakterier.

Metode 1 - Simple bestemmelse af overløbsmængder på baggrund af kloaksystemets geometri

For at beregne den regnhændelse, der giver anledning til overløb til Giber Å, er kloaksystemerne i Tranbjerg, Mårslet og Beder blevet analyseret med MOUSE – og denne analyse viser, at der for de 3 byer ikke forekommer overløb for regnhændelser mindre end 9,4 mm. Dette svarer til, at en 3 mdr. regn ikke giver anledning til overløb til Giber Å.

I den geometriske betragtning antager vi, at dette svarer til systemets designkapacitet, og at nedbør, som falder opstrøms for overløbsbygværkerne, udover 9,4 mm ender som overløb til åen.

De beregnede overløbsvolumener for de udvalgte regnhændelser kan ses i tabel 3.5.

Tabel 3.5. Akkumulerede overløb beregnet ud fra en geometrisk betragtning af kloaksystemerne.

	3-måneder	4-måneder	6-måneder	1-år	2-år	5-år
Akkumuleret regn	9.4 mm	10.5 mm	12.0 mm	14.8 mm	17.7 mm	22.3 mm
Overløb (mm)	0 mm	1.1 mm	2.6 mm	5.4 mm	8.3 mm	12.9 mm
Afstrømningsareal	15.1935 ha					
Total akkumuleret overløb	0 m ³	167 m ³	395 m ³	820 m ³	1261 m ³	1960 m ³
Totalt akkumuleret bakterier		1.58 · 10 ¹³	3.56 · 10 ¹³	7.38 · 10 ¹³	1.13 · 10 ¹⁴	1.76 · 10 ¹⁴

Koncentrationerne af bakterier må bestemmes ud fra erfaringstal, og i henhold til tabel 3.1 benyttes her $9,0 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml.

Det skal her bemærkes, at det er problematisk at bestemme arealerne opstrøms for overløbsbygværkerne, da kloaksystemerne for de udvalgte byer er komplekse.

Metode 2 - Beregnede eller målte akkumulerede aflastede mængder af vand med en anbefalet konstant koncentration af bakterier.

I dette eksempel er overløbsmængderne for de udvalgte nedbørsscenarioer beregnet med den hydrodynamiske model - MOUSE. Hermed opnås en relativ præcis beregning af de aktuelle overløb. Denne information kan imidlertid også opnås vha. målinger i kloaksystemet, eller vha. af en SAMBA model, se 3.5.2 vedrørende beskrivelse af de forskellige metoder.

Overløbsmængderne beregnet med den hydrodynamiske model er vist i Tabel 3.6.

Tabel 3.6. Akkumulerede overløb beregnet ud fra en dynamisk model.

	3-måneder	4-måneder	6-måneder	1-år	2-år	5-år
Totalt akkumuleret overløb	0	298.6	390.7	566.6	768.3	1085.6
Totalt akkumuleret bakterier	0	$2.69 \cdot 10^{13}$	$3.52 \cdot 10^{13}$	$5.1 \cdot 10^{13}$	$6.91 \cdot 10^{13}$	$9.77 \cdot 10^{13}$

I denne beregning benyttes ligeledes den anbefalede koncentration af bakterier for overløb. I henhold til tabel 3.1 er denne koncentration $9,0 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml.

Sammenlignes Tabel 3.5 med Tabel 3.6, fremgår det, at de beregnede overløbsmængder alle på nær én er mindre end de overløbsmængder, som er fundet ud fra den geometriske betragtning. At det ikke er alle overløbsmængder, der er mindre, skyldes, at den geometriske betragtning er meget usikker ved små regnmængder, når kloaksystemerne er relativt komplekse (mange pumper eksempelvis). Med stigende regnintensitet bliver usikkerheden mindre. Dvs. en hydrodynamisk beregningsmodel vil give et mere præcist estimat af de aflastede mængder end ren geometrisk analyse.

Metode 3 - Beregnede eller målte akkumulerede aflastede mængder af vand med en beregnet koncentration af bakterier i overløbsvandet.

Overløbsmængderne er (som for Metode 2) for de udvalgte nedbørsscenarioer beregnet med den hydrodynamiske model - MOUSE. Koncentrationen af bakterier i overløbsvandet er beregnet med MOUSE TRAP, som beregner transporten og fortyndingen med regnvand af spildevandet i kloakken. De beregnede overløbsmængder af bakterier er alle (som forventet) mindre end de overløbsmængder, som er fundet ud fra den hydrodynamiske beregning med konstante bakteriekoncentrationer i overløbsvandet.

Tabel 3.7. Totale Akkumulerede overløb beregnet på basis af en MOUSE TRAP model

	3-måneder	4-måneder	6-måneder	1-år	2-år	5-år
Total akkumuleret overløb	0	298.6	390.7	566.6	768.3	1085.6
Total akkumuleret bakterier	0	$1.68 \cdot 10^{12}$	$2.05 \cdot 10^{12}$	$2.69 \cdot 10^{12}$	$3.33 \cdot 10^{12}$	$4.47 \cdot 10^{12}$

I denne beregning er det antaget, at koncentrationen af bakterier i spildevandet er $45 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml, se Tabel 3.1. Alt spildevand i modellerne af kloaksystemerne har fået tildelt den samme koncentration. Den lokale variation af koncentrationen af bakterier i spildevandet kan anvendes i stedet for som input til beregningerne i det omfang, den er kendt. Bemærk, at den konstante spildevandskoncentration anvendt for "Beregningsmetode 3" nødvendigvis skal repræsentere alle regnhændelser, ganske små med lidt fortynding og store regnhændelser med meget fortynding – så en beregning af koncentrationen af bakterier i overløbsvandet baseret på den aktuelle regn vil være mindre konservativ og give mindre overløbsmængder af bakterier.

Sammenfatning

Umiddelbart ser det ikke ud til, at der vindes meget mellem metode 1 og 2. Der er dog én markant forskel; ved metode 1 er der ingen oplysninger om den tidslige variation, og der foreligger derfor ingen informationer om overløbets start og afslutning. I forbindelse med en varsling er dette vigtige informationer, og det kan i værste tilfælde være nødvendigt at antage, at den samlede aflastede mængde bakterier kommer indenfor en kort periode (momentant) efter overløbets afslutning.

Sammenlignes metode 1 med metode 3, mindskes den samlede aflastede mængde bakterier med en faktor 10 ved de små mængder af nedbør og op mod en faktor 40 ved 5 års regnen. Dette vil have en betydning for forureningens størrelse og dermed en direkte indflydelse på den periode, i hvilken badevandskvaliteten vil være uacceptabel. Hvor stor denne effekt kan være, er illustreret som afslutning på det følgende afsnit.

3.7 Badevandsrecipienten

Sidste skridt i etableringen af en badevandsvarsling, foruden selve informationssystemet til de ansvarlige myndigheder og offentligheden, er at vurdere betydningen af den aktuelle forurening – hvor stort et område bliver påvirket, samt i hvor lang tid forureningen giver anledning til forringet badevandskvalitet.

I det følgende antages det endnu engang, at jo mere avancerede baggrundsdata og prognoseværktøjerne er, desto mere præcist kan badevandskvaliteten forudsiges, og dermed kan antallet af lukkedage nedbringes. Forudsætningen for at kunne foretage prognoser af badevandskvaliteten i recipienten er, at bakteriebelastningen er kendt og godt beskrevet. Metoder til at opnå dette er givet i forrige afsnit. Hvis der ingen troværdige informationer er til rådighed med hensyn til forureningens størrelse, giver det ingen mening at foretage nok så avancerede modelberegninger – kort sagt er det i recipientanalysen, at usikkerhederne summeres til antal lukkedage.

3.7.1 Varsling baseret på information om overløb

Den mest simple form for varslingsystem bygger alene på information om forekomst af overløb. I den situation, hvor der ingen information er til rådighed om de aktuelle forhold i recipienten, skal der benyttes et forsigtighedsprincip; dvs. at lukke stranden i et bestemt antal dage i forbindelse med et registreret/estimeret overløb. Antallet af dage er uafhængigt af overløbets størrelse og skal tage højde for den størst tænkelige forurening og den forventede henfaldstid for bakterierne. Et eksempel på denne type varsling er Roskilde Kommunes varsling for vinterbaderne i Roskilde Havn. Her er den faste lukketid sat 7 dage (i år 2004). Dvs. at et overløb medfører badeforbud i 7 dage.

At denne fremgangsmåde kan medføre et højt antal af lukkedage kan eksemplificeres med juni måned år 2004, hvor der var 3 overløb til Roskilde Fjord. Med dette kriterium ville der i værste fald skulle lukkes i op til 21 ud af månedens 30 potentielle badedage, eller over 50 % af tiden. Nu var juni

måned år 2004 en våd måned – og lidt atypisk. Der er derfor tale om den værst tænkelige, men ikke usandsynlige, situation³.

Et tilsvarende system benyttes i det sydlige Californien. Her varsles offentligheden mod at bade, windsurfe mm. i 3 døgn efter, at der er faldet mere end 2,5 mm nedbør indenfor 24 timer, Ackerman og Weisberg (2003). Der tages ikke højde for styrke og varighed af nedbørshændelsen, som i henhold til Ackerman og Weisberg (2003) er en afgørende faktor for problemets størrelse.

Den helt klare fordel ved denne type varsling er naturligvis omkostningsniveauet. Der skal i denne forbindelse ikke påtænkes meromkostninger i forhold til kommunens allerede eksisterende forpligtelser. Der vil muligvis være en meromkostning til at oprette et system til at informere badegæsterne, men den omkostning vil være til stede i alle de nævnte systemer.

Metoden – et fast antal lukkedage efter overløb/nedbør - vil i mange tilfælde have et unødvendigt antal lukkedage, da systemet skal tage højde for de meget kraftige, men sjældne, overløbstilfælde.

3.7.2 Varsling baseret på målinger

Et alternativ til et varslingssystem baseret på registreringerne af overløb er direkte (løbende) målinger af vandkvaliteten. De giver en mere præcis øjeblikkelig viden omkring badevandskvaliteten, men er forbundet med flere problemer.

Det største problem er, at svartiden for bakteriologiske analyser er lang. Fra en prøve er sat til dyrkning, går der 48 timer, før prøven anses for færdigdyrket, idet man dog normalt kan aflæse resultatet efter 24 timer. Det kan tilføjes, at hurtigere metoder i dag er under afprøvning, så svartiden kan reduceres til 3-5 timer.

Derfor vil en varsling af badevandskvalitet, der udelukkende er baseret på analyseresultater, som minimum være tidsforskudt med 24 timer og oftest længere.

Et andet problem er, at en måling kun giver information om den aktuelle vandkvalitet, men intet siger om, hvordan forureningen flyttes i tid og rum. Afhængigt af vind/strøm kan forureningen transporteres rundt i badevandsrecipienten og ind og ud af vandområdet. Det betyder, at det er svært at få et troværdigt billede af den aktuelle forurening (at der ikke konstateres bakterier på målestationen er ikke ensbetydende med, at der ikke er forurening i badevandet). Selvom målingen er relativt præcis i det øjeblik, den tages, siger den ikke noget om de fremtidige forhold. Derfor bør denne type af badevandskontrol benyttes med varsomhed, og man bør i lighed med ovenstående trods god kvalitet holde stranden lukket i en periode, der sikrer, at bakterierne via det naturlige henfald er nede på et acceptabelt niveau.

Et tredje problem er, at sandsynligheden for, at en forurening opdages, er begrænset, idet det endnu ikke er muligt at foretage online højfrekvente målinger, og hyppig manuel prøvetagning vil give høje omkostninger.

³For en god ordens skyld skal det understreges, at det ikke er diskuteret nærmere med Roskilde Kommune, om de 7 dage ligeledes kan benyttes i en sommersituation.

Omkostningerne kan reduceres ved kun at udføre højfrekvent kontrol i forbindelse med konstaterede tilførsler af forureninger, f.eks. overløb.

Hvis det foretrækkes at måle løbende, indtil resultaterne af målingen indikerer, at badevandskvaliteten overholder badevandskravene, bør der som minimum tages en prøve pr. dag de første 3 dage. Målingerne fortsættes herefter, indtil prøveresultaterne er tilfredsstillende. Da resultaterne fra prøverne først foreligger efter to dage, bliver konsekvensen derfor, at der bør lukkes i minimum 3-5 dage. Af forsigtighedshensyn bør antallet af lukkedage tage højde for risikoen for falsk negative prøver (dvs. prøven er negativ, fordi den ikke er taget, hvor forureningen befinder sig). Dermed blive denne type af varsling ikke væsentligt bedre end den metode, der benyttes i Californien, se Ackerman og Weisberg (2003).

3.7.3 Inkludering af henfald

Ved at benytte henfald og koncentrationer fra tabel 3.1 og 3.2 samt aktuelle aflastningsmængder og fortynding kan antallet af lukkedage estimeres på en mere objektiv måde. I dette simple alternative varslingsystem gives en lidt mere præcis og direkte beregning af den aktuelle situation. Her benyttes de bedste informationer omkring de aktuelle aflastningsmængder (Q) til badevandet. Denne mængde påføres en koncentration af *E. coli*. Ud fra temperaturen, salinitet (hvis badevandet er marint) og beregning af lysintensiteten estimeres bakteriehenfaldet. Når bakteriekoncentrationerne er under en grænseværdi, antages det, at badevandskvaliteten er acceptabel. Denne beregning giver et konservativt estimat for bakteriekoncentrationen i badevandet, idet den ikke medtager fortynding i fjorden.

De ligninger, der skal bruges til beregning af henfald, er beskrevet i tabel 3.2 og tabel 3.4;

3.7.4 Inkludering af fortynding men uden spredning/transport

En konservativ prognose, som alene bygger på henfald af bakterierne i recipienten, kan relativt nemt nuanceres ved at inkludere teoretiske beregninger af fortynding ved dispersion. Da denne metode ikke inddrager informationer om de aktuelle strøm- og opblandingsforhold, er der ingen informationer til rådighed om, hvordan forureningen spredes i det aktuelle badevand. Den bygger alene på en konservativ antagelse af fortynding og henfald i selve udledningpunkterne svarende til, at hele strandområdet vil have en koncentration svarende til den, der er beregnet for udledningpunkterne.

Der udstedes badeforbud i forbindelse med udledningens begyndelse, mens fortyndings- og henfaldsberegningen først påbegyndes, når overløbet er afsluttet.

Den teoretiske løsning på denne model kan ifølge DHI (1982) skrives som;

$$C = \frac{P}{4 \cdot \pi \cdot H \sqrt{D_x \cdot D_y}} \cdot \frac{1}{t} \cdot e^{-k \cdot t}$$

hvor henfaldsleddet (e^{-kt}) beregnes efter Tabel 3.2, og hvor k er henfaldskonstanten (i sek.⁻¹) og t er tiden (i sek.). Fortyndingsleddet består af P (antal bakterier), som er den samlede aflastede mængde bakterier, H

(meter) der er den gennemsnitlige vanddybde i området og D_x ($m^2/sek.$) og D_y ($m^2/sek.$) som er dispersionskoefficienterne i de to retninger (parallelt med stranden og vinkelret på stranden). D_x og D_y kan i udgangspunktet sættes til $1 m^2/sek.$

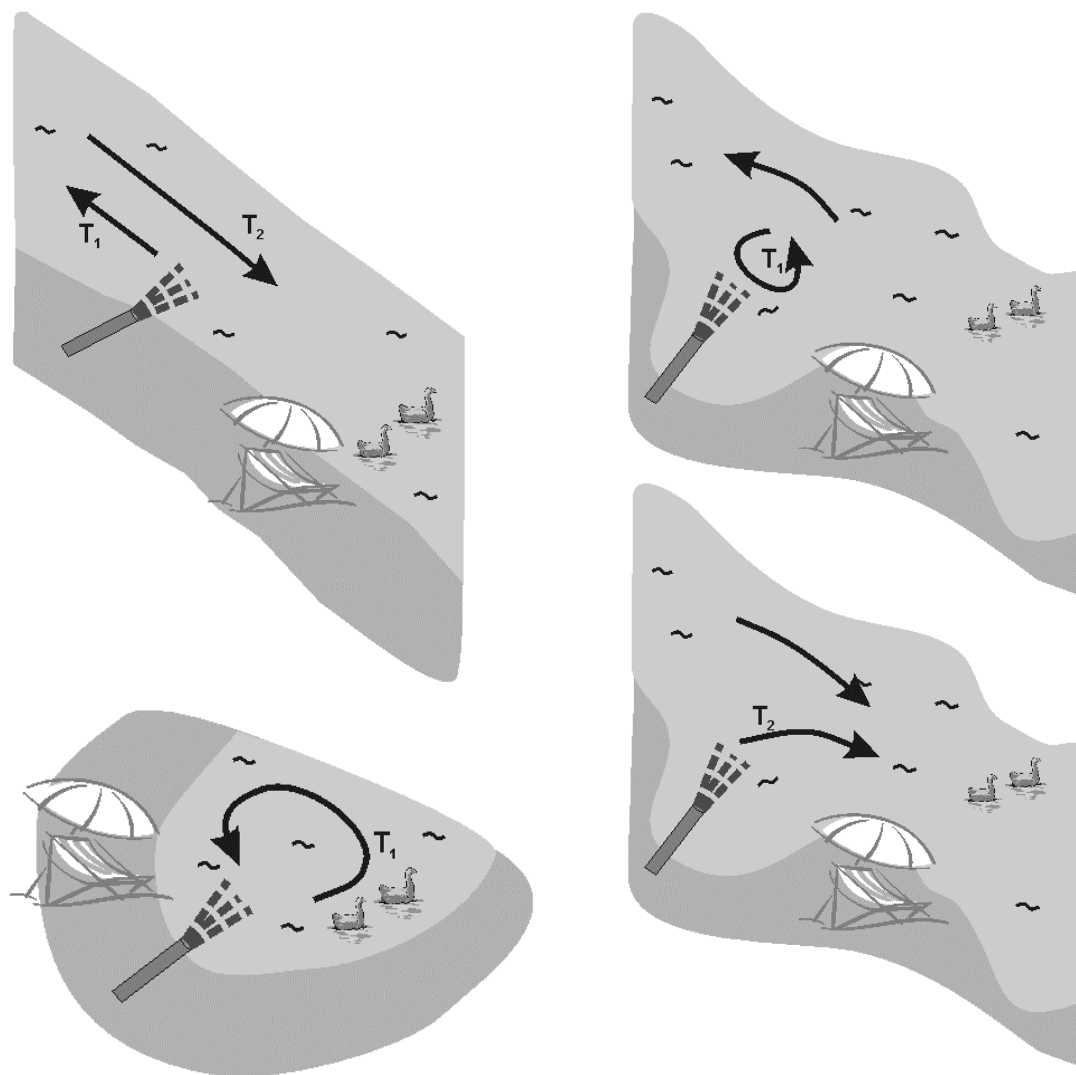
Med denne ligning beregnes den endelige koncentration af bakterierne i enheden antal/ m^3 . For at omregne denne enhed til antal/100 ml skal der multipliceres med 10^{-4} .

3.7.5 Inkludering af strømningsforhold

Endnu mere præcise estimater kan opnås, hvis aktuel viden om strømmen i recipienten inddrages. Inkludering af strøm vil medføre, at der tages hensyn til den tid, det tager for vandet at transporteres fra kilde til badestrand. Tiden vil påvirke graden af fortyndingen og det endelige henfald. Hvis strækningen fra udledningen til stranden er meget kort og strømrretningen er mod stranden, vil denne beregning ikke afvige meget fra den situation, hvor strømmen ikke inkluderes. Hvis vandet transporteres væk fra badevandet, vil det derimod have stor betydning, at der tages hensyn til strømforholdene. Man skal i sådanne tilfælde være opmærksom på, at strømmen kan vende, således at forureningen rammer stranden med forsinkelse.

Inkludering af strøm kan foretages ved hjælp af en strømmåler (i nogle tilfælde kan strømmen estimeres på baggrund af vindmålinger). Strømmåleren kan give en indikation af transportretninger og -hastigheder, det vil sige noget om i hvilken retning problemet transporteres. Hvis strømmen først fører bort fra badestedet og derefter vender, må man konservativt antage, at hele forureningen føres tilbage til badestedet. Det henfald, der er sket, kan derefter beregnes ud fra den totale tid det tager, før forureningen når badestedet.

Målinger af strømhastighed samt retning varierer ofte meget og er meget afhængige af placeringen. Derfor kan strømmålere eller estimater på baggrund af vindmålinger kun benyttes efter en nærmere analyse af placeringen af de enkelte målere og grundigt lokalt kendskab. Inkludering af strøm til at estimere tid og retning vil umiddelbart kun være rentabel i de tilfælde, hvor strømmåleren/vindmåleren allerede eksisterer, eller hvis der er planer om at anskaffe en måler under alle omstændigheder. Online målere er forbundet med relativt store anskaffelsesomkostninger samt løbende vedligeholdelsesomkostninger. Dette sammenholdt med de usikkerheder og de vanskeligheder, der er med at få repræsentative målinger med en strømmåler, er det en løsning, der skal overvejes grundigt, før den vælges.



Figur 3.3. Eksempler på strømningmønstre, der resulterer i forskellige henfaldstider og fortyndingsgrader. (Øverst til venstre) En relativt jævn kyststrækning, hvor vandet først føres bort fra stranden men kommer tilbage pga. strømskift. (Nederst til venstre) En sø eller bugt, hvor vandet reel t løber rundt og potentielt vender tilbage. (Til højre) En situation, hvor vandet først løber væk fra stranden, men holdes 'fanget' i en strømhvirvel, som holder på forureningen. Når strømretningen vender, skabes der derfor potentielt en situation, hvor vandet løber direkte hen på stranden fra udløbsstedet.

3.7.6 Statistiske modeller

Hvis der kun er sparsomme aktuelle informationer til rådighed om badevandet, kan den bedste løsning muligvis være at benytte en statistisk model, der beskriver sandsynligheden for, at badevandskravet er opfyldt under forskellige forhold. Statistiske modeller opstilles ved at korrelere målte tidsserier af bakteriekoncentrationer med forskellige meteorologiske og/eller hydrodynamiske forhold, som eksempelvis nedbør, vind, strøm (som enkeltfaktorer eller kombineret i multivariate analyser). Korrelationen bruges til at vurdere bakteriekoncentrationen under givne forhold og dermed,

hvorvidt badevandskravene er overholdt i målepunktet/-punkterne. Denne metode kan være brugbar i nogle tilfælde, men den kræver, at der opstilles separate korrelationer for samtlige målepunkter. Desuden vil en statistisk model kræve mange data om såvel badevandskvalitet som de faktorer, der forventes at påvirke den.

En vigtig forskel på denne type af modeller sammenholdt med de dynamiske modeller, som beskrives senere, er, at forureningen ikke kan overvåges løbende. Den målte badevandskvalitet kan muligvis korreleres med meteorologiske forhold på den aktuelle målestation, men dermed opnås ingen oplysninger om, hvor forureningen er 'drevet' hen eller hvor længe, den varer. Derfor skal man stille sig selv spørgsmålet om, hvorfor der varsles; er det for at opfylde badevandskravene i målepunktet, eller er det for at sikre badegæsterne, windsurfere m.fl. mod potentielt sygdomsfremkaldende badevand. Ifølge badevandsdirektivet skal badevandsvarsling skabe forbedrede forhold for de badende i form af varslinger om forventede hændelser og disses varighed.

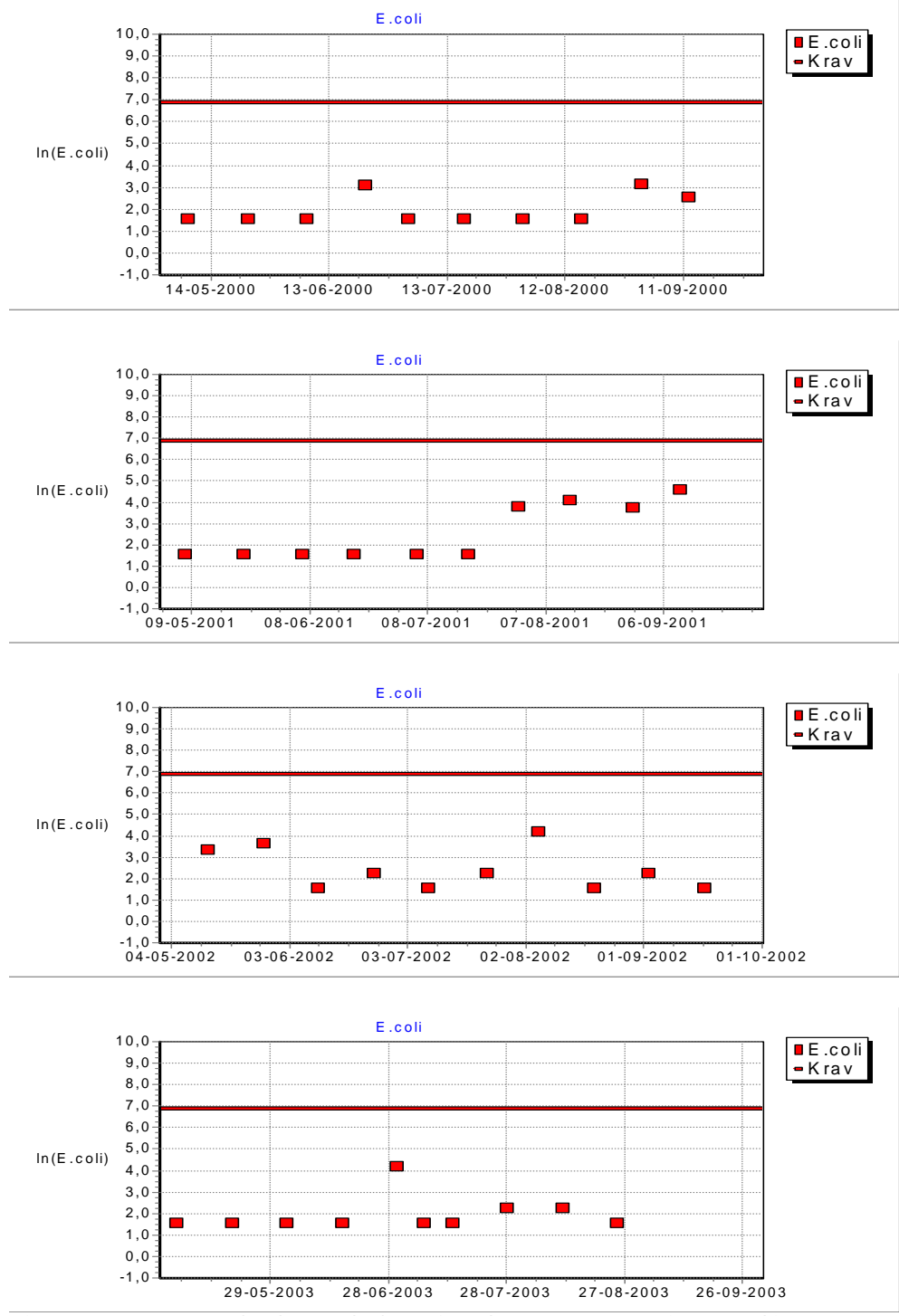
Ved analyserne skal man være opmærksom på, at uforklarlige overskridelser kan skyldes, at prøven har været forurennet af fugleekskrementer. Bakteriemalingerne skelner ikke mellem denne type og humane forureninger. Man skal også være opmærksom på, at ikke alle hændelser fanges i den almindelige badevandskontrol – man ved ikke, hvad der er sket mellem målingerne.

Helt simpelt kan man benytte tidligere års badevandsanalyser og gennemgå disse. Såfremt der ikke forekommer overskridelser i sådanne tidsserier, er det ikke muligt at etablere en pålidelig korrelation (alle målepunkter ligger i den lave ende af skalaen). På den anden side er sandsynligheden for en hændelse, der kan medføre lukning af badestranden, også ringe. Et eksempel på dette er præsenteret nedenfor i Figur 3.4, der viser fire års målinger uden værdier, der ligger over kravgrænsen (angivet med den tykke tværstreg). Som nævnt ovenfor skal man dog være opmærksom på, at ikke alle hændelser fanges i den almindelige badevandskontrol. Der ses en vis variation i værdierne med enkelte forhøjede værdier (bemærk at skalaen er logaritmisk). De forhøjede værdier ligger under kravværdierne, men de tyder på, at der af og til forekommer en lokal forurening.

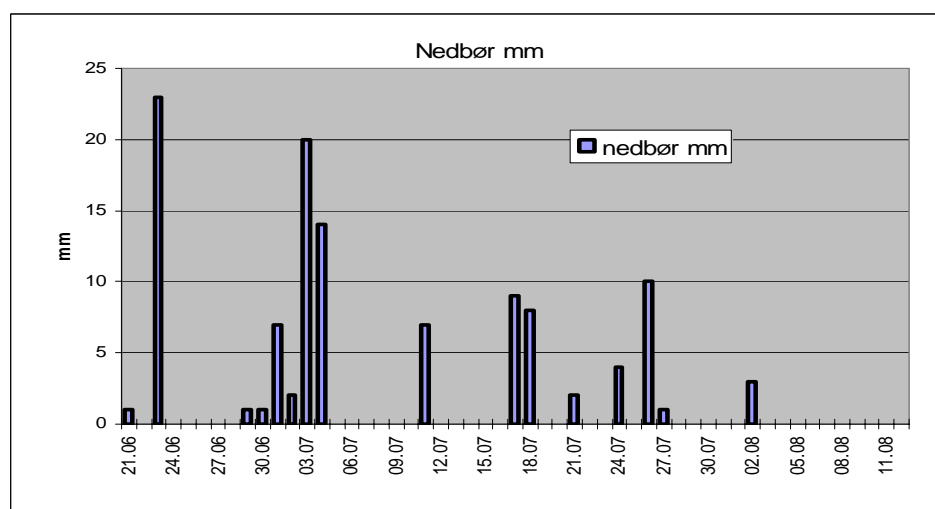
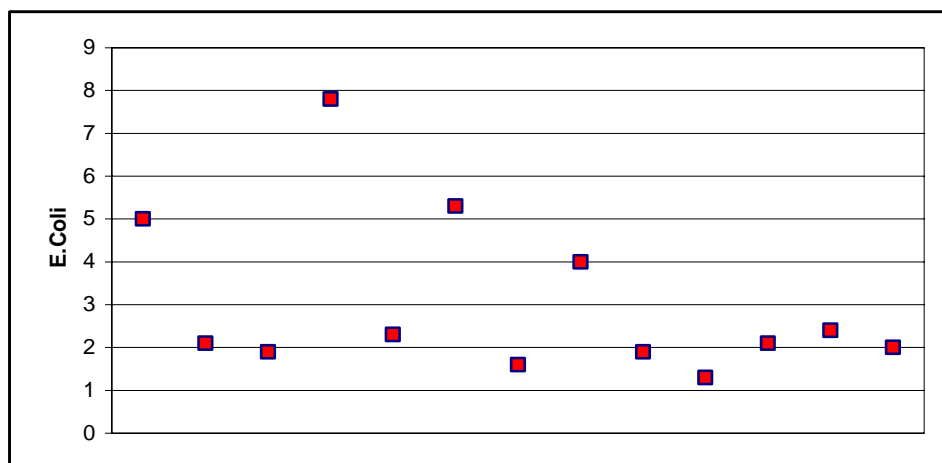
Hvis der introduceres nye udledninger eller andet i oplandet til badevandet, der kan medføre forekomster af patogene bakterier, skal de anvendte korrelationer naturligvis retableres.

Er der tilstrækkelig spredning i bakterietallene (dvs. at nogle værdier overskrider grænseværdien), kan der analyseres for sammenfald mellem perioder med forhøjede bakterietal og regnhændelser. Dette vil give en indirekte indikation af, om overløb er årsag til forringede badevandsforhold i en given periode. En mere præcis information opnås selvfølgelig, hvis der er data på overløb, således at der kan laves en direkte korrelation mellem bakterietal og overløb.

Ved sammenligning mellem badevandsanalyser og regnserier kan man i bedste fald også få et groft overblik over, hvor lang tid efter regn (med overløb) der fortsat er badevandsproblemer.



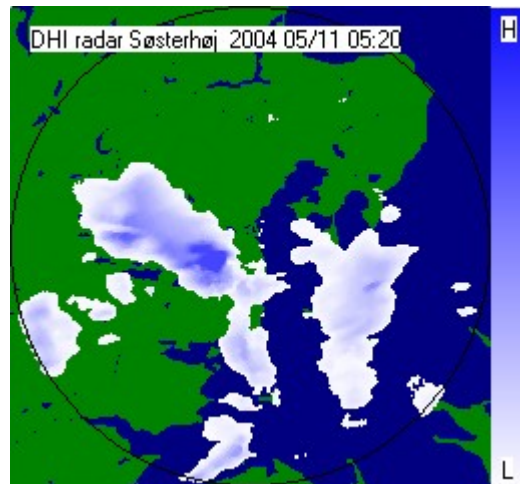
Figur 3.4 4 års badevandsdata fra den samme station. Målingerne viser ingen overskridelser i perioden, og er et eksempel fra amternes badevandsprogram Mermaid.



Figur 3.5 Badevandsdata og nedbørsdata. Sidstnævnte kun som totale mængder uden information om intensitet, hvilket gør, at en relativt lille nedbørsmængde godt kan være årsag til udledning, ligesom en stor mængde over lang tid ikke nødvendigvis udløser et overløb.

Det skal tilføjes, at hvis man bruger regnserier, skal man have en god viden om kloaksystemerne, og hvilken regnintensitet der kræves, før der sker overløb, samt hvor længe dette varer ved. Man skal således gøre sig klart, at brug af meget simple varslingsystemer er meget grove og indeholder en lang række faktorer, der hver for sig kan føre til god eller dårlig badevandskvalitet. Hver af disse faktorer er forbundet med en række usikkerheder, og man skal derfor også tage disse usikkerheder med i betragtning, når man bestemmer behovet for at lukke en badestrand på basis af statistiske risikovurderinger af regnhændelser.

Ovenstående metode vil kræve, at man har adgang til pålidelige nedbørsdata i oplandet til udløbspunkterne, og at man kan samle disse nedbørsdata op automatisk og bruge dem til sin prognose. Det er ikke nok med nedbørsmålinger af totaler, da det er intensiteten, der oftest vil være den afgørende faktor (se tekst til Figur 3.5). Alternativet til regnmåleren kunne være data fra en regnradar, se Figur 3.6.



Figur 3.6 Data over Århus fra regnradar. Intensiteten ses af farvetonen. Jo mørkere, jo mere intens regn.

3.7.7 Dynamisk model

En dynamisk model er det eneste instrument, der kan benyttes til at holde rede på både bakteriernes henfald i recipienten, samt fortynding og transport.

En dynamisk model i 1D (flodmodel), 2D (dybdeintegret model) eller 3D er en avanceret model, der beskriver vandstrømmene i vandløbet eller kystområdet i en relativt høj tidslig opløsning ved at løse en række matematisk koblede ligninger under hensyntagen til den aktuelle meteorologi. Herved opnås et overblik over vandets aktuelle bevægelser i området. Kobles denne hydrodynamiske model med en matematisk beskrivelse af bakteriehenfald, bliver det muligt med en sådan model at følge en forurening og dens skæbne i miljøet.

Usikkerhederne ved denne type beregning afhænger af de matematiske beskrivelser af de hydrodynamiske processer, som vandtransport og bakteriehenfaldet, i den anvendte model. Det vil derudover også have stor betydning, hvor godt modellen er kalibreret til de aktuelle forhold, og hvor godt den drivende meteorologi er beskrevet. Dette er imidlertid typer af usikkerheder, der er forbundet med samtlige modeller i denne rapport.

3.7.8 Illustration af betydningen af belastning, henfald og fortynding/transport

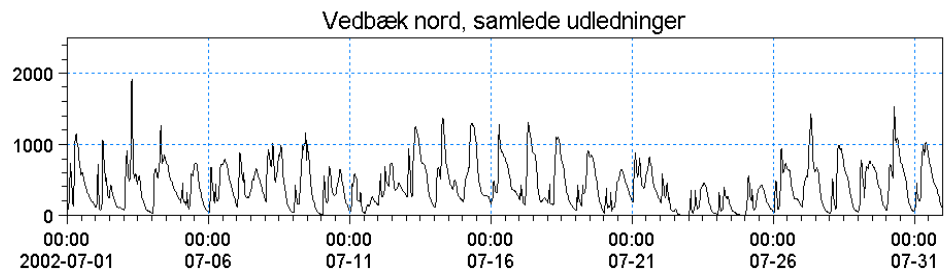
Der er ingen tvivl om, at bakteriehenfald sammen med fortynding af bakterierne fra de regnvandsbetingede overløb har en stor betydning for konsekvenserne af den aktuelle forureningshændelse. Hvorvidt det er henfaldet eller selve fortyndingen, der er den mest betydende, vil afhænge dels af vandets klarhed og dels af vandskiftet i recipienten og dermed den fysiske udformning – sø, fjord, bugt eller åben kyststrækning – samt vanddybde og vindpåvirkning.

Nedenfor er givet en illustration af, hvor meget den naturlige variation i fortyndings- og transportforhold betyder for den resulterende bakteriekoncentration i recipienten. Ved beregningsmæssigt at holde bakteriekilden konstant over en tre måneders periode undersøgte Søllerød kommune i 2003 den kvantitative betydning af strømforholdene og fortyndingen for koncentrationerne af *E. coli* på de to strande, der ligger

umiddelbart nord henholdsvis syd for Vedbæk lystbådehavn, Øresund, DHI (2003).

Det blev antaget, at en nedbørshændelse fra august 2002 gentog sig dagligt gennem en 3 måneders periode (juni-august, 2002) og på den baggrund blev aflastninger til Øresund beregnet – i den aktuelle sammenhæng med en SAMBA model – én gang dagligt over de 3 måneder. Dette resulterede i knap 90 enkelthændelser i recipienten, som blev modelleret med en 2-dimensionel hydraulisk model, MIKE 21. Dvs. den daglige nedbørsmængde og dermed bakteriebelastning blev holdt konstant, mens de hydrauliske strømforhold langs kysten varierede svarende til den naturlige variation gennem en 3 måneders periode. Et eksempel på de daglige resultater fra undersøgelsen er vist for juli, 2002, på Figur 3.7.

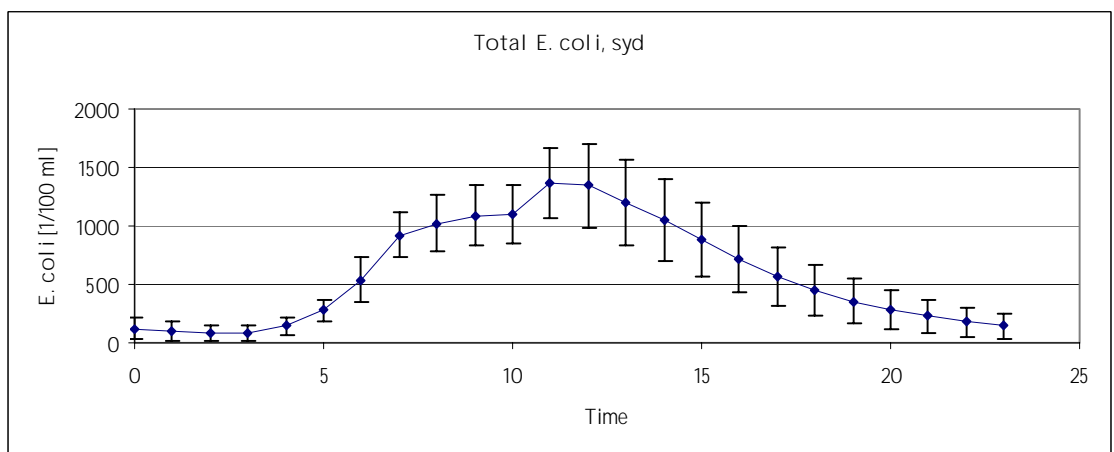
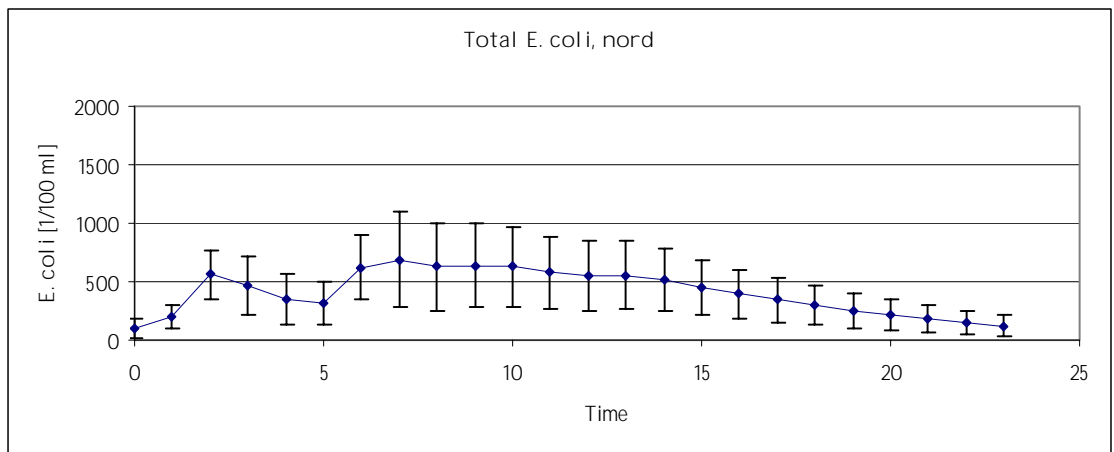
Den benyttede nedbørshændelse og de deraf følgende aflastninger forekommer statistisk set 5,3 gange pr. år og er en relativ hyppig men ikke særlig alvorlig hændelse. Dvs. at den aflastede mængde bakterier ikke er stor sammenholdt med mindre hyppige hændelser. Eksemplet er medtaget for at vise den naturlige variation, der er i recipienten alene ud fra blandingsforhold.



Figur 3.7: Model lerede *E.coli* koncentrationer på den nordlige strand ved Vedbæk lystbådehavn efter daglige aflastninger fra de regnvandsbetingede overløb samt udledning fra rensningsanlæg. Ud af disse 31 dage, som indgår i beregningen, overskrider godt 13 hændelser kortvarigt eller i nogle timer grænseværdien på 1000 cfu/100 ml på badevandsstationen nord for Vedbæk Havn.

Resultaterne fra modelberegningerne er vist i Figur 3.8 som middelmiddelt koncentration over døgnet \pm én standardafvigelse for stranden nord henholdsvis syd for Vedbæk Havn.

Figur 3.7 og Figur 3.8 viser tydeligt, at der er store forskelle alene på baggrund af de varierende strømforhold, der er til stede i eksempelvis Øresund. På den sydlige strand overskrides det nuværende badevandskriterium i et antal timer efter hver hændelse, mens der kun vil være få overskridelser på den nordlige strand. Resultaterne viser, at der er betydeligt større variationer i middelbakteriekoncentrationerne på den sydlige strand.



Figur 3.8: Gennemsnitlig bakteriekoncentration \pm én standardafvigelse ($n=90$) på nord- (øverst) henholdsvis sydstranden (nederst) ved vedbæk lystbådehavn; beregnet for 24 timer fra begyndelse af de daglige overløb.

Dette eksempel understreger nødvendigheden af at være konservativ i sine antagelser, hvis der ikke findes præcise informationer om de aktuelle forhold. Er der en model til rådighed, der inkluderer de daglige variationer i de aktuelle strømforhold, er det muligt at give et mere præcist estimat på de aktuelle koncentrationer i recipienten, og antallet af lukkedage kan dermed nedbringes og måske helt undgås.

3.8 Eksempler på konsekvenser af forskellige varslingsmodeller

I afsnit 3.6 diskuteres forskellige metoder til vurdering af belastninger med ***E. coli***/**Enterokokker**. I dette afsnit er nogle af de forskellige recipientmodeller, som er nævnt tidligere i afsnittet, kombineret med de forskellige beregningsmetoder til bestemmelse af bakteriebelastning, som er nævnt i afsnit 3.6.

Der er konstrueret nogle eksempler, der er realistiske, og som samtidigt understreger nogle af de problemer, der kan opstå, når simple modeller benyttes frem for mere avancerede modeller.

Udgangspunktet for de efterfølgende beregninger er, at det begynder så småt at regne omkring kl. 15.00. Beregnet med den dynamiske MOUSE model

giver dette anledning til overløb omkring kl. 16.00, og overløbet er overstået (med en lille sikkerhedsmargen) efter ca. 5 timer, dvs. kl. 21.00.

De benyttede solindstrålingsdata er fra en aktuel nedbørssituation fra år 2002; helt præcist den 20.-23. juli 2002. Den 21. juli var der et relativt kraftigt nedbørsområde over Danmark, som gav anledning til overløb i eksempelvis København, og de efterfølgende dage var vejret overskyet, hvorfor middelindstrålingen var relativt lav.

Nu benyttes de beregnede aflastninger for en 5 års regnhændelse i Giber Å opland, se tabel 3.5, 3.6 og 3.7. Selve åen er ikke inkluderet. Åen kan evt. inkluderes ved at se på opholdstiden fra opstrøms overløb til udløbet i bugten, og herefter forskyde overløbet frem i tiden. I dette eksempel er dette ikke medtaget, og der regnes med, at hele bakteriebelastningen løber direkte ud ved stranden.

Udover den aktuelle solindstråling er det nødvendigt at kende til nogle forhold på stranden, og i de efterfølgende beregninger benyttes følgende beskrivelser;

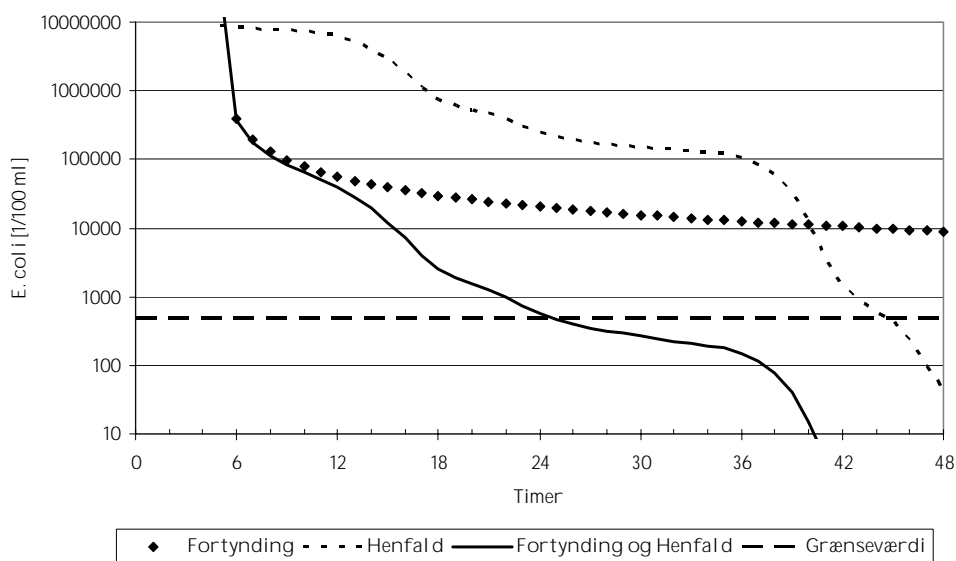
Tabel 3.8: Gennemgående input parametre til recipient modellerne

Middel vanddybde (benyttes kun i metode 2)	1.0 m
Vandtemperatur	20 °C
Salinitet	15 psu
Sigt dybde	5 m
Solindstråling	Aktuelle data fra 20.-23. juli 2002

Metode 1 – Varsling baseret på henfald alene

Metoden beskrevet i afsnit 3.7.1, hvor henfald beregnes, mens der ses bort fra fortynding og transport, er den mest konservative af de nævnte metoder.

Til dette eksempel er der benyttet aktuelle solindstrålingsdata som nævnt i tabel 3.8 og en overløbskoncentrationen på $9,0 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml (se tabel 3.1).



Figur 3.9: Beregnede *E. coli* koncentrationer i recipienten. Beregningerne er foretaget ud fra tre principper; 1) henfald alene (stiplet linie), 2) fortynding alene (prikket linie) og 3) henfald og

fortynding (fuldt optrukken linie). Der er inkluderet en grænseværdi på 500 *E. coli* pr. 100 ml.

Som det fremgår af Figur 3.9 (stiplede kurve), tager det ifølge denne beregning knap 44 timer fra overløbets begyndelse, før den beregnede koncentration er under 500 *E. coli* pr. 100 ml. Dette er i overensstemmelse med resultaterne fra det sydlige Californien, hvor der efter nedbørshændelser over 2,5 mm genfindes forhøjede koncentrationer af fækale coliforme bakterier i forhold til baggrundskoncentrationer i op mod 5 dage, men at badevandskravet på 400 cfu/100 ml (Californisk badevandskrav) typisk er overholdt efter cirka 3 døgn Ackerman og Weisberg (2003).

Metode 2 – Varsling baseret på fortynding og henfald

Ovenstående beregning kan relativt nemt udbygges med en fortyndingsberegning. Fortyndingsberegningen foretages som beskrevet i afsnit 3.7.4. På Figur 3.9 er vist 2 beregninger, dels en beregning hvor der kun er taget hensyn til fortynding, og dels en beregning hvor både fortynding og henfald indgår. Den aflastede mængde bakterier, der er $1.76 \cdot 10^{14}$ svarende til aflastningen fra en 5 års regnhændelse, er beregnet med den geometriske metode (se metode 1 i afsnit 3.6).

Hvis der kun tages hensyn til fortynding, vil der gå meget lang tid, inden indikatorbakteriekoncentrationen bliver acceptabel (dvs. < 500 *E. coli* pr. 100 ml). Hvis henfald medtages, går der cirka 20 timer fra overløbets begyndelse, før den beregnede koncentration er under 500 *E. coli* pr. 100 ml.

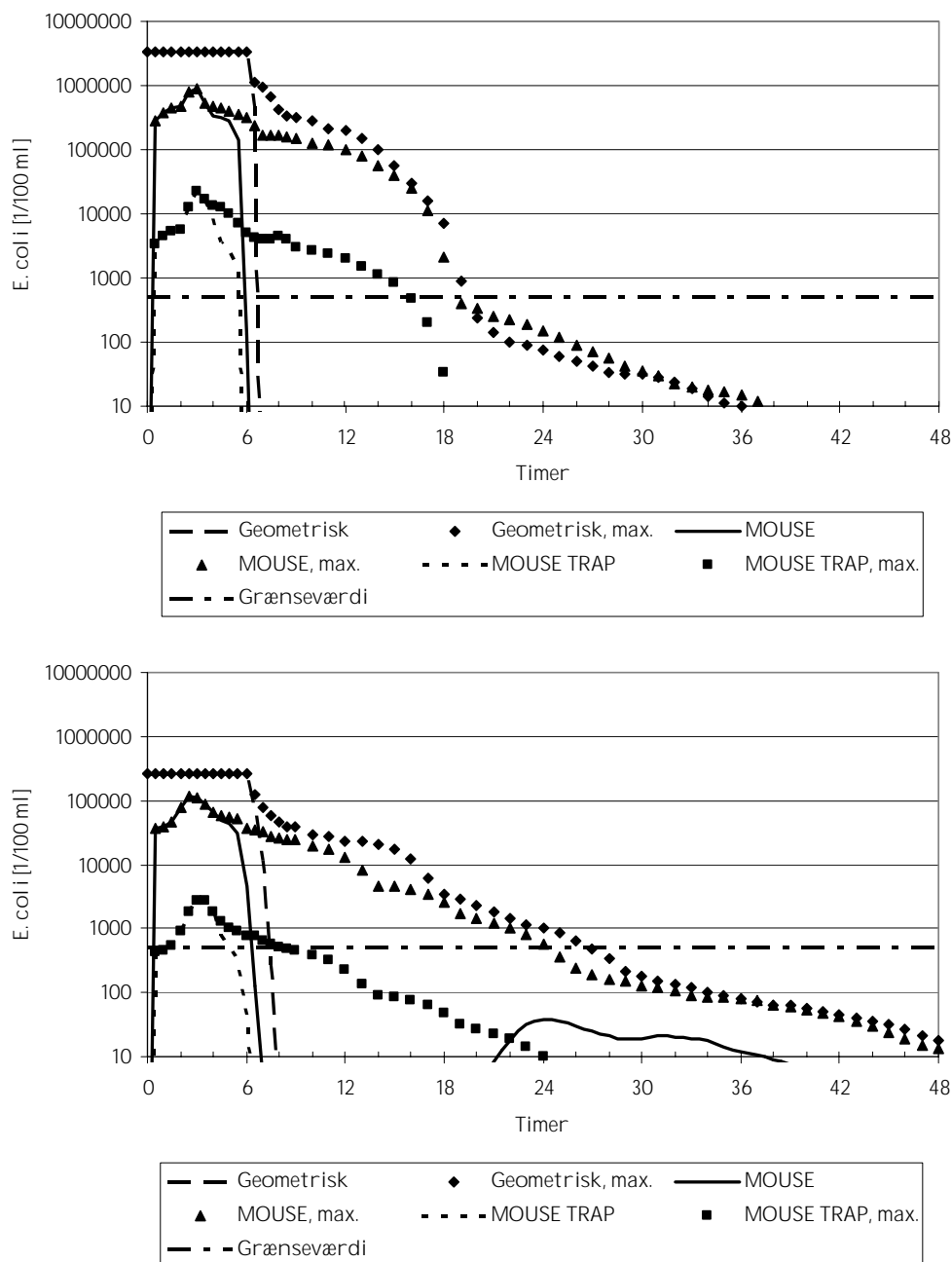
Ved at benytte metode 2 hhv. metode 3 fra afsnit 3.6 nedbringes overskridelsestiden yderligere fra 20 timer til 18 henholdsvis 14 timer. Belastningerne er sat til $9.77 \cdot 10^{13}$ henholdsvis $4.47 \cdot 10^{12}$, se tabel 3.5 og 3.6.

Metode 3 – Varsling dynamisk model

For Århus Bugt er der opsat en 3-dimensional model (MIKE3), som beskriver strømmen, fortynding, saltindhold samt vandtemperaturen. Derudover er der inkluderet en bakteriemodel (beskrevet i ECO Lab), der beskriver henfaldet i henhold til tabel 3.2.

Den dynamiske MIKE model er brugt til at beregne koncentrationerne af *E. coli* ud fra de aflastede bakteriemængder, som beregnes med belastningsberegningmetoderne 1, 2 og 3 i afsnit 3.6. For den geometriske beregning (belastningsmetode 1) er den totale bakteriebelastning udledt på én gang efter 6 timer svarende til, at overløbet er afsluttet. For den rene MOUSE beregning (belastningsmetode 2) og MOUSE TRAP beregningen (belastningsmetode 3) er benyttet de aktuelle tidsserier af overløbsmængderne. For MOUSE TRAP beregningen er ligeledes benyttet den beregnede tidsserie af *E. coli* koncentrationer, mens der til belastningsmetode 1 og 2 er benyttet en konstant koncentration på $9,0 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml efter tabel 3.1.

Resultaterne er vist på Figur 3.10.



Figur 3.10: 3-dimensional dynamisk modelberegning af *E.coli* koncentrationerne (øverst) ved Giber Å udløb og (nederst) i Knebel Vig. Belastningerne henviser til beregningsmetoderne fra afsnit 3.6. For hvert tilfælde er vist to resultater; en tidsserie i udledningspunktet samt en tidsserie af den maksimale koncentration i området.

Beregningerne er foretaget for 2 lokaliteter: ved udløbet fra Giber Å og i bunden af Knebel Vig, det vil sige henholdsvis én badevandsstation på en åben kyststrækning (Giber Å) samt én i en lukket fjord (Knebel Vig)⁴.

⁴ Der findes i dag badevand nord for Giber Å udløb, mens Knebel Vig er oprettet for eksemplets skyld.

For hver gennemregning er der udtaget to tidsserier af *E. coli* koncentrationer; koncentrationen i udledningspunktet samt den maksimale koncentration i området gennem hele perioden.

Resultaterne viser tydeligt forureningens dynamik. I samtlige tilfælde er forureningen skyllet væk fra det faste udledningspunkt indenfor 8 timer, men koncentrationen i området overskrider 500 *E. coli* pr. 100 ml i 15 til 27 timer efter, afhængigt af hvilken metode der benyttes. Desuden bemærkes det, at en del af forureningen returnerer til udledningspunktet i Knebel Vig uden dog at overskride grænseværdien igen.

Der er i dette eksempel ikke stor forskel på de beregnede koncentrationer i recipienten, når belastningen er beregnet med den geometriske metode henholdsvis ved en ren MOUSE beregning. Derimod er der store forskelle mellem resultaterne opnået med en MOUSE TRAP beregning. I denne situation reduceres den tid, hvor den maksimale koncentration i området overskrider 500 *E. coli* pr. 100 ml. Reduktionen er fra 19 til 16 timer ved Giber Å og fra mere end 24 timer til omkring 8 timer i Knebel Vig.

I eksemplerne fra Figur 3.10 er det tydeligt at se, at der stor forskel på koncentrationerne i selve udledningspunkterne sammenlignet med de maksimale koncentrationer i området. I selve udledningspunktet er overskridelsestiden ikke mere end 6-8 timer. Herefter er forureningen transporteret væk. Med en 2D/3D model kan forureningen følges løbende, og dermed kan lukketiden om muligt reduceres yderligere eller helt fjernes, afhængigt af strømstyrke og -retning.

3.8.1.1 Bemærkninger og sammenfatning

Der er mange faktorer, der spiller ind på de aktuelle koncentrationer af *E. coli* og dermed på badevandskvaliteten. I alle de nævnte eksempler er det antaget, at forureningskilden har udløb i en meters dybde, men i nogle tilfælde sker udledningen i flere meters dybde. Det betyder, at der ikke eller næsten ikke er noget lysbetinget henfald. Det starter først, når bakterierne transporteres op til overfladen. Denne proces kan der kun tages højde for ved en 3D dynamisk modellering.

Eksemplerne, som er gennemregnet i dette afsnit, er alle foretaget for marint vand med en salinitet på 15 psu og 20 °C. Både temperaturen og saltindholdet spiller en rolle, og derfor kan eksemplerne ikke nødvendigvis overføres direkte til andre systemer.

Eksemplerne ovenfor demonstrerer, at valget af modeller (simple til komplekse) i høj grad er afgørende for, hvor lang tid ens varslingsystem vil forudsige, at badevandet bør være lukket på grund af forhøjede koncentrationer af indikatorbakterier. Hvis dynamisk modellering kombineres med de forskellige aflastningsmodeller, ændres lukketiderne fra mere end 40 timer ved den helt simple henfaldsberegning til omkring 8 timer, når der anvendes MOUSE TRAP.

Øjensynligt er der i det benyttede eksempel ikke megen værdi i at have en MOUSE beregning uden en TRAP, da MOUSE og den geometriske beregning gav nogenlunde samme resultater. Det vil dog langt fra være tilfældet alle steder. Derudover er der et rent praktisk forhold, som heller ikke skal glemmes: Når der er opstillet et operationelt system, der løbende giver

varslinger af de aktuelle forhold, og som holdes ved lige, er alt klart, når uheldet er ude – også når det sker i weekenden.

3.9 Opsummering af Usikkerheder og kvalitet

I udgangspunktet vil de usikkerheder, der er forbundet med en badevandsvarsling, afhænge af myndighedernes præcise kendskab til de aktuelle kilder. I tilfælde af, at de enkelte badesteder er påvirket af betydende ikke-identificerede kilder, kan modeller opsættes til at analysere området nærmere, men det er ikke muligt at etablere en sikker badevandsvarsling med henblik på at holde badegæster fra at bade i forurenede vand. Det kræver, at kilderne identificeres og kvantificeres.

Når de betydende kilder til badevandsforurening er identificeret, vil sikkerheden af varslingsystemet afhænge af kendskabet til den aktuelle forurening - det vil sige koncentration (cfu/100 ml) eller total belastning (antal bakterier pr. sekund), den samlede mængde vand (m^3/s) og den efterfølgende fortynding og transport i recipienten.

Det bedste kendskab til bakterieindhold opnås gennem målinger af forureningskilderne, mens det bedste kendskab til den aktuelle forurening opnås gennem forskellige målinger (af nedbør, af vandstand i overløbsbassiner eller af vandføringer i afløbssystemet) og/eller afløbs- og flodmodeller af forskellig nøjagtighed.

Det bedste kendskab til forureningens fortynding, spredning og transport i recipienten opnås gennem dynamiske modeller, men det betyder imidlertid ikke, at andre metoder til bestemmelse af badevandskvaliteten ikke kan benyttes.

Udgangspunktet for denne rapport er, at jo mindre viden myndighederne har med hensyn til forureningens størrelse og betydning i recipienten, desto større forsigtighed skal badevandsvarslingen foretages med. Det vil sige, jo mindre aktuel viden, desto mere konservative bør de enkelte antagelser være, og dermed bliver den direkte konsekvens flere lukkedage pr. badevandssæson. Ønskes antallet af lukkedage mindsket, skal vidensgrundlaget derfor øges.

Graden af sikkerhed af varslingsystemet afhænger af sikkerheden af målingen eller modellen – men derudover er der et spørgsmål om driftssikkerhed. Man skal gøre sig klart, at et varslingsystem kræver en form for daglig overvågning – også i weekenden. Det er muligvis et ansvar, der kan pålægges en evt. livredder eller den vagthavende, der står for SRO systemet (styring, regulering og overvågning), og alternativt skal det varetages af en af kommunens badevandsansvarlige eller udliciteres.

De følgende tre tabeller forsøger at opsummere de enkelte muligheder og usikkerheder mht. de enkelte komponenter af en badevandsvarsling; bakteriekoncentrationer, vandmængder samt beregning af koncentrationerne i recipienten.

Tabel 3.9 Bakterier i kloaksystemet, åen og recipienten				
	Ingen sikkerhed	Høj grad af usikkerhed	Tilfredsstillende grad af sikkerhed	Høj grad af sikkerhed
Ingen aktuelle informationer (litteraturværdier)		x		
Simple henfaldsberegninger		x		
Aktuelle analyser foretaget vha. målinger i systemet			x	x

Tabel 3.10 Forureningskilder (regnvandsbetingede overløb)				
	Ingen sikkerhed	Høj grad af usikkerhed	Tilfredsstillende grad af sikkerhed	Høj grad af sikkerhed
Ingen aktuelle informationer	x			
Online nedbørsinformationer (geometrisk beregning)		x		
Online modeller (SAMBA, MOUSE)				x
Målinger af vandstand i overløbsbassiner			x	
Målinger af vandføring i kloaksystemet			x	

Tabel 3.11 Recipienten				
	Ingen sikkerhed	Høj grad af usikkerhed	Tilfredsstillende grad af sikkerhed	Høj grad af sikkerhed
Ingen aktuelle informationer		x		
Løbende målinger		x		
Simple (teoretiske) fortyndingsberegninger		x		
Simple fortyndingsberegninger vha. af online målinger (salinitet/vandstand)		x		
Simple fortyndingsberegninger og online strømmålinger			x	
Dynamiske modeller (1-, 2- eller 3-dimensionale)				x

3.10 Delkonklusion

Med det nye direktiv forpligtes de ansvarlige myndigheder til at sikre et højt beskyttelsesniveau for de badende, blandt andet ved at indføre badevandsvarsling, hvis det ikke kan udelukkes, at kortvarige forureninger finder sted.

Et væsentligt element i direktivet er derfor, at badevande lukkes, hvis de kan være årsag til sygdom. På den anden side bør der ikke lukkes unødvendigt. Unødvendige lukninger vil have en direkte konsekvens på omsætninger i evt.

cafeer og kiosker oprettet i forbindelse med badestederne. Desuden vil for mange lukkedage sandsynligvis kunne påvirke badegæsternes opfattelse af den generelle badevandskvalitet og miljøtilstand i området.

Der er ingen krav i direktivet til kompleksiteten af metoder til varsling af forringet badevand. Ved simple beregninger må der tillægges større usikkerhed end ved mere præcise beregningsmetoder. Det vil sige, desto bedre datagrundlag og model/metode der anvendes, desto mere præcis varsling og dermed kortere lukkeperiode kan der dermed opnås.

Hvilken metode, der skal benyttes, vil variere fra lokalitet til lokalitet. På nogle lokaliteter vil det være fuldt tilstrækkeligt at benytte simple metoder, mens andre lokaliteter vil kunne benytte mere avancerede metoder med fordel. Simple metoder kan forsvares i de områder, hvor der enten er få badegæster, eller hvor badevandskvaliteten kun sjældent forringes på grund af overløb fra kloakken. Derimod kan det være en god ide at benytte mere avancerede metoder i de (populære) områder, hvor der mange badegæster, samtidigt med at overløb påvirker badevandskvaliteten, det vil især sige i nærheden af byer og vandløb.

Uanset om man vil bruge avanceret eller simpel varsling, skal man som myndighed under alle omstændigheder skaffe sig data og information om oplandet og dets mulige kilder for at kunne bruge disse i forbindelse med varsling. Sådanne data vil alligevel skulle indsamles som led i udarbejdelsen af badevandsprofilerne.

Dog skal det siges, at varsling som nævnt i direktivforslaget er rettet mod de badesteder, hvor der har været eller er konstateret kortvarige forringede badevandskvalitet, og der er således ikke tale om, at samtlige badevandsområder fremover skal omfattes af et varslingsystem.

4 Information til brugerne

Som nævnt under beskrivelsen af det nye badevandsdirektiv vil der i fremtiden være behov for en betydeligt mere aktiv information til de badende. Dette gælder både for den generelle information om badevandet og for aktuel information om de seneste analyser, forureningshændelser o.l.

Myndighederne kan ikke hindre folk i at bade, men det skal være klart for brugerne, hvordan forholdene er, så badning under dårlige forhold sker på eget ansvar.

4.1 Muligheder

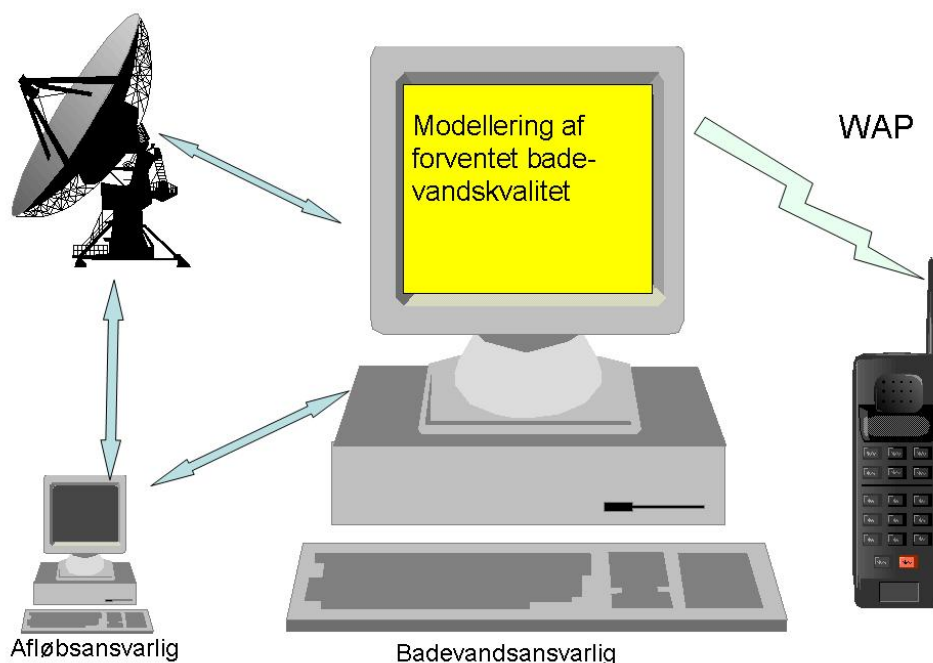
Informationsmulighederne er mange og strækker sig fra de traditionelle badevandskort med tilhørende badevandsprofiler opsat på badestrandene til direkte personspecifik information i form af e-mails og SMS-beskeder.

Information om badevandsprofilen forventes at skulle være tilgængelig både på badevandskort og myndighedernes internetsider, men også direkte på de pågældende strande. Især vurderes det at være effektivt, hvis informationen findes på selve stranden eller ved adgangen til stranden, hvor dette er muligt.

Man skal således sikre, at der er opslagstavler, der kan levere den fornødne information til brugerne. Den information skal omfatte de seneste analyseresultater og hændelsesrapporter. I områder med livreddertjeneste kan denne deltage aktivt i formidlingen.

Med det nye direktiv skal der som nævnt varsles, straks en forureningshændelse opstår. Principielt skal den ansvarlige myndighed i tilfælde af en forurening straks sikre, at stranden lukkes for badning. Dette kan gøres ved farvede flag, et rødt lys eller anden form for synlig information. Eksempelvis kan de almindelige (internationale) flagsystemer benyttes hvor; grønt flag betyder, at du trygt kan bade (calm water), gult flag betyder, at du skal passe ekstra på (caution) og rødt flag at det frarådes at bade (danger).

Længden af den lukkede periode skal afgøres af myndighederne ud fra deres modellering af forholdene eller ud fra konservative skøn af forureningsgraden og den tid, der er nødvendig, for at forureningen ikke længere udgør en sundhedsrisiko. Igen skal brugerne løbende holdes underrettede om forløbet, og dette kan fortsat gøres lokalt med flagning/skiltning men også via de elektroniske medier, herunder lokalradio og Internet. Faste strandbrugere ville kunne abonnere på e-mails og/eller SMS beskeder, således at de løbende kan holde sig orienterede om badevandssituationen for givne badevande eller indenfor givne myndighedsgrænser (kommune eller region). Dette er eksempelvis en service, som Gentofte kommune yder.



Figur 4.1 Skematisk oversigt over, hvordan lokale observationer kunne kombineres med centrale modeller, der så kan levere information til brugerne via WAP eller SMS.

4.1.1 Eksisterende og evt. fremtidig praksis

For at afdække praksis for, hvorledes kommunerne på nuværende tidspunkt bruger muligheder for varsling/lukning af stationer, hvor der er konstateret forhøjede bakterietal, er der gennemført interviews af godt 20 kommuner, fordelt over hele landet. Efter hvert telefoninterview er kommunerne blevet bedt om at udfylde et spørgeskema om deres nuværende praksis, samt vurdere, hvorledes de fremtidige regler i det nye badevandsdirektiv vil påvirke deres måde at håndtere varsling på. Spørgeskema og en opsamling af svar er givet i bilag C. I nedenstående tabel, Tabel 4.1, er spørgsmålene vist.

Det generelle billede er, at meget få kommuner har erfaringer med varslinger, da de kun sjældent er i situationer, hvor det er nødvendigt at gøre noget. Oftest nøjes man med at tage en omprøve og så se, om der er behov for at foretage sig yderligere. Den offentlige information er de fleste steder gennemført ved at lave opslag med de seneste analyseresultater på campingpladser, ved strandene og på opslagstavler i byer med mange turister. På strande, der er omfattet af Blå Flag ordning, er der krav om opslag. Desuden benytter nogle kommuner sig af lokalradio og aviser til at offentliggøre badevandsresultaterne.

I de kommuner, der har erfaring med overskridelser af badevandskravene, har man et beredskab bestående af skilte med badeforbud, samt andre oplysende skilte, der med kort varsel kan sættes op. På badesteder, hvor der jævnligt sker overskridelser af EU's vejledende krav, gennemfører kommunerne oftest et forøget tilsyn med 20 eller flere prøver pr. sæson. Dog er prøveantallet i visse tilfælde justeret i forhold til, hvor meget stranden bruges. Som for den generelle information om badevandstilstanden benytter kommunerne også lokal TV og radio og blade til at informere om badeforbud. Oftest tages embedslægeinstitutionen med på råd, før der udstedes et badeforbud.

På spørgsmålet om, hvordan kommunerne forhindrer brugerne i at bade, når der er konstateret forurening, begrænser dette sig til håbet om, at brugerne er orienterede og derfor ikke bader. Men der gøres generelt ikke noget aktivt for at forhindre folk i at bade på eller tæt ved stranden, udover de generelle kanaler for oplysning som ovenfor nævnt.

Tabel 4.1 Spørgeskema udsendt til et antal kommuner i november 2004.

<i>Varslinger om badevandsforholdene på nuværende tidspunkt</i>
Hvorledes er den nuværende information om badevandsanalyser på strandene?
Hvad gør man nu, når der er konstateret forringet badevandskvalitet?
Gennemfører man på nuværende tidspunkt lukning af strande efter nedbør, der normalt vil medføre forurening (fra overløb, vandløb etc)?
Hvordan forhindrer man borgerne i at bruge stranden, før den igen anses for sikker?
<i>Nyt EU-direktiv med krav om varslinger</i>
Hvordan kunne man varsle borgerne bedre?
Hvor skal borgerne se den aktuelle situation?
Hvordan vil man fremtidigt forhindre, at strandene bruges, før de anses for sikre?
Ud fra kommunens kendskab til deres strande, hvordan kunne man forestille sig at lave varslinger?
Hvilke omkostninger (personer eller andet) vil være knyttet til den nye varsling?
Badevandsprofiler: Mulighed for sammenlægning af badesteder ved siden af hinanden, såfremt der ikke er betydende kilder imellem: Kunne dette være relevant i din kommune?

Angående den fremtidige praksis for varsling vil de fleste fortsætte som i dag, idet de kun sjældent eller aldrig har problemer. Det skal dog siges, at ingen af kommunerne har undersøgt, hvordan deres resultater vil ligge, når den nye statistik tages i brug. Man har ofte heller ikke analyseret, om det nuværende program fanger al forurening (for eksempel ved at foretage målinger direkte i forbindelse med overløb). Generelt ønsker man at benytte sig af kendte kanaler som eksempelvis lokal radio og Internettet, idet kommunernes hjemmesider i højere grad vil være det medie, hvor oplysninger skal findes.

Flere kommuner fremførte, at den nuværende metode til analyse af de bakterielle forhold giver problemer på grund af tidsforsinkelsen, men at man ville overveje at tage prøver hver dag i forbindelse med overløbshændelser, selv om man ikke kendte resultatet af den seneste prøve. Derved ville man kunne følge forureningens udvikling bedre. Alle kommuner var klar over, at den typiske årsag til forhøjede værdier i 9 ud af 10 tilfælde skyldtes overløb efter regnhændelser. De var opmærksomme på at for stationer tæt ved større vandløb kunne der være en forsinkelse fra opstrøms udledninger.

I en undersøgelse udført for Miljøstyrelsen i 2003, Hasling et al. (2003), er det vist, at med EU's daværende forslag til ny statistik vil det medføre, at en række danske badevandsstationer oftere vil falde for kravene end med den nuværende danske statistiske metode. Konsekvensen vil således være, at et større antal stationer vil overskride kravene (se bilag D) og derfor kræve etablering af en eller anden form for varsel.

Estimer af omkostningerne forbundet ved implementering af det nye direktiv i form af varslinger er vurderet meget forskelligt i kommunerne. Et

gæt lød på 5.000 DKK pr varsel, hvis man benytter sig af traditionelle metoder. De fleste kommuner forventede ikke, at det ville koste dem nævneværdigt. En enkelt af de interviewede kommuner skønner, at det vil koste cirka 400.000 DKK at etablere et online varslingsystem med en årlig omkostning på 50.000 – 100.000 DKK. Det bør dog for god ordens skyld nævnes, at de kun har haft relativ kort tid til at læse teksten i det nye forslag og derefter lave en vurdering af omkostningerne.

Referencer

Ackerman, D. and Weisberg, A.B. (2003), Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. Journal of Water and Health, IWA Publishing

Alkan, U., Elliott, D.J. and Evison, L.M. (1995). Survival of enteric bacteria in relation to simulated solar radiation and other environmental factors in marine waters. Wat. Res. 29, 9, 2071 – 2081.

Attrassi, B. Flatau, G., Belabed, A., and Saghi, M. (1996). Role of oxygen and effects of sewage on survival of *Escherichia coli* in sea water. Env. Technol. 17, 1029 – 1034.

Auer, M.T. and Niehaus, S.L. (1993). Modeling of faecal coliform bacteria – I. Field and laboratory determination of loss kinetics. Wat. Res. 27, 4, 693 – 701.

Bartram, J and Rees, G. (2000) Monitoring bathing waters. WHO. Spon, London.

Chamberlin, C.E. and Michell, R. (1978) A decay model for enteric bacteria in natural waters. Water Pollution Microbiology Vol 2, 325 – 348.

Chebbo, G., Chromare, M.C., Ahyerre, M., and Garnaud, S. (2001) Production and transport of wet weather pollution in combined sewer systems: the “Marais” experimental urban catchment in Paris. Urban Water 3, 3 – 15.

Collins, R. and Rutherford, K. (2004) Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. Wat. Res. 38, 700 – 712.

Crowther, J., Kay, D. and Wyer, M.D. (2002) Faecal-indicator concentrations in water draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. Wat. Res. 36, 1725 – 1734.

Davies-Colley, R.J., Bell, R.G. and Donnison, A.M. (1994). Sunlight Inactivation of Enterococci and Fecal Coliforms in Sewage Effluent Diluted in Seawater
Appl. Envir. Microbiol. 1994 60: 2049-2058.

Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M., and Speed. D.J (1997). Sunlight wavelengths inactivating faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds. Wat.Sci.Tech. 35, 11/12, 219-225.

DHI (1982). Analytical Solutions to Problems in Environmental Hydraulics.

DHI (2003), E.coli modellering ved Vedbæk havn. Kalibrering og scenarionmodellering, DHI-ref. 52078.

- Ellis, J. B. and Yu Wang (1995) Bacteriology of urban runoff: The combined sewer as a bacterial reactor and generator. *Wat. Sci. Tech.* 31, 7, 303 - 310.
- Erichsen, A.E., Burgdorf Nielsen, J., Dahl-Madsen, K.I., Rasmussen, J. og Sørensen, K. (2003). *Badevandsudsigt for Københavns Havn. Vand og Jord*, 10. årgang, feb. 2003, Forlaget Nepper & Stagehøj.
- EUs badevandsdirektiv (2006):
http://europa.eu.int/prelex/detail_dossier_real.cfm?CL=en&DosId=177231
- EPA (1977). *Microorganisms in urban storm water. Environmental Protection Technology Series*. July 1977. (Cited in Gibson et al 1998)
- Evison (1988) Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and sea water. *Wat. Sci. Tech.* 20, 11/12, 309 - 315
- Fyns Amt (2004a). *Vandløb 2003*. ISBN 87-7343-561-9.
<http://www.fyns-amt.dk/wm151089>
- Fyns Amt (2004b). *Vandmiljøovervågning. Punktkilder 2003*. ISBN 87-7343-555-4 (<http://www.fyns-amt.dk/wm151088>)
- Gameson, A.H.L. (1984) Investigations of sewage discharges to some British coastal waters. Chaptor 8. Bacterial mortality, Part 1. TR 201 Water Research Centre, England.
- Gameson, A.H.L. (1986) Investigations of sewage discharges to some British coastal waters. Chaptor 8. Bacterial mortality, Part 3. TR 222. Water Research Centre, England.
- Gameson, A.H.L. and Gould (1985) Investigations of sewage discharges to some British coastal waters. Chaptor 8. Bacterial mortality, Part 2. TR 201 Water Research Centre, England.
- Gibson III, C.J., Statermann, K.L., States, S., and Sykora, J. (1998) Combined sewer overflows: A source of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Wat. Sci. Tech.* 38, 12, 67 - 72.
- Hasling, A.B, Arnbjerg, K og Hansen, L. (2003). *Vurdering af konsekvenser af forslaget til nyt badevandsDirektiv fra EU, dateret 24.10.2002. Miljøprojekt Nr. 849. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.*
- Jensen (1990). *Beregning af E. coli henfald ud fra lys, temperatur og salinitet. Status notat januar 1990. Isotopcentralen/ATV.*
- Kistemann, T., Claßen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. and Exner M. (2002) Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. *Appl. Envir. Microbiol.* 68: 2188-2197.
- Makepeace, D.K. Smith, D.W., and Stanley, S.J. (1995) Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Crit. Rev. Env. Sci. Tech.* 25, 2, 93 - 139.

McDonald, A., Kay, D. and Jenkins, A. (1982) Generation of faecal and total coliform surges by stream flow manipulation in the absence of normal hydrometeorological stimuli. *44, 2*, 292 – 300.

Mancini, J.L. (1978) Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *J. WPCF*. November 2477 – 2484.

Muirhead, R.W., Davies-Colley, R.J., Donnison A.M. and Nagels J.W. (2004). Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Wat. Res.* 38, 1215-1224

Mølgaard, K., Nickelsen, C, og Jansen, J.C. (2002). Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg. Miljøprojekt Nr. 684. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, 2003

Mølgaard, K., Kjølholt, J., og Nielsen, P. (2003). Smittestoffer i spildevand. Miljøprojekt Nr. 800. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, 2003

Nagels J.W., Davies-Colley, R.J., Donnison A.M. and Muirhead, R.W. (2002). Faecal contamination over flood events in pastoral agriculture stream in New Zealand. *Wat. Sci. Tech.* 45, 12, 45 – 52.

Nickelsen, C. og Kristensen, K.K. (1991). Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra renselanlæg. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 21. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, 1991

Reed, H.R. (1997). Solar inactivation of faecal bacteria in water: the critical role of oxygen. *Lett. Appl. Microbiology.* 24, 276 – 280.

Rodgers, P., Soulsby, C., Hunter, C. and Petry, J. (2003) Spatial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in northeast Scotland. *Sci. Total Environ.* 314 – 316, 289 – 302.

Sinton, L.W., Hall, C.H., Lynch, P.A. and Davies-Colley R.J. (2002). Sunlight Inactivation of Fecal Indicator Bacteria and Bacteriophages from Waste stabilization Pond Effluent in Fresh and Saline Waters. *Appl. Envir. Microbiol.* 68, 3, 1122-1131.

WHO (2004) Guidelines for drinking-water quality. Third edition. Volume 1. WHO Geneva.

1 Mikrobiologidata

1.1 Erfaringstal for koncentrationer af indikatorbakterier

1.1.1 *E. coli*, Enterokokker og deres analyse

Gennem de seneste årtier har der været anvendt forskellige metoder og forskellige termer for indikatorbakterier. Det medfører, at det kan være vanskeligt at lave sammenligninger på tværs af undersøgelser og lande, og i det følgende er de forskellige metoder og deres indbyrdes forhold beskrevet kort.

Coliforme bakterier inkluderer en række aerobe og fakultativt anaerobe gram-negative, ikke-sporedannende bakterier, der fermenterer laktose og danner luft i løbet af 24 timer ved 35°C til 37°C. Mange af disse er af fækal oprindelse, men nogle er i stand til at vokse i miljøet. En del af disse kan fermentere laktose, danne luft ved 44 °C og er samtidig indolpositive. Disse har været kaldt fækale eller termotolerente coliforme bakterier, og består hovedsageligt af arter af *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, og *Enterobacter*. De fækale coliforme bakterier er bedre indikatorer for fækal forurening end de coliforme bakterier, men nogle af dem, især *Klebsiella*, kan opformerer i miljøet. Den eneste coliforme bakterie, der meget sjældent opformerer i miljøet, er *E. coli*. (WHO 2004). I dag anvendes ISO 9308-1 til bestemmelse af *E. coli*. Her defineres *E. coli* som bakterier, der fermenterer laktose i et selektivt medium, er oxidase negative, og som er indolpositive ved 44 °C. I ISO 9308-3 defineres *E. coli* efter et andet princip, nemlig som bakterier, der er -D-glucuronidase-positive i et selektivt medium ved 44°C.

I badevand har "fækale streptokokker" været anvendt som indikator for fækal forurening. Taksonomien for denne gruppe af bakterier har været ændret især op igennem 1990erne. Gruppen indeholder 2 slægter: *Enterokokkus* og *Streptococcus*. I den gældende standard (ISO 7899-2) defineres Enterokokker som bakterier, der kan reducere 2,3,5-triphenyltetrazolium klorid til formazan og hydrolysere æskulin ved 44 °C i selektivt medium. Metoden medtager hovedsageligt *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* og *E. hirae*, men andre Enterokokker og nogle Streptokokker kan også give positivt respons. I ISO 7899-1 defineres intestinale enterokokker som bakterier, der kan vokse aerobt ved 44 °C i selektive medium og hydrolysere 4-methylbelliferyl--D-glucoside (MUD).

1.1.2 Erfaringstal for koncentration af indikatorbakterier i vand

En af de faktorer, der begrænser kvaliteten af forudsigelser af badevandskvaliteten, er kendskabet til, hvor mange *E. coli* eller *Enterokokker* der udledes. I specifikke situationer er det optimale at gennemføre måleserier i forbindelse med aktuelle forureningssituationer, f.eks. overløb fra kloakker

og som nævnt tidligere gerne mere end én undersøgelse, da der kan forekomme store spredninger på målingerne. Hvis originale måledata ikke er tilgængelige, er det næstbedste at anvende erfaringer fra andre undersøgelser.

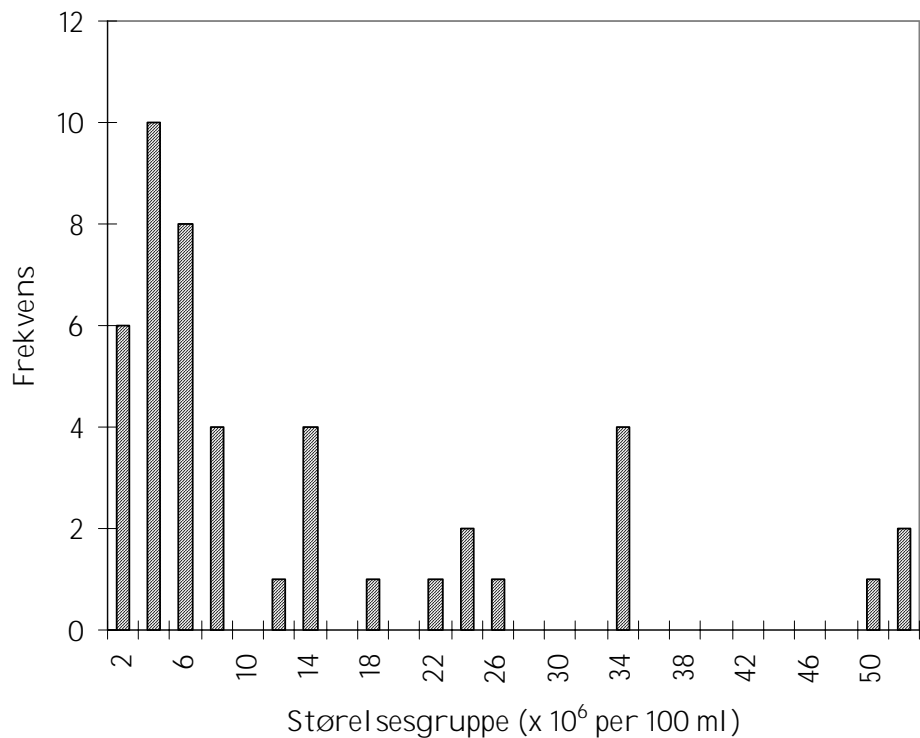
Litteraturen viser, at koncentrationen af indikatorbakterier i vand varierer 2 til 3 logenheder eller mere. Det giver stor usikkerhed på fastsættelse af koncentrationer til modelleringen ud fra erfaringstal. For at være på den sikre side er det valgt at anlægge et konservativt skøn. I det omfang, det er muligt, anvendes 95%-percentilen af de data, der er fundet. I tilfælde, hvor det ikke er muligt at bestemme 95%- percentilen, vurderes data individuelt på en måde, så der fremkommer et konservativt skøn. I det omfang det er muligt, er baggrunden for data beskrevet, således at det i nogle tilfælde vil være muligt for læseren at foretage et mere nuanceret og præcist skøn. Hvis der f.eks. er tale om et vandløb, der har opland i et naturområde, skønnes koncentrationen af indikatorbakterier at være lavere, end hvis der er tale om et vandløb, der løber gennem et spildevandspåvirket opland.

Data vedrørende **Enterokokker** er ofte få eller manglende. I disse tilfælde anvendes i henhold til badevandsdirektivet et forhold mellem **E. coli** og **Enterokokker** på 2,5:1, eller koncentrationen vurderes ud fra andre kriterier som f.eks. rensningsgrad i forbindelse med sandfiltrering af spildevand.

I dette afsnit er erfaringer fra andre undersøgelser gengivet, til brug for forudsigelse, når man i specifikke tilfælde ikke har originale måleserier. Typiske koncentrationer af **E. coli** og **Enterokokker** i urensset råspildevand, overløb fra kloaker, regnvandsudledning fra befæstede arealer, rensset spildevand, og vandløb er beskrevet. Der er så vidt muligt hentet data fra danske undersøgelser, men i de undersøgelser, hvor der er data til rådighed fra både danske og udenlandske undersøgelser, er der umiddelbart ingen væsentlig variation. Detaljeret datamateriale ses i bilag B.

Råspildevand

Herunder er der samlet data fra 8 danske renseanlæg fra perioden 1990 til 2002. Data er taget fra en række Miljøstyrelsesrapporter (se bilag B). I alle tilfælde er **E. coli** målt som termotolerante coliforme bakterier ved DS 2255, og ”**Enterokokker**” er målt ved membranfiltrering efter ISO 7899-2.



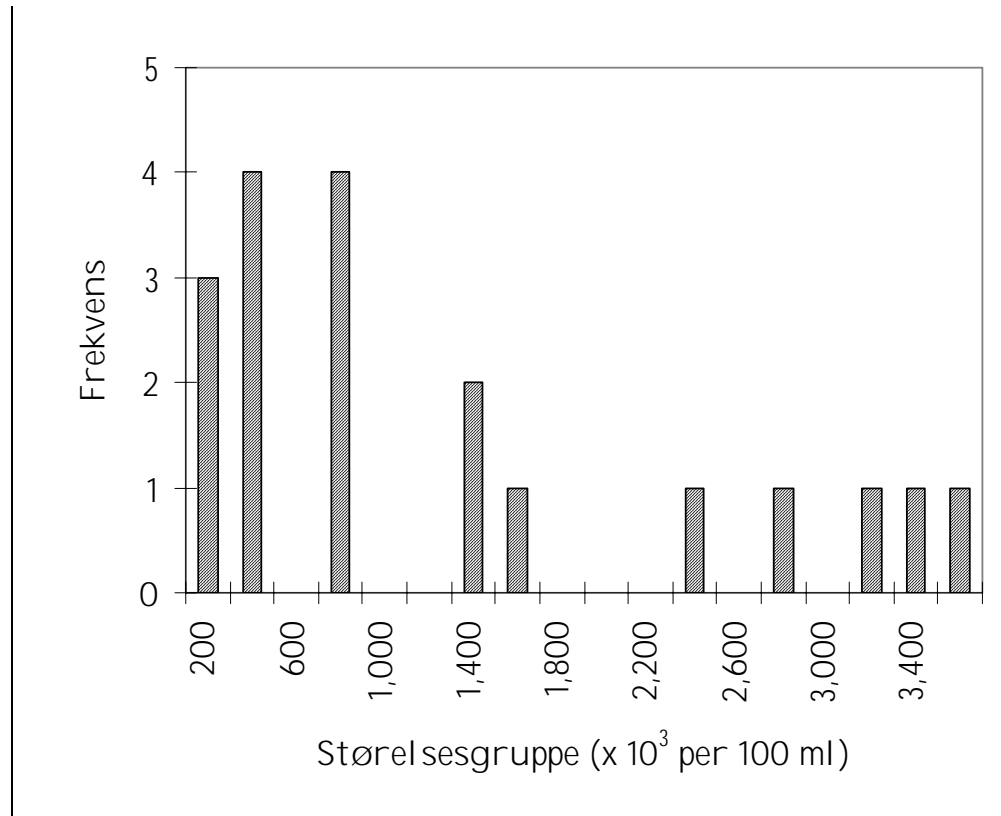
Figur A-1: Fordeling af termotolerante coliforme bakterier i råspildevand målt i tilløbet til 8 danske renselanlæg.

Figur A-1 viser fordelingen af resultater af analyser af termotolerante coliforme bakterier i spildevand i tilløbet til 8 danske renselanlæg.

Koncentrationen af termotolerante coliforme bakterier i spildevandet varierer 2 størrelsesordner mellem $1,1 \cdot 10^6$ og $1,3 \cdot 10^8$ per 100 ml. Hovedparten af resultaterne ligger mellem cirka $1 \cdot 10^6$ og $8 \cdot 10^6$ per 100 ml med en median værdi på $4,9 \cdot 10^6$ pr. 100 ml og en 95% percentil på $4,5 \cdot 10^7$ pr. 100 ml.

På figur A-2 ses fordelingen af **Enterokokker** målt i tilløbet til 5 forskellige renselanlæg. Koncentrationen af **Enterokokker** i spildevandet varierer 2 størrelsesordner mellem $3,6 \cdot 10^4$ og $3,6 \cdot 10^6$ per 100 ml. Hovedparten af resultaterne ligger mellem cirka $3,6 \cdot 10^4$ og $8 \cdot 10^5$ per 100 ml med en median værdi på $7,0 \cdot 10^5$ per 100 ml, og en 95% percentil på $3,4 \cdot 10^6$ pr. 100 ml.

Antallet af **Enterokokker** i fæces er cirka 10% af antallet af "**E. coli**" (WHO 2004). Det stemmer fint overens med de koncentrationer, der er fundet i tilløbet til danske renselanlæg, idet der er knap en faktor ti mellem medianværdierne.



Figur A-2: Fordeling af *Enterokokker* i råspildevand målt i tilløbet til 5 danske renseanlæg.

Overløb fra kloaker

Ved litteraturgennemgangen er der ikke fundet danske oplysninger om indikatorbakterier i regnvandsbetingede overløb fra kloaker.

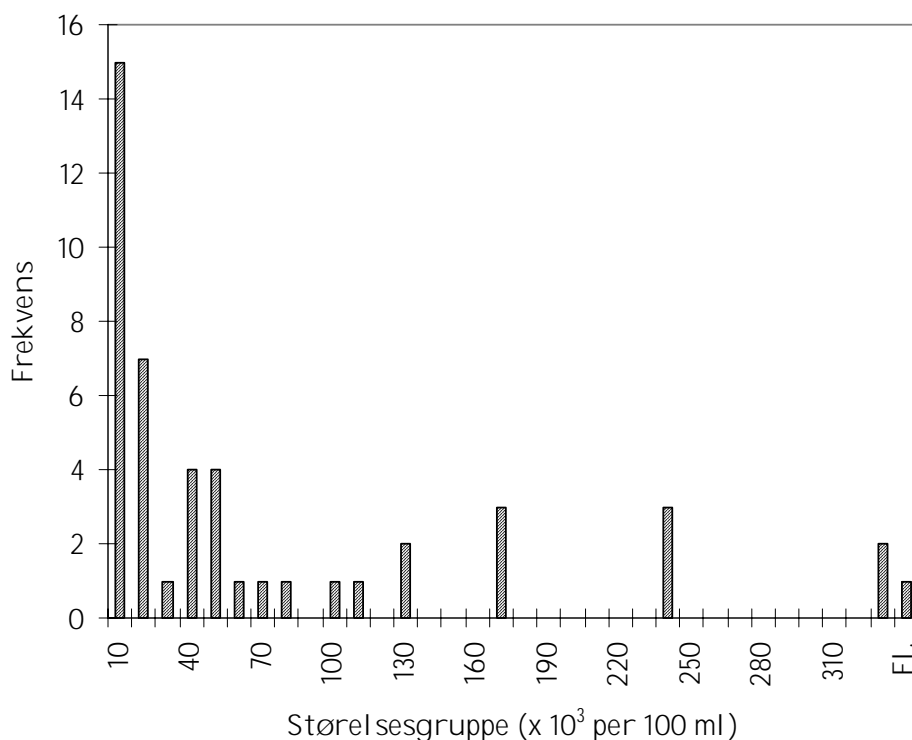
Koncentrationen kan tænkes at være lavere end i råspildevandet på grund af den fortynding, der sker som følge af regnen. Fortyndingsfaktoren vil variere fra lokalitet til lokalitet og fra overløb til overløb, men typiske fortyndingsfaktorer ligger mellem 1 og 10 (Ole Mark, pers komm). På den anden side kan koncentrationen også tænkes at være højere på grund af afrivning og opslemning af materiale fra kloaksystemet, som indeholder mange bakterier, såkaldt *first-flush*. Denne effekt kendes fra målinger af SS, COD og BOD (Chebbo et al., 2001) og har i det mindste førhen også været en almindelig antagelse for bakterier (EPA 1977), men der er endnu uklarhed på dette punkt (Makepeace et al., 1995). Gibson et al. (1998) analyserede 11 prøver fra 5 overløbshændelser og fandt mellem $3,0 \cdot 10^3$ og $8,5 \cdot 10^5$ fækale coliforme bakterier pr 100 ml (median $2,6 \cdot 10^4$ pr. 100 ml, 95% percentil $8,5 \cdot 10^5$), hvilket er omkring 50 gange lavere, end det vi finder i danske spildevand.

En engelsk undersøgelse (Ellis og Yu, 1995) har fundet, at koncentrationen i forbindelse med overløb lå mellem $8,0 \cdot 10^2$ og $8,1 \cdot 10^5$ fækale coliforme bakterier pr 100 ml og mellem $4,0 \cdot 10^1$ og $4,5 \cdot 10^5$ fækale streptokokker pr. 100 ml (hvoraf *Enterokokkerne* udgør en væsentlig del), hvilket var væsentlig lavere end koncentrationen i råspildevandet under tørvejr. Det synes derfor mest rimeligt at antage, at koncentrationen af termotolerante coliforme bakterier og *Enterokokker* i regnvandsbetingede overløb er lavere end i "tørvejr" spildevand pga. fortynding. Under antagelse af 5 gange fortynding og anvendelse af de beregnede 95%-percentiler for dansk spildevand

anbefales det at anvende koncentrationer på $9,0 \cdot 10^6$ *E. coli* pr. 100 ml og $6,8 \cdot 10^5$ *Enterokokker* per 100 ml ved overløb fra kloakker.

Renset spildevand

Figur A-3 viser fordelingen af termotolerante coliforme bakterier i rensed spildevand målt efter efterklaring i 7 danske renseanlæg. Koncentrationen af termotolerante coliforme bakterier i spildevandet varierer 2 størrelsesordner mellem $1,4 \cdot 10^3$ og $4,9 \cdot 10^5$ per 100 ml. Hovedparten af resultaterne ligger mellem cirka $1,4 \cdot 10^3$ og $6 \cdot 10^4$ per 100 ml med en median værdi på $3,3 \cdot 10^4$ per 100 ml og en 95% percentil på $3,0 \cdot 10^5$ pr. 100ml. Vurderet ud fra medianværdierne på råspildevand giver det en rensningsgrad på > 99%.



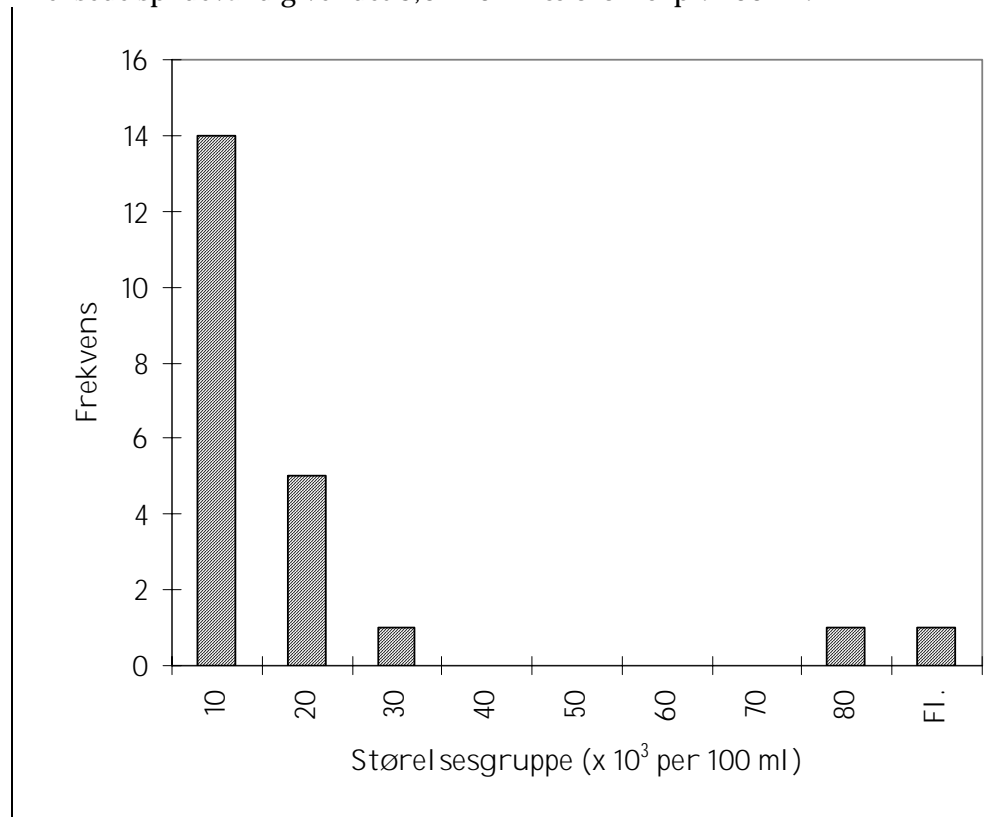
Figur A-3: Fordeling af termotolerante coliforme bakterier i rensed spildevand målt efter efterklaring i 7 danske renseanlæg

Figur A-4 viser fordelingen af *Enterokokker* i rensed spildevand målt efter efterklaring i 5 danske renseanlæg. Koncentrationen af *Enterokokker* i spildevandet varierer 3 størrelsesordner mellem $2,0 \cdot 10^2$ og $1,3 \cdot 10^5$ per 100 ml. Hovedparten af resultaterne ligger mellem cirka $2,0 \cdot 10^2$ og $2 \cdot 10^4$ per 100 ml med en median værdi på $4,4 \cdot 10^3$ per 100 ml og en 95% percentil på $7,3 \cdot 10^4$ pr. 100ml. Vurderet ud fra medianværdierne på råspildevand giver det en rensningsgrad på > 99%.

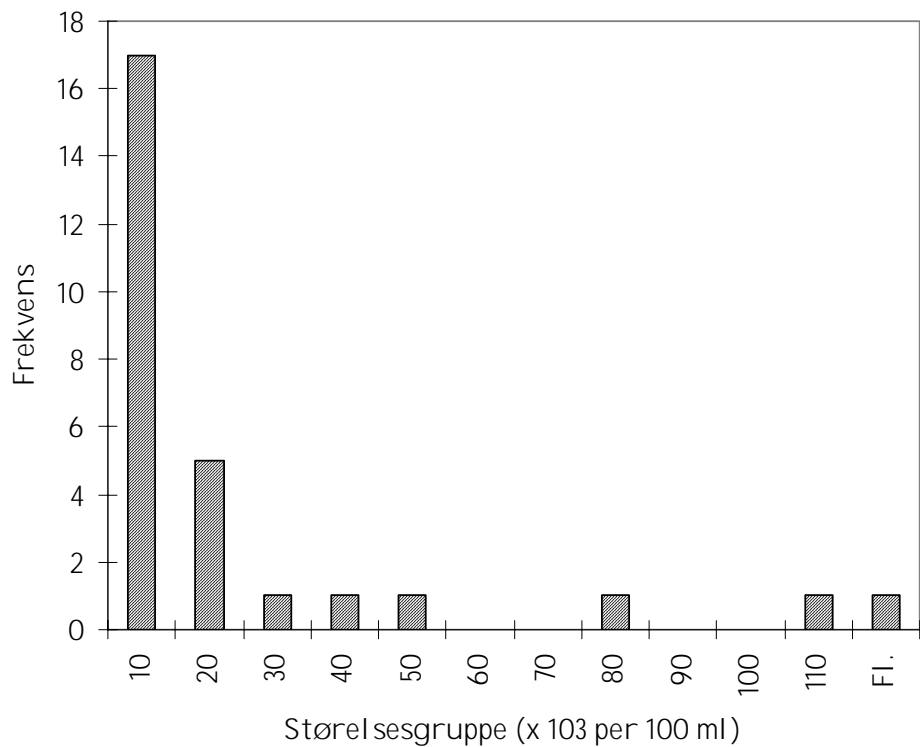
Figur A-5 viser fordelingen af termotolerante coliforme bakterier i spildevand fra 4 renseanlæg, hvor der er efterbehandlet med sandfiltrering.

Koncentrationen af termotolerante coliforme bakterier i spildevandet varierer 3 størrelsesordner mellem $2,0 \cdot 10^2$ og $2,4 \cdot 10^5$ per 100 ml. Hovedparten af resultaterne ligger mellem cirka $2,0 \cdot 10^2$ og $2,0 \cdot 10^4$ per 100 ml med en median værdi på $3,4 \cdot 10^3$ per 100 ml og en 95% percentil på $9,8 \cdot 10^4$ pr. 100ml. Vurderet ud fra medianværdierne på råspildevand giver det en rensningsgrad på cirka 90%.

Der er kun fundet få data for koncentrationen af **Enterokokker** i spildevand, der er efterbehandlet med sandfiltrering. På Egå renseanlæg er der gennemført en undersøgelse med udtagning af 5 prøver i løbet af 4 timer før og efter sandfilteret. Prøverne blev analyseret for både termotolerante coliforme bakterier og **Enterokokker**. Resultaterne viste, at der ikke var signifikant forskel på fjernelse af termotolerante coliforme bakterier og **Enterokokker**. Man kan derfor med rimelighed antage, at også cirka 90% af **Enterokokkerne** fjernes ved sandfiltrering. I forhold til 95% percentilen af det rensede spildevand giver det $3,0 \cdot 10^4$ **Enterokokker** pr. 100 ml.



Figur A-4 : Fordeling af **Enterokokker** i rensede spildevand målt efter efterklaring i 5 danske renseanlæg



Figur A-5: Fordeling af termotolerante coliforme bakterier i spildevand, der er efterbehandlet med sandfiltrering. Data fra 4 danske renseanlæg.

Bakterier i vand fra befæstede arealer

Forekomsten af bakterier i vand fra befæstede arealer er kun sparsomt undersøgt. I et review angiver Makepeace et al. (1995), at koncentrationen af fækale coliforme bakterier i "storm water" ligger mellem $0,2$ og $1,9 \cdot 10^6$ CFU/100 ml med middelværdier mellem $1,6 \cdot 10^2$ – $1,9 \cdot 10^5$ CFU/100 ml, og koncentrationen af **Enterokokker** mellem $1,2 \cdot 10^2$ og $3,4 \cdot 10^5$ CFU/100 ml.

I et litteraturstudium angives typiske middelkoncentrationer af **E. coli** over en hel hændelse i udledningen fra separatsystemer i Danmark til at ligge mellem 10^3 og 10^4 pr. 100 ml. I en undersøgelse udført af DHI-Sverige for Halmstad Kommune på 12 lokaliteter i sommeren 2004 er der fundet mellem 310 og 21.000 **E. coli** pr. 100 ml med en median værdi på 3.800 CFU/100 ml og en 95% percentil på 13.000 CFU/ml (Karlsson og Ohlson, pers. comm. 2004).

De omtalte undersøgelser viser, at der kan være meget høje koncentrationer af indikatorbakterier i vand fra befæstede arealer, men også at der kan være store forskelle. På baggrund af de danske og svenske undersøgelser foreslås det at anvende koncentrationer på $2 \cdot 10^4$ **E. coli** pr. 100 ml og $0,8 \cdot 10^4$ **Enterokokker** pr. 100 ml.

Bakterier i vandløb

Koncentrationen af indikatorbakterier i vandløb er afhængig af aktiviteterne i oplandet til vandløbet. Jo større menneskelig påvirkning der er, jo højere koncentration af indikatorbakterier finder man i vandløbene. En undersøgelse har f.eks. vist, at et vandløb i en skov havde lavere koncentrationer af indikatorbakterier end et vandløb i et landbrugsområde og et

spildevandspåvirket vandløb, som har de højeste koncentrationer (Kistemann et al., 2002). I landbrugsområderne ophobes indikatorbakterier i og på jorden fra dyrefæces og pga. spredning af møg. Herfra kan de transporteres til vandløbene. Har dyrene direkte adgang til vandløbene, kan de være væsentlige direkte kilder til forurening. Udledning af spildevand til vandløbene er årsag til en direkte forurening af vandet og medfører endvidere, at der sker en ophobning af bakterier i vandøbssedimenter. (McDonald et al., 1982, Rodgers et al., 2003, Collins og Rutherford, 2004).

På grund af ophobningen af indikatorbakterier i jord og vandløbssedimenter kan kraftig regn medføre en stigning i koncentrationen af indikatorbakterier i vandløbene på 10 til 100 gange, dels på grund af overfladeafstrømning og dels på grund af at den øgede vandføring, som hvirvler sedimentet op i vandet. Undersøgelser, hvor vandføringen er øget ved at udlede vand fra opstrøms reservoirs, viser, at især de bakterier, der er ophobet i vandløbssedimenter, er årsag til stigningen i bakteriekoncentrationen (Crowther et al. 2002, Kistemann et al., 2002, McDonald et al., 1982, Muirhead et al., 2004, Nagels et al. 2002, Rodgers et al., 2003). Mængden af indikatorbakterier i vandløbssedimentet er begrænset, typisk 10^8 til 10^9 *E. coli* pr. m^2 (Muirhead et al., 2004, Collins og Rutherford, 2004). Det medfører, at udvaskningen aftager efterhånden, som puljen af bakterier i sedimentet bliver udtømt. Det giver sig bl.a. udslag i, at koncentrationen af indikatorbakterier er højere, mens vandstanden stiger, end når den falder igen, og at udvaskningen vil være mindre, jo kortere tid der går mellem hændelser med høj vandføring (Rodgers et al., 2003, Muirhead et al., 2004, Nagels et al., 2002). I nedenstående tabel er angivet typiske koncentrationer af indikatorbakterier i forbindelse med kraftig regn eller undersøgelser, hvor vandføringen er øget ved hjælp af opstrøms reservoirs.

Tabel A-1

Opland	<i>E. coli</i> (CFU/100 ml)		<i>Enterokokker</i> (CFU/100 ml)		Kilde
	Høj vandføring	Normal vandføring	Høj vandføring	Normal vandføring	
Græsnings-arealer med direkte adgang til vandløbet	15.500 13.000	ca 100			Muirhead et al., 2004
Ukendt opland	3.200 700	ca 100			McDonald et al., 1982
Græsnings-arealer	10 ³ til 10 ⁴	50 – 1000			Collins og Rutherford, 2004
Mest græsnings-arealer med spredt bebyggelse	140.000 110.000	6200 3100	*95000 *16000	*1600 *260	Crowter et al., 2002
Græsningsarealer til mælkeproduktion	40.000 13.000	100 100			Nagels et al., 2002
Skov	190	22	**130	**8	Kistemann et al., 2002
Landbrug	1300	130	**540	**54	Kistemann et al., 2002
Spildevandspåvirket	13.700	490	**13600	**130	Kistemann et al., 2002

*Presumptive streptokokker. **Fækale streptokokker. *Enterokokker* udgør en delmængde af disse.

I forbindelse med overvågning af vandmiljøet har Fyns Amt analyseret den hygiejniske kvalitet i 15 vandløb månedligt i perioden 1976 til 2003 (Fyns Amt 2004a). Siden slutningen af firserne har medianen af årsmiddelkoncentrationerne ligget på omkring $2 \cdot 10^3$ *E. coli* per 100 ml, mens 90% fraktilen ligger omkring $5 \cdot 10^3$ *E. coli* pr. 100 ml. De data, Fyns Amt har præsenteret, giver ikke umiddelbart mulighed for at vurdere koncentrationen af indikatorbakterier i forbindelse med kraftig regn, men sammenligner man data for tørvejskoncentrationer i tabel 3.1 ses det, at vandløbene har relativt høje årsmiddelkoncentrationer. Det tyder på en ikke uventet jævnlig påvirkning af vandløbene med indikatorbakterier fra aktiviteter i oplandene. Dermed er det sandsynligt, at der ophobes indikatorbakterier i vandløbssedimenterne, hvilket igen vil give meget høje bakteriekoncentrationer i forbindelse med kraftige regnhændelser.

Et studie af Odense å i perioden 1993 – 2003 (Fyns Amt 2004b) viser, at Odense by påvirker åens hygiejniske kvalitet voldsomt, formentlig på grund af de mange overløbsbygværker. Påvirkningen er særlig udtalt på dage med regn. Koncentrationen af *E. coli* opstrøms for Odense ligger mellem 50 og 10⁴ pr. 100 ml i prøver udtaget på dage med tørvejr. Nedstrøms var koncentrationerne typisk 1 logenhed højere. På dage med regnvejr blev der nedstrøms for Odense ofte konstateret væsentligt højere koncentrationer, op til 10⁶ *E. coli* pr. 100 ml. Opstrøms for Odense var der også tendens til forhøjede koncentrationer på regnvejrsdage, men ikke i samme omfang som nedstrøms.

I forbindelse med modellering af vandløbs påvirkning af badevandskvalitet vil det være relevant at skelne mellem tørvejs- og regnvejrssituationer og tage hensyn til vandløbenes oplande i det omfang, det er muligt. Ifølge studierne på Fyn er $5 \cdot 10^3$ *E. coli* pr. 100 ml et kvalificeret konservativt gæt på *E. coli* koncentrationer i tørvejr. Spildevandspåvirkede vandløb ligger, jævnfør Odense Å, højere, omkring 10^4 *E. coli* pr. 100 ml. Under kraftig regn må det forventes, at koncentrationerne ligger omkring 10 gange højere. Da der ikke er fundet danske erfaringer med *Enterokokker* i vandløb, anbefales det, at anvende koncentrationer svarende til 40 % (svarende til et forhold på 2.5:1) af koncentrationerne for *E. coli*.

1.2 Erfaringstal for henfaldsrater for indikatorbakterier i ferskvand og saltvand

1.2.1 Studier af henfald i ferskvand og saltvand

De fleste af de refererede undersøgelser er gennemført med coliforme bakterier eller fækale/termotolerente coliforme bakterier. De kommende kvalitetskrav for badevand kommer til at gælde for *E. coli* og *Enterokokker*, men ikke coliforme eller fækale coliforme bakterier. Da der ikke er sikkerhed for, at henfaldet af coliforme bakterier, fækale coliforme bakterier og *E. coli* er ens, giver det en generel usikkerhed. Det er ikke muligt at vurdere betydningen af denne usikkerhed, men for overhovedet at kunne beskrive erfaringer af bakterielt henfald i vand er det valgt at se bort fra denne usikkerhed. Se i øvrigt afsnit 1.1.1.

Chamberlin and Michell (1978) har gennemgået litteraturen og fundet, at henfaldsraterne for coliforme bakterier udviser variation. Gennemgang af 87 feltstudier i havvand viste, at 95% af henfaldsraterne ligger mellem 0,3 pr. time og 4,0 pr. time ($t_{90\%} = 8 - 0,6$ timer). Resultaterne syntes at være log-normal fordelte med et geometrisk gennemsnit på 1,1 pr. time. I modsætning hertil blev det fundet, at henfaldet i ferskvand lå mellem 0,015 og 0,020 pr. time ($t_{90\%} = 150$ til 115 timer), bestemt ud fra longitudinale koncentrationsprofiler i vandløb. De konkluderede endvidere, at i havvand er lyset den faktor, der har størst betydning for henfaldet.

Mancini (1978) har ligeledes gennemgået en række data fra litteraturen, foruden at de har gennemført forsøg. Han har i overensstemmelse med Chamberlin and Michell (1978) fundet henfaldsrater i saltvand fra 0,01 til 4,2 pr. time. Mancini finder endvidere, at temperatur, salinitet og lys er de styrende faktorer, men bemærker samtidig, at der ikke er et datagrundlag for at etablere sammenhængen mellem henfald af coliforme bakterier og lys i ferskvand.

På baggrund af data fra Gameson (1984,1986) og Gameson and Gould (1985), som har undersøgt henfald af fækale colibakterier i havvand, beskriver Jensen (1990) henfaldskonstanten som funktion af lysintensitet, temperatur og salinitet. Her er opstillet en model, der deler henfaldskonstanten op i en mørkedel (k_m) og en lysdel (k_l). Modellen bekræfter Chamberlin and Michell's konklusion om, at lyset er den mest betydende faktor.

Det bør nævnes, at de tre ovennævnte undersøgelser delvist er baseret på de samme data samt, at hverken Mancini (1978) eller Chamberlin and Michell

(1978) skelner mellem coliforme bakterier og fækale coliforme bakterier, hvilket giver en vis usikkerhed i tolkningen.

I en undersøgelse af henfald i søvand undersøgte Auer et al. (1993) størrelsen af mørkehenfaldet og betydningen af sedimentation og lys for henfaldet af fækale coliforme i søvand. De fandt et mørkehenfald $k_m = 0,03$ pr. time. De fandt også en tydelig sammenhæng mellem henfald og lysintensiteten i epilimnion. På basis af deres data kan lyshenfaldet af fækale coliforme bakterier tæt ved overfladen midt på en gennemsnitssommer i Danmark (500 W/m^2) beregnes til $0,35$ pr. time, hvilket er noget højere end de data, som Chamberlin and Michell (1978) har præsenteret for vandløb. En mulig forklaring på denne forskel kan være større uklarhed i vandløbene, så lysets effekt ikke bliver så stor. Auer et al. (1993) fandt ikke sammenhæng mellem henfald og temperatur. I en gennemgang af litteraturen fandt de modstridende resultater, hvad temperatursammenhængen angår, idet nogle undersøgelser viser sammenhæng, mens andre ikke gør det. Oplysningerne om henfald af **Enterokokker** er sparsomme set i forhold til dem, der findes om coliforme bakterier.

Bartram and Rees (2000) har samlet litteraturdata for henfald af ***E. coli*** og **Enterokokker**. De refererede henfaldsrater for ***E. coli*** ligger mellem $0,04$ og $0,02$ pr. time ($t_{90\%} = 6,3 - 2,7$ dage) i ferskvand og mellem $0,12$ og $0,14$ pr. time i saltvand ($t_{90\%} = 0,7 - 0,8$ dage). Sammenlignet med data præsenteret af Chamberlin and Michell (1978) ligger disse lavt. For **Enterokokker** fandt de, at henfaldsraterne ligger på cirka $0,03$ pr. time i ferskvand og cirka $0,04$ i saltvand. Disse data tyder på, at henfaldsraterne ligger noget lavere for **Enterokokker** end for ***E. coli***.

Davies-Colley et al. (1994) har undersøgt henfaldet af fækale coliforme og **Enterokokker** i havvand ved en række in-situ forsøg omfattende både forsøg med nedsænkede flasker og forsøg, hvor spildevand blev udledt sammen med en konservativ tracer. På baggrund af målinger af lysintensiteten har de bestemt hvor stor dosis, der skal til for at inaktivere 90% af organismerne. Resultaterne viste, at $S_{90\%}$ var cirka $2,5 \text{ MJ/m}^2$ for fækale coliforme bakterier og $5,8 \text{ MJ/m}^2$ for **Enterokokker**. Dvs. at der skal cirka 2,3 gange så meget lys til at inaktivere **Enterokokker** end de fækale coliforme bakterier. Ved en lysintensitet 500 W/m^2 , svarende til en dansk middelsommerindstråling midt på dagen, giver det en $t_{90\%}$ på 1,4 timer for fækale coliforme bakterier, svarende til en 1st-ordens henfaldskonstant på $1,65$ pr. time, og en $t_{90\%}$ på 3,2 timer for **Enterokokker**. Davies-Colley et al. (1994) noterer også, at henfaldet af **Enterokokker** ikke følger almindelig 1st-ordens kinetik, men at henfaldet har en skulder (se rapport afsnit 3.4.2), således at man har behov for to parametre, en for skulderens bredde og en for det efterfølgende 1st-ordens henfald.

Evison (1988) undersøgte henfald af ***E. coli***, fækale streptokokker fra spildevand i laboratoriestudier med havvand og flodvand. Undersøgelserne viste, at overlevelsen var længere i ferskvand end i havvand, og at de fækale streptokokker havde længere overlevelse end ***E. coli***, når de var under påvirkning af lys, og bekræfter resultaterne fra Davies-Colley et al. (1994). Laboratorieundersøgelser udført med bakteriekulturer og kunstigt sollys i sterilt havvand fra Nordsøen viste kun marginale forskelle mellem henfaldet af ***E. coli*** og **Enterokokker** (Alkan et al., 1995).

Laboratoriestudier med spildevand fra afløbet af en "Waste Stabilisation Pond" viste, at henfaldet af **Enterokokker** var hurtigere end henfaldet af **E. coli** (Davies-Colley et al. 1997, Sinton et al., 2002), et resultat, der er i modstrid med Davies-Colley et al. (1994).

2 Datagrundlag

<i>E. coli</i> pr. 100 ml	Median	min	max	Middel log ₁₀	Standard afvigelse log ₁₀	Anlæg
Råvand						
12 prøver	$4,9 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^6$	$2,4 \cdot 10^7$	6,767	0,347	Søllerød, 1989/90
9 do	$1,3 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^6$	$7,7 \cdot 10^7$	7,012	0,540	Beder, 1989/90
5	$2,9 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^5$	$5,4 \cdot 10^6$	6,413	0,299	Sjælsø, 1992
6	$5,6 \cdot 10^6$	$7,8 \cdot 10^5$	$4,9 \cdot 10^7$	6,750	0,625	Egå, 2002
6	$3,3 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^8$	7,405	0,564	Marselis- borg 2002
45	$4,9 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^8$	6,847	0,524	Alle 1989- 2002
Renset spildevand (efter efterklaring)						
12	$1,2 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^5$	4,166	0,578	Søllerød, 1989/90
9	$7,0 \cdot 10^4$	$7,9 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^5$	4,829	0,542	Beder, 1989/90
28	$1,3 \cdot 10^4$	$6,4 \cdot 10^3$	$5,7 \cdot 10^4$	4,141	0,255	Sjælsø, 1992
6	$6,4 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^5$	3,947	0,660	Egå, 2000
6	$2,1 \cdot 10^5$	$4,9 \cdot 10^4$	$3,3 \cdot 10^5$	5,206	0,343	Marselis- borg, 2000
50*	$3,3 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^3$	$4,9 \cdot 10^5$			Alle 1989 – 2002
*Kun 10 analyser fra Sjælsø medtaget (første forsøg)						
Sandfiltreret						
10	$2,3 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^5$	3,546	0,939	Søllerød 1989/90
9	$1,1 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^5$	4,143	0,684	Beder 1989/90
6	$1,0 \cdot 10^3$	$4,0 \cdot 10^2$	$2,4 \cdot 10^4$	3,288	0,744	Egå, 2000
28	$3,4 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^2$	$2,4 \cdot 10^5$			
Råspildevand (/100ml)			Renset spildevand (100 ml)			
$1,4 \cdot 10^6$			$4,9 \cdot 10^5$			Kalundborg
$4,9 \cdot 10^6$	$3,3 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^6$	$9,2 \cdot 10^4$	$3,3 \cdot 10^4$	$3,3 \cdot 10^4$	Avedøre
$3,3 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^6$	$7,9 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^3$	$3,5 \cdot 10^3$	$3,3 \cdot 10^3$	Usserød (inkl. sandfil- trering)

Enterokokker pr. 100 ml	Median	min	max	Middel log ₁₀	Standard afvigelse log ₁₀	Anlæg
N	Råvand					
6	$3,7 \cdot 10^5$	$3,1 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^5$	5,647	0,180	Egå, 2000
6	$1,2 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^4$	$3,5 \cdot 10^6$	5,795	0,766	Marselisborg, 2000
19	$7,0 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10^6$			Alle 2000-2002
N	Renset spildevand					
23	$1,3 \cdot 10^4$	$6,4 \cdot 10^3$	$5,7 \cdot 10^4$	4,141	0,255	Sjælsø, 1992
6	350	200	1100	2,595	0,300	Egå, 2000a
5	$4,2 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$	$6,9 \cdot 10^3$			Egå, 2000b
6	$7,5 \cdot 10^3$	400	$1,3 \cdot 10^5$	3,821	0,852	Marselisborg, 2000
22*	$4,4 \cdot 10^3$	200	$1,3 \cdot 10^5$			Alle 2000-2002
*Kun 6 analyser fra Sjælsø medtaget (første forsøg). Ekskl. Egå 2000b som er en serie prøver udtaget inden for 4 timer.						
Sandfiltreret						
6	300	100	500	2,392	0,319	Egå 2000a
5	$4,2 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$	$6,9 \cdot 10^3$	2,462	0,193	Egå 2000b
Råspildevand (/100ml)	Renset spildevand (100 ml)					
$3,6 \cdot 10^4$			$1,9 \cdot 10^4$			Kalundborg, 2002
$1,3 \cdot 10^6$	$3,6 \cdot 10^6$	$6,1 \cdot 10^5$	$7,8 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	Avedøre, 2002
$2,4 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^6$	$< 10^3$	$< 10^3$	$2,0 \cdot 10^2$	Usserød (inkl. sandfiltrering)

Usserød renselanlæg:

Anlægget er fortrinsvis belastet med husholdningsspildevand samt let industri, herunder et sygehus. Det er opbygget som et fuldt biologisk aktivt slam anlæg for fjernelse af organisk materiale, kvælstof og fosfor. Anlægget har en nominel kapacitet på 50.000 PE og er belastet med 25.000 – 30.000 PE. Anlægget er opbygget med en mekanisk rensning bestående af rist, sandfang og forklaringstanke til fjernelse af større partikler samt fedt, grus og bundfældeligt slam. Spildevandet blev yderligere rensset i et sandfiltreringsanlæg inden udledning til recipienten (Mølgaard et al. 2003).

Kalundborg Centralrenseanlæg

Anlægget behandlede spildevand fra Kalundborg samt en betydelig mængde industrielt spildevand. Renseanlægget var opbygget som et fuldt biologisk aktivt slamanlæg for fjernelse af organisk materiale og kvælstof. Fosfor blev fjernet ved kemisk fældning. Anlægget havde en nominel kapacitet på 50.000 PE og var belastet med ca. 25.000 PE. Det var opbygget med en mekanisk rensning bestående af rist og sandfang til fjernelse af større partikler samt fedt, grus og bundfældeligt slam. (Mølgaard et al. 2003).

Spildevandscenter Avedøre

Spildevandscentret var belastet med ca. 345.000 personækvivalenter. Omkring 70% af belastningen var fra husholdninger, mens resten af belastningen stammede fra industrier og de to store sygehuse i Herlev og Glostrup. Spildevandet blev rensset mekanisk, biologisk og kemisk (Mølgaard et al. 2003).

Søholt Renseanlæg

Anlægget havde en kapacitet på cirka 100.000 PE og var fuldt belastet. Det modtog spildevand fra en række virksomheder, bl.a. slagteri, tekstilvirksomhed og bryggeri. Anlægget er et aktivt slamanlæg opbygget af en rist, beluftet sand- og fedtfang, en forbeluftningskanal, fosforfjernelse ved simultanfældning, kvælstoffjernelse ved bidenitro, efterklaring og filtrering. (Nickelsen og Krongaard, 1991)

Beder Renseanlæg

Anlægget har en kapacitet på 6.000 PE og modtog spildevand fra cirka 3.000 husholdninger. Anlægget er et aktivt slamanlæg opbygget af en rist, beluftet sand- og fedtfang. Fosforfjernelse ved simultanfældning, kvælstoffjernelse ved et recirkulationssystem. Herefter efterklaring, beluftning, flokkulering og filtrering (Nickelsen og Krongaard, 1991).

Sjælsø Renseanlæg

Anlægget var mekanisk/biologisk rensanlæg med nitrifikation. Det var dimensioneret til 15.000 PE og opbygget af rist, sandfang, forklaringskøle, skærvefilter, mellemklaringskøle, luftning og efterklaringskøle.

Egå

Anlægget er dimensioneret at modtage 27.000 m³ pr. døgn og 90.000 PE (biologisk). I 1998 modtog det 17.000 m³ pr. døgn og 94.000 PE fordelt med 55.000 PE fra industri og 27.000 PE fra boliger. Anlægget har mekanisk, biologisk, og kemisk rensning inklusiv nitrifikation og denitrifikation og drives med intermitterende recirkulation. Rensningen afsluttes med sandfiltrering. Industrierne domineres af levnedsmiddelindustri. Endvidere modtages spildevand fra sygehuse, plejehjem og biotek-industri. (Mølgaard et al. 2002)

Marselisborg

Anlægget er dimensioneret at modtage 66.000 m³ pr. døgn og 220.000 PE (biologisk). I 1998 modtog det 34.600 m³ pr. døgn og 272.000 PE fordelt med 173.000 PE fra industri og 99.000 PE fra boliger. Anlægget har mekanisk, biologisk, og kemisk rensning inklusiv nitrifikation og denitrifikation og drives som bidenitro. Tilledning fra industri domineres af mejeri, slagteri og bryggeri virksomhed. Endvidere modtages spildevand fra sygehuse (Mølgaard et al. 2003)

3 Interviewskema og samlesvar

<p><i>Varslinger om badevandsforholdene på nuværende tidspunkt</i></p> <p><i>Hvortledes er den nuværende information om badevandsanalyser på strandene?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vi har ved Vesterhavet Z blå flag strande, ved disse er der opstillet standere, hvori badevandsundersøgelser placeres, derudover tages analyser et sted mere ved Vesterhavet, hvor der ikke informeres om vandkvalitet. Der udtages én prøve ved X og 5 ved Y. Heller ikke her informeres om badevandsanalyserne. • Information om badevandskvaliteten får man ved at henvende sig til Miljøkontoret i Teknisk Forvaltning. Vi har én Blå Flag strand, hvor informationen om kvaliteten findes på stranden. • Der er ophængt et skema med badevandsanalyser fra Blå Flag strandene i F Kommune (3 stk.). • I nogle af kommunerne ophænges resultaterne løbende på badestrandene. Desuden har vi en aftale med den lokale avis om løbende at melde om resultaterne af analyserne • Vi offentliggør resultaterne af badevandskontrollen på vores hjemmeside • Opslag • På de mest anvendte strande opsættes analyseresultaterne. • Der er opsat informationstavler på 3 blå flag strande. For de 4 alm. strande kan resultaterne fås ved henvendelse til kommunen. Dette er der informeret om på vores hjemmeside. • Lokalpressen (X-bladet og Dagbladet). Standere på 4 strande i R-området, Havnekontoret/Turistbureauet på R-Lystbådehavn, S Kommunes hjemmeside • Den nuværende information sker ved, at Udvalget for Teknik og Miljø én gang årligt bliver forelagt resultaterne af årets badevandskontroller. • Resultat af målinger bringes på kommunens hjemmeside 3-4 døgn efter prøveudtagning. Alle måleresultater er på hjemmesiden suppleret med en simpel kvalitetsbedømmelse (rødt-gult-grønt farvesymbol, svarende til blå flag kvalitetssymboler). På alle blå flag strande er der opslag med måleresultater. Hjemmesiden indeholder desuden generel information om badestrande og badevandskontrol.
<p><i>Hvad gør man nu, når der er konstateret forringet badevandskvalitet?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vi har et sted med problemer, hvor der er badeforbud ved X. Der er opsat et skilt med badeforbud. Ved overskridelse af kravene, udtages supplerende prøver. • Hvis det ved en rutinemæssig analyse viser sig, at der er en forringelse af badevandskvalitet, udtages straks en ny prøve. Opstår der en akut sundhedsmæssig risiko, udsteder vi i samråd med embedslægen øjeblikkeligt badeforbud. Dette sker gennem dagspressen og med skilte på stranden. Der har aldrig i nyere tid været udstedt badeforbud i kommunen. Den opfølgende analyse overholder altid – reglen indtil dato – kvalitetskravene. • Man tager stilling til, om badevandskvaliteten er så forringet, at der skal udstedes et badeforbud. • Der opsættes skilte på standene med badeforbud, hvis kvaliteten er så dårlig, at der skal være badeforbud • Vi har 4 "rigtige" badesteder. Her har der aldrig været problemer. De øvrige steder,

<p>er der mulighed for at hoppe i fra en badebro. Ved S. camping har vi af og til overskridelser af EU´s retningslinier. I 2002 havde vi overskridelser af kravene. Der blev umiddelbart ikke gjort noget, men i 2003 blev prøveantallet forøget til 20, og badestedet fik prædikatet "tvivlsomt badevand". Vi informerede om dette på ovenstående hjemmeside og sendte et brev til campingpladsen vedlagt et opslag som advarede om tvivlsomt badevand ifm. regnskyl. Vi bad campingpladsen sørge for, at skiltet blev hængt op.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Informerer via skiltning, opslag og radio • Hvis der er påkrævet et badeforbud, opsættes skilte og der vil ske offentliggørelse i dagspressen, evt. også i nærmeste dagligvareforretning, på campingpladser, o.s.v. • Typisk har vi i mange år kun haft nogle få højere værdier på standene som følge af større regnskyl i dagene forinden. Der udtages ny prøve ugen efter. Er der stadig stor overskridelse, kontaktes embedslægen, og der informeres ad ovenfor nævnte kanaler + evt. lokalradioer (Region- og Lokal Radio). Evt. nedlægges badeforbud. • Der er ikke hidtil konstateret en forringelse af badevandskvalitet og kommunen har ikke noget egentligt beredskab • Vil normalt medføre udtagning af ekstra prøver og opsporing af evt. kilder. Kan også medføre midlertidigt badeforbud eller advarsel mod badning under visse forhold (f.eks. efter regn). Information via skiltning og presse/hjemmeside.
<p><i>Gennemfører man på nuværende tidspunkt lukning af strande efter nedbør, der normalt vil medføre forurening (fra overløb, vandløb etc)?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Nej, stranden har ikke været lukket. • Nej, der sker ikke systematisk lukning af strande i forbindelse med nedbør. • Nej, det er unormalt i F Kommune. • Nej, vi har ikke sådanne ved badestrande • Vi har endnu ikke gennemført en lukning som følge af forurening. Vi har på én strand ved åudløb et skilt med "badning frarådes". Dette sted ligger langt væk fra sommerhusene i området og betragtes ikke som en egentlig strand. • Nej. Risikoen for forurening er blevet minimeret ved ændring af kloaksystemet fra fælles- til separatsystem, ligesom udløbet fra pågældende vandløb er blevet forlænget ud i havet.
<p><i>Hvordan forhindrer man borgerne i at bruge stranden, før den igen anses for sikker?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Der har ikke været informeret om vandkvaliteten, og der er ikke gjort noget. • Hvis der var sket lukning af en strand, ville vi lave skiltning på den pågældende strand og annoncering i X Folkeblad og Radio Y. • Vi opstiller et skilt med teksten "badning forbudt". • Skilte med badeforbud fjernes først, når en ny analyse viser, at kvaliteten igen er i orden • Det har ikke været aktuelt. • Opslag, skilte radio • Gennem forbudsskiltning og i øvrigt som anført ovenfor • Hvis uheldet er ude, vil vi informere på stranden v/skilt, i avisen (hvis det passer med udgivelsen) i lokalradio, samt v/butikkerne i nærheden af stranden. • S Kommune benytter udelukkende information via de tidligere omtalte kanaler.
<p><i>Nyt EU-direktiv med krav om varslinger</i></p>
<p><i>Hvor skal borgerne se den aktuelle situation?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • På stranden og måske på kommunens hjemmeside. Man kunne opstille stander til analyserapporter ved alle de steder, der udtages prøver.

- I den lokale dagspresse og på den pågældende strand. En mulighed er at sætte permanente tavler eller symbolflag op ved de enkelte strande, hvoraf al oplysning fremgår/afkodes. Ulempe – et større tidsforbrug i forhold til at ajourføre oplysningerne på de enkelte strande.
- På en opslagstavle placeret tæt ved strand.
- Den aktuelle situation bør kunne ses på hjemmesider, via mobiltelefon eller lignende. Endvidere kan der være skilte på stranden for dem, der ikke vil/kan bruge de elektroniske muligheder
- På internet og via opslag på badestedet.
- På det aktuelle sted samt hjemme ved PC, radio og TV
- I medierne, på stranden, i butikker og på campingpladser
- På vores hjemmeside, på skilte på stranden, butikker i nærheden.
- Primært S Kommunes hjemmeside (inkl. baggrundsinformation)
- Ved skiltning ved badebro.
- Via hjemmeside og ved etablering af visuelle effekter (rødt/grønt flag) på stranden.

Hvordan vil man fremtidigt forhindre, at strandene bruges før de anses for sikre

- Ved opsætning af skilt, der angiver midlertidig lukning til der er udtaget opfølgende prøve.
- Skiltning/flag ved den pågældende strand.
- Øget antal af badevandsanalyser
- Der er vel ingen anden mulighed end at opsætte skilte ved strandene
- Man kan informere, men i sidste ende er det jo op til folk selv, om de vil hoppe i.
- Afgrænse det aktuelle sted med f.eks. bånd
- Ved afspærring og skiltning ved de relevante adgangsveje
- Ved ikke, udover en tydelige information om konsekvenserne, hvis stranden benyttes inden den er frigivet.
- Ved information som nævnt ovenfor.
- Ved skiltning og evt. afspærring og evt. ved udførelse af ekstraordinær badevandskontrol. Badning på lokaliteter med risiko for problematisk badevandskvalitet er koncentreret omkring én enkelt badebro.

Ud fra kommunens kendskab til deres strande, hvordan kunne man forestille sig at lave varslinger?

- Som ovenfor nævnt.
- Varsling mener jeg, i hvert fald hos os, er unødvendig overinformation og baseret på gisninger om, at badevandskvaliteten ikke er OK. Hos os er overskridelser oftest enkelte episoder af meget kortvarig karakter. Det vil derfor være svært at varsle, ud over en generel information om, at der ved voldsomme regnskyl kombineret med en specifik vindretning er risiko for kortvarigt nedsat badevandskvalitet. Dagen efter er vandet oftest fint igen. Det er svært at varsle forureninger, der er flygtige, og ofte med forsinkelser i forhold til vind og vejr. Resultatet vil være unødvendigt mange lukninger af strande – det er min erfaring.
- På en opslagstavle placeret tæt ved strand.
- Folk skal hjemmefra kunne gå ind på f.eks. hjemmesider, for at se om vandet er i orden. Som sidste stop bør der være skilte på stranden. Da vi ligger i et turistområde, hvor ikke alle har deres computer med på ferie, vil brug af mobiltelefoner være en oplagt mulighed, f.eks. WAP, områdeinformation, hvor mobilkunder kan tilmelde sig informationer fra et begrænset område, eller lignende.
- Som i dag samt tiltag jfr. Spørgsmål 4
- Som ovenfor anført
- Da problemet efterhånden oftest er for høje koncentrationer af coliforme bakterier (ikke *E. coli*), er en mulighed generelt at oplyse om, at der er en vis risiko ved at bade i "ulækkert" vand. På den måde kunne der forvarsles. Der kunne hver morgen ske en

<p>besigtigelse af det pågældende "kritiske" badested med efterfølgende varsling, hvis der var risiko for badevand af dårlig kvalitet.</p>
<p><i>Hvilke omkostninger (personer eller andet) vil være knyttet til den nye varsling</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Kommunens miljømedarbejder og/eller miljøcenter K, der udtager prøverne. • Oplysninger/information på de enkelte strande om evt. seneste analyser mv. vil kræve mandetimer, da man skal ud på stedet og ajourføre oplysninger. • Kommunens materielgård og miljømedarbejder • Der vil være brug for personer til at vedligeholde de elektroniske muligheder, men hvor meget det vil koste er svært at sige. • Ca. 5.000,- kr (skøn) pr varsling • Det kommunale vejvæsen må forventes at bruge et antal timer til det praktiske arbejde, administrationen til annoncering, kontakt til øvrige medier, udarbejdelse af opslag, m.m. • Én person, der sidder med informationen på blå flag strande i forvejen. • Det er en "én gang for alle information". Samt en nødvendig daglig arbejdstid i badeperioden. • Ca. 100.000 kr. til ombygning af overløbsbygværk. Varslingen vil blive knyttet op på vor nuværende døgnvagt på kommunens renseanlæg og kloaksystem. • Etablering af varslingsystem: ca. 400.000 kr. Drift: 50-100.000 kr./år
<p><i>Badevandsprofiler: Mulighed for sammenlægning af strande ved siden af hinanden, såfremt der ikke er betydende kilder imellem: Kunne dette være relevant i din kommune?</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Nej • Badestrandene hos os ligger ret isolerede, og med forskellige orienteringer nord, syd, øst vest; vi er en ø. Jeg har umiddelbart svært ved at se, at vi vil kunne lægge strande sammen. Stort set alle ligger i det åbne land. Afledninger til fjorden vil typisk være dræn og mindre vandløb. • Ja • Visse af vore strande kan lægges sammen • Ja, for de strande, der ikke er belastet med spildevand. • Både ja og nej, da vi er en kystkommune med ca 25 km sammenhængende kyst. • Det kunne være meget relevant ved B-kysten, hvor vi har 6 målestationer, som 3 og 3 næsten har identiske måleresultater • Ved ikke – strandene ligger langt fra hinanden. • Ja, det kunne godt overvejes visse steder.
<p><i>Andre relevante bemærkninger:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ingen

4 Forslag til ny statistik (udkast til Direktiv, 23 Juni 2004)

Forslagets krav til variable (teksten taget direkte fra forslag):
For inland waters

	A	B	C	D	E
	<i>Parameter</i>	<i>Excellent Quality</i>	<i>Good Quality</i>	<i>Satisfactory/acceptable Quality</i>	<i>Reference methods of analysis</i>
1	Intestinal Enterococci (I.E.) (cfu/100 mL)	200 [*]	400 [*]	360 ^{**}	ISO 7899-1 or ISO 7899-2
2	Escherischia coli (E.C.) (cfu/100 mL)	500 [*]	1000 [*]	900 ^{**}	ISO 9308-3 or ISO 9308-1

* Based upon a 95-percentile evaluation. See Annex II.

** Based upon a 90-percentile evaluation. See Annex II.

For coastal waters and transitional waters

	A	B	C	D	E
	<i>Parameter</i>	<i>Excellent Quality</i>	<i>Good Quality</i>	<i>Satisfactory/acceptable Quality</i>	<i>Reference methods of analysis</i>
1	Intestinal Enterococci (I.E.) (cfu/100 mL)	100 [*]	200 [*]	200 ^{**}	ISO 7899-1 or ISO 7899-2
2	Escherischia coli (E.C.) (cfu/100 mL)	250 [*]	500 [*]	500 ^{**}	ISO 9308-3 or ISO 9308-1

* Based upon a 95-percentile evaluation. See Annex II.

** Based upon a 90-percentile evaluation. See Annex II.

Statistik:

Percentile values are calculated and defined as follows.

Based upon percentile evaluation of the log₁₀ normal probability density function of microbiological data acquired from the particular bathing water; the percentile value is derived as follows:

- (i) Take the log₁₀ value of all bacterial enumerations in the data sequence to be evaluated. (If a zero value is obtained, take the log₁₀ value of the minimum detection limit of the analytical method used instead.)
- (ii) Calculate the arithmetic mean of the log₁₀ values ().

(iii) Calculate the standard deviation of the \log_{10} values (σ).

The upper 90-percentile point of the data probability density function is derived from the following equation: upper 90-percentile = antilog (+ 1.282 σ).

The upper 95-percentile point of the data probability density function is derived from the following equation: upper 95-percentile = antilog (+ 1.65 σ).