

Revision af EU's badevandsdirektiv

Vurdering af betydning for danske strande og
muligheder for forvarsling

Claus Jørgensen, Kim Broholm, Kim Petersen, Hanne Kaas og
Peer B. Mortensen
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 REVISION AF BAKTERIOLOGISKE KRITERIER	15
1.1 INDLEDNING	15
1.2 INDIKATORORGANISMER, GRÆNSEVÆRDIER OG ANALYSEMETODER	15
1.3 TEST FOR KRAVSOVERHOLDELSE	16
2 METODER	17
2.1 PRØVETAGNING	17
2.2 ANALYSER	17
3 SAMMENLIGNING AF MINI-MPN- OG FILTRERINGSMETODER	19
3.1 SAMMENLIGNING AF MINI-MPN-METODER OG FILTRERINGSMETODER	19
3.2 STATISTISK MODEL	19
3.3 RESULTATER	20
4 SAMMENLIGNING AF E. COLI OG ENTEROKOKKER	25
5 KONSEKVENNS AF ÆNDRINGER	29
6 VARSLING AF BADEVANDSKVALITETEN	31
6.1 INDLEDNING	31
6.2 FORUDSÆTNINGER FOR VARSLING AF BADEVANDSKVALITETEN	32
6.3 VARSLINGSMODELLER	33
6.4 INFORMATION AF BORGERNE	34
7 EKSEMPLER PÅ VARSLINGSSYSTEMER	35
7.1 DYNAMISK MODELLERING	35
7.2 AUTOMATISKE MÅLESTATIONER	36
8 LITTERATURLISTE	55
BILAG A RÅDATA	39
BILAG B VURDERING AF BADESTRANDE	51

Forord

Det gældende EU-badevandsdirektiv fra 1976 har været under revision siden starten af 1990'erne. Allerede i 1994 blev der fremlagt et forslag til et nyt direktiv. Der kunne dog ikke opnås enighed om forslaget, som blev henlagt. I mellemtiden har WHO udarbejdet udkast til retningslinier for administration af 'rekreative vande'. Inspireret af WHO har Kommissionen i slutningen af 2000 udsendt en meddelelse med sine tanker vedrørende udarbejdelsen af en ny badevandspolitik. Meddelelsen blev fulgt op af en 2 dages konference i forbindelse med den 'Grønne uge' i Italien i foråret 2001, hvor alle interesserede kunne bidrage. På grundlag af de indkomne kommentarer og medlemslandenes respons blev der udarbejdet et endeligt forslag til nyt Badevandsdirektiv, som forelå i slutningen af 2002. Direktivet forventes vedtaget i 2003.

Det nye direktivforslag bygger på 3 grundlæggende principper:

- Der vil blive fastlagt ambitiøse og retsligt bindende normer for badevandskvaliteten.
- Forvaltning af badevandskvaliteten bliver ikke blot et spørgsmål om kvalitetsovervågning. Der skal også træffes foranstaltninger for at bevare eller forbedre badevandskvaliteten.
- Offentligheden skal informeres, så de badende kan træffe et velinformeret valg. Forudsigelser af badevandskvaliteten er ønskelig.

Kommissionens meddelelse fra slutningen af 2000 var basis for dette projekt. I forbindelse med udgivelse af det endelige direktivforslag i oktober 2002 er rapporten revideret således, at den forholder sig til de nyeste krav og retningslinier.

Sammenfatning og konklusioner

Projektet "Konsekvenserne af et nyt badevandsdirektiv" blev igangsat på basis af EU Kommissionens meddelelse om en ny badevandspolitik fra slutningen af 2000. I forbindelse med udgivelsen af det endelige forslag til nyt badevandsdirektiv i 2002 er rapporten revideret således, at resultaterne er sammenholdt med de nyeste forslag til krav og retningslinier.

Revisionen af EU's Badevandsdirektiv er omfattende og kan medføre en række ændringer for den måde badevandet administreres i Danmark. I forhold til den hidtidige praksis i Danmark (Miljøministeriet, 1985) indebærer det nye forslag, at der skal analyseres for både *E. coli* og Enterokokker, og at grænseværdierne sænkes (Kommissionen, 2002). Analyserne skal ske i følge to standarder, én til bestemmelse af *E. coli* (DS/EN ISO 9308-3/1999) og én til bestemmelse af Enterokokker i spildevand og overfladevand (DS/EN ISO 7899-1.1999).

Direktivforslaget beskriver 3 klasser af badestrande: *Udmærket*, *God* og *Ringe*, hvor de to første er acceptable, mens *Ringe* kræver foranstaltninger til forbedring af kvaliteten. Kravet til bakteriologisk kontrol afhænger af hvilken klasse badestranden tilhører. Kvaliteten vurderes hvert år på basis af de sidste tre års resultater. For danske strande vil de nye metoder og grænseværdier næppe få indflydelse på klassifikationen af områder med høj hygiejnisk kvalitet; de vil falde inden for *God/Udmærket* kvalitet. Strande, som i dag ikke lever op til kravene, vil blive klassificerede som *Ringe*. Derimod er det usikkert, hvilken klasse badestrande med tvivlsom og varierende kvalitet vil tilhøre efter de nye foreslåede retningslinier.

Formålet med dette projekt har været at undersøge konsekvenserne af de nye hygiejniske kvalitetskrav og metoder. Undersøgelsen er gennemført på 10 strande, og tre aspekter er undersøgt:

- Konsekvensen af brug mini-MPN analysemetoder
- Betydningen for klassifikationen af at Enterokokkerne inddrages i den generelle overvågning af badevand med en grænseværdi på 200 pr. 100 ml
- Betydningen af at grænseværdien i badevand sættes ned fra 1000 *E. coli* pr. 100ml til 500 *E. coli* pr. 100 ml

Derudover diskuteres om forudsætningerne for hurtig varsling af badevandskvaliteten er tilstede. Artikel 12 i direktivforslaget kræver, at der etableres overvågnings- og beredskabsplaner til at håndtere situationer, der kan true badevandskvaliteten. Dette omfatter såvel overløb med deraf følgende risiko for bakteriologisk forurening som oversvømmelser, ulykker og problemer med infrastrukturen. Planerne skal sikre hurtig information af badevandsforvalterne og af offentligheden. Varslingssystemer ("Early warning systems") nævnes specifikt som et redskab til at opnå dette. I rapporten fokuseres på varsling af den hygiejniske badevandskvalitet.

Konsekvenser af revision af bakteriologiske kriterier

På basis af denne undersøgelse kan der drages følgende konklusioner:

- En ændring af badevandsovervågningen bliver muligvis, at analyserne skal udføres ved mini-MPN-metoder i stedet for filtreringsmetoder. For at undersøge effekten af dette blev de udtagne badevandsprøver analyseret for både *E. coli* og Enterokokker ved begge metoder. Analyserne afslørede, at mini-MPN-metoden generelt resulterede i højere værdier end filtreringsmetoden. En tendens der var størst ved lave koncentrationer af bakterier.
- Generelt viste resultaterne, at forholdet mellem de målte værdier for *E. coli* og Enterokokker er større end forholdet mellem kvalitetskriterierne for de to parametre. Derfor må det forventes, at det hovedsageligt vil være *E. coli*, der bliver bestemmende for vurderingen af strandenes hygiejniske kvalitet. Undersøgelsen viste, at for de ti undersøgte strande vil anvendelse af Enterokokker ikke have indflydelse på antallet af strande, der opfylder kriterierne for 'god kvalitet'. Derimod havde Enterokokkerne betydning for antallet af strande, der overholdt kriterierne for 'udmærket kvalitet'.
- Hvis direktivforslagets kvalitetskriterier vedtages, vil det betyde, at blandt de undersøgte strande vil antallet, der kan opfylde kriterierne for 'god kvalitet' falde fra 9 efter de gældende regler til 7, hvis der anvendes filtreringsmetoder, og til 4, hvis der anvendes mini-MPN-metoder.

Varsling af badevandskvalitet

Forudsætningerne for at etablere varslingsystemer, således at brugerne af badestrandene kan få hurtig og klar besked om kvaliteten af badevandet på en given strand, eksisterer i dag.

Den optimale løsning for et varslingsystem afhænger af badestrandens størrelse og antallet af besøgende. Systemet kan variere fra deskriptive retningslinier baseret på den hidtidige erfaringer over simple statistiske modeller til dynamisk modellering.

Der er i Danmark stor erfaring med analyser af sammenhænge mellem vandkvalitet og påvirkende faktorer, og dermed findes den nødvendige basis for at etablere såvel simple erfaringsbaserede og/eller statistiske modeller som on-line dynamiske modeller. Sidstnævnte kan give information om såvel bakteriologiske forhold som strøm- og bølgeforskel.

For kystområderne findes allerede kommercielle on-line varslingsystemer, som anvendes i flere områder. Tilsvarende modeller kan opstilles for søer. Sidstnævnte kan med fordel integreres med recipientovervågningen og implementeringen af Vandrammedirektivet (EU-Kommissionen, 2000).

Den nødvendige teknologi eksisterer til kontinuert og on-line at følge udviklingen af indikatorparametre som saltholdighed/ledningsevne, pH, fluorescens osv. De målte data kan sammenholdes med eksisterende viden omkring de hydrauliske forhold, meteorologiske forhold som nedbørsmængde og intensitet og koples med kendskabet til biologiske forhold, som fordelingen af indikatorbakterier og algeopblomstringer, og bruges til at opstille simple

statistiske og/eller erfaringsbaserede modeller, der kan forvarsle mulige forringelser badevandskvalitet.

I forbindelse med dynamisk modellering vil kontinuerte målinger af f.eks. saltholdighed, temperatur og fluorescens være med til at forbedre modellens forudsigelser.

Når der i fremtiden udvikles nye hurtiganalyser af mikrobiologiske parametre, vil det være muligt at koble disse til allerede eksisterende on-line målestationer og assimilere resultaterne i on-line dynamisk modellering.

Uanset opbygningen af varslingsystemet vil information via Internettet være et central redskab for badevandsforvaltningen. På selve badestranden skal der som minimum findes beskrivelser af stranden, de eksisterende trusler mod badevandskvaliteten samt status for klassifikationen. På store strande, hvor der er mulighed for at opstille informationshytter, vil on-line information også være en mulighed.

Summary and conclusions

The project “Consequences of the new bathing water directive” was initiated on the basis of the announcement be issued at the end of 2000 by the European Commission concerning a new bathing water directive. After the publication of the final proposal for a new bathing water directive in 2002, the project report was revised and the results are now compared with the latest proposals for criteria and guidelines.

The revision of the EU “Bathing Water Directive” is extensive and may lead to a number of changes of the Danish way of administering the bathing water. Compared to the current practice in Denmark (Miljøministeriet [the Danish Ministry of the Environment], 1985), the new proposal implies that analyses must be made of both *E. coli* and Enterococci and that Danish quality standards must be lowered (Kommissionen [European Commission], 2002). The analyses must be made in accordance with two international standards, one for the determination of *E. coli* (EN ISO 9308-3/1999) and another for the determination of Enterococci in waste water and surface water (EN ISO 7899-1/1999).

The proposal for directive describes three categories of bathing waters: *Excellent*, *Good* and *Poor*. The first two categories are acceptable whereas *Poor* requires initiatives to improve the quality. The criterion of bacteriological monitoring depends on the category to which the bathing water belongs. Every year, the quality is assessed on the basis of the results from the three preceding years. For Danish beaches, the new methods and quality standards will hardly influence the classification of areas of high hygienic quality; they will come within *Good/Excellent* quality. Beaches that are not complying with the criteria today will be classified as *Poor*. It is, however, uncertain to which category bathing waters with questionable and varying quality will belong according to the proposed new guidelines.

The objective of this study was to investigate the consequences of the new hygienic quality standards and methods. The study included ten Danish bathing waters and three aspects were investigated:

- The consequence of using mini-MPN analytical methods
- How will the introduction of Enterococci in the general monitoring with a limit value of 200 per 100 ml influence the classification
- What is the importance of the limit value being reduced from 1000 *E. coli* per 100 ml to 500 *E. coli* per 100 ml

Furthermore, it is discussed whether the preconditions for an early warning of the bathing water quality are present. Article 12 of the proposal for directive requires that surveillance and emergency plans are established for the handling of situations that may threaten the bathing water quality. This includes overflow with subsequent risk of bacteriological contamination as well as flooding, accidents and problems with the infrastructure. The plans must ensure rapid information of managers of bathing water as well as of the

public. Early warning systems are specifically mentioned as a means to achieve this. This report focuses on early warning of the hygienic quality of the bathing water.

Consequences of a revision of bacteriological criteria

The following conclusions can be drawn on the basis of this study:

- In future, the methods for monitoring of bathing water may be changed from filtration methods to mini-MPN methods. In order to determine the effect of a possible change of methods, samples from bathing waters have been analysed for both *E. coli* and Enterococci with both types of methods. The investigation revealed that, in general, the mini-MPN methods resulted in higher values. A trend that was more pronounced at low concentrations of bacteria.
- In general, the results showed that the ratio of the measured values of *E. coli* to Enterococci is larger than the ratio of the proposed quality criteria for the two parameters. Therefore, it is expected that *E. coli* will be the parameter that in most cases determine the hygienic status of the recreational water. For the ten locations examined, it was shown that the Enterococci do not influence the number of locations in compliance with the criteria for 'good quality' whereas the Enterococci will decrease the number of locations in compliance with 'excellent quality'.
- If the quality criteria suggested in the proposal for a new directive are adopted, only seven of the examined locations will comply with the criteria for 'good quality' whereas nine locations comply with the existing criteria. If mini-MPN methods are introduced, only four locations will comply with the criteria for 'good quality'.

Early warning of bathing water quality

The preconditions for implementation of early warning systems informing the users rapidly and precisely of the quality of the bathing water of a given beach already exist today.

The optimal early warning system depends on the size of the bathing water and the number of visitors. The system may vary from descriptive guidelines based on previous experience via simple statistic models to dynamic modelling.

In Denmark, we have long-term experience with analysis of correlations between water quality and the determining factors, which provides the necessary basis for setting up simple models based on experience and/or statistics as well as on-line dynamic models. The dynamic models may provide information on both bacteriological conditions and on currents and waves.

For coastal areas, commercial on-line early warning systems are already available and they are being used at several beaches. Similar models can be set up for lakes and might advantageously be integrated with the monitoring of recipients and the implementation of the EU Water Framework Directive (EU-Kommissionen [European Commission], 2000).

The technology necessary for on-line the measurement of indicator parameters such as salinity/conductivity, pH, fluorescence etc. already exists. The measured data can be related to the existing knowledge of hydraulic and meteorological conditions, e.g. amounts and intensity of precipitation, and coupled to knowledge of biological conditions, e.g. the presence of indicator bacteria and algal blooms, and used for setting up simple models based on experience and/or statistics.

In connection with dynamic modelling, continuous measurements of e.g. salinity, temperature and fluorescence can be used to improve the forecasts of the model.

In future, when sensors for on-line determination of indicator bacteria become reality, these can be coupled to existing stations for on-line sensors and the results can be assimilated into on-line dynamic modelling as well.

Irrespective of the structure of the early warning system, publication via the Internet will be an important tool in the management of the bathing water. In the vicinity of each bathing water, descriptions of the beach (the bathing water profile), of the existing threats to the quality of the bathing water and of the status of the classification must be available as a minimum. On larger beaches, on which it is possible to place information cottages, on-line information would also be a possibility.

1 Revision af bakteriologiske kriterier

1.1 Indledning

Revisionen af EU's Badevandsdirektiv er omfattende og kan medføre en række ændringer for den måde badevandet administreres i Danmark. I forhold til den hidtidige praksis i Danmark (Miljøministeriet, 1985) indebærer det nye forslag, at der skal analyseres for både *E. coli* og Enterokokker og at grænseværdierne sænkes (Kommissionen, 2002). Analyserne skal ske i henhold til to nye standarder, én til bestemmelse af *E. coli* (DS/EN ISO 9308-3/1999) og én til bestemmelse af Enterokokker i spildevand og overfladevand (DS/EN ISO 7899-1.1999).

Langt de fleste danske strande har en god hygiejnisk kvalitet, og for disse vil de foreslåede ændringer ikke få betydning for vurderingen af badevandskvaliteten. For de få stationer, som i dag ikke lever op til kvalitetskravene, vil de foreslåede ændringer formentlig heller ikke have betydning for klassifikationen, da kvalitetskravene ser ud til at blive strammet. Derimod kan det tænkes, at de strande, der i dag har tvivlsomt badevand med en kvalitet omkring den nuværende grænseværdi, fremover ikke vil kunne opfylde kvalitetskravene.

Direktivforslaget beskriver 3 klasser af badestrande: *Udmærket*, *God* og *Ringe*, hvor de to første er acceptable, mens *Ringe* kræver foranstaltninger til forbedring af kvaliteten. Kravet til bakteriologisk kontrol afhænger af, hvilken klasse badestranden tilhører. Kvaliteten vurderes hvert år på basis af de sidste tre års resultater.

Formålet med dette projekt har været at:

- vurdere mini-MPN analysemetoder i forhold til de gældende metoder
- undersøge hvilken betydning det vil få for vurderingen af 10 danske strande, at Enterokokkerne inddrages i den generelle overvågning af badevand med en grænseværdi på 200 pr. 100 ml
- vurdere betydningen af at grænseværdien for *E. coli* i badevand sættes ned, og at der sættes grænseværdi for intestinale Enterokokker

Undersøgelsen er gennemført på 10 strande, hvor kvaliteten var tvivlsom i 2000, hvorfor der er formodning om, at de nye krav vil betyde, at strandene bliver klassificeret som *ringe*.

1.2 Indikatororganismer, grænseværdier og analysemetoder

For at sikre et højt beskyttelses niveau foreslår Kommissionen (2002) nedenstående hygiejniske indikatorer og grænseværdier (tabel 1.1). Til sammenligning er den gældende danske grænseværdi 1000 *E. coli*/100 ml.

Tabel 1.1

Foreslåede værdier for hygiejniske grænseværdier angivet i kimal/100 ml (Kommissionen, 2002)

	Udmærket kvalitet (vejledende)	God kvalitet (bindende)
Intestinale enterokokker (I.E.) [CFU/100 ml]	100	200
<i>Escherichia coli</i> (E.C.) [CFU/100 ml]	250	500

De foreslåede grænseværdier for 'god kvalitet' svarer til en risiko på 5% for mave-/tarminfektion og 2,5% for at få en akut åndedrætsinfektion og feber (AFRI), hvis man gentagne gange udsættes for så høje koncentrationer, som angivet i tabellen.

Da direktivforslaget foreskriver anvendelse af DS/EN ISO 9308-1 og DS/EN ISO 7899, er der ikke taget stilling til, om der skal anvendes membranfiltrering eller mini-MPN.

1.3 Test for kravsoverholdelse

Både den gældende danske og de foreslåede grænseværdier skal vurderes i forhold til 95-percentilen. 95-percentilen beregnes ved:

$$95\text{-percentil} = \text{antilog} ((\mu) + 1,65 \cdot \delta)$$

hvor

μ er den aritmetiske gennemsnitsværdi af $\log_{10}$ -værdierne
 δ er standardafvigelsen af $\log_{10}$ -værdierne

Badevand, hvor 95-percentilerne baseret på data indsamlet gennem de foregående 3 år er ringere end værdien for 'god kvalitet' for de mikrobiologiske værdier klassificeres som værende af 'ringe kvalitet'. Badevand, hvor 95-percentilerne er bedre end værdien for 'god kvalitet', klassificeres som værende af 'god kvalitet'. Såfremt 95-percentilerne er bedre end værdien for 'udmærket kvalitet' OG badesæsonens længde samt forvaltningsforanstaltningerne afspejler andre fritidsaktiviteter, der udøves i det pågældende badevand, kan badevandet klassificeres som værende af 'udmærket kvalitet'.

Som diskuteret i en tidligere rapport (VKI 1992) udgør forskelle i detektionsgrænser (DL) et problem, når overholdelsen af krav testes ved hjælp af 95-percentilen, idet ændringer af detektionsgrænsen fører til et andet estimat af parametrene μ og δ . I denne rapport anvendes værdien DL/2 i beregningerne, når et analyseresultat er under DL.

2 Metoder

2.1 Prøvetagning

For at undersøge konsekvenserne af et kommende direktiv blev der udtaget vandprøver fra i alt 10 strande, hvoraf en var en ferskvandslokalitet og de øvrige var saltvandslokaliteter. Figur 2.1 viser et kort med de forskellige lokaliteter. Der blev udtaget prøver i alt 10 gange i løbet af badesæsonen, som reglerne foreskriver. Disse strande blev udvalgt, da deres badevandskvalitet kun lige eller netop ikke overholder kravene til *god* badevandskvalitet. Strandene fremgår af tabel 2.1. Prøvetagningen blev foretaget af Rovesta Miljø, Næstved.

Tabel 2.1
Lokaliteterne, hvor der blev udtaget prøver

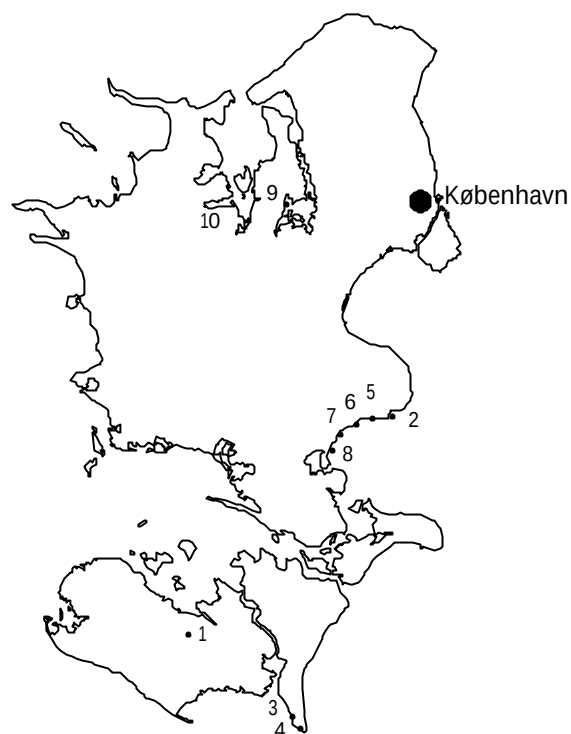
	Vandtype	Bemærkning
Maribo Sø	Ferskvand	
Rødvig	Saltvand	
Gedser S.	Saltvand	
Gedser N.	Saltvand	
V Flagstang G7	Saltvand	*Blå flag
Gl. Str. Skov	Saltvand	dobbelt analyse udført
Fakse Ladeplads	Saltvand	
Højstrup Feriekoloni	Saltvand	dobbelt analyse udført
S.f. Gershøj Havn	Saltvand	
Munkholmbroen	Saltvand	

* Ved Blå flag strande er der skærpede krav til både *E. coli* (100/100 ml) og Enterokokker (100/100 ml) og analysemetoden for *E. coli* har bedre detektionsgrænse (1/100 ml)

2.2 Analyser

For at kunne foretage den ønskede sammenligning mellem metoderne og parametrene blev de udtagne prøver analyseret for både *E. coli* og Enterokokker med både mini-MPN- og membranfiltreringsmetoderne. Udover de mikrobiologiske parametre blev badevandet og stranden vurderet for en række meteorologiske og økologiske parametre i henhold til Vejledningen nr. 2/1985 (Miljøministeriet, 1985). Alle parametrene er vist i tabel 2.2 sammen med de standardmetoder, der blev anvendt, deres detektionsgrænser og repeterbarhed. Af hensyn til den statistiske vurdering af metoderne er der udtaget dobbelte prøver på to stationer. Samtlige analyser blev udført af Rovesta Miljø, Næstved.

- 1.: Maribo Sø
- 2.: Rødvig
- 3.: Gedser N.
- 4.: Gedser S.
- 5.: V. Flagstang G7
- 6.: Gl. Str. Skov
- 7.: Fakse Ladeplads
- 8.: Højstrup Feriekoloni
- 9.: S.f. Gershøj Havn
- 10.: Munkholmbroen



Figur 2.1
Kort over Sjælland, Lolland, Falster og Møn med den geografiske placering af lokaliteterne

Tabel 2.2
Liste over de udførte analyser, hvilken standard de er udført efter, detektionsgrænser og usikkerheden på dem

Analyse	Metode	Detektionsgrænse	Repeterbarhed (s.)
<i>E. coli</i> (filtrering)	ISO/DIS 9308-1 MST98	10/100 ml dog 1/100 ml ved Blå Flag	0,12
<i>E. coli</i> (MPN)	DS/EN ISO 9308-3/1	8/100 ml	0,17
Enterokokker (filtrering)	ISO/DIS 7899-2	1/100 ml	0,06
Enterokokker (MPN)	DS/EN ISO 7899-1/1	8/100 ml	0,15
Lufttemperatur			
Skydække	Bedømmelse		
Nedbør	Bedømmelse		
Vindretning	Bedømmelse		
Vindstyrke	Bedømmelse		
Strømretning	Bedømmelse		
Sigtedybde		0,1 m	
Blæretang	Bedømmelse		
Trådalger	Bedømmelse		
Ålegræs	Bedømmelse		
Misfarvning af vand	Bedømmelse		

3 Sammenligning af mini-MPN- og filtreringsmetoder

3.1 Sammenligning af mini-MPN-metoder og filtreringsmetoder

Det forventes, at det nye direktiv vil foreskrive, at såvel *E. coli* og som Enterokokker i fremtiden skal analyseres ved hjælp af mini-MPN-metodik, medens det nuværende danske program foreskriver analyse ved hjælp af membranfiltrering. Da forskellige metoder giver forskellige resultater, kan indførelse af nye metoder påvirke vurderingen af de danske strande.

Mini-MPN-metoderne udføres i princippet som traditionelle MPN-metoder, hvor fortyndinger af prøven dyrkes i en bouillon. Resultatet beregnes ved hjælp af en statistisk metode og angives som det mest sandsynlige antal (Most Probable Number). Forskellen mellem de traditionelle MPN-metoder og mini-MPN-metoden er, at mini-MPN-metoden udføres i mikrotitre bakker med små voluminer. Mini-MPN-metoden er mindre arbejdskrævende, men har ringere detektionsgrænse end traditionelle MPN-metoder.

Membranfiltreringsmetoder bygger på det princip, at en kendt mængde af prøven filtreres gennem et filter. Filteret lægges på en agar med et passende substrat og inkuberes. Antallet af kolonier, der vokser op på filteret (og som eventuelt karakteriseres yderligere) giver analysens resultat.

MPN-metoderne har den fordel fremfor filtreringsmetoderne, at de kan anvendes til analyse af prøver, som ikke kan filtreres. Derimod kan man opnå større følsomhed og lavere analyseusikkerhed med membranfiltreringsmetoderne.

Formålet med dette kapitel er at gennemføre en statistisk sammenligning af membranfiltreringsmetoderne og mini-MPN-metoderne.

3.2 Statistisk model

For at undersøge om de to metoder giver forskellige resultater, blev følgende statistiske model opstillet:

$$y_{ijkl} = \mu + \text{analyse}_i + \text{lokalitet}_j + \text{analyse} * \text{lokalitet}_{ij} + \text{dag}_{k(j)} + \text{error}_{l(ijk)}$$

hvor

y_{ijkl}	angiver bakteriekoncentrationen for den i'te analyse metode (MPN/filtrering) på den j'te lokalitet på den k'te dag og det j'te replikat
μ	angiver det overordnede gennemsnit
analyse_i	angiver variationsbidraget fra den i'te analyse metode (MPN/filtrering)
lokalitet_j	angiver variationsbidraget fra den j'te lokalitet

$\text{analyse*lokalitet}_{ij}$	angiver variationsbidraget fra interaktionen mellem analyse og lokalitet
$\text{dag}_{k(j)}$	angiver variationsbidraget fra den k'te dag på den j'te lokalitet
$\text{error}_{l(ijk)}$	angiver variationsbidraget fra den l'te replikat for den i'te analysemetode på den j'te lokalitet og den k'te dag.

Med undtagelse af bidraget fra analysemetode blev samtlige bidrag betragtet som tilfældige bidrag. Modellen blev anvendt separat for Enterokokker og *E. coli*.

Før den statistiske analyse blev tætheden af bakterier transformeret efter formelen:

$$y = \ln(x)$$

hvor x angiver koncentrationen af bakterier.

Såfremt koncentrationen af bakterier var lavere end detektionsgrænsen blev tætheden sat til detektionsgrænsen divideret med 2.

3.3 Resultater

Variationsanalyserne blev udført på analyseresultaterne fra Gl. Str. Skov og Højstrup Feriekoloni.

En oversigt over resultaterne af de udførte variationsanalyser fremgår af tabel 3.1.

Tabel 3.1
Resultater fra variationsanalyserne

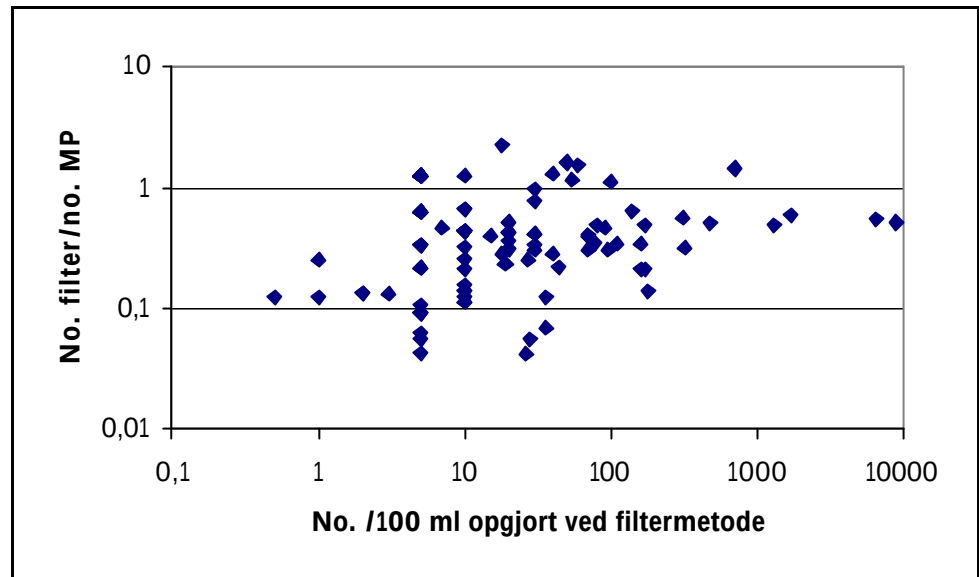
Kilde til variation	<i>E. coli</i> (Pr<F)	Enterokokker
Analyse	<0.0001	<0.0001
Lokalitet	0.0856	0.3491
Analyse*Lokalitet	<0.0001	0.0093
Dag	<0.0001	<0.0001

Sandsynligheden (Pr<F) for om de observerede forskelle skyldes tilfældigheder. Hvis sandsynligheden er mindre end 0.05 opfattes forskellen som signifikant.

Som det fremgår af tabel 3.1 var samtlige kilder til variation - med undtagelse af 'lokalitet' - statistisk signifikante. En signifikant forskel mellem lokaliteterne og mellem dagene er ikke interessant for analysen, da formålet med denne er at undersøge betydningen af de anvendte analysemetoder. En nærmere fortolkning af de opnåede resultater er derfor kun udført for 'analyse' og 'interaktionen mellem analyse og lokalitet'.

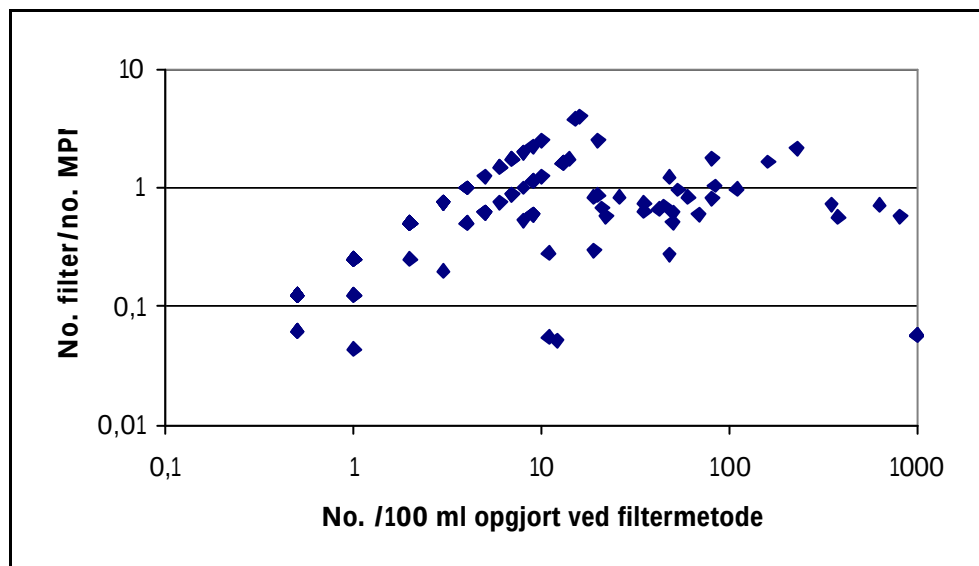
Middelværdien for samtlige målinger udført med mini-MPN-metoden var 416/100 ml for *E. coli* og 336/100 ml for Enterokokker, medens de for filtreringsmetoden var henholdsvis 195/100 ml for *E. coli* og 50/100 ml for Enterokokker. For begge indikatororganismer gav MPN-metoden således signifikant højere koncentrationer.

Den signifikante interaktion mellem analyse og lokalitet viser, at betydningen af analysen er forskellig fra lokalitet til lokalitet. En mulig årsag hertil kan være, at betydningen af analysen afhænger af koncentrationen af bakterier. For at undersøge årsagen til dette nærmere blev samtlige analyseresultater fremstillet grafisk, hvor forholdet mellem resultaterne fra filtreringsmetoden og MPN-metoden er afbilledet som funktion af resultatet fra filtreringsmetoden (figur 3.1 og 3.2).



Figur 3.1

Forhold mellem koncentrationen af *E. coli* opgjort ved filtreringsmetoden og ved MPN-metoden, som funktion af bakteriekoncentrationen opgjort ved filtreringsmetoden



Figur 3.2

Forhold mellem koncentrationen af Enterokokker opgjort ved filtreringsmetoden og ved MPN-metoden, som funktion af bakteriekoncentrationen opgjort ved filtreringsmetoden

For såvel *E. coli* som Enterokokker er der en svag tendens til, at filtreringsmetoden afviger mest fra MPN-metoden ved lave koncentrationer. Specielt for Enterokokker kan dette bl.a. forklares ved forskelle i detektionsgrænsen. For at undgå denne indflydelse fra observationer under detektionsgrænsen blev testen derfor gentaget, efter at værdier under detektionsgrænser var blevet udeladt. Resultaterne heraf fremgår af tabel 3,2.

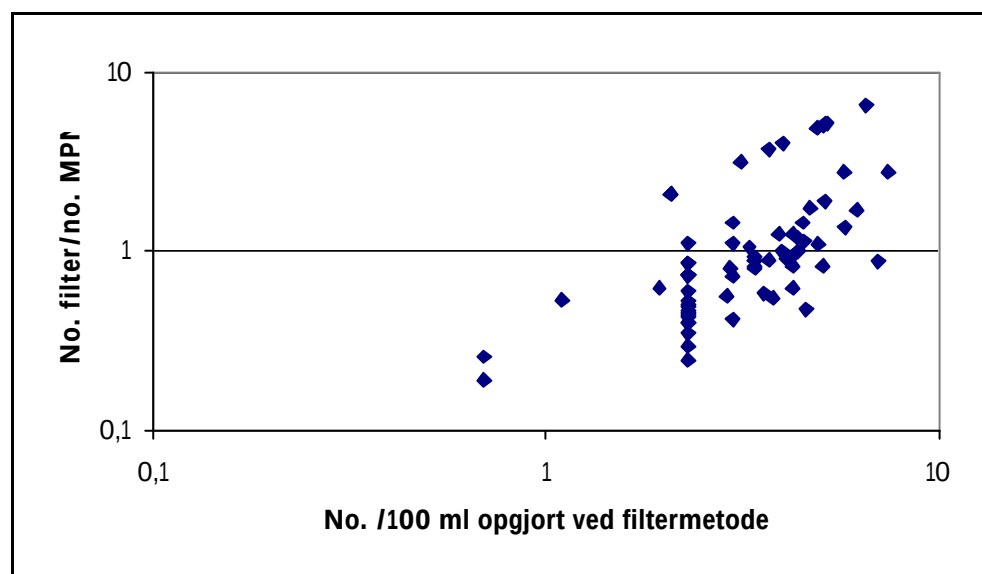
Tabel 3.2

Resultater af variansanalyser uden værdier under detektionsgrænsen

Kilde til variation	<i>E. coli</i> (Pr<F)	Enterokokker
Analyse	<0.0001	<0.0001
Lokalitet	0.4701	0.6782
Analyse*Lokalitet	0.0044	0.2049
Dag	<0.0001	<0.0001

Sandsynligheden (Pr<F) for om de observerede forskelle skyldes tilfældigheder. Hvis sandsynligheden er mindre end 0.05 opfattes forskellen som signifikant. Tabellen gengiver det samme test som tabel 3.1 efter at værdier under detektionsgrænsen er blevet udeladt.

Som det fremgår af tabel 3.2, er interaktionen mellem analyse og lokalitet signifikant for *E. coli* efter udeladelsen af værdier under detektionsgrænsen medens dette ikke længere var tilfældet for Enterokokker. En figur svarende til figur 3.1 blev derfor fremstillet for *E. coli*.



Figur 3.3

Forhold mellem koncentrationen af *E. coli* opgjort ved filtreringsmetoden og ved MPN-metoden efter udeladelse af værdier under detektionsgrænsen, som funktion af bakteriekoncentrationen opgjort ved filtreringsmetoden

Som det ses af figur 3.3, er der efter udeladelsen af værdier under detektionsgrænsen en klar tendens til, at MPN-metoden måler de relativt højeste koncentrationer af *E. coli* ved lave koncentrationer, medens det omvendte er tilfældet ved høje koncentrationer.

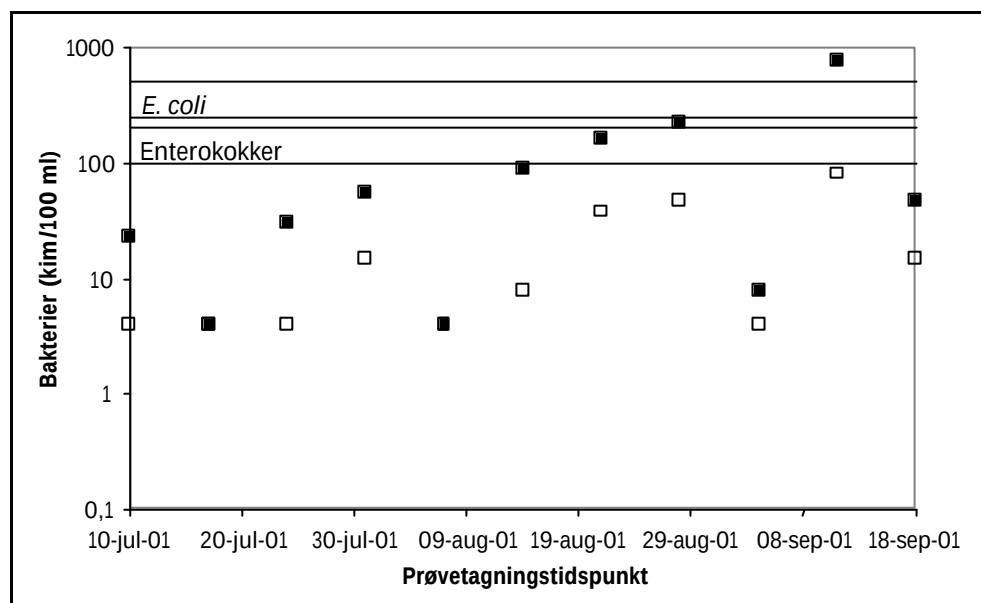
Det kan derfor konkluderes, at for det undersøgte datasæt, giver mini-MPN-metoderne i gennemsnit et højere resultat. Ved lave koncentrationer er der tendens til at membranfiltreringsmetoderne giver lavere resultater end mini-MPN, især for *E. coli*.

Det betyder, at indførelse af mini-MPN-metoderne må forventes at medføre større risiko for, at kvalitetskravene ikke kan overholdes.

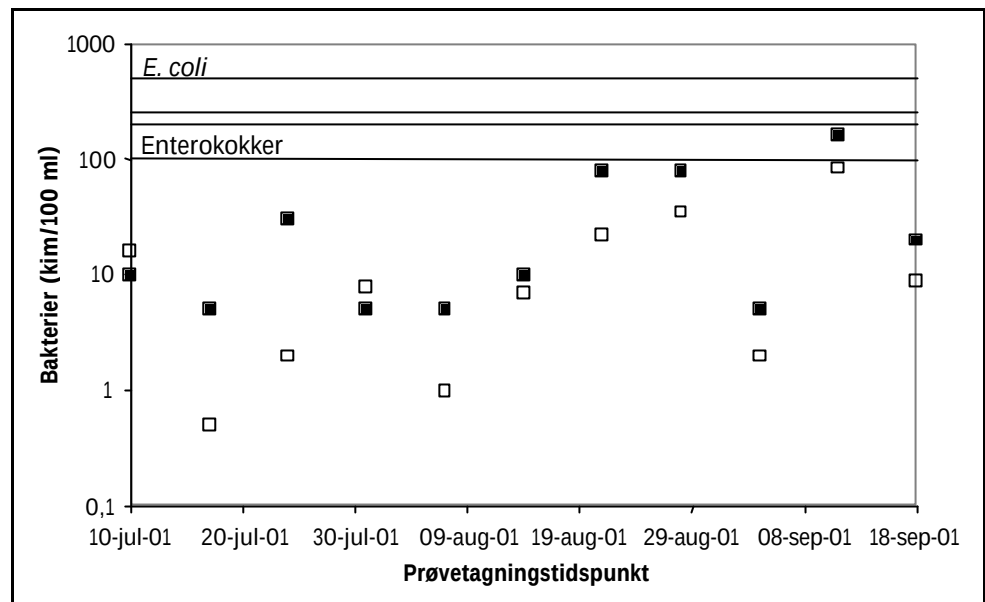
4 Sammenligning af *E. coli* og Enterokokker

Det gældende danske monitoringsprogram bygger kun på analyser for *E. coli*. Indførelse af Enterokokker som parameter kan derfor ændre vurderingen af de danske badestrande. Formålet med dette kapitel er at sammenholde resultaterne angående antallet af *E. coli* og Enterokokker.

Generelt gælder det, at antallet af *E. coli* som regel er højere end antallet af Enterokokker. Det er også tilfældet i denne undersøgelse. Figur 4.1 og 4.2 viser koncentrationen hen over en badesæson af *E. coli* og Enterokokker på en typisk lokalitet (Munkholmbroen) analyseret med henholdsvis mini-MPN- og filtreringsmetoden. De vandrette streger på figurerne angiver direktivforslagets grænseværdier. For mini-MPN-metoden (figur 4.1) ses det, at én af de målte værdier ligger over direktivforslagets grænseværdi for 'udmærket kvalitet'. Dette analyseres nærmere i kapitel 5.

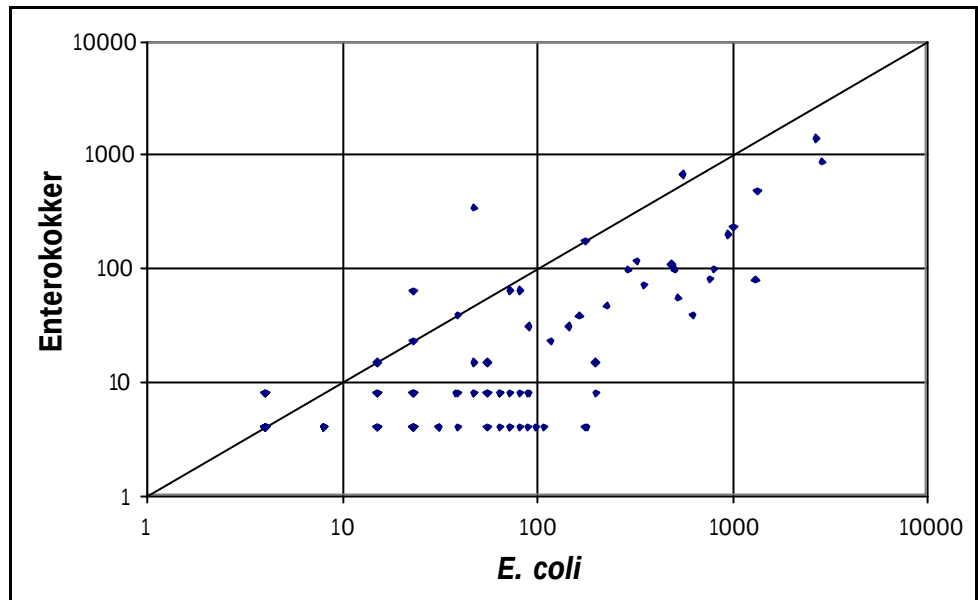


Figur 4.1
Koncentrationen af *E. coli* og Enterokokker analyseret med mini-MPN-metoden hen over en badesæson på Munkholmbroen. *E. coli* (■), Enterokokker (□). Grænseværdierne for 'god' og 'udmærket' kvalitet er angivet ved vandrette streger. Den øverste ramme svarer til det nuværende kriterium for *E. coli*.

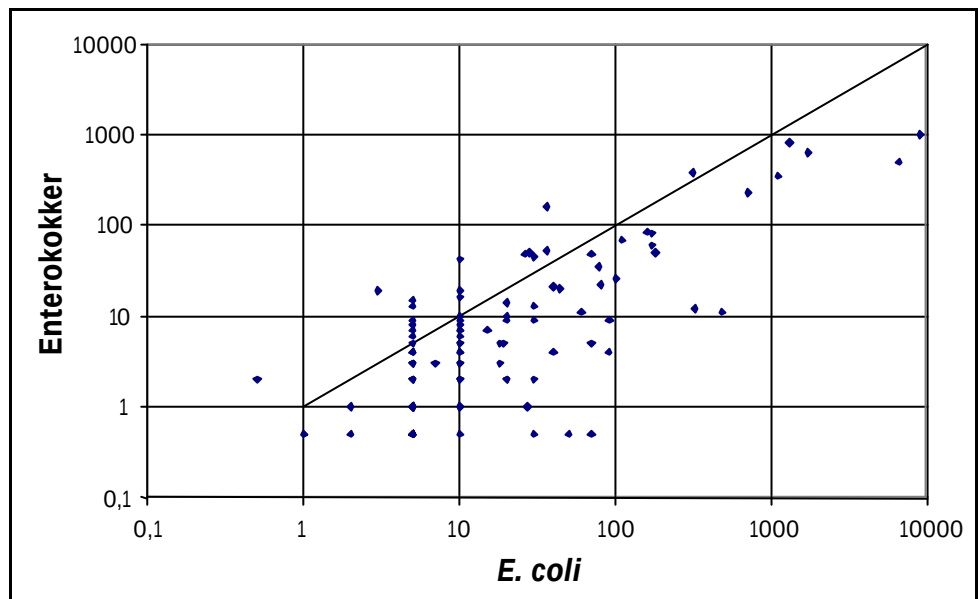


Figur 4.2
Koncentrationen af *E. coli* og Enterokokker analyseret med filtreringsmetoden hen over en badesæson ved Munkholmbroen. *E. coli* (□), Enterokokker (○). Grænseværdierne for 'god' og 'udmærket' kvalitet er angivet ved vandrette streger. Den øverste ramme svarer til det nuværende kriterium for *E. coli*.

Figur 4.3 og 4.4 viser relationen mellem *E. coli* og Enterokokker i samtlige udtagne prøver analyseret med henholdsvis mini-MPN- og filtreringsmetoden. På figurerne er vist en ret linie, der svarer til, at der er lige mange af Enterokokker og *E. coli*. Figurerne viser, at det var et generelt mønster i undersøgelsen, at antallet af *E. coli* var højere end antallet af Enterokokker.



Figur 4.3
Sammenhæng imellem koncentrationen af Enterokokker og *E. coli* i samtlige udtagne prøver analyseret ved mini-MPN-metoden. Den rette linie svarer til, at der er lige mange af Enterokokker og *E. coli*.



Figur 4.4
Sammenhæng mellem koncentrationen af Enterokokker og *E. coli* i samtlige udtagne prøver analyseret ved filtreringsmetoden. Den rette linie svarer til, at der er lige mange af Enterokokker og *E. coli*.

Tabel 4.1

Beregnete geometriske middelværdier for henholdsvis *E. coli* og Enterokokker analyseret med henholdsvis MPN og filtreringsmetoden for samtlige lokaliteter. Geometriske middelværdier er beregnet på log-transformerede tal.

Lokalitet	<i>E. coli</i>		Enterokokker	
	MPN	Membranfilter	MPN	Membranfilter
Maribo Sø	59	23	12	11
Rødvig	170	33	25	24
Gedser S.	13	9	8	2
Gedser N.	10	10	6	2
V Flagstang G7	24	5	12	4
Gl. Str. Skov	46	16	16	5
Fakse Ladeplads	48	26	23	11
Højstrup Feriekoloni	83	32	11	5
S.f. Gershøj Havn	46	14	11	5
Munkholmboen	41	17	11	7

De beregnede middelværdier for *E. coli* (beregnet på log transformerede tal) er en faktor 2 til 7 højere end for Enterokokker (tabel 4.1). Samlet set er det geometriske gennemsnit for *E. coli* bestemt med filtreringsmetoden 3,1 gange højere end for Enterokokker. Det tilsvarende tal er 3,5 for mini-MPN-metoden. Til sammenligning er der en forskel på en faktor 2,5 mellem direktivforslagets grænseværdier for *E. coli* og Enterokokker (se tabel 2.1). Forholdet mellem antallet af *E. coli* og Enterokokker i denne undersøgelse er således større end forholdet mellem kvalitetskriterierne. Det betyder, at man må forvente, at for de undersøgte strande vil grænserne for *E. coli* oftere være overskredet end grænserne for Enterokokker, og at inddragelse af Enterokokker i overvågningen ikke vil komme til at udgøre et større problem. Dette er analyseret yderligere i kapitel 5.

5 Konsekvens af ændringer

Som nævnt i kapitel 3 skal grænseværdierne sammenlignes med 95-percentilen af analyseresultaterne. Tabel 5.1 viser en beregning af alle 95-percentilerne for de undersøgte strande. Endvidere er det for hver parameter/analysemetode angivet hvor mange af de 10 strande, der opfylder de gældende krav og de foreslåede kvalitetskriterier. Der gøres opmærksom på, at direktivforslaget foreskriver, at den statistiske vurdering skal foretages på data over tre sæsoner, mens der her kun er vurderet data, der er indsamlet over én sæson.

Tabel 5.1
95-percentiler for analyseresultater på alle stationer, der indgår i undersøgelsen, samt angivelse af antallet af lokaliteter, der overholder kvalitetskriterier for de forskellige parametre

Lokalitet	<i>E. coli</i>		Enterokokker	
	Filtreringsmetode	MPN-metode	Filtreringsmetode	MPN-metode
Rødvig Kro	521	1270	293	281
Gedser S.	65	169	46	63
Gedser N	57	71	20	19
V.Flagstang G7	222	558	154	226
Gl. Str. Skov	718	3150	230	1138
Fakseladeplads	1464	2683	1008	1093
Højstrup Feriekoloni	270	608	66	141
S.f. Gershøj Havn	67	409	30	124
Munkholmbroen	144	652	88	72
Maribo sø	192	405	111	77
Gældende krav	1000	-	-	-
Krav til 'god kvalitet'	500	500	200	200
Krav til 'udmærket kvalitet'	250	250	100	100
Antal lokaliteter der overholder:				
Gældende krav	9	-	-	-
Krav til 'god kvalitet'	7	4	7	6
Krav til 'udmærket kvalitet'	6	2	5	4

En sammenligning af 95-percentilerne i tabel 5.1 med de gældende danske grænseværdier viser, at 9 ud af de 10 lokaliteter overholder kravet.

Hvis direktivforslagets kriterier vedtages, vil der være 7 lokaliteter, der opfylder kriterierne for 'god kvalitet', hvis der anvendes filtreringsmetoder, mens kun 4 lokaliteter vil opfylde kriterierne, hvis der anvendes mini-MPN-metoder. Der vil være 4 lokaliteter, der overholder kriterierne for 'udmærket kvalitet', hvis der anvendes filtreringsmetoder, mens kun 2 af lokaliteterne vil opfylde kriterierne, hvis der anvendes mini-MPN-metoder.

Det betyder, at gennemførelse af direktivforslaget vil medføre, at en del af de ti strande ikke længere vil opfylde kvalitetskriterierne. Endvidere tyder det på, at indførelse af mini-MPN-metoder yderligere vil forstærke den effekt.

I forhold til kriterierne for '*god* kvalitet' er der fuld overensstemmelse mellem resultaterne for Enterokokker og *E. coli*, når der anvendes filtreringsmetoder. Når der anvendes mini-MPN, vil Munkholmbroen og Højstrup Feriekoloni kun opfylde kriteriet for Enterokokker. Omvendt vil alle lokaliteter, der opfylder kriteriet for *E. coli*, også opfylde kravet for Enterokokker. Det betyder, at inddragelse af Enterokokker i overvågningen af de ti strande ikke har betydning for opfyldelse af kriterierne for '*god* kvalitet'.

I forhold til kriterierne for '*udmærket* kvalitet' er der ikke fuld overensstemmelse. For filtreringsmetoden opfylder Maribo Sø og V. Flagstang G7 kun kriterierne for *E. coli*., mens Højstrup Feriekoloni kun opfylder kriterierne for Enterokokker. For mini-MPN-metoden opfylder Maribo Sø og Munkholmbroen kun kriterierne for Enterokokker. Omvendt vil alle lokaliteter, der opfylder kriterierne for *E. coli*, også opfylde kriterierne for Enterokokker. Det betyder, at inddragelse af Enterokokker i overvågningen af de ti strande har betydning for opfyldelse af kriterierne for '*udmærket* kvalitet'.

6 Varsling af badevandskvaliteten

6.1 Indledning

På nuværende tidspunkt er vurdering af badevandskvaliteten bagudrettet. Den bygger på bakteriologiske data, som først foreligger på et tidspunkt, hvor forureningen sandsynligvis er forsvundet. Reelt vurderes de bakteriologiske data af samme grund oftest først ved afslutningen af badesæsonen. De ansvarlige myndigheder har derfor ikke grundlaget til at give borgerne information om den aktuelle badevandskvalitet, og borgerne har kun det foregående års data – præsenteret på badevandskort fra amter og Miljøstyrelsen - at forholde sig til. I forslaget til nyt badevandsdirektiv (Kommissionen, 2002) er der lagt op til at ændre dette.

Artikel 12 kræver, at der etableres overvågnings- og beredskabsplaner, der håndterer situationer, der kan true badevandskvaliteten. Dette omfatter såvel overløb og oversvømmelser som ulykker og problemer med infrastrukturen. Planerne skal sikre hurtig information til badevandsforvalterne og til offentligheden. Varslingssystemer ('Early warning systems') nævnes specifikt som et redskab til at opnå dette.

En oplagt måde at aktualisere informationen på er, at gøre de bakteriologiske oplysninger tilgængelige få timer efter kontrolprøver er indsamlet. Udvikling af nye metoder, der giver øjeblikkelige eller i hvert fald meget hurtige svar om den bakteriologiske tilstand, foregår p.t. mange steder i verden og vil være tilgængelig inden for en kort årrække. Specielt er molekylærbiologiske, immunologiske og fluorescensbaserede metoder aktuelle.

Implementering af denne type metoder er klart en forbedring af badevandskontrollen, men der er stadig tale om 'hindcast', dvs. beskrivelsen af en overstået situation. For borgerne er det interessante imidlertid, hvordan kvaliteten er her-og-nu og i morgen. Badevandsforvaltningen skal derfor omfatte varsling af dårlig badevandskvalitet ('early warning'), hvilket indebærer, at der skal ske en fremskrivning af vandkvaliteten.

Ved valg af varslings-/fremskrivningssystem skal strandens betydning som rekreativt område også tages i betragtning. Fra borgernes side er der størst behov for god information om og fremskrivninger af vandkvaliteten for strande, som bruges hyppigt/af mange. På den anden side vil det være nemt og billigt at udarbejde fremskrivninger baseret på dynamiske modeller selv for 'små' strande, hvis der allerede er opstillet en prognosemodel for området, f.eks. i forbindelse med forvaltningen af en større strand i samme område.

Varsling/fremskrivning er derudover et væsentligt element i bestræbelserne på at sikre den mest effektive anvendelse af ressourcerne. Det er et redskab til at optimere kontrolprogrammet, så indsatsen koncentrerer sig om prøvetagning og bakteriologiske analyser i perioder, hvor der reelt er risiko for kontaminering.

6.2 Forudsætninger for varsling af badevandskvaliteten

Varsling af badevandskvaliteten kan foregå på flere niveauer og valget af strategi afhænger af den specifikke badestrand; herunder oplysninger om risikoen for overskridelse af badevandskriterierne og strandens betydning som rekreativt område.

Uanset hvilken strategi, der vælges, er der en række forudsætninger for at kunne fremskrive kvaliteten:

- beskrivelse af badestrandsprofilen
- analyse af eksisterende data om kvaliteten sammenholdt med de faktorer, der påvirker kvaliteten
- kvantificering af kilderne og fastlæggelse af kritiske perioder
- klassifikation af den rekreative brug af stranden

Begrebet 'badestrandsprofil' er et af de nye tiltag, der indgår i forslaget til nyt badevandsdirektiv (Kommissionen, 2002). En badestrandsprofil skal omfatte en beskrivelse af de fysiske, geografiske og hydrografiske karakteristika, identifikation af alle potentielle forureningskilder (inklusiv kvantitative data) samt analyse af deres effekter. Profilen skal danne baggrund for tiltag til at bevare/forbedre badevandskvaliteten, og den er et vigtigt element i informationen af borgerne (artikel 16).

For danske strande er den hyppigste kilde til kontaminering direkte spildevandsudløb, overløb ved kraftigt regnvejr samt på havstrande ferskvandstilførsel fra vandløb. Registreringer af disse potentielle kilder eksisterer allerede, indsamlet i anden sammenhæng. Oplysninger om deres kvantitative betydning for den hygiejniske kvalitet kan derimod kræve specifikke undersøgelser. For eksempel er det velkendt, at kraftige regnskyl giver overløb med deraf følgende bakteriologiske forureninger, men hverken sammenhængen mellem regnmængde og volumen af overløbsvand på de enkelte overløbsbassiner eller koncentrationen af indikatorbakterier i vandet er kendt.

På badestrandene er der derimod i langt de fleste tilfælde gennemført bakteriologiske undersøgelser igennem mange år. Siden 1985 har undersøgelserne fulgt en fælles standard beskrevet i Vejledning nr. 2 om kontrol med badevand (Miljøministeriet, 1985). Der findes således gode tidsserier af vandkvalitetsdata for langt de fleste strande, der i dag er udpeget som badeområder.

En væsentlig forudsætning for udarbejdelse af badestrandsprofiler og for opbygning af varslingssystemer er derfor, at sammenhængen mellem den hygiejniske tilstand på selve stranden, de potentielle kilder samt de faktorer, der påvirker kilderne, kortlægges. Detaljeringsgraden af analyserne må bestemmes af, hvor stor risikoen er for bakteriologiske forureninger. Analyserne vil også afhænge af hvilket varslingssystem, der stiles mod.

Udover de bakteriologiske kriterier indgår forekomst af alger samt fysisk-kemiske parametre i klassifikationen af strandene (artikel 14 og annek 1). Det vil således være aktuelt for nogle badestrande at indsamle data om algeforekomster og lave fremskrivninger af algeopblomstringer.

Specifikt med hensyn til klassifikation i den højeste klasse (se afsnit 1.1) fremgår det af annek II, at en strand kun kan klassificeres som værende af 'udmærket kvalitet', hvis forvaltningsforanstaltningerne er afpasset efter andre fritidsaktiviteter, der udøves i det pågældende badevand (f.eks. windsurfing). Der kan derfor være behov for at inddrage data om f.eks. strømforhold og bølger i varslingsstemet.

6.3 Varslingsmodeller

Formålet med varslinger af badevandskvaliteten er at give offentligheden et tilstrækkeligt grundlag til at bestemme, hvorvidt og hvor de vil bade og bedrive vandsport i de følgende dage.

Varslingsmetoderne kan deles op i tre typer:

- generelle retningslinier
- simple modeller
- dynamiske modeller

De *generelle retningslinier* bygger som de 2 andre metoder på den eksisterende erfaring/data, men den tilgængelige information bruges alene til at opstille generelle regler for hvornår, der er risiko for kontaminering af stranden. Almindeligvis vil det være oplysninger om vejrforholdenes indflydelse. Informationen kan formidles via Internettet og/eller ved skiltning på stranden. Det er så op til borgerne at vurdere, om de givne forhold medfører en risiko. Metoden er bedst egnet som generel information, som borgerne kan bruge uanset hvilken strand de anvender (dvs. også for strande, der ikke er udpeget som badeområder).

I *simple modeller* udnyttes sammenhænge mellem specifikke variabler og den bakterielle kvalitet. De mest simple modeller bygger på en enkelt variabel. Det kan være mængden af regn, hvis analyser viser, at kraftig regn ofte medfører overskridelse af bakteriekriteriet i de følgende dage, eller vandets saltholdighed, hvis erfaringen viser, at overskridelser optræder, når der er stor ferskvandstilførsel. Modellerne kan også kombinere flere indikatorer. Præcisionen af forudsigelsen afhænger af, hvor godt grundlaget for denne analyse er (hvor mange data der eksisterer). En svaghed ved denne type model er, at fremskrivningen bygger på en deterministisk forudsigelse af udviklingen, som ikke eller kun i mindre grad indbygger samspillet mellem forskellige faktorer. Hvis erfaringsgrundlaget er stort, kan der dog opstilles pålidelige varslinger, som holder i de fleste tilfælde.

I de *dynamiske modeller* indbygges samspillet mellem de betydende variabler. Som for de simple modeller er kvaliteten af de opstillede prognoser afhængig af omfanget af den viden, der er indbygget i dem. Generelt giver de dynamiske modeller dog mere pålidelige fremskrivninger end de simple modeller på et identisk vidensgrundlag. I Danmark er der udviklet dynamiske modeller, som kan danne grundlag for målrettet modellering af badevandskvalitet på specifikke strande langs kysterne. For nogle områder som f.eks. Øresund har modellerne allerede en detaljeringsgrad, der gør dem direkte anvendelige til fremskrivninger og dermed varslinger. For andre områder skal de eksisterende modeller modificeres (opløsningen øges). Hvorvidt denne metode er den mest prisbevidste, afhænger ikke af den enkelte strands størrelse, men om der er opstillet en model for området. Jo flere strande, der bruger denne løsning, jo billigere vil det være pr. strand.

Med hensyn til ferskvand findes der ikke i dag velafprøvede dynamiske modeller for danske søer, så det er forbundet med flere udgifter at bruge denne strategi. Der er ingen tekniske problemer ved dette, og der er mange erfaringer med at indbygge den hygiejniske kvalitet i modeller for udenlandske ferskvandsområder. Som det sker i udlandet udnyttes ressourcerne bedst, hvis en modellering af badevandskvaliteten kombineres med en generel recipientmodellering, f.eks. i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet (EU-Kommissionen, 2000).

I kapitel 7 er der givet eksempler på strategier for varsling af badevandskvaliteten, som dels bygger på automatiske målinger (kapitel 7.1) dels på dynamisk modellering (kapitel 7.2-7.4).

6.4 Information af borgerne

Et vigtigt element i varslingen af badevandskvaliteten er, at informationen hurtigt når ud til borgerne. Et varslingssystem skal derfor inkludere faciliteter, så resultaterne af analyserne (uanset strategi) offentliggøres løbende og tidstro. Internettet er, som det nævnes i direktivforslaget, et vigtigt redskab til dette.

Artikel 16 foreskriver, at der i umiddelbar nærhed af badevand skal gives information om badestrandsprofil, klassifikation og overvågningen. På større velbesøgte strande kan det desuden overvejes at give besøgende on-line adgang til aktuel information ved at opsætte informationshuse med skærme, der viser seneste nyt. En anden mulighed, som bruges i udlandet, er at opsætte 'barometre', som orienterer om den aktuelle situation (i lighed med flagningen af strømforhold).

7 Eksempler på varslingsystemer

7.1 Dynamisk modellering

Dynamisk modellering bliver brugt i flere sammenhænge inden for forvaltningen af vandområder, f.eks. til miljøvurdering af effekter af tiltag på recipienter, tilstandsbestemmelse, scenarie-analyse og til varslings af badevandskvaliteten. De dynamiske modeller integrerer den eksisterende viden om økosystemerne og kan udnytte alle tilgængelige data om recipienterne. Idekonceptet bag de dynamiske badevandsprognoser er, at et avanceret modelværktøj kædes sammen med informationer om de aktuelle forhold for at give et kvalificeret, aktuelt skøn på badeforholdene.

I det følgende gives eksempler på brug af dynamisk modellering til varslings af badevandskvaliteten med en diskussion af, hvad der skal til for at etablere sådanne systemer. Eksemplerne illustrerer specifikke forhold, der kan true vandkvaliteten (regnvandsoverløb, alger) eller udgør anden fare for de badende (strøm, bølger). Afhængigt af hvilke kilder, der er vigtige for badevandskvaliteten, kan modeller opbygges til at dække andre forhold.

Badevandsprognoser i forbindelse med overløbshændelser

På baggrund af en vejrudsigt samt en daglig prognose (modellering) af de kommende dages vandstrømninger kan de lokale strømninger omkring udvalgte strande fremskrives. Dermed kan indflydelsen af eventuelle overløbshændelser på badestrandens vandkvalitet modelleres, og det kan forudsiges, om der er risiko for at badevandskriterierne overskrides.

For at etablere denne type varslingsystem er der udover den dynamiske beregningsmodel behov for data fra de overløb og udledninger fra eksempelvis renseanlæg, der er i området og som vurderes at kunne have betydning for badevandskvaliteten. Der er brug for data om overløbstidspunkter, overløbsmængder samt koncentrationer af indikatorbakterier. Flere kommuner måler, hvornår der er overløb, men ved ikke hvor store mængder, der løber ud, ligesom de sjældent kender koncentrationen af bakterier i overløbet. Dertil kommer, at det sjældent er samtlige overløb, der overvåges. Der vil derfor ofte være behov for at gennemføre en undersøgelse af de aktuelle forhold omkring overløbene og for at fastlægge, hvordan de nødvendige data kan estimeres, hvis de ikke måles direkte.

Flere kommuner benytter allerede i dag en eller anden form for afløbsmodel, som vil kunne benyttes i denne sammenhæng. Desværre er det i dag ikke muligt at lave *prognoser* for hvornår og i for høj en grad, der vil være overløb. Det skyldes især at regnhændelser, der resulterer i overløb, ofte er kraftige tordenvejrshændelser, som er kaotiske fænomener, der ikke kan forudsiges præcist i almindelige vejrprognoser. Det er dog muligt, at en kobling af afløbsmodeller med en vejrradar kan give hurtigere information om overløb.

Badevandsprognoser i forbindelse med blågrønalger

Miljøstyrelsen har tidligere publiceret en rapport, der specifikt behandler problemerne med håndtering og kontrol af algeproblemer i badevand

(Miljøstyrelsen, 2002). Som for bakterier er der behov for, at informationen bliver fremadrettet fremfor historisk. Dynamisk modellering kan give viden om, hvor algerne er, og hvor de sandsynligvis bevæger sig hen de følgende dage.

Konceptet er, at man på basis af en dynamisk model inklusiv strømstyrker og -retninger og biologiske procesbeskrivelser kan forudsige transporten af blågrønalgerne og varsle om, hvornår de eventuelt rammer strandene. Dette kan udføres på flere måder, men en umiddelbar nem og forholdsvis simpel metode er at koble aktuelle målinger af blågrønalgerne sammen med satellitmålinger af klorofyl-a og assimilere denne information i modellen. Observation af algeopblomstringer er en del af badevandsovervågningen (artikel 14 og annek I), og overvågningen kan planlægges på en måde, så den understøtter modelleringen. Satellitdata er i dag kun brugbare, når der er tale om alger, der tilføres fra større åbne havområder, men inden for få år forventes nye instrumenter taget i brug, som har en opløsning, der gør det muligt også at bruge metoden for mindre vandområder.

Andre badevandsprognoser

I det foregående er der lagt stor vægt på badevandskvalitetsforhold, men der er også andre forhold, der kan have betydning for badegæsternes oplevelse af badevandet. Med det rette valg af matematiske, hydrauliske modeller kan der opstilles andre typer af varslinger eller prognoser. I nogle områder er det relevant at varsle om situationer med kraftig strøm. Andre steder kan der opstå bølger, der kan give anledning til kraftig understrøm og medføre risici for brugerne. I forbindelse med klassifikation som 'udmærket kvalitet' er det et krav, at forvaltningen også tager højde for, at badeområdet benyttes til anden rekreativ aktivitet end badning fra stranden. Her vil denne type varsling være meget relevant. Endelig kan denne type varslingværktøj bruges til at følge udbredelse af olieforureninger.

7.2 Automatiske målestationer

Den dynamiske modellering kan styrkes ved assimilering af kontinuerte målinger af centrale variabler. Der findes i dag pålidelige automatiske on-line systemer, der kan anvendes til forudsigelse af og kontinuert dokumentation af vandkvaliteten.

De kontinuerte målinger kan også bruges selvstændigt til varsling af badevandskvaliteten. De målte data kan sammenholdes med eksisterende viden omkring de hydrauliske forhold, meteorologiske forhold som nedbørsmængde og intensitet, og koplet med kendskabet til biologiske forhold, f.eks. fordelingen af indikatorbakterier og algeopblomstringer, kan de bruges til at opstille simple statistiske og/eller erfaringsbaserede modeller, der kan forvarsle mulige forringelser af badevandskvaliteten.

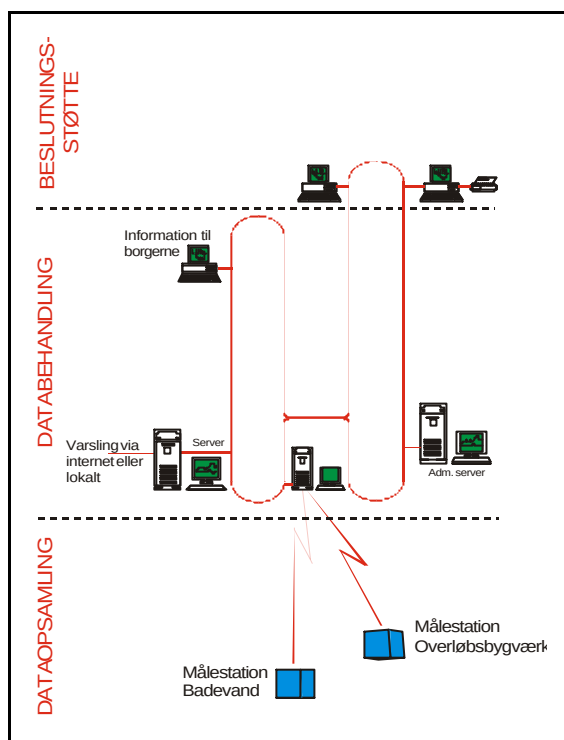
Systemopbygning

Et on-line system til automatisk kontinuert måling og information kan bestå af:

- sensorer – fysisk/kemiske sensorer til kontinuert måling
- en datalogger til opsamling af måleværdier
- kommunikationsenhed enten til fast forbindelse eller via telefon/radio
- PC til behandling og præsentation af data

- varslingsystem til befolkningen

On-line målesystemet kan opsamle data kontinuert med få minutters intervaller og sende informationerne via modem/mobiltelefon koblet til en PC hos den ansvarlige administrative forvaltning, hvor informationer om badevandstilstanden kan opsamles og præsenteres direkte på Internettet. Informationssystemet kan installeres på den pågældende badevandslokalitet, så der på stedet orienteres om, om det er forbundet med risiko at bade. En oversigt over systembeskrivelsen er vist på figur 7.1.



Figur 7.1
On-line målesystem til overvågning af badevandskvaliteten

Sensorerne kan monteres på en pæl eller på en flydebøjle. Systemet kan udvides til også at indbefatte måleudstyr på eventuelle overløbsbygværker eller andre udledninger, der potentielt påvirker området.

På baggrund af stor målepræcision af mange forskellige måleparametre og stor hyppighed af målinger er det muligt, at identificere små koncentrationsændringer og svingninger, som det ikke vil være muligt at måle ved manuelle målinger på grund af usikkerheder ved prøvetagning, analyser samt lille målehyppighed.

I forbindelse med dynamisk modellering vil kontinuerte målinger af f.eks. saltholdighed, temperatur og fluorescens være med til at forbedre modellens forudsigelser. Hvis formålet med målingerne er kalibrering af/assimilering i model, behøver målestationen ikke at være placeret i direkte i badevandsområdet.

Flere forskellige parametre kan med et on-line målesystem følges og måles med korte intervaller helt ned til minutter.

Salinitet/ledningsevne

Der vil ofte være en sammenhæng mellem mængden af bakterier og saltholdigheden. Dette skyldes, at der tilføres bakterier fra renseanlæg, overløbsbygværker og diffuse udledninger til vandløbet fra bymæssig bebyggelse i oplandet. Ved udløb i det saltere fjordvand eller havet, hvor ferskvandet til tider opblandes dårligt, vil en lav saltholdighed ved overfladen ofte indikere forhøjede koncentrationer af *E. coli* og dermed nedsat badevandskvalitet på badevandslokaliteter i nærheden.

Som eksempel på dette viste undersøgelser i 1998-2000 i Vejle Fjord (Mortensen 1998, 1999, 2000), at badevandsproblemerne i Vejle Fjord primært hænger sammen med ferskvandsafstrømningen fra Vejle Å. Det betyder, at der er stor sandsynlighed for en hygiejnisk dårlig kvalitet, når saltholdigheden er lav. Det er derfor muligt at etablere et varslingsystem, som i forbindelse med lave saltholdigheder i overfladen varslers om risikoen for dårlige hygiejniske forhold.

Sensorer til måling af saltholdighed kan derfor være meget relevante på marine badevandsstationer, der er påvirket af ferskvandsafstrømning fra land.

Temperatur

Hurtige ændringer af temperaturen kan indikere introduktion af nyt vand med andre biologiske/bakteriologiske forhold. Temperaturmålinger kan derfor supplere saltholdighedsmålinger og sammen med f.eks. pH-målinger og fluorescensmålinger (se nedenfor) give grundlag for et varsel om opblomstring af alger herunder giftige alger.

pH

pH vil være relevant både på ferske og på marine lokaliteter. Høje pH-værdier indikerer en kraftig algeproduktion og kan i forbindelse med høje temperaturer indikere opblomstring af giftige alger. Ændringer i pH, ud over hvad der er 'normalt' for lokaliteten, kan indikere udledninger eller uheld på industrier med udledninger af basisk eller syreholdigt spildevand.

Fluorescens

Fluorescensen er et mål for den aktuelle algebiomasse. En stigning af fluorescensen indikerer en stigning af algebiomassen. Med kendskab til temperatur, pH samt udviklingen i algesamfundet på lokaliteten vil denne måling indikere en opblomstring af alger og en mulig opblomstring af giftige alger. Fluorescensmålingerne kan give informationer om en pludselig samling eller sammenskylning af alger i badevandsområdet.

Turbiditet

Måling af turbiditet (uklarhed/suspenderet stof) vil kunne indikere tilstedeværelsen af fremmet vand på badevandsstationen i forbindelse med aktivering af overløbsbygværker, udledning af regnvand fra befæstede arealer eller uønsket spildevandspåvirkning samt tilstedeværelse af alger.

8 Litteraturliste

EU-Kommissionen (2000). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. Vandrammedirektivet.

Kommissionen (1976). Bathing water quality. Directive 76/160/EEC.

Kommissionen (2000). Meddelelse fra Kommissionen til Rådet og Europa-Parlamentet. Udarbejdelse af en ny badevandspolitik. KOM(2000) 860 endelig. 21.12.2000.

Kommissionen (2002). Forslag til Europa-parlamentets og Rådets direktiv om kvaliteten af badevand. KOM(2002) 581 endelig.

Miljøministeriet (1985). Vejledning om kontrol med badevand. Miljøstyrelsens Vejledning nr. 2/1985.

Miljøstyrelsen (2002). Håndbog om giftige alger i badevand. Miljøprojekt nr. 716.

Mortensen, P. (1998). Identificering af årsagerne til den forringede badevandskvalitet i Vejle Fjord ved Munkebjerg. VKI (1998).

Mortensen, P. (1999). Identificering af årsagerne til den forringede badevandskvalitet i Vejle Fjord ved Munkebjerg – fase 2 – Monitorering. VKI (1999)

Mortensen, P. (2000). Afklaring og anbefaling af initiativer til forbedret vandkvalitet ved Munkebjerg og Albuen i Vejle Fjord – Fase 3 – Niveau 2. DHI.

WHO (2001). Bathing water Quality and Human Health: Faecal pollution. Outcome of an expert consultation. Farnham. April 2001.
www.who.int/water_sanitation_health/Recreational_water/wsh01-2.pdf

Rådata

Maribo sø

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
10-jul-01	14511-01	9:50	20	1	4	v	2
24-jul-01	15785-01	9:20	21	0,25	1	0	0
31-jul-01	16252-01	12:30	20	1	3	v	1
7-aug-01	17175-01	9:40	19	1	4	0	0
15-aug-01	17082-01	12:00	21	0	1	sø	1
21-aug-01	18264-01	9:15	20	0,875	1	0	0
29-aug-01	18466-01	11:50	18	0,625	2	n	1
4-sep-01	19675-01	9:25	17	0,625	4	sv	1
12-sep-01	19636-01	12.00	15	0,75	2	nv	2
18-sep-01	20917-01	9:25	15	1	4	n	1

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs	Misfarvning
10-jul-01	nø	1	0	1	0	#N/A
24-jul-01	sv	0,65	0	1	0	#N/A
31-jul-01	sø	0,65	0	1	0	#N/A
7-aug-01	s	0,8	0	1	0	#N/A
15-aug-01	v	0,9	0	1	0	#N/A
21-aug-01	ø	0,5	0	1	0	#N/A
29-aug-01	s	0,7	0	1	0	#N/A
4-sep-01	v	0,8	0	1	0	#N/A
12-sep-01	s	0,7	0	1	0	#N/A
18-sep-01	ø	0,8	0	1	0	#N/A

Prøvedato	Coliforme	<i>E.coli</i>		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
10-jul-01	<100	<10	15	6	<8
24-jul-01		<10	15	1	8
31-jul-01		54	47	13	8
7-aug-01		140	217	81	46
15-aug-01		10	15	3	<8
21-aug-01		30	39	9	15
29-aug-01		70	231	20	23
4-sep-01		95	311	110	113
12-sep-01		20	55	8	<8
18-sep-01		<10	90	8	8

Rødvig Kro

Prøvedato	Prøvenr.	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
18-sep-01	20918-01	11:15	13	1	4	nø	2
10-jul-01	14507-01	11:45	20	0,625	2	v	2
17-jul-01	15099-01	8:55	17	0,25	2	nv	1
24-jul-01	15782-01	12:05	21	0,25	1	ø	1
31-jul-01	16247-01	9:35	18	1	1	v	2
7-aug-01	16689-01	11:25	18	1	4	v	1
14-aug-01	17615-01	9:55	18	1	4	sv	3
2-okt-01	18259-01	12:05	18	0,75	1	nv	1
28-okt-01	18933-01	9:30	17	0,5	2	v	3
4-sep-01	19647-01	11:10	18	0,625	4	sv	2
11-sep-01	20191-01	10:35	15	0,875	2	nv	2

Prøvedato	Strøm mod	Sigtedybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs	Misfarvning
18-sep-01	sv	>1	0	1	0	0
10-jul-01	ø	>1	0	1	0	0
17-jul-01	ø	>1	0	1	0	0
24-jul-01	sv	>1	0	1	0	0
31-jul-01	ø	>1	0	1	0	0
7-aug-01	ø	>1	0	1	0	0
14-aug-01	ø	>1	0	1	0	0
2-okt-01	sø	>1	0	1	0	0
28-okt-01	ø	>1	1	1	0	0
4-sep-01	ø	>1	0	1	0	0
11-sep-01	nø	>1	0	1	0	0

Prøvedato	Coliforme	E.coli		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
18-sep-01		10	81	19	64
10-jul-01	90	<10	81	13	8
17-jul-01		10	39	7	<8
24-jul-01		20	64	2	<8
31-jul-01		36	290	160	97
7-aug-01		700	485	230	108
14-aug-01		170	803	81	99
2-okt-01		<10	55	7	<8
28-okt-01		40	143	21	31
4-sep-01		180	1300	50	80
11-sep-01		160	465	35	55

Gedser S

Prøvedato	Prøvenr.	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
17-jul-01	15102-01	11:00	18	1	2	v	1
25-jul-01	15793-01	11:40	22	0,125	1	0	0
31-jul-01	16251-01	10:55	20	1	3	v	1
08-aug-01	16900-01	12:00	18	0,875	4	sø	6
14-aug-01	17621-01	11:05	18	1	2	sv	2
22-aug-01	18821-01	11:50	20	0,375	1	nø	1
28-aug-01	18937-01	10:50	15	0,75	2	v	6
05-sep-01	19854-01	10:45	17	0,375	2	v	1
11-sep-01	20195-01	10:45	15	0,625	4	v	1
19-sep-01	21000-01	11:30	14	0,375	4	ø	6

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs
17-jul-01	ø	>1	0	0	0
25-jul-01	nø	>1	0	0	0
31-jul-01	ø	>1	0	0	0
08-aug-01	nv	>1	0	0	0
14-aug-01	nø	>1	0	0	0
22-aug-01	v	>1	0	0	0
28-aug-01	ø	0,5	0	0	0
05-sep-01	v	>1	0	0	0
11-sep-01	v	0,9	0	0	0
19-sep-01	nv	>1	0	1	1

Prøvedato	Coliforme	<i>E.coli</i>		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
17-jul-01		<10	<8	3	<8
25-jul-01		<10	<8	<1	<8
31-jul-01		<10	<8	<1	<8
08-aug-01		70	175	48	175
14-aug-01		<10	15	5	8
22-aug-01		<10	8	<1	<8
28-aug-01		<10	<8	<1	<8
05-sep-01		<10	<8	<1	<8
11-sep-01		10	89	9	<8
19-sep-01		100	90	26	31

Gedser N

Prøvedato	Prøvenr.	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
17-jul-01	15101-01	11:15	18	1	2	v	1
25-jul-01	15792-01	12:15	21	0,125	1	v	1
31-jul-01	16250-01	11:10	19	1	3	0	0
08-aug-01	16899-01	12:15	18	0,875	4	sø	6
14-aug-01	17620-01	11:25	18	1	2	sv	3
22-aug-01	18820-01	12:05	20	0,375	1	nø	1
28-aug-01	18936-01	11:05	18	0,75	2	v	7
05-sep-01	19853-01	11:00	17	0,625	2	v	1
11-sep-01	20194-01	10:55	15	0,625	4	v	1
19-sep-01	20999-01	11:45	14	0,375	4	ø	2

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs
17-jul-01	nø	>1	0	0	0
25-jul-01	nv	>1	0	1	0
31-jul-01	nv	>1	0	1	1
08-aug-01	nv	>1	0	0	1
14-aug-01	n	>1	0	0	1
22-aug-01	sv	>1	0	0	0
28-aug-01	s	0,5	0	0	0
05-sep-01	s	>1	0	0	0
11-sep-01	s	>1	0	0	0
19-sep-01	nv	>1	0	0	0

Prøvedato	Coliforme	<i>E.coli</i>		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
17-jul-01		<10	<8	<1	<8
25-jul-01		<10	15	1	<8
31-jul-01		<10	8	4	<8
08-aug-01		60	39	11	39
14-aug-01		<10	<8	<1	<8
22-aug-01		<10	<8	<1	<8
28-aug-01		50	31	<1	<8
05-sep-01		<10	<8	3	<8
11-sep-01		<10	<8	9	8
19-sep-01		30	90	13	8

V. Flagstang G7

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
11-jul-01	14698-01	10:00	20	1	3	s	4
18-jul-01	15049-01	06:15	17	0,5	2	V	svag
25-jul-01	15701-01	07:35	20	0,5	1	sø	svag
01-aug-01	16285-01	06:40	17	0,375	2	v	svag
08-aug-01	16912-01	11:15	17	1	4	sø	6
15-aug-01	17703-01	09:30	17	0,125	1	ø	1
22-aug-01	18323-01	09:50	19	0	1	v	0
29-aug-01	19221-01	08:15	18	0,5	3	nv	2
05-sep-01	19663-01	14:15	18	0,875	2	sv	1
12-sep-01	20201-01	08:55	15	1	1	v	1

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs
11-jul-01	n	1	0	0	0
18-jul-01	sv	>1	0	0	0
25-jul-01	nø	>1	0	0	0
01-aug-01	nø	>1	0	0	0
08-aug-01	n	0,2	0	0	1
15-aug-01	v	>1	0	0	0
22-aug-01	sv	>1	0	0	0
29-aug-01	sø	>1	0	0	0
05-sep-01	nø	>1	0	0	1
12-sep-01	ø	>1	0	0	0

Prøvedato	Coliforme	E.coli		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
11-jul-01		7	15	3	15
18-jul-01		<1	<8	2	<8
25-jul-01		1	8	<1	<8
01-aug-01		2	15	<1	8
08-aug-01		1300	2676	810	1396
15-aug-01		2	15	1	<8
22-aug-01		3	23	19	23
29-aug-01		19	81	5	<8
05-sep-01		1	<8	<1	8
12-sep-01		15	38	7	8

Gl. Str. Skov

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
11-jul-01	15197-01						
18-jul-01	15326-01						
08-aug-01	16910-01						
15-aug-01	17701-01						
22-aug-01	18322-01	09:30	19				
29-aug-01	19219-01						
05-sep-01	19662-01	14:00					
12-sep-01	20199-01	15:00					
11-jul-01	14697-01	09:45	19	1	3	s	4
18-jul-01	15048-01	06:05	17	0,5	2	v	svag
25-jul-01	15700-01	07:45	20	0,5	1	sø	svag
01-aug-01	16284-01	06:30	17	0,375	2	v	svag
08-aug-01	16909-01	11:00	19	1	4	sø	6
15-aug-01	17700-01	09:00	17	0,125	1	ø	1
22-aug-01	18321-01	09:30	19	0	1	v	0
12-sep-01	20198-01	08:45	15	0,875	1	v	1
05-sep-01	19650-01	14:00	18	0,75	2	ø	sv
29-aug-01	19218-01	08:00	17	0,25	3	nv	1

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs
11-jul-01	n	0,7	0	0	0
18-jul-01	sv	>1	0	0	0
25-jul-01	nø	>1	0	0	0
01-aug-01	nø	>1	0	0	0
08-aug-01	n	0,1	0	0	1
15-aug-01	v	>1	0	0	1
22-aug-01	sv	>1	0	0	0
12-sep-01	ø	>1	0	0	0
05-sep-01	1	>1	0	0	0
29-aug-01	sø	>1	0	0	0

Prøvedato	Coliforme	<i>E.coli</i>		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
11-jul-01		28	503	50	98
18-jul-01		<10	<8	1	<8
08-aug-01		6500	11840	<1000	17330
15-aug-01		10	15	8	<8
22-aug-01		10	8	3	<8
29-aug-01		<10	55	1	8
05-sep-01		<10	<8	<1	<8
12-sep-01		10	23	5	8
11-jul-01		26	622	48	39
18-jul-01		<10	8	1	<8
25-jul-01		<10	23	2	<8
01-aug-01		<10	8	<1	<8
08-aug-01		8900	>17330	>1000	17330
15-aug-01		10	31	10	<8
22-aug-01		18	8	3	<8
12-sep-01		10	23	6	8
05-sep-01		<10	<8	<1	8
29-aug-01		<10	116	1	23

Fakseladeplads

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
18-jul-01	15050-01	06:25	17	0,5	2	v	svag
25-jul-01	15702-01	07:20	20	0,5	1	sø	svag
01-aug-01	16286-01	06:50	17	0,375	2	v	svag
08-aug-01	16911-01	11:30	17	1	4	sø	6
15-aug-01	17702-01	10:00	17	0,125	1	ø	1
22-aug-01	18249-01	10:15	19	0	1	v	1
29-aug-01	19220-01	08:30	18	0,25	3	nv	1
05-sep-01	19664-01	14:30	18	0,875	2	sv	1
12-sep-01	20200-01	09:00	15	0,875	1	v	1
19-sep-01	20737-01	11:00	14	0,75	2	sø	frisk

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs
18-jul-01	sv	>1	0	0	0
25-jul-01	nø	>1	0	0	0
01-aug-01	nø	>1	0	0	0
08-aug-01	nø	0,2	0	0	1
15-aug-01	v	>1	0	0	0
22-aug-01	sv	>1	0	0	0
29-aug-01	sø	>1	0	0	0
05-sep-01	ø	>1	0	0	1
12-sep-01	ø	>1	0	0	0
19-sep-01	sv	0,8	0	0	1

Prøvedato	Coliforme	E.coli		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
18-jul-01		<10	8	<1	<8
25-jul-01		<10	55	<1	8
01-aug-01		<10	8	2	<8
08-aug-01		1100	1338	350	484
15-aug-01		10	23	2	8
22-aug-01		<10	<8	4	<8
29-aug-01		310	552	380	675
05-sep-01		<10	<8	15	<8
12-sep-01		10	23	5	8
19-sep-01		1700	2856	630	876

Højstrup Feriekoloni

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
25-jul-01	15784-01	12:25					
31-jul-01	16249-01	11:10	20				
21-aug-01	18261-01	12:25	19				
04-sep-01	19649-01	11:35					
11-sep-01	20193-01	11:15	14				
18-sep-01	20920-01	11:30	13				
10-jul-01	14508-01	12:00	20	0,625	2	v	2
17-jul-01	15100-01	10:05	16	0,5	2	v	1
24-jul-01	15783-01	12:25	22	0,25	1	sø	1
31-jul-01	16248-01	11:10	20	0,875	1	v	3
07-aug-01	16690-01	11:40	18	1	4	v	1
14-aug-01	17616-01	10:45	18	1	4	sv	3
21-aug-01	18260-01	12:25	19	0,75	1	nv	1
28-aug-01	18934-01	10:10	16	0,625	2	v	3
04-sep-01	19648-01	11:35	18	0,75	4	V	2
11-sep-01	20192-01	11:15	14	0,875	2	NV	2
18-sep-01	20919-01	11:30	13	1	4	NØ	3

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs	Misfarvning
10-jul-01	Ø	>1	0	1	0	0
17-jul-01	Ø	>1	1	1	0	0
24-jul-01	Ø	>1	1	1	0	0
31-jul-01	ssØ	>1	1	1	0	0
07-aug-01	v	>1	1	1	0	0
14-aug-01	Ø	>1	1	0	0	0
21-aug-01	v	>1	1	1	0	0
28-aug-01	Ø	>1	1	1	0	0
04-sep-01	SV	>1	1	1	0	0
11-sep-01	Ø	>1	1	1	0	0
18-sep-01	Ø	>1	1	1	0	0

Prøvedato	Coliforme	E.coli		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
25-jul-01		90	23	4	<8
31-jul-01		10	107	2	<8
10-jul-01		30	98	<1	<8
17-jul-01		10	72	3	<8
07-aug-01		44	177	20	<8
14-aug-01		10	64	1	8
21-aug-01		<10	8	<1	<8
28-aug-01		320	1009	12	233
04-sep-01		170	350	60	72
11-sep-01		30	72	45	64
18-sep-01		20	72	14	8
10-jul-01		70	174	<1	<8
17-jul-01		40	31	4	<8
24-jul-01		10	23	4	<8
31-jul-01		27	72	1	<8
07-aug-01		70	199	<10	8
14-aug-01		10	47	4	8
21-aug-01		10	23	<1	<8
28-aug-01		480	942	11	199
04-sep-01		110	321	69	116
11-sep-01		10	23	42	63
18-sep-01		30	39	9	8

S.f. Gershøj Havn

Prøvedato	Prøvenr-	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
10-jul-01	14510-01	11:10	22	0,625	2	v	2
17-jul-01	15104-01	09:00	16	0,75	2	nv	1
24-jul-01	15787-01	09:40	24	0,375	1	n	1
31-jul-01	16254-01	08:45	23	0,875	1	nv	4
07-aug-01	16693-01	10:15	21	1	4	nv	3
14-aug-01	17619-01	09:55	18	1	2	sv	3
21-aug-01	18263-01	10:05	22	0,75	1	nv	2
28-aug-01	18941-01	14:15	19	0,5	2	nv	6
04-sep-01	19258-01	13:26	18	0,75	4	v	2
11-sep-01	20197-01	13:05	16	0,625	4	nnv	3

Prøvedato	Strøm mod	Sigtdybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs	Misfarvning
10-jul-01	ø	>1	0	0	0	0
17-jul-01	sø	>1	0	0	0	0
24-jul-01	s	>1	0	0	0	0
31-jul-01	sø	>1	0	0	0	0
07-aug-01	sø	>1	0	0	0	0
14-aug-01	nø	>1	0	0	0	0
21-aug-01	sø	>1	0	0	1	0
28-aug-01	sø	>1	0	0	0	0
04-sep-01	ø	>1	0	0	0	0
11-sep-01	sø	>1	0	0	0	0

Prøvedato	Coliforme	<i>E.coli</i>		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
10-jul-01		91	197	9	15
17-jul-01		10	23	2	<8
24-jul-01		20	47	2	342
31-jul-01		<10	23	6	<8
07-aug-01		<10	47	4	8
14-aug-01		36	525	53	55
21-aug-01		18	64	5	8
28-aug-01		<10	23	3	<8
04-sep-01		10	<8	1	<8
11-sep-01		20	64	10	8

Munkholmbroen

Prøvedato	Prøvenr.	Tidspunkt	Temperatur	Skydække	Nedbør	Vindretning	Vindstyrke
10-jul-01	14509-01	09:50	20	0,875	2	v	3
17-jul-01	15103-01	10:30	18	0,625	2	nv	1
24-jul-01	15786-01	07:35	23	0,125	1	n	1
31-jul-01	16253-01	10:15	23	1	1	nv	3
07-aug-01	16692-01	08:15	21	1	2	nv	3
14-aug-01	17618-01	11:00	18	0,875	2	sv	3
21-aug-01	18262-01	08:25	20	0,75	1	nv	3
28-aug-01	18940-01	14:40	19	0,625	2	nv	6
18-sep-01	20921-01	19:10	15	1	4	nø	3
04-sep-01	19257-01	15:10	18	0,625	4	v	2
11-sep-01	20196-01	13:30	15	0,625	4	nnv	3

Prøvedato	Strøm mod	Sigtedybde	Blæretang	Trådalger	Ålegræs	Misfarvning
10-jul-01	ø	>1	0	0	0	0
17-jul-01	sø	>1	0	0	0	0
24-jul-01	s	>1	0	0	0	0
31-jul-01	sø	>1	0	0	0	0
07-aug-01	sø	>1	0	0	0	0
14-aug-01	nø	>1	0	0	0	0
21-aug-01	sø	>1	0	0	0	0
28-aug-01	sø	9	0	0	0	1
18-sep-01	sv	>1	0	0	0	0
04-sep-01	sø	>1	0	0	0	0
11-sep-01	sø	>1	0	0	0	0

Prøvedato	Coliforme	E.coli		Enterokokker	
		Filtrering	MPN	Filtrering	MPN
10-jul-01		10	23	16	<8
17-jul-01		<10	<8	<1	<8
24-jul-01		30	31	2	<8
31-jul-01		<10	55	8	15
07-aug-01		<10	<8	1	<8
14-aug-01		10	89	7	8
21-aug-01		80	164	22	38
28-aug-01		78	225	35	47
18-sep-01		20	47	9	15
04-sep-01		<10	8	2	<8
11-sep-01		160	761	84	81

Vurdering af badestrande

Vurdering i forhold til gældende krav:
1000 *E. coli*/ 100 ml:

	Krav overholdt?
Rødvig Kro	Ja
Gedser S	Ja
Gedser N	Ja
V. Flagstang G7	Ja
Gl. Str. Skov	Ja
Fakseladeplads	Nej
Højstrup Feriekoloni	Ja
S.f.Gershøj Havn	Ja
Munkholmbroen	Ja
Maribo Sø	Ja
Krav overholdt	9

Vurdering i forhold til 'god kvalitet' i direktivforslag:
E. coli < 500, Enterokokker < 200

	<i>E. coli</i> (MF)	Krav overholdt? Enterokokker (MF)	Begge (MF)
Rødvig Kro	Nej	Nej	Nej
Gedser S	Ja	Ja	Ja
Gedser N	Ja	Ja	Ja
V. Flagstang G7	Ja	Ja	Ja
Gl. Str. Skov	Nej	Nej	Nej
Fakseladeplads	Nej	Nej	Nej
Højstrup Feriekoloni	Ja	Ja	Ja
S.f.Gershøj Havn	Ja	Ja	Ja
Munkholmbroen	Ja	Ja	Ja
Maribo Sø	Ja	Ja	Ja
Krav overholdt	7	7	7

Vurdering i forhold til 'udmærket kvalitet' i direktivforslag:
E. coli < 250, Enterokokker < 100

	<i>E. coli</i> (MF)	Krav overholdt? Enterokokker (MF)	Begge (MF)
Rødvig Kro	Nej	Nej	Nej
Gedser S	Ja	Ja	Ja
Gedser N	Ja	Ja	Ja
V. Flagstang G7	Ja	Nej	Nej
Gl. Str. Skov	Nej	Nej	Nej
Fakseladeplads	Nej	Nej	Nej
Højstrup Feriekoloni	Nej	Ja	Nej
S.f.Gershøj Havn	Ja	Ja	Ja
Munkholmbroen	Ja	Ja	Ja
Maribo Sø	Ja	Ja	Ja
Krav overholdt	6	6	5

Vurdering i forhold til 'god kvalitet' i direktivforslag:

E. coli < 500, Enterokokker < 200

	<i>E. coli</i> (MPN)	Krav overholdt?	
		Enterokokker (MPN)	Begge (MPN)
Rødvig Kro	Nej	Nej	Nej
Gedser S	Ja	Ja	Ja
Gedser N	Ja	Ja	Ja
V. Flagstang G7	Nej	Nej	Nej
Gl. Str. Skov	Nej	Nej	Nej
Fakseladeplads	Nej	Nej	Nej
Højstrup Feriekoloni	Nej	Ja	Nej
S.f.Gershøj Havn	Ja	Ja	Ja
Munkholmbroen	Nej	Ja	Nej
Maribo Sø	Ja	Ja	Ja
Krav overholdt	4	6	4

Vurdering i forhold til 'udmærket kvalitet' i direktivforslag:

E. coli < 250, Enterokokker < 100

	<i>E. coli</i> (MPN)	Krav overholdt?	
		Enterokokker (MPN)	Begge (MPN)
Rødvig Kro	Nej	Nej	Nej
Gedser S	Ja	Ja	Ja
Gedser N	Ja	Ja	Ja
V. Flagstang G7	Nej	Nej	Nej
Gl. Str. Skov	Nej	Nej	Nej
Fakseladeplads	Nej	Nej	Nej
Højstrup Feriekoloni	Nej	Nej	Nej
S.f.Gershøj Havn	Nej	Nej	Nej
Munkholmbroen	Nej	Ja	Nej
Maribo Sø	Nej	Ja	Nej
Krav overholdt	2	4	2

