

Miljøprojekt Nr. 719 2002

Undersøgelse af bakterieantal og eftervækstpotentiale i vandværksvand

Claus Jørgensen
DHI - Institut for Vand og Miljø

Hans-Jørgen Albrechtsen, Erik Arvin og
Charlotte Bettina Corfitzen
Miljø og Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet

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

INDHOLD	3
FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND	15
1.2 DEFINITION AF EFTERVÆKST OG EFTERVÆKSTPOTENTIALE	15
1.3 FORMÅL	16
2 BAKTERIEL VÆKST I DRIKKEVAND	17
2.1 MIKROBIEL VÆKST OG OMSÆTNING	17
2.1.1 <i>Heterotrofe organismer</i>	17
2.1.2 <i>Autotrofe organismer.</i>	17
2.2 FOREKOMST AF ORGANISK STOF I GRUNDEVAND OG DRIKKEVAND	18
2.3 BESTEMMELSE AF VÆKSTPOTENTIALE OG NEDBRYDELIGT ORGANISK STOF I DRIKKEVAND.	19
3 BESKRIVELSE AF UNDERSØGELSEN	23
3.1 METODER	23
3.1.1 <i>Undersøgelsens udformning</i>	23
3.1.2 <i>Analyse metoder</i>	23
3.1.3 <i>Statistisk behandling af vækstforsøg</i>	25
3.2 UNDERSØGELSENS OMFANG	25
3.2.1 <i>Beskrivelse af vandværker.</i>	25
3.2.2 <i>Prøvetagning</i>	26
4 UNDERSØGELSENS RESULTATER	27
4.1 VANDKEMI	27
4.2 MIKROBIELLE UNDERSØGELSER.	27
4.3 ORGANISK STOF BESTEMT SOM AOC OG NVOC.	30
4.4 EFTERVÆKSTPOTENTIALE BESTEMT VED VÆKSTFORSØG.	34
4.5 SAMMENLIGNING AF METODER TIL KVANTITATIV BESTEMMELSE AF BAKTERIER.	41
4.6 <i>LEGIONELLA</i>	43
5 DISKUSSION AF RESULTATER	45
5.1 VANDKEMI	45
5.2 MIKROBIEL UNDERSØGELSE.	45
5.3 AOC OG NVOC	46
5.4 EFTERVÆKSTPOTENTIALE BESTEMT MED KIMTAL, AODC OG ATP I VÆKSTFORSØG	48
5.5 SAMMENLIGNING AF AOC OG NVOC MED EFTERVÆKSTPOTENTIALE.	51
5.6 <i>LEGIONELLA</i>	53
6 KONKLUSIONER	55
7 REFERENCER	57

Bilag A.....	Metodebeskrivelser
Bilag B.....	Rådata fra vækstforsøg, NVOC og AOCbestemmelser
Bilag C.....	AOC-ringtest
Bilag D	Uorganiske analyser af vand fra Studebjerg og Rørvig Vandværker

Forord

I 1997 iværksatte Folketinget et program til sikring og forbedring af drikkevandskvaliteten. Det primære mål med programmet er at udbygge den eksisterende viden om faktorer, der påvirker drikkevandets kvalitet, og at anvise og dokumentere sikre grundvandsbeskyttelsesmetoder. For at opfylde dette mål er der etableret en fond, som har til hensigt at støtte bevarelsen af den decentrale vandforsyningsstruktur i Danmark. En del af midlerne er afsat til støtte til generelle udviklingsprojekter. Projekterne udbydes i offentlig udbud for at give en bred kreds mulighed for at deltage.

I 1998 blev 7 projekter sendt i udbud, herunder projekt om "Undersøgelse af en række drikkevandstypers evne til mikrobiologisk vækst ved laboratorieforsøg". DHI Institut for Vand og Miljø og Institut for Miljøteknologi, DTU blev valgt til at gennemføre projektet. Claus Jørgensen, DHI, har været projektleder og Erik Arvin, Hans-Jørgen Albrechtsen, Charlotte B. Corfitzen, IMT, har deltaget i projektet.

Projektet er gennemført i tæt kontakt med styregruppen, der bestod af Linda Bagge og Janne Forslund fra Miljøstyrelsen, Jørgen Beck fra Sjælsø Vandværk, Søren Lind fra Københavns Energi og Anders Vestergaard, som repræsentant for plastproducenterne.

DHI Institut for Vand og Miljø og Miljøstyrelsen vil gerne takke for samarbejdet med de vandværker, der har deltaget i undersøgelsen.

Sammenfatning og konklusioner

Dansk drikkevand er hovedsageligt produceret fra grundvand og indeholder normalt ikke sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Derfor er klorning af vandet i almindelighed unødvendigt. Det medfører til gengæld en risiko for eftervækst i ledningsnettet undervejs til forbrugerne.

Eftervækst defineres her som stigningen i antallet af bakterier i drikkevandet undervejs fra vandværket til forbrugeren.

Formålet med denne undersøgelse har været at bestemme potentialet for eftervækst af bakterier i forskellige typer dansk drikkevand og at vurdere metoderne til bestemmelse af eftervækstpotentialet. Det har også været formålet at undersøge drikkevandet med forskellige mikrobiologiske metoder. Endvidere at undersøge forekomsten af *Legionella* i drikkevand.

Eftervækstpotentiale er metodeafhængigt og defineres her som antallet af bakterier, der vokser op i en prøve ved henstand, eller som prøvens indhold af assimilerbart organisk kulstof (AOC).

Undersøgelsen er foretaget som et sammenlignende studium hvori eftervækstpotentialet i ti drikkevandstyper er undersøgt ved hjælp af vækstforsøg og bestemmelse af AOC (assimilerbart organisk kulstof). Til sammenligning er der gennemført kemisk analyse af indholdet af organisk stof (NVOG). Der er indhentet oplysninger om vandtypernes kemiske sammensætning. Vandet er undersøgt med en række mikrobiologiske metoder, herunder for forekomst af *Legionella* på syv af de ti værker.

De undersøgte vandværkerne ligger i Københavnsområdet og i Nordsjælland. To af værkerne indvinder fra grusaflejring, mens de resterende værker indvinder fra kalk. Undersøgelsen dækker både meget store og mindre vandforsyninger, og der er både kommunale og private værker repræsenteret. Vandbehandlingen på værkerne er traditionel og består af beluftning og filtrering.

På hvert af de ti vandværker er der udtaget 3 prøver i eller lige efter rentvandstanken. Hver prøve blev delt i 3 delprøver og anvendt enten til vækstforsøg, AOC bestemmelse eller NVOG bestemmelse. På to værker, hvor der blev konstateret et højt eftervækstpotentiale, blev undersøgelsen gentaget og udvidet med analyser af råvandet.

Vækstforsøgene er udført som henstandsforsøg. Prøverne henstod ved 15 °C. Der er udtaget delprøver til analyse umiddelbart efter prøvens ankomst til laboratoriet og efter 2, 7 og 14 dages henstand. De mikrobielle undersøgelser af vandprøverne bestod i bestemmelse af kimal ved 21 °C på gærekstrakt agar ($\text{kim}_{\text{Gær}21^\circ\text{C}}$), Kings agar B ($\text{kim}_{\text{KingsB}21^\circ\text{C}}$) og R2A ($\text{kim}_{\text{R2A}21^\circ\text{C}}$), kimal ved 37 °C på gærekstrakt ($\text{kim}_{\text{Gær}37^\circ\text{C}}$) og PCA ($\text{kim}_{\text{PCA}37^\circ\text{C}}$), totalt antal bakterier ved direkte tælling (AODC) og ved bestemmelse af ATP.

Det undersøgte vand kan betegnes som hårdt til temmelig hårdt, og for de fleste vandtyper med relativt høje permanganattal. Det samme gælder tørstofindholdet, mens der er meget stor spredning på indholdet af jern, nitrat og sulfat. Undersøgelsen er en begrænset undersøgelse, der ikke dækker alle vandtyper i Danmark.

Generelt er vandet fra de ti undersøgte vandværker af god mikrobiel kvalitet. Drikkevandsbekendtgørelsens (nr 515, 1988) krav er overholdt med få undtagelser (jern, turbiditet og kimalt ved 37 °C). Metoderne til bestemmelse af kimalt ved 21 °C var som forventet forskellige idet $\text{kim}_{\text{R2A}21^\circ\text{C}} \gg \text{kimalt}_{\text{gæreks}21^\circ\text{C}} > \text{kimalt}_{\text{KingsB}21^\circ\text{C}}$. Det totale antal bakterier målt ved direkte tælling i mikroskop lå mellem $6,5 \cdot 10^4$ og $4,4 \cdot 10^5$ bakterier per ml, mens ATP indholdet var 0,4 ng/l til 7,0 ng/l. Disse resultater er i overensstemmelse med litteraturen.

Den gode følsomhed af ved bestemmelse $\text{kim}_{\text{R2A}^\circ\text{C}}$ giver en større variation mellem vandværkerne, og metoden må anses for at give et mere nuanceret billede af bakterieindholdet i prøverne end de øvrige $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$.

NVOC-indholdet i drikkevandsprøverne lå mellem 1,1 mg/l og 5,2 mg/l. Sammenlignet med NVOC indholdet i dansk drikkevand generelt afviger de undersøgte vandtyper ikke fra, hvad der normalt findes, men der er en overvægt af prøver med NVOC indhold på 3 mg/l og derover. Resultaterne fra NVOC analyserne giver ikke anledning til bekymring for mikrobiel eftervækst.

I vandet fra seks af de ti vandværker ligger AOC under 10 µg/l, som er grænsen hvorunder drikkevandet ofte anses for at være biologisk stabilt (van der Kooij og Veenendaal 1995). I vandet fra tre af vandværkerne ligger AOC mellem 20 µg/l og 40 µg/l, hvilket indikerer, at der her kan være en risiko for eftervækst i ledningsnettet. For et vandværk blev der fundet stor variation i indholdet af AOC i vandet, 8,4 - 660 µg/l. Resultaterne er i overensstemmelse med resultater fra undersøgelser i Holland for drikkevand, der er produceret fra grundvand.

Der blev observeret en svag sammenhæng mellem AOC og NVOC. Når indholdet af NVOC er lavt (< 2,5 mg/l) er AOC lavt. Derimod var et højt indhold af NVOC er ikke ensbetydende med et højt indhold af AOC. AOC indholdet udgjorde i gennemsnit 0,39% af NVOC indholdet.

Der var en vis sammenhæng mellem den mikrobielle undersøgelse af drikkevandsprøverne og indholdet af AOC. Ved meget lave AOC-koncentrationer ses et stigende $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ ved stigende AOC, men over 5-10 µg/l havde AOC-indholdet ingen betydning for kimaltet.

Resultaterne fra vækstforsøgene viser, at der uden undtagelse sker en stigning i antallet af bakterier, når de bestemmes som kimalt. For syv af værkerne vokser $\text{kim}_{\text{R2A}21^\circ\text{C}}$ op til mellem $5,4 \cdot 10^3$ kim/ml til $76 \cdot 10^3$ kim/ml. De resterende lå på $100 \cdot 10^3$ kim/ml eller derover. Den største vækst der blev observeret var til $6,8 \cdot 10^5$ kim per ml på R2A-agar. Vækstforsøgene indikerer, i lighed med AOC bestemmelserne, at risikoen for eftervækst formindskes, når NVOC er mindre end 2,5 mg/l.

På baggrund af vækstforsøgene kan det konkluderes, at der findes et potentiale for eftervækst i det danske drikkevand. De bakterier, der

forekommer naturligt i vandet, er i stand til at udnytte det kulstof, der forekommer i vandet.

Der er rimelig sammenhæng mellem bestemmelse af eftervækstpotentiale med de forskellige mikrobielle metoder. Kim_{21°C} synes at være de mest følsomme og korrelerer godt sammen. Metoderne til bestemmelse af kim_{37°C} er ikke generelt egnede til vurdering af eftervækstpotentiale i drikkevand. Undersøgelsen viser dog, at der i nogle tilfælde er et eftervækstpotentiale for kim_{37°C} i vandet, der er tilstrækkelig til, at drikkevandskravene kan overskrides. Anvendelse af ATP og total antal bakterier er mindre følsomme end kim_{21°C} og giver kun signifikant udslag i de tilfælde, hvor den største vækst i kimal er observeret.

For de vandværker, hvor AOC indholdet er mindre end 10 µg/l, ses der en svag sammenhæng mellem vækstpotentialet bestemt som det højeste antal kim, der observeres i løbet af vækstforsøgene, og indholdet af AOC, idet der er en tendens til stigende kimal ved stigende AOC. Når alle resultater betragtes under et, kan der derimod ikke ses sammenhæng, da høje AOC indhold i vandet ikke er modsvaret af et tilsvarende højt kimal. De forskelle, der kan observeres mellem de to metoder, skyldes givetvis de biologiske forskelle, der er. Der kan især peges på fire faktorer. For det første har de bakterier, der er i de to systemer, forskellige substratvalg, for det andet er det sandsynligt, at kun en del af de bakterier, der vokser frem under vækstforsøget, er dyrkbare på de anvendte agar-typer, for det tredje kan protozoer græsse på bakterierne i vækstforsøgene og begrænse antallet af bakterier og for det fjerde er risikoen for dannelse af biofilm (og dermed forbrug af organisk materiale) i forsøgsflaskerne størst i vækstforsøgene.

Undersøgelsen har vist, at der er et eftervækstpotentiale i dansk drikkevand. I tre eller fire ud af de ti vandværker var AOC indholdet så højt, at det indikerer, en risiko for eftervækst i ledningsnettet. AOC målingerne støttes af vækstforsøgene. AOC-bestemmelser og vækstforsøg, som de er gennemført i denne undersøgelse, kan bidrage med oplysninger om drikkevandets kvalitet med hensyn til eftervækstpotentiale, som ikke kan opnås ved hjælp af almindelige kemiske analyser. Undersøgelsen siger derimod ikke noget direkte om konsekvenserne af et højt eftervækstpotentiale i ledningsnettet.

I undersøgelsen af vandet fra 7 vandværker kunne der ikke påvises *Legionella* i prøver a 1 l.

Summary and conclusions

Danish drinking water is mainly produced from groundwater of high quality with a very low occurrence of pathogenic micro-organisms. Consequently, disinfection of the drinking water is not necessary and therefore usually omitted to avoid the production of disinfection by products. This in turn increases the risk of regrowth of bacteria in the distribution network.

Regrowth is here defined as an increase in the number of culturable bacteria in the drinking water on its way from the waterworks to the consumer.

The purpose of this investigation has been to examine the regrowth potential in Danish drinking water, and to evaluate the methods for determination of the regrowth. In addition, it has been the purpose to characterise the drinking water by several microbiological methods and to determine the occurrence of *Legionella* in drinking water.

Regrowth potential depends on the method used and is here defined as the increase in the number of culturable bacteria in a water sample incubated at 15 °C, or as the content of assimilable organic carbon (AOC).

The investigation has been conducted as a comparative study where the potential for regrowth in ten types of drinking water has been examined by determination of AOC and by microbial growth assays. Samples from 7 waterworks were analysed for *Legionella*. In addition, the water was characterised by analysis of non-volatile organic carbon (NVO), and water quality data were collected from the analyses carried out as routine on the waterworks.

Water from ten waterworks has been examined. The waterworks extract ground water from either chalk or from gravel. Both very large and small waterworks and public as well as private waterworks are represented in the study. The water treatment is traditional, consisting of aeration and filtration.

On each of the waterworks, three samples were taken. Each sample was divided into three sub-samples. One to be used for the determination of AOC, one for microbial growth assay and one for determination of the concentration of NVO. For two waterworks, where the regrowth potential was found to be high, the sampling and analyses were repeated, and included sampling of the raw water as well as the treated water.

In the growth assay, the samples were incubated at 15°C for 14 days. During this period, the growth of culturable bacteria was determined on different media incubated at 21°C (PCA, Yeast extract agar, Kings Agar B and R2A) and 37°C (PCA, Yeast extract agar, and R2A), and the total number of bacteria were detected by microscopy (AODC). In addition the concentration of ATP was determined.

The quality of the water examined in this study was in general good. It can be characterised as hard water with a high content of COD^{permanganate} and total residue, while there was a large variation in the content of iron, nitrate and sulphate. The analyses showed that the water complies with the Danish drinking water standards with a few exceptions (iron, turbidity, viable counts at 37°C).

Of the viable counts incubated at 21°C the highest number was obtained on R2A and the lowest on Kings Agar B. The total number of bacteria, as determined by microscopic examination, was between $6.5 \cdot 10^4$ per ml and $4.4 \cdot 10^5$ per ml, and the content of ATP was between 0.4 ng/l and 7.0 ng/l. These results are in compliance with the literature.

The content of NVOC was between 1.1 mg/l and 5.2 mg/l. This is within the normal range of NVOC in Danish drinking water, but there is an overrepresentation of samples with a concentration of NVOC higher than 3 mg/l. The results of the NVOC analyses do not indicate problems with regrowth.

With regard to assimilable organic carbon, AOC, the water from six of the examined waterworks had a concentration below 10 µg/l. 10 µg/l is the limit below which the water is normally considered to be biologically stable. In the water from three waterworks the AOC concentration was between 20 µg/l and 40 µg/l, indicating a potential for regrowth in the distribution system. In the water from one of the waterworks, the AOC content was determined on three different days with results varying between 8,4 µg/l and 660 µg/l. The results are in accordance with similar results from the Netherlands.

Comparing the results of the AOC determinations and the determinations of NVOC it is concluded that these two parameters are correlated to some extent, as it was seen that the AOC concentration was always low when the NVOC concentration was below 2.5 mg/l. On the other hand, a high concentration of NVOC did not necessarily result in a high AOC concentration. In average the AOC was 0.39% of the NVOC.

When comparing the results of the AOC determinations and the bacterial counts a weak correlation was observed. At very low AOC-concentration AOC was correlated to the number of bacteria (viable counts at 21°C), but at AOC-concentrations above 5 µg/l – 10 µg/l there was no correlation.

The number of viable counts increased in all the growth assays during the 2 weeks of incubation. In 7 of the waterworks the viable counts on R2A agar at 21°C increased to between $5.4 \cdot 10^3$ counts/ml and $76 \cdot 10^3$, and the remaining were above 10^5 counts/ml. The highest was $6.8 \cdot 10^5$ counts/ml. The growth assays indicate, as do the AOC determinations that the bacterial growth is limited when the NVOC is below 2.5 mg/l.

Based on the growth assays it can be concluded that there is a potential for regrowth in the Danish drinking water. The indigenous bacteria in the water are able to utilise a part of the carbon that occurs in the water.

There is a fair correlation between the regrowth potentials determined in growth assays with the different microbial methods. Viable counts at 21°C on the different agar types are the most sensitive and correlate well. Viable counts at 37°C are in general not applicable for

determination of the regrowth potential, but the growth assays showed that in some cases there is a regrowth potential for viable counts at 37°C, large enough to lead to viable counts higher than the maximum allowed concentrations in Danish drinking water. The determination of ATP and total numbers of bacteria determined by microscopy was not sensitive enough to be used for determination of the regrowth potential.

For the waterworks with less than 10 µg/l AOC a weak positive correlation with the regrowth potential determined by the growth assays could be observed. At higher AOC-concentrations, the yield in the growth assays did not give comparably high results. The differences between the results from the two methods can probably be explained by the differences in the biology of the two systems. First, the bacteria in the two systems probably differ in their substrate selection; secondly, it is likely that only a fraction of the bacteria, growing in the growth assays, are culturable; third, non pathogenic protozoans may act as predators on the bacteria in the growth assays and limit the number bacteria; and fourth, the risk of evolution of a biofilm (and thereby consumption of AOC) in the growth assays is higher than in the AOC determinations.

The investigation has shown that there is a potential for regrowth in the Danish drinking water. In the water from three or four out of the ten examined waterworks the AOC-concentration indicated a risk of regrowth in the distribution system. The conclusions of the AOC-measurements were supported by the results from the growth assays.

The determination of regrowth potential, as carried out in this investigation, provide valuable information about the water quality that can not be obtained by traditional analyses. On the other hand, the investigation does not give actual information of the relation between the regrowth potential measured in the samples from the waterworks and the actual regrowth in the distribution systems.

Legionella was not detected in the water from seven of the waterworks.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Den danske drikkevandsforsyning er hovedsageligt baseret på grundvand af god kvalitet. Derfor betragtes risikoen for fækal forurening af det danske drikkevand minimal, hvilket betyder, at kloring af vandet for at garantere sikkert drikkevand i de fleste tilfælde er unødvendigt. Der er fordele ved ikke at klore vandet, da kloring kan danne uønskede biprodukter og forringe vandets lugt og smag. Til gengæld giver det forøget mulighed for, at der undervejs i ledningsnettet fra vandværket til forbrugeren kan ske en vækst af bakterier (Albrechtsen et al. 1999). Væksten foregår dels i biofilm på vandrørens inderside og dels i vandfasen og kan føre til forringelse af drikkevandskvaliteten og overskridelse af drikkevandskvalitetskravene.

Biofilmen består af et komplekst mikrobielt samfund med forskellige både aerobe og anaerobe bakterier og svampe. Desuden findes forskellige typer af ikke sygdomsfremkaldende protozoer, f.eks. ciliater og flagellater, der græsser på bakterierne og dermed påvirker biofilmdannelsen (Sibille et al. 1998). I biofilmens miljø er der mulighed for, at patogene mikroorganismer kan overleve længere tid, f.eks. *Legionella pneumophila*, *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli*, *Aeromonas hydrophila* og *Pseudomonas aeruginosa* (Keevil et al. 1995, Statens Seruminstitut 1995,).

Bakteriers vækst er bestemt af tilgængeligheden af næringsstoffer, temperaturen og vandets opholdstid i ledningsnettet. Drikkevandets gennemsnitstemperatur har været stigende de senere år (DVF 1998a), og det faldende vandforbrug har betydet en længere opholdstid i ledningsnettet, og har dermed forøget risikoen for, at der vokser bakterier op undervejs til forbrugerne.

De heterotrofe bakteriers vigtigste næringsstof er organisk kulstof. Et højt indhold af nedbrydeligt organisk kulstof i drikkevandet medfører risiko for bakteriel vækst, dannelse af biofilm i ledningsnettet og dermed forringelse af vandkvaliteten. Indholdet af nedbrydeligt organisk kulstof i dansk drikkevand og grundvand har indtil nu været stort set ukendt. Denne undersøgelse af et mindre antal vandværker er foretaget for at bidrage til en større viden herom.

1.2 Definition af eftervækst og eftervækstpotentiale

Eftervækst defineres her som stigningen i antallet af bakterier i drikkevandet undervejs fra vandværket til forbrugeren.

Eftervækstpotentiale er metodeafhængigt og defineres her som antallet af bakterier, der vokser op i en prøve ved henstand, eller som prøvens indhold af assimilerbart organisk kulstof (AOC).

1.3 Formål

På baggrund af ovenstående er dette projektets formål at gennemføre en undersøgelse af drikkevand fra en række danske vandværker med henblik på

- at bestemme den mikrobielle vandkvalitet med forskellige metoder,
- at bestemme potentialet for eftervækst af bakterier,
- at vurdere hvilke metoder der er bedst egnede til bestemmelse af eftervækstpotentialet,
- at undersøge forekomsten af *Legionella* i drikkevand,

2 Bakteriell vækst i drikkevand

2.1 Mikrobiell vækst og omsætning

Mikroorganismer kan deles op i 2 hovedgrupper, heterotrofe organismer, der udnytter organisk kulstof som kulstofkilde, og autotrofe organismer, der udnytter uorganisk kulstof fra CO_2 . I dette afsnit beskrives kort principperne for den mikrobielle vækst og omsætning.

2.1.1 Heterotrofe organismer

De heterotrofe organismer udnytter organisk kulstof som energikilde og kulstofkilde. Ved nedbrydning af organisk stof kan bakterierne udnytte den energi, der er lagret i kulstoffet. Endvidere omdanner bakterierne det organiske stof til en række små "biokemiske byggesten", som herefter bruges til opbygning af ny biomasse. Ud over kulstof, har bakterierne behov for en række næringsalte for at kunne vokse. De vigtigste af disse er kvælstof og fosfor, men de har også behov for f.eks. kalium, svovl og metaller.

Bakteriers væksthastighed afhænger af mange faktorer men især af hvilke bakteriearter, der er tale om, typen og koncentrationen af de organiske stoffer, der nedbrydes, og af temperaturen. I dansk drikkevand er det formentlig kulstof, der er det næringsstof, der begrænser væksten.

Det er som regel de heterotrofe mikroorganismer, der er af størst betydning i drikkevand.

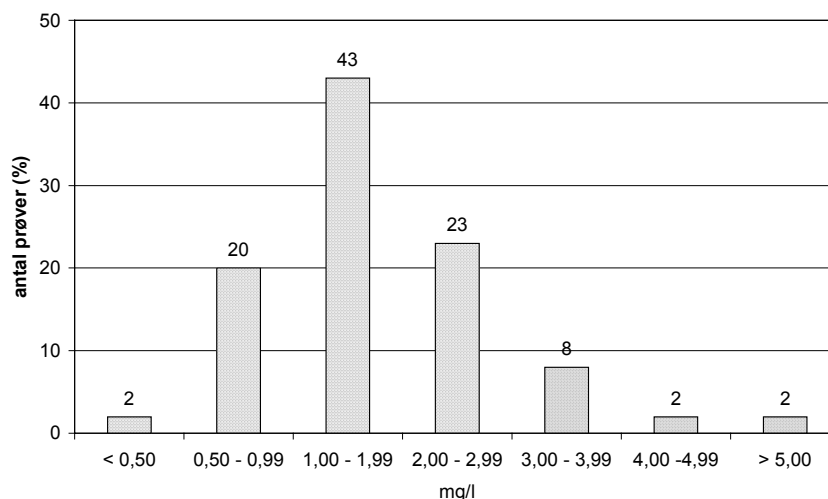
2.1.2 Autotrofe organismer.

De autotrofe organismer kan defineres som organismer, der udnytter uorganiske forbindelser (eller lys) som energikilde og CO_2 som kulstofkilde.

De nitrificerende bakterier er et eksempel på (chemo)autotrofe bakterier. De opnår energi ved oxidation af ammonium eller nitrit med O_2 . I forbindelse med desinfektion af drikkevand med kloramin, kan der opstå gode vækstbetingelser for de nitrificerende bakterier, da der dannes NH_4^+ ved chloraminhenfald og chloraminen er tilsat NH_4^+ . Udover de nitrificerende bakterier kan der også være gode forhold for både svovl- og jernoxiderende mikroorganismer.

En gruppe af mikroorganismer, der både har fællestræk med de autotrofe og de heterotrofe bakterier, er de metanotrofe bakterier. De kan vokse på metan, som kan være tilstede i råvandet og i drikkevandet.

De autotrofe og metanotrofe bakterier vokser i reglen ikke frem på de substrater, der anvendes til kimtalsbestemmelse, og bidrager dermed ikke direkte til forhøjede kimtal, men deres vækst kan tilføre organiske stoffer til vandet, som siden hen kan udnyttes af heterotrofe mikroorganismer og dermed indirekte give anledning til forhøjede kimtal.



Figur 2-1: Procentvis fordeling af organisk stof i dansk drikkevand målt som NVOC. Baseret på 4231 prøver fra overvågning gennemført på større danske vandværker i perioden 1997 – 1999. (kilde: Miljøstyrelsen)

2.2 Forekomst af organisk stof i grundvand og drikkevand

Indeholdet af organisk stof i drikkevand overvåges rutinemæssigt på større danske vandværker. Figur 2-1 præsenterer resultater fra analyse af 4.231 prøver i en treårs periode fra 1997 til 1999. Figuren viser, at NVOC koncentrationen i hovedparten af prøverne ligger mellem 0,5 mg/l og 3 mg/l med hovedvægten i intervallet mellem 1 mg/l og 2 mg/l.

Det organiske stof, der forekommer i drikkevand, kan være naturligt forekommende, skyldes forurening eller afgives fra filtre på vandværket.

Det naturligt forekommende organiske stof stammer fra det grundvandsmagasin, hvor grundvandet indvindes fra. Dette organiske stof er som regel gammelt, og umiddelbart skulle man forvente, at den letnedbrydelige del af var nedbrudt for længst. Undersøgelser viser dog, at en del af det organiske stof, der er tilstede i grundvand, er nedbrydeligt (Grøn et al. 1992), og at grundvand indeholder aktive bakterier (se bl.a. Aamand et al. 1989). Det nedbrydelige organiske stof må tilføres udefra, eller det kan tænkes at blive udskilt fra de aktive bakterier, der findes i magasinet, eller blive frigivet fra døde eller døende bakterier. En årsag til at organisk stof, der har ligget unedbrudt i mange år i et grundvandsmagasin, kan nedbrydes, skal muligvis findes i de fysiske påvirkninger, det udsættes for ved udvindingen af vandet. Det typiske indhold af opløst organisk stof i dansk grundvand er < 4 mg/l (Grøn, 1991).

En anden kilde til organisk stof i drikkevand og grundvand er forurening. Der kan være tale om forurening fra landbrug, forurenede grunde og lossepladser, nedsivning fra kloaker etc. Drikkevandsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 1988) tillader en vis mængde af organisk forurening. F.eks. må koncentrationen af anioniske detergenter være op til 100 µg/l, og opløste eller emulgerede kulbrinter op til 10 µg/l, hvilket er rigeligt højt til at give anledning til betydelig vækst.

Endelig er der mulighed for, at vandbehandlingen påvirker det organiske stof. Dels kan tilførslen af ilt under beluftningen medføre, at den del af det organiske stof, der var unedbrydeligt under iltfrie forhold i grundvandsmagasinet, kan nedbrydes. Dels kan der afgives nedbrydelige stoffer fra filtrene på vandværket, idet de autotrofe og de metanotrofe bakterier kan bidrage med organisk stof via deres metabolisme, og heterotrofe bakterier kan afgive organisk stof, der kan bidrage til eftervækstpotentialiet. Filtrering kan også have den modsatte effekt, idet de heterotrofe bakterier nedbryder en del af det organiske stof, der kommer med råvandet.

2.3 Bestemmelse af vækstpotentialer og nedbrydeligt organisk stof i drikkevand.

Forskellige typer af organisk kulstof har forskellige egenskaber med hensyn til nedbrydelighed. Nogle typer, som f.eks. humus er svært nedbrydeligt, mens andet kulstof, som f.eks. sukkerstoffer og små fedtsyrer, nedbrydes meget let. De kemiske metoder til bestemmelse af organisk kulstof kan ikke skelne mellem let nedbrydeligt og vanskeligt eller unedbrydeligt organisk stof.

Metoderne til bestemmelse af let nedbrydeligt organisk stof er alle udformet som bioassays, der er baseret på, at bakterier nedbryder det organiske stof. Metoderne kan deles op i to hovedgrupper, afhængigt af om den bakterielle aktivitet bestemmes som bakteriel vækst eller som fjernelse af organisk stof. Metoderne giver anledning til 2 definitioner af nedbrydeligt organisk stof (Huck 1990):

- assimilerbart organisk kulstof (AOC), der er den del af det organiske kulstof, der kan omdannes til biomasse,
- bionedbrydeligt opløst organisk kulstof (BDOC), der er den del af det organiske kulstof, der mineraliseres.

Metoderne til bestemmelse af AOC kan deles op i to grupper, afhængigt af om der anvendes renkulturer eller naturlige podematerialer. Van der Kooij (1982) beskrev en metode, hvor prøven først pasteuriseres for at inaktivere de naturligt forekommende bakterier og dernæst tilsættes to bakterielle kulturer (*Pseudomonas fluorescens* strain P17 og *Spirillum* sp. strain Nox). De to kulturer er velbeskrevet med hensyn til udbyttekonstant for acetat ($\mu\text{g C/bakterie}$) og hvilke substrater, de kan nedbryde. Efter tilsætning af bakterierne henstår prøverne ved 15 °C og antallet af P17 og Nox følges i en periode på 15 – 20 dage. Antallet af bakterier i vandet bestemmes ved overfladeudsæd. De to bakterier kan tælles på den samme plade, da de kan adskilles fra hinanden på koloniernes udseende. Indholdet af AOC kan herefter beregnes ved at multiplicere den højeste koncentration (N_{max}) med udbyttekonstanten for den enkelte stamme. Kvantificering sker ved standardkurver (se i øvrigt bilag A). De øvrige metoder, der anvender inokulering med kendte kulturer, kan ses som varianter af van der Kooij metoden. Kemmy et al. (1989) har foreslået anvendelse af 4 kulturer. I denne metode udtages kun prøver efter 6 dage og der laves standardkurver for den blandede kultur. LeChevalier et al. (1993) har foreslået en analyse, der foregår ved højere temperatur for at forkorte analysetiden og hvor bakteriebiomassen bestemmes ved måling af ATP. I Standard Methods (1995) er beskrevet en metode, hvor prøven hældes ud i flere flasker, hvor hver bestemmelse af kimtal sker fra en ny flaske for at undgå forurening.

I modsætning til anvendelse af renkulturer anvender Werner (1984), Standfield og Jago (1987) og Servais et al. (1987) naturligt podemateriale fra den aktuelle vandprøve eller fra sandfiltre.

Der er ikke enighed om hvilke af disse metoder, der er mest anvendelig til vurdering af eftervækstpotentialitet i drikkevand. Anvendelse af kendte bakterier som inokulum har den fordel, at der er bedre muligheder for at standardisere metoden og sammenligne mellem vandtyper og laboratorier, mens anvendelse af naturlige inokula er mere repræsentativ for de mikrobielle forhold i den pågældende vandtype. Fælles for metoderne er, at det er bakterievæksten i vandfasen, der bestemmes og anvendes til beregning af det let omsættelige kulstof. Erfaringerne med anvendelse af Nox og P17 viser, at de næsten udelukkende vokser frit i vandfasen og ikke på forsøgsflaskens inderside. Anvendelse af naturligt podemateriale indebærer derimod en risiko for vækst på siderne, hvilket vil medføre en undervurdering af vækstpotentialitet.

Rice et al. (1991) har foreslået en metode til bestemmelse af det coliforme vækstpotentialitet, hvor der inokuleres med *E. coli* eller *Enterobacter cloacae*. Metoden giver et bud på om AOC/BDOC er tilstrækkeligt til at understøtte coliform vækst og evt. mulighed for, at der kan etableres en population af coliforme bakterier i ledningsnettet.

BDOC bestemmes som forskellen i indholdet af DOC før og efter inkubation af drikkevandet. Servais et al. (1987) anvendte filtrerede prøver og tilsatte 5 ml vand som inokulum, og analyserede indholdet af DOC før og efter en inkubation på op til 4 uger. Inokulum blev filtreret (2 µm) for at fjerne eventuelle protozoer. Joret og Levi (1986) anvendte i stedet vasket filtersand som inokulum for at opnå en kortere analysetid, som er typisk 3 til 5 dage. Ribas et al. (1991) udviklede en anderledes metode, hvor vandet passerer over en biofilm i glassøjler med sintret glas eller sand. BDOC bestemmes som forskellen mellem DOC i ind- og udløb. Analysen kan gennemføres på 2 til 3 timer, og kan f.eks. anvendes til overvågning på vandværker, men der kræves 2 uger til 2 måneder til at etablere biofilmen.

Generelt er AOC metoderne mere arbejdskrævende end BDOC metoderne. For begge typer af metoder findes hurtige og langsomme varianter. BDOC metoderne har en detektionsgrænse på typisk 0,2 mg/l, mens AOC metoderne har en væsentligt lavere detektionsgrænse (~ 2 µg/l). AOC metoderne med anvendelse af renkulturer som inokulum medtager ofte en mindre del af det organiske stof end de øvrige metoder. Dette kan skyldes, at de anvendte bakterier er begrænsede i deres substratvalg. Alle metoderne bygger på den antagelse, at kulstof er den faktor der begrænser væksten. Dette er ikke altid tilfældet. Miittinen et al. (1996) fandt, at fosfat kan være begrænsende for væksten i drikkevand.

Hvorvidt man skal anvende den ene eller den anden type af metode afhænger af undersøgelsens formål. Hvis formålet er at bestemme vækstpotentialitet er de biomassebaserede metoder (AOC) de mest anvendelige, hvorimod BDOC metoderne er mere anvendelige, når formålet er bestemmelse af reduktion af det organiske stof.

En alternativ metode til at bestemme vækstpotentialitet i drikkevand er egentlige vækstofforsøg, hvor drikkevandet anvendes, som det er. En fordel ved denne type forsøg er, at forsøgsomstændighederne er

nærmere på de egentlige forhold i ledningsnettet. Vækstforsøg kan udformes på forskellige måder, f.eks. som henstandsforøg i flasker (Dott 1983) eller i egentlige rentvandstanke på et vandværk (Schoenen 1986), kimtalsundersøgelser i forskellige afstande fra vandværket (Albrechtsen et al. 1999, Payment et al. 1988, Gibbs et al. 1993) eller ved analyse af kimtal i stagnant vand i "blinde" rør (Jaeggi og Schmidt-Lorenz 1988).

Resultaterne af vækstforsøg er meget afhængige af hvilken metode, der anvendes til bestemmelse af kimtallet. Her er især 4 faktorer af betydning: A) inkuberingstemperaturen er afgørende for hvilke bakterier, der vokser op. Ved lave temperaturer (~20 °C) vokser væsentlig flere op end ved høje temperaturer (~37 °C). B) Forskellige dyrkningssubstrater tillader vækst af forskellige arter. Der er en tendens til, at der vokser flere bakterier op jo lavere kulstofindhold, der er i dyrkningssubstratet. C) Længere inkubationstid tillader fremvækst af flere bakterier. Dette har især betydning for substrater med lavt kulstofindhold, da chancen for overgroning her er lille. D) Overfladeudsæd giver større kimtal end dybdeudsæd. Ved sammenligning af forskellige studier er det derfor vigtigt at gøre sig klart hvilke metoder, der er anvendt til bestemmelse af kimtal.

3 Beskrivelse af undersøgelsen

3.1 Metoder

3.1.1 Undersøgelsens udformning

Undersøgelsen blev foretaget som et sammenlignende studium, hvor ti drikkevandstyper blev undersøgt med syv forskellige kvantitative mikrobielle metoder. På syv af de ti værker blev desuden undersøgt for forekomst af *Legionella*. Eftervækstpotentialet blev undersøgt ved hjælp af vækstforsøg og bestemmelse af AOC efter van der Kooij's metode. Til sammenligning er indholdet af organisk stof (NVOC) bestemt. Desuden blev der indhentet oplysninger om vandtypernes kemiske sammensætning.

På hvert af de ti vandværker blev der udtaget tre prøver. Efter ankomst til laboratoriet blev hver prøve delt i tre og anvendt til enten mikrobiel undersøgelse og vækstforsøg, AOC-bestemmelse eller NVOC bestemmelse (se Figur 3-1).

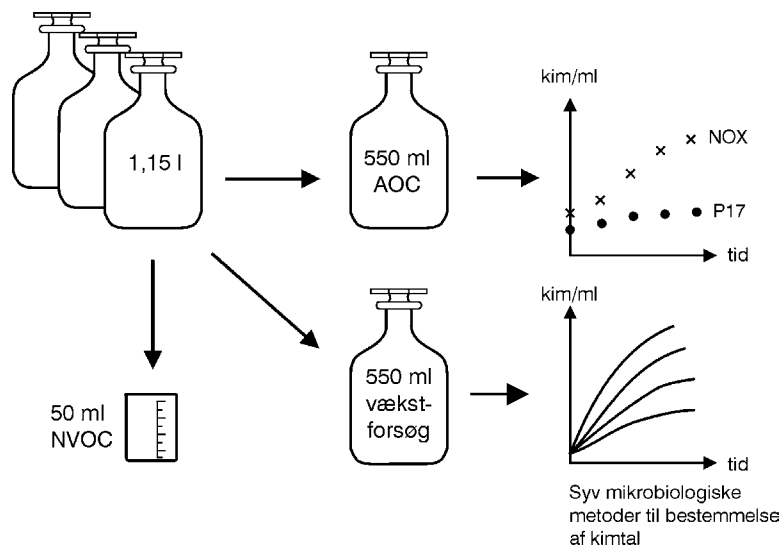
De mikrobielle undersøgelser af vandprøverne bestod i bestemmelse af kimal ved 21 °C på gærekstrakt agar ($\text{kim}_{\text{Gær}21^{\circ}\text{C}}$), Kings agar B ($\text{kim}_{\text{KingsB}21^{\circ}\text{C}}$) og R2A ($\text{kim}_{\text{R2A}21^{\circ}\text{C}}$), kimal ved 37 °C på gærekstrakt ($\text{kim}_{\text{Gær}37^{\circ}\text{C}}$) og PCA ($\text{kim}_{\text{PCA}37^{\circ}\text{C}}$), totalt antal bakterier ved direkte tælling (AODC) og ved bestemmelse af ATP. Se nærmere beskrivelse af metoderne i afsnit 3.1.2. De mikrobielle undersøgelser af vandprøverne tjener samtidig som starten på vækstforsøget.

Vækstforsøgene blev udført som henstandsforsøg, hvor prøverne henstod uden omrøring i et termostateret rum ved 15 °C i 14 dage. Efter 0, 2, 7 og 14 dage blev prøverne analyseret for kimal ved 21 °C på gærekstrakt agar, Kings agar B og R2A, kimal ved 37 °C på gærekstrakt og PCA, totalt antal bakterier ved direkte tælling og ATP.

3.1.2 Analyse metoder

3.1.2.1 Kimal.

Kimal er bestemt ved udsæd af prøver eller fortyndinger af prøverne på forskellige typer af agar. Agarpladerne er herefter inkuberet i varmeskab ved enten 21 °C eller 37 °C. Ved 21 ° er der anvendt gærekstrakt agar (ISO 6222), Kings agar B (DS 2252) og R2A (Reasoner og Geldreich 1985). Ved 37 °C er der anvendt gærekstrakt agar (ISO 6222) og plate count agar (DS 2254). Analyserne, hvor der er anvendt gærekstrakt agar, Kings agar B eller plate count agar (PCA), er gennemført med dybdeudsæd. Analysen på R2A er gennemført med overfladeudsæd.



Figur 3-1 Oversigt over de undersøgelser der er gennemført for hvert af de ti vandværker. Der er udtaget 3 prøver. Hver prøve er delt ud på tre beholdere: en til bestemmelse af NVOC, en til bestemmelse af AOC og en til vækstforsøg. Den første prøve, der udtages fra vækstforsøgene, tjener som den mikrobielle karakterisering af drikkevandet.

3.1.2.2 Assimilerbart organisk stof (AOC)

Bestemmelse af AOC foregår ved, at den pasteuriserede (60 °C, 30 min.) prøve tilsættes en blanding af 2 bakteriekulturer med kendt udbyttekonstant. Prøven inkuberes ved 15 °C og antallet af de to bakterier bestemmes over en periode på 14 dage. Det højeste antal, N_{\max} , bestemmes for hver bakterie. Koncentrationen af AOC udregnes ved multiplikation af N_{\max} med de tilsatte bakteriers respektive udbyttekonstant.

Ved pasteuriseringen inaktiveres de bakterier, der naturligt forekommer i drikkevandet, så de ikke interfererer med analysen. Bakteriernes vækst bestemmes ved overfladeudsæd på LabLemco agar. De to bakteriekulturer, der sættes til prøven, er en *Pseudomonas fluorescens* stamme P17 og en *Spirillum sp.* stamme NOX. De to bakterier kan adskilles på farve og størrelse, når de er vokset frem på agarpladerne, så det er muligt, at bestemme antallet af hver bakterie. Ved kvantificeringen anvendes udbyttekonstanter bestemt af van der Kooij og Veenendaal (1995). Se i øvrigt bilag A for en nærmere beskrivelse.

3.1.2.3 Adenosintrifosfat (ATP) og totalt antal bakterier (AODC).

ATP

Alle levende celler indeholder adenosintrifosfat. ATP spiller en vigtig rolle i cellernes enzymaktivitet og energilagring. ATP niveauet anvendes som et mål for cellekoncentrationen i en given vandig prøve. ATP-koncentrationen bestemmes ud fra en enzymatisk reaktion. Ved reaktionen omdannes ATP til AMP, samtidig med at der udsendes lys. Mængden af lys er direkte proportional med ATP-koncentrationen.

Totalt antal bakterier

En kendt prøvemængde farves med Acridin Orange, som bindes til bakteriernes DNA og RNA, og filtreres. I mikroskopet fremstår bakterierne som orange eller grønne. Antallet af bakterier bestemmes ved tælling i mikroskopet. Metoden medtager både døde og levende bakterier. AODC er en forkortelse af Acridin Orange Direct Count.

3.1.2.4 Ikke-flygtigt organisk kulstof (NVOC)

Prøven tilsættes saltsyre til $\text{pH} \leq 2$, hvorefter prøven blæses fri for CO_2 og flygtige organiske forbindelser. Prøvens indhold af organiske forbindelser oxideres katalytisk ved 680°C , og dannet CO_2 kvantificeres ved IR-spektrofotometri. Analysen kontrolleres ved samtidig analyse af syntetisk kontrolprøve.

3.1.3 Statistisk behandling af vækstforsøg

Middelværdiene af de triplikate vækstforsøg, i teksten angivet som den geometriske middelværdi, er beregnet som middelværdien af de \log_{10} transformerede kimal. Et 95 % konfidensinterval omkring middelværdien for de \log_{10} transformerede kimal er beregnet som:

$$\overline{\log_{10}(\text{kimal})} \pm t_{inv}(0,05; n-1) * \text{std}(\log_{10}(\text{kimal})) / \sqrt{n}$$

hvor $\text{std}(\log_{10}(\text{kimal}))$ angiver standard afvigelsen for de \log_{10} transformerede kimal, n er 5 for Slangerup Vandværk og 3 for de øvrige vandværker. $T_{inv}(0,05;n-1)$ angiver t-værdien for 5 % fraktilen bestemt med $n-1$ frihedsgrader. Ved transformation tilbage bliver konfidensintervallet asymmetrisk.

3.2 Undersøgelsens omfang

3.2.1 Beskrivelse af vandværker.

Vandværkerne blev udvalgt i samarbejde med Styregruppen ud fra kendskab til de danske vandværker og ud fra Vandforsyningsstatistikken (Danske Vandværkers Forening 1997). Der blev lagt vægt på at undersøgelsen indrager vandværker med højt indhold af organisk stof vurderet ud fra permanganattallet.

Tabel 3-1: Oversigt over vandværker hvor der er taget prøver ud til undersøgelsen

Vandværk	Reservoir- bjergart	Produktion mill. m ³ /år	Vand- behandling	Perman- ganattal (mg/l)	Dato for prøvetagning
Slangerup trykpumpe	Danienkalk	10,4	a, f	7,3	23-11-98
Rørvig1	Kalk	0,03-0,1*	d, i	8,5	17-02-99
Rørvig2					01-02-00
Islevbro trykpumpe	Danienkalk	8,2	b, f	6,5	17-02-99
Kisserup		0,07	a, e, g	8,0	06-09-99
Ullerup	Kalk	0,18	d, g	17	06-09-99
Studebjerg1	Grus	0,10	a, h	7,9	04-10-99
Studebjerg2					20-03-00
Studebjerg3					11-11-99
Tisvilde	Grus	0,12	a, j	8,7	04-10-99
Thorsbro trykpumpe	Danienkalk	9,1	c, f	2,6	03-11-99
Sjælsø anlæg 2	Varierende	2,8	d, g	7,0	03-11-99
Haraldsborg k	Grønsandskal k	0,25	a, g		03-11-99

Beluftning: **a:** Iltningstrappe, **b:** Frit fald mod prelplader, **c:** lukkede bølgepladerislere. **d:** Inkakamre **e:** tårn med luftningsbakke

Filtrering: **f:** tottrins med åbne forfiltre af sten og sandfiltre, **g:** tottrins sandfiltrering, **h:** åbent sandfilter, **i:** koksfilter med beluftning og tottrins åbne sandfiltre, **j:** 6 åbne sandfiltre i serie.

*Varierende produktion p.gr.a. mange sommerhuse i forsyningsområdet, lavest om vinteren.

Tabel 3-1 giver en oversigt over de undersøgte vandværker. Vandværkerne ligger i Københavnsområdet og i Nordsjælland. To af værkerne, Studebjerg Vandværk og Tisvilde Vandværk, indvinder fra grusaflejringer, mens de resterende værker indvinder fra kalkformationer. Undersøgelsen omfatter både meget store og mindre vandforsyninger, og kommunale og private værker. På grund af de omfattende analyser, der er lavet af vandet fra hvert enkelt vandværk og undersøgelsens økonomi, har der ikke været mulighed for at undersøge vand fra mere end ti vandværker.

Vandbehandlingen i værkerne er traditionel og består af beluftning og filtrering. Permanganattallene i de undersøgte værker ligger relativt højt. Der er en underrepræsentation af værker med lavt permanganattal i forhold til Danmark som helhed.

3.2.2 Prøvetagning

Undersøgelsens udgangspunkt har været at undersøge vand udtaget på vandværkerne ved afgang fra vandværket, i eller lige efter rentvandstanken. Prøvetagningen er udført efter forskriften i DS2250. På Sjælsø Vandværk dog uden forudgående flambering af tappehanen.

På hvert vandværk blev der udtaget 3 prøver á 1,15 l i glødede glasflasker med glas prop. På Slangerup Vandværk dog 5 prøver. Endvidere blev der udtaget 2 prøver á 1 l i autoklaverede bluecap flasker til bestemmelse af *Legionella*. Den ene prøve blev straks sendt til analyse på Statens Serum Institut, mens den anden stod i 14 dage til analyse for vækst, hvis den første prøve viste sig at være positiv. *Legionella* prøverne fra Haraldsborg, Thorsbro og Sjælsø blev udtaget 1 uge efter prøverne til bestemmelse af vækst. Der blev ikke udtaget prøver til bestemmelse af *Legionella* på Rørvig, Slangerup og Islevbro. Der blev endvidere udtaget enkeltprøver på Ullerup Vandværk, Kisserup Vandværk og på Sjælsø Vandværk anlæg 1 den 14. december 1998.

Projektet var oprindeligt planlagt til at omfatte 10 vandværker med udtagning af dobbelte prøver. På grundlag af de første resultater, der blev opnået i projektet, blev det besluttet, at variationen inden for vandværkerne var så stor, at det var nødvendigt at udvide undersøgelsen til at omfatte triplikat prøvetagning.

Herudover er der gennemført supplerende undersøgelser af vandet fra Studebjerg og Rørvig. Der er udtaget triplikate prøver fra råvandet efter beluftning og af rent vand i rentvandstanken eller umiddelbart efter rentvandstanken. Prøverne blev analyseret for AOC, NVOC, $\text{kim}_{\text{Gær}37^{\circ}\text{C}}$, $\text{kim}_{\text{PCA}37^{\circ}\text{C}}$, ATP, $\text{kim}_{\text{Gær}21^{\circ}\text{C}}$, $\text{kim}_{\text{PCA}21^{\circ}\text{C}}$, og $\text{kim}_{\text{R}2\text{A}21^{\circ}\text{C}}$. Prøverne blev endvidere undersøgt for indholdet af metan, sulfid, ammonium og jern. Vækstforsøgene blev gennemført ved at følge udviklingen i koncentrationen af $\text{kim}_{\text{Gær}21^{\circ}\text{C}}$, $\text{kim}_{\text{KingsB}21^{\circ}\text{C}}$, og $\text{kim}_{\text{R}2\text{A}21^{\circ}\text{C}}$. Endelig blev der udtaget en enkelt prøve på Studebjerg Vandværk den 11 november 1999 til AOC-bestemmelse.

4 Undersøgelsens resultater

4.1 Vandkemi

Vandkvaliteten af det leverede vand fra de undersøgte vandværker fremgår af Tabel 4-. Data stammer fra vandværkernes rutineundersøgelser af prøver, der er udtaget så tæt som muligt på de tidspunkter, hvor prøverne til denne undersøgelse er udtaget.

Generelt leverer de undersøgte vandværker vand, der kan betegnes som temmelig hårdt til hårdt (Linde-Jensen et al. 1976). Hårdheden ligger fra 14,8 til 23,7. Til sammenligning er medianværdien for total hårdhed 15,0 som helhed for vandværker i Danmark (DVF, 1998b). Permanganattallene i vandet fra de undersøgte værker ligger også relativt højt, 6,5 mg/l eller derover, på nær Thorsbro, der ligger på 2,6 mg/l, og Haraldsborg, der ligger på 2,4 mg/l, hvor medianværdien for vandværker i Danmark som helhed er 3,5 mg/l (DVF, 1998b). Tørstofindholdet i vandet ligger en anelse over medianværdien, der er 376 mg/l (DVF, 1998b). For jern gælder, at der er stor spredning, fra under detektionsgrænsen til 0,41 mg/l, som er højt i forhold til medianværdien, der er 0,03 mg/l (DVF, 1998b). Lignende tendens ses for nitrat og sulfat.

For de udvalgte parametre overholder alle værker grænseværdierne i drikkevandsbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 1988), på nær Ullerup, som overskrider turbiditet og permanganattal, og Kisserup, der har for højt indhold af jern.

4.2 Mikrobielle undersøgelser.

For hvert vandværk er tre prøver analyseret for kim_{Gær37°C}, kim_{PCA37°C}, kim_{Gær21°C}, kim_{PCA21°C}, kim_{R2A21°C}, ATP og totalt antal bakterier. Desuden er vandet fra syv vandværker undersøgt for *Legionella*.

Tabel 4.2 viser prøvernes indhold af kim_{gæreks21°C}, kim_{KingsB21°C}, kim_{R2A21°C}. Der henvises til afsnit 3.1.3 for beregningsprincippet for geometrisk gennemsnit og standardafvigelse. Resultaterne er stillet op i tabellen i den rækkefølge, de er taget ud i og grupperet efter prøvetagningsdag.

Generelt er værdierne for kim_{gæreks21°C} og kim_{KingsB21°C} nogenlunde ens og lavere end kim_{R2A21°C}. Det er som forventet, da R2A agaren er et næringsfattigt substrat, der giver høje kimtal, og da der i denne analyse anvendes overfladeudsæd i modsætning til de to øvrige metoder, hvor der anvendes dybdeudsæd. Desuden er variationen mellem værkerne størst for kim_{R2A21°C}. For Thorsbro Vandværk er variationen stor, hvilket skyldes, at de meget lave kimtal giver store forskelle relativt set. Der er fundet stor variation på kim_{R2A21°C} fra Rørvig Vandværk og Sjælsø Vandværk, mens variationen på de resterende resultater ikke overstiger, hvad man kan forvente af mikrobielle analyser. Ud over at være startværdier for forsøget, kan kim_{KingsB21°C} betragtes som kontrolanalyser, idet drikkevandsbekendtgørelsen stiller krav til denne parameter (50 kim/ml). Alle vandværkerne bortset fra Tisvilde overholdt kravet for kim_{KingsB21°C}.

Tabel 4-1: Vandkvalitetsdata fra rutineundersøgelser på de undersøgte vandværker.

Parameter	Enhed	Islevbro	Slangerup	Thorsbro	Tisvilde	Studebjerg	*Grænseværdi
Farvetal	mg Pt/l	9	8	3	6	6	15
Turbiditet	FTU	0,1	0,24	<0,1	0,25	0,3	0,5
Konduktivitet	mS/m	69	57	62	58	89	>30
Hårdhed	°dH	22,2	19,7	20,9	14,8	23,7	bør være > 5, <30
pH		7,5	7,6	7,3	7,9	7,9	8,5
Permanganattal	mg/l	6,5	7,3	2,6	8,7	7,9	12
Tørstof	mg/l	590	470	570	330	570	1500
Kalium	mg/l	3,6	4,1	4,3	1,2	5,0	10
Jern	mg/l	<0,008	0,013	<0,008	0,035	0,07	0,2
Mangan	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05
Ammonium	mg NH ₄ /l	0,004	<0,004	<0,004	<0,05	<0,05	0,5
Nitrat	mg NO ₃ /l	2,3	1,5	9,0	1,0	<1,0	50
Nitrit	mg NO ₂ /l	0,003	0,004	<0,003	<0,01	<0,01	0,1
Sulfat	mg SO ₄ /l	130	60	97	20	115	250
fosfor, total	mg P/l	<0,005	<0,005	0,006	<0,015	<0,05	0,15
Ilt	mg/l	8,4	9,0	9,1	11,7	10,7	>5
sulfid	mg SH ₂ /l	<0,005	<0,005	<0,005	i.t.	i.t.	i.m.
methan	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	i.t.	i.t.	i.m.
Temperatur	°C	8,5	9,0	9,4	9,1	11,9	12

Parameter	Enhed	Ullerup	Kisserup	Rørvig	Haraldsborg	Sjælsø anlæg 2	*Grænseværdi
Farvetal	mg Pt/l	13	i.t.	5	<2	6	15
Turbiditet	FTU	0,83	i.t.	0,25	0,45	0,3	0,5
Konduktivitet	mS/m	106	60	73	72	73	>30
Hårdhed	°dH	21,2	17,0	17,0	18	17,2	bør være > 5, <30
pH		7,9	8,1	7,6	7,8	7,7	8,5
Permanganattal	mg/l	17	8,0	8,5	2,4	7,0	12
Tørstof	mg/l	640	430	420	420	438	1500
Kalium	mg/l	10,0	2,1	4,6	7,4	4,2	10
Jern	mg/l	0,1	0,41	0,035	0,057	0,03	0,2
Mangan	mg/l	0,023	0,014	<0,005	0,001	0,06	0,05
Ammonium	mg NH ₄ /l	0,13	<0,01	0,05	<0,005	<0,001	0,5
Nitrat	mg NO ₃ /l	12,0	1,2	1,2	3,9	0,7	50
Nitrit	mg NO ₂ /l	0,1	<0,01	<0,01	0,012	<0,03	0,1
Sulfat	mg SO ₄ /l	0,63	48	19	35	30	250
fosfor, total	mg P/l	0,52	0,04	<0,02	i.t.	<0,02	0,15
Ilt	mg/l	6,9	12,0	9,7	7,8	10,0	>5
sulfid	mg SH ₂ /l	<0,01	i.t.	i.t.	i.t.	<0,02	i.m.
methan	mg/l	<0,01	i.t.	i.t.	i.t.	0,01	i.m.
Temperatur	°C	10,0	9,0	10,5	9,5	8,5	12

*Bekendtgørelse nr. 515 fra 1988. i.m.: ikke målbar. I.t.: Ikke tilgængelig.

Tabel 4-2: Bakteriel vandkvalitet af vandværk. Resultaterne er angivet som de geometriske middelværdier med angivelse af 95% konfidensintervaller. n=3 dog Slangerup n=5. Vandværkerne er inddelt efter prøvetagningsdato.

	Kim _{gæreks 21°C} /ml		Kim _{KingsB 21°C} /ml		Kim _{R2a 21°C} /ml	
	Geom. middel	95% interval	Geom. middel	95% interval	Geom. middel	95% interval
Slangerup	13	8-21	2	1-5	60	46-78
Rørvig 1	18	13-26	16	10-26	1200	210-6800
Islevbro	3	1-7	2	0-7	260	150-440
Kisserup	18	13-26	7	3-18	3600	3100-4100
Ullerup	9	4-21	9	7-10	750	470-1200
Studebjerg 1	19	8-44	22	16-29	120	79-190
Tisvilde	59	40-88	73	57-93	220	140-340
Thorsbro	3	0-150	3	0-44	11	2-70
Sjælsø	28	23-33	24	22-25	170	40-740
Haraldsborg	4	2-9	3	1-13	84	42-170
Rørvig 2, rå	270	150-490	250	46-1300	2000	1700-2300
Rørvig 2, ren	1	1-2	2	0-400	140	84-230
Studeb. 2, rå	41	34-48	42	35-50	120	65-210
Studeb. 2, ren	80	52-120	96	83-110	210	85-540

Ved anden prøvetagning af vand fra Rørvig Vandværk (Rørvig2) var der ikke væsentlige forskelle i forhold til første prøvetagning, mens der var tendens til højere kim_{21°C} ved Studebjerg Vandværk (Studebjerg2). Vandbehandlingen på Rørvig Vandværk reducerede kim_{21°C} tydeligt, mens der nærmest var tale om en stigning i kimtallet ved vandbehandlingen på Studebjerg Vandværk.

Alle kim_{37°C} var 1 eller < 1 per ml bortset fra på Tisvilde Vandværk, hvor kim_{Gæreks37°C} var hhv. 14, 11 og 15 kim/ml, mens kim_{PCA37°C} var 9, 6 og 13 kim/ml, og på Thorsbro Vandværk prøve 3, hvor kim_{Gæreks37°C} var 14 kim/ml og kim_{PCA37°C} var 8 kim/ml og i råvand fra Studebjerg hvor kim_{Gæreks37°C} var 6 kim/ml og kim_{PCA37°C} var 5 kim/ml. Drikkevandsbekendtgørelsens krav til kim_{PCA37°C} er 5 kim/ml.

De tilsvarende resultater for indholdet af totalt antal bakterier bestemt ved direkte tælling efter farvning med acridin orange (AODC) og af ATP ses i Tabel 4-. Indholdet af totalt antal bakterier ligger generelt mellem 10^5 og $5 \cdot 10^5$ bakterier per ml. Den geometriske middelværdi er lavest i vandet fra Slangerup sammen med Haraldsborg og Thorsbro, men der synes ikke at være væsentlig forskel mellem vandværkerne. Sammenlignet med kimtallene bestemt ved 21 °C ligger indholdet af totalt antal bakterier typisk 10^2 til 10^4 gange højere. Årsagen hertil er, at ved bestemmelse af totalt antal bakterier tælles alle, inklusive døde, inaktive og ikke dyrkbare bakterier, mens kun de dyrkbare bakterier tælles med ved de andre metoder. Indholdet af ATP er angivet som den aritmetiske middelværdi, dvs. beregnet på grundlag af de aktuelle utransformerede værdier. Indholdet af ATP er fra 0,4 ng/l i vandet fra Thorsbro, der har det laveste indhold sammen med Sjælsø og Haraldsborg. De øvrige ligger mellem 2,6 ng/l og 7,0 ng/l.

Tabel 4-3: Totalt antal bakterier og ATP. For totalt antal bakterier er resultaterne angivet som geometriske middelværdier. For ATP er resultaterne angivet som aritmetiske (dvs. ikke log transformerede data) middelværdier. 95% konfidensintervalerne er angivet. n=3, Slangerup dog n=5.

	Totalt antal bakterier (AODC) (bakterier/ml/10 ³)		Bakterielt ATP. (ng/l)	
	Geometrisk middelværdi	95% konfidens- interval	Aritmetrisk middelværdi	95% konfidensinterval
Slangerup	65	54 - 78	5,3	±0,8
Rørvig	320	160 - 650	4,7	±1,2
Islevbro	250	80 - 820	2,6	±0,7
Kisserup	260	200 - 340	5,8	±0,9
Ullerup	440	280 - 700	7,0	±2,9
Studebjerg	340	230 - 490	4,9	±1,2
Tisvilde	280	230 - 350	4,8	±1,0
Thorsbro	160	150 - 180	0,4	±0,1
Sjælsø	250	180 - 350	1,8	±0,9
Haraldsborg	120	70 - 190	1,5	±1,3
Rørvig 2, rå	i.a.	i.a.	3,0	±1,4
Rørvig 2, ren	i.a.	i.a.	3,6	±1,5
Studeb.2, rå	i.a.	i.a.	6,5	±12
Studeb.2, ren	i.a.	i.a.	4,9	±7,1

i.a. = ikke analyseret.

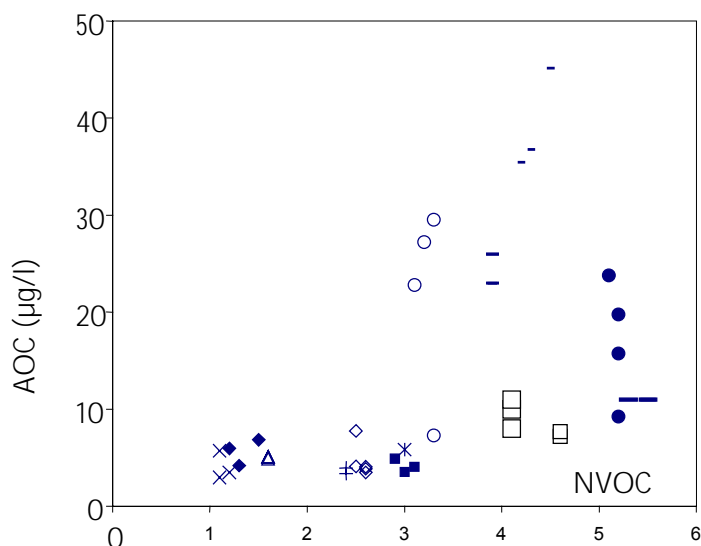
4.3 Organisk stof bestemt som AOC og NVOC.

Samtlige triplikate prøver, der blev udtaget fra de 10 vandværker, er ud over de mikrobiologiske parametre blevet analyseret for ikke flygtigt organisk stof (NVOC) og assimilerbart organisk stof (AOC). Resultaterne af disse målinger er vist i Tabel 4-4 som middelværdier med angivelse af 95% konfidensinterval. Til sammenligning er permanganattallet fra vandværkernes rutinekontrol angivet.

Tabel 4-4: Indhold af organisk stof målt som NVOC, AOC og permanganattal i vand fra de 10 undersøgte vandværker. Resultaterne angivet som aritmetiske middelværdier med 95% konfidensinterval. n=3. Permanganattal er enkel tværdier fra værkernes rutineanalyser.

	NVOC (mg/l)		AOC (µg/l)		KMnO ₄ (mg/l)
	Middel	95% interval	Middel	95% interval	
Slangerup*	2,6	±0,1	4,7	±2,2	7,3
Rørvig 1	4,3	±0,2	39	±13	12
Rørvig 2, rå	5,4	±0,3	11	±0,0	-
Rørvig 2, ren	3,9	±0,0	24	±4,3	12
Islevbro	2,4	±0,0	**3,7	±1,0	6,5
Kisserup	3,2	±0,2	27	±8,5	8
Ullerup	5,2	±0,1	20	±10	17
Studebjerg 1	4,2	±0,2	660	±160	7,9
Studeb.2, rå	4,6	±0,0	7,6	±0,8	-
Studeb.2, ren	4,1	±0,0	9,7	±3,8	-
Studebjerg 3	-	-	***8,4	-	-
Tisvilde	1,6	±0,0	5,0	±0,3	8,7
Thorsbro	1,1	±0,1	4,1	±3,6	2,6
Sjælsø	1,3	±0,2	5,7	±3,4	7,0
Haraldsborg	3,0	±0,2	4,2	±1,7	-

*n=5, **n=2. ***n=1



Figur 4-1: Sammenligning af koncentration af AOC og NVOC i prøver udtaget på Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjælsø anlæg 2 (♦), Tisvilde (Δ), Slangerup (◇), Haraldsborg (v), Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Rørvig 2 råvand (-), Ullerup (●), Sjælsø anlæg 1 (⌘), Studebjerg 2 råvand (o), og Studebjerg 2 rent vand (o). Studebjerg 1 er udeladt.

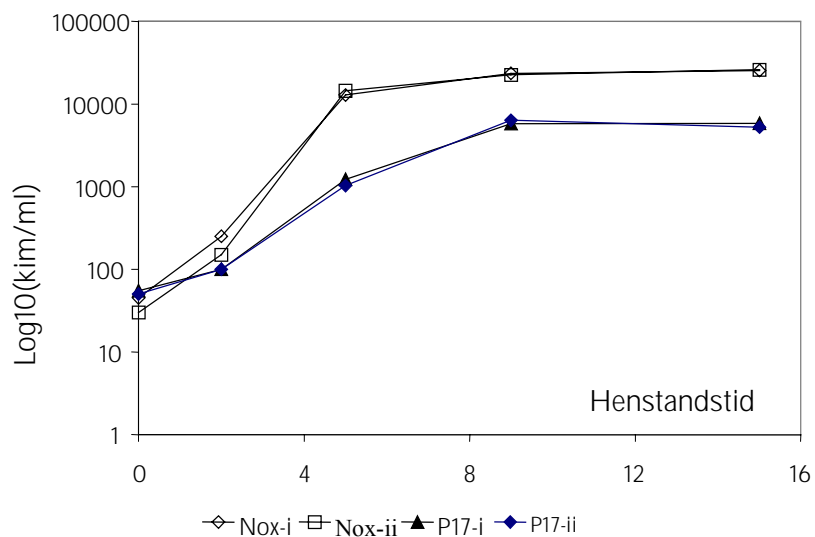
NVOC-indholdet i prøverne ligger fordelt fra 1,1 mg/l i prøverne fra Thorsbro til 5,2 mg/l i prøverne fra Ullerup. Der er overensstemmelse mellem resultaterne fra første og anden prøvetagning for Rørvig og Studebjerg Vandværker. Den lille variation på bestemmelserne inden for hvert vandværk gør, at der er signifikante forskelle mellem værkerne, og det må forventes, at vandet fra værker som Ullerup, Rørvig og Studebjerg har højere indhold af NVOC i vandet end f.eks. Tisvilde, Thorsbro og Sjælsø.

Ved sammenligning med permanganattallene ses, at Ullerup og Rørvig både har relativt høje permanganattal og højt indhold af NVOC, og at Thorsbro både har lavt permanganattal og lavt NVOC-indhold. Derimod ses der ikke en sammenhæng for Tisvilde, hvor permanganattallet er ikke særlig lavt. Sammenligningen med permanganattallet skal dog tages med forbehold, da resultaterne stammer fra vandværkernes rutineanalyser og ikke fra de aktuelle vandprøver fra denne undersøgelse. Ved vandbehandlingen på Rørvig Vandværk og Studebjerg Vandværk kan der ses et svagt fald i indholdet af NVOC.

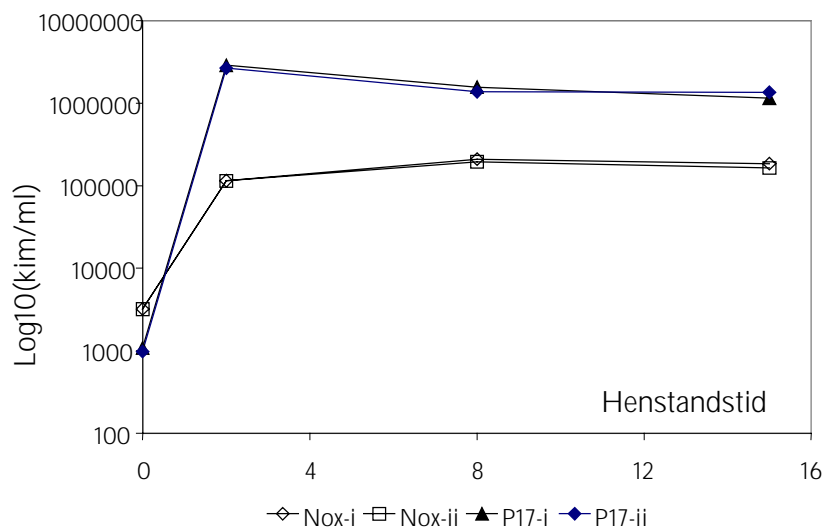
Indholdet af AOC i vandprøverne varierer mere end NVOC både mellem værkerne og inden for værkerne. På Studebjerg Vandværk var indholdet af AOC meget højt ved første prøvetagning, men ved de senere prøvetagninger var AOC-indholdet under 10 µg/l. Øvrige, der ligger højt, er Rørvig og Kisserup og Ullerup. Ved anden prøvetagning på Rørvig var indholdet af AOC ikke signifikant forskelligt fra første prøvetagning, men det er interessant at se, at der er et højere indhold af AOC efter vandbehandling.

AOC udgør i gennemsnit på $0,39\% \pm 0,11\%$ (95% konfidensinterval) af NVOC, når der ses bort fra analyserne fra første prøvetagning fra Studebjerg, hvor AOC værdien i gennemsnit var knap 16% af NVOC koncentrationen. Medianværdien er 0,28% med en højeste værdi på 1,7% og en laveste værdi på 0,12%. Antallet af observationer er 44.

Sammenhængen mellem AOC og NVOC fremgår af Figur 4-1. Tendensen i figuren er, at der er stigende AOC ved stigende NVOC. De tre prøver fra første prøvetagning på Studebjerg skiller sig helt ud fra de øvrige og er ikke medtaget på figuren. De triplikate bestemmelser fra de øvrige vandværker grupperer sig nogenlunde samlet, hvilket giver et godt billede af analysernes reproducerbarhed. Undtagelsen er analyserne af prøverne fra Islevbro, hvor en af de tre AOC bestemmelser var meget højere end de to øvrige prøver. På figuren er der afbildet 4 prøver fra Ullerup Vandværk og Kisserup Vandværk, da de enkeltprøver, der blev udtaget i starten af projektperioden, er taget med (se kap 3.2.2). I begge tilfælde har enkeltprøverne fra Ullerup og Kisserup et NVOC indhold svarende til de triplikate prøver, mens deres indhold af AOC er lavere og ligger udenfor 95% konfidensintervallet for de triplikate prøver.



Figur 4-2: Resultater fra bestemmelse af AOC i prøve tre fra Haraldsborg Vandværk. AOC-indholdet var 3,6 µg/l.

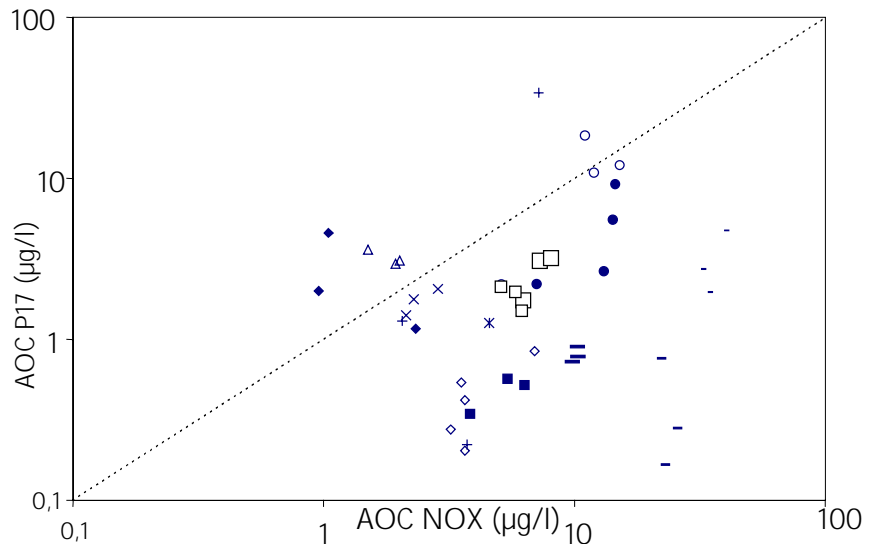


Figur 4-3: Resultater fra bestemmelse af AOC i prøve 1 fra Studebjerg Vandværk.

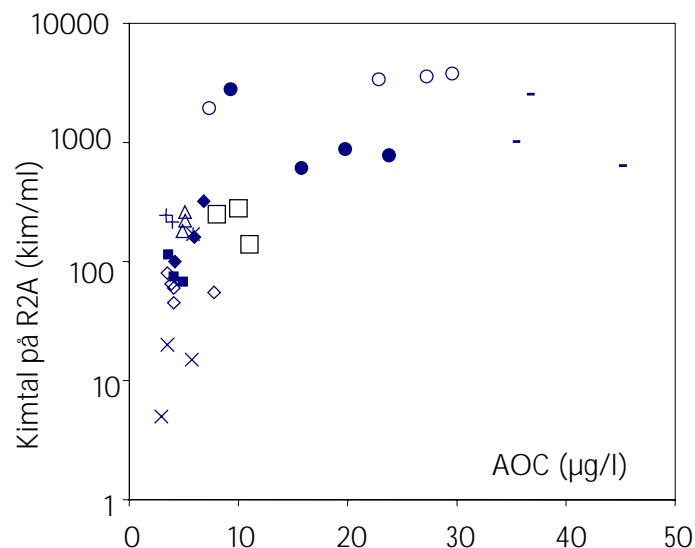
Figur 4-2 og Figur 4-3 viser eksempler på bestemmelse af AOC fra Haraldsborg og Studebjerg. Kurverne viser væksten af de to bakterier, der er tilsat prøven efter pasteurisering. På hvert prøvetagningstidspunkt er der udtaget dobbeltprøver. Dobbeltbestemmelserne ligger meget tæt, som et tegn på at bestemmelse af de to bakterier er reproducerbart.

Resultaterne fra Haraldsborg er et eksempel, hvor maksimum er nået efter 9 til 15 dage og hvor *Spirillum sp.* NOX er den, der vokser op til det højeste antal. Resultaterne fra Studebjerg er et eksempel på, at *Ps. fluorescens* P17 vokser op til det højeste antal og topper på dag 2.

Figur 4-4 viser, hvordan bidragene til AOC fordelte sig mellem *Spirillum sp.* NOX og *Ps. fluorescens* P17 i alle flasker. Den stiplede linie angiver, hvor bidraget fra de to stammer er ens. I de fleste tilfælde var det *Spirillum sp.* NOX, der gav det største bidrag.



Figur 4-4: Sammenligning af bidrag fra *Ps. fluorescens* P17 og *Spirillum sp.* NOX ved bestemmelse af AOC i de enkelte flasker. Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjælsø anlæg 2 (♦), Tisvilde (Δ), Slangerup (◇), Haraldsborg (v), Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Rørvig 2 råvand (-), Ullerup (●), Sjælsø anlæg 1 (Ж), Studebjerg 2 råvand (o), og Studebjerg 2 rent vand (o). Første prøvetagning fra Studebjerg er udeladt.



Figur 4-5: Sammenhæng mellem den mikrobielle undersøgelse og AOC. $\text{Kim}_{\text{R2A } 21^\circ\text{C}}$ er vist som funktion af den parallelle prøves indhold af AOC. Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjælsø anlæg 2 (♦), Tisvilde (Δ), Slangerup (◇), Haraldsborg (v), Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Ullerup (●), Sjælsø anlæg 1 (Ж), og Studebjerg 2 rent vand (o). Første prøvetagning fra Studebjerg, Studebjerg 2 råvand, Rørvig 2 råvand og en prøve fra Islevbro er udeladt.

Det var især udtalt i prøverne fra Slangerup, Haraldsborg og Rørvig. I gennemsnit udgjorde bidraget fra *Ps. fluorescens* P17 27% af den samlede AOC. Når de målte kimtal, der ligger til grund for beregningen sammenlignes, rykkes fordelingen yderligere mod *Spirillum sp.* NOX, da den har et højere udbytte (flere bakterier per µg C). Ved bestemmelsen af AOC i vandet fra Studebjerg Vandværk(1) var bidraget fra *Ps. fluorescens* P17 i gennemsnit 640 µg/l og bidraget fra *Spirillum sp.* NOX var i gennemsnit 15 µg/l.

Indholdet af AOC er sammenlignet med indholdet af kim_{R2A21°C} på Figur 4-5. I figuren er den ene Islevbro prøve udeladt, fordi AOC-indholdet afviger væsentligt fra de to øvrige. Rørvig2 rent vand er udeladt. Den anses for at være undervurderet, da der også blev observeret ringe vækst i disse prøver. Årsagen hertil er ukendt. Endvidere er de to råvandsprøver udeladt. Figuren viser, at der er en sammenhæng mellem AOC og kim_{R2A21°C}, når AOC er < cirka 10 µg/l, idet kimtallet stiger med stigende AOC. Stigningen i kimtallet fortsætter ikke ved højere AOC-koncentrationer, men finder et leje omkring 10³ kim/ml. Der observeres et lignende forhold mellem AOC og de øvrige kim_{21°C} og ATP.

4.4 Eftervækstpotentialer bestemt ved vækstforsøg.

Eftervækstpotentialer blev undersøgt i vækstforsøg, hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15°C, og hvor udviklingen i indholdet af kimtal, totalt antal bakterier og ATP blev undersøgt over en periode på 2 uger. Tidspunktet, hvor det højeste kimtal_{21°C} blev observeret, var med få undtagelser ens i de triplikate flasker. I Tabel 4-5 ses eftervæksten af kimtal_{21°C}. I tabellen er de højeste geometriske middelværdier (se afsnit 3.1.3) angivet sammen med 95% konfidensintervallerne for de triplikate vækstforsøg.

Tabel 4-5: Eftervækstpotentialer. Tabellen viser de højeste kimtal_{21°C} der blev observeret i de forsøg hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15°C. Resultaterne er angivet som geometriske middelværdier med angivelse af 95% konfidensinterval. n=3, Slangerup dog n=5.

	Kimtalt på gærestrakt agar (kim/ml/10 ³)		Kimtalt på Kings Agar B (kim/ml/10 ³)		Kimtalt på R2A Agar (kim/ml/10 ³)	
	Geo. Mid.	95% konfidens interval	Geo. Mid.	95% konfidens interval	Geo. Mid.	95% konfidens interval
Slangerup	0,95	0,4 - 2,3	0,044	0,005 - 0,4	27	18 - 41
Rørvig 1	*120	76 - 190	93	58 - 150	460	400 - 540
Islevbro	0,74	0,1 - 4,1	1,3	0,6 - 2,5	5,4	0,5 - 56
Kisserup	1,9	1,0 - 3,7	1,4	0,3 - 6,3	19	6,8 - 55
Ullerup	5,4	4,3 - 6,6	22	8,2 - 61	31	5,5 - 180
Studebjerg 1	490	160 - 1500	320	200 - 520	680	200 - 2300
Tisvilde	10	9 - 12	6,9	2,9 - 16	30	22 - 39
Thorsbro	13	4,2 - 42	33	12 - 91	76	45 - 130
Sjælsø	13	3,8 - 47	28	6,9 - 110	52	29 - 92
Haraldsborg	**12	2,3 - 60	100	33 - 300	100	35 - 303
Rørvig 2, rå	59	21 - 170	56	18 - 170	160	79 - 320
Rørvig 2, ren	0,28	0,13 - 0,60	0,09	0 - 5,4	130	120 - 150
Studeb.2, rå	28	14 - 56	16	3,8 - 63	160	48 - 550
Studeb.2, ren	31	5,4 - 180	14	0,18-1000	100	28 - 390

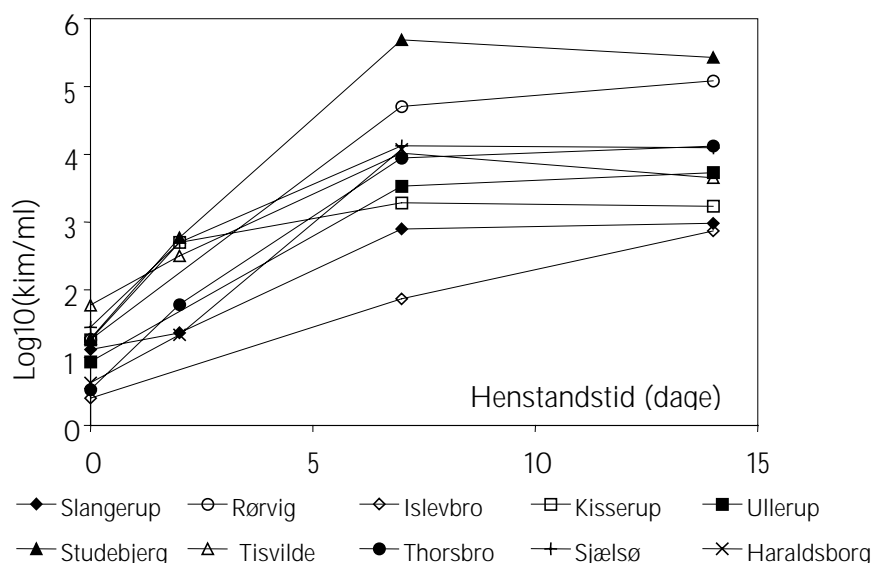
*Bestemmelse på dag 7 for Rørvig prøve 1 og 3 mislykket.

**Bestemmelse på dag 14 mislykket.

I modsætning til resultaterne fra de mikrobielle undersøgelser viser eftervæksten markante forskelle mellem værkerne. Især prøverne fra prøvetagning på Rørvig Vandværk og første prøvetagning Studebjerg Vandværker skiller sig ud ved at have højere kimaltal end de øvrige. $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ ligger signifikant højere for disse to værker end for de øvrige, vurderet ud fra konfidensgrænserne, mens der for $Kim_{KingsB21^{\circ}C}$ og $Kim_{R2A21^{\circ}C}$ også ses høje tal for Haraldsborg Vandværk. Som det ses i fodnoten til Tabel 4-5 mislykkedes analysen for $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ på dag 14. Dette skyldes fremvækst af et stort antal meget små kolonier på gærekstraktpladerne. Kolonierne kunne knap ses og kunne ikke tælles. Der er derfor nogen usikkerhed omkring $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ fra Haraldsborg Vandværk. Ved anden prøvetagning var væksten målt som $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ og $Kim_{KingsB21^{\circ}C}$ meget lav i prøverne fra Rørvig Vandværk mens de for Studebjerg Vandværk havde nogenlunde samme niveau som de øvrige værker. Målt som $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ og $Kim_{KingsB21^{\circ}C}$ ses der en god effekt af vandbehandlingen på Rørvig Vandværk, mens der er ringe effekt at se på Studebjerg Vandværk.

Med hensyn til resultaterne fra de enkeltprøver, der blev udtaget den 14. december, 1998 henvises til bilag C. Prøven fra Kisserup viste for alle kimaltal en vækst i henstandsførsøget, der var cirka 10 gange højere end ved start i det triplikate forsøg, hvorimod AOC koncentrationen var lavere. AODC og ATP var nogenlunde det samme som i det triplikate forsøg. Vækstforsøget med enkeltprøven fra Ullerup viste større vækst i $Kim_{R2A21^{\circ}C}$ og i $Kim_{PCA37^{\circ}C}$ end de triplikate prøver, hvorimod væksten i $Kim_{KingsB21^{\circ}C}$ og $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ var lavere. ATP og AODC var nogenlunde det samme som i det triplikate forsøg.

Udviklingen af $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ i vand fra de ti vandværker ses på Figur 4-6. Det fremgår, at Rørvig og Studebjerg vandværker skiller sig ud med de højeste kimaltal. På dag 7 er der knap 100 kim per ml ved 21 °C i vandet fra Islevbro, mens de resterende danner en gruppe, der efter 7 dage har nået et kimaltal på $10^3 - 10^4$ kim per ml. For de fleste af vandværkerne ser det ud til, at væksten stagnerer i løbet af forsøgsperioden, dog med undtagelse Islevbro og muligvis Haraldsborg, hvor analysen på dag 14 mislykkedes.



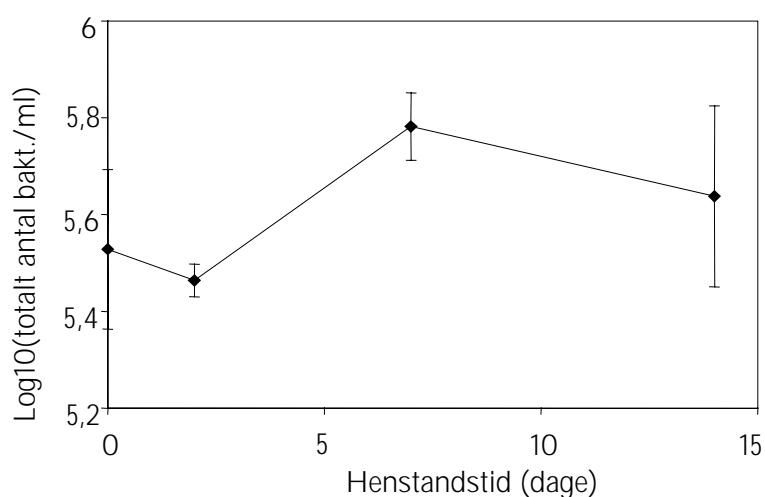
Figur 4-6: Udvikling af kimaltal $Kim_{gæreks21^{\circ}C}$ i forsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Hvert punkt repræsenterer den geometriske middelværdi af resultaterne fra tre forsøg. Resultaterne fra anden prøvetagning på Studebjerg Vandværk og Rørvig Vandværk er ikke medtaget.

De højeste værdier for totalt antal bakterier, der er opnået i vækstforsøgene, er vist i Tabel 4-6. Sammenlignet med Tabel 4- viser resultaterne en stigende tendens i løbet af forsøgsperioden i vandet fra Slangerup, Rørvig, Islevbro, Kisserup, Studebjerg, Thorsbro og Haraldsborg, men bedømt ud fra 95% konfidensintervallerne er det kun i prøverne fra Slangerup og Studebjerg, at stigningen er signifikant. Figur 4-7 viser udviklingen i totalt antal bakterier i vandet fra Studebjerg. Her ses, at der på dag syv er signifikant flere bakterier i vandet end på dag 0 og 2.

De maksimale værdier for ATP, der er opnået i vækstforsøgene, er vist i Tabel 4-6. Resultaterne fra ATP-målingerne bekræfter de høje værdier for kimtal, der blev talt i vækstforsøgene med vandet fra Rørvig og Studebjerg vandværker. Dog ses stor variation i resultaterne fra Studebjerg. Derimod kan ATP-tallene ikke bekræfte et højt kimtal i prøverne fra Haraldsborg. Der blev også målt relativt høje ATP-koncentrationer i vandet fra Kisserup, Ullerup og Slangerup.

Tabel 4-6: Eftervækstpotentiale. Højeste observerede værdier for totalt antal bakterier og ATP i de forsøg hvor prøverne henstår i 14 dage ved 15 °C. For totalt antal bakterier er resultaterne angivet som geometriske middelværdier. For ATP er resultaterne angivet som aritmetiske middelværdier. 95% konfidensintervallerne er angivet. n=3, Slangerup dog n=5.

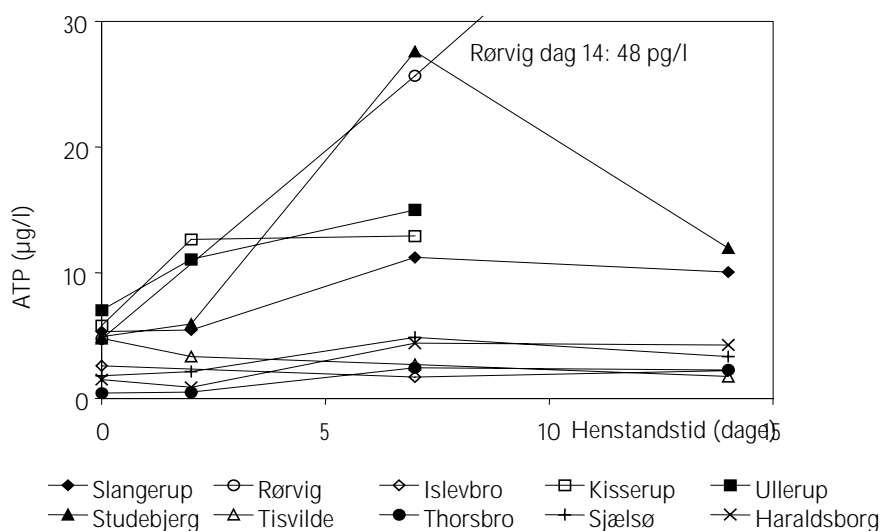
	Totalt antal bakterier (AODC) (bakterier/ml/10 ³)		Bakterielt ATP. (ng/l)	
	Geometrisk middel	95% konfidens- interval	Aritmetisk middel	95% konfidens- interval
Slangerup	150	90 – 260	11	±7,8
Rørvig	480	130 – 1850	48	±12
Islevbro	320	110 – 960	2,6	±0,7
Kisserup	340	260 – 440	13	±3,2
Ullerup	440	280 – 700	15	±6,3
Studebjerg	610	520 – 710	28	±40
Tisvilde	280	230 – 350	4,8	±1,0
Thorsbro	240	230 – 260	2,4	±2,7
Sjælsø	250	180 – 350	4,9	±5,9
Haraldsborg	210	150 – 300	4,4	±9,3



Figur 4-7: Udviklingen i totalt antal bakterier (AODC) i vandet fra Studebjerg i forsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Resultaterne er angivet som de geometriske middelværdier af de triplikate forsøg

Udviklingen af indholdet af ATP i de forskellige vandtyper under henstandsforsøget er illustreret i Figur 4-7. Figuren viser, at bl.a. Haraldsborg, Sjælsø, Thorsbro, og Islevbro ligger relativt lavt, mens de øvrige har ATP indhold, der ligger en faktor 2 til 3 højere efter en uges henstand. Alle værker på nær Islev og Tisvilde viser en stigende tendens, men kun i vandet fra Rørvig og Slangerup er stigningen signifikant bedømt ud fra 95% konfidensintervallerne. Rørvig og Studebjerg skiller sig ud med højere ATP indhold end de øvrige. Der ser ud til at være en tendens til med undtagelse af vandet fra Tisvilde, at de prøver, der indeholder mest ATP fra start, også er de prøver, hvor de største stigninger observeres.

Bestemmelse af $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ gav meget spredte resultater, hvilket betyder, at det ikke giver mening at bestemme gennemsnit eller konfidensintervaller. I stedet er der i Tabel 4-7 vist de højeste kimtal, der blev observeret i de enkelte flasker. Antallet af dage efter forsøgets start, hvor det højeste kimtal blev observeret i de enkelte flasker, er angivet i parentes. Ved sammenligning med kimtal $_{21^\circ\text{C}}$ (Tabel 4-5) ses der ikke umiddelbart nogen sammenhæng. F.eks. ses der ikke høje $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vandet fra Rørvig eller Studebjerg, mens de er relativt høje i vandet fra Slangerup.



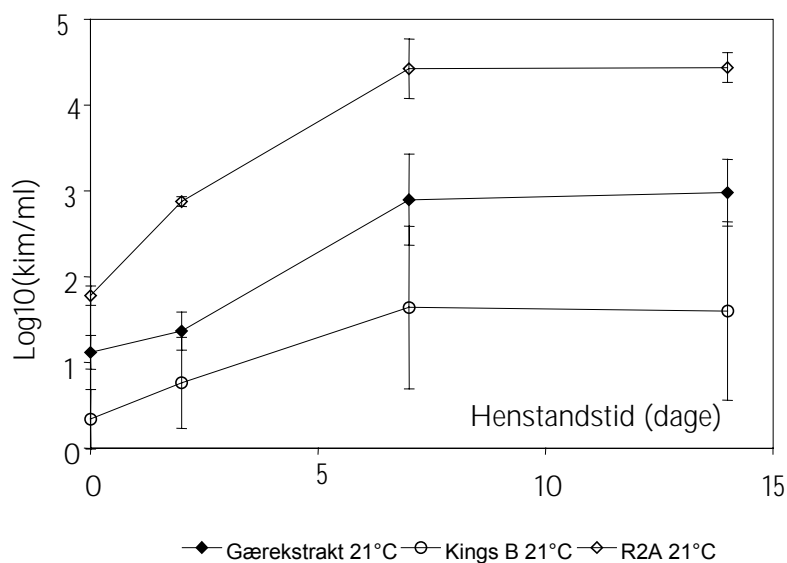
Figur 4-8: Udviklingen i ATP i forsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Resultaterne er angivet som de aritmetrisk (ikke logarimerede data) gennemsnit af triplikate forsøg.

Tabel 4-7 Kimtal₃₇ fra de forsøg hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. For hver enkelt prøve er det højeste kimtal, der blev observeret i forsøgsperioden, angivet. I parentes er den dag, hvor det højeste kimtal blev observeret, angivet.

	Kimtal _{gæreks37°C} (kim/ml)									
	Prøve 1		Prøve 2		Prøve 3		Prøve 4		Prøve 5	
Slangerup	123	(14)	29	(14)	2	(14)	4	(14)	1	(-)
Rørvig	11	(14)	33	(7)	129	(14)	prøver ikke udtaget			
Islevbro	4	(14)	14	(14)	23	(14)				
Kisserup	4	(14)	8	(14)	14	(14)				
Ullerup	*	*	*	*	*	*				
Studebjerg	75	(7)	5	(7)	3	(2,7)				
Tisvilde	15	(7)	15	(14)	20	(2)				
Thorsbro	53	(7)	310	(7)	4400	(7)	prøver ikke udtaget			
Sjælsø	320	(14)	280	(14)	300	(14)				
Haraldsborg	2100	(7)	3	(14)	5	(14)				
	Kimtal _{PCA37°C} (kim/ml)									
	Prøve 1		Prøve 2		Prøve 3		Prøve 4		Prøve 5	
Slangerup	47	(14)	480	(14)	18800	(14)	260	(14)	111	(14)
Rørvig	2	(7)	17	(7)	99	(14)	prøver ikke udtaget			
Islevbro	<1		2	(14)	<1					
Kisserup	2	(7)	3	(14)	8	(14)				
Ullerup	100***	(14)	16	(7)	4**	(2)				
Studebjerg	52	(7)	2	(7,14)	2	(7,14)				
Tisvilde	15	(7)	14	(7)	10	(0)				
Thorsbro	7	(7)	460	(14)	3700	(7)	prøver ikke udtaget			
Sjælsø	310	(14)	150	(14)	350	(14)				
Haraldsborg	2000	(7)	2	(2,7)	4	(7)				

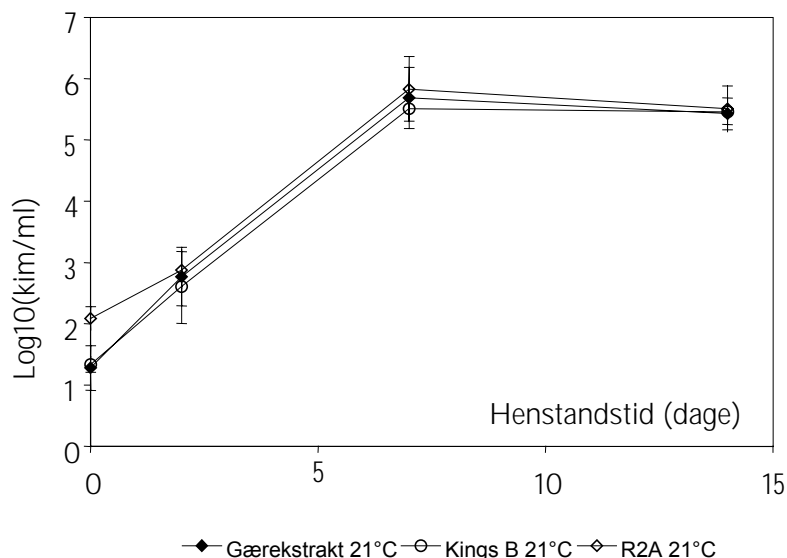
* analyse mislykkedes dag 7 og 14. ** analyse mislykkedes dag 14. ***mislykket dag 7

Forholdet mellem de forskellige mikrobiologiske parametre, der er bestemt i løbet af vækstofforsøget, illustreres bedst ved at se på nogle vækstforløb for enkelte vandværker. I de følgende kurver vises de geometriske gennemsnit og 95% konfidensintervaller som beskrevet i afsnit 3.1.3.



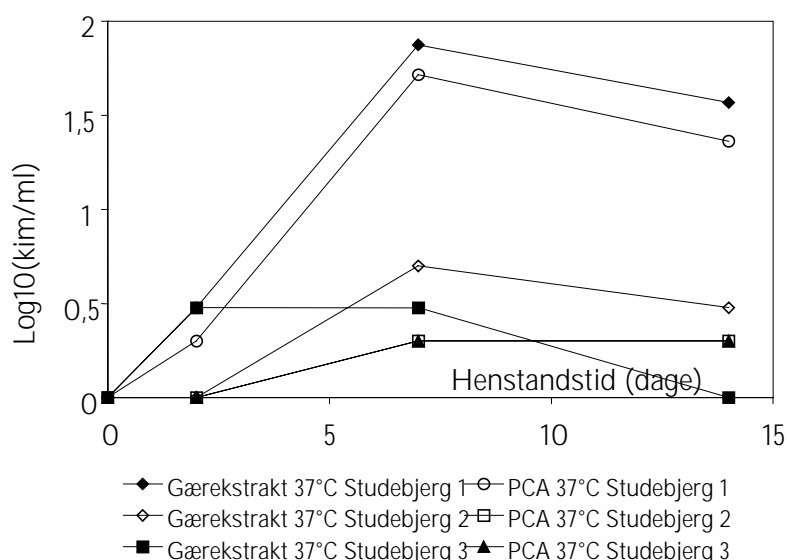
Figur 4-9: Vækst af kim_{21°C} i vand fra Slangerup Vandværk i vækstofforsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Resultaterne er angivet som de geometriske gennemsnit af triplikate forsøg med angivelse af 95% konfidensintervaller.

På Figur 4-8 ses udviklingen af $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ i flasker med vand fra Slangerup Vandværk. Slangerup er et eksempel, hvor der er relativ stor og signifikant forskel mellem $\text{kim}_{\text{R2A}21^\circ\text{C}}$ og de to øvrige metoder. $\text{Kim}_{\text{gæreks}21^\circ\text{C}}$ ligger omkring en faktor 10 højere end $\text{kim}_{\text{KingsB}21^\circ\text{C}}$, men den store variation mellem de tre flasker betyder, at man ikke på baggrund af konfidensintervallerne kan afgøre om der er signifikant forskel mellem resultaterne fra de to metoder.



Figur 4-10: Udvikling i $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ i vand fra Studebjerg Vandværk i vækstforsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Resultaterne er angivet som de geometriske gennemsnit af triplikate forsøg med angivelse af 95% konfidensintervaller.

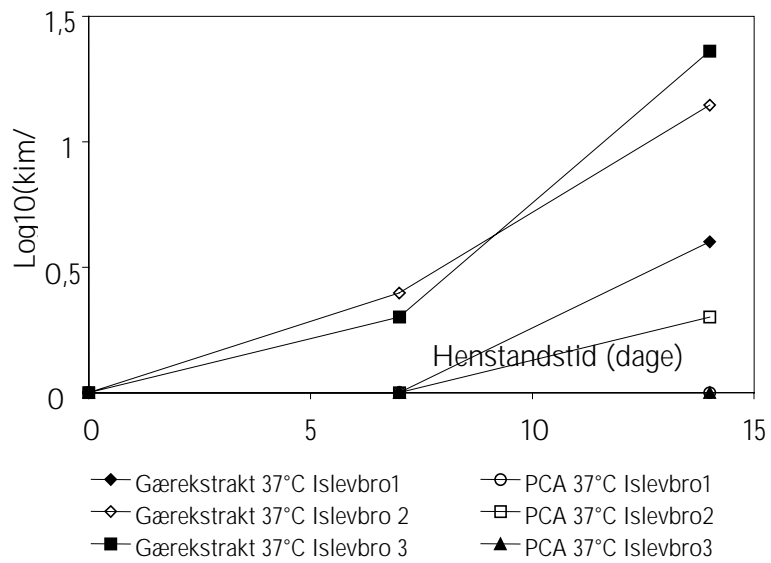
Til sammenligning ses udviklingen i $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ i vand fra Studebjerg vandværk i Figur 4-10. Her ses en hurtig vækst, og forskellene mellem de tre metoder ser ikke ud til at være signifikante.



Figur 4-11: Udvikling i $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vand fra Studebjerg Vandværk i vækstforsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Resultaterne er angivet som log_{10} til resultaterne fra hver enkelt flaske i de triplikate forsøg.

På Figur 4-11 ses forløbet af væksten af $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vand fra Studebjerg Vandværk. Resultaterne er ikke afbildet som gennemsnit, men som log_{10} til de rå måleresultater. Figuren viser, at væksten stagnerer i

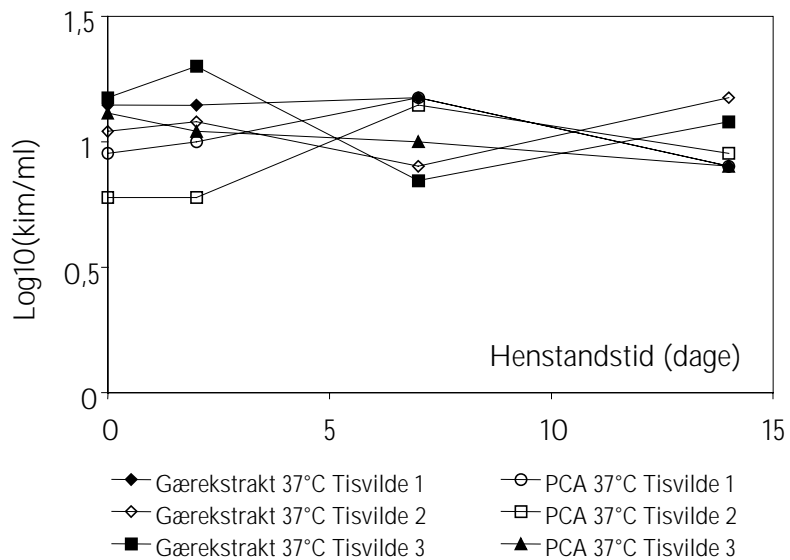
forsøgsperioden. Der er god overensstemmelse mellem de to metoder, men stor forskel mellem de tre vandprøver.



Figur 4-12: Udvikling i $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vand fra Islevbro Trykpumpe i forsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15°C . Resultaterne er angivet som \log_{10} til resultaterne fra hver enkelt flaske i de triplikate forsøg.

I modsætning hertil ses på Figur 4-12 at væksten af $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vand fra Islevbro endnu ikke er nået ind i den stationære fase, som ellers er det typiske for undersøgelsen.

I vandet fra Tisvilde Vandværk var udviklingen i $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ usædvanlige. Figur 4-13 viser dels de høje startkoncentrationer og dels, at der ikke sker en signifikant vækst i løbet af forsøgsperioden.



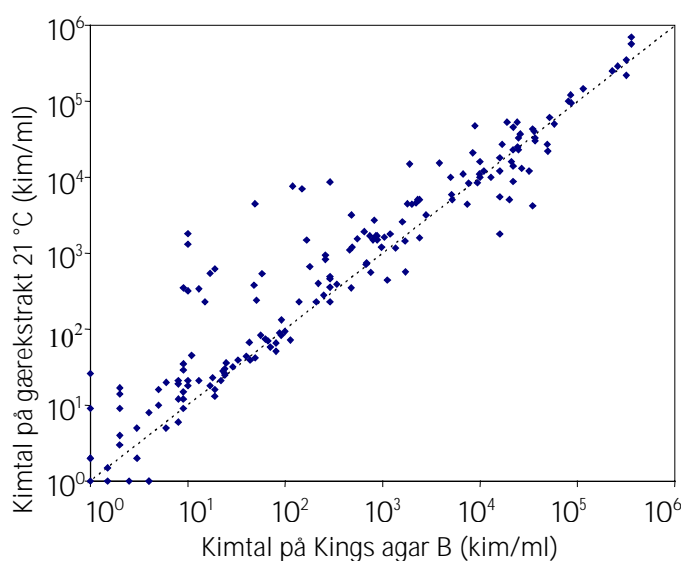
Figur 4-13: Udvikling i $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vand fra Tisvilde Vandværk i forsøgene hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15°C . Resultaterne er angivet som \log_{10} til resultaterne fra hver enkelt flaske i de triplikate forsøg.

4.5 Sammenligning af metoder til kvantitativ bestemmelse af bakterier.

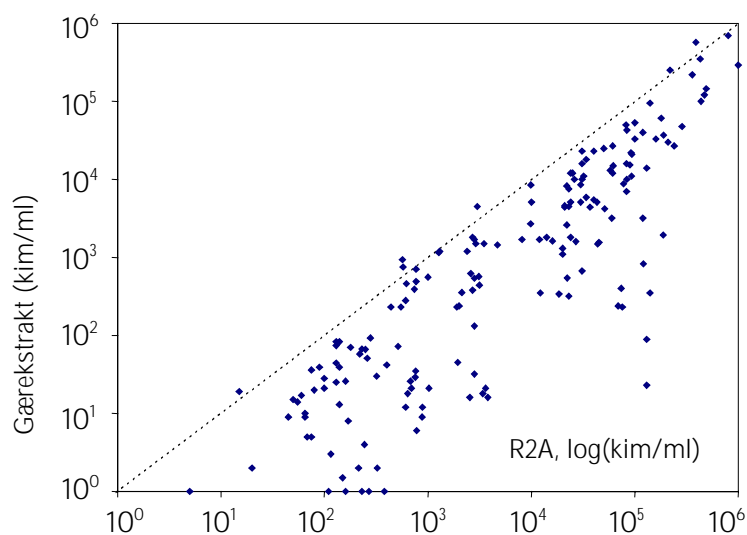
Det store antal kimtalsanalyser, der er gennemført med forskellige metoder på de samme prøver, giver mulighed for sammenligning af metoderne. På Figur 4-14 ses sammenhængen mellem $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$. Hvert punkt viser samvarende værdier for $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$ i alle de tilfælde, hvor en prøve er analyseret for begge. De fleste punkter på figuren ligger over den stiplede linie, der har hældningen 1, hvilket viser, at der er flere bakterier, der kan vokse på gækstraktagar end på Kings agar B. En parret 2-sidet t-test på \log_{10} transformerede kimal viste, at der er forskel på de to metoder på 0,1% niveauet ($n=173$). Den gennemsnitlige forskel på de to $\log(10)$ transformerede datasæt er 0,24 svarende til, at gækstraktagar i gennemsnit tillader fremvækst af 75% flere bakterier end Kings agar B. Afvigelsen synes især at ligge i området mellem 100 $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ per ml til 10000 $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ per ml. Resultatet er umiddelbart i modstrid med en sammenligning udført af Miljøstyrelsen (2001), hvor det blev fundet, at der ikke var forskel på resultaterne fra de to analyser. Miljøstyrelsens undersøgelse viser også tendens til, at der i området over 100 $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ per ml forekommer relativt mange høje kimal $\text{gæreks21}^\circ\text{C}$ (Fig. 2.3 i Miljøstyrelsen, 2001), og da resultaterne fra denne undersøgelse generelt ligger på et langt højere niveau, skal forklaringen modstriden mellem de to undersøgelser sandsynligvis findes her.

Figur 4-15 viser sammenhængen mellem $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{R2A21}^\circ\text{C}}$. Her ses at R2A agar tillader fremvækst af flere bakterier end gækstrakt agar. T-testen viste, at metoderne er signifikant forskellige på 0,1% niveauet ($n=174$), og at den gennemsnitlige forskel på de to \log transformerede datasæt er 0,92 svarende til, at der i gennemsnit vokser godt 8 gange flere bakterier frem på R2A end på gækstraktagar. I forhold til Kings agar B vokser der 14 gange så mange bakterier på R2A.

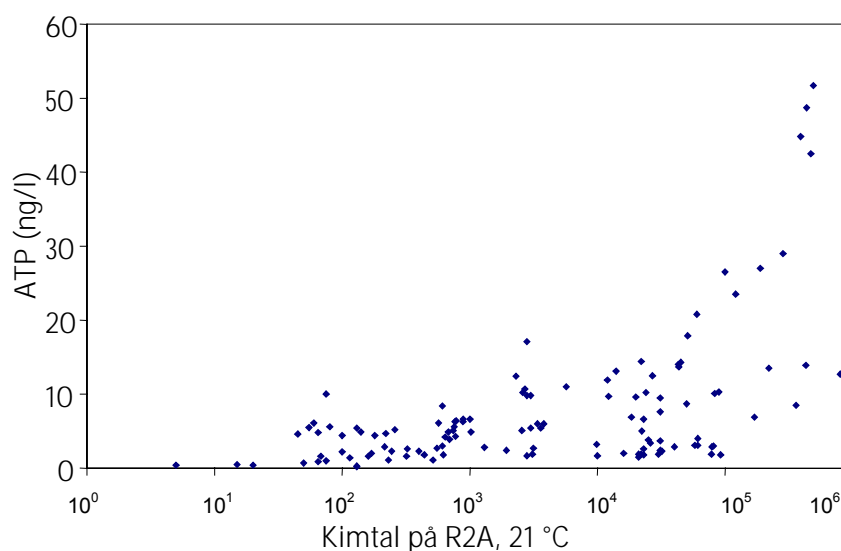
Ved sammenligning af $\text{kim}_{\text{gæreks37}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{PCA37}^\circ\text{C}}$ viste t-testen, at der var signifikant forskel på 0,1% niveauet ($n=133$). Gækstrakt tillader i gennemsnit fremvækst af cirka 25% flere kolonier end PCA.



Figur 4-14: Sammenligning af metoderne til bestemmelse af $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$. Hvert punkt repræsenterer samvarende resultater fra alle prøver, der er analyseret for begge parametre.

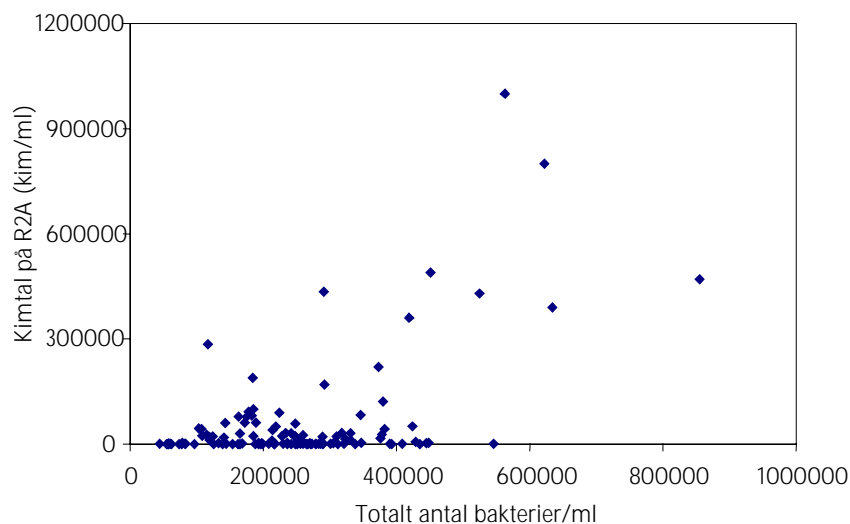


Figur 4-15: Sammenligning af metoderne til bestemmelse af $\text{kim}_{\text{gærekstrakt } 21^{\circ}\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{R2A } 21^{\circ}\text{C}}$. Hvert punkt repræsenterer samvarende resultater fra alle prøver, der er analyseret for begge parametre.



Figur 4-16: Sammenligning af metoderne til bestemmelse af ATP og $\text{kim}_{\text{R2A } 21^{\circ}\text{C}}$. Hvert punkt repræsenterer samvarende resultater fra alle prøver, der er analyseret for begge parametre.

Figur 4-16 viser sammenhængen mellem indholdet af ATP og $\text{kim}_{\text{R2A } 21^{\circ}\text{C}}$ i alle de prøver, der er analyseret for begge parametre. Figuren viser, at der er en svag tendens til, at ATP stiger med stigende kimal, men der er ikke en entydig sammenhæng. ATP indholdet ved kimal < 50 kim/ml er meget lavt, ved kimal $<$ cirka 2000 er ATP indholdet under 10 ng/l. Ved højere kimal ses der en stor variation i forholdet mellem kimal og ATP, således er der prøver med kimal helt op til 100000 kim/ml, hvor der måles et lavt indhold af ATP.



Figur 4-17: Sammenligning af metoderne til bestemmelse af $\text{kim}_{R2A21^{\circ}\text{C}}$ og totalt antal bakterier (AODC). Hvert punkt repræsenterer samhørende resultater fra alle prøver, der er analyseret for begge parametre.

Figur 4-17 viser en sammenligning mellem metoderne til bestemmelse af $\text{kim}_{R2A21^{\circ}\text{C}}$ og totalt antal bakterier i alle de prøver der er analyseret for begge parametre. Der ses ikke tydelig sammenhæng mellem de to metoder.

4.6 Legionella

Der blev gennemført analyser for *Legionella* i vandprøverne udtaget på Kisserup, Ullerup, Studebjerg, Tisvilde, Thorsbro, Sjælsø og Haraldsborg Vandværker. Der blev endvidere udtaget et ekstra sæt prøver til undersøgelse af mulighederne for opvækst af *Legionella* i vandet. Sidstnævnte henstod ved 15 °C i 14 dage.

Der ikke blev fundet *Legionella* (ikke tilstede i 1 liter) i nogen af de analyserede prøver. De prøver, der henstod, blev derfor ikke analyseret.

5 Diskussion af resultater

5.1 Vandkemi

Der er udtaget vandprøver på ti vandværker beliggende i København og Nordsjælland. Hårheden af vandet fra undersøgte vandværker ligger højt i forhold til landet som helhed, hvilket ikke er overraskende, når vandværkernes placering tages i betragtning. Det sammen gælder for permanganattallet, mens niveauet af de øvrige kemiske parametre er nogenlunde dækkende for landet som helhed. Undersøgelsen er en begrænset undersøgelse, der ikke dækker alle vandtyper i Danmark.

5.2 Mikrobiel undersøgelse.

Det generelle billede af vandet fra de ti undersøgte vandværker er, at der er tale om drikkevand af god mikrobiel kvalitet, der overholder drikkevandsbekendtgørelsens krav. Kun vandet fra Tisvildeleje overholder ikke kravene til $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{PCA37}^\circ\text{C}}$. Forklaringen kan være, at værket er dimensioneret til at forsyne sommerhusområderne, der har et stort forbrug i sommermånedene. Prøverne er udtaget uden for turistsæsonnen, hvor forbruget er lille. Dermed bliver opholdstiden lang i vandværket, hvilket giver mulighed for opvækst af bakterier.

Når de forskellige metoder til bestemmelse af $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ sammenlignes, ses det, at $\text{kim}_{\text{R2A21}^\circ\text{C}}$ giver resultater, der ligger cirka 8 gange højere end $\text{kim}_{\text{gæreks21}^\circ\text{C}}$ som igen er cirka 75% højere end $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$. Dette er som forventet, da R2A er et næringsfattigt substrat, der er beregnet til at bestemme bakterier i prøver fra næringsfattige miljøer. Desuden anvendes overfladeudsæd i denne analyse i modsætning til de to øvrige metoder, hvor der anvendes dybdeudsæd. For nogle prøvers vedkommende er forskellen mellem $\text{kim}_{\text{R2A21}^\circ\text{C}}$ og de to andre metoder ved 21 °C meget stor. Således ligger $\text{kim}_{\text{R2A21}^\circ\text{C}}$ 500 gange højere end $\text{kim}_{\text{KingsB21}^\circ\text{C}}$ i prøven fra Kisserup.

Det totale antal af bakterier i vandet fra alle vandværker lå fra $6,5 \cdot 10^4$ til $4,4 \cdot 10^5$ bakterier per ml. Dette stemmer overens med Rygaard Jensen (1996), der har fundet tilsvarende værdier, $1,2 \cdot 10^5$ til $2,1 \cdot 10^5$ bakterier per ml, i drikkevand fra Baunehøj Vandværk. I den internationale litteratur er der rapporteret om lignende antal bakterier bestemt ved direkte tællinger. Jaeggi og Smidt-Lorenz (1988), Gibbs et al. 1993 finder, at det totale antal bakterier i drikkevand ligger lidt over 10^5 bakterier per ml.

Indholdet af ATP i vandet fra de ti vandværker lå mellem 0,4 ng/l og 7,0 ng/l. Under antagelse af at der er 1 pmol ATP per $3,0 \cdot 10^6$ bakterier (Balkwill et al. 1988) og en molvægt for ATP på 549 g/mol, svarer det til et bakterieantal på mellem $2,2 \cdot 10^3$ og $3,8 \cdot 10^4$ bakterier per ml, hvilket som forventet ligger mellem resultatet fra kintalsbestemmelserne og resultatet fra bestemmelserne af totalt antal bakterier. Resultaterne stemmer overens med resultater opnået af van der Kooij et al. (1992), der har fundet ATP indhold mellem 1 og 23 ng/l. Derimod har Stutz et al. (1986) rapporteret om værdier for ATP i drikkevand fra Berlin på

omkring $0,1 \cdot 10^{-15}$ mol/ml svarende til 0,06 ng/l, altså noget lavere end der er fundet i denne undersøgelse.

5.3 AOC og NVOC

Hver prøve (1,1 l), der er udtaget på de ti vandværker, er blevet delt i tre. Den ene af de tre prøver, cirka 50 ml, er blevet analyseret for NVOC. Den anden prøve, cirka 525 ml, er anvendt til bestemmelse af AOC, og den tredje prøve, cirka 525 ml, er anvendt til vækstforsøg.

NVOC-indholdet i drikkevandsprøverne lå mellem 1,1 mg/l og 5,2 mg/l. Sammenlignet med NVOC indholdet i dansk drikkevand generelt afviger de undersøgte vandtyper ikke fra, hvad der normalt findes (Figur 2-1), men der er en overvægt af prøver med NVOC indhold på 3 mg/l og derover. Resultaterne fra NVOC analyserne giver derfor ikke anledning til bekymring for mikrobiel eftervækst.

Indholdet af AOC i de ti drikkevandstyper fremgår af Tabel 4-4. Seks af værkerne ligger under 10 µg/l, hvorunder drikkevandet ofte anses for at være biologisk stabilt (van der Kooij og Veenendaal 1995). Kisserup og Ullerup ligger i en mellemgruppe med AOC-koncentrationer på 27 µg/l og 20 µg/l, mens Rørvig ligger på 24 - 39 µg/l. Disse 3 værker ligger over 10 µg/l, hvilket indikerer, at der kan være en risiko for eftervækst i ledningsnettet. Endelig viser resultaterne fra Studebjerg meget stor variation, mellem 8,4 - 660 µg/l. Der er ikke identificeret gode forklaringer på den variation, der kan observeres på analyseresultaterne mellem prøvetagningsdagene fra vandet fra Studebjerg Vandværk.

Resultaterne er i overensstemmelse med resultater fra undersøgelser i Holland. van der Kooij (1992) fandt, at AOC koncentrationerne i færdigbehandlet hollandsk drikkevand typisk lå mellem 1 µg/l og 57 µg/l for det drikkevand der er produceret fra overfladevand, og mellem 1 µg/l og 20 µg/l for det drikkevand, der er produceret fra grundvand.

AOC-koncentrationen, der blev bestemt i vandet fra Studebjerg ved første prøvetagning, er høj, og er sammenligneligt med det indhold af AOC, der kan findes i eutrofe søer (Jørgensen, 2000). Set i forhold til NVOC udgør AOC-indholdet cirka 16%, hvilket også er højt, og det indikerer, at der er tale om organisk stof, der ikke har gennemgået den naturlige nedbrydningsproces ved passage gennem jordlagene. En anden forklaring kan være, at der er tale om en analytisk fejl, men der er ikke andre tegn på, at der er lavet fejl undervejs, da prøverne er analyseret parallelt med prøverne fra Tisvilde, som har et lavt AOC-indhold. Derudover er indholdet højt i alle de triplikate prøver, hvilket betyder, at den samme fejl skulle være begået i alle tre tilfælde. Endelig understøttes det høje AOC-indhold til en vis grad af vækstforsøgene, der også viser høj vækst. Prøvetagningen er foretaget ensartet efter DS 2250 af samme person på alle de vandværker, der indgår i undersøgelsen (se afsnit 3.2.2), og der er ingen umiddelbart grund til at tro, at der er begået fejl ved prøvetagningen. Derfor er det sandsynligt, at der har været et relativt højt indhold af let nedbrydeligt organisk stof i vandet fra Studebjerg på analysetidspunktet.

Returskylning af filtrene kan muligvis give variationer i AOC indholdet i det behandlede vand. På Studebjerg Vandværk returskylles filtrene hver 5te eller 6te dag. Begge prøveudtagninger er foregået midt mellem returskylningerne, så dette kan ikke give en forklaring på den store variation.

I AOC bestemmelserne var det som regel *Spirillum sp.* NOX, der voksede op til de højeste antal, og den bidrog som regel også med den største andel af det samlede AOC-indhold (Figur 4-4). Dette resultat er i overensstemmelse med van der Kooij (1992), som finder, at dette gælder både for drikkevand, der er produceret fra overfladevand og grundvand. I van der Kooij's undersøgelse bestod vandbehandlingen for grundvandet vedkommende som regel af beluftning og hurtig sandfiltrering, hvilket svarer til vandbehandlingen på vandværkerne, der blev undersøgt i dette studium.

Forholdet mellem væksten af *Ps. fluorescens* P17 og *Spirillum sp.* NOX kan anvendes til en generel karakteristik af det nedbrydelige organiske stof, der findes i vandet, da *Ps. fluorescens* P17 og *Spirillum sp.* NOX foretrækker forskellige substrater. Baseret på væksten af de to stammer er det sandsynligt, at en væsentlig del af det organiske stof i de undersøgte drikkevandstyper består af små carboxylsyrer. På Studebjerg, hvor *Ps. fluorescens* P17 giver langt det største bidrag, er det sandsynligt, at der også er kulhydrater, aminosyrer og aromatiske syrer tilstede.

Sammenhængen mellem AOC og NVOC fremgår af Figur 4-1. De høje AOC-værdier opnås kun ved højt NVOC-indhold (> 2,5 mg/l), men et højt indhold af NVOC er ikke ensbetydende med, at AOC-indholdet er højt. Derimod observeres altid et lavt indhold af AOC, når indholdet af NVOC er lavt. van der Kooij (1992) fandt en lignende men dog mere tydelig lineær sammenhæng for DOC og AOC i drikkevand produceret fra grundvand, med et gennemsnitligt forhold mellem AOC og DOC på 0,14%. I denne undersøgelse var forholdet 0,39%, noget højere, men dog i samme størrelsesorden.

Effekten af vandbehandling på indholdet af AOC og NVOC på Rørvig og Studebjerg vandværker kan ses i Tabel 4-. På begge værker ses et signifikant fald i indholdet af NVOC. På Studebjerg Vandværk er AOC-indholdet uændret efter vandbehandling, mens der kan observeres en signifikant stigning på Rørvig Vandværk. Det er forventeligt, at vandbehandlingen nedsætter indholdet af organisk stof, men der skal kun ske en lille ændring i sammensætningen af det organiske stof i retning af større nedbrydelighed, for at give en målelig stigning i AOC. Der er således ikke nogen modstrid mellem et fald i NVOC og en stigning i AOC.

Stigningen i AOC ved Rørvig Vandværk kunne skyldes autotrof produktion af organisk stof (se afsnit 2.1.2). Sammenligning af koncentrationen af CH₄ og H₂S i det beluftede råvand og i det rensede vand fra Rørvig Vandværk (se bilag D) giver ikke mistanke om autotrof aktivitet, der kan bidrage til det forhøjede AOC. Det samme gælder for jern, mens ammonium oxidation ikke kan udelukkes som en kilde til AOC, da indholdet er ukendt.

Der var en vis sammenhæng mellem den mikrobielle undersøgelse af drikkevandsprøverne og indholdet af AOC (Figur 4-5). Ved meget lave AOC-koncentrationer ses en sammenhæng mellem AOC og kim_{21°C}, men over 5-10 µg/l havde AOC-indholdet ingen betydning for kimtallet. Det ses tydeligst for kim_{R2A21°C}. Kim_{R2A21°C} synes at være det af kim_{21°C}, der giver de mest nuancerede resultater. Meget lave kim_{R2A21°C} (<100 kim/ml) indikerer et lavt AOC-indhold, mens man ikke kan sige noget om AOC-indholdet ved kim_{R2A21°C} >100 kim/ml.

5.4 Eftervækstpotential e bestemt med kimal , AODC og ATP i vækstforsøg

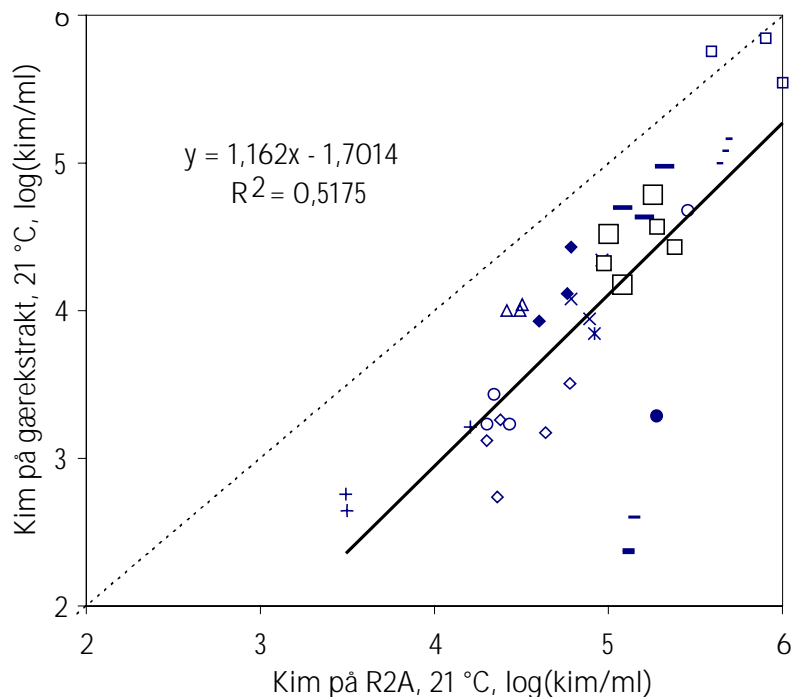
Der er gennemført vækstforsøg med drikkevand fra ti udvalgte vandværker. Fra hvert vandværk er der udtaget 3 prøver, der har stået ved 15 °C i 14 dage. På dag 0, 2, 7 og 14 er der udtaget prøver til bestemmelse af kimal ved 21 °C på tre agartyper: gærekstrakt agar, Kings agar B og R2A, og kimal ved 37 °C på to agartyper: gærekstrakt agar og PCA. Endvidere er der talt totalt antal bakterier i mikroskop (AODC) og bestemt bakterielt ATP.

Resultaterne fra vækstforsøgene viser, at der uden undtagelse sker en stigning i antallet af bakterier bestemt som kimal (Tabel 4-4). For syv af vandværkerne voksede $\text{kim}_{R2A21^{\circ}\text{C}}$ op til mellem $5,4 \cdot 10^3$ kim/ml og $76 \cdot 10^3$ kim/ml. De resterende lå på $100 \cdot 10^3$ kim/ml eller derover. Den største vækst, der blev observeret, var $6,8 \cdot 10^5$ kim/ml på R2A-agar. Resultaterne er i overensstemmelse med, hvad der er rapporteret i litteraturen. Dette ses ved sammenligning af Tabel 4-5 med Tabel 5-1, der indeholder resultaterne fra en række udenlandske undersøgelser af eftervæksten i drikkevand.

Tabel 5-1: Litteraturværdier for kimal i drikkevand efter henstand eller ophold i ledningsnet.

Råvand	Forsøgsomstændigheder			Metode til kimalbestemmelse				Kimal efter henstand ($10^3/\text{ml}$)	Klor
	Forsøgs opstilling	Henstand (dage)	T. ($^{\circ}\text{C}$)	Agar	Udsæd	Inkubation (dage)	T. ($^{\circ}\text{C}$)		
¹⁾ flodvand	flasker	4 og 25	15	Næringsfat.	Overflade	4	20	20-80	-
²⁾ blandet overfladevand og grundvand	tank, 420 m ³	14	?	Næringsrig	Dybdeudsæd	2	20	2	?
³⁾ søvand	blinde rør i ledningsnet	14	7 – 28	PCA/10 Næringsfat.	Overflade	14	20	1-50	?
³⁾ søvand	ledningsnet	Efter 12 km transport		PCA/10 Næringsfat.	Overflade	14	20	1,1	?
⁴⁾ eutroft reservoir	ledningsnet	?	?	Gærekstrakt	?	?	?	1 – 5	+
⁵⁾ fra infiltrations anlæg	ledningsnet	?	?	R2A	Membranfiltrering	8	20	0,03-22	+

1) Dott 1983, 2) Schonen 1986, 3) Jaeggi and Schmidt-Lorenz 1988, 4) Gibbs et al. 1993, 5) Payment et al. (1988)



Figur 5-1: Sammenligning af eftervækst af $\text{kim}_{\text{gærekstrakt } 21^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{R2A } 21^\circ\text{C}}$ i vækstforsøgene hvor vandprøverne henstod i 14 dage ved 15 °C. Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjølsø anlæg 2 (♦), Tisvilde (Δ), Slangerup (○), Haraldsborg (v), Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Rørvig 2 råvand (-), Ullerup (●), Sjølsø anlæg 1 (S), Studebjerg (o), Studebjerg 2 råvand (o), og Studebjerg 2 rent vand (o).

Sammenligning med disse undersøgelser skal dog ses i lyset af, at der anvendes forskellige metoder til bestemmelse af kimtal, at undersøgelserne er gennemført i forskellige systemer, og at der er tale om forskellige typer af råvand. I alle undersøgelser er udgangspunktet drikkevand med lave kimtal, og der synes i alle tilfælde tale om en stigning i kimtallet.

På Studebjerg Vandværk havde vandbehandlingen ingen tydelig effekt på den vækst, der observeredes i vækstforsøgene. Det hænger godt sammen med, at der ikke skete ændringer i indholdet af AOC. Resultaterne fra Rørvig Vandværk var tvetydige da væksten af $\text{kim}_{\text{gærekstrakt } 21^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{KingsB } 21^\circ\text{C}}$ var lavere i det behandlede vand end i råvandet, mens dette fald ikke blev observeret for $\text{kim}_{\text{R2A } 21^\circ\text{C}}$ og AOC-indholdet i det behandlede vand var forhøjet. Forskellene kunne skyldes tilstedeværelse af klor i vandet, men Rørvig Vandværk har oplyst, at der ikke klores.

Der er rimelig overensstemmelse mellem eftervæksten bestemt ved hjælp af de tre metoder til bestemmelse af kimtal ved inkubation ved 21 °C. Figur 5-1 viser sammenhængen mellem eftervæksten bestemt ved $\text{kim}_{\text{gærekstrakt } 21^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{R2A } 21^\circ\text{C}}$ i henstandsforsøgene, hvor prøverne stod ved 15 °C i 14 dage. Hvert punkt på figuren repræsenterer resultater fra samme prøveudtagning, men i tilfælde hvor de højest observerede kimtal ligger på forskellige tidspunkter, er der tale om resultater fra forskellige tidspunkter. Det ses, at $\text{kim}_{\text{R2A } 21^\circ\text{C}}$ er højere end $\text{kim}_{\text{gærekstrakt } 21^\circ\text{C}}$. Dette er forventet, da R2A-agaren er sammensat, så der kan vokse flere forskellige typer af bakterier frem, end der kan på gærekstrakt (Figur 4-14). Den lineære regression af de \log_{10} transformerede data giver en R^2 -værdi på 0,52, hvilket er forholdsvis lavt, men det skyldes hovedsageligt, at der blev observeret meget lav vækst på gærekstrakt i

prøverne fra af det rene vand fra anden prøvetagning på Rørvig Vandværk . R^2 -værdien er 0,77 mellem gærekstrakt og Kings agar B, mens den er lav 0,29 mellem Kings agar B og R2A.

Generelt var $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ lave, og sammenlignet med $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ var der større variationer. Det er positivt, at $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ var lave, da kravene til drikkevand er strengere for $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ end det er for $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$. Årsagen er, at kun få bakterier er istand til både at vokse ved de 15 °C, der er i prøverne under forsøget, og de 37 °C, der er, når bakterierne vokser op på agarpladerne i forbindelsen med analysen. I sammenligning med $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ er $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ ikke anvendelig til vurdering af eftervækstpotentialer i drikkevand. Undersøgelsen viser dog, at der i nogle tilfælde er et eftervækstpotentialer for $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i vandet, der er tilstrækkelig til, at drikkevandskravene kan overskrides. (se Tabel 3-1). Dette betyder, at et forhøjet $\text{kim}_{37^\circ\text{C}}$ i drikkevand ikke nødvendigvis skyldes en udefra kommende forurening, men kan skyldes resultatet af en eftervækst.

Væksten i kimtal i vækstofforsøgene kan være udtryk for to ting. Enten en reel stigning i antallet af bakterier som følge af nedbrydning af det tilgængelige organiske stof, eller at tilstedeværende inaktive bakterier "vækkes", og overgår fra en ikke dyrkbar til en dyrkbar tilstand. Hvis der er tale om en reel stigning af bakterier, skulle dette afspejles i en tilsvarende vækst i det totale antal bakterier, der både repræsenterer de dyrkbare og de ikke dyrkbare bakterier, forudsat at antallet af døde bakterier (som også tælles med) ikke ændres.

Bestemmelserne af totalt antal bakterier (AODC) indikerer, at der er tale om en reel vækst i antallet af bakterier i vækstofforsøgene med vand fra den første prøvetagning på Studebjerg Vandværk, men for de fleste vandværkers vedkommende er stigningen i kimtal til gengæld så lille og niveauet og variationen i bestemmelserne af totalt antal bakterier så stor, at stigningen i kimtal ikke kan erkendes i det totale antal bakterier. (Sammenlign Tabel 4- og Tabel 4-6). For disse vandværker kan det derfor ikke afgøres med sikkerhed, om der er tale om en reel vækst af bakterier eller om bakterierne blot skifter til at være dyrkbare. For første prøvetagning på Studebjerg og Rørvig Værker er $\text{kim}_{R2A21^\circ\text{C}}$ derimod af samme størrelsesorden som det totale antal bakterier, og netop i vandet fra Studebjerg kan der observeres en stigning i det totale antal bakterier (Figur 4-6), hvilket viser, at der i dette tilfælde, er tale om en reel stigning i antallet af bakterier. Stigningen i indholdet af ATP fra Rørvig og Studebjerg værker første prøvetagning indikerer også, at der her er tale om en reel vækst. I vandet fra Rørvig stiger ATP-indholdet 43 ng/l svarende til $2,4 \cdot 10^5$ bakterier per ml, hvilket er tæt på den observerede stigning i $\text{kim}_{R2A21^\circ\text{C}}$.

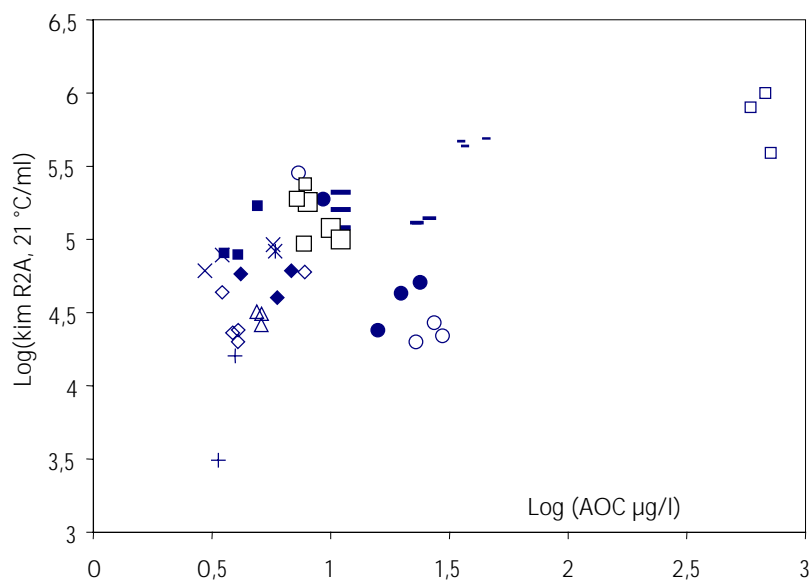
Når væksten bestemt med ATP og $\text{kim}_{21^\circ\text{C}}$ sammenlignes, ses der kun sammenhæng i de tilfælde, hvor der er tale om meget høje kimtal (data ikke vist). Det er i overensstemmelse med, at $\text{kim}_{R2A21^\circ\text{C}}$ skal være større end 10^5 kim/ml, før der sker en signifikant stigning i indholdet af ATP (Figur 4-15).

På baggrund af de gennemførte vækstofforsøg kan det konkluderes, at der findes et potentialer for eftervækst i det danske drikkevand. De bakterier, der findes i vandet, er i stand til at udnytte de kulstofkilder, der forekommer i vandet. I de gennemførte vækstofforsøg er der sandsynligvis tale om en reel vækst af bakterier.

Kim_{21°C} synes at være egnet til bestemmelse af vækstpotentiale og der er god overensstemmelse mellem de forskellige metoder (forskellige agarter). Kim_{37°C} er ikke generelt egnede til bestemmelse af eftervækstpotentiale i drikkevand, men forsøgene har vist, at væksten af kim_{37°C} i enkelte tilfælde kan medføre overskridelse af grænseværdien. Anvendelse af ATP og total antal bakterier er mindre følsomme end kim_{21°C} og giver kun signifikant udslag i de tilfælde, hvor den største vækst i kimal er observeret.

5.5 Sammenligning af AOC og NVOC med eftervækstpotentiale.

Figur 5-2 viser sammenhængen mellem væksten af kim_{R2A21°C} i de enkelte flasker i løbet af vækstforsøget, hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C, og AOC fra de sammenhørende prøver. For de vandværker, hvor AOC indholdet er mindre end 10 µg/l, ses der en svag sammenhæng mellem det maksimale antal kim, der observeres i løbet af vækstperioden, og indholdet af AOC, idet der er en tendens til stigende kimal ved stigende AOC. Når alle resultater betragtes under et, kan der ikke ses sammenhæng, idet højt AOC-indhold ikke er modsvaret af et tilsvarende højt kimal.



Figur 5-2: Logaritmisk sammenhæng mellem væksten af kim_{R2A21°C} i løbet af forsøget hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15 °C og koncentrationen af AOC. Hvert punkt repræsenterer parvise data fra prøverne udtaget på Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjælsø anlæg 2 (♦) Tisvilde (Δ), Slangstrup (◇), Haraldsborg (v) Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Rørvig 2 råvand (-), Ullevrup (•), Sjælsø anlæg 1 (Ж), Studebjerg (◊) Studebjerg 2 råvand (◊), og Studebjerg 2 rent vand (o). En Islevbroprøve udeladt.

Bestemmelse af AOC og bestemmelse af vækst ved vækstforsøgene er to forskellige metoder til bestemmelse af eftervækstpotentialet i drikkevand, der ikke nødvendigvis giver ens resultater. AOC-metoden er standardiseret ved, at der anvendes de samme bakterier i alle prøver. Det giver bedre mulighed for at sammenligne forskellige prøver indbyrdes, men til gengæld medtager den kun den del af det organiske stof, som de tilsatte bakterier kan nedbryde. Resultatet af en AOC-bestemmelse kan betragtes som et mål for substratværdien af det organiske stof, der findes i prøven. Den bakterielle vækst, der kan observeres i henstandsforsøgene, giver derimod to forskellige

oplysninger, nemlig at der findes nedbrydeligt organisk stof i vandet, men ikke hvor meget, og at der er bakterier tilstede, der kan nedbryde det.

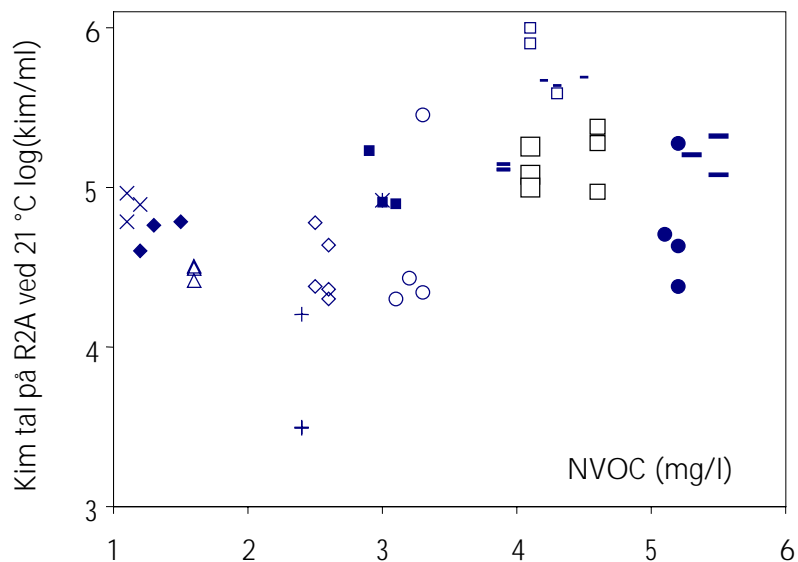
De forskelle, der kan observeres på Figur 5-2, skyldes givetvis de biologiske forskelle, der er mellem de to systemer. Der kan især peges på fire faktorer. For det første har de bakterier, der er i de to systemer, forskellige substratvalg, dvs. at P17 og NOX i AOC-testen formentlig ikke kan nedbryde de samme organiske stoffer, som de bakterier der er tilstede i vækstforsøget. Effekten heraf kan påvirke forholdet mellem de to metoder i begge retninger afhængigt af sammensætningen af det organiske stof og indholdet og diversiteten af bakterierne i vandet.

For det andet er det sandsynligt, at kun en del af de bakterier, der vokser frem under vækstforsøget, er dyrkbare på de anvendte agartyper. Effekten heraf vil i nogle tilfælde være, at væksten i vækstforsøg undervurderes på grund af den anvendte målemetode.

For det tredje kan protozoer græsse på bakterierne i vækstforsøgene og begrænse antallet af bakterier. Her tænkes ikke på sygdomsfremkaldende protozoer, men på protozoer, der forekommer naturligt i drikkevandet (Sibille et al. 1998). Dette sker ikke i AOC-bestemmelsen på grund af pasteuriseringen. Effekten heraf er, at den observerede vækst i vækstforsøget vil blive mindre. Protozoer menes normalt at kræve 10^5 bakterier/ml for at kunne vokse op (pers. com. Christensen, 2000). Det betyder, at protozoer kun vil få betydning for væksten, når indholdet af letnedbrydeligt organisk stof er stort nok til, at der vokser flere end 10^5 kim/ml op. Problemet omkring protozoer kunne løses ved at filtrere vandet, men herved indføres en usikkerhed pgra. afgivelse af AOC fra filtrene.

For det fjerde at der er risiko for vækst af bakterier på flaskernes vægge i vækstforsøgene, mens det er erfaringen, at P17 og NOX ikke vokser på flaskernes vægge. Da der kun udtages prøver fra vandfasen, kan effekten heraf være, at eftervækstpotentialet undervurderes i vækstforsøgene.

Figur 5-3 viser sammenhængen mellem eftervæksten af $\text{kim}_{R2A21^\circ\text{C}}$ i de enkelte flasker, som henstod i 14 dage ved 15°C kimtal, og NVOC fra de sammenhørende prøver. Det ses, at væksten er mindre end 10^5 kim per ml, når NVOC indholdet er mindre end 2,5 mg/l, mens væksten ofte er større en 10^5 kim per ml, når NVOC indholdet er større end 2,5 mg/l. Dette er en indikation af, at et NVOC indhold, der er mindre end 2,5 mg/l, formindsker risikoen for mikrobielt ustabil drikkevand. Den modsatte konklusion, at et højt indhold af NVOC medfører mikrobielt ustabil drikkevand, kan derimod ikke drages. Det skal nævnes, at denne sammenhæng ikke er ligeså tydelig, når NVOC sammenlignes med de højest observerede værdier af $\text{kim}_{\text{gæreks}21^\circ\text{C}}$ og $\text{kim}_{\text{KingsB}21^\circ\text{C}}$.



Figur 5-3: Logaritmsk sammenhæng mellem væksten af $\text{kim}_{R2A21^\circ\text{C}}$ i løbet af forsøgene, hvor prøverne henstod i 14 dage ved 15°C og koncentrationen af NVOC. Hvert punkt repræsenterer parvise data fra prøverne udtaget på Islevbro (+), Thorsbro (x), Sjæl sø anlæg 2 (♦), Tisvilde (Δ), Slangstrup (\diamond), Haraldsborg (∇), Kisserup (O), Rørvig (-), Rørvig 2 rent vand (-), Rørvig 2 råvand (-), Ullevrup (●), Sjæl sø anlæg 1 (⌘), Studebjerg (\circ), Studebjerg 2 råvand (\circ), og Studebjerg 2 rent vand (\circ).

Undersøgelsen har vist, at både AOC-bestemmelser og vækstofforsøg, som de er gennemført i denne undersøgelse, kan bidrage med oplysninger om drikkevandets kvalitet med hensyn til eftervækstpotentiale, som ikke kan opnås ved hjælp af almindelige kemiske analyser. Undersøgelsen siger derimod ikke noget om konsekvenserne af et højt eftervækstpotentiale i ledningsnettet. Derfor kan det ikke afgøres, hvilke af de to metoder, der er bedst til at forudsige, eftervækst ledningsnettet. Hertil vil der kræves en undersøgelse, der sammenligner forholdene i ledningsnettet med eftervækstpotentialet i det vand, der leveres fra vandværket.

5.6 Legionella

Knap 100 mennesker rammes hvert år af legionærsyge. Sygdommen skyldes smitte med bakterien *Legionella pneumophila*. I naturen findes *legionella*-bakterier udbredt i både vandløb og søer, men smitte fra naturlige lokaliteter er sjældne, da koncentrationen sjældent er tilstrækkelig høj. Derimod kan *L. pneumophila* opformeres i mange menneskeskabte systemer, hvor de rette temperaturforhold er tilstede, og dermed give anledning til smitterisiko, f.eks. i varmtvandssystemer, køletårne, befugtere og boblebad. (Statens Serum Institut 1995). Kilden til legionellabakterier i disse systemer kan være det vand, der leveres fra vandværket, forurening af vandforsyningsnettet fra overfladevand, eller forurening på den aktuelle lokalitet.

I undersøgelsen af vandet fra 7 vandværker kunne der ikke påvises *Legionella* i prøver a 1 l.

Andre undersøgelser i offentlige vandforsyningsnet har, så vidt vides, ikke ført til fund af dyrkbare *L. pneumophila*. Derimod er der få eksempler på fund *L. pneumophila* ved hjælp immunologisk baserede metoder. (States et al. 1990).

6 Konklusioner

Der er udtaget vandprøver på ti vandværker beliggende i København og Nordsjælland. Vandprøverne er blevet undersøgt mikrobiologisk, og eftervækstpotentialitet i vandet er blevet bestemt og sammenlignet med indholdet af ikke flygtigt organisk stof (NVOC). Undersøgelsens resultater kan ikke betragtes som generelle for dansk drikkevand, da den kun dækker en begrænset del af danske vandværker.

Det generelle billede af vandet fra de ti undersøgte vandværker er, at der er tale om drikkevand af mikrobiel god kvalitet, der overholder drikkevandsbekendtgørelsens krav. Kun vandet fra Tisvildeleje overholder ikke kravene til kimal.

Indholdet af kim, totalt antal bakterier, ATP og NVOC i det vand, der blev anvendt i undersøgelserne, afveg ikke fra, hvad der normalt findes i dansk og udenlandsk drikkevand indvundet fra grundvand. AOC-indholdet lå for seks af de ti vandværker under den grænse på 10 µg/l, der normalt anses for at give biologisk stabilt drikkevand. På tre vandværker lå AOC-koncentrationen mellem 20 µg/l og 40 µg/l, hvilket indikerer en risiko for eftervækst i vandet i ledningsnettet. På et vandværk blev der observeret store variationer i AOC-indholdet i prøver udtaget på forskellige dage. Der blev observeret en svag sammenhæng mellem indholdet af NVOC og AOC, idet indholdet af AOC altid var lavt, når NVOC var mindre end 2,5 mg/l. Derimod var indholdet af AOC ikke altid højt, når NVOC var større end 2,5 mg/l.

Resultaterne fra vækstforsøgene viser, at der uden undtagelse sker en stigning i antallet af bakterier bestemt som kimal. I vandet fra syv af værkerne vokser $\text{kim}_{\text{R2A21}^{\circ\text{C}}}$ til mellem $5,4 \cdot 10^3$ kim/ml og $76 \cdot 10^3$ kim/ml. I vandet fra de resterende værker lå $\text{kim}_{\text{R2A21}^{\circ\text{C}}}$ på $100 \cdot 10^3$ kim/ml eller derover. Det kan konstateres, at der findes et potentiale for eftervækst i det danske drikkevand. Vækstforsøgene indikerer, i lighed med AOC bestemmelserne, at den bakterielle vækst er forholdsmæssig lav, når NVOC er mindre end 2,5 mg/l.

De tre anvendte metoder til bestemmelse af kimal ved 21 °C er de mest følsomme til bestemmelse af eftervækstpotentialitet, og de korrelerer rimeligt med hinanden. Anvendelse af ATP og totalt antal bakterier til bestemmelse af væksten er mindre følsomme end $\text{kim}_{21^{\circ\text{C}}}$ og giver kun udslag i de tilfælde, hvor den største vækst i kimal er observeret. $\text{Kim}_{37^{\circ\text{C}}}$ er generelt ikke anvendelig til vurdering af eftervækstpotentialitet i drikkevand. Kimal ved 21 °C bestemt på gærestraktagar og R2A-agar må anses for at være de bedst egnede til vurdering af eftervækstpotentialitet i vækstforsøg af denne type. Af disse to metoder gav $\text{kim}_{\text{R2A21}^{\circ\text{C}}}$ de mest nuancerede resultater.

Undersøgelsen har vist, at både AOC-bestemmelser og vækstforsøg, som de er gennemført i denne undersøgelse, kan bidrage med oplysninger om drikkevandets kvalitet med hensyn til eftervækstpotentialitet, som ikke kan opnås ved hjælp af almindelige kemiske analyser for organisk stof. Undersøgelsen siger derimod ikke noget direkte om konsekvenserne i ledningsnettet af et højt

eftervækstpotentiale. Derfor kan det ikke afgøres hvilke af de to metoder, der er bedst til at forudsige eftervækst i ledningsnettet. Hertil vil der kræves en undersøgelse, der sammenligner forholdene i ledningsnettet med eftervækstpotentialet i det vand, der leveres fra vandværket.

Der blev ikke påvist *Legionella* i prøverne fra de 7 undersøgte vandværker.

7 Referencer

- Albrechtsen, H.J., Boe-Hansen, R. og Arvin, E. 1998. Undersøgelse af den bakteriologiske vandkvalitet i ledningsnettene. *Vandforsyningsteknik* 47:41-50. Danske Vandværkers Forening.
- Balkwill, DL, Laech, F.R., Wilson, J.T., McNabb, J.F., White D.C. Equivalence of microbial biomass measures based on membrane lipid and cell wall components, adenosine triphosphate, and direct counts in subsurface sediments. *Microb. Ecol.* 16:73-84.
- DVF. 1997. *Vandforsyningsstatistik 1996*. Udarbejdet af Danske Vandværkers Forening's Statistikudvalg.
- DVF. 1998a. *Indledende rapport om vandkvalitet i ledningsnet*. DVF vejledning nr 17. Danske Vandværkers Forening. Århus.
- DVF 1998b. *Vandforsyningsstatistik 1998*. Udarbejdet af Danske Vandværkers Forening's Statistikudvalg.
- Dott, W. 1983. Qualitative und quantitative Bestimmung von Bakterienpopulationen aus aquatischen Biotopen. 6. Mitteilung: Wiederverkeimung im Trinkwasser. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B* 178, 263-279.
- DS2250. Vandundersøgelse. Prøvetagning, transport og opbevaring af prøver til mikrobiologiske undersøgelser. 1. udg. jan. 1983.
- DS2252. Vandundersøgelse. Bestemmelse af kimtallet og fluorescerende kim ved 21 °C i Kings agar B. 1. udg. jan 1983.
- DS2254. Vandundersøgelse. Bestemmelse af aerobt kimtal ved 37 °C. 1. udg. Jan 1983.
- EU 1998. Rådets Direktiv 98/83/EF af 3. november 1998 om kvaliteten af drikkevand.
- Geldreich, E.E. 1996. *Microbial quality of water supply in distribution systems*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Gibbs, R.A., Scutt, J.E. og Croll, B.T. 1993. Assimilable organic carbon concentrations and bacterial numbers in a water distribution system. *Wat. Sci. Tech.* 27(3-4):159-166.
- Grøn, C., Tørslev, J., Albrechtsen, H.-J. and Jensen, H.M. 1992. Biodegradability of dissolved organic carbon from an unconfined aquifer. *The Science of the Total Environment*. 117/118:241-251.
- Grøn, C. 1991. Bruntvandsproblemer i Danmark. I: Kursus i vandforsyningsteknik, 40. Århus Universitet 18.-20. marts 1991. Dansk Vandteknisk Forening. Kursusudvalget.

Huck, P. 1990. Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. J. Am. Water Works Ass. 82(7):78-86.

Jaeggi, N.E. og Schmidt-Lorenz, W. 1988. Bakterielle Wieder-Verkeimung im Trinkwasser. II Mitteilung: Trinkwasser-Verteilersystem. Zbl. Bakt. Hyg. B 186:494-503.

Joret, J.C. og Levi, Y. 1986. Méthode rapide d'évaluation de carbone éliminable des eaux par voie biologique. Trib. Cebedeau. 510(39):3-9.

Jørgensen, C. 2000. Removal of AOC and NVOC during artificial recharge - Investigation at the Arrenæs site. Final report of EU project ENV4-CT95-0071.

Kemmy, F.A., Fry, J.C. og Breach, R.A. 1989. Development and operational implementation of a modified and simplified method for the determination of assimilable organic carbon in drinking water. Wat. Sci. Tech. 21(3):155-159.

LeChevallier, M.Wm, Shaw, N., Kaplan, A. og Bott, T.L. 1993. Development of a rapid assimilable organic carbon method for water. Appl. Environ. Microbiol. 59(5)1526-1531.

Linde-Jensen, J.J., Jensen, H.T., Andersen, E.B., Winther, L. og Mikkelsen, I. 1976. Vandforsyningsteknik. Polyteknisk Forlag.

Miettinen, I.T., Vartiainen, T. og Martikainen, P.J. 1996. Contamination of drinking water. NATURE 381:654-655.

Miljøministeriet. 1988. *Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. nr. 515 af 29. august 1988.*

Misjøstyrelsen. 2001. Sammenligning af metoderne DS2252 og DS2254 med metoden EN6222 til opgørelse af kimtal i drikkevandsprøver. Intern rapport, 6. juli 2001.

Payment, P., Gamache, F og Paquette, G. 1988. Microbiological and virological analysis of water from two water filtration plants and their distribution systems. Can. J. Microbiol. 34:1304-1309.

prEN ISO 6222. Water quality - Enumeration of culturable micro-organisms - colony counting by inoculum in a nutrient agar culture medium. CEN Nov. 1998.

Reasoner D.J. and Geldreich, E.E. A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water. Appl. Env. Microbiol. 49(1):1-7.

Ribas, F., Frias, J. og Lucena, F. 1991. A new dynamic method for the rapid determination of the biodegradable dissolved organic carbon in drinking water. J. Appl. Bacteriol. 71:371-378.

Rice, W.R., Scarpino, P.V., Reasoner, D.J., Logsdon, G.S. and Wild, D.K. 1991. Correlation of coliform growth response with other water quality parameters. J. AWWA. July 1991. 98-102.

Schoenen, D. 1986. Neuere Untersuchungen zur Wiederverkeimung des Trinkwassers. Zbl. Bakt. Hyb. B 183, 70-78.

Servais, P. Billen, G., Hascoët, M.-C. 1987. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Wat. Res. 21(4):445-450.

Sibille I., Sime-Ngando T., Mathieu L., and Block J.C. 1998 Protozoan bacterivory and *Escherichia coli* survival in drinking water distribution systems. Appl. Environ. Microbiol. 64(1)197-202.

Standard Methods (1995). Standard Methods for the examination of water and waste water. 19th edition. 9217 Assimilable organic carbon. APHA, Washington DC.

Statens Seruminstitut. 1995. Råd og anvisninger om *Legionella*. CAS.

States, S.J., Wadowsky, R.M., Kuchta, J.M. Wolford, R.S., Conley, L.F. and Yee, R.B. 1990. *Legionella* in drinking water. In: Ed. McFeeters, G.A. Drinking Water Microbiology. Progress and Recent Development. Springer-Verlag, New York. 1990.

van der Kooij, D. and Veenendaal H.R. (1995) Determination of the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water with growth measurements using pure bacterial cultures. The AOC manual. SWE 95.022. Kiwa, Nieuwegein, Holland.

van der Kooij, D. 1992. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. J. AWWA 84(2):57-65

van der Kooij, D. 1990. Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. In: McFeters, G.A. (ed) Drinking Water Microbiology. pp. 57-87. Springer. N.Y. 1990.

WHO 1996. Guidelines for drinking-water quality. Vol. 2. Geneva

Aamand, J., C. Jørgensen, E. Arvin and B.K. Jensen (1989): Microbial degradation of hydrocarbons in polluted and unpolluted groundwater. J. Cont. Hydrobiol. 4: 299-312.

8 Ordliste

Ord	Forklaring
agar	Unedbrydelig gelédannende stof udvundet af tang. Anvendes til at dyrke bakterier og svampe på. Flydende ved høj temperatur. Agaren kan tilsættes næringssalte, kulstofforbindelser etc. som mikroorganismene lever af.
agarplade	Agar, der støbes i en petriskål. En petriskål er en flad skål med låg. Anvendes til tælling og dyrkning af bakterier.
anabolisme	De stofskifteprocesser, der fører til opbygning af ny biomasse.
AOC	Se assimilerbart organisk kulstof
assimilerbart organisk kulstof	Den del af det organiske kulstof, der nedbrydes let og resulterer i vækst af bakterier (AOC).
ATP	Adenosin triphosphat. ATP er en energirig kemisk forbindelse, der spiller en vigtig rolle i cellernes enzymaktivitet og energistofskifte.
autotrof	Autotrofe organismer er organismer, der udnytter uorganiske forbindelser (eller lys) som energikilde og CO ₂ som kulstofkilde.
BDOC	Bionedbrydeligt opløst organisk kulstof. Den del af det organiske kulstof, der fjernes ved biologisk nedbrydning. Bestemmes som forskellen i koncentration af organisk kulstof før og efter en biologisk nedbrydning.
biofilm	Biofilm er belægninger på overflader. Biofilmen består af et komplekst mikrobielt samfund med forskellige både aerobe og anaerobe bakterier, amøber, protozoer og svampe. I biofilmen er der endvidere indlejret både organiske og uorganiske stoffer.
dybdeudsæd	Analytisk princip ved bakterietællinger, hvor prøven støbes ind i agaren. Hvert kim i prøven danner en diskosformet koloni inde i agaren. (i modsætning til overfladeudsæd)
eftervækst	Stigningen i antallet af bakterier i drikkevandet undervejs fra vandværket til forbrugeren.
eftervækstpotentiale	Potentialet for vækst af bakterier i en vandprøve.
geometrisk middelværdi	Den geometriske middelværdi beregnes ved at bestemme middelværdien af de logarimerede data og herefter tage antilogaritmen.
henstandsforsøg	Forsøg, hvor udviklingen i koncentrationen af et stof eller en organisme i en prøve bestemmes over en tidsperiode.

Ord	Forklaring
heterotrof	Heterotrofe organismer er organismer, der udnytter organisk kulstof som energikilde og kulstofkilde
ikke-flygtigt organisk kulstof	Analysemetode, hvor uorganisk kulstof fjernes ved gennembobling ved lavt pH, og prøvens indhold af organiske forbindelser oxideres katalytisk ved 680 °C, og den dannede CO ₂ måles ved IR-spektrofotometri.
inkubere	Når man dyrker bakterier op eller laver forsøg med bakterier, taler man om at inkubere, når prøveflasken eller den podede agarplade stilles i varmeskab.
inokulere	At pøde. At tilsætte et podemateriale f.eks. til et forsøg.
inokulum	Podemateriale. F.eks. en bakteriekultur der tilsættes et forsøg, eller en kultur af mælkesyrebakterier der tilsættes mælk for at lave yougurt.
katabolisme	Nedbrydende stofskifteprocesser, hovedsageligt til dannelse af energirige forbindelser som f.eks. ATP.
kimtal 21 °C	ved det aerobe kimalt ved 21 °C forstås antallet af synlige kolonier på kimaltsagar dyrket ved 21 °C.
Legionella	Sygdomsfremkaldende bakterie, der bl.a. kan give legionærsyge.
metanotrof	Bakterie, der kan oxidere metan
nedbrydelighed	Letheden, hvormed et organisk stof nedbrydes
NVOC	Se "ikke flygtigt organisk stof"
næringssalt	Salte, der indbygges i biomassen f.eks. N, P og K.
næringsstoffer	De stoffer, en bakterie behøver til at vokse, herunder kulstof.
overfladeudsæd	Analytisk princip ved bakterietællinger hvor prøven spredes på overfladen af agarpladen. Bakterierne danner en synlig koloni på overfladen af agarpladen. (i modsætning til dybdeudsæd)
renkultur	En bakteriekultur, hvor der kun er en art tilstede
respiration	De biokemiske processer, hvor der dannes energirige forbindelser under dannelse af CO ₂
substrat	De næringsstoffer/salte bakterierne dyrkes i eller den overflade (f.eks en agarplade) de dyrkes på
Totalt antal bakterier	Antal bakterier, bestemt ved tælling i mikroskop (i denne rapport, AODC).
triplikate vækstforsøg	Vækstforsøg med tre gentagelser
udbyttekonstant	Antallet eller massen af bakterier, der dannes per vægtenhed substrat
vækstforsøg	Forsøg, hvor bakteriernes vækst i drikkevand bestemmes.

Beskrivelse af metode til bestemmelse af Assimilerbart Organisk Kulstof (AOC)

Princip: Den pasteuriserede prøve tilsættes en blanding af 2 bakteriekulturer med kendt udbyttekonstant. Antallet af de to bakterier bestemmes over en periode på 14 dage. Det højeste antal, N_{\max} , bestemmes for hver bakterie. Koncentrationen af AOC udregnes ved multiplikation af N_{\max} med de tilsatte bakteriers respektive udbyttekonstant.

Prøvetagning: Der udtages prøver på 400 ml til 600 ml efter forskriften i DS2250.

Prøveforberedelse: Prøven pasteuriseres ved 60 °C i en halv time. Flaskerne opvarmes i varmebad med temperatur på 65 –70 °C. Temperaturen i vandet følges i en separat flaske med samme volumen som prøveflasken. Proppen holdes på plads med film for at undgå at propperne springer af. Når temperaturen er 60 °C overføres flaskerne til varmeskab, der er indstillet til 60 °C ± 1 °C, i en halv time. Herved pasteuriseres også prop og top af flaske. Prøverne stille til afkøling ved stuetemperatur. Efter pasteurisering kan prøven holde sig 1 døgn.

Prøveflasker: Prøverne udtages i syrevaskede glødede (550 °C) 1 l flasker med glasslib. Prøverne inkuberes i de samme flasker som de er udtaget i.

Stamkulturer: Senest 14 dage før analysen tilsættes de anvendte bakterier til en næringsopløsning med 1 mg acetat C/l. Kulturerne opbevares ved 15 °C. Kulturerne tjekkes for renhed før analyse.

Podning: Til tiden 0 podes prøverne med 100 µl af en stamkultur, der indeholder *Pseudomonas fluorescens* stamme P17, og af en stamkultur der indeholder *Spirillum sp.* stamme NOX. Det tilstræbes at start koncentrationen ligger mellem 100 og 1000 kim per ml.

Inkubering: Flaskerne inkuberes ved 15 °C ± 1 °C i 15 døgn

Kimtalsbestemmelse: Der udtages prøver til bestemmelse af antal kim umiddelbart efter podning, efter 2, 5, 10 og 15 dage. Det accepteres at prøvetagning rykkes en dag.

Prøveflasken rystes, og der udtages 2 gange 1 ml med steril engangs 1 ml pipette i fosfatbuffer, og der laves 10-fold fortyndingsrække. Fra hver fortynding udsås 100 µl på overfladen af hver af 2 LabLemko plader. Pladerne inkuberes ved 21 °C ± 0,5 °C i fire døgn og aflæses i tællekammer. Det accepteres, at pladerne opbevares i op til to døgn i køleskab før tælling.

Beregning: Det gennemsnitlige antal kim beregnes for hver stamme for hver prøvetagningsdag. Der udregnes et kimtal for hver af dobbeltprøverne, som den vægtede middelværdi for alle fortyndinger med < 200 kolonier per plade. N_{\max} for hver stamme beregnes som differencen mellem det maksimale gennemsnitlige kimtal, der er observeret, og kimtallet på dag 0. Herefter multipliceret N_{\max} for hver bakterie med udbyttekonstanten, Y . Der anvendes de udbyttekonstanter der er bestemt af van der Kooij og Veenendaal (1995). $Y_{p17} = 4,2 \times 10^6$ CFU/ μ g acetat-C $Y_{nox} = 1,2 \times 10^7$ CFU/ μ g acetat-C

Rådata fra vækstforsøg, NVOOC analyser og AOC-bestemmelse.

Rådata fra vækstforsøg og NVOOC analyser:

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOOC mg/l
Slangerup 1									
23-nov-98	14	2	55	1	1	58000	5,5	7,77	2,5
25-nov-98	29	9	755	1	1	60100	5,6		
30-nov-98	3200	480	60000	25	8	143000	20,8		
07-dec-98	1550	550	45000	123	47	103000	14,3		
Slangerup 2									
23-nov-98	20	6	80	1	1	73500	5,6	3,49	2,6
25-nov-98	35	9	765	1	1	44300	6,3		
30-nov-98	1490	166	43500	1	1	107000	13,7		
07-dec-98	670	180	31000	29	480	233000	9,5		
Slangerup 3									
23-nov-98	9	1	65	1	1	55300	4,8	3,86	2,6
25-nov-98	12	8	885	1	1	144000	6,6		
30-nov-98	545	17	22250	1	1	124000	5		
07-dec-98	320	10	23000	2	18800	247000	6,6		
Slangerup 4									
23-nov-98	17	2	60	2	1	77300	6,1	4,08	2,5
25-nov-98	21	10	695	1	2	83300	3,9		
30-nov-98	350	9	12200	1	1	119000	9,7		
07-dec-98	1810	10	24000	4	260	108000	10,2		
Slangerup 5									
23-nov-98	9	2	45	1	1	61900	4,6	4,07	2,6
25-nov-98	26	1	680	1	1	82100	4,9		
30-nov-98	340	13	18500	1	1	141000	6,9		
07-dec-98	1310	10	20000	1	111	119000	9,6		
Rørvig 1-1									
17-feb-99	16	19	2550	1	1	445000	5,1	36,8	4,3
24-feb-99	53000	19000	#N/A	1	2	456000	31,3		
03-mar-99	100000	81000	435000	11	1	291000	48,7		
Rørvig 1-2									
17-feb-99	21	13	1020	1	1	260000	4,9	35,5	4,2
24-feb-99	53200	24000	100000	33	17	185000	26,5		
03-mar-99	121000	85500	470000	8	9	855000	42,5		

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOC mg/l
Rørvig 1-3									
17-feb-99	18	17	640	1	1	286000	4,2	45,2	4,5
24-feb-99	45400	22000	#N/A	117	34	125000	19,2		
03-mar-99	146000	115000	490000	129	99	451000	51,7		
Islevbro 1									
17-feb-99	2	3	325	1	1	196000	2,6	41,3	2,4
24-feb-99	42	49	400	1	1	216000	2,3		
03-mar-99	440	1120	3150	4	1	193000	2,7		
Islevbro 2									
17-feb-99	4	2	245	1	1	435000	2,3	3,36	2,4
24-feb-99	72	113	515	2,5	1	321000	1,1		
03-mar-99	570	1720	3100	14	2	448000	1,9		
Islevbro 3									
17-feb-99	2	1	215	1	1	188000	2,9	3,95	2,4
24-feb-99	132	92	2800	2	1	198000	1,7		
03-mar-99	1620	1040	16050	23	1	376000	2		
Kisserup 1									
06-sep-99	18	10	3400	1	1	261000	6	22,8	3,1
08-sep-99	620	19	2600	1	1	217000	10,2		
13-sep-99	1700	740	12000	1	2	331000	11,9		
20-sep-99	1100	460	20000	4	1	#N/A	#N/A		
Kisserup 2									
06-sep-99	21	8	3600	1	1	236000	5,4	27,2	3,2
08-sep-99	380	48	2700	3	1	270000	10,7		
13-sep-99	1600	2400	27000	3	1	378000	12,5		
20-sep-99	1700	880	8100	8	3	#N/A	#N/A		
Kisserup 3									
06-sep-99	16	5	3800	1	1	289000	6	29,6	3,3
08-sep-99	540	58	2800	4	4	249000	17,1		
13-sep-99	2600	1600	22000	3	2	310000	14,4		
20-sep-99	2700	830	9800	14	8	#N/A	#N/A		
Ullerup 1									
06-sep-99	6	8	780	1	1	409000	6,4	23,8	5,1
08-sep-99	#N/A	110	5700	24	9	429000	11		
13-sep-99	4200	35000	51000	#N/A	#N/A	424000	17,9		
20-sep-99	5900	5100	34000	#N/A	100	#N/A	#N/A		
Ullerup 2									
06-sep-99	9	9	880	1	1	390000	6,3	19,8	5,2
08-sep-99	#N/A	35	3000	17	3	347000	9,8		
13-sep-99	5100	20000	43000	#N/A	16	382000	14		
20-sep-99	5100	2300	30000	#N/A	7	#N/A	#N/A		

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOC mg/l
Ullerup 3									
06-sep-99	12	9	610	1	1	546000	8,4	15,8	5,2
08-sep-99	#N/A	28	2300	8	4	305000	12,4		
13-sep-99	1800	16000	14000	#N/A	3	323000	13,1		
20-sep-99	5100	2400	24000	#N/A	0	#N/A	#N/A		
Studebj. 1-1									
04-okt-99	21	22	100	1	1	289500	4,4	676	4,1
06-okt-99	560	760	1000	3	2	289500	6,6		
11-okt-99	290000	260000	100000	75	52	562500	25,3		
18-okt-99	350000	320000	430000	37	23	524500	13,9		
Studebj. 1-2									
04-okt-99	13	19	140	1	1	393000	4,9	585	4,1
06-okt-99	940	260	570	1	1	301000	6,1		
11-okt-99	700000	360000	800000	5	2	622000	12,7		
18-okt-99	250000	230000	220000	3	2	373000	13,5		
Studebj. 1-3									
04-okt-99	25	24	130	1	1	338000	5,4	713	4,3
06-okt-99	390	340	740	3	1	283000	5,1		
11-okt-99	570000	360000	390000	3	2	634000	44,8		
18-okt-99	220000	320000	360000	1	2	419000	8,5		
Tisvilde 1									
04-okt-99	51	81	260	14	9	272000	5,2	5,1	1,6
06-okt-99	230	290	550	14	10	256000	2,7		
11-okt-99	10000	5000	26000	15	15	115000	3,4		
18-okt-99	4400	2000	21000	8	8	248000	1,5		
Tisvilde 2									
04-okt-99	58	71	220	11	6	265000	4,7	5,11	1,6
06-okt-99	280	250	610	12	6	279000	3		
11-okt-99	10000	10000	31000	8	14	331000	2,4		
18-okt-99	4500	1800	23000	15	9	228000	1,8		
Tisvilde 3									
04-okt-99	70	67	180	15	13	312000	4,4	4,89	1,6
06-okt-99	490	290	770	20	11	273000	4,3		
11-okt-99	11000	6700	32000	7	10	318000	2,3		
18-okt-99	4600	2200	21000	12	8	289000	1,9		
Thorsbro 1									
03-nov-99	2	1	20	1	1	165000	0,4	3,49	1,2
05-nov-99	74	63	130	28	1	242000	0,2		
10-nov-99	8300	7700	22000	53	7	248000	1,9		
17-nov-99	8800	22000	78000	44	6	175000	1,9		

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOC mg/l
Thorsbro 2									
03-nov-99	1	4	5	1	1	162000	0,4	2,95	1,1
05-nov-99	36	25	75	7,5	4	248000	1		
10-nov-99	5100	5200	10000	310	340	213000	1,7		
17-nov-99	12000	32000	61000	200	460	189000	3,1		
Thorsbro 3									
03-nov-99	19	8	15	14	8	154000	0,5	5,72	1,1
05-nov-99	83	56	130	23	12	236000	0,3		
10-nov-99	16000	10000	31000	4400	3700	234000	3,7		
17-nov-99	22000	50000	92000	3500	850	178000	1,8		
Sjælsø 1									
03-nov-99	26	24	160	1	1	279000	1,6	5,96	1,2
05-nov-99	460	290	620	18	17	230000	1,8		
10-nov-99	8500	9400	9900	230	110	253000	3,2		
17-nov-99	5500	16000	40000	320	310	214000	2,9		
Sjælsø 2									
03-nov-99	28	23	100	1	1	267000	2,2	4,18	1,3
05-nov-99	1200	980	1300	23	18	168000	2,8		
10-nov-99	12000	16000	25000	140	35	260000	3,8		
17-nov-99	13000	27000	58000	280	150	248000	3,1		
Sjælsø 3									
03-nov-99	30	24	320	1	1	217000	1,6	6,83	1,5
05-nov-99	230	140	440	21	17	208000	1,8		
10-nov-99	23000	25000	31000	250	180	242000	7,6		
17-nov-99	27000	49000	61000	300	350	172000	4		
Haraldsbrg 1									
03-nov-99	5	3	68	1	1	125500	1,6	4,91	2,9
05-nov-99	67	43	230	6	1	199000	1,1		
10-nov-99	25000	24400	50000	2090	2000	219000	8,7		
17-nov-99	#N/A	156000	170000	1600	730	292000	6,9		
Haraldsbrg 2									
03-nov-99	5	6	75	1	1	139000	10	4,06	3,1
05-nov-99	15	9	50	1	2	193000	0,7		
10-nov-99	8600	290	30000	3	2	165000	1,9		
17-nov-99	#N/A	63000	79000	34	1	163000	2,9		
Haraldsbrg 3									
03-nov-99	3	2	115	1	1	96500	1,4	3,55	3
05-nov-99	10	5	65	4	1	251000	0,9		
10-nov-99	7600	120	23000	4	4	185000	2,6		
17-nov-99	#N/A	110000	81000	5	1	183000	3		

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOC mg/l
Kisserup pr. 0									
14-dec-98	45	11	1940	1	1	58000	2,4	7,31	3,3
16-dec-98	750	690	575	22	23	#N/A	#N/A		
21-dec-98	15400	3850	89500	48	8	224000	10,3		
28-dec-98	47500	8900	285000	76	35	117000	29		
Ullerup pr. 0									
14-dec-98	32	29	2800	11	2	133000	9,8	9,27	5,2
16-dec-98	1160	1360	1270	8	63	#N/A	#N/A		
21-dec-98	830	260	121000	147	79	380000	23,5		
28-dec-98	1930	650	189000	200	170	184000	27		
Sjælsø pr. 0									
14-dec-98	8	4	170	1	1	56800	2	5,84	3
16-dec-98	710	680	770	33	98	#N/A	#N/A		
21-dec-98	4500	49	3000	1	1	78300	5,4		
28-dec-98	7000	150	83000	1	1	346000	10,1		
Rørvig 2-1 Råvand									
01-feb-00	355	290	2125	2	1	#N/A	3,6	11	5,5
03-feb-00	23000	22000	40000						
08-feb-00	95000	87000	140000						
15-feb-00	30000	37000	210000						
Rørvig 2-2 Råvand									
01-feb-00	240	#N/A	2000	1	1	#N/A	2,9	11	5,3
03-feb-00	12000	11000	24000						
08-feb-00	43000	35000	84000						
15-feb-00	33000	37000	160000						
Rørvig 2-3 Råvand									
01-feb-00	230	210	1900	1	1	#N/A	2,5	11	5,5
03-feb-00	18000	16000	34000						
08-feb-00	50000	58000	82000						
15-feb-00	40000	36000	120000						
Rørvig 2-4 Ren									
01-feb-00	1	#N/A	160	1	1	#N/A	3,8	26	3,9
03-feb-00	1	1	230						
08-feb-00	400	220	74000						
15-feb-00	350	480	140000						
Rørvig 2-5 Ren									
01-feb-00	1	4	110	1	2	#N/A	2,9	23	3,9
03-feb-00	1	1,5	270						
08-feb-00	230	15	76000						
15-feb-00	89	88	130000						

	Gærekstrakt 21 °C CFU/ml	Kings B 21°C CFU/ml	R2A 21°C CFU/ml	Gærekstrakt 37 °C CFU/ml	PCA 37°C CFU/ml	AODC Bakt./ml	ATP ng/l	AOC µg/l	NVOC mg/l
Rørvig 2-6	Ren								
01-feb-00	1,5	1,5	150	1	1	#N/A	4,0	23	3,9
03-feb-00	1	2,5	380						
08-feb-00	240	51	69000						
15-feb-00	23	18	130000						
Studebjerg 2-1	Ren								
20-mar-00	66	81	250	0,5	1	#N/A	3,0	8	4,1
22-mar-00	1450	1700	4700						
27-mar-00	61000	52000	180000						
03-apr-00	16000	21000	83000						
Studebjerg 2-2	Ren								
20-mar-00	93	100	280	1	<0,5	#N/A	8,2	10	4,1
22-mar-00	1800	1200	2700						
27-mar-00	15000	1900	62000						
03-apr-00	3200	2800	120000						
Studebjerg 2-3	Ren								
20-mar-00	83	92	140	0,5	<0,5	#N/A	3,6	11	4,1
22-mar-00	1500	890	3500						
27-mar-00	33000	25000	100000						
03-apr-00	11000	9900	93000						
Studebjerg 2-4	Råvand								
20-mar-00	39	33	90	0,5	0,5	#N/A	12	7,2	4,6
22-mar-00	1500	800	2900						
27-mar-00	37000	26000	190000						
03-apr-00	14000	22000	130000						
Studebjerg 2-5	Råvand								
20-mar-00	39	44	140	6	5	#N/A	3,7	7,8	4,6
22-mar-00	1200	490	2400						
27-mar-00	27000	17000	240000						
03-apr-00	10000	13000	84000						
Studebjerg 2-6	Råvand								
20-mar-00	44	40	130	1	2	#N/A	4,0	7,7	4,6
22-mar-00	1700	860	2800						
27-mar-00	21000	8500	94000						
03-apr-00	4400	7400	37000						

Når kimtallet er angivet som 1 cfu/ml var resultatet enten 1 eller <1.

Rådata fra AOC-bestemmelser:

Slangerup 1		NOx		Middel	P17		Middel
	Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
24-nov-98	73	64	68	200	215	208	
27-nov-98	17072	14775	15923	591	550	570	
01-dec-98	88182	78182	83182	2364	2636	2500	
04-dec-98	73636	72273	72955	3636	3243	3440	
09-dec-98	82000	74000	78000	3273	4227	3750	
Maksimalt kimtal			83182			3750	
AOC total	7,8	µg/l	AOC NOX	6,9	µg/l	AOC P17	0,8
							µg/l
Slangerup 2		NOx		Middel	P17		Middel
	Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
24-nov-98	95	50	73	250	245	248	
27-nov-98	6545	6545	6545	600	450	525	
01-dec-98	34091	43182	38636	773	1045	909	
04-dec-98	27727	42273	35000	950	1318	1134	
09-dec-98	38500	35500	37000	1409	1400	1405	
Maksimalt kimtal			38636			1405	
AOC total	3,5	µg/l	AOC NOX	3,2	µg/l	AOC P17	0,3
							µg/l
Slangerup 3		NOx		Middel	P17		Middel
	Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
24-nov-98	80	40	60	250	295	273	
27-nov-98	6091	5500	5795	450	450	450	
01-dec-98	45000	41364	43182	1300	950	1125	
04-dec-98	37727	41818	39773	1050	773	911	
09-dec-98	42000	46000	44000	1000	1227	1114	
Maksimalt kimtal			44000			1125	
AOC total	3,9	µg/l	AOC NOX	3,7	µg/l	AOC P17	0,2
							µg/l
Slangerup 4		NOx		Middel	P17		Middel
	Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
24-nov-98	86	80	83	236	191	214	
27-nov-98	7838	7364	7601	100	318	209	
01-dec-98	30909	41364	36136	800	650	725	
04-dec-98	43182	44091	43636	1227	1182	1205	
09-dec-98	44000	44000	44000	1955	2000	1977	
Maksimalt kimtal			44000			1977	
AOC total	4,1	µg/l	AOC NOX	3,7	µg/l	AOC P17	0,4
							µg/l

Slangerup 5				NOx	Middel	P17		Middel
				Nox-i	NOx	P17-i	P17-ii	P17
				Nox-ii				
24-nov-98				75	68	282	295	289
27-nov-98				7455	6432	350	400	375
01-dec-98				42727	39545	1318	1050	1184
04-dec-98				42727	42273	2091	2091	2091
09-dec-98				40000	40000	2545	2545	2545
Maksimalt kimtal					42500			2545
AOC total	4,1	µg/l	AOC NOX	3,5	µg/l	AOC P17	0,5	µg/l
Kisserup 0				NOx	Middel	P17		Middel
				Nox-i	NOx	P17-i	P17-ii	P17
				Nox-ii				
14-dec-98				65	70	120	160	140
16-dec-98				500	475	300	250	275
18-dec-98				15991	17477	1182	800	991
23-dec-98				67727	61136	8378	8108	8243
29-dec-98				57273	61364	9500	9273	9386
Maksimalt kimtal					61364			9386
AOC total	7,3	µg/l	AOC NOX	5,1	µg/l	AOC P17	2,2	µg/l
Ullerup 0				NOx	Middel	P17		Middel
				Nox-i	NOx	P17-i	P17-ii	P17
				Nox-ii				
14-dec-98				60	65	195	170	183
16-dec-98				864	832	150	250	200
18-dec-98				65000	65455	864	1682	1273
23-dec-98				90909	84773	8694	8409	8551
29-dec-98				69545	69773	8909	10000	9455
Maksimalt kimtal					84773			9455
AOC total	9,3	µg/l	AOC NOX	7,1	µg/l	AOC P17	2,2	µg/l
Sjælsø anlæg 1				NOx	Middel	P17		Middel
				Nox-i	NOx	P17-i	P17-ii	P17
				Nox-ii				
14-dec-98				91	80	155	225	190
16-dec-98				350	375	400	150	275
18-dec-98				17182	16789	700	700	700
23-dec-98				52273	55000	4182	4227	4205
29-dec-98				0	0	5773	5227	5500
Maksimalt kimtal					55000			5500
AOC total	5,8	µg/l	AOC NOX	4,6	µg/l	AOC P17	1,3	µg/l
Rørvig 1-1				NOx	Middel	P17		Middel
				Nox-i	NOx	P17-i	P17-ii	P17
				Nox-ii				
18-feb-99				10	25	536	505	520
20-feb-99				350	425	700	1400	1050
23-feb-99				305000	365000	6091	5636	5864
01-mar-99				295000	310000	7432	10182	8807
05-mar-99				400000	417500	7207	7864	7535
Maksimalt kimtal					417500			8807
AOC total	37	µg/l	AOC NOX	35	µg/l	AOC P17	2,0	µg/l

Rørvig 1-2			NOx		Middel	P17		Middel
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17
18-feb-99			30	25	28	441	473	457
20-feb-99			350	350	350	1636	1273	1455
23-feb-99			305000	400000	352500	8243	9364	8803
01-mar-99			315000	470000	392500	11486	11622	11554
05-mar-99			285000	425000	355000	11773	12207	11990
Maksimalt kimtal					392500			11990
AOC total	35	µg/l	AOC NOX		33	µg/l	AOC P17	2,7 µg/l
Rørvig 1-3			NOx		Middel	P17		Middel
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17
18-feb-99			25	15	20	450	468	459
20-feb-99			600	1000	800	2409	2136	2273
23-feb-99			370000	350000	360000	16545	17523	17034
01-mar-99			490000	480000	485000	16892	24091	20491
05-mar-99			390000	485000	437500	18514	16532	17523
Maksimalt kimtal					485000			20491
AOC total	45	µg/l	AOC NOX		40	µg/l	AOC P17	5 µg/l
Isleebro 1			NOx		Middel	P17		Middel
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17
18-feb-99			65	10	38	410	495	453
20-feb-99			4818	4682	4750	17387	22273	19830
23-feb-99			81364	71364	76364	150909	136364	143636
01-mar-99			90909	81818	86364	120455	120455	120455
05-mar-99			0	70000	35000	0	90000	45000
Maksimalt kimtal					86364			143636
AOC total	41	µg/l	AOC NOX		7,2	µg/l	AOC P17	34 µg/l
Isleebro 2			NOx		Middel	P17		Middel
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17
18-feb-99			40	35	38	432	473	452
20-feb-99			682	1000	841	150	400	275
23-feb-99			21396	20541	20968	700	300	500
01-mar-99			25500	24000	24750	750	300	525
05-mar-99			20455	21364	20909	5864	5955	5909
Maksimalt kimtal					24750			5909
AOC total	3,4	µg/l	AOC NOX		2,1	µg/l	AOC P17	1,3 µg/l
Isleebro 3			NOx		Middel	P17		Middel
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17
18-feb-99			59	55	57	540	459	500
20-feb-99			1400	750	1075	350	500	425
23-feb-99			33636	31500	32568	1150	1136	1143
01-mar-99			45455	44091	44773	1273	1591	1432
05-mar-99			30000	36500	33250	nd	1318	1318
Maksimalt kimtal					44773			1432
AOC total	3,9	µg/l	AOC NOX		3,7	µg/l	AOC P17	0,2 µg/l

Kisserup 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
06-sep-99		10	15	13	105	160	133	
08-sep-99		800	1273	1036	2909	2273	2591	
10-sep-99		140455	130000	135227	45455	38182	41818	
16-sep-99		142793	143636	143215	45000	46818	45909	
21-sep-99		130455	128182	129318	45909	35455	40682	
Maksimalt kimtal				143215			45909	
AOC total	23	µg/l	AOC NOX	12	µg/l	AOC P17	11	µg/l
Kisserup 2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
06-sep-99		45	10	28	123	115	119	
08-sep-99		1409	1727	1568	3591	3909	3750	
10-sep-99		175455	180000	177727	40909	42000	41455	
16-sep-99		150901	175000	162950	50909	49091	50000	
21-sep-99		180909	182273	181591	46818	55000	50909	
Maksimalt kimtal				181591			50909	
AOC total	27	µg/l	AOC NOX	15	µg/l	AOC P17	12	µg/l
Kisserup 3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
06-sep-99		40	25	33	164	135	149	
08-sep-99		3227	2045	2636	9640	12027	10833	
10-sep-99		128182	136364	132273	68636	81818	75227	
16-sep-99		137387	119091	128239	68182	86818	77500	
21-sep-99		119545	106364	112955	80455	75455	77955	
Maksimalt kimtal				132273			77955	
AOC total	30	µg/l	AOC NOX	11	µg/l	AOC P17	19	µg/l
Ullerup 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
06-sep-99		40	25	33	260	285	273	
08-sep-99		900	864	882	1750	1909	1830	
10-sep-99		179091	163182	171136	34091	25000	29545	
16-sep-99		175225	173636	174431	35909	27727	31818	
21-sep-99		166818	176818	171818	40455	37727	39091	
Maksimalt kimtal				174431			39091	
AOC total	24	µg/l	AOC NOX	15	µg/l	AOC P17	9,2	µg/l
Ullerup 2		NOx		Middel	P17		Middel	
06-sep-99		25	5	15	95	136	116	
08-sep-99		900	1050	975	1100	700	900	
10-sep-99		200000	141364	170682	13874	14189	14032	
16-sep-99		151818	141818	146818	23182	17838	20510	
21-sep-99		153182	143636	148409	26364	20455	23409	
Maksimalt kimtal				170682			23409	
AOC total	20	µg/l	AOC NOX	14	µg/l	AOC P17	5,5	µg/l

Ullerup 3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
06-sep-99		35	60	48	90	90	90	
08-sep-99		1000	750	875	200	600	400	
10-sep-99		145909	146818	146364	1182	1591	1386	
16-sep-99		160455	154091	157273	9727	9136	9432	
21-sep-99		151818	159545	155682	10000	12500	11250	
Maksimalt kimtal				157273			11250	
AOC total	16	µg/l	AOC NOX	13	µg/l	AOC P17	2,7	µg/l
Studebjerg 1-1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99	0	3200	3200	3200	1132	973	1052	
06-okt-99	2	115000	115000	115000	2875000	2665000	2770000	
08-okt-99	4	nd	nd		nd	nd		
12-okt-99	8	204545	209091	206818	1577273	1390909	1484091	
19-okt-99	15	190909	177273	184091	1150000	1331818	1240909	
Maksimalt kimtal				206818			2770000	
AOC total	676	µg/l	AOC NOX	17	µg/l	AOC P17	659	µg/l
Studebjerg 1-2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99		2650	2550	2600	1050	1123	1086	
06-okt-99		95000	90000	92500	2345000	2440000	2392500	
08-okt-99		nd	nd		nd	nd		
12-okt-99		190909	181818	186364	1686364	1522727	1604545	
19-okt-99		245455	140000	192727	1677273	1368182	1522727	
Maksimalt kimtal				192727			2392500	
AOC total	585	µg/l	AOC NOX	16	µg/l	AOC P17	569	µg/l
Studebjerg 1-3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99		3200	2900	3050	1027	1082	1055	
06-okt-99		105000	160000	132500	3140000	2745000	2942500	
08-okt-99		nd	nd		nd	nd		
12-okt-99		118182	186364	152273	1750000	1500000	1625000	
19-okt-99		145455	150000	147727	1686364	1604545	1645455	
Maksimalt kimtal				152273			2942500	
AOC total	713	µg/l	AOC NOX	12	µg/l	AOC P17	700	µg/l
Tisvilde 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99		3700	3050	3375	1114	1177	1145	
06-okt-99		16864	17252	17058	3682	3727	3705	
08-okt-99		nd	nd		nd	nd		
12-okt-99		22273	22500	22386	13091	12091	12591	
19-okt-99		25909	29091	27500	13136	15135	14136	
Maksimalt kimtal				27500			14136	
AOC total	5,1	µg/l	AOC NOX	2,0	µg/l	AOC P17	3,1	µg/l

Tisvilde 2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99		3500	4050	3775	1200	1109	1155	
06-okt-99		24091	18063	21077	5227	4727	4977	
08-okt-99		nd	nd		nd	nd		
12-okt-99		23182	20450	21816	15405	15405	15405	
19-okt-99		18182	20000	19091	15856	16727	16292	
Maksimalt kimtal				21816			16292	
AOC total	5,1	µg/l	AOC NOX	1,5	µg/l	AOC P17	3,6	µg/l
Tisvilde 3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
04-okt-99		3650	3350	3500	1195	1195	1195	
06-okt-99		24545	27727	26136	4045	4318	4182	
08-okt-99		nd	nd		nd	nd		
12-okt-99		23182	21364	22273	13198	13955	13576	
19-okt-99		27000	26500	26750	12748	13153	12950	
Maksimalt kimtal				26750			13576	
AOC total	4,9	µg/l	AOC NOX	1,9	µg/l	AOC P17	2,9	µg/l
Haraldsborg 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		20	60	40	175	125	150	
05-nov-99		150	200	175	300	350	325	
08-nov-99		16455	15045	15750	3273	3500	3386	
12-nov-99		31364	37273	34318	6909	8108	7509	
18-nov-99		29500	38182	33841	9324	8227	8776	
Maksimalt kimtal				34318			8776	
AOC total	4,9	µg/l	AOC NOX	2,9	µg/l	AOC P17	2,1	µg/l
Haraldsborg 2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		15	10	13	130	127	129	
05-nov-99		100	250	175	50	50	50	
08-nov-99		9450	9227	9339	1464	1468	1466	
12-nov-99		21500	25000	23250	6545	6864	6705	
18-nov-99		25000	30000	27500	7636	7500	7568	
Maksimalt kimtal				27500			7568	
AOC total	4,1	µg/l	AOC NOX	2,3	µg/l	AOC P17	1,8	µg/l
Haraldsborg 3		NOx		Middel	P17		Middel	
03-nov-99		45	30	38	55	50	53	
05-nov-99		250	150	200	100	100	100	
08-nov-99		12318	14545	13432	1245	1050	1148	
12-nov-99		23500	22500	23000	5591	6364	5977	
18-nov-99		25000	26364	25682	5773	5409	5591	
Maksimalt kimtal				25682			5977	
AOC total	3,5	µg/l	AOC NOX	2,1	µg/l	AOC P17	1,4	µg/l

Thorsbro 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		35	25	30	160	155	158	
05-nov-99		300	200	250	100	150	125	
08-nov-99		4600	8773	6686	824	809	817	
12-nov-99		23000	33000	28000	4045	4091	4068	
18-nov-99		9640	25909	17774	4773	5318	5045	
Maksimalt kimtal				28000			5045	
AOC total	3,5	µg/l	AOC NOX	2,3	µg/l	AOC P17	1,2	µg/l
Thorsbro 2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		5	65	35	120	105	112	
05-nov-99		450	100	275	150	200	175	
08-nov-99		2318	2045	2182	1932	1937	1935	
12-nov-99		10045	12955	11500	7045	7364	7205	
18-nov-99		10586	10721	10653	8227	8784	8506	
Maksimalt kimtal				11500			8506	
AOC total	3,0	µg/l	AOC NOX	1,0	µg/l	AOC P17	2,0	µg/l
Thorsbro 3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		50	50	50	145	145	145	
05-nov-99		100	350	225	650	550	600	
08-nov-99		4182	2550	3366	18773	19864	19318	
12-nov-99		10721	14505	12613	19775	18964	19369	
18-nov-99		10360	11216	10788	17162	17297	17230	
Maksimalt kimtal				12613			19369	
AOC total	5,6	µg/l	AOC NOX	1,0	µg/l	AOC P17	4,6	µg/l
Sjælsø Anlæg 2, 1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		30	45	38	86	85	86	
05-nov-99		1150	500	825	50	0	25	
09-nov-99		58500	69500	64000	600	568	584	
12-nov-99		61000	54500	57750	1581	1743	1662	
18-nov-99		69091	60455	64773	2350	2591	2470	
Maksimalt kimtal				64773			2470	
AOC total	6,0	µg/l	AOC NOX	5,4	µg/l	AOC P17	0,6	µg/l
Sjælsø Anlæg 2, 2		NOx		Middel	P17		Middel	
03-nov-99		30	0	15	45	30	38	
05-nov-99		750	1000	875	200	200	200	
09-nov-99		42500	42000	42250	564	655	609	
12-nov-99		42500	49500	46000	1523	1369	1446	
18-nov-99		37500	53500	45500	1383	1595	1489	
Maksimalt kimtal				46000			1489	
AOC total	4,2	µg/l	AOC NOX	3,8	µg/l	AOC P17	0,3	µg/l

Sjælsø Anlæg 2, 3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
03-nov-99		50	25	38	95	155	125	
05-nov-99		1200	1150	1175	100	227	164	
09-nov-99		74000	65500	69750	752	782	767	
12-nov-99		70500	77500	74000	1207	1341	1274	
18-nov-99		77000	74500	75750	2545	2068	2307	
Maksimalt kimtal				75750			2307	
AOC total	6,8	µg/l	AOC NOX	6,3	µg/l	AOC P17	0,5	µg/l
Rørvig 2-1		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00		1386	1418	1402	641	655	648	
03-feb-00		48182	40000	44091	1200	1250	1225	
07-feb-00		127273	116364	121818	2550	2318	2434	
11-feb-00		123636	124545	124091	2909	3409	3159	
16-feb-00		125455	125000	125227	3636	4227	3932	
Maksimalt kimtal				125227			3932	
AOC	11	µg/l	AOC NOX	10	µg/l	AOC P17	1	µg/l
Rørvig 2-2		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00		1582	1415	1498	627	686	657	
03-feb-00		40909	31364	36136	1500	1227	1364	
07-feb-00		123636	111364	117500	3273	2545	2909	
11-feb-00		124545	113636	119091	3227	2864	3045	
16-feb-00		110455	120909	115682	3919	3500	3709	
Maksimalt kimtal				119091			3709	
AOC	11	µg/l	AOC NOX	10	µg/l	AOC P17	1	µg/l
Rørvig 2-3		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00		1373	1315	1344	805	736	770	
03-feb-00		47727	60455	54091	1200	1250	1225	
07-feb-00		117273	119545	118409	2050	2364	2207	
11-feb-00		120909	128182	124545	3950	3227	3589	
16-feb-00		128182	113182	120682	3955	5182	4568	
Maksimalt kimtal				124545			4568	
AOC	11	µg/l	AOC NOX	10	µg/l	AOC P17	1	µg/l
Rørvig 2-4		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00		1041	1050	1045	664	723	693	
03-feb-00		101364	119091	110227	650	700	675	
07-feb-00		250000	285000	267500	950	400	675	
11-feb-00		255000	285000	270000	955	1350	1152	
16-feb-00		270000	350000	310000	1850	1900	1875	
Maksimalt kimtal				310000			1875	
AOC	26	µg/l	AOC NOX	26	µg/l	AOC P17	0,3	µg/l

Rørvig 2-5			NOx		Middel	P17		Middel	
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00			1273	1100	1186	836	659	748	
03-feb-00			87727	104545	96136	800	1200	1000	
07-feb-00			205000	330000	267500	1409	900	1155	
11-feb-00			290000	230000	260000	2455	2273	2364	
16-feb-00			215000	275000	245000	4000	3909	3955	
Maksimalt kimtal					267500			3955	
AOC	23	µg/l	AOC NOX		22	µg/l	AOC P17	1	µg/l
Rørvig 2-6			NOx		Middel	P17		Middel	
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
01-feb-00			1309	895	1102	714	705	709	
03-feb-00			111364	121364	116364	550	500	525	
07-feb-00			264091	290000	277045	1050	600	825	
11-feb-00			225000	229545	227273	700	1050	875	
16-feb-00			280000	211364	245682	1550	1273	1411	
Maksimalt kimtal					277045			1411	
AOC	23	µg/l	AOC NOX		23	µg/l	AOC P17	0,2	µg/l
Studebjerg 2-1			NOx		Middel	P17		Middel	
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
21-mar-00			25	30	28	441	473	457	
23-mar-00			2636	2591	2614	955	864	909	
27-mar-00			84545	65455	75000	5682	7545	6614	
31-mar-00			70455	63182	66818	6773	7000	6886	
05-apr-00			74091	61818	67955	7409	8227	7818	
Maksimalt kimtal					75000			7818	
AOC	8	µg/l	AOC NOX		6	µg/l	AOC P17	2	µg/l
Studebjerg 2-2			NOx		Middel	P17		Middel	
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
21-mar-00			40	45	43	550	536	543	
23-mar-00			3091	3409	3250	1182	2200	1691	
27-mar-00			72727	79545	76136	12545	13182	12864	
31-mar-00			87727	87273	87500	14045	11909	12977	
05-apr-00			90455	79545	85000	14045	12864	13455	
Maksimalt kimtal					87500			13455	
AOC	10	µg/l	AOC NOX		7	µg/l	AOC P17	3	µg/l
Studebjerg 2-3			NOx		Middel	P17		Middel	
			Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
21-mar-00			55	35	45	400	550	475	
23-mar-00			4045	4750	4398	1727	2150	1939	
27-mar-00			101364	92273	96818	12545	13000	12773	
31-mar-00			89091	90909	90000	13364	13091	13227	
05-apr-00			91364	74545	82955	13545	14227	13886	
Maksimalt kimtal					96818			13886	
AOC	11	µg/l	AOC NOX		8	µg/l	AOC P17	3	µg/l

Studebjerg 2-4		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
	21-mar-00	55	50	53	455	568	511	
	23-mar-00	1700	2545	2123	1864	1300	1582	
	27-mar-00	62727	59545	61136	8423	8636	8530	
	31-mar-00	57727	63182	60455	8864	8864	8864	
	05-apr-00	52273	56818	54545	9545	9364	9455	
	Maksimalt kimtal			61136			9455	
AOC	7	µg/l	AOC NOX	5	µg/l	AOC P17	2	µg/l
Studebjerg 2-5		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
	21-mar-00	40	30	35	523	482	502	
	23-mar-00	3182	3250	3216	1773	3150	2461	
	27-mar-00	68636	70909	69773	7136	5955	6545	
	31-mar-00	64500	70000	67250	8364	9227	8795	
	05-apr-00	73182	64091	68636	8045	8591	8318	
	Maksimalt kimtal			69773			8795	
AOC	8	µg/l	AOC NOX	6	µg/l	AOC P17	2	µg/l
Studebjerg 2-6		NOx		Middel	P17		Middel	
		Nox-i	Nox-ii	NOx	P17-i	P17-ii	P17	
	21-mar-00	80	60	70	564	427	495	
	23-mar-00	4318	3545	3932	955	682	818	
	27-mar-00	78636	66818	72727	3364	3874	3619	
	31-mar-00	70909	77273	74091	5227	5955	5591	
	05-apr-00	51364	59500	55432	6818	6864	6841	
	Maksimalt kimtal			74091			6841	
AOC	8	µg/l	AOC NOX	6	µg/l	AOC P17	2	µg/l

AOC ringtest

Vand

Der anvendes vand fra Lyngby Vandværk udtaget umiddelbart efter efterfilter.

Mandag den 7. juni 1999 udtages 20 l, 10 l, og 10 l vand i glødede glasflasker med bundhane. Flaskerne opbevares så vidt det er muligt køligt under transport tilbage til laboratoriet.

Princip

Hvert laboratorium modtager 3 prøvepar med forskellige acetat koncentrationer. VKI laver endvidere homogenitetstest på ti flasker på et af koncentrations niveauerne.

Forsøgsgang

Der produceres en opløsning af Na-acetat, 100 mg/l Acetat-C i vand fra Lyngby vandværk (Molvægt $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, 136 g/mol indeholder 24 g C/mol). Der tilsættes 284 mg $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ til 500 ml. Opløsningen opbevares i køleskab.

20 l vand fra Lyngby vandværk tilsættes 10 $\mu\text{g/l}$ P, svarende til 880 μg KH_2PO_4 /20 l. (Molvægt: KH_2PO_4 136 g/mol, P 31 g/mol, 200 μg P svarer til 878 μg KH_2PO_4). 20 l flasken tilsættes 10 ml acetat opløsning svarende til 50 μg acetat-C/l. Efter tilsætning henstår 20 l flasken ca. 15 min. for at KH_2PO_4 kan opløses. Herefter blandes vandet under omrøring. Prøverne tappes under omrøring i henhold til nedenstående skema. Prøverne pasteuriseres ved 60 °C i 0,5 timer.

10 l vand fra Lyngby vandværk tilsættes 10 $\mu\text{g/l}$ P, svarende til 440 μg KH_2PO_4 /10 l. (Molvægt: KH_2PO_4 136 g/mol, P 31 g/mol, 100 μg P svarer til 439 μg KH_2PO_4). Efter tilsætning henstår 10 l flasken ca. 15 min. for at KH_2PO_4 kan opløses. Herefter blandes vandet under omrøring. Prøverne tappes under omrøring i henhold til nedenstående skema. Prøverne pasteuriseres ved 60 °C i 0,5 timer.

10 l vand fra Lyngby vandværk tilsættes 10 $\mu\text{g/l}$ P, svarende til 440 μg KH_2PO_4 /10 l. (Molvægt: KH_2PO_4 136 g/mol, P 31 g/mol, 100 μg P svarer til 439 μg KH_2PO_4). 10 l flaske tilsættes 1 ml acetat opløsning svarende til 10 μg acetat-C/l. Efter tilsætning henstår 10 l flasken ca. 15 min. for at KH_2PO_4 kan opløses. Herefter blandes vandet under omrøring. Prøverne tappes under omrøring i henhold til nedenstående skema. Prøverne pasteuriseres ved 60 °C i 0,5 timer.

Results:

The results of the AOC-ringtest can be seen in the tables below.

Nox	AOC $\mu\text{g/l}$					
Sample						
Lab	1	4	2	3	5	6
Kiwa (1)	9,56	8,78	8	7,44	3,69	3,31
2	13,73	13,9	11,97	13,5	10,49	8,26
VKI (3)	7,3	8,4	4,3	4,2	2,5	2,9
IMT (4)	7,8	7,1	5	6,1	2,8	2,2
5	8	9	11	9	3	2

P17	AOC $\mu\text{g/l}$					
Sample						
Lab	1	4	2	3	5	6
Kiwa (1)	48,46	44,88	86,16	75,2	101,46	108,05
2	43,02	36,14	83,48	77,27	100,78	106,54
VKI (3)	55	49	113	101	143	144
IMT (4)	44,3	49,2	84,4	85,3	140,1	167,5
5	123	86	183	155	190	198

Sum	AOC $\mu\text{g/l}$					
Sample						
Lab	1	4	2	3	5	6
Kiwa (1)	58	54	94	83	105	111
2	56,75	50,04	95,45	90,77	111,27	114,8
VKI (3)	62	57	117	105	146	147
IMT (4)	52,2	56,3	89,4	91,4	142,9	169,7
5	131	95	194	164	193	200

Statistical evaluation of the ringtest

Homogeneity

The aim of comparison of the samples at VKI was to insure that the samples distributed to other laboratories were homogenous. The samples for this analysis were sampled from the batch supposed to contain $50 \mu\text{g C l}^{-1}$. Conventionally a test for homogeneity is conducted as a nested analysis of variance testing the variance between the samples over the variance between within the samples. For chemical analysis the estimation of within sample variance is typically estimated on the basis of a doublet analysis within each sample. However, for the AOC analysis conducted in the present project it was not possible to conduct a double estimation and a chemical analysis based on a nested variance analysis could therefore not be carried out. As an alternative to the conventional homogeneity test the correlation between the sample time and the concentration were therefore carried out, with the aid of a nonparametric Kendal correlation analysis. For none of the AOC

determinations a significant correlation was found, since the p values were 0.78 or even bigger in every case. Thus it is concluded that the samples are homogeneous.

Comparison between laboratories and AOC concentration levels

Statistical models

The aim of the analysis was to determine significant differences between the laboratories estimations of AOC and whether possible differences were dependent on the concentration level. To analysis this problem the following statistical model 1 was formulated:

$$Y_{ijl} = \mu + Lab_i + Conc_j + Lab*Conc_{ij} + e_{l(ij)}, \text{ where}$$

Y_{ijl} :	Denotes the concentration of AOC at the i'th laboratory at the j'th concentration level in the l'th sample
μ :	Denotes the overall average level of AOC
Lab_i :	Denotes the contribution from the i'th laboratory
$Conc_j$:	Denotes the contribution from the j'th concentration level.
$Lab*Conc_{ij}$:	Denotes the contribution from the interaction between laboratorium and concentration level
$e_{l(ij)}$:	Denotes the contribution from residual variation at the l'th sample in the i'th laboratorium at the j'th concentration level.

The model was analysed as a analysis of variance using the proc glm procedure implemented in the SAS version 6.12 software package. If the interaction between laboratory and concentration level ($Lab*Conc_{ij}$) was significant the following statistical model 2 was applied at each concentration level:

$$Y_{ij} = \mu + Lab_i + e_{j(i)}, \text{ where}$$

Y_{ij} :	Denotes the concentration of AOC at the i'th laboratory
μ :	Denotes the overall average level of AOC
Lab_i :	Denotes the contribution from the i'th laboratory
$e_{j(i)}$:	Denotes the contribution from residual variation in the i'th laboratorium in the j'th sample.

If the contribution from laboratory was significant in model 2 Tukey test was conducted to investigate the differences between the laboratories. All statistical analysis were conducted on log transformed data, since this transformation usually full fill the assumption of normal distributed residuals and variance homogeneity.

Another aim of the analysis was to investigate whether an estimate of P17 could be used instead of an estimate of NOX + P17. This hypothesis was tested with the aid of model 2 and a contrast statement in case of a significant contribution from laboratory in model 2. A contrast statement compares the average level of the NOX + P17 determinations with the level of the determination using P17 only.

Results

For all measurements of AOC all terms in model 1 was significant ($p < 0.05$) and detailed analysis with the aid of model 2 was therefore conducted. At all concentration levels significant differences between the laboratories were found for all strains. Thus analysis with the aid of a Tukey test was conducted. The results of the Tukey tests appear from table 1.

Table 1. Results of the Tukey test conducted for model 2. Laboratories belonging to the same Tukey group were not significant different. The highest AOC concentrations were obtained at the laboratories belonging to Tukey group A, the second highest in Tukey group B and so on. Within each Tukey group the laboratories are written in descending order.

Strain	Acetate conc.	Tukey group	Laboratory
NOX	0	A	2
NOX	0	B	1, 5, 3, 4
NOX	10	A	2, 5
NOX	10	B	5, 1
NOX	10	C	1, 4
NOX	10	D	4, 3
NOX	50	A	2
NOX	50	B	1, 3, 4, 5
P17	0	A	5
P17	0	B	3, 4, 1, 2
P17	10	A	5
P17	10	B	3, 4, 1, 2
P17	50	A	5, 4
P17	50	B	4, 3
P17	50	C	1, 2
P17+NOX	0	A	5
P17+NOX	0	B	3, 1, 4, 2
P17+NOX	10	A	5
P17+NOX	10	B	3, 2, 4, 1
P17+NOX	50	A	5, 4
P17+NOX	50	B	4, 3
P17+NOX	50	C	2, 1

Apparently laboratory 5 was the most deviating laboratory in the above analysis. Thus it was decided to conduct an analysis omitting this laboratory. To provide a visual impression of this analysis pie diagrams showing the variance attributable to error or background variance and the variance attributable to different sources of variation were made. The pie diagrams shows the sum of squares for the contribution from error, laboratories, concentration levels and the interaction between laboratory and concentration for each strain (figure 1 to 3). For the P17 and the NOX + P17 strain variance was mainly attributable to variation between the concentration levels. For the NOX strain the variance was mainly attributable to differences between the concentration levels and the laboratories.



Figure 1. Pie diagram of the sum of squares obtained for the strain NOX using model 1.

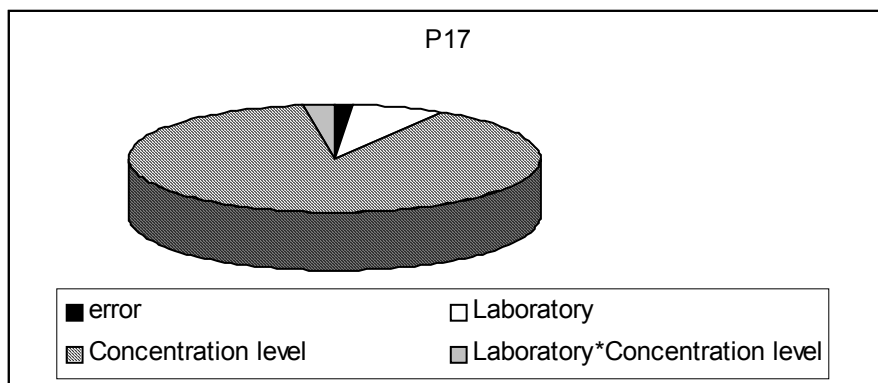


Figure 2. Pie diagram of the sum of squares obtained for the strain P17 using model 1.

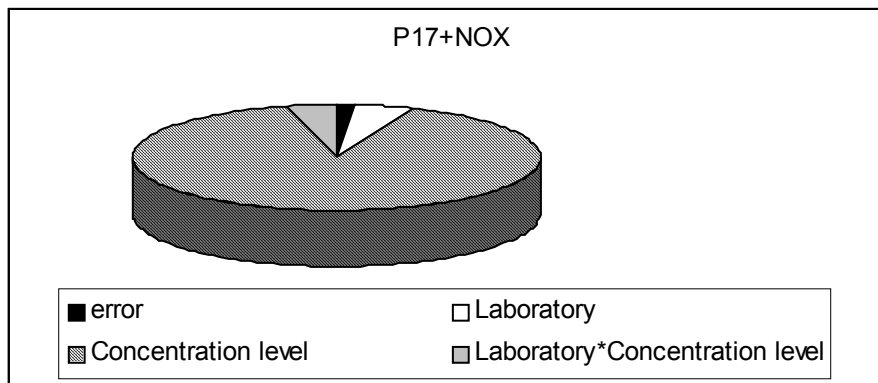


Figure 3. Pie diagram of the sum of squares obtained for the strain P17 + NOX using model 1.

Besides the above analysis the AOC determinations using P17 were compared with the AOC determinations using both NOX and P17. The analysis revealed that significant higher concentrations was obtained with the aid of NOX and P17 (<0.0001).

Uorganiske analyser af vand fra Studebjerg og Rørvig Vandværker

(Analyser udført på Milana)

[mg/l]	NH ₄ ⁺	Fe	H ₂ S	CH ₄	Dato
Studebjerg, råvand	0,26	1,5	<0,01	<0,01	20-03-00
Studebjerg, rentvand	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	20-03-00
Rørvig, råvand	i.m.	1,9	<0,01	<0,01	01-02-00
Rørvig, rentvand	i.m.	0,02	<0,01	<0,01	01-02-00

i.m.: ikke målt