

Undersøgelsesprojekt
Afprøvning af forskellige
renseteknologier på svømmebade

Titel: Undersøgelserprojekt om afprøvning af forskellige renseteknologier på svømmebade.

Resume Fire forskellige UV-baserede teknologier til reduktion af klorbiprodukter i svømmebadsvand er afprøvet i Gladsaxe Svømmehal. Teknologiernes effektivitet samt økonomi til investering og drift er gennemgået i rapporten.

Forfatter: Gert Holm Kristensen og Morten Møller Klausen, DHI; Henrik Andersen, DTU Miljø

Emneord: Svømmebadsvand, klorbiprodukter, renseteknologier, UV-teknologier, Avanceret oxidation, Rislereaktor

URL: www.blst.dk

ISBN: 978-87-92668-59-2 (PDF-udgave)

Udgiver: By- og Landskabsstyrelsen

Udgiverkategori: Statslig

År: 2010

Sprog: Dansk

Copyright© Må citeres med kildeangivelse.
By- og landskabstyrelsen, Miljøministeriet

By- og Landsskabsstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af By- og Landskabsstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for By- og Landskabsstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at By- og Landskabsstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik

INDHOLD

0	SAMMENFATNING	1
	SUMMARY	5
1	BAGGRUND OG FORMÅL	9
1.1	Baggrund	9
1.2	Projektets formål	10
1.2.1	Formål	10
1.2.2	Projektgruppen	10
1.2.3	Følgegruppe	11
1.3	Rapportens opbygning	11
2	GLADSAXE SVØMMEHALS VARMTVANDSBASSIN	13
2.1	Vandbehandlingsanlæg	13
2.2	Drift og styring	14
3	TEKNOLOGIBESKRIVELSER	15
3.1	Chlorominator CLIII 30	15
3.1.1	Teknologibeskrivelse	15
3.1.2	Virkemåde	17
3.2	Wallenius AOT	18
3.2.1	Teknologibeskrivelse	18
3.2.2	Virkemåde	20
3.3	UV i kombination med ozon og rislereaktor	20
3.3.1	Teknologibeskrivelse	20
3.3.2	Virkemåde	22
3.4	APOP	23
3.4.1	Teknologibeskrivelse	23
3.4.2	Virkemåde	25
4	TEKNOLOGIAFPRØVNING	27
4.1	Forsøgsprogram	27
4.1.1	Chlorominator CLIII 30	28
4.1.2	Wallenius AOT M900P	29
4.1.3	UV/ozon og rislereaktor	29
4.1.4	APOP	30
4.2	Moniteringsprogram	30
5	RESULTATER	35
5.1	Driftsparametre gennem forsøgsperioden	35
5.2	Badebelastning	36
5.2.1	Variationer i THM-indholdet i bassinvandet	38
5.2.2	Indflydelse af salt dosering	39
5.2.3	Indflydelse af badebelastning	40
5.3	Chlorominator CLIII 30	41
5.3.1	Badebelastning	41

5.3.2	Bundet klor, fjernelseskapacitet af Chlorominator	42
5.3.3	Bundet klor i bassin ved drift med Chlorominator	44
5.3.4	THM i bassin ved drift med Chlorominator	46
5.3.5	Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med Chlorominator	47
5.3.6	Økonomi for anlæg baseret på Chlorominator CLIII 30	50
5.4	Wallenius AOT M900P	50
5.4.1	Belastning med badende under afprøvning af Wallenius AOT	50
5.4.2	Bundet klor i bassin ved drift med Wallenius AOT	52
5.4.3	THM i bassin ved drift med Wallenius AOT	53
5.4.4	Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med Wallenius AOT	55
5.4.5	Økonomi for anlæg baseret på Wallenius AOT M900P	57
5.5	UV/ozon og rislereaktor	58
5.5.1	Belastning med badende under UV/ozon afprøvning	58
5.5.2	Bundet klor i bassin ved drift med UV/ozon og rislereaktor	59
5.5.3	THM i bassin ved drift med UV/ozon og rislereaktor	60
5.5.4	Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med UV/ozon og rislereaktor	62
5.5.5	Økonomi for anlæg baseret på Chlorominator CLIII 30, ozon og rislereaktor	65
5.6	Vacuum-UV, APOP	66
5.6.1	Belastning med badende under APOP afprøvning	66
5.6.2	Bundet klor, fjernelseskapacitet med APOP	68
5.6.3	Bundet klor i bassin ved drift med APOP	69
5.6.4	THM i bassin ved drift med APOP	70
5.6.5	Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med APOP	72
5.6.6	Økonomi for anlæg baseret på APOP	75
6	SAMMENFATTENDE DISKUSSION	77
6.1	Systemforståelse	77
6.2	Tilførsel af belastningsstoffer	77
6.3	Omsætning og omdannelse af belastningsstoffer	78
6.3.1	Organisk stof	78
6.3.2	Dannelse og fjernelse af bundet klor	80
6.4	Dannelse og fjernelse af THM	81
7	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	85
8	REFERENCER	87
9	LISTE OVER FORKORTELSER ANVENDT I RAPPORTEN	89
10	ANNEX 1 – BADEBELASTNING	93
11	ANNEX 2 – DRIFTSDATA FOR VARMTVANDSBASSIN	105
12	ANNEX 3 – BUNDET KLOR: TIDSSERIE SAMT DATA FOR RATEFORSØG	111
13	ANNEX 4 – THM: TIDSSERIEFIGUR OG TABEL	123
14	ANNEX 5 – ØVRIGE VANDKVALITETSDATA	129
15	ANNEX 6 – MÅLINGER PÅ APOP OG SIMULERINGSMODEL FOR BUNDET KLOR	143

0 SAMMENFATNING

Klor har i mere end 100 år været det foretrukne desinfektionsmiddel til sikring af den hygiejniske kvalitet i svømmebadsvand. Det er imidlertid velkendt, at klor ved reaktion med organiske og uorganiske stoffer udskilt af de badende (sved, spyt, urin, hudrester) danner en række klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP), der forårsager akutte komfort- og sundhedsmæssige gener (røde, rindende øjne, astmaanfald mv.) samt kroniske luftvejssygdomme. Som følge af mangel på alternativer er fortsat anvendelse af klor det mest realistiske umiddelbare fremtidsscenarie for danske offentlige svømmebade. Der er dog gode muligheder for at reducere DBP-dannelsen ved en kombineret sænkning af det frie klorindhold og sænkning af pH – som det er praktiseret i en lang årrække i eksempelvis Tyskland og Østrig. Yderligere forbedring af vandkvaliteten med hensyn til DBP vil forventeligt kunne ske enten gennem direkte fjernelse af klorbiprodukterne eller fjernelse af de såkaldte forløbere for biprodukt-dannelsen – eksempelvis ved at undgå akkumulering af partikulært organisk stof i vandsystemets filtre.

Hovedformålet med projektet er at tilvejebringe et solidt dokumenteret grundlag for udvalgte UV-baserede teknologiers formåen til forbedring af vandkvaliteten i svømmebade med fokus på reduktion af bundet klor. Samtidig er det vigtigt gennem projektet at etablere solid dokumentation for eventuel påvirkning af THM-koncentrationen (trihalomethaner) ved anvendelse af teknologierne.

Til projektet er det valgt at udføre afprøvninger af konventionel UV samt UV-baseret avanceret oxidation teknologi:

- Lavtryks-UV og mellemtryks-UV (Chlorominator CLIII 30 fra Aqua System A/S)
- UV/TiO₂ (Wallenius AOT M900P fra Bluetec)
- UV i kombination med ozon og rislereaktor (Chlorominator CLIII 30 fra Aqua-system A/S i kombination med ozongenerator og rislereaktor fra Skjølstrup & Grønborg ApS – ULTRAAQUA)
- Vacuum-UV (APOP fra ScanResearch A/S)

Projektformålet er tilstræbt opnået gennem fuldskalaafprøvninger til fastlæggelse af de valgte teknologiers effektivitet ved gennemførelse af omfattende monitoringsprogrammer til evaluering af teknologierne. Herudover er gennemført økonomisk vurdering af de afprøvede teknologier inkluderende: investeringsomkostninger, energiforbrug, øvrige driftsomkostninger, særlige forhold, o.a.

Fuldskalaafprøvningerne er gennemført i Gladsaxe Svømmehals varmtvandsbassin, der er et traditionelt varmtvandsbassin med et samlet vandvolumen på 50 m³ og en temperatur på 31-34°C. Omsætningstiden for bassinet har i afprøvningsperioden været fastholdt på 30 minutter. De UV-baserede teknologier har i alle tilfælde været afprøvet ved behandling af en delstrøm – typisk 25% af hovedstrømsrecirkulationen. Ved afprøvning af UV/ozon/risle-reaktor lå delstrømmen dog i intervallet 7-15% med henblik på at optimere den avancerede oxidationsproces.

Ved belysning med UV-lys nedbringes indholdet af bundet klor i svømmebadsvand gennem fotolyse af det bundne klor (kloraminerne). Princippet i teknologien er, at UV-lamperne udsender UV-lys, der absorberes af de uorganiske og organiske kloraminer, som hermed bringes i en øget ustabil energitilstand, der kan føre til nedbrydning af mo-

lekylet. Hastigheden, hvormed nedbrydningen finder sted, er afhængig af en række faktorer så som UV-dosen, koncentrationen af de bundne klorkomponenter, graden af lysabsorption for de bundne klorkomponenter ved de udsendte lysbølgelængder, mv. Teknologiprøvningerne har således – for at etablere et bredt videngrundlag – omfattet forskellige UV-teknologier, der udsender lys ved forskellige bølgelængder, såvel som UV-doser over et bredt interval.

Dannelsen af klorbiprodukter kan også mindskes ved reducere indholdet af det organiske stof, der reagerer med klorindholdet – de såkaldte biproduktforløbere. Med henblik på at belyse disse muligheder er gennemført afprøvninger af UV-teknologier, der foruden fotolysen også baserer sig på avanceret oxidation. Ved avanceret oxidation dannes ekstremt stærke oxidanter – de såkaldte hydroxylradikaler – der er i stand til at fjerne (mineralisere) eller omdanne organisk stof i bassinvandet.

For at kunne vurdere de involverede teknologier er der gennemført et omfattende monitoringsprogram. Badebelastningen er fulgt ved hjælp af web-cam, som tog billeder af bassinet hvert kvarter, og antallet af badende i bassinet er efterfølgende optalt på fotos. Driftsparametrene: frit klor, temperatur og redoxpotentiale er fulgt med online-målinger. Frit klor og bundet klor blev fulgt med manuelle målinger morgen og aften – hver bestemmelse blev foretaget som gennemsnit af fire analyser for at mindske usikkerheden. THM – trihalomethaner – blev fulgt online med monitoring via MIMS (Membrane Inlet Mass Spectrometry). Alle online-målinger blev gemt i datalogger og telemetrisk overført til en database, så parametrene løbende kunne overvåges via internettet. Sideløbende blev der løbende udtaget manuelle prøver til analyse af bassinvandets indhold af organisk stof (NVOC), halogeneret organisk stof (AOX), og dannelsespotentialer i bassinvandet for AOX (AOX-DP) og THM (THM-DP).

Afprøvningen af teknologierne har dels omfattet korttidsmålinger til direkte karakterisering af teknologiernes kapacitet til påvirkning af vandkvaliteten og dels omfattet afvikling af programmer, hvor teknologiernes evne til at påvirke vandkvaliteten i bassinet ved længere tids drift under sædvanlig bassinbelastning er blevet karakteriseret.

Badebelastningen er dels opgjort som hyppighedsdiagrammer over antallet af badende i bassinet og dels som et derfra estimeret antal badende pr. dag ved antagelse af, at hver badende i gennemsnit opholder sig 30 minutter i bassinet. Hyppighedsdiagrammerne viste, at der i gennemsnit over hele åbningstiden opholdt sig omkring 10 badende i bassinet. I ca. 85% af tiden var der under 20 badende i bassinet. Det estimerede antal badende pr. dag var i gennemsnit ca. 230 personer, mens der i 85% af tiden var under 300 badende pr. dag.

Forsøgene med nedbrydning af bundet klor viste, at processen er afhængig af koncentrationen af bundet klor med faldende fjernelseshastighed i takt med faldende koncentration. Forsøgene viste også, at nedbrydningshastigheden – selv med de mest effektive teknologier – blev meget lav ved et niveau omkring 0,2 mg/l bundet klor. At der fortsat skete en nedbrydning, kunne ses af, at der ved fortsat behandling i et ekstra døgn uden anden belastning end den løbende belastning fra organisk stof fanget i sandfilteret kunne opnås bundet klor under 0,1 mg/l.

Forsøgene til belysning af det resulterende niveau af bundet klor i bassinet ved de forskellige teknologier viste, at de mest effektive teknologier til reduktion af bundet klor var mellemtryks-UV og vacuum-UV. I begge tilfælde udsender lamperne UV-lys, der er

fordelt over et bredt spektrum af bølgelængder. Ved anvendelse af lavtryks-UV, der udsender hele sit UV-lys inden for et smalt bånd omkring 254 nm, blev ikke opnået så effektiv reduktion af bundet klor. Denne teknologi er derimod velegnet til supplerende desinfektion af eventuelle klortolerante patogene mikroorganismer, idet desinfektionseffekten er maksimal ved denne bølgelængde.

Teknologiprøvningen viste, at der ved anvendelse af 2400W kombineret mellemtryks-UV og lavtryks-UV i det aktuelle varmtvandsbassin kunne opnås et indhold af bundet klor, der typisk lå i intervallet 0,2-0,5 mg/l – med de laveste værdier om morgenen og de højeste værdier om aftenen. Den typiske stigning af bundet klor i løbet af en badedag var således 0,1-0,2 mg/l. Ved anvendelse af 2800W vacuum-UV kunne opnås et typisk indhold af bundet klor i intervallet 0,2-0,4 mg/l med typiske daglige stigninger på 0,1 mg/l bundet klor. Til sammenligning var indholdet af bundet klor i gennemsnit 0,8-1,1 mg/l i referenceperioden uden UV-teknologi.

Teknologien med 160W lavtryks-UV kombineret med TiO_2 var ikke i stand til at holde niveauet af bundet klor nede og bør således anvendes i kombination med anden teknologi til kontrol af bundet klor. Ved anvendelse af teknologien med 8400W vacuum-UV blev opnået marginalt lavere indhold af bundet klor, men forbedringen kunne på ingen måde retfærdiggøre det høje energiforbrug, ligesom teknologien endvidere forårsagede markant stigende værdier af THM.

På baggrund af de målte fjernelseskapaciteter for bundet klor for de forskellige UV-teknologier, der er afprøvet i projektet, samt det brede spektrum af bundet klorforbindelser, der vil dannes ved kloring af de forskellige kildestoffer i sved og urin, må det anbefales at anvende bredspektret UV (mellemtryks-UV, eller vacuum-UV), når der sigtes mod reduktion af bundet klor i svømmebade. Dette skyldes, at de forskellige bundet klorforbindelser vil absorbere UV-lys ved forskellige bølgelængder. Den nødvendige UV-energimængde vil således afhænge af belastningen i det enkelte bassin samt af de acceptable variationer i koncentrationen af bundet klor over dagen.

Dannelseshastighederne for bundet klor under belastning vil i almindelighed overstige de opnåelige fjernelseshastigheder med UV-teknologien ved de lave bundet klor koncentrationer. Det må derfor forventes, at der vil ske en vis begrænset stigning i koncentrationen af bundet klor over dagen. Med baggrund i resultaterne af afprøvningerne i dette projekt vil der forventeligt i et varmtvandsbassin som det benyttede og tilsvarende belastet kunne opnås et gennemsnitlig bundet klorniveau på 0,2-0,4 mg/l med lav daglig variation med et mellemtryks-UV eller vacuum-UV-anlæg på 2,5-3 kW.

Der synes at være mulighed for at sænke dette niveau yderligere ved overgang til drift med lavklorering – eventuelt kombineret med hyppig fjernelse af frafiltreret organisk stof gennem nye filterteknologier med kontinuert skylning eller hyppig skylning af sandfiltre og genvinding af skyllevand.

Online-målingerne af THM viste såvel store daglige variationer i THM-koncentrationen som store variationer fra dag til dag. De daglige variationer skyldtes, at THM-koncentrationen byggede op om natten, mens den faldt om dagen som følge af afstripping til luften på grund af aktiviteten i bassinet – herunder driften af en svømmetræner/massage-jet, der øgede turbulensen i bassinet. De daglige variationer understregede med stor tydelighed, at resultater af undersøgelser baseret på THM-målinger udtaget ved stikprøver skal vurderes med stor forsigtighed for at undgå fejlkonklusioner.

Online-målingerne af THM viste også, at tilsætningen af salt til bassinet, der er nødvendig af hensyn til driften af in-line klor-elektrolysen, forårsagede betydelig dannelse af bromineret THM (primært bromdiklormethan) som følge af bromidindholdet i det tilsatte salt. Disse forstyrrelser i THM-sammensætning og -niveau blev efterfølgende mindsket ved at tilsætte salt hyppigere og i mindre doser. Alle THM-data, der var påvirket af salttilsætning, er udeladt af databehandlingen ved vurdering af teknologien.

Baseret på online-målingerne af THM blev for hvert døgn bestemt en maksimal (morgen) og en minimal (aften) THM-værdi samt en beregnet gennemsnitsværdi. For hver teknologi blev disse THM-værdier sammenholdt med THM-værdierne for referenceperioder uden UV-teknologi. Den gennemsnitlige THM-koncentration i referenceperioderne var 41 µg/l med typiske daglige variationer i intervallet 30-50 µg/l.

Resultatet af disse sammenligninger var, at der ikke for de afprøvede UV-teknologier Chlorominator (2400W kombineret lavtryks-UV og mellemtryks-UV), Wallenius AOT (160W) og APOP (2800W vacuum-UV) kunne konstateres nogen påvirkning af THM-koncentrationen. Ved UV-behandling med ekstrem høj effekt af APOP (8400W vacuum-UV) kunne konstateres en signifikant og betydelig stigning i THM-koncentrationen i bassinet til den dobbelte gennemsnitskoncentration. Denne effekt skyldes formentlig, at den meget kraftige UV-behandling gjorde bassinvandets indhold af organisk stof mere reaktivt i forhold til det frie klor. En anden mulighed er dannelsen af klorradikaler, der reagerede med bassinvandets indhold af organisk stof.

For to af de afprøvede avancerede oxidationsteknologier, UV/ozon og APOP, kunne konstateres en reduktion af indholdet af organisk stof i bassinvandet. Avanceret oxidation i form af kombineret UV og ozon var den mest effektive teknologi til at reducere indholdet af organisk stof. Der kunne dog ikke under de aktuelle afprøvningsforhold observeres, at selv den mest effektive reduktion i indholdet af organisk stof havde nogen tilsvarende reducerende effekt på dannelsen af THM. Denne teknologiafprøvning har således ikke påvist, at fjernelse af biproduktforløbere (i form af organisk stof) gennem avanceret oxidation er en farbar vej til at nedbringe indholdet af THM. De øgede udgifter til investering og drift af avanceret oxidation kan således ikke ud fra disse resultater retfærdiggøres.

Ved afprøvningen af den kombinerede UV/ozon-teknologi var anlægget forsynet med en rislereaktor til at sikre, at der ikke kunne slippe ozon ind i bassinet. Målinger på rislereaktoren viste, at denne teknologi var særdeles effektiv til at reducere indholdet af THM i bassinvandet.

Omkostningerne til investering i UV-teknologi til effektiv nedbringelse af bundet klor ligger for de afprøvede teknologier – inklusive installation mv. – omkring 155.000-215.000 kr., mens omkostningerne til drift ligger omkring 25.000-30.000 kr. om året. Ved overgang til drift med lavere indhold af frit klor vil dannelsen af bundet klor dog reduceres, og der vil derfor være mulighed for at reducere disse driftsudgifter.

Investeringsomkostninger til effektiv reduktion af THM ved hjælp af rislereaktor som THM-stripper vil være omkring 150.000 kr., og tilhørende driftsudgifter vil være ca. 5.000-10.000 kr. pr. år.

SUMMARY

For more than 100 years chlorine has been the preferred disinfectant to ensure the hygienic quality of swimming pool water. It is a well-known fact, however, that chlorine when reacting with organic and inorganic matter released from people bathing (sweat, saliva, urine, skin residues) will form a number of chlorinated disinfection by-products (DBP) causing acute comfort and health related nuisances (red running eyes, asthma attacks etc.) as well as chronic respiratory diseases.

Due to the lack of alternatives the continued use of chlorine is the most realistic immediate future scenario for Danish public swimming baths. However, there are good opportunities to reduce the DBP formation via a combined reduction of the free chlorine content and lowering of pH – as it has been practised for years e.g. in Germany and Austria. Further improvement of the water quality with regard to DBP will probably be possible either through direct removal of chlorine by-products or removal of the so-called precursors for by-product formation – e.g. by avoiding accumulation of particulate organic matter in the filters of the water system.

The main purpose of the project is to produce a solid and well documented basis for the capability of selected UV-based technologies for improvement of the water quality in public swimming pools with special focus on reduction of combined chlorine. At the same time it is important throughout the project to establish solid documentation of possible impact on the THM concentration when using the technologies.

For the project it has been chosen to carry out tests of conventional UV as well as UV-based advanced oxidation technology:

- Low pressure UV and medium pressure UV (Chlorinator CLIII 30 from Aqua System A/S)
- UV/TiO₂ (Wallenius AOT M900P from Bluetec)
- UV in combination with ozone and stripper reactor (Chlorinator CLIII 30 from Aquasystem A/S in combination with ozone generator and stripper reactor from Skjølstrup & Grønborg ApS – ULTRAAQUA)
- Vacuum-UV (APOP from ScanResearch A/S).

The aim has been to achieve the project purpose via full-scale tests to determine the efficiency of the selected technologies through comprehensive monitoring programmes for evaluation of the technologies. In addition to this a financial evaluation of the tested technologies has been carried out including: Investment costs, energy consumption, other operating costs, special conditions etc.

The full-scale tests were carried out in the warm water pool at Gladsaxe Sports Centre – a traditional warm water pool with a total water volume of 50 m³ and a temperature of 31-34°C. In all cases the UV-based technologies have been tested by treatment of a sidestream – typically 25% of the main stream recirculation. By testing of UV/ozone/stripper reactor, however, the sidestream was in the interval 7-15% with a view to optimising the advanced oxidation process.

With UV treatment the content of combined chlorine in swimming pool water is reduced via photolysis of the combined chlorine (chloramines). The principle of the technology is that the UV lamps emit UV light which is absorbed by the inorganic and or-

ganic chloramines which are thus brought into an increasingly unstable energy condition which can lead to breakdown of the molecule. The rate at which the breakdown takes place depends on a number of factors such as the UV dose, the concentration of the combined chlorine, the degree of light absorption for the combined chlorine components by the emitted light wavelength etc. Therefore, in order to establish general knowledge, the technology tests have included various UV technologies emitting light at different wavelengths as well as UV doses over a wide interval.

One way to reduce the formation of unwanted chlorine by-products could be to reduce the content of the organic matter reacting with the chlorine content – the so-called by-product precursors. With a view to shed light on such options tests of UV technologies have been carried out, which in addition to photolysis are also based on advanced oxidation. By advanced oxidation extremely strong oxidants are formed – the so-called hydroxyl radicals – which are capable of removing (mineralising) or transform organic matter in the pool water.

In order to evaluate the involved technologies a comprehensive monitoring program has been undertaken. The bather load has been observed by means of a webcam taking photos of the pool every quarter of an hour, and the number of bathing people in the pool has then been counted on the photos. The operation parameters: free chlorine, temperature and redox potential have been monitored with online measurements. Free chlorine and combined chlorine was monitored with manual measurements in the morning and evening – each determination was made as an average of four analyses in order to reduce uncertainty. THM – trihalomethanes – were monitored online via MIMS (Membrane Inlet Mass Spectrometry). All online measurements were stored in a data logger and telemetrically transferred to a database for continuous monitoring via the internet.

Concurrently, manual samples were extracted for analysis of the contents in the pool water of organic matter (NVOC), halogenated organic matter (AOX) and the formation potential in the pool water for AOX (AOX-FP) and THM (THM-FP).

Testing of the technologies has encompassed short-term measurements for direct characterization of the capacity of the technologies to influence the water quality where this has been possible, as well as execution of programmes where the capability of the technologies to influence the water quality in the pool at long-term operation under usual pool load has been characterized.

The tests with breakdown of combined chlorine showed that the process depends on the concentration of combined chlorine with decreasing removal rate concurrently with decreasing concentration. The tests also revealed that the breakdown rate – even with the most efficient technologies – was very low at a level around 0.2 mg/l combined chlorine. The breakdown process was visible in the fact that with continued treatment for additional 24 hours with zero bather load a combined chlorine level below 0.1 mg/l could be achieved.

The tests carried out to illustrate the resulting level of combined chlorine in the pool using the various technologies showed that the most efficient technologies for reduction of combined chlorine were medium pressure UV and vacuum UV. In both cases the lamps emit UV light distributed over a broad spectrum of wavelengths. When using low pressure UV emitting all its UV light within a small band around 254 nm, the achieved reduction of combined chlorine was not quite as efficient. This technology, on the other

hand, is suitable for additional disinfection of potential chlorine-tolerant pathogenic microorganisms.

The technology tests showed that when applying 2400 W combined medium pressure UV and low pressure UV in the warm water pool, a combined chlorine content typically in the range of 0.2 to 0.5 mg/l could be achieved – with the lowest values in the morning and the highest values in the evening. The typical increase in combined chlorine during a bathing day was thus 0.1 to 0.2 mg/l. When applying 2800 W vacuum-UV a typical combined chlorine content in the range of 0.2 to 0.4 mg/l could be achieved, with typical daily increases of 0.1 mg/l combined chlorine. For comparison the average concentration of combined chlorine in reference periods without UV technology was 0.8-1.1 mg/l.

The technology with 160W low pressure UV combined with TiO₂ was not able to keep down the level of combined chlorine, and thus it should be applied in combination with another technology for control of combined chlorine. With the technology of 8400W vacuum-UV a marginally lower content of combined chlorine was achieved. However, the improvement could in no way justify the high energy consumption, and at the same time the technology resulted in significantly increasing THM values.

Based on the removal capacities measured for combined chlorine from the different UV technologies tested in the project, it is recommended to use broad-spectrum UV (medium pressure UV or vacuum-UV) when the aim is to reduce combined chlorine in swimming pools. This is due to the fact that the various combined chlorine compounds will absorb UV light at different wavelengths. Thus, the necessary UV energy amount will depend on the load in the individual pool as well as the acceptable variations in the combined chlorine combination during the day.

Normally, the formation rate for combined chlorine during load will exceed the achieved removal rate of the UV technology at low combined chlorine concentrations. Therefore, it must be expected that a certain limited increase in combined chlorine will take place during the day. Based on the results of the tests carried out under this project the expected average combined chlorine level which can be achieved in a warm water pool like the one in question with a similar load around 230 bathers per day is 0.2 to 0.4 mg/l with a low daily variation with a medium pressure UV or vacuum-UV plant of 2.5 to 3 kW.

It seems possible to further lower this level by switching to low chlorination operation – potentially combined with frequent removal of filtered organic matter via new filter technologies with continuous flushing or frequent flushing of sand filters and recycling of filter flush water.

Online measurements of THM showed large daily variations in the THM concentration as well as large day-to-day variations. The daily variations were due to the THM concentration building up at night and decreasing during daytime as a result of loss to the air caused by the pool activity – including operation of a swimming trainer/massage jet which increased the turbulence in the pool. The observed daily variations showed that results of tests based on THM measurements taken as grab samples must be evaluated very carefully to avoid misinterpretation of the results.

The online measurements of THM also showed that the addition of salt to the pool, which is required for operating the in-line chlorine electrolysis, caused considerable formation of brominated THM (primary bromodichloromethane) as a result of the bromide content in the salt added. These disturbances in the THM composition and level were subsequently reduced by adding salt more frequently and in smaller doses. All THM data influenced by added salt have been omitted from the data processing when evaluating the technologies.

Based on the online measurements of THM a maximum (morning) and minimum (evening) THM value were determined for every 24 hours together with an average value calculated from these values. For each technology these THM values were compared to the THM values for reference periods without UV technology. The average THM concentration in the reference periods was 41 µg/l with typical daily variations ranging from 30 to 50 µg/l.

For the tested UV technologies: Chlorinator (2400W combined low pressure UV and medium pressure UV), Wallenius AOT (1600W) and APOP (2800W vacuum UV) no influence of the THM concentration was observed. For UV treatment with extremely high effect of APOP (8400W vacuum-UV) a significant and considerable increase in the pool water THM concentration to double the average concentration was found. This was probably caused by an increased reactivity of the organic matter due to the extreme UV-dose.

For two of the tested advanced oxidation technologies, UV/ozone and APOP, a reduction in the content of organic matter in the pool water could be observed. Advanced oxidation in the form of combined UV and ozone was the most efficient technology to reduce the content of organic matter. However, under the actual test conditions it could not be observed that even the most effective reduction in the content of organic matter had any equivalent reducing effect on the formation of THM. Thus, based on this technology test removal of by-product precursors (in the form of organic matter) via advanced oxidation is not a feasible road to reduce the THM content. Therefore, the increased costs for investment in and operation of advanced oxidation cannot be justified based on these results.

When testing the combined UV/ozone technology the plant was equipped with a stripper reactor to secure that no ozone would enter the pool. Measurements on the stripper reactor showed that this technology was very effective to reduce the THM content in the pool water.

The costs of investment in UV technology for effective reduction of combined chlorine are for the tested technologies, including installation etc., in the range of 155,000 to 215,000 DKK, and the operating costs around 25,000 to 30,000 DKK per year. However, if shifting to operation with a lower content of free chlorine, the formation of combined chlorine will be reduced and it will be possible to reduce the operating costs through energy savings.

Investment costs for effective reduction of THM by means of a stripper reactor will amount to approx. 150,000 DKK and the yearly operating costs will be 5,000 to 10,000 DKK.

1 BAGGRUND OG FORMÅL

1.1 Baggrund

Den rekreative industri omfattende svømmehaller, vandlande, wellness-centre og andre svømmebadsrelaterede anlæg er i stærk vækst såvel nationalt som internationalt, og denne udvikling forventes at fortsætte på grund af øget velstand og fritid i de industrialiserede samfund. På den baggrund er det forventeligt, at det enkelte svømmebad vil opleve en øget belastning med badende og dermed skærpede krav til sikring af en tilfredsstillende vandkvalitet med hensyn til såvel mikrobiologiske parametre som klorerede biprodukter.

Klor har i mere end 100 år været det foretrukne desinfektionsmiddel til sikring af den hygiejniske kvalitet i svømmebadsvand. Det grundlæggende problem med anvendelsen af klor er imidlertid, at det ikke reagerer selektivt med mikroorganismer, og det er velkendt, at klor ved reaktion med organiske og uorganiske stoffer udskilt af de badende (sved, sput, urin, hudrester) danner en række klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP), der forårsager akutte komfort- og sundhedsmæssige gener (røde, rindende øjne, astmaanfald m.v.) samt kroniske luftvejssygdomme. Herudover er der usikkerhed om eventuelle carcinogene effekter for nogle af de dannede klorerede organiske forbindelser ved de relevante eksponeringsscenerier, *Miljøstyrelsen (2007a)*. De mest velkendte DBP'er er kloraminer/bundet klor (mono-, di- og triklorammin), hvoraf triklorammin udgør det største komfort- og sundhedsmæssige problem, og trihalomethaner (THM), hvoraf kloroform udgør den største andel. Derudover dannes også halogenerede eddikesyrer (HAA) og haloacetonitriler (HAN). En lang række af andre klorerede organiske stoffer vides også at dannes, men disse er ikke eller kun sparsomt identificeret, *Miljøstyrelsen (2007a)*.

Til trods for de komfortmæssige gener af de desinfektionsbiprodukter, der dannes som følge af brugen af klor, viste resultaterne af udredningsprojektet ”Alternativer til klor som desinfektionsmiddel i offentlige svømmebade”, *Miljøstyrelsen (2007a)*, at en fortsat anvendelse af klor er det mest realistiske fremtids-scenarie – dog med en forbedret kontrol af DBP-dannelsen ved en kombineret sænkning af det frie klorindhold og sænkning af pH som allerede praktiseret i eksempelvis Tyskland og Østrig.

Yderligere forbedring af vandkvaliteten med hensyn til DBP vil kunne ske ved reduceret dannelse – kontrolleret gennem drift ved lavere koncentrationer af frit klor – samt ved effektiv vandbehandling, der fjerner enten biprodukterne selv eller de såkaldte forløbere for biprodukt-dannelsen. Vandkvaliteten i svømmebade sikres i dag ved kontinuerlig recirkulation af bassin vandet gennem et vandbehandlingsanlæg, der for langt de fleste danske svømmebade i dag består af en kombination af flokkulering, sandfiltrering, aktiv kul og klorering. Den traditionelle teknologi har imidlertid vist sig ikke at være tilstrækkelig effektiv til fjernelse af forløbere og biprodukter til, at vandkvalitetskravene i den eksisterende lovgivning har kunnet strammes til trods for ønsker om dette blandt både myndigheder og brancheforeninger.

I ovennævnte udredningsprojekt, *Miljøstyrelsen (2007a)*, er der imidlertid peget på en række teknologier, som er velkendte og velafprøvede i andre vandbehandlingssammenhænge, og som ved tilpasning vil kunne bidrage til en forbedret vandkvalitet i svømme-

bade gennem mere effektiv fjernelse af forløbere og biprodukter. Det er blandt disse teknologier, at de teknologier, der er afprøvet i nærværende projekt, er valgt.

1.2 Projektets formål

1.2.1 Formål

Hovedformålet med projektet er at tilvejebringe data og dokumentation for udvalgte UV-baserede teknologiers formåen til forbedring af vandkvaliteten i svømmebade med hensyn til klorerede biprodukter. Den genererede viden og dokumentation af teknologiernes effektivitet til fjernelse/begrænsning af de uønskede desinfektionsbiprodukter ved indplacering i eksisterende vandbehandlingsanlæg skal medvirke til, at de nye teknologier kan installeres i svømmebadsanlæg så effektivt som muligt med hensyn til omkostninger til investering og drift. Til projektet er valgt at udføre afprøvninger af konventionel UV samt UV-baseret avanceret oxidations teknologi. Følgende teknologier er afprøvet gennem projektet:

- Chlorominator CLIII 30; Fotolyse ved kombineret lavtryks-UV og mellemtryks-UV; Leverandør: Aqua System A/S
- Wallenius AOT M900P; Fotolyse ved lavtryks-UV kombineret med avanceret oxidation ved hjælp af TiO_2 ; Leverandør: Bluetec
- Chlorominator CLIII 30 i kombination med ozon og rislereaktor; Fotolyse ved lavtryks-UV og mellemtryks-UV kombineret med avanceret oxidation gennem tilsætning af ozon og efterfølgende afstripping i rislereaktor; Leverandører: Aqua System A/S og Skjølstrup & Grønborg ApS – ULTRAAQUA
- Vacuum-UV; Fotolyse kombineret med avanceret oxidation ved vacuum-UV; Leverandør: ScanResearch A/S

Projektformålet er tilstræbt opnået ved gennemførelse af fuldskalaafprøvninger med de valgte UV-baserede teknologier under samtidig gennemførelse af omfattende monitoringsprogrammer til evaluering af teknologierne.

Herudover er gennemført teknisk og økonomisk vurdering af de afprøvede teknologier inkluderende: effektivitet, investeringsomkostninger, energiforbrug, øvrige driftsomkostninger, særlige forhold, o.a.

1.2.2 Projektgruppen

Projektet er gennemført af en projektgruppe bestående af DHI, DTU Miljø og Gladsaxe Svømmehal – med DHI som projektansvarlig. DHI har varetaget den overordnede projektledelse samt systemforberedelse, etablering af online-målestation inklusive online THM-monitoring, web-cam monitoring og optælling af badende, datalogning og telemetrisk dataoverførsel samt – i samarbejde med de relevante teknologileverandører – planlægning og gennemførelse af afprøvning af: Chlorominator CLIII 30, Wallenius AOT M900P og Chlorominator CLIII 30 i kombination med ozon og rislereaktor. DTU Miljø har forestået planlægning og gennemførelse af afprøvning af APOP (vacuum-UV) samt stået for gennemførelse af det kemiske analyseprogram. Gladsaxe Svømmehal har varetaget en lang række opgaver i forbindelse med tilpasning af varmtvandsbassinets vandbehandlingsystem, samt tilsyn af drift, prøvetagning og analyse af daglige driftsparametre.

Projektgruppens sammensætning har været:

Gert Holm Kristensen, DHI (projektleder)
Morten Møller Klausen, DHI
Kenneth Janning, DHI
Henrik Andersen, DTU Miljø
Erik Arvin, DTU, Miljø
Hans Jørgen Albrechtsen, DTU Miljø
Jens Christian Olesen, Gladsaxe Svømmehal
Jørgen Vienberg, Gladsaxe Svømmehal
Tom Østmar, Gladsaxe Svømmehal

Herudover har:

Dr. Lothar Erdinger, Institut for Hygiene, Heidelberg Universitet
Professor Frants Lauritsen, KU Pharma

været tilknyttet projektgruppen som videnskabelige konsulenter:

1.2.3 Følgegruppe

Projektet har været tilknyttet en følgegruppe med følgende sammensætning:

By- og Landskabsstyrelsen, v/Lise-Lotte Nielsen (formand)
By- og Landskabsstyrelsen, v/Anne Christine Duer
Miljøstyrelsen, v/Linda Bagge
Sundhedsstyrelsen, v/Henrik Kirkeby
Dansk Svømmebadsteknisk Forening, v/Henry Andersen
Danske Fysioterapeuter, Faggruppen for Bassinterapi, v/Anne Downey
Københavns Kommune, v/Reza Hosainzadeh
Gladsaxe Kommune, v/Kim Jensen
Gladsaxe Sportscenter, v/Jens Christian Olesen
Rambøll, v/Henning Hammerich
Jysk Svømmebadsteknik, v/Birger Nørholm Jacobsen
Aqua System A/S, v/Ole Valbak
ScanResearch A/S, v/Povl Kaas
Bluetec, v/Mikael Jakobsen
Skjølstrup & Grønborg ApS – ULTRAAQUA, v/Ole Grønborg

1.3 Rapportens opbygning

I kapitel 2 er givet en præsentation af afprøvningsfaciliteterne i form af varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal med tilhørende vandbehandlingsanlæg og driftsomstændigheder.

I kapitel 3 er givet en beskrivelse af de fire teknologier, der har været afprøvet i fuldskala, samt de involverede virkemåder for teknologierne.

Kapitel 4 beskriver det gennemførte forsøgsprogram til afprøvning af de fire teknologier samt monitoringsprogrammet med måling af badebelastning, online-parametre samt prøvetagnings- og analyseprogram.

I kapitel 5 er resultaterne af de fire teknologiafprøvninger gennemgået, og måleresultater er præsenteret og kommenteret. Endvidere er givet en økonomisk vurdering for hver af de afprøvede teknologier.

Kapitel 6 indeholder en sammenfattende diskussion af de fundne observationer med udgangspunkt i en systemforståelse for dannelse og fjernelse af klorbiprodukterne – bundet klor og THM.

I kapitel 7 er sammenfattet konklusioner og anbefalinger.

2 GLADSAXE SVØMMEHALS VARMTVANDSBASSIN

Varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal består af et traditionelt varmtvandsbassin, hvor der er koblet et lille, parallelt soppebassin på samme vandbehandlingsanlæg. Varmtvandsbassinets volumen udgør langt størsteparten af det samlede bassinvolumen. Varmtvandsbassinet med tilhørende soppebassin er vist i figur 2.1.

Data for varmtvandsbassinet er:

- Volumen: 50 m³
- Omsætningstid: 30 minutter
- Temperatur: 31-34°C



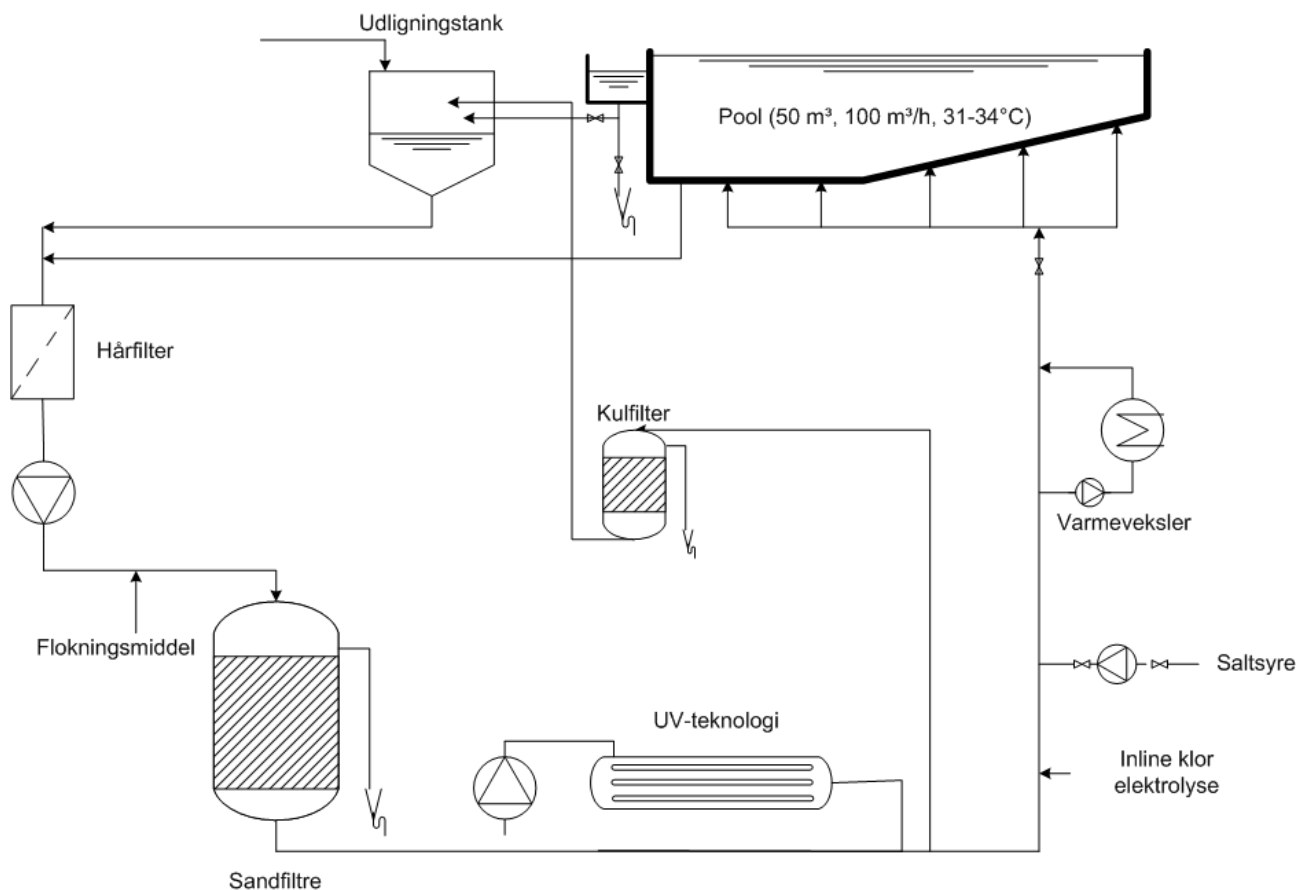
Figur 2.1 Foto fra Gladsaxe Svømmehals varmtvandsbassin.

2.1 Vandbehandlingsanlæg

Det eksisterende vandbehandlingsanlæg for varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal er vist på figur 2.2. Hovedstrømmen er typisk ca. 100 m³/h, mens delstrømmen gennem UV-anlægget typisk ligger på 25-30 m³/h. Delstrømmen gennem det aktive kulfilter ligger typisk omkring 10 m³/h.

Vandbehandling og monitorering af vandkvaliteten omfatter:

- Grovfilter (1 stk.)
- Sandfilter (6 stk.)
- Aktiv kulfilter på delstrøm (1 stk.)
- UV-behandling på delstrøm – kombineret mellemtryk (1200W) og lavtryk (1200W)
- Klorelektrolyse i in-line-anlæg (2 stk.)
- Online-måling af frit klor, pH, redox, og temperatur
- Online-styring af frit klor, pH og temperatur



Figur 2.2 Skitse af vandbehandling for Gladsaxe Svømmehals varmtvandsbassin.

2.2 Drift og styring

Fra bassinet er etableret en målestrøm, der konstant cirkulerer bassinvand til et online-målesystem, der fungerer som basis for anlæggets automatiske styring. Online-målesystemet består af måling af frit klor, pH, temperatur og redox. Frit klor sensoren styrer klordosering via klorelektrolysen, og der er i forsøgsperioden styret efter et indhold af frit klor på 1,0-1,1 mg/l. pH-sensoren styrer dosering af saltsyre, og der er i forsøgsperioden styret efter pH på 7,1.

Der er gennem hele forsøgsperioden – og konstant over døgnet – fastholdt en recirkuleret vandmængde over sandfiltrene på 100 m³/h svarende til en omsætningstid på 30 minutter. Sandfiltrene skylles manuelt med halvdelen af filtrene hver uge, således at skyllefrekvensen på filtrene har typisk har været to uger.

Gennem forsøgsperioden var det aktive kulfilter lukket af. Dette var valgt på grund af forsøgets lange varighed, hvorunder varierende effektivitet af et aktiv kulfilter vil kunne påvirke vandkvaliteten forskelligt for forskellige UV-teknologier – og dermed kunne give anledning til fejltolkninger vedrørende de undersøgte teknologier.

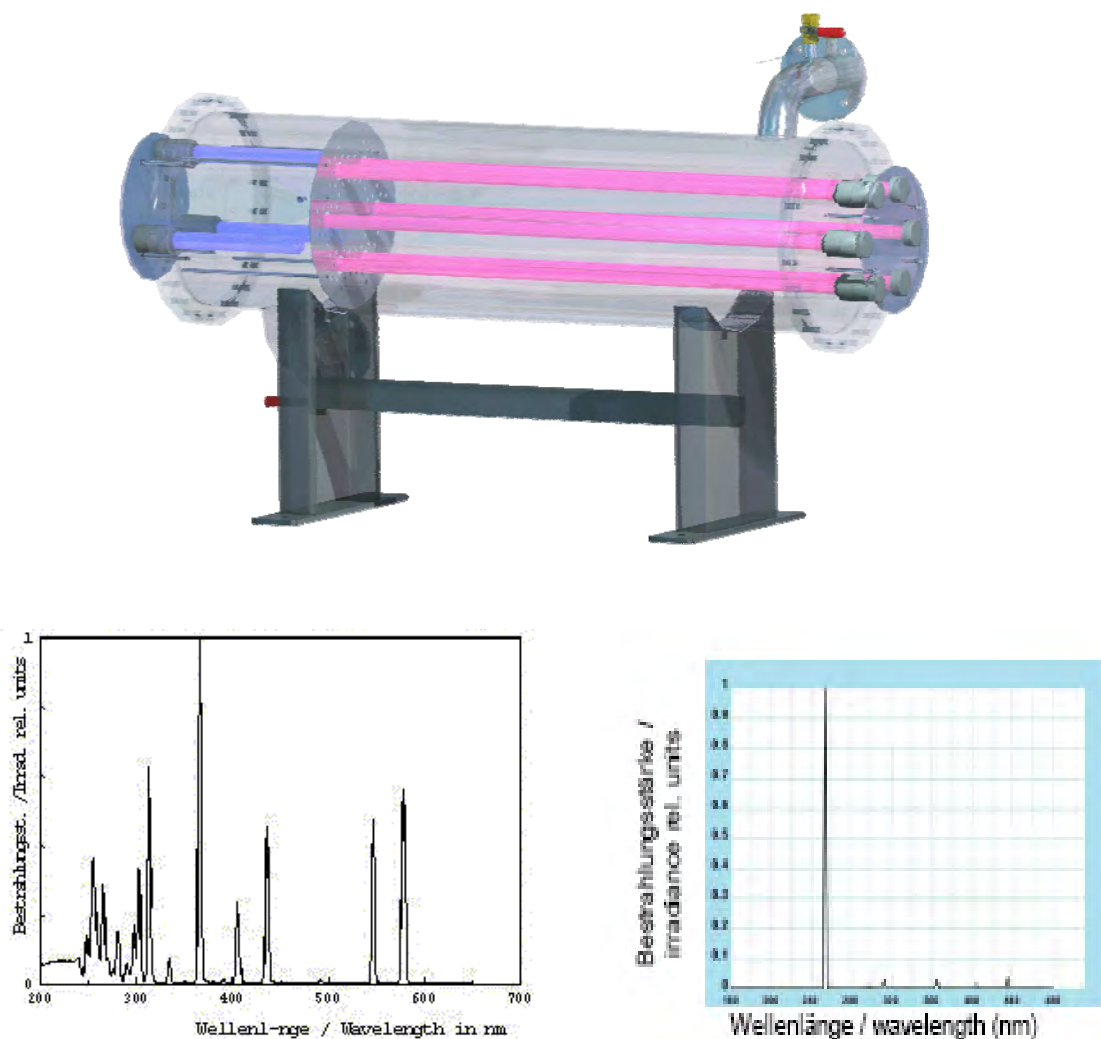
3 **TEKNOLOGIBESKRIVELSER**

I dette kapitel er de fire UV-baserede vandbehandlingsteknologier, der blev valgt til at deltage i teknologiafprøvningen, beskrevet.

3.1 **Chlorominator CLIII 30**

3.1.1 **Teknologibeskrivelse**

Chlorominator CLIII 30 er en reaktor udformet i rustfrit stål. Reaktorens volumen er ca. 300 liter, og reaktoren er forsynet med en kombination af lavtryks-UV og mellemtryks-UV. En skitse af teknologien er vist på figur 3.1, og et foto er vist på figur 3.2. Tilløb og afløb er etableret radiært i hver sin ende af reaktoren. I den ene ende af reaktoren er indført 6 stk. 200W lavtrykslamper, og i den anden ende er indført 3 stk. 400W mellemtrykslamper. Den samlede effekt er således 2400W ligeligt fordelt mellem lavtryks-UV og mellemtryks-UV.

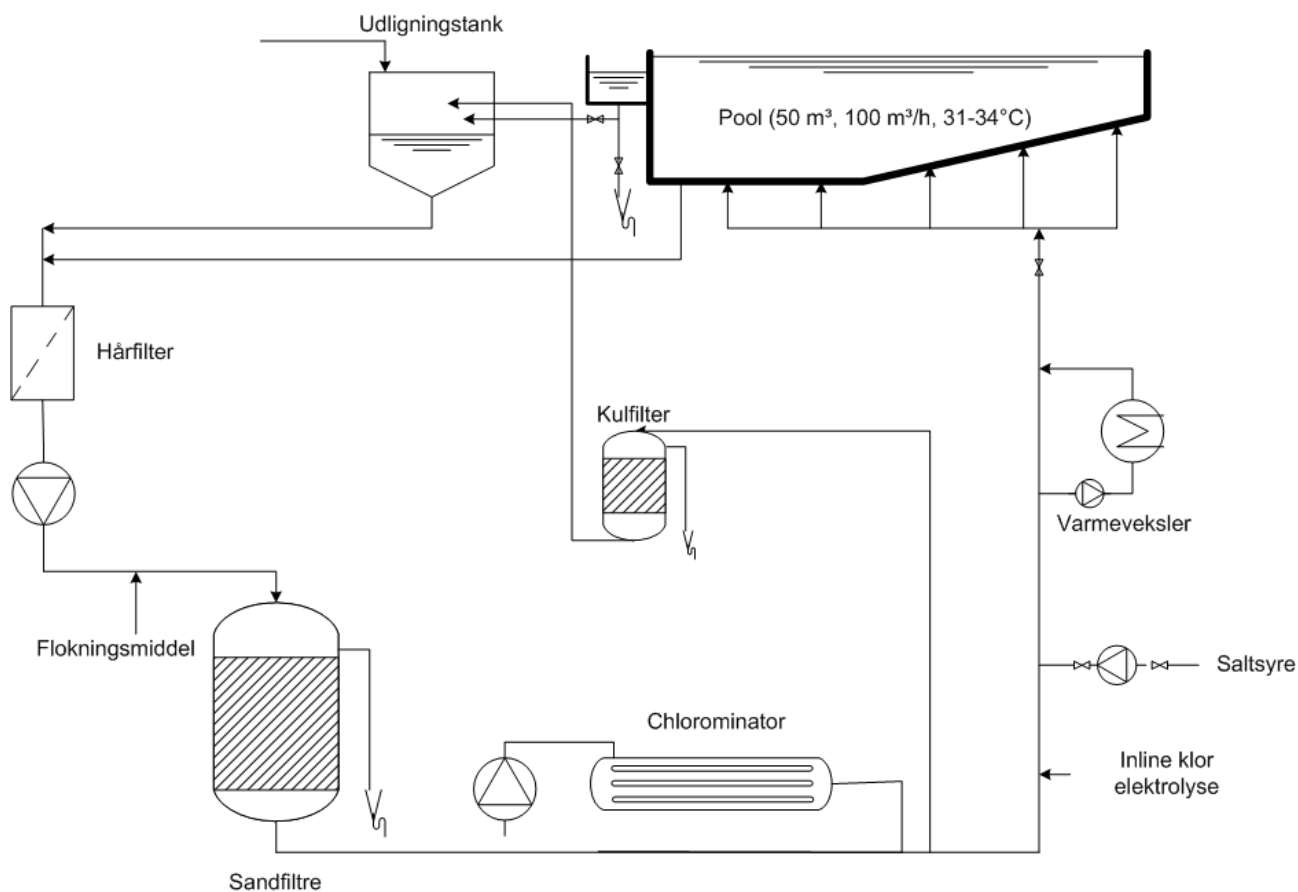


Figur 3.1 Skitse af den afprøvede Chlorominator CLIII 30 med kombineret lavtryks-UV (1200W) og mellemtryks-UV (1200W), samt spektrum for de to UV-lampetyper.

Den afprøvede Chlorinator er den UV-teknologi, der er fast installeret i vandkredsløbet til Gladsaxe Svømmehals varmtvandsbassin. Teknologien er installeret i en delstrøm som vist på figur 3.3, der således illustrerer det aktuelle set-up for afprøvningen. Flow i delstrømmen styres af en pumpe med frekvensomformer og ligger typisk i området 25-30 m³/h.



Figur 3.2 Foto af den afprøvede Chlorinator CLIII 30 placeret i sidestrøm.

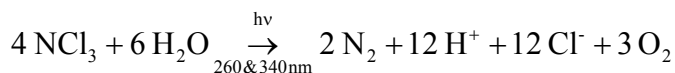
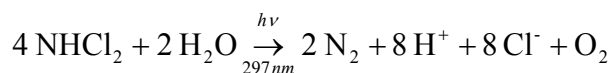
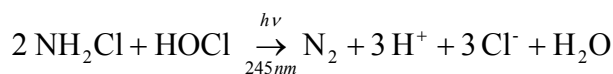


Figur 3.3 Vandkredsløb med placering af den afprøvede Chlorinator CLIII 30 i delstrøm.

3.1.2 Virkemåde

Chlorominator er designet til at nedbringe indholdet af bundet klor i svømmebadsvand gennem fotolyse af kloraminer. Princippet i teknologien er, at UV-lamperne emitterer UV-lys, der absorberes af de uorganiske og organiske kloraminer, som hermed bringes i en øget ustabil energitilstand (exciteret tilstand), der kan føre til nedbrydning af molekylet. Hastigheden, hvormed nedbrydningen finder sted, er afhængig af en række faktorer så som UV-dosen, koncentrationen af bundne klorkomponenter, graden af lysabsorption for de bundne klorkomponenter ved de emitterede lysbølgelængder, kvanteudbyttet udtrykt som andelen af lysabsorptioner, der fører til nedbrydning, i forhold til det totale antal lysabsorptioner.

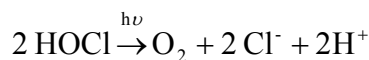
Reaktionerne kan for de uorganiske kloraminer beskrives som:



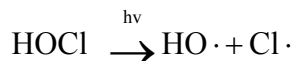
Der findes eksempler på, at det eksperimentelt er vist, at nedbrydningen foregår efter andre reaktionsligninger, hvorved der i stedet for kvælstof (N_2) dannes nitrat (NO_3^-) eller ammonium (NH_4^+).

I Chlorominatoren anvendes to forskellige typer UV-lamper: lavtryks-UV-lamper (LP), der udsender monokromatisk UV-lys ved en bølgelængde på 254nm og mellemtryks-UV-lamper, der udsender et bredspektret UV-lys i bølgelængdeområdet 200-400nm. Teknologien retter sig således mod nedbrydning af et bredt spektrum af bundne klor forbindelser med forskellige UV-absorptionsmaksima – som eksempelvis monokloramin (254 nm), dikloramin (207 og 297 nm), *Gerardin & Subra (2004)*, og trikloramin (225, 260 og 343 nm), *Schmalz et al. (2007)*.

Også frit klor fotolyseres ved UV-behandling, hvilket er en uønsket tabsreaktion for klor, hvor der dannes uskadeligt forbindelser:



Imidlertid kan fotolyse af hypoklor også føre til dannelse af reaktive hydroxylradikaler og klorryadikaler:



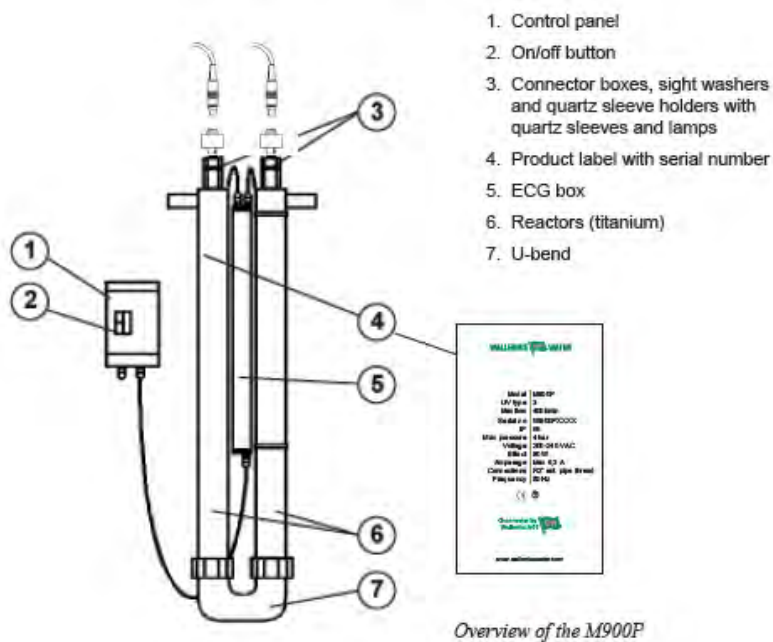
Fotolysen af det frie klor sker her under dannelse af såkaldte fotooxidanter i form af hydroxylradikaler ($\text{OH}\cdot$) og frie klorryadikaler ($\text{Cl}\cdot$), der er endnu stærkere oxidationsmidler end klor. Hydroxylradikalet er den altdominerende fotooxidant med hensyn til videre reaktion i vandet, mens reaktionshastigheden af klorryadikalerne er uden betydning ved samtidig tilstedeværelse af organisk stof, der kan reagere med de dannede fotooxidanter. Klorryadikalerne udkonkurreres således i høj grad af hydroxylradikalerne for reaktion med organisk stof, og klorryadikalerne vil i langt højere grad reagere med vand og danne yderligere hydroxylradikaler. Den uundgåelige fotolyse af frit klor ved UV-behandlingen medfører således et øget klorforbrug.

3.2 Wallenius AOT

3.2.1 Teknologibeskrivelse

Den afprøvede Wallenius AOT M900P er opbygget af to rørformede reaktorer af titanium – hver forsynet med en 80W lavtryks-UV-lampe. Den samlede installerede UV-effekt var således 160W. De to rør kan forbindes i U-form som vist på skitsen figur 3.4, eller i forlængelse som vist på foto, figur 3.5, der viser teknologiopsætningen, som blev benyttet ved afprøvningen i Gladsaxe Svømmehal.

Tilløb til reaktoren sker i den ene ende og afløb i den anden af den rørformede reaktor. Både tilløb og afløb sidder vinkelret i forhold til reaktoreernes længderetning.

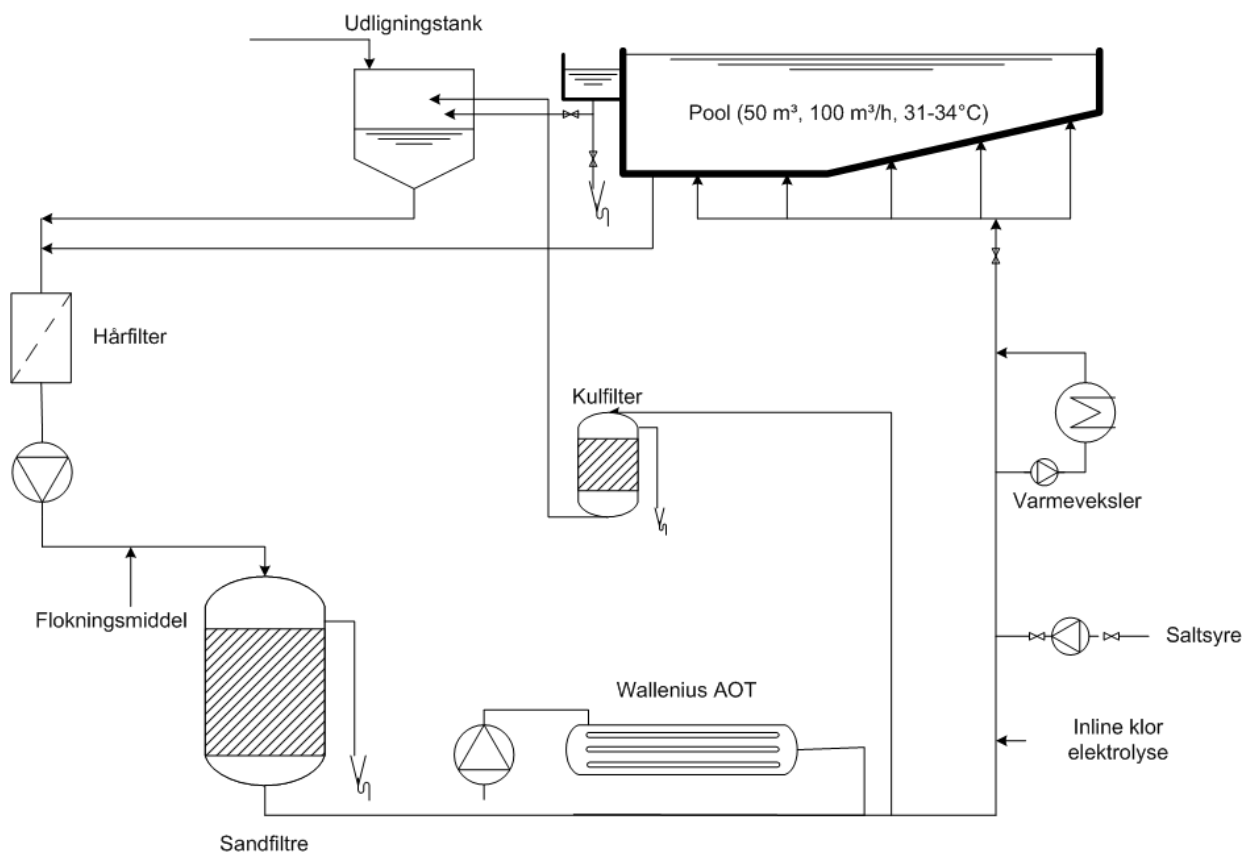


Figur 3.4 Skitse af den afprøvede Wallenius AOT M900P (UV/TiO₂-reaktor) i U-form.



Figur 3.5 Foto af den afprøvede Wallenius AOT M900P placeret i delstrøm i Gladsaxe Svømmehal.

Wallenius AOT M900P blev installeret i en delstrøm i varmtvandsbassinets vandkredsløb, som vist i skitsen figur 3.6. Placeringen var således helt tilsvarende placeringen af Chlorinator-teknologien, og det benyttede flow i delstrømmen var ligeledes $25 \text{ m}^3/\text{h}$, svarende til designflow.



Figur 3.6 Vandkredsløb med placering af Wallenius AOT M900P i sidestrøm.

3.2.2 **Virkemåde**

Wallenius AOT er designet til at nedbringe indholdet af bundet klor i svømmebadsvand gennem fotolyse af kloraminer samt gennem nedbrydning af organiske kvælstofforbindelser via dannelse af hydroxylradikaler – en meget stærk oxidant. De organiske kvælstofforbindelser er forløbere til dannelsen af bundet klor i bassinvandet.

Fotolysen af bundet klor foregår efter de samme virkningsmekanismer som beskrevet i afsnit 3.1.2, dog med den forskel, at Wallenius AOT M900P er forsynet med lavtryks UV-lamper, der udelukkende udsender mono-kromatisk UV-lys ved en bølglængde på 254nm. Teknologien retter sig således mod fotolyse af bundne klorforbindelser, der har deres maksimale UV-lys absorption i et snævert bånd omkring 254nm. Teknologien er nærmere beskrevet i *Sterneryd (2008)*.

Dannelsen af hydroxylradikaler i Wallenius AOT består i, at reaktoren på indersiden er belagt med et lag af halvledermaterialet TiO_2 , der besidder fotokatalytiske egenskaber. Ved bestråling med UV-lys vil der på overfladen af TiO_2 dannes et elektronhulpar med et oxidationspotentiale på omkring 3eV. De exciterede elektroner på overfladen danner efterfølgende ved reaktion med ilt, vand eller hydroxidioner, der er adsorberet på TiO_2 -overfladen, hydroxylradikaler, som efterfølgende kan oxidere det organiske stof i svømmebadsvandet. Nedbrydningseffektiviteten af organisk stof afhænger af dannelseshastigheden af hydroxylradikaler og betydningen af konkurrerende hydroxylradikalreaktioner med den øvrige vandmatrix.

3.3 **UV i kombination med ozon og rislerekator**

3.3.1 **Teknologibeskrivelse**

Den afprøvede kombinationsteknologi bestod af en ozongenerator, der producerede ozon fra den omgivende (filtrerede) luft, der blev forsynet til ozongeneratoren via en kompressor. Det dannede ozon blev tilført delstrømmen af bassinvand via en ejektor og tilført en blandetank. Herfra blev det ozonblandede bassinvand tilført UV-teknologi, der i dette tilfælde bestod af den eksisterende Chlorominator-teknologi med 1200W lavtryks-UV og 1200W mellemtryks-UV.

Fotoet figur 3.7 viser ozonanlægget i forgrunden og UV-anlægget i baggrunden.

Ozonanlægget, der blev stillet til rådighed for afprøvningen af Skjølstrup & Grønberg ApS – ULTRAAQUA, var et IOCS05-C21 fra Pacific Ozone og havde en kapacitet på 21 gram ozon pr. time.

Det tilførte ozon blev opbrugt i det efterfølgende UV-anlæg, men for at eliminere enhver mulighed for, at ozon skulle kunne finde vej til bassinet, blev det ozon- og UV-behandlede bassinvand udluftet i en rislerekator og ført til udligningstanken. Flowdiagrammet for vandkredsløbet ved afprøvning af UV/ozon og rislerekator er vist i figur 3.9.

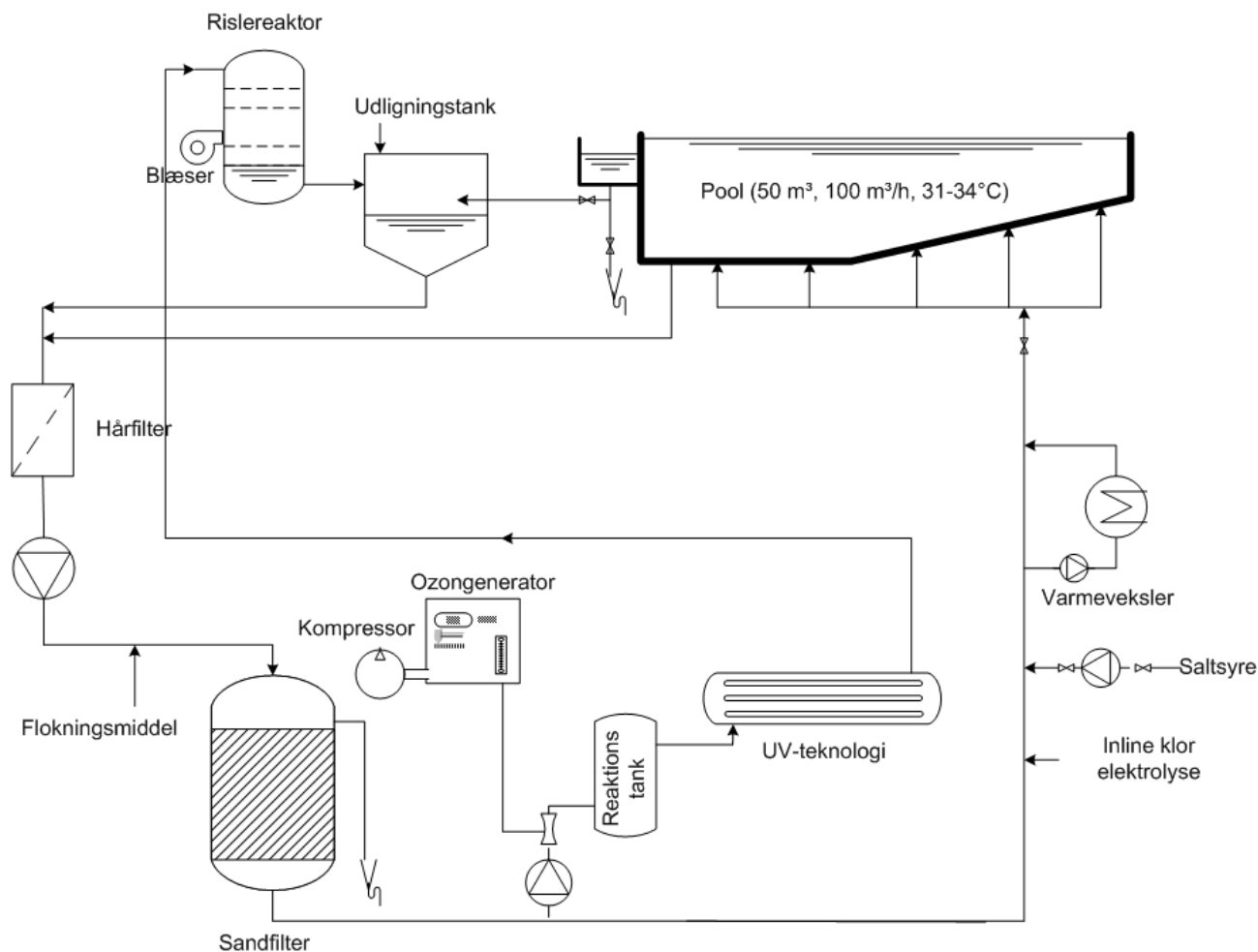


Figur 3.7 Foto af den afprøvede UV/ozon-opstilling

Rislereaktoren, der fungerer efter modstrømsprincippet med et antal mellembunde, var designet og udlånt til projektet af Skjølstrup & Grønborg ApS – ULTRAAQUA og er vist i figur 3.8. Luftstrømmen gennem rislereaktoren blev reguleret til den nødvendige luftstrøm til sikring af effektiv afstripping af flygtige komponenter som ozon og THM uden unødigt varmetab via den trinløst regulerbare blæser.



Figur 3.8 Foto af rislereaktor med (ozon- og THM-stripper) afløb til udligningstank.



Figur 3.9 Vandkredsløb med placering af UV/ozon og rislereaktor.

3.3.2 Virkemåde

Kombinationsteknologien bestående af UV/ozon og rislereaktor virker på forskellig måde på de forskellige fraktioner af biprodukter og forløbere for biprodukter i form af bundet klor, flygtige biprodukter (THM, primært kloroform) og organisk stof. Det bundne klor fjernes ved fotolyse efter de mekanismer, der er beskrevet i afsnit 3.1.2, idet den eksisterende Chlorominator CLIII 30 anvendes som UV-teknologi i kombinationsteknologien.

Ved tilsætning af ozon til bassin vandet inden tilløb til UV-reaktoren omdannes teknologien til en såkaldt avanceret oxidations teknologi, idet UV-lyset forårsager fotolyse af den opløste ozon under dannelse af fotooxidanter i form af hydroxylradikaler ($\text{OH}\cdot$), der efterfølgende kan oxidere det organiske stof i svømmebadsvandet.

Rislereaktoren er indsat efter UV-reaktoren for at eliminere enhver mulighed for, at ozon skulle kunne finde vej til bassinet. Rislereaktoren bevirker imidlertid også en fjernelse af andre flygtige stoffer – herunder flygtige klorerede organiske biprodukter – herunder THM – ved aktiv stripping af de flygtige komponenter til luftfasen. Reaktorerne fungerer således også som THM-stripper. Ved stripping udnyttes det, at flygtige stoffer har en naturlig tendens til at forlade vandfasen og fordampe til den omgivende luft, der ikke indeholder det pågældende stof. Ved kontinuert at blæse ren luft igennem reaktoren sker der en forøgelse af fordampningen af de flygtige stoffer på grund af en kon-

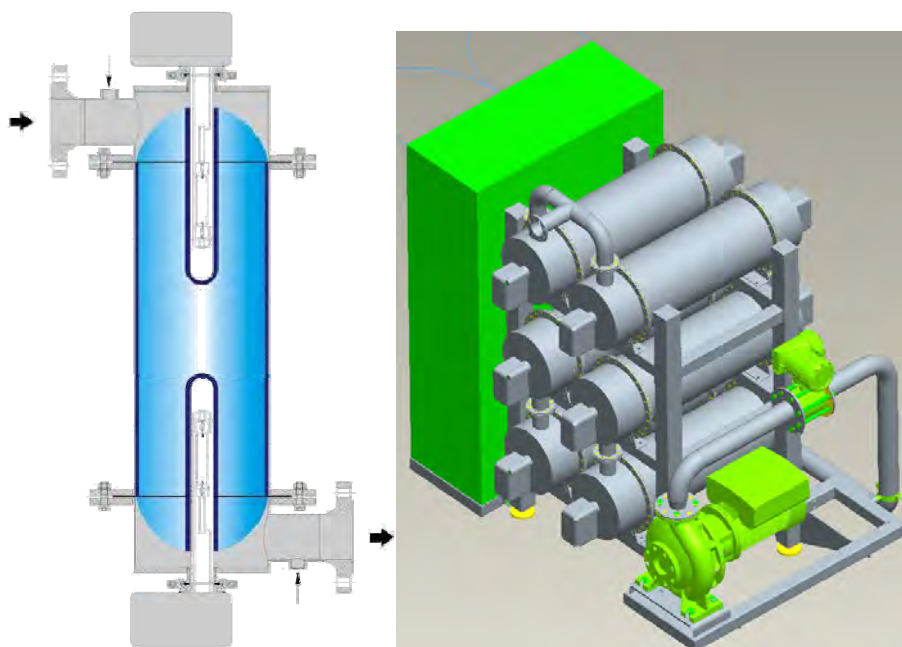
stant koncentrationsforskel mellem den tilførte luft og vandet. Endvidere bevirker beluftningen og mellembundene i reaktoren en forøgelse af overflade-/volumen-forholdet for væsken, der ligeledes medvirker til en øget overførsel af flygtige stoffer fra vand- til gasfasen.

3.4 APOP

3.4.1 Teknologibeskrivelse

APOP-anlægget fra ScanResearch A/S er bygget op omkring en polykromatisk UV-lampe, som minder om mellemtryks UV-lamperne, der anvendes i Chlorominator-anlægget. APOP-anlæggets lys er baseret på en blanding af andre grundstoffer, som giver et lidt anderledes lysspektrum, der er karakteristisk ved, at der er relativt mere af UV-lyset som har bølgelængder under 250 nm. Indholdet af kviksølv i lampen er desuden meget lavere end for de traditionelle lamper. Spektrum for lampen er vist i figur 3.13.

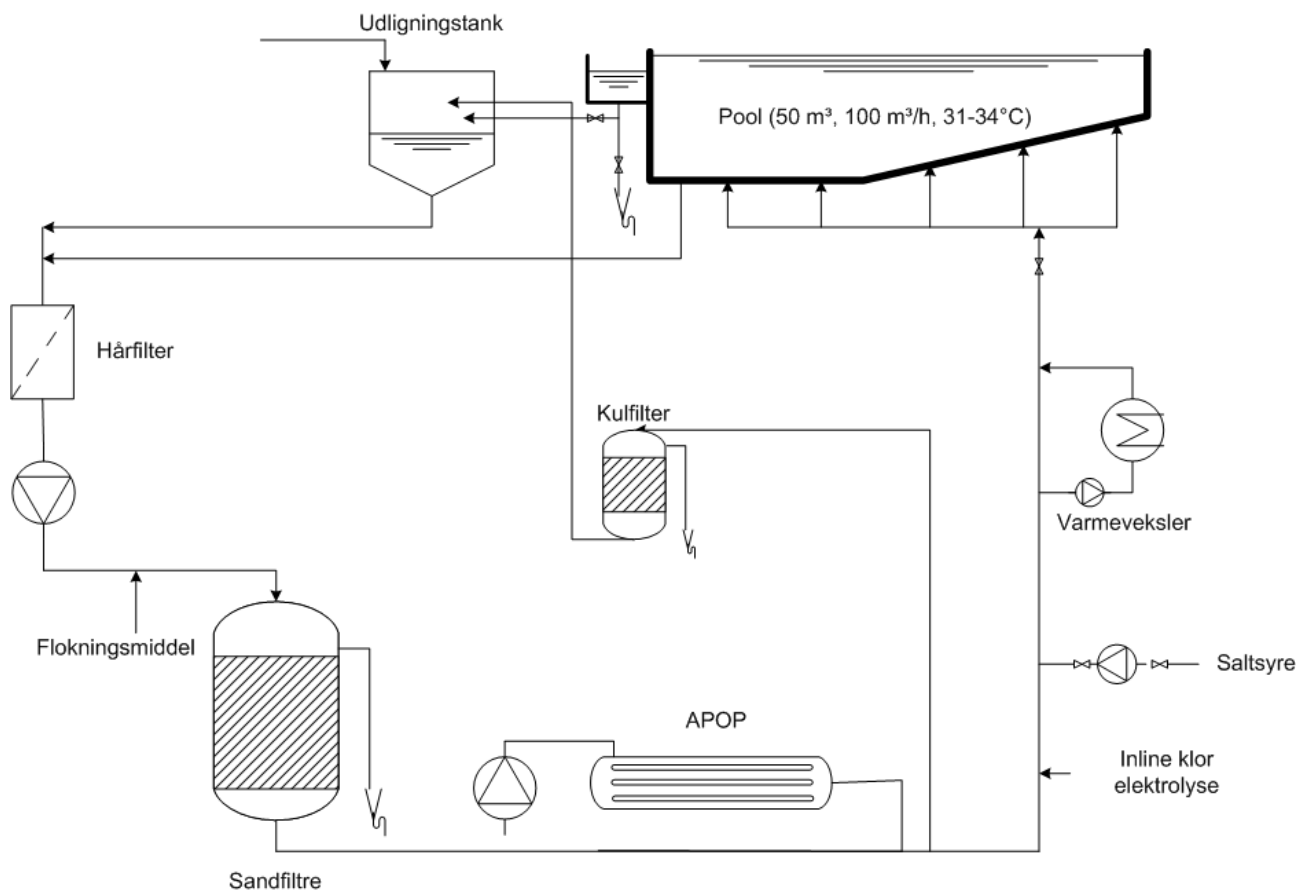
Hver lampe i anlægget er på 700W, og de er placeret parvist i klassiske rørformede reaktionskamre som vist på figur 3.10. Det afprøvede anlæg har seks reaktorer, som er indsat i to parallelle behandlingslinier. Anlæggets UV-kapacitet på de 12 lamper er således 8400W, hvilket er væsentligt mere end det nødvendige for at kunne kontrollere bundet klor i den aktuelle bassinstørrelse. Anlægget er leveret med egen cirkulationspumpe, flowmåler og et el- og styreskab. Opbygningen er vist på figur 3.10 og på foto figur 3.11. Indplaceringen af teknologien i en delstrøm i vandkredsløbet er vist i figur 3.12.



Figur 3.10 Skematisk tegning af APOP-anlæg.



Figur 3.11 Foto af APOP-anlæg.

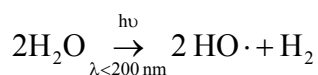


Figur 3.12 Vandkredsløb med placering af APOP-teknologi i delstrøm ved afprøvningen.

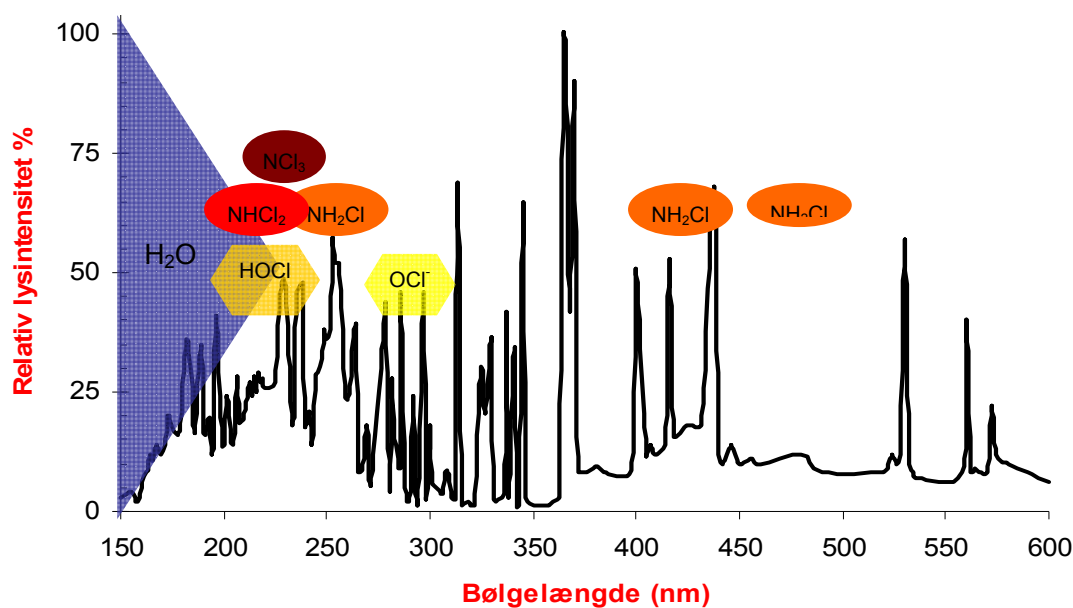
3.4.2 Virkemåde

APOP-reaktoren er udstyret med vacuum-UV-lamper, der ligesom mellemtryks-UV-lamperne udsender et bredspektret UV-lys, og med hensyn til fotolyse af det bundne klor virker APOP-reaktoren efter samme virkemåde som beskrevet i afsnit 3.1.2. De forskellige kloraminer, der kan forekomme i badevand, absorberer lys i forskellige områder, som illustreret på figur 3.13.

APOP-lampen udsender imidlertid også en mindre del af UV-lyset ved bølgelængder mindre end 200 nm. Dette lysområde absorberes kraftigt af vandmolekyler, og energien fører til spaltning af vand under dannelse af reaktive hydroxylradikaler:



Disse radikaler er meget effektive til at oxidere organisk materiale, og dette lys kan derfor bidrage til at holde NVOC-koncentrationen nede og dermed eventuelt reducere dannelsen af klorerede organiske forbindelser.



Figur 3.13 Spektrum af APOP-lampe og lysabsorptionsområde for forskellige klorspecier og vand.

4 **TEKNOLOGIAFPRØVNING**

4.1 **Forsøgsprogram**

Teknologiafprøvningen har strakt sig over perioden fra ultimo 2007 til april 2009.

Første del af programmet var at tilpasse det eksisterende vandkredsløb knyttet til varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal til den efterfølgende teknologiafprøvning. Herunder skulle – ud over justeringer i rørsystem og udskiftning til pumpe med variabel ydelse og flowmåler – også etableres faciliteter til online-monitoring af badende samt online-monitoring af THM i bassin og andre steder i vandkredsløbet. Af hensyn til monitoring af energiforbrug for centrale installationer blev der installeret et antal bimålere. Sideløbende blev der truffet aftaler med teknologileverandører, der var interesseret i at deltage i projektet med afprøvning af relevant UV-baseret teknologi.

Forsøgsprogrammet omfattede afprøvning af de fire beskrevne UV-baserede vandbehandlingsteknologier:

- Chlorominator CLIII 30 (lavtryks-UV og mellemtryks-UV)
- Wallenius AOT M900P (lavtryks-UV og avanceret oxidation)
- UV/ozon (Chlorominator CLIII 30 kombineret med avanceret oxidation ved dosering af ozon før UV)
- APOP (Vacuum-UV og avanceret oxidation)

Tabel 4.1 viser en oversigt over teknologiafprøvningens hovedfaser, der ud over teknologiafprøvningen også inkluderede referencefaser med monitoring af vandsystemet uden UV-teknologier som udgangspunkt for vurderinger af teknologiernes formåen.

Tabel 4.1 Oversigt over teknologiafprøvningen i Gladsaxe Svømmehal.

Periode	Forsøgsbeskrivelse
9.-18. marts 2008	Chlorominator med kombineret lavtryks-UV (1200W) og mellemtryks-UV (1200W); 25 m ³ /h
22. marts - 14. april 2008	Chlorominator med mellemtryks-UV (1200W); 25 m ³ /h
16. - 24. april 2008	Chlorominator med lavtryks-UV (1200W); 25 m ³ /h
4. - 20. maj 2008	Chlorominator med kombineret lavtryks-UV (1200W) og mellemtryks-UV (1200W); 25 m ³ /h
22. - 31. maj 2008	Referenceperiode
23. -30. juni 2008	Referenceperiode
1. juli -18. august 2008	Wallenius AOT M900P; 25 m ³ /h
19. august - 26. september 2008	Referenceperiode
27. september - 3. oktober 2008	Rislereaktor alene; 15 m ³ /h
7. – 24. oktober 2008	Chlorominator + ozon; 7 m ³ /h og 3 ppm ozon
25. oktober – 24. november 2008	Chlorominator + ozon; 15 m ³ /h og 1,5 ppm ozon
25. november - 9. december 2008	Rislereaktor alene; 15 m ³ /h
23. februar - 11. marts 2009	APOP 12 lamper; 8400W; 25 m ³ /h
12. - 27. marts 2009	APOP 4 lamper; 2800W; 25 m ³ /h
28. marts - 14. april 2009	Referenceperiode

4.1.1 Chlorominator CLIII 30

Afprøvningen af Chlorominator CLIII 30 omfattede dels målinger af teknologiens kapacitet – dvs. den maksimale formåen til reduktion af bundet klor med bundet klor i overskud og uden belastning (badende) – og dels monitoring af den resulterende effekt af teknologien på vandkvaliteten i bassinet under normal drift.

Ved forsøgene med bestemmelse af teknologiens kapacitet blev UV-teknologien slukket i en periode – typisk 1-3 døgn – for at tillade bundet klor at bygge op. Når koncentrationen var nået op på et passende niveau, blev Chlorominator-teknologien tændt en aften eller eftermiddag (weekend) efter lukketid. Herefter blev koncentrationen af bundet klor fulgt med tiden til næste morgen, hvor bassinet igen blev belastet. Med kendskab til systemets volumen var det herefter muligt at bestemme kapaciteten af teknologien. Sådanne forsøg blev udført for at bestemme kapaciteten af henholdsvis Chlorominatorens mellemtryks-UV og lavtryks-UV hver især og i kombination.

Herudover er Chlorominatorens evne til at påvirke niveauet af bundet klor i bassinet bestemt ved henholdsvis 1200W mellemtryks-UV, 1200W lavtryks-UV og kombinationen af de to typer UV (i alt 2400W). Varigheden af disse forsøg har for Chlorominatorens vedkommende været godt to måneder.

Ved afprøvningen af Chlorominatoren er anvendt et flow gennem teknologien svarende til designflow i intervallet 25-30 m³/h.

Hvor teknologien har indgået i kombination med andre teknologier – eksempelvis UV/ozon og rislereaktor – har der af andre hensyn være benyttet lavere flow, hvilket kan betyde, at teknologiens kapacitet til fjernelse af bundet klor ikke udnyttes fuldt ud.

Ved kapacitetsbestemmelser er der fokuseret på målinger af bundet klor, mens der under langtidsafprøvningen ud over bundet klor er gennemført et større monitoringsarbejde af en række parametre som beskrevet i kapitel 4.2.

4.1.2 Wallenius AOT M900P

Afprøvningen af Wallenius AOT M900P har omfattet afprøvning af teknologiens evne til at påvirke niveauet af bundet klor i varmtvandsbassinet ved langtidsdrift med teknologien. Afprøvningen blev startet op primo juni 2008, men måtte efter nogle ugers drift afbrydes på grund af problemer med en utæthed. Efterfølgende blev der startet op på ny, og teknologien blev afprøvet gennem en periode på ca. syv uger.

Ved afprøvningen er anvendt et flow svarende til designflow på 25 m³/h, og der er gennemført et større monitoringsprogram som beskrevet i kapitel 4.2.

4.1.3 UV/ozon og rislereaktor

Ved afprøvningen af denne kombinationsteknologi er som UV-teknologi anvendt den permanent installerede Chlorominator. Denne teknologis evne til fjernelse af bundet klor er tidligere undersøgt særskilt, og der er derfor ikke foretaget kapacitetsbestemmelser for denne parameter med kombinationsteknologien.

Kombinationsteknologien er undersøgt i flere faser. Der blev startet op – og sluttet af – med at koble udelukkende rislereaktoren ind for at undersøge effekten af denne teknologi alene. Efterfølgende blev UV-teknologien koblet ind og til sidst ozonteknologien. Ozonteknologien blev afprøvet for to ozonniveauer, henholdsvis 3 ppm ozon og 1,5 ppm ozon, idet effektiviteten af den avancerede oxidationsproces vides at være afhængig af ozonkoncentrationen.

Som følge af, at ozongeneratorens kapacitet var begrænset til 21 gram ozon pr. time, var det nødvendigt at justere det hydrauliske flow i delstrømmen for at styre ozonkoncentrationen, der blev tilledt UV-reaktoren sammen med bassinvandet. Der blev derfor benyttet to delstrømsflow på henholdsvis 7 m³/h og 15 m³/h. Begge disse flow ligger under designflow for Chlorominatoren, og der blev derfor ved denne forsøgsserie ikke opnået den optimale fjernelse af bundet klor. Teknologien er imidlertid undersøgt særskilt, så data for effektiviteten over for bundet klor foreligger fra andre forsøg.

Da der ved denne kombinationsteknologi er anvendt en rislereaktor for at sikre mod ozontilførsel til bassinet, er der i forbindelse med afprøvningen foretaget en grundig analyse af rislereaktorens formåen over for de flygtige komponenter i bassinvandet – herunder naturligvis især THM. Forsøgsarbejdet har således ud over det sædvanlige omfattende monitoringsprogram beskrevet i kapitel 4.2 også omfattet online-målinger af THM før og efter UV/ozon samt før og efter rislereaktor. Endvidere er gennemført målinger til karakterisering af rislereaktorens påvirkning af de flygtige komponenter alene – dvs. uden den avancerede oxidations teknologi.

Forsøgsarbejdet med kombinationsteknologien strakte sig over ca. 2,5 måneder.

4.1.4 APOP

Der er udført tre eksperimenter for at beskrive APOP-anlæggets funktion. De to første test har haft til formål direkte at måle anlæggets funktion, mens den tredje del af afprøvningen har været en test af anlæggets påvirkning af vandkvaliteten ved kontinuert drift.

Karakteriseringen af APOP-anlægget med hensyn til fjernelse af bundet klor har bestået i en systematisk variation af gennemstrømningshastigheden og antallet af lamper, der er tændt, mens der er målt klor og bundet klor i til- og afløbet til APOP-anlægget. Resultatet er en direkte karakterisering af fjernelsen af de to klortyper ved fotolyse.

Desuden er der udført en kapacitetstest af anlæggets evne til at fjerne bundet klor fra det høje niveau, der findes i referencetilstanden.

Der er gennemført målinger over ca. to uger, mens anlægget kørte med 4 lamper (2800W) tændt. En tilsvarende måleperiode er kørt, hvor der er behandlet med alle 12 lamper (8400W), som testanlægget er leveret med.

4.2 *Moniteringsprogram*

For at sikre en tilstrækkelig dokumentation for effekten af de afprøvede teknologier på vandkvaliteten i bassinvandet har den omfattende teknologiafprøvning været fulgt af et lige så omfattende måleprogram. I tabel 4.2 er der givet et overblik over alle de parametre – såvel online som off-line – der er anvendt i monitoringen af de afprøvede teknologiers effekt på bassinvandskvaliteten.

Tabel 4.2 *Oversigt over vandkvalitetsparametre der er anvendt under teknologiafprøvningen.*

Online	Off-line
Frit klor (Elektrode – ændret til automatiseret DPD-metode i løbet af testperioden efter vedvarende problemer med stabilitet af forskellige elektroder)	Frit klor (DPD-metode)
pH	Bundet klor (DPD-metode)
Redox	NVOC (non-volatile organic carbon)
Trihalomethaner, THM (MIMS)	Trihalomethaner, THM
Badebelastning (Automatiske web-cam fotos hvert 15. minut – efterfølgende manuel optælling)	AOX (kloreret organisk stof)
	THM-dannelsespotentialer
	AOX-dannelsespotentialer

Med hensyn til off-line-parametrene er der gennemført et dagligt driftsmoniteringsprogram for at dokumentere systemets respons på den installerede teknologi, og derudover er der gennemført mere intensive moniteringsprogrammer i perioder, hvor teknologiernes aktuelle fjernelseskapacitet skulle evalueres. En oversigt over målefrekvensen for off-line-parametrene under det daglige driftsmoniteringsprogram er givet i tabel 4.3.

Tabel 4.3 Målefrekvens for off-line parametre ved driftsovervågning.

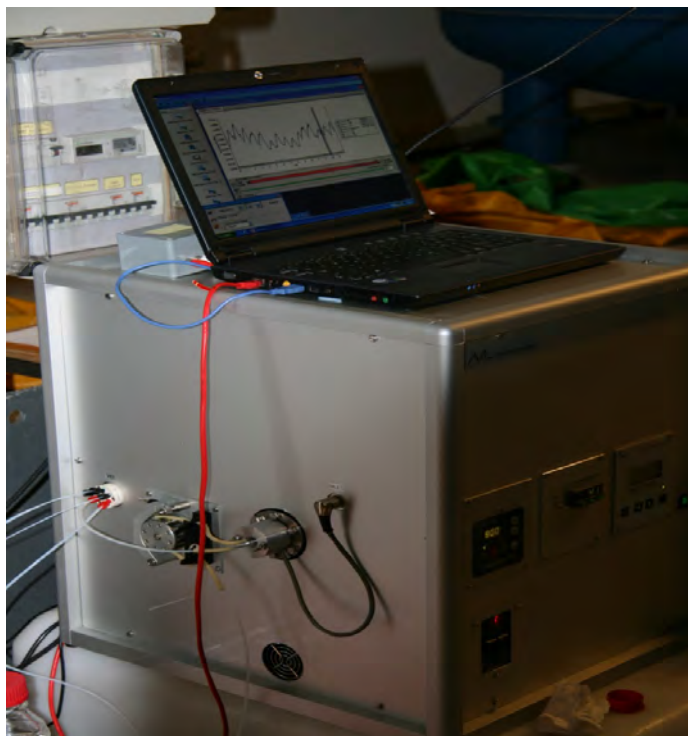
Off-line	Målefrekvens under driftsmonitoring
Frit klor (DPD)	Dagligt, 4-dobbelte bestemmelser morgen og aften
Bundet klor (DPD)	Dagligt, 4-dobbelte bestemmelser morgen og aften
NVOC	Daglig prøvetagning det første halve år af perioden og herefter hver anden dag, da det på baggrund af måledata blev vurderet, at denne hyppighed ville være tilstrækkelig
THM	Prøvetagning hver anden dag i de første tre måneder af perioden herefter frafaldet på grund af stor måleusikkerhed. MIMS-data og hyppig kalibrering af MIMS anvendes i stedet ved vurderingen
AOX	Prøvetagning gennemsnitligt hver 3.-4. dag
THM-dannelsespotentialer	Prøvetagning gennemsnitligt hver 5. dag
AOX-dannelsespotentialer	Prøvetagning gennemsnitligt hver 5. dag

I det følgende vil analysemetoderne til enkelte af ovenstående parametre blive gennemgået overordnet for at give en forståelse for, hvad resultaterne udtrykker og hvordan de er fremkommet.

Online-registrering af THM

MIMS (Membrane Inlet Mass Spectrometry) er en veletableret metode til direkte analyse af flygtige stoffer i vandig opløsning. MIMS anvender en tynd polymermembran som den eneste barriere mellem vandprøven og vakuumkammeret i massespektrometeret. De flygtige komponenter opløses i og transporteres igennem membranen, hvor de fordamper ind i massespektrometeret, hvor de ioniseres og analyseres efter deres molvægt. I projektet er MIMS'en sat op til at måle instrumentsignalet ved de karakteristiske ioner for kloroform, bromdiklormethan, og dibromklormethan. Målesignalet ved de enkelte parametre blev kalibreret over for friskfremstillede standarder med faste intervaller, således at koncentrationerne kunne bestemmes. Målesignalet blev logget hver 10. sekund og midlet over 5 minutter, således at der hvert 5. minut blev beregnet en koncentration af de udvalgte stoffer.

Et foto af den anvendte MIMS i drift i Gladsaxe Svømmehal er vist i figur 4.1.



Figur 4.1 Foto af MIMS til online-registrering af THM.

Yderligere information om måling og resultater opnået med MIMS'en kan findes i *Kristensen et al. (2009)* og *Kristensen et al. (2010)*.

TOC/NVOC

Bassinvandets indhold af organisk stof har en direkte indflydelse på dannelsen af klorerede organiske biprodukter via reaktion med det frie klor. Det er forventeligt, at et lavt indhold af organisk stof vil bevirke et lavt indhold af klorerede organiske biprodukter. Karakteren af det organiske stof spiller dog i den sammenhæng en betydelig rolle, idet selv lave indhold af organisk stof med stor reaktivitet i forhold til klor vil kunne bidrage betydeligt til dannelsen af organiske desinfektionsbiprodukter.

Der er i projektet målt NVOC som en engelsk forkortelse for Non Volatile Organic Carbon – ikke flygtigt organisk kulstof – der er en samleparameter, som angiver forekomsten af organisk kulstof i vandprøven, men forskellen fra ”ægte” TOC er uden betydning for denne prøvetype.

NVOC bestemmes ved at syre prøven ned til pH 2 og herefter at uddrive CO₂. Den CO₂-fri prøve oxideres herefter ved en kombination af UV og tilsætning af persulfat (K₂S₂O₈), hvorefter den dannede CO₂ ved oxidation af de organiske stoffer måles.

THM-dannelsespotentialer THM-DP

Ud over at følge dynamikken i THM-koncentrationen med MIMS er der i forsøgsperioden udtaget prøver til måling af THM-dannelsespotentialer for at få et indtryk af, om teknologierne bevirker en ændring i det organiske stofs reaktivitet i forhold til dannelse af THM ved reaktion med det frie klor. Denne parameter er et estimat for, hvor meget THM, der vil dannes i vandet over lang tid ved fortsat klorering, ud fra det organiske materiale og sammensætning af halogenider i vandet.

Den anvendte metode er tilpasset efter principperne i den Amerikanske *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* metode 5710, hvor reaktionstiden med klor er forkortet fra syv til to døgn. De to døgn reaktionstid er valgt for at sikre metodemæssig overensstemmelse med andre internationale undersøgelser af denne parameter.

Parameteren bestemmes ved, at prøver af bassinvand tilsættes en buffer og kloropløsning, så pH bliver 7,0, og klorindholdet bliver 5 mg/l. Prøven henstår 48 timer, hvor det resterende klorindhold skal være mindst 2,0 mg/L. Klorindholdet fjernes ved tilsætning af overskud af sulfit, og THM bestemmes ved GC-MS.

AOX – Adsorberbart Organisk Halogen og AOX-dannelsespotentiale AOX-DP
AOX (Adsorberbart organisk halogen) er et mål for det samlede indhold af klorerede organiske biprodukter i bassinvand. AOX dannes ved reaktion mellem klor og organiske stoffer i vandet, og graden af AOX-dannelse er bestemt af flere faktorer, herunder både temperatur, pH, klorkoncentration og ikke mindst koncentrationen og strukturen af det organiske stof. Bassinvandets indhold af organiske stoffer vil således have et vist potentiale for dannelse af AOX. AOX-dannelsespotentiale udtrykker potentialet for de organiske stoffer i en given vandtype til at danne AOX ved reaktion med klor. Dette potentiale kan bestemmes ved velkontrollerede laboratorieforsøg, hvor vandprøven tilsættes et kloroverskud på ca. 5 mg/l, hvorefter det reagerer i mørke i 48 timer. Herefter bestemmes AOX-koncentrationen, der således udtrykker AOX-dannelsespotentialet. Der er derfor i forsøgsperioden løbende udtaget prøver til måling af AOX og AOX-dannelsespotentialet for at kunne vurdere, hvorvidt teknologierne bevirker en ændring i reaktiviteten af det organiske stof over for det frie klor.

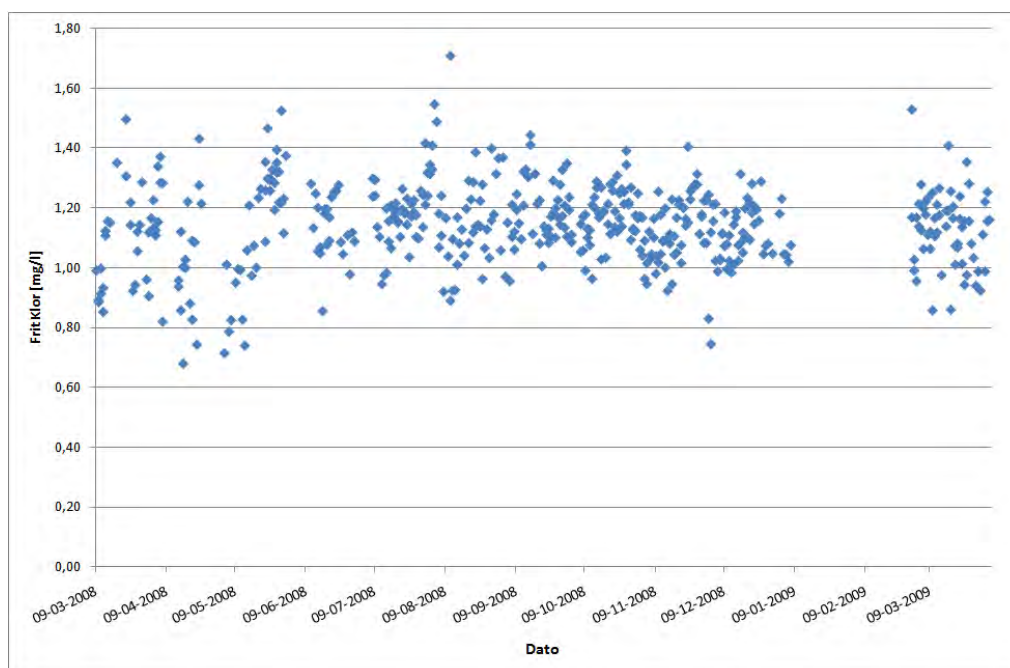
AOX bestemmes ved at vandprøven bringes i kontakt med en veldefineret aktiv kuldisk i en given tid, hvorved de klorerede organiske stoffer adsorberer på kullet. Efter vask med henblik på at fjerne uorganisk klorid vådoxideres kuldissen fuldstændigt ved reaktion med perklorat og persulfat ved 100°C. Det frigivne klorid og bromid kvantificeres ved farvereaktionen med kviksølvthiocyanat, og AOX udtrykkes efterfølgende som mg klorid pr. liter.

5 RESULTATER

I dette kapitel er dels præsenteret de observerede data for de vigtigste parametre af betydning for biprodukt-dannelsen under teknologiafprøvningen og dels præsenteret resultater af selve teknologiafprøvningen.

5.1 Driftsparametre gennem forsøgsperioden

For at sikre sammenlignelighed af målte vandkvalitetsdata under forsøgsperioderne med de forskellige UV-teknologier er det afgørende, at bassinets driftsparametre (frit klor, temperatur, redox og pH) har været stabile og styret indenfor relativt snævre intervaller. I første del af forsøgsperioden var der periodevist problemer med online-måling og styring af det frie klor. Et nyt sensorsystem blev prøvet af uden held, og først ved skift til den automatiserede DPD-metode stabiliseredes online-måling og styring. Styringsproblemerne resulterede i periodevis forhøjede frit klor koncentrationer, hvilket også fremgår af figur 5.2, der viser de manuelt udførte frit klor målinger i hele forsøgsperioden. Udsvingene i det frie klor indhold har ligeledes medført udsving i redoxpotential, idet disse parametre er koblet til hinanden. Styringen af pH og temperatur var stabil i hele perioden.



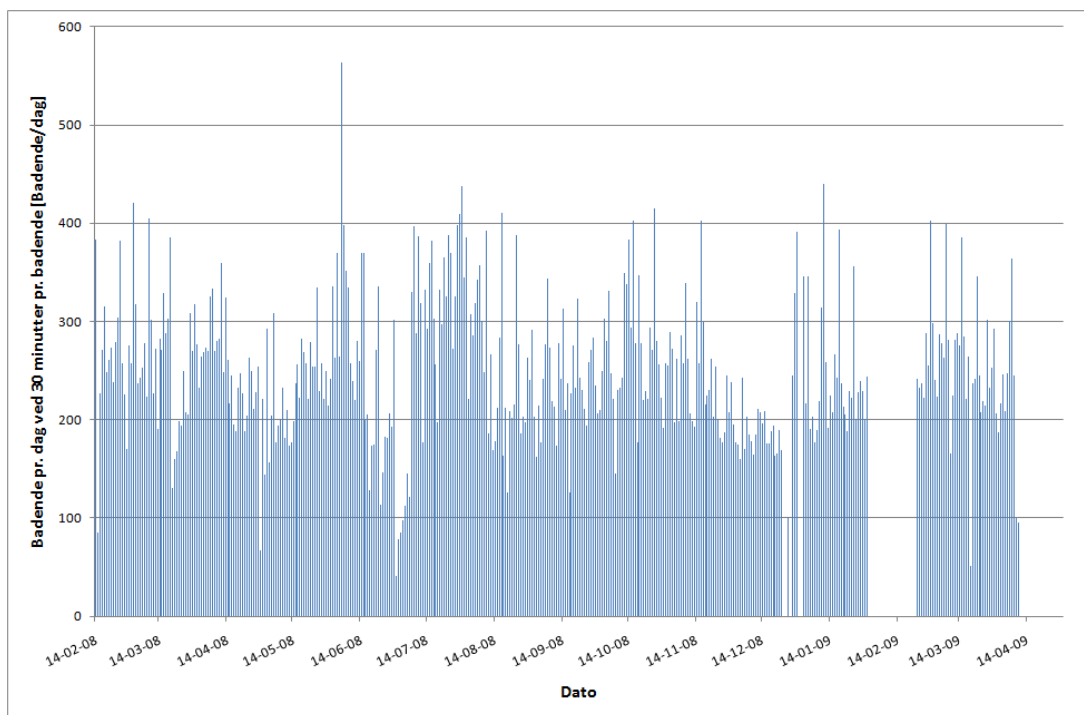
Figur 5.1 Frit klor koncentration i bassinet gennem afprøvningsperioden – manuelle målinger.

For at sikre sammenlignelighed af de målte vandkvalitetsværdier under afprøvningen af de forskellige teknologier er der derfor gennemført en omfattende kvalitetssikring af data med udelukkelse af vandkvalitetsdata, der er påvirket i perioder med forhøjede frit klor indhold i bassinet. De vandkvalitetsdata, der præsenteres i de efterfølgende afsnit, er således genereret under rimeligt ensartede driftsforhold for bassinet, og observerede forskelle i vandkvalitetsdata er derfor i videst muligt omfang udtryk for forskelligheder i teknologiernes effektivitet og/eller badebelastningen af bassinet i de forskellige forsøgsperioder.

5.2 *Badebelastning*

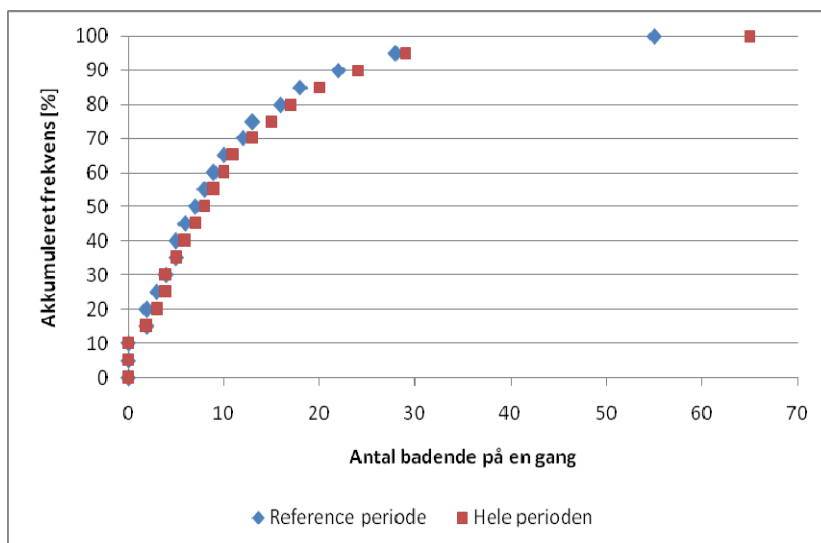
Ud over at driftsforholdene skal være ensartede under forsøgsperioderne med teknologierne er det af betydning ved vurderingen af vandkvalitetsdataene i forsøgsperioderne at kende badebelastningen. Med den etablerede monitoring af badebelastningen gennem optælling på fotos, der er taget fire gange pr. time, er der genereret et omfattende data-materiale for badebelastningen. Dette gør det muligt at inddrage badebelastningen ved sammenlignende vurdering af teknologiernes påvirkning af vandkvaliteten. For at kunne håndtere de mange belastningsdata har det været nødvendigt at gennemføre en matematisk og statistisk behandling af de enkelte 15 minutters værdier for at kunne omregne disse til brugbare værdier i teknologivurderingen.

Indledningsvis er dagsbelastningen opgjort ved at summere samtlige 15 minutters værdier for hver dag. Med en antaget gennemsnitlig personopholdstid i bassinet på 30 minutter er alle badende talt to gange, og summen af samtlige 15 minutters værdier for hver dag er derfor divideret med to for at repræsentere belastningen i antal badende pr. dag. Den daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende i forsøgsperioden fremgår af figur 5.2. Som det fremgår af figuren, er der tale om meget store variationer, men med hovedparten af data i intervallet 200-300 badende pr. dag.

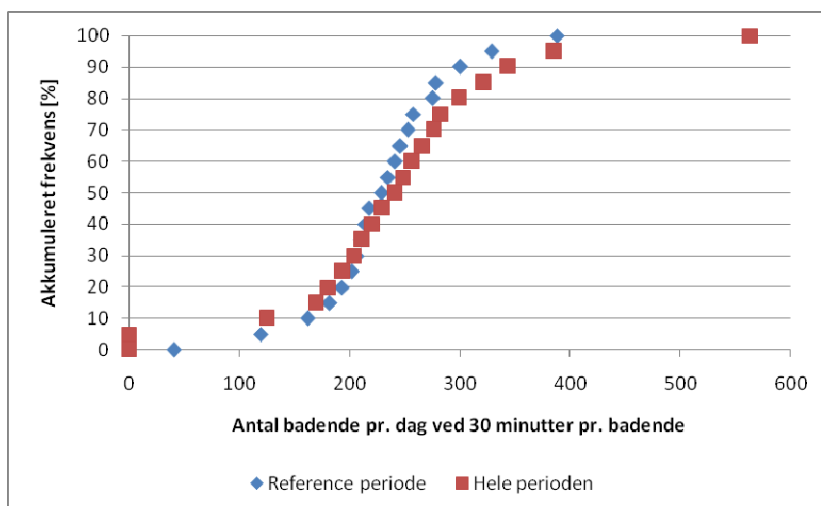


Figur 5.2 *Oversigt over antal badende pr. dag gennem teknologiafprøvningen ved antagelse af gennemsnitligt 30 minutters personopholdstid i bassin.*

I figur 5.3 er vist fraktildiagrammer for fordelingen af de samtidigt badende fra webcam-observationerne for hver 15 minutter for hele forsøgsperioden og for referenceperioden. Figur 5.4 viser tilsvarende fraktildiagrammer for antallet af dagligt badende gennem hele perioden og i referenceperioden under antagelse af en gennemsnitlig bade-tid på 30 minutter.



Figur 5.3 Fraktildiagrammer for antallet af samtidigt badende i bassinet ved kvarterobservationer – dels for hele afprøvningsperioden og dels for referenceperioden.



Figur 5.4 Fraktildiagrammer for antallet af badende pr. dag for hele afprøvningsperioden samt for referenceperioden.

Tabel 5.1 viser det gennemsnitlige antal badende pr. dag for hele forsøgsperioden og det tilsvarende gennemsnit for referenceperioden. Som det fremgår af figur 5.3 og figur 5.4 samt tabel 5.1, var den gennemsnitlige belastning i referenceperioden repræsentativ for perioden som helhed.

Tabel 5.1 Gennemsnitligt antal badende pr. dag for hele perioden og for referenceperioden

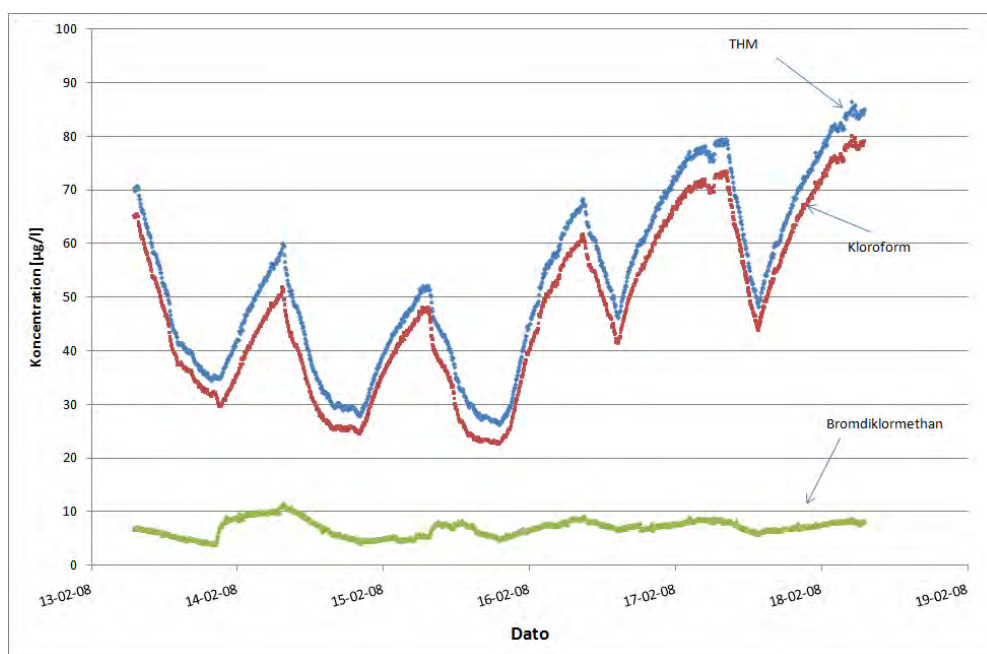
Periode	Gennemsnitligt antal badende pr. dag ved 30 minutter pr. badende
Hele perioden	223 ± 12
Referenceperioden	228 ± 16

Med baggrund i de bearbejdede belastningsdata er det muligt at kompensere for badebelastning ved sammenligning af de opnåede vandkvalitetsdata i de forskellige forsøgsperioder og dermed forbedre sammenligneligheden af effektiviteten og kapaciteten af teknologierne.

5.2.1 Variationer i THM-indholdet i bassinvandet

For at vurdere indflydelsen af teknologierne på THM-indholdet er det afgørende at tage hensyn til øvrige processer i svømmebadssystemet, der påvirker THM-koncentrationen. Med den etablerede online-monitoring af THM-koncentrationen har det været muligt at opnå et solidt kendskab til disse processer, der giver det bedst tænkelige grundlag for at skelne mellem ændringer i THM-koncentrationen, der skyldes teknologierne, og ændringer der skyldes systemprocesserne. I det følgende vil systemprocesserne indledningsvist blive gennemgået, inden effekten af teknologierne vil blive præsenteret.

Generelt kunne det observeres, at koncentrationen af THM i bassinvandet varierede betydeligt henover en dag – fra dag til dag og over en uge, hvilket viser, at THM-koncentrationen er en særdeles dynamisk parameter, der på samme tid er påvirket af mange parametre og processer. Variationen i THM over en dag fulgte imidlertid et typisk mønster, hvor koncentrationen faldt fra åbningstid til lukketid af bassinet, hvorefter den steg i løbet af natten. Et typisk tidsprofil for THM-koncentrationen over en uge fremgår af figur 5.5.



Figur 5.5 Typisk variationsmønster for THM-komponenter i bassinet – 17. februar 2008 er en søndag.

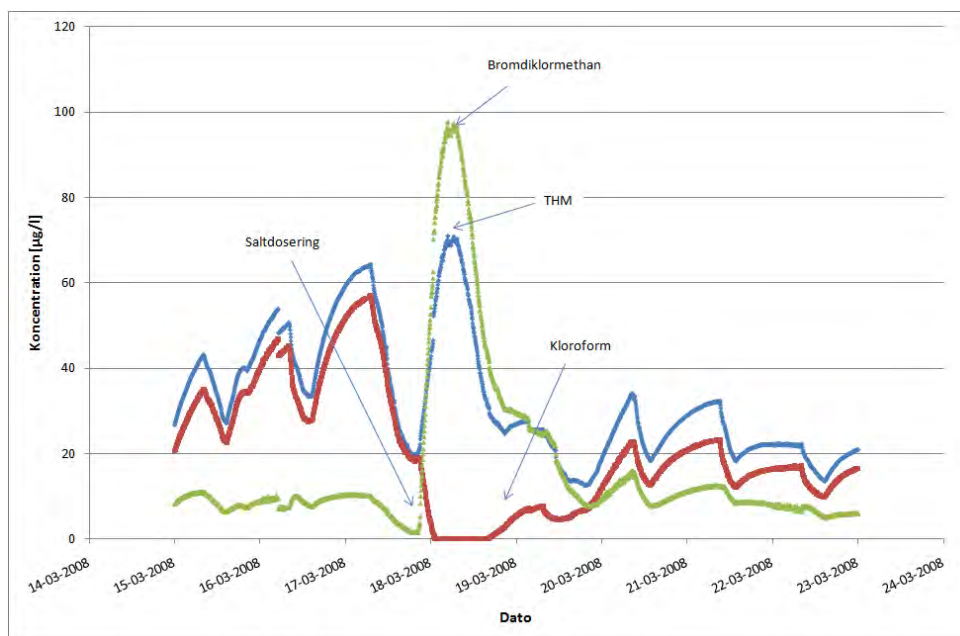
Faldet i THM-koncentrationen over dagen skyldes stripping af primært kloroform fra bassinvandoverfladen på grund af aktivitet fra de badende og fra en vand-jet, der aktiveres i bassinet hver morgen, og som fungerer som en form for svømmetræner. Forøgelsen i THM-koncentrationen fra lukketid og henover natten skyldes, at THM-dannelseshastigheden overstiger fjerneshastigheden ved den passive stripping, der foregår, når der ikke er aktivitet i bassinet. Et typisk billede var, at de højeste værdier for THM blev fundet søndag og mandag morgen, hvor den forhøjede weekendbelastning slog igennem i THM-dannelsen, se figur 5.5.

Resultaterne illustrerer således, at de processer, der er bestemmende for THM-koncentrationen i bassinvandet, er komplekse. Det må således forventes, at variationer i klorkoncentration, badebelastning, vandaktiviteter, returskylningsfrekvens af sandfiltre, osv. har en betydelig indflydelse på det aktuelle THM-niveau. Resultaterne viser derfor

også, at fortolkning af eksperimentelle undersøgelser, der er baseret på lavfrekvent stikprøvetagning i svømmebade med høj temperatur og høj belastning, kan føre til misforståelser og alvorlige fejlkonklusioner vedrørende sammenhænge mellem processer/teknologier og vandkvaliteten i svømmebade. Resultater af undersøgelser, der baserer sig på stikprøvetagning i forhold til THM-koncentrationen, kan således have begrænset værdi.

5.2.2 Indflydelse af salt dosering

Klorldoseringen i varmtvandsbassinet foregår ved in-line klorelektrolyse af NaCl i bassin vandet. Denne proces kræver et forhøjet indhold af klorid i bassin vandet, hvorfor der med varierende frekvens – afhængig af friskvandtillførslen – tilsættes salt til bassin vandet. Online-monitoringen af THM kunne således afsløre, at salt doseringen til bassin vandet havde en betydelig indflydelse på såvel sammensætningen som koncentrationen af THM i bassin vandet. Fænomenet er illustreret på figur 5.6.



Figur 5.6 Ændring i THM-koncentration og sammensætning efter salttilsætning.

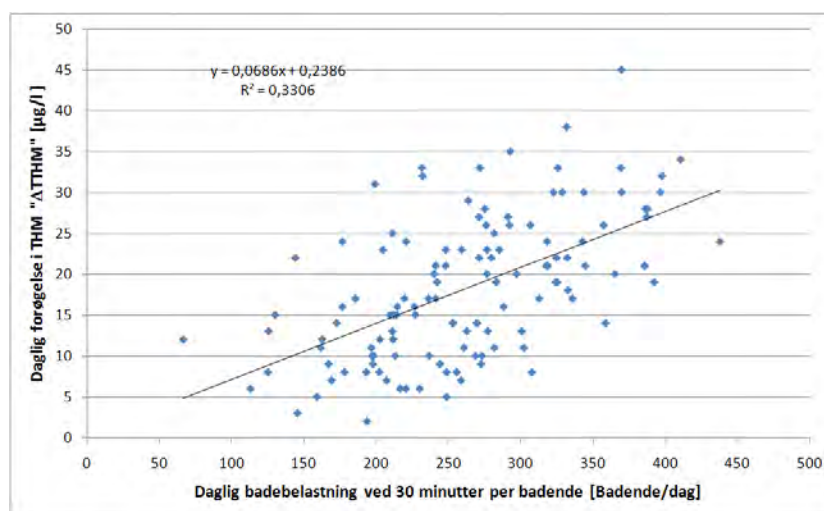
Af figuren fremgår det, at koncentrationen af såvel bromdichloromethan som total-THM stiger betydeligt umiddelbart efter salt doseringen. Den mest sandsynlige forklaring på dette er, at det tilsatte salt indeholder sporniveauer af bromid (Br^-), der ved oxidation af det frie klor omdannes til hypobromit/hypobromsyre (HBrO), som ved reaktion med det organiske stof i bassin vandet danner bromerede THM'er – i dette tilfælde udelukkende bromdichloromethan. Det er velkendt, at hypobromsyre danner højere THM-koncentrationer end klor, *Judd & Jeffrey (1995)*. Det forhøjede niveau af bromdichloromethan ses at forblive i bassinet i 2-3 dage efter salttilsætningen. Dette skyldes, at bromdichloromethan ikke i samme grad som kloroform stripes ud af vandet, men primært fjernes ved fotolyse af Chlorinator-teknologien. Det er velkendt, at bromerede THM'er relativt let fotolyses ved hjælp af UV-lys, men udbyttefaktoren for denne fotolyseproces er relativt lille, hvorfor nedbrydningshastigheden kan være langsom, *Legrini et al. (1993)*.

Generelt har tilsætningen af salt vanskeliggjort fortolkningen af de eksperimentelle resultater til trods for, at salt doseringsstrategien blev ændret undervejs i retning af at til-

sætte mindre portioner af salt, men med en øget frekvens. Ved fortolkning af THM-resultaterne i såvel referenceperioder som perioder med teknologiafprøvning er der derfor foretaget en frasortering af data, som har været under indflydelse af salttilsætning.

5.2.3 Indflydelse af badebelastning

Som det fremgår af figur 5.5, optræder den maksimale daglige THM-koncentration om morgenen lige før åbning og den laveste daglige THM-koncentration lige før lukketid. Derudover ses det, at den maksimalt daglige THM-koncentration varierer fra dag til dag, hvilket kunne indikere en indflydelse fra badebelastningen. For at undersøge indflydelsen fra badebelastningen på THM-koncentrationen er der lavet et korrelationsplot mellem den daglige tilvækst i THM-koncentration (fra om aftenen til om morgenen) mod den daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende. Tilvæksten i THM-plottet mod badebelastning er vist på figur 5.7.



Figur 5.7 Daglig tilvækst i THM-koncentration som funktion af den daglige badebelastning.

Som det ses af korrelationskoefficienten ($R^2=0,33$), er der kun en svag statistisk korrelation mellem den daglige THM-tilvækst og den daglige badebelastning, om end data som helhed viser en tydelig tendens til stigende daglig THM-tilvækst med stigende daglig belastning. Den lidt svage statistiske korrelation skyldes den store spredning på dataene, der må tages som et udtryk for kompleksiteten i de processer, der påvirker THM-koncentrationen i svømmebade, og at mange parametre på en gang påvirker den aktuelle THM-koncentration.

En anden årsag til den store spredning på dataene kan også være, at badebelastningen påvirker THM-dannelsen på forskellige tidsskalaer. Der er en umiddelbar og hurtig THM-dannelse – sandsynligvis fra reaktioner direkte på de badendes hud lige når de badende hopper i vandet, *Erdinger et al. (2005)*. Derudover er der en langsommere dannelse fra større organiske molekyler, der frigives fra huden, og som akkumulerer i vandet og væsentligt langsommere omdannes til THM, *Glauner et al. (2004)*. Endelig er der en THM-dannelse fra organiske partikler, der akkumulerer i sandfiltrene i perioderne mellem returskylning. Badebelastningen vil derfor sandsynligvis påvirke THM-dannelsen gennem både umiddelbare og akkumulative mekanismer, hvorfor en mere tydelig statistisk korrelation mellem den daglige THM-tilvækst og den direkte daglige badebelastning ikke kan forventes.

Indflydelsen af badebelastningen på THM-dannelsen og koncentrationen af THM er imidlertid tilstrækkelig stor til, at der ved vurdering af UV-teknologiernes effekt på THM-niveauet bør tages hensyn til variationer i den daglige badebelastning i de forskellige driftsperioder.

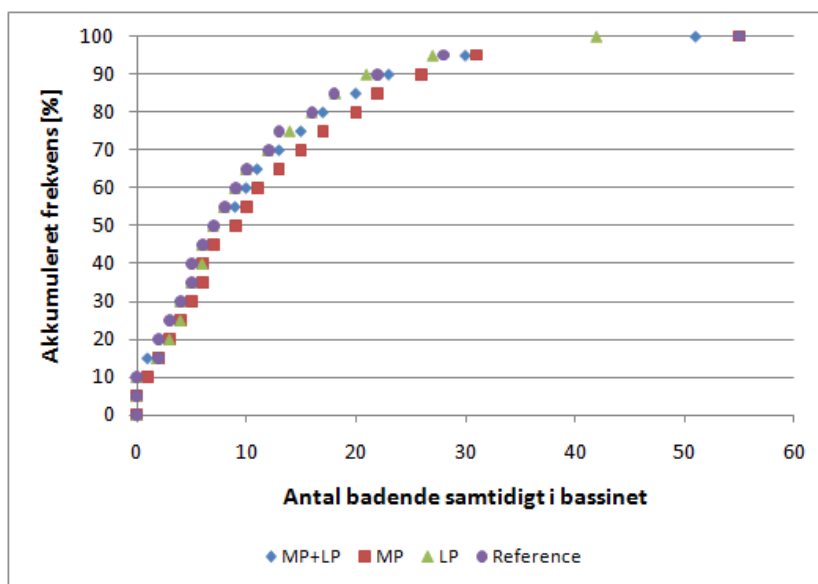
5.3 Chlorinator CLIII 30

I det følgende er resultater fra afprøvning af lavtryks-UV og mellemtryks-UV alene og i kombination i Chlorinator-teknologien gennemgået og diskuteret.

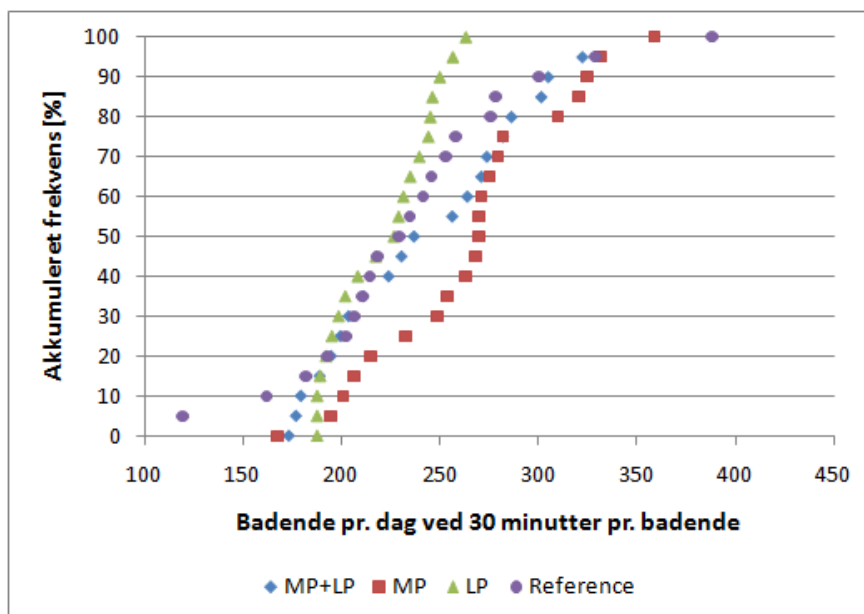
5.3.1 Badebelastning

Badebelastningen gennem Chlorinator-forsøgsperioden er illustreret i figur 5.8 og figur 5.9. Figurene viser fraktildiagrammer for antal samtidigt badende (som observeret ud fra fotos taget hvert kvarter) og fraktildiagrammer, der viser dagligt antal badende under antagelse af, at den gennemsnitlige badetid er 30 minutter. Data for badebelastning er givet i Annex 1.

Som det ses af figur 5.8, ligger fraktildiagrammer for samtidigt antal badende for både lavtryks-UV (LP) og kombineret lavtryks-UV og mellemtryks-UV (MP+LP) tæt på fraktilen for de samlede referenceperioder. Perioden med mellemtryks-UV (MP) udviser lidt højere belastning. Når der omregnes til estimeret antal badende pr. dag, figur 5.9, er forskellen mere tydelig.



Figur 5.8 Fraktildiagram for antal badende samtidigt i bassinet for Chlorinator-forsøgsperioden samt for referenceperioder.



Figur 5.9 Fraktildiagram for antal badende pr. dag for Chlorinator-forsøgsperioden samt for referenceperioder.

I tabel 5.2 er angivet middelværdier og spredning for de forskellige forsøgsperioder med Chlorinator CLIII 30. Af tabellen fremgår det, at den gennemsnitlige daglige belastning har været større i forsøgsperioderne med henholdsvis den kombinerede MP+LP- og MP-lamperne tændt i forhold til referenceperioden, mens der i forsøgsperioden med LP alene har været samme belastning som referenceperioden. Belastningen har dog kun været moderat højere i perioden med MP.

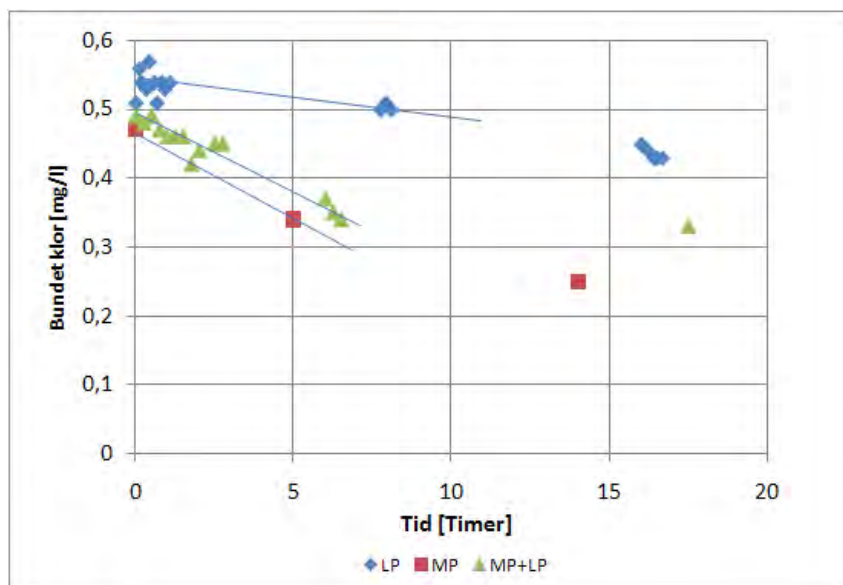
Tabel 5.2 Gennemsnitlig badebelastning for Chlorinator-forsøgsperioden samt for referenceperioder.

Forsøgsperiode	Gennemsnitligt antal badende pr. dag ved 30 minutter pr. badende	Gennemsnitligt antal badende samtidigt i bassinet
Kombineret MP+LP	246 ± 24	10 ± 0,6
MP, mellemtryks-UV	264 ± 22	12 ± 0,7
LP, lavtryks-UV	221 ± 21	9,5 ± 0,9
Referenceperiode	228 ± 16	9,5 ± 0,3

5.3.2 Bundet klor, fjernelseskapacitet af Chlorinator

Chlorinator er beregnet til at nedbringe indholdet af bundet klor i svømmebadsvand gennem velkendt fotolyse af kloraminer, der udgør en del af de bundne klorforbindelser i svømmebadsvand. For at fastlægge fjernelseskapaciteten for bundet klor for Chlorinator CLIII 30 er der gennemført nedbrydningsforsøg, hvor Chlorinatoren blev slukket om dagen for at øge koncentrationen af bundet klor i bassinvandet og tændt igen efter lukketid for at bestemme bundet klor nedbrydningshastigheden om natten, hvor der ikke var badende.

Bundet klor nedbrydningshastighederne blev bestemt for de forskellige lampekombinationer i Chlorinatoren. Eksempler på nedbrydningskinetikken for de tre lampekombinationer fremgår af figur 5.10. Data for nedbrydningsforsøg er givet i Annex 3.



Figur 5.10 Bundet klor nedbrydningsforsøg med UV-behandling med Chlorinator med forskellige kombinationer af UV-teknologi, LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

Nedbrydningen af bundet klor følger således en første ordens reaktion, hvilket betyder, at nedbrydningshastigheden er proportional med koncentrationen. For nærmere information se Annex 6. På figur 5.10 er vist den initiale nedbrydningshastighed af bundet klor tilnærmet en konstant fjernelseshastighed med startkoncentration omkring 0,5 mg/l bundet klor.

I det aktuelle system ses nedbrydningshastigheden af bundet klor at blive betydeligt langsommere eller gå helt i stå ved en bundet klor koncentration omkring 0,2-0,3 mg/l. Dette kan ikke umiddelbart forklares ved reduceret nedbrydningshastighed som følge af kinetikken alene, men indikerer tilstedeværelsen af en pulje af meget langsomt nedbrydelige bundet klorforbindelser. I perioder, hvor bassinet har været lukket og uden belastning i 1-2 dage, blev det observeret, at Chlorinator-teknologien kunne nedbryde også disse langsomt nedbrydelige forbindelser, idet koncentrationen af bundet klor faldt til 0,1-0,15 mg/l. Denne nedbrydning foregik dog uhyre langsomt.

Nedbrydningshastigheden af bundet klor afhænger af koncentrationerne, således at hastigheden falder med faldende koncentration.

Nedbrydningshastigheden ses endvidere at være langsommere for lavtrykslamperne (LP) end for mellemtrykslamperne (MP) og de kombinerede lamper (MP+LP). Dette kan forklares ved en lav udbyttefaktor for fotolysen af monokloramin (0,4 mol/Es, *Watts & Linden (2007)*) som lavtrykslamperne primært er målrettet mod, idet lavtrykslamper udelukkende udsender lys ved en bølgelængde på 254nm, som er tæt på UV-absorptionsmaksimum for monokloramin. Endvidere kan det skyldes, at indholdet af monokloramin i bassin vand er lavt, hvilket er vist i et nyere studie, hvor der er anvendt MIMS til identifikation af bundet klor forbindelser, *Li & Blatchley (2007)*. Den væsentligt højere nedbrydningshastighed, der ses for mellemtrykslamperne og de kombinerede lamper, kan forklares ved det meget bredere spektrum af UV-lys, som udsendes fra mellemtrykslamperne, der målretter sig mod nedbrydning af andre bundet klor forbindelser med andre UV-absorptionsmaksima som eksempelvis dichloramin (207 og 297 nm),

Gerardin & Subra (2004), og trichloramin (225, 260 og 343 nm), Schmalz et al. (2007), samt sandsynligvis også en række organiske kloraminforbindelser.

På grund af tilstedeværelsen af puljen af langsomt nedbrydelige bundet klor forbindelser er bundet klor fjernelseskapaaciteten for Chlorominator-teknologien bestemt ud fra de initiale nedbrydningshastigheder som vist på figur 5.11. Baseret på data i figur 5.11 kan bundet klor fjernelseskapaaciteten for de forskellige lampekombinationer i Chlorominator-teknologien estimeres til henholdsvis: 0,4 g bundet klor/h for LP, 1,3 g bundet klor/h for MP og 1,3 g bundet klor/h for MP+LP.

Imidlertid kunne det observeres, at den initiale nedbrydningshastighed som forventet var afhængig af koncentrationen af bundet klor, og de estimerede maksimale bundet klor fjernelseskapaaciteter varierede således fra 0,4 til 2,8 g bundet klor/h afhængig af lampetype og koncentrationsniveau for bundet klor. Bundet klor fjernelseskapaaciteten for de forskellige lampekombinationer i Chlorominator-teknologien er sammenfattet i tabel 5.3, hvor de højeste fjernelsesrater svarer til et niveau af bundet klor omkring 1 mg/l, data i Annex 3.

Tabel 5.3 Observerede bundet klor fjernelseskapaaciteter for Chlorominator CLIII 30 i området ca. 0,4-1 mg/l bundet klor.

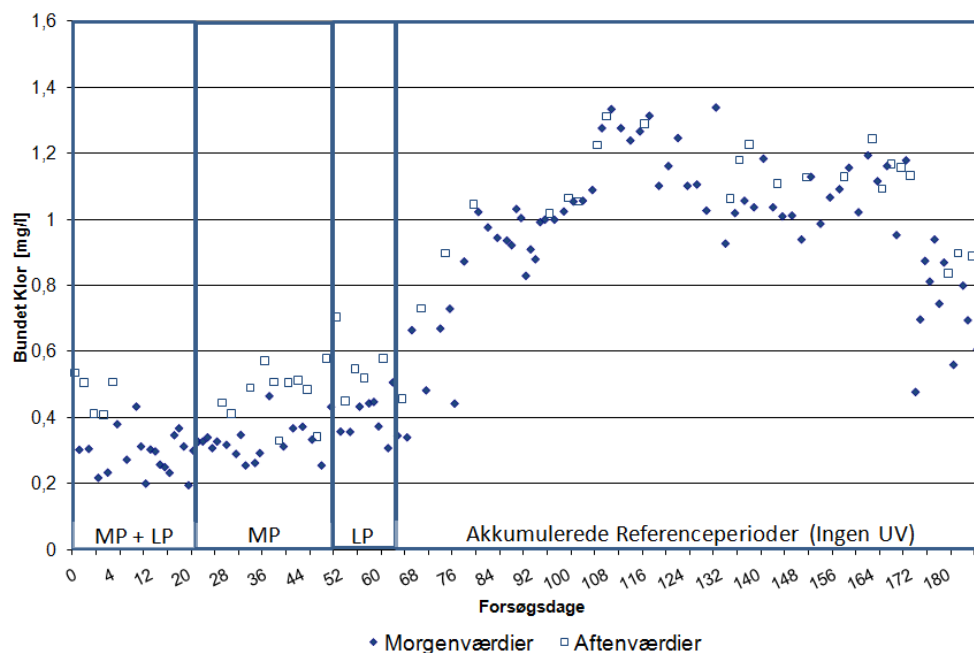
Lampekombination	1200 W LP Lavtryks-UV	1200 W MP Melletryks-UV	2400 W LP+MP Lavtryks-UV og melletryks-UV
Maksimal bundet klor fjernelseskapaacitet [g/h]	0,4-1,0	1,3-2,6	1,3-2,8

5.3.3 Bundet klor i bassin ved drift med Chlorominator

Ud over at estimere de opnåelige bundet klor fjernelseskapaaciteter for Chlorominator-teknologien er der ved forsøgsarbejdet foretaget monitoring af, hvilket koncentrationsniveau af bundet klor der forventeligt kan opnås ved længere tids kontinuert drift med varierende belastning. Idet bundet klor typisk stiger i løbet af dagen, er koncentrationen målt både morgen og aften. På den måde fås også et billede af teknologiens formåen til at holde bundet klor nede i løbet af dagen.

I figur 5.11 fremgår således morgen- og aftenkoncentrationer af bundet klor i bassinet i forsøgsperioden med Chlorominator-teknologien samt for de samlede referenceperioder uden UV-behandling. Data for bundet klor er givet i Annex 3.

Af figuren fremgår, at der selv med konstant fjernelse af bundet klor ved hjælp af UV-behandlingen ses en stigning i koncentrationen af bundet klor i bassinet i løbet af dagen, således at der blev nået en maksimal koncentration ved lukketid. Monitoringen af bundet klor viser altså, at dannelseshastigheden af bundet klor i åbningstiden - med den aktuelt installerede effekt af UV-behandlingen - overstiger fjernelseskapaaciteten. Den observerede stigning i bundet klor i løbet af en dag var typisk 0,1-0,2 mg/l. Sammenfattede ses det, at Chlorominator-teknologien kan opretholde et gennemsnitligt koncentrationsniveau af bundet klor på 0,3-0,4 mg/l sammenholdt med en gennemsnitlig bundet klor koncentration på 0,8-1,1 mg/l i referenceperioderne.



Figur 5.11 Bundet klor i bassinet under længere tids drift af Chlorominator med forskellige kombinationer af UV-teknologi og for referenceperioder. LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

Med henblik på sammenligning af de forskellige lampekombinationers effektivitet under længere tids drift, er der i tabel 5.4 angivet minimum, maksimum og gennemsnitlige morgen- og aftenværdier for bundet klor koncentrationen samt den gennemsnitlige daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende for de forskellige forsøgs- og referenceperioder.

Tabel 5.4 Data for morgen- og aftenværdier af bundet klor og badebelastning for de forskellige forsøgsperioder med Chlorominator CLIII 30 og for de samlede referenceperioder.

	Mellemtryks-UV og lavtryks-UV MP+LP	Mellemtryks-UV MP	Lavtryks-UV LP	Reference
Gennemsnit morgen [mg/l]	0,30 ± 0,03	0,33 ± 0,04	0,39 ± 0,05	0,82 ± 0,05
Minimum morgen [mg/l]	0,20	0,26	0,31	0,67
Maksimum morgen [mg/l]	0,43	0,47	0,51	1,03
Gennemsnit aften [mg/l]	0,47 ± 0,05	0,49 ± 0,03	0,53 ± 0,04	1,08 ± 0,05
Minimum aften [mg/l]	0,41	0,33	0,46	0,73
Maksimum aften [mg/l]	0,54	0,70	0,58	1,31
Badebelastning [Badende/dag]	246 ± 24	264 ± 22	221 ± 21	228 ± 16

Af tabellen fremgår det, at der til trods for den målte lavere nedbrydningskapacitet for bundet klor hos LP-lamperne kun observeres en svagt højere bundet klor koncentration i bassinet om morgenen (0,4 mg/l) sammenlignet med forsøgsperioderne med MP- og MP+LP-lamperne (0,3 mg/l). Imidlertid, er det også værd at bemærke, at den daglige badebelastning i forsøgsperioden med LP-lamperne har været lavere end forsøgsperio-

derne med MP- og MP+LP-lampekombinationerne samt og måske især, at forsøgsperioden med LP var kort. Det angivne gennemsnitlige niveau for bundet klor for LP-perioden er derfor næppe fuldt sammenlignelig med de andre perioder, og det må anbefales at anvende mellemtryks-UV, når der sigtes mod reduktion af bundet klor.

Stigningen i forbruget af frit klor ved UV-behandlingen, der fotolyserer både frit og bundet klor, var typisk omkring 20% ved brug af kombineret lavtryks-UV og mellemtryks-UV.

5.3.4 THM i bassin ved drift med Chlorinator

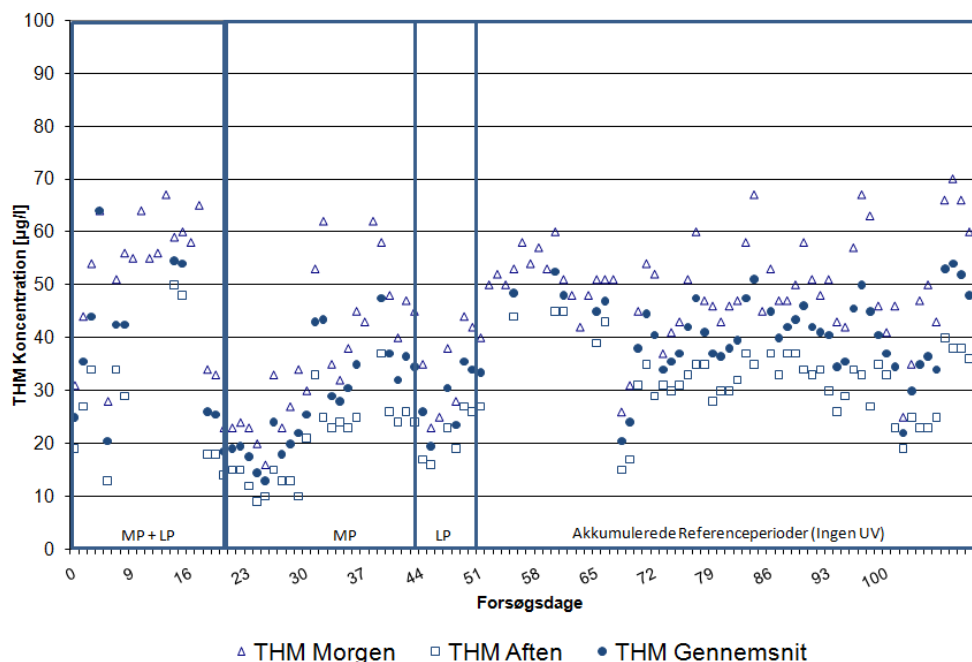
Som tidligere vist varierede THM betydeligt over dagen med maksimalværdier om morgenen og minimalværdier ved lukketid. For at vurdere Chlorinator-teknologiens indflydelse på THM-indholdet i bassinet er der taget udgangspunkt i de maksimale, minimale og gennemsnitlige daglige THM-koncentrationer i de forskellige driftsperioder med Chlorinator-teknologien. Disse værdier er sammenlignet med tilsvarende værdier fra de akkumulerede referenceperioder.

Figur 5.12 viser denne sammenligning. Data for THM er givet i Annex 4.

Som det fremgår af figur 5.12, er der store variationer i THM-koncentrationen – dels dagligt og dels mellem de enkelte dage i de enkelte perioder. Den store variation i THM i de enkelte perioder skyldes forventeligt primært variationer forårsaget af varierende belastning – dels daglige variationer i antal badende og dels variationer i ”intern” belastning fra organisk stof akkumuleret i sandfiltre. Data, der er påvirket af ikke-optimal klorstyring eller salttilsætning med tilhørende THM-toppe, er sorteret fra og indgår ikke i vurderingen. De store variationer i de daglige THM-koncentrationer i de enkelte perioder med og uden UV-teknologi viser, at det er svært umiddelbart at identificere generelle tendenser ved teknologisammenligning, med mindre der foreligger et betydeligt datamateriale og/eller effekterne er betydelige. Anvendelsen af online-måling til evaluering af THM-data er derfor helt afgørende i den sammenhæng. Der bør endvidere ved vurdering af data tages hensyn til belastningen med badende.

For at vurdere effekten af Chlorinator CLIII 30 på THM-koncentrationen er data for de daglige maksimale, minimale og gennemsnitlige THM-koncentrationer behandlet statistisk og endvidere normeret i forhold til badebelastningen i de respektive perioder. Resultaterne af den statistiske databehandling er sammenfattet i tabel 5.5.

Data viser således, at der i de forskellige driftsperioder med Chlorinator-teknologien observeres THM-koncentrationer, som er sammenlignelige med koncentrationerne for referenceperioderne uden UV. I perioderne med MP- og LP-lamper observeres tydeligt lavere THM-koncentrationer – også når der kompenseres beregningsmæssigt for den ændrede belastning. Der kan ikke umiddelbart gives en forklaring på de lavere koncentrationer, som således må tilskrives variationer i driftsforhold kombineret med relativt korte forsøgsperioder.



Figur 5.12 THM-koncentrationer i forsøgsperioden med Chlorominator CLIII 30 samt i referenceperioder. Figuren viser: Maksimal daglig (morgen) THM, Minimal daglig (aften) THM og dagligt gennemsnit for THM. LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

Sammenfattende må det konkluderes, at der ikke ved anvendelse af Chlorominator CLIII 30 er observeret nogen påvirkning af THM-koncentrationen i bassinvandet.

Tabel 5.5 Data for de maksimale, minimale og gennemsnitsværdier for daglige THM-koncentrationer for forsøgsperioden med Chlorominator CLIII 30 samt for referenceperioder.

	Mellemtryks-UV og lavtryks-UV MP+LP	Mellemtryks-UV MP	Lavtryks-UV LP	Reference
Gennemsnit THM morgen [µg/l]	54 ± 5,5	37 ± 4,8	34 ± 6,4	50 ± 2,3
Minimum THM morgen [µg/l]	28	16	23	25
Maksimum THM morgen [µg/l]	67	62	44	70
Gennemsnit THM aften [µg/l]	32 ± 8,9	19 ± 2,8	23 ± 3,7	32 ± 1,9
Minimum THM aften [µg/l]	13	9	16	15
Maksimum THM aften [µg/l]	50	37	27	45
Gennemsnitlig THM-koncentration i forsøgsperiode [µg/l]	43 ± 9,2	27 ± 3,7	29 ± 5,2	41 ± 2,2
Badebelastning [Badende/dag]	246 ± 24	264 ± 22	221 ± 21	228 ± 16
Gennemsnitlig THM-koncentration normeret i forhold til badebelastning [µg/l-badende pr. dag]	0,17 ± 0,06	0,10 ± 0,02	0,13 ± 0,04	0,18 ± 0,03

5.3.5 Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med Chlorominator

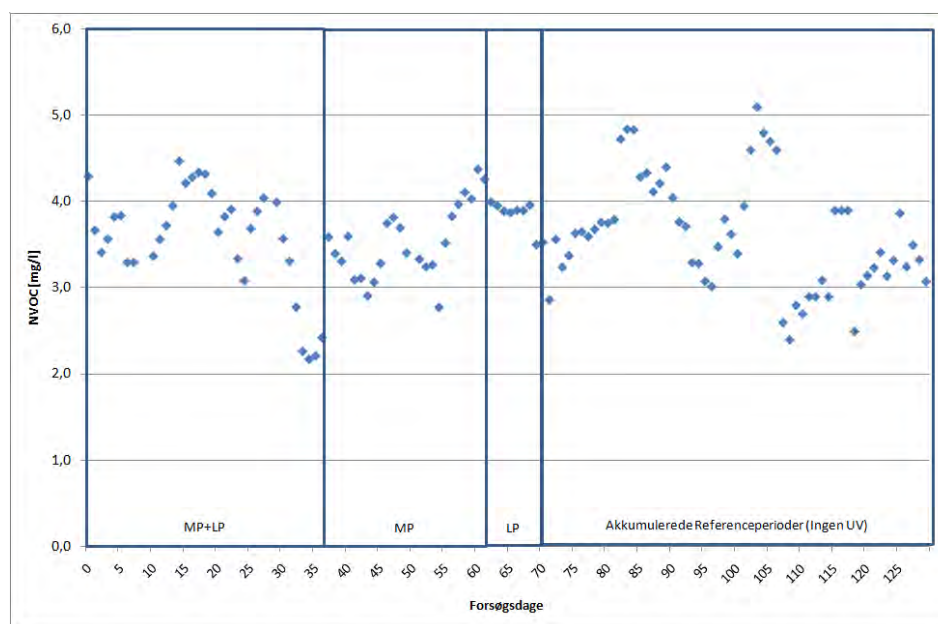
I forsøgsperioderne med afprøvning af Chlorominator er der løbende udtaget stikprøver til måling af en række andre vandkvalitetsparametre med indflydelse på klorbiprodukt-dannelsen i svømmebade. Disse omfatter målinger af NVOC, AOX, AOX-DP (AOX-

dannelsespotentiale) og THM-DP (THM-dannelsespotentiale). I det følgende er resultaterne af disse målinger gennemgået og diskuteret for driftsperioderne med Chlorominator og sammenholdt med referenceperioderne.

NVOC

Figur 5.13 viser resultaterne af NVOC-målingerne gennem forsøgsperioden med Chlorominator samt referenceperioderne. Data for NVOC er givet i Annex 5.

Som det fremgår af figuren, er der tale om betydelige naturlige variationer forårsaget af variationer i belastning, filterskylning, vandudskiftning, mv.



Figur 5.13 NVOC-koncentration i bassinvandet i forsøgsperioden med Chlorominator samt referenceperioder. LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

I hele perioden ses NVOC-indholdet at ligge i intervallet 2-5 mg/l, hvilket ligger i den høje ende af tidligere rapporterede NVOC-koncentrationer i bassinvand på (0,7-5,6 mg NVOC/l; median 1,4 mg NVOC/l), *Glauner & Frimmel (2006)*, *Miljøstyrelsen, (2007b)*. Der ses således ingen indflydelse af Chlorominator-teknologien på NVOC-koncentrationen i bassinvandet i forhold til referenceperioden, hvilket heller ikke er forventeligt, idet ren fotolyse af organiske stoffer som nævnt ovenfor normalt ikke vil bewirke nedbrydning af organiske stoffer, *Legrini et al. (1993)*.

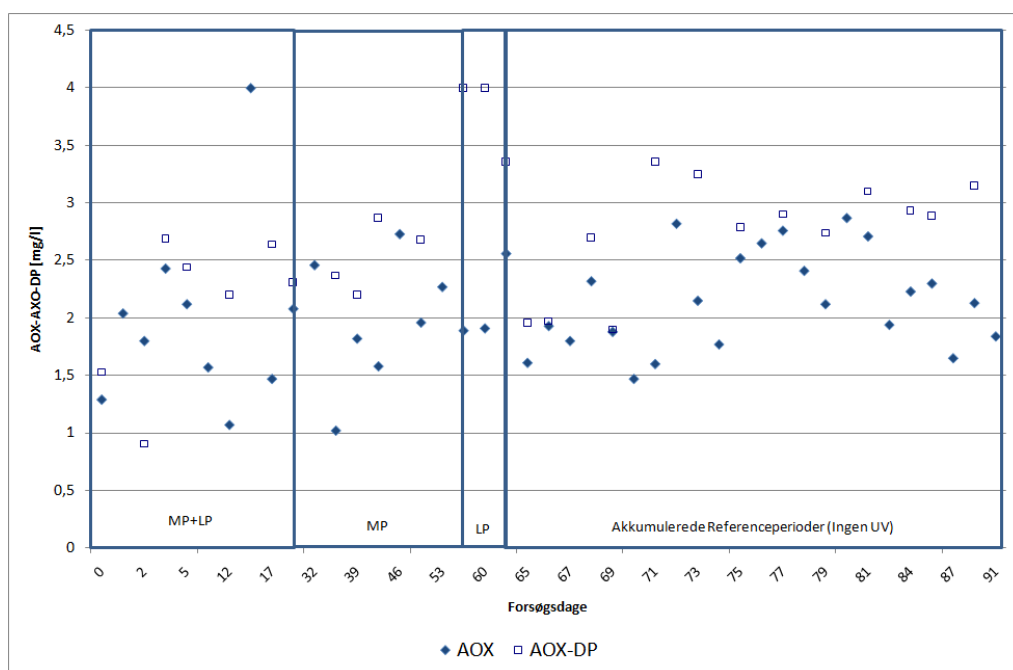
AOX og AOX-DP

I figur 5.14 er vist målingerne af AOX og AOX-DP for forsøgsperioden med Chlorominator samt for referenceperioder. Data for AOX og AOX-dannelsespotentiale er givet i Annex 5.

Generelt ses der store variationer i de målte koncentrationer af AOX og AOX-DP i de enkelte perioder. Bortset fra enkelte målinger ligger AOX-dannelsespotentialet et stykke over de aktuelle AOX-værdier, og der er således som også forventet et ikke-udnyttet potentiale i det organiske stof til at danne AOX ved øget klorkoncentration og reaktionstid. AOX-indholdet ligger dog generelt væsentligt højere end i tyske publicerede resultater for AOX-indholdet i bassinvand på 0,13-0,24 mg/l, *Glauner & Frimmel (2006)*, *Glauner et al. (2005)*. Dette skyldes sandsynligvis primært et højere indhold af frit klor

end det, der typisk benyttes i tyske svømmebade, kombineret med et højere indhold af organisk stof (NVOC) i bassinet i forhold til de omtalte bassiner, og et højere indhold af organisk stof i sandfiltrene end svarende til tyske forhold med hyppigere filterskyl og større vandskifte.

De meget store ”naturlige” variationer gør det umiddelbart svært på baggrund af målingerne at identificere påvirkninger i vandkvaliteten ved drift med Chlorinator CLIII 30. Sammenfattende kan det dog konkluderes, at eventuelle teknologi-inducerede påvirkninger af AOX og AOX-DP i bassinvandet helt overskygges af de daglige ”naturlige” variationer i parametrene.

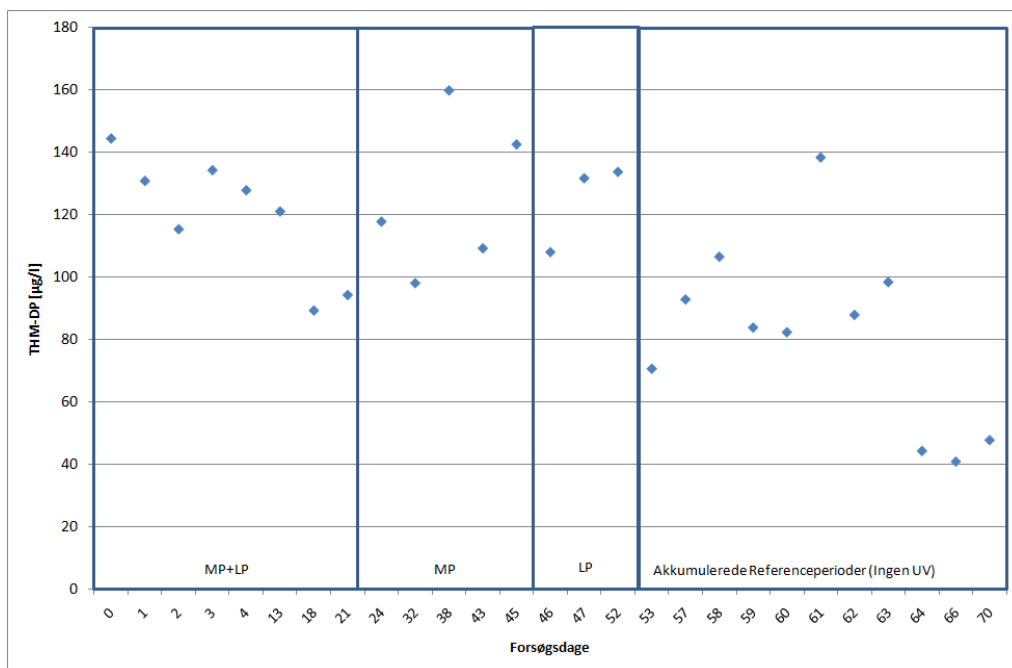


Figur 5.14 AOX-koncentrationen og AOX-dannelsespotentialer i bassinvandet for forsøgsperioden med Chlorinator samt for referenceperioder. LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

THM-dannelsespotentialer

Figur 5.15 viser resultaterne af målingerne af THM-dannelsespotentialer for forsøgsperioden med Chlorinator og for de akkumulerede referenceperioder. Data for THM-dannelsespotentialer er givet i Annex 5.

THM-dannelsespotentialer ses at være relativt konstant i hele perioden med hovedparten af værdierne i intervallet 80-140 µg/l. Umiddelbart har Chlorinator-teknologien således ingen indvirkning på det organiske stofs evne til at danne THM med det frie klor, og dette understøtter resultaterne af THM-monitoringen med MIMS, der viste, at der ikke var forhøjede THM-værdier i forsøgsperioden med Chlorinator i forhold til referenceperioderne – se figur 5.12.



Figur 5.15 THM-dannelsespotentiale i bassinvandet for forsøgsperioden med Chlorominator CLIII 30 samt for referenceperioder. LP=lavtryks-UV; MP=mellemtryks-UV.

5.3.6 Økonomi for anlæg baseret på Chlorominator CLIII 30

I tabel 5.6 er givet en oversigt over udgifterne til investering og drift af Chlorominator CLIII 30. Investeringsomkostninger er baseret på oplysninger fra leverandør, og driftsudgifterne er baseret på resultater fra aktuelle målinger ved teknologiafprøvningen. Beregningerne er baseret på en kWh-pris for el på 1,20 kr. og en kWh-pris for varme på 0,60 kr.

Tabel 5.6 Investering og driftsudgifter for Chlorominator CLIII 30.

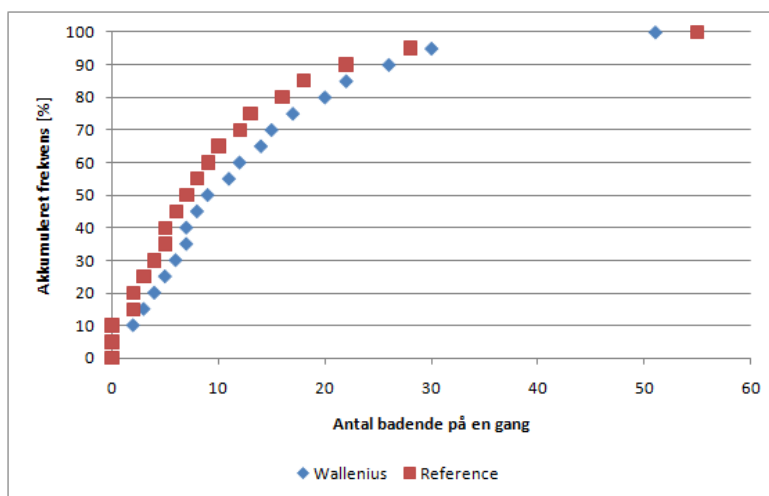
Investering:	DKK
Chlorominator CLIII 30	100.000
Pumpe	25.000
Flowmåler	10.000
Rør/el	20.000
Investering i alt	155.000
Driftsudgifter:	DKK/år
UV-teknologi	24.200
Pumpe	2.100
Ekstra klorforbrug	1.200
Lampeskift	6.500
Varmebesparelse fra UV (85%)	-10.300
Driftsudgifter i alt	23.700

5.4 Wallenius AOT M900P

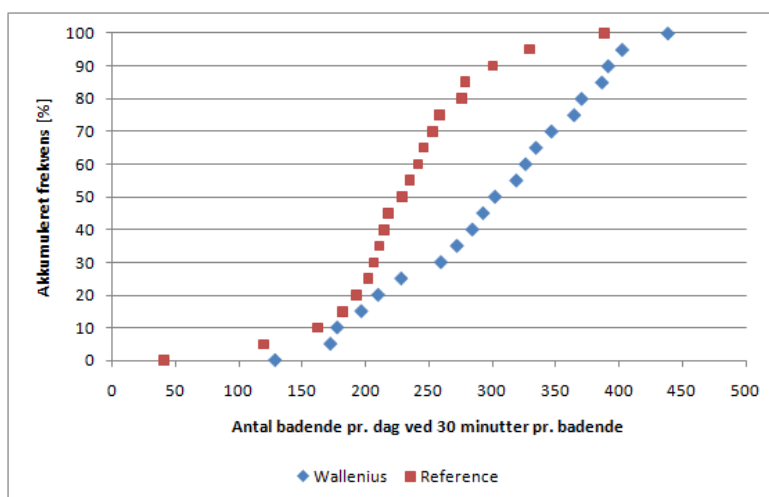
5.4.1 Belastning med badende under afprøvning af Wallenius AOT

Badebelastningen gennem forsøgsperioden med drift af Wallenius AOT M900P er illustreret i figur 5.16 og figur 5.17. Figur 5.16 viser fraktildiagrammer for antal samtidigt badende (som observeret ud fra fotos taget hvert kvarter), og figur 5.17 viser fraktidia-

grammer, der illustrerer dagligt antal badende under antagelse af, at den gennemsnitlige badetid er 30 minutter. Data for badebelastning er givet i Annex 1.



Figur 5.16 Fraktildiagram for antal badende samtidigt i bassinet under Wallenius AOT-forsøgsperioden samt referenceperioder.



Figur 5.17 Fraktildiagram for antal badende pr. dag under Wallenius AOT-forsøgsperioden samt referenceperioder.

Som det ses af figur 5.16, ligger fraktildiagrammer for samtidigt antal badende for Wallenius AOT-perioden lidt højere end fraktilen for de samlede referenceperioder. Når der omregnes til estimeret antal badende pr. dag, figur 5.17, er forskellen endnu tydeligere.

I tabel 5.7 er angivet middelværdier og spredning for forsøgsperioden med Wallenius AOT og for den akkumulerede referenceperiode. Af tabellen fremgår det, at den gennemsnitlige daglige belastning har været 30% større i forsøgsperioden med Wallenius AOT i forhold til referenceperioden.

Ved vurdering af de resulterende vandkvalitetsparametre vil der således være grund til at tage hensyn til denne højere gennemsnitsbelastning.

Tabel 5.7 Gennemsnitlig badebelastning for Wallenius AOT-forsøgsperioden samt referenceperioder.

Forsøgsperiode	Gennemsnitligt antal badende pr. dag ved 30 minutter pr. badende
Wallenius AOT M900P	296 ± 24
Referenceperioder	228 ± 16

5.4.2 **Bundet klor i bassin ved drift med Wallenius AOT**

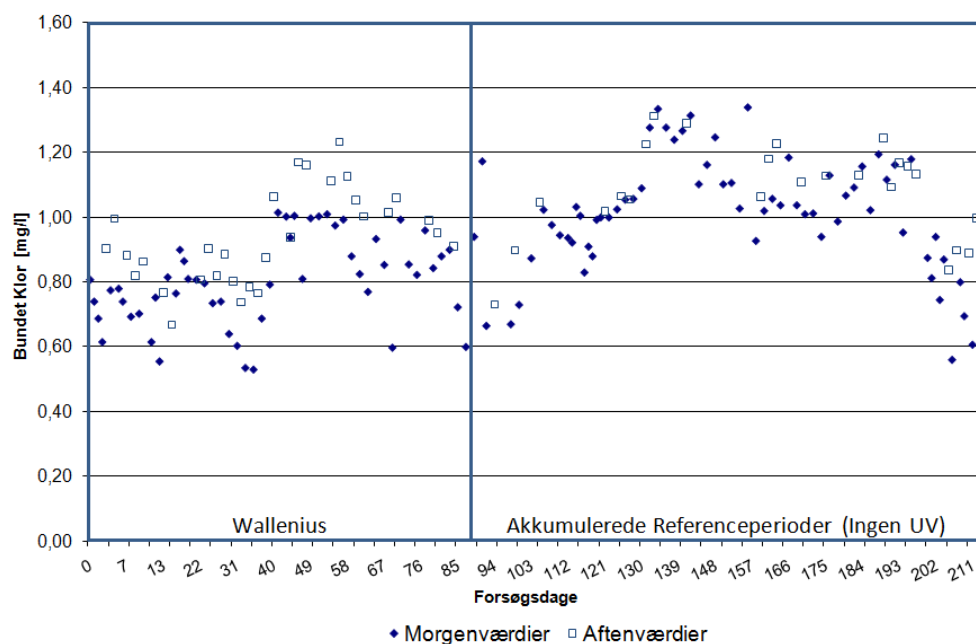
Det var ved drift med Wallenius AOT ikke muligt at foretage egentlige kapacitetsbestemmelser hen over perioder efter lukketid, hvor der ikke var belastning af varmtvandsbassinet. Den observerede fjernelseshastighed var for lav, så perioderne uden belastning – lørdag eftermiddag til søndag morgen – var for korte til, at der kunne foretages en kvalificeret bestemmelse af fjernelsesraten.

Belysningen af teknologiens evne til at fjerne bundet klor er derfor primært foretaget ved monitoring af, hvilket koncentrationsniveau af bundet klor i bassinet der forventeligt kan opnås ved længere tids kontinuert drift med den naturlige badebelastning. I figur 5.18 fremgår således koncentrationen af bundet klor i bassinet i forsøgsperioden med Wallenius AOT-teknologien samt for de samlede referenceperioder uden UV-behandling. Data for bundet klor er givet i Annex 3.

Med henblik på sammenligning af effektivitet under længere tids drift, er der i tabel 5.8 angivet minimum, maksimum og gennemsnitlige morgen- og aftenverdier for bundet klor koncentrationen samt den gennemsnitlige daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende for Wallenius AOT og for de akkumulerede referenceperioder.

Sammenfattende ses det af figur 5.18, at perioden med afprøvning af Wallenius AOT i den aktuelle afprøvningssituation ikke påvirkede niveauet af bundet klor markant i forhold til referenceperioden.

Af tabel 5.7 fremgår det, at Wallenius AOT-teknologien kan opretholde et gennemsnitligt koncentrationsniveau af bundet klor i bassinet på 0,8-0,9 mg/l sammenholdt med en gennemsnitlig bundet klor koncentration på 0,8-1,1 mg/l i referenceperioderne. Den installerede teknologi har altså haft kapacitet til at sænke niveauet af bundet klor med 0,1-0,2 mg/l ved den aktuelle belastning og ved de aktuelle niveauer af bundet klor.



Figur 5.18 Bundet klor i bassin under afprøvning af Wallenius AOT og i referenceperioder.

Det skal erindres, at den gennemsnitlige belastning i perioden med afprøvning af Wallenius AOT var 30% højere end belastningen i de akkumulerede referenceperioder. Sådanne periodevise variationer forekommer imidlertid i svømmebade, og det må konkluderes, at der forventeligt skal installeres større UV-effekt for markant at påvirke niveauet af bundet klor i et bassin af den aktuelle type, såfremt teknologien er eneste behandlingsteknologi til reduktion af bundet klor.

Det øgede forbrug af klor var beskedent og kunne ikke bestemmes, da det blev overlejret af de variationer i klordosering, der blev forårsaget af belastningsvariationer.

Tabel 5.8 Data for morgen- og aftenværdier af bundet klor og badebelastning for de forskellige forsøgsperioder med Wallenius AOT og referenceperioder.

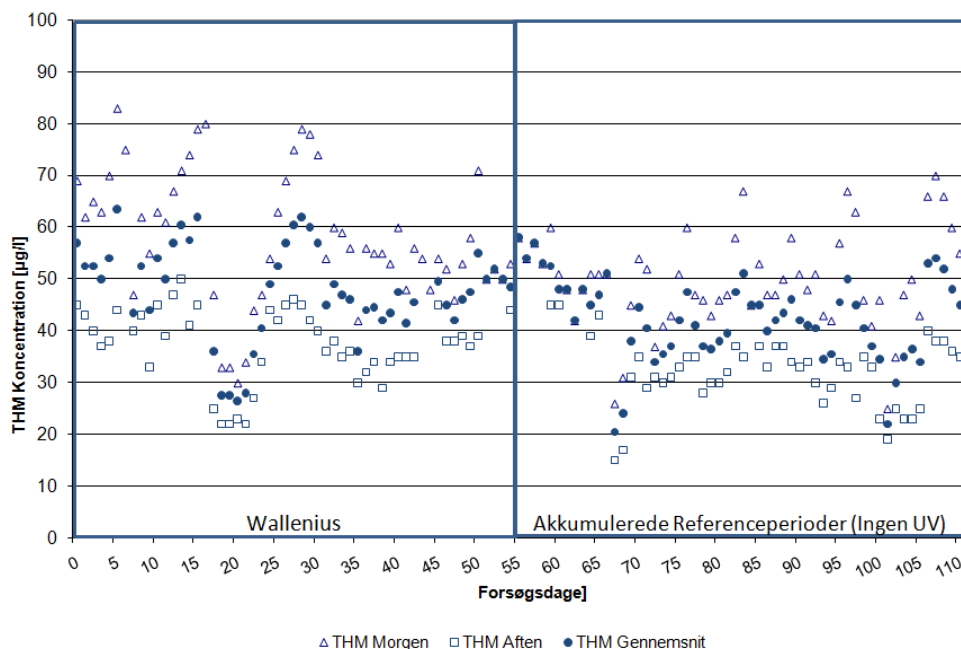
Bundet klor	Wallenius AOT M900P	Reference
Gennemsnit morgen [mg/l]	0,81 ± 0,04	0,82 ± 0,05
Minimum morgen [mg/l]	0,53	0,67
Maksimum morgen [mg/l]	1,17	1,03
Gennemsnit aften [mg/l]	0,94 ± 0,05	1,08 ± 0,05
Minimum aften [mg/l]	0,67	0,73
Maksimum aften [mg/l]	1,23	1,31
Badebelastning [Badende/dag]	296 ± 24	228 ± 16

5.4.3 THM i bassin ved drift med Wallenius AOT

Figur 5.19 viser maksimale, minimale og gennemsnitlige daglige THM-koncentrationer i de forskellige driftsperioder med Wallenius AOT. Disse værdier er sammenlignet med tilsvarende værdier fra de samlede referenceperioder. Som det fremgår, er der tale om betydelige variationer i THM-koncentration – både de enkelte dage og hen over forsøgsperioden. Data for THM er givet i Annex 4.

Den store variation i THM i de enkelte perioder skyldes – som nævnt under Chloraminator-teknologien – forventeligt primært variationer forårsaget af varierende belastning;

dels daglige variationer i antal badende og dels variationer i ”intern” belastning fra organisk stof akkumuleret i sandfiltre. Data, der er påvirket af ikke-optimal klorstyring eller salttilsætning med tilhørende THM-toppe, er sorteret fra og forstyrrer således ikke billedet. Af figur 5.19 ses, at der ikke er nogen tydelig tendens til forskelle i niveau mellem de to perioder.



Figur 5.19 THM i bassin under afprøvning af Wallenius AOT og i referenceperioder. Figuren viser: Maksimal daglig THM, Minimal daglig THM og dagligt gennemsnit for THM.

For nærmere at kunne vurdere effekten af Wallenius AOT på THM-koncentrationen er data for de daglige maksimale, minimale og gennemsnitlige THM-koncentrationer behandlet statistisk, og der er ydermere beregnet gennemsnit, der er normeret i forhold til den gennemsnitlige badebelastning i de respektive perioder for at tage højde for påvirkningen fra denne. Resultaterne af den statistiske databehandling er sammenfattet i tabel 5.9.

Tabel 5.9 Data for de maksimale, minimale og gennemsnitsværdier for daglige THM-koncentrationer i forsøgsperioden med Wallenius AOT samt i referenceperioder.

	Wallenius AOT M900P	Reference
Gennemsnit THM morgen [µg/l]	59 ± 3,6	50 ± 2,3
Minimum THM morgen [µg/l]	30	25
Maksimum THM morgen [µg/l]	83	70
Gennemsnit THM aften [µg/l]	37 ± 2,0	32 ± 1,9
Minimum THM aften [µg/l]	22	15
Maksimum THM aften [µg/l]	50	45
Gennemsnitlig THM-koncentration i forsøgsperiode [µg/l]	48 ± 2,7	41 ± 2,2
Badebelastning [Badende/dag]	296 ± 24	228 ± 16
Gennemsnitlig THM-koncentration normeret i forhold til badebelastning [µg/l-badende pr. dag]	0,16 ± 0,01	0,18 ± 0,03

Som det fremgår af tabellen, er gennemsnittet for THM i perioden med Wallenius AOT svagt højere end gennemsnittet for referenceperioderne – 48 µg/l mod 41 µg/l. Når der

imidlertid kompenseres for den højere belastning, ses et svagt lavere gennemsnit på 0,16 µg/l pr. badende pr. dag mod 0,18 µg/l pr. badende pr. dag. Med de observerede naturlige variationer for THM i bassin vandet må det konkluderes, at der ikke ved teknologiafprøvningen ses nogen påvirkning af THM-koncentrationen ved drift med Wallenius AOT M900P.

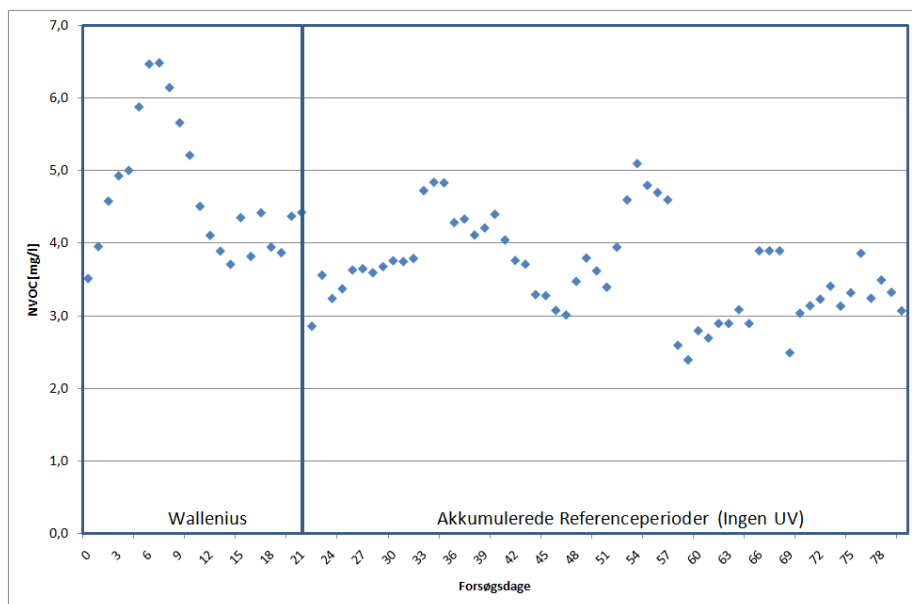
5.4.4 Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med Wallenius AOT

I forsøgsperioderne med afprøvning af Wallenius AOT M900P er der løbende udtaget stikprøver til måling af en række andre vandkvalitetsparametre med indflydelse på klorbiprodukt dannelsen i svømmebade. Disse omfatter målinger af NVOC, AOX, AOX-DP (AOX-dannelsespotentiale) og THM-DP (THM-dannelsespotentiale). I det følgende er resultaterne af disse målinger gennemgået og diskuteret for driftsperioden med Wallenius AOT og sammenholdt med referenceperioderne.

NVOC

Figur 5.20 viser de målte koncentrationer af NVOC for forsøgsperioden med Wallenius AOT og for de akkumulerede referenceperioder. Data for NVOC er givet i Annex 5.

Som det fremgår af figuren, er der tale om store variationer i NVOC – med hovedparten af værdierne i intervallet 3-5 mg/l. På baggrund af figuren synes der at være en tydelig effekt på NVOC i bassin vandet af den højere belastning med badende i perioden med afprøvning af Wallenius AOT i forhold til referenceperioderne.



Figur 5.20 NVOC under afprøvning af Wallenius AOT og i referenceperioder.

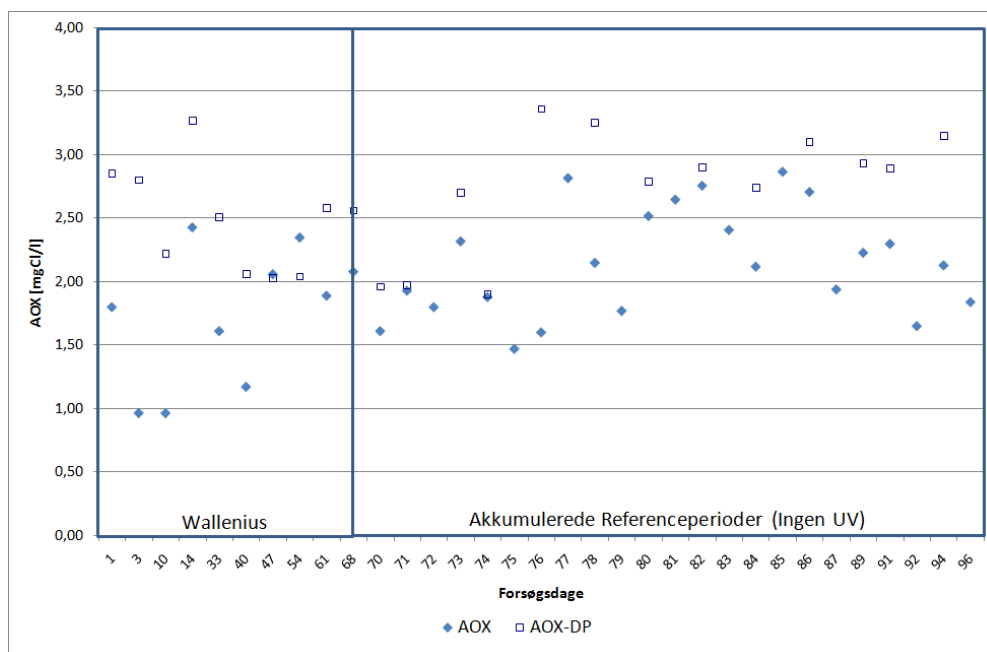
På baggrund af NVOC-målingerne, som vist i figur 5.20, synes det rimeligt at slutte, at den avancerede oxidationsproces hos Wallenius AOT M900P ikke i den aktuelle afprøvning var i stand til at sænke NVOC-niveauet i bassin vandet.

AOX og AOX-dannelsespotentiale

I figur 5.21 er vist målingerne af AOX og AOX-DP for forsøgsperioden med Wallenius AOT samt for referenceperioder. Data for AOX og AOX-dannelsespotentiale er givet i Annex 5.

Generelt ses der store variationer i de målte koncentrationer af AOX og AOX-DP i de enkelte perioder. Bortset fra enkelte målinger ligger AOX-dannelsespotentialer et stykke over de aktuelle AOX-værdier, og der er således som også forventet et ikke-udnyttet potentiale i det organiske stof til at danne AOX ved øget klorkoncentration og reaktionstid.

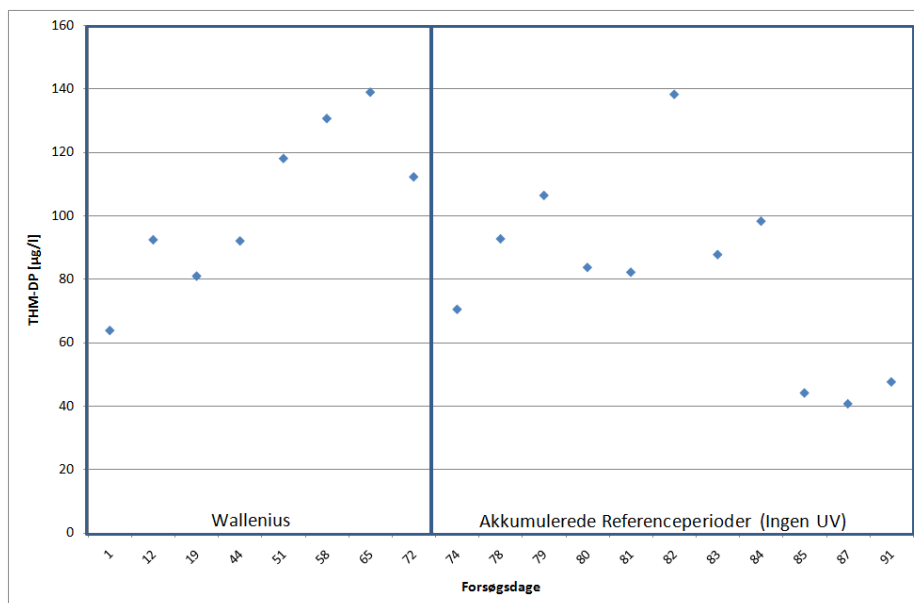
De meget store variationer og den deraf følgende store spredning på parameterværdierne gør det umiddelbart svært på baggrund af de relativt få målinger at identificere tydelige tendenser i forhold til drift af Wallenius AOT-teknologien. Sammenfattende må det konkluderes, at eventuelle teknologi-inducerede påvirkninger af AOX og AOX-DP ikke er markante og overskygges af de daglige ”naturlige” variationer i parametrene.



Figur 5.21 AOX og AOX-dannelsespotentialer under afprøvning af Wallenius AOT og for referenceperioder.

THM-dannelsespotentialer

Figur 5.22 viser resultaterne af målingerne af THM-dannelsespotentialer for forsøgsperioden med Wallenius AOT og for de akkumulerede referenceperioder. Data for THM-dannelsespotentialer er givet i Annex 5.



Figur 5.22 THM-dannelsespotentiale i bassinvandet i forsøgsperioden med Wallenius AOT og for referenceperioder.

THM-dannelsespotentialer ses at udvise betydelig variation i hele perioden med hovedparten af værdierne i intervallet 60-120 µg/l. Wallenius AOT synes således ikke at påvirke det organiske stofs evne til at danne THM med det frie klor, og dette understøtter resultaterne af THM-monitoringen med MIMS, som viste, at der ikke var forhøjede THM-værdier i forsøgsperioden med Wallenius AOT i forhold til referenceperioderne.

5.4.5 Økonomi for anlæg baseret på Wallenius AOT M900P

I tabel 5.10 er givet en oversigt over udgifterne til investering og drift af et anlæg baseret på Wallenius AOT M900P svarende til den aktuelle teknologiprøvnings. Investeringssomkostninger er baseret på oplysninger fra leverandører, og driftsudgifterne er baseret på resultater fra aktuelle målinger ved teknologiprøvnings. Beregningerne er baseret på en kWh-pris for el på 1,20 kr. og en kWh-pris for varme på 0,60 kr.

Tabel 5.10 Investering og driftsudgifter for Wallenius AOT M900P.

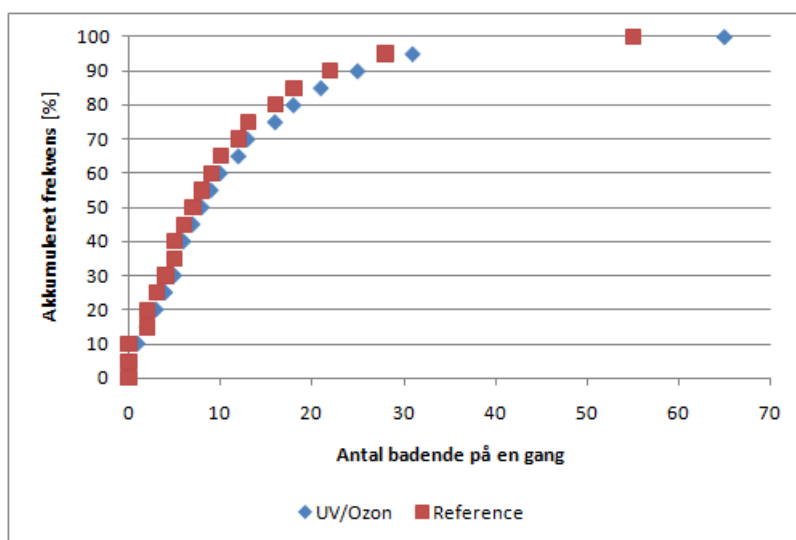
Investering:	DKK
Wallenius AOT M900P	70.000
Pumpe	25.000
Flowmåler	10.000
Rør/el	20.000
Investering i alt	125.000
Driftsudgifter:	DKK/år
UV-teknologi	1.600
Pumpe	10.500
Ekstra klorforbrug	-
Lampeskift	2.500
Varmebesparelse fra UV (85%)	-700
Driftsudgifter i alt	13.900

5.5 UV/ozon og rislereaktor

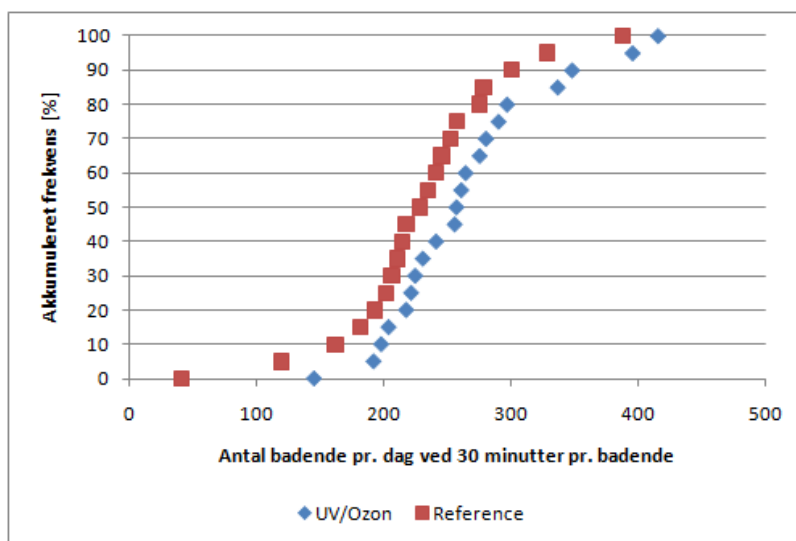
5.5.1 Belastning med badende under UV/ozon afprøvning

Badebelastningen gennem forsøgsperioden med drift af UV/ozon og rislereaktor er illustreret i figur 5.23 og figur 5.24. Figur 5.23 viser fraktildiagrammer for antal samtidigt badende (som observeret ud fra fotos taget hvert kvarter), og figur 5.24 viser fraktildiagrammer, der illustrerer dagligt antal badende under antagelse af, at den gennemsnitlige badetid er 30 minutter. Data for badebelastning er givet i Annex 1.

Som det ses af figur 5.23, ligger fraktildiagrammer for samtidigt antal badende for UV/ozon-perioden lidt højere end fraktilen for de samlede referenceperioder. Når der omregnes til estimeret antal badende pr. dag, figur 5.24, er forskellen tydeligere. Forskellen er dog begrænset.



Figur 5.23 Fraktildiagram for antal badende samtidigt i bassinet under UV/ozon-forsøgsperioden samt referenceperioder.



Figur 5.24 Fraktildiagram for antal badende pr. dag under UV/ozon-forsøgsperioden samt referenceperiode.

I tabel 5.11 er angivet middelværdier og spredning for forsøgsperioden med UV/ozon og for den akkumulerede referenceperiode. Af tabellen fremgår det, at den gennemsnitlige daglige belastning har været omkring 15% større i UV/ozon-forsøgsperioden i forhold til de samlede referenceperioder – altså en moderat højere belastning.

Tabel 5.11 Gennemsnitlig badebelastning for UV/ozon/rislereaktor forsøgsperioden samt for de samlede referenceperioder.

Forsøgsperiode	Gennemsnitligt antal badende pr. dag ved 30 minutter pr. badende
UV/ozon + rislereaktor	264 ± 20
Referenceperioder	228 ± 16

5.5.2 Bundet klor i bassin ved drift med UV/ozon og rislereaktor

Ved teknologiafprøvningen med UV/ozon er ikke foretaget egentlige kapacitetsmålinger hen over perioder efter lukketid uden belastning af varmtvandsbassinet. Dette skyldes, at der ved denne teknologikombination blev benyttet den samme UV-teknologi, som er afprøvet tidligere, nemlig den permanent installerede Chlorominator CLIII 30. Kapaciteten til bundet klor fjernelse er således den samme som i afsnit 5.3.

Ved forsøgsarbejdet er der ved belysningen af kombinationsteknologiens evne til at fjerne bundet klor foretaget monitoring af, hvilket koncentrationsniveau af bundet klor der forventeligt kan opnås ved længere tids kontinuert drift med den naturligt varierende belastning.

I figur 5.25 fremgår således koncentrationen af bundet klor i bassinet for forsøgsperioden med UV/ozon og rislereaktor samt for de samlede referenceperioder. Data for bundet klor er givet i Annex 3.

Ved teknologiafprøvningen er benyttet to forskellige flow i delstrømmen for at teste to forskellige koncentrationer af ozon til den avancerede oxidation – henholdsvis 3 mg/l (7 m³/h) og 1,5 mg/l (15 m³/h).

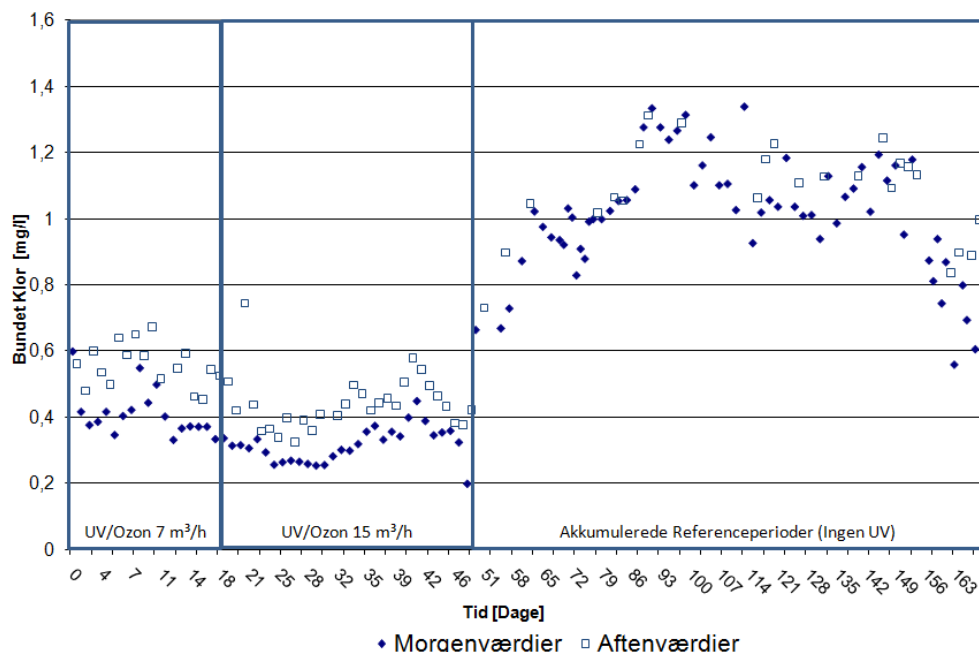
Af figuren fremgår, at der med den kontinuerlige fjernelse af bundet klor ved UV-behandlingen med kombinationsteknologien – ligesom ved de to tidligere belyste teknologier – ses en stigning i koncentrationen af bundet klor i bassinet i løbet af dagen, således at der blev nået en maksimal koncentration ved lukketid. Stigningen var typisk af størrelse 0,1-0,2 mg/l, som også observeret ved de andre teknologier.

Det ses også, at niveauet af bundet klor var lavere for perioden med det højere flow på 15 m³/h. Denne forskel skyldes, at UV-anlægget var designet til 25-30 m³/h, hvorfor der ved det her anvendte laveste flow ikke kunne opnås maksimal effekt af UV-behandlingen. UV-teknologien er imidlertid ved denne afprøvning tilpasset en optimering af den avancerede oxidation og ikke den direkte fotolyse af bundet klor.

Tabel 5.12 viser minimum, maksimum og gennemsnitlige morgen- og aftenværdier for bundet klor koncentrationen samt den gennemsnitlige daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende for UV/ozon og rislereaktor og for de akkumulerede referenceperioder.

Det bundne klor i bassinet varierede ved denne afprøvning for det højeste flow omtrent som ved afprøvningen af Chlorominator-teknologien (MP+LP) alene. Gennemsnitligt lå bundet klor i intervallet 0,32-0,44 mg/l (tabel 5.12) til sammenligning med intervallet

0,30-0,47 mg/l ved Chloraminator alene (tabel 5.4). Der kunne altså ikke konstateres nogen forbedret effekt på denne parameter. Hverken afstripping ved passage af rislereaktor eller eventuel fjernelse af forløbere for bundet klordannelse ved avanceret oxidation var altså i stand til at påvirke indholdet af bundet klor.



Figur 5.25 Bundet klor i bassin under afprøvning af UV/ozon og for referenceperioder.

Stigningen i forbruget af klor var af samme størrelse – omkring 20% – som også fundet ved afprøvningen af Chloraminator CLIII 30 alene.

Tabel 5.12 Data for morgen- og aftenværdier af bundet klor og badebelastning for de forskellige forsøgsperioder med UV/ozon og rislereaktor og referenceperioder.

Bundet klor	UV/Ozon 7 m ³ /h	UV/Ozon 15 m ³ /h	Reference
Gennemsnit morgen [mg/l]	0,41 ± 0,03	0,32 ± 0,02	0,82 ± 0,05
Minimum morgen [mg/l]	0,33	0,20	0,67
Maksimum morgen [mg/l]	0,60	0,45	1,03
Gennemsnit aften [mg/l]	0,56 ± 0,03	0,44 ± 0,03	1,08 ± 0,05
Minimum aften [mg/l]	0,45	0,33	0,73
Maksimum aften [mg/l]	0,67	0,75	1,31
Badebelastning [Badende/dag]	271 ± 35	213 ± 22	228 ± 16

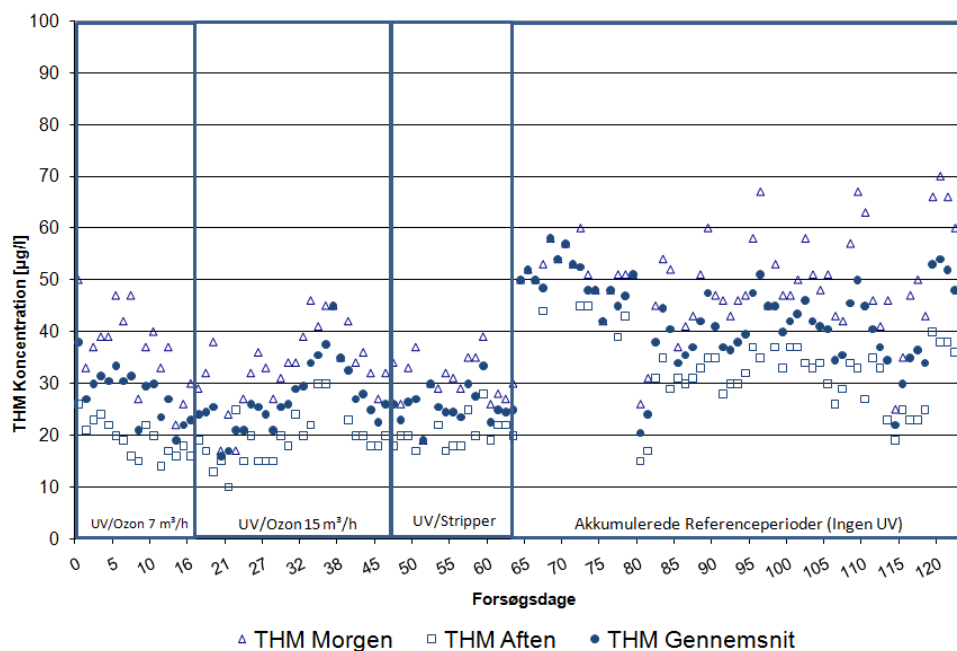
5.5.3 THM i bassin ved drift med UV/ozon og rislereaktor

Figur 5.26 viser maksimale, minimale og gennemsnitlige daglige THM-koncentrationer i de forskellige driftsperioder med UV/ozon- og rislereaktor-teknologien. Disse værdier er på figuren sammenholdt med tilsvarende værdier fra de samlede referenceperioder. Data for THM er givet i Annex 4. Som det fremgår, er der tale om betydelige variationer i THM-koncentration – både de enkelte dage og hen over forsøgsperioden.

Den store variation i THM i de enkelte perioder skyldes som tidligere nævnt forventeligt primært variationer forårsaget af varierende belastning – dels daglige variationer i antal badende og dels variationer i ”intern” belastning fra organisk stof akkumuleret i

sandfiltre. Data, der er påvirket af ikke-optimal klorstyring eller salttilsætning med tilhørende THM-toppe, er sorteret fra og forstyrrer således ikke billedet.

På figur 5.26 ses, at der er tydelig reduktion i THM-niveauet i bassinet ved drift med alle tre kombinationer af teknologien. Det ses også, at der ved denne afprøvning er omtrent samme effekt på THM, hvad enten der anvendes avanceret oxidation eller ej. THM-niveauet ved anvendelse af UV og rislreaktor alene synes at give samme effekt, som når der tilsættes ozon foran UV-behandlingen.



Figur 5.26 THM i bassin under afprøvning af UV/ozon/rislreaktor og i referenceperioder. Figuren viser: Maksimal daglig THM, Minimal daglig THM og dagligt gennemsnit for THM.

For at kunne vurdere effekten af kombinationsteknologien på THM-koncentrationen er data for de daglige maksimale, minimale og gennemsnit for THM-koncentrationer behandlet statistisk, og der er ydermere beregnet gennemsnit, som er normeret i forhold til den gennemsnitlige badebelastning i de respektive perioder for at tage højde for eventuelle påvirkninger fra denne. Resultaterne af den statistiske databehandling er sammenfattet i tabel 5.13.

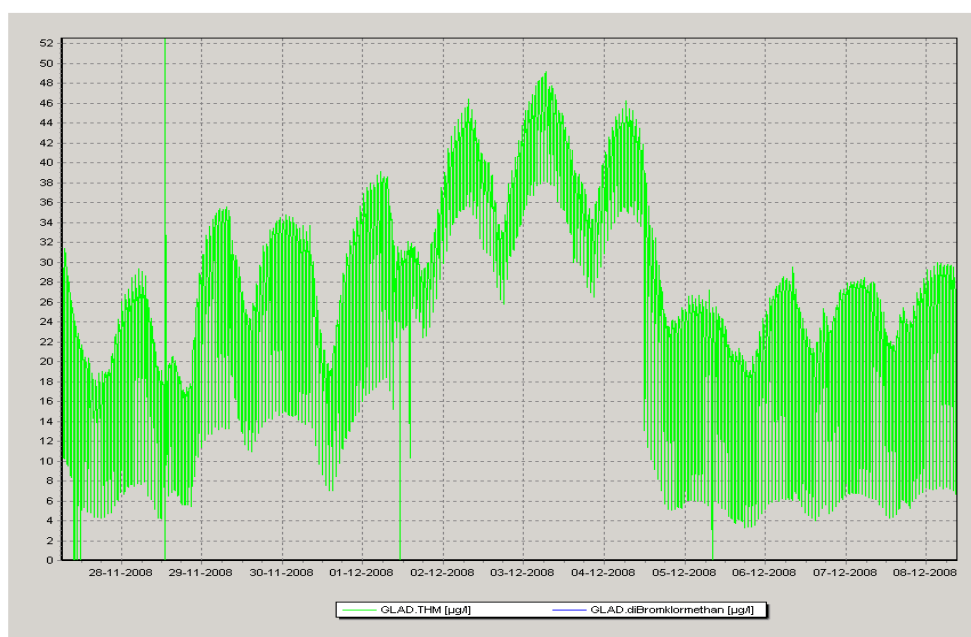
Som det fremgår af tabellen, er gennemsnittet for THM i bassinet i alle tre perioder med afprøvning af kombinationsteknologien markant lavere end THM i referenceperioderne. Det ses også, at der opnås samme THM-koncentrationer ved begge niveauer af ozon, 27-28 µg/l, og samme niveau som ved anvendelse af UV og rislreaktor alene, 26 µg/l. Når der kompenseres for badebelastning, fås samme billede med 0,10-0,12 µg/l pr. badende pr. dag ved anvendelse af teknologien mod 0,18 µg/l pr. badende pr. dag for referenceperioden.

Sammenfattende må det konkluderes, at der blev fundet tydelig effekt ved anvendelse af kombinationsteknologien, men at der ikke under de herskende forhold blev opnået nogen forbedring ved anvendelse af avanceret oxidation i form af ozontilsætning. Kombinationsteknologiens effekt må således alene tilskrives effekten af rislreaktorens funktion som THM-stripper.

Tabel 5.13 Data for de maksimale, minimale og gennemsnitsværdier for daglige THM-koncentrationer for forsøgsperioden med UV/ozon/rislereaktor samt for den akkumulerede referenceperiode.

THM	UV/Ozon 7 m ³ /h	UV/Ozon 15 m ³ /h	UV + risle- reaktor	Reference
Gennemsnit THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	36 \pm 3,7	33 \pm 2,9	30 \pm 2,4	50 \pm 2,3
Minimum THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	22	17	19	25
Maksimum THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	50	46	39	70
Gennemsnit THM aften [$\mu\text{g/l}$]	19 \pm 1,6	19 \pm 2,0	21 \pm 1,6	32 \pm 1,9
Minimum THM aften [$\mu\text{g/l}$]	14	10	17	15
Maksimum THM aften [$\mu\text{g/l}$]	26	30	28	45
Gennemsnitlig THM-koncentration i forsøgsperiode [$\mu\text{g/l}$]	28 \pm 2,4	27 \pm 2,5	26 \pm 1,7	41 \pm 2,2
Badebelastning [Badende/dag]	271 \pm 35	213 \pm 22	218 \pm 19	228 \pm 16
Gennemsnitlig THM-koncentration normeret i forhold til badebelastning [$\mu\text{g/l}$.pr. badende pr. dag]	0,10 \pm 0,02	0,13 \pm 0,02	0,12 \pm 0,01	0,18 \pm 0,03

Figur 5.27 illustrerer effektiviteten af rislereaktoren. Figuren viser en episode, hvor rislereaktorens effektivitet blev begrænset ved stop for aktiv modstrømsstripping via stop for blæseren. THM blev i den periode monitoreret via MIMS på målestrømmen fra bassinet og i afløb for rislereaktor. Øverste afgrænsning på kurven viser således THM i bassinet, og nederste afgrænsning viser THM i udløb fra rislereaktor. Som det fremgår af figuren, var der stor effektivitet af rislereaktoren, der sænkede THM i bassinet fra et niveau i intervallet 45-50 $\mu\text{g/l}$ til et niveau i intervallet 25-30 $\mu\text{g/l}$.



Figur 5.27 MIMS-registrering af THM uden og med effektiv drift af rislereaktor. Øverste afgrænsning af kurve viser THM i bassinet, og nederste afgrænsning viser THM i udløb fra rislereaktoren.

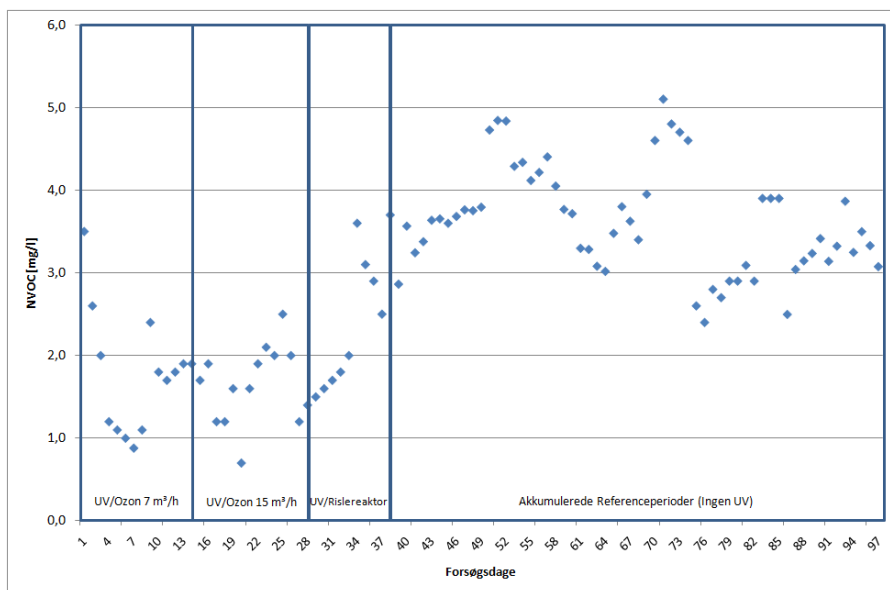
5.5.4 Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med UV/ozon og rislereaktor

I forsøgsperioderne med afprøvning af UV/ozon og rislereaktor er der løbende udtaget stikprøver til måling af en række vandkvalitetsparametre med indflydelse på klorbiprodukt dannelsen i svømmebade. Disse omfatter målinger af NVOC, AOX, AOX-DP (AOX-dannelsespotentiale) og THM-DP (THM-dannelsespotentiale). I det følgende er resultaterne af disse målinger gennemgået og diskuteret for driftsperioden med UV/ozon og rislereaktor og sammenholdt med referenceperioderne.

NVOC

Figur 5.28 viser de målte koncentrationer af NVOC for forsøgsperioden med UV/ozon og rislerekator og for de akkumulerede referenceperioder. Data for NVOC er givet i Annex 5.

Som det fremgår af figuren, er der tale om meget store variationer i NVOC i referenceperioden – med hovedparten af værdierne i intervallet 3-5 mg/l. På figuren ses også at være en tydelig effekt af den avancerede oxidation på NVOC-niveauet i bassin vandet. Ved start af UV/ozon falder niveauet af NVOC i bassin vandet, og hovedparten af NVOC-værdierne ligger i afprøvningsperioden i området 1-2 mg/l. I løbet af perioden med UV og rislerekator alene – altså uden avanceret oxidation – stiger NVOC gradvist igen mod det typiske NVOC-niveau i bassinet.



Figur 5.28 NVOC i bassin under afprøvning af UV/ozon/rislerekator og for referenceperioder.

Det må altså konstateres, at den avancerede oxidation var i stand til at reducere indholdet af organisk stof i bassin vandet betydeligt. Når dette sammenholdes med resultaterne fra målingerne af THM (figur 5.26), kan det imidlertid også konstateres, at denne betydelige reduktion i bassin vandets NVOC ikke gav sig udslag i en tilsvarende reduceret THM-dannelse, eftersom der ikke kunne konstateres lavere indhold af THM i bassinet ved drift med avanceret oxidation end ved drift med UV og rislerekator alene.

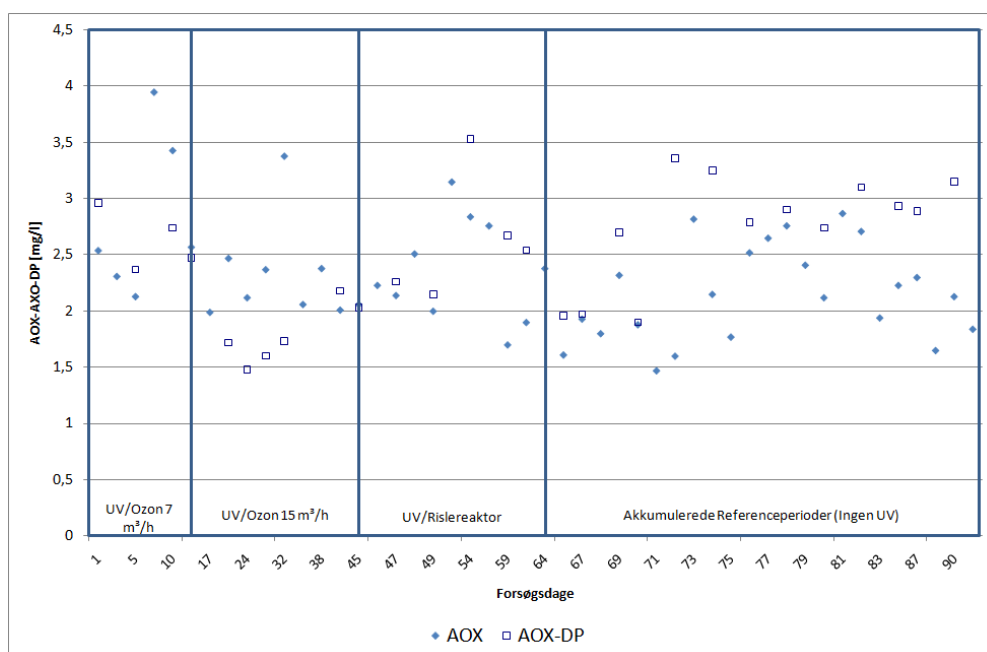
AOX og AOX-dannelsespotentiale

I figur 5.29 er vist målingerne af AOX og AOX-DP for forsøgsperioden med UV/ozon og rislerekator samt for referenceperioder. Data for AOX og AOX-dannelsespotentiale er givet i Annex 5.

Generelt ses der store variationer i de målte koncentrationer af AOX i de enkelte perioder. De store variationer og den deraf følgende store spredning på parameterværdierne gør det umiddelbart svært på baggrund af de relativt få målinger at identificere tydelige tendenser for AOX i forhold til drift af kombinationsteknologien. Sammenfattende må det konkluderes, at eventuelle teknologi-inducerede påvirkninger af AOX overskygges af de daglige ”naturlige” variationer i parametrene.

På baggrund af det observerede markant reducerede indhold af organisk stof, TOC, i perioderne med avanceret oxidation kunne det eventuelt forventes, at niveauet af AOX var tilsvarende reduceret, men det viste sig således ikke at være tilfældet. Det organiske stof synes således at være mere reaktivt over for klor, idet den reducerede mængde organisk stof er i stand til at danne den samme mængde kloreret organisk stof.

Bortset fra enkelte målinger ligger AOX-dannelsespotentialiet i referenceperioden et stykke over bassinvandets AOX-værdier, og der er således – som også forventet – et ikke-udnyttet potentiale i det organiske stof til at danne AOX ved øget klorconcentration og reaktionstid. Dette billede er imidlertid anderledes for perioden med avanceret oxidation. Det ses af figuren, at AOX-dannelsespotentialiet falder til et niveau under det niveau, der måles i bassinet. Det vil altså sige, at der under AOX-DP-målingen med øget klorindhold og øget henstandstid sker en reduktion af det i prøven forekommende AOX.



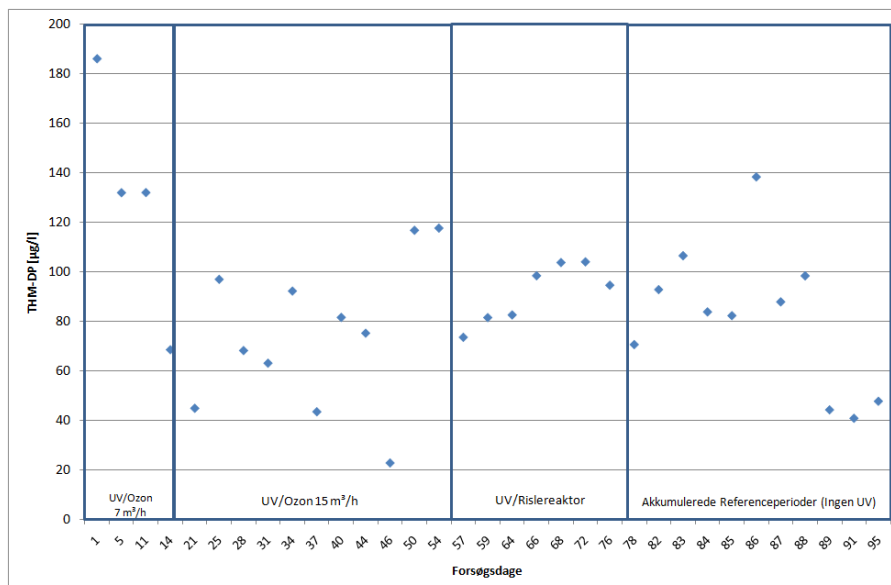
Figur 5.29 AOX og AOX-dannelsespotentialer under afprøvning af UV/ozon/rislereaktor og for referenceperioder.

Forklaringen er sandsynligvis, at en del af det organiske stof ændrer karakter som følge af den avancerede oxidation, så det lettere oxideres fuldstændigt og mineraliseres helt ved den øgede klorering i AOX-DP-målingen.

THM-dannelsespotentialer

Figur 5.30 viser resultaterne af målingerne af THM-dannelsespotentialer for forsøgsperioden med UV/ozon og rislereaktor og for de akkumulerede referenceperioder. Data for THM-dannelsespotentialer er givet i Annex 5.

Generelt ses der at forekomme store variationer i de målte koncentrationer af THM-DP i de enkelte perioder – dog med hovedparten af værdierne i intervallet 60-120 µg/l. De forhøjede værdier i perioden med den mest effektive avancerede oxidation (første del af diagrammet) indikerer en forøget reaktivitet over for klor af det organiske stof som følge af omdannelser i det organiske stof forårsaget af oxidationen.



Figur 5.30 THM-dannelsespotentiale i bassin vandet for forsøgsperioden med UV/ozon/rislereaktor samt for referenceperiode.

De meget store variationer og den deraf følgende store spredning på parameterværdierne gør det umiddelbart svært på baggrund af de relativt få målinger i de enkelte perioder at identificere eventuelle tendenser i forhold til drift af kombinationsteknologien. Sammenfattende må det konkluderes, at eventuelle teknologi-inducerede påvirkninger af THM-DP overskygges af de daglige ”naturlige” variationer i parametrene.

5.5.5 Økonomi for anlæg baseret på Chlorominator CLIII 30, ozon og rislereaktor

I tabel 5.14 er givet en oversigt over udgifterne til investering og drift af et UV/ozon-anlæg baseret på Chlorominator CLIII 30 og ozongenerator samt rislereaktor svarende til den aktuelle teknologiafprøvning. Investeringsomkostninger er baseret på oplysninger fra leverandør, og driftsudgifterne er baseret på resultater fra aktuelle målinger ved teknologiafprøvningen. Beregningerne er baseret på en kWh-pris for el på 1,20 kr. og en kWh-pris for varme på 0,60 kr.

Tabel 5.14 Investering og driftsudgifter for Chlorominator CLIII 30 med ozon og rislereaktor.

Investering:	DKK
Chlorominator CLIII 30	100.000
Ozongenerator	200.000
Rislereaktor inkl. blæser (+ THM-stripper)	110.000
Pumpe	25.000
Flowmåler	10.000
Rør/el	30.000
Investering i alt	475.000
Driftsudgifter:	DKK/år
UV-teknologi	24.200
Ozon	33.600
Blæser	500
Pumpe	3.400
Ekstra klorforbrug	1.200
Lampeskift	6.500
Varmebesparelse fra UV (85%)	-10.300
Varmetab fra rislereaktor	5.000
Driftsudgifter i alt	64.100

5.6 Vacuum-UV, APOP

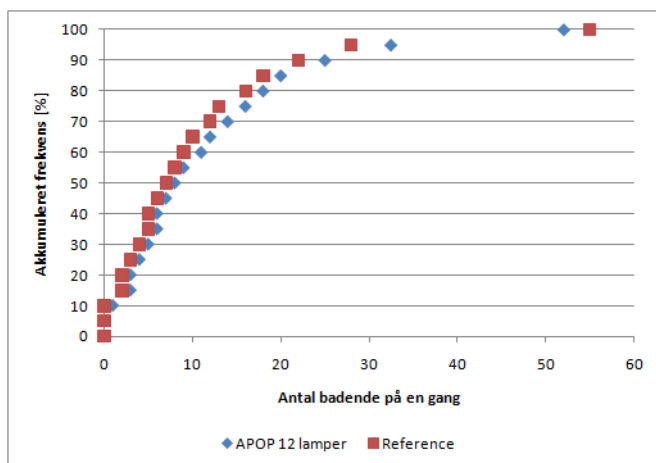
5.6.1 Belastning med badende under APOP afprøvning

Badebelastningen gennem forsøgsperioden med drift af APOP er illustreret i figur 5.31 og figur 5.32 (12 lamper) henholdsvis figur 5.33 og figur 5.43 (4 lamper). Figur 5.31 og figur 5.33 viser fraktildiagrammer for antal samtidigt badende (som observeret ud fra fotos taget hvert kvarter), mens figur 5.32 og figur 5.34 viser fraktildiagrammer, der illustrerer dagligt antal badende under antagelse af, at den gennemsnitlige badetid er 30 minutter. Data for badebelastning er givet i Annex 1.

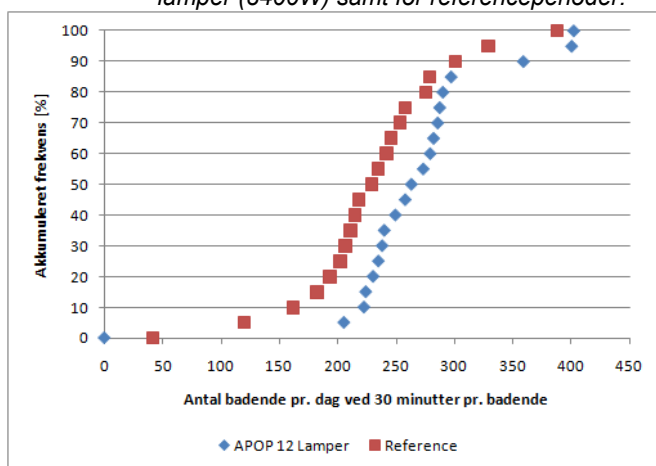
I tabel 5.15 er angivet middelværdier og spredning for de to forsøgsperioder med APOP. Af tabellen og figur 5.32 samt 5.34 fremgår det, at den gennemsnitlige daglige belastning for perioden med 12 lamper har været moderat højere i forhold til referenceperioden som helhed, mens forskellen mellem perioden med 4 lamper og referenceperioden har været ubetydelig. Som det fremgår af spredningen på data, er der tale om store variationer.

Tabel 5.15 Gennemsnitlig badebelastning for APOP-forsøgsperioden samt for referenceperioder.

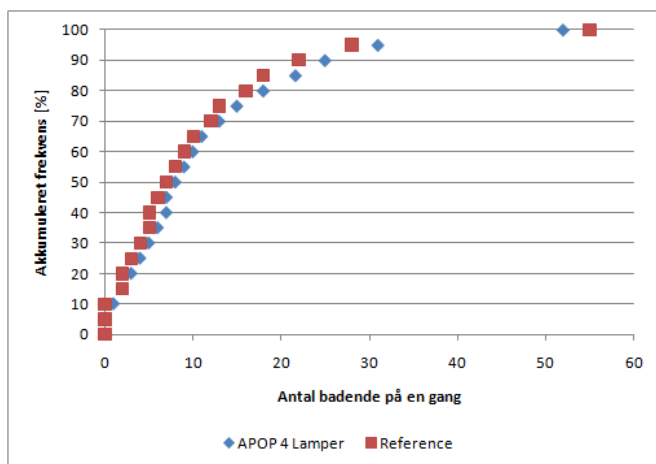
Forsøgsperiode	Gennemsnitligt antal badende pr. dag ved 30 minutter pr. badende
APOP 12 lamper	271 ± 36
APOP 4 lamper	249 ± 40
Referenceperioder	228 ± 16



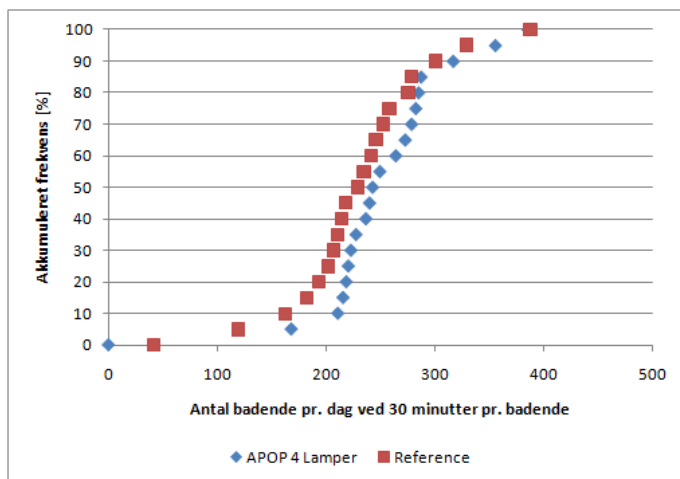
Figur 5.31 Fraktildiagram for antal badende samtidigt i bassinet for APOP-forsøgsperioden med 12 lamper (8400W) samt for referenceperioder.



Figur 5.32 Fraktildiagram for antal badende pr. dag for APOP-forsøgsperioden med 12 lamper (8400W) samt for referenceperioder.



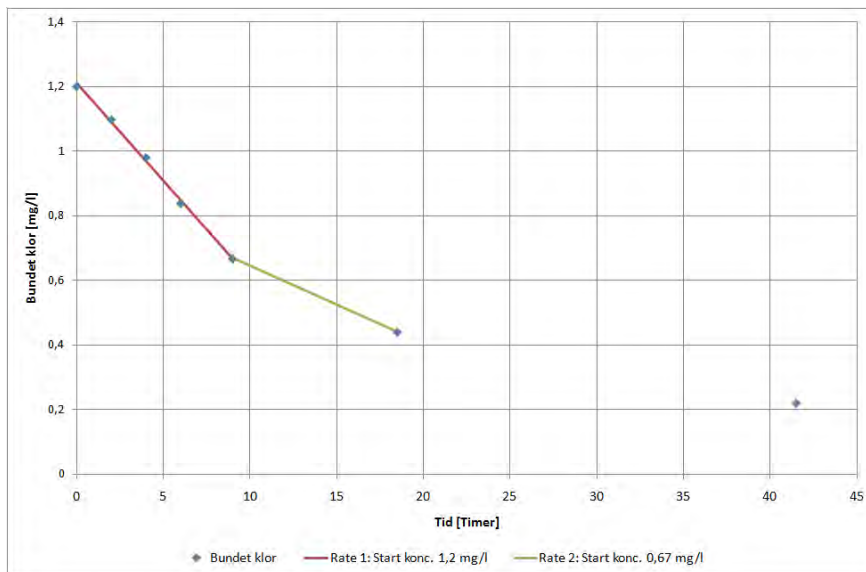
Figur 5.33 Fraktildiagram for antal badende samtidigt i bassinet for APOP-forsøgsperioden med 4 lamper (2800W) samt for referenceperioder.



Figur 5.34 Fraktildiagram for antal badende pr. dag for APOP-forsøgsperioden med 4 lamper (2800W) samt for referenceperioder.

5.6.2 Bundet klor, fjernelseskapacitet med APOP

Kapaciteten af APOP-teknologien til fjernelse af bundet klor fra bassinvandet blev bestemt ved gennemførelse af en monitoringsrunde, hvor bundet klor var bragt op i koncentration gennem stop for UV-behandling i nogle dage. APOP-anlægget (4 lamper) blev tændt efter lukketid, og der blev efterfølgende monitoreret for bundet klor. Målingerne er vist i figur 5.35.



Figur 5.35 Bundet klor i bassin fra teknologiafprøvning med bestemmelse af kapaciteten for APOP (4 lamper, 2800W) til fjernelse af bundet klor i systemet.

Fjernelsen af bundet klor fra bassinvasystemet (g bundet klor/time) blev bestemt på baggrund af målingerne. Reaktionen er afhængig af koncentrationen, og rater blev derfor estimeret ved høj koncentration (omkring 1 mg/l) henholdsvis en lavere koncentration (omkring 0,5 mg/l).

Estimaterne baseret på nedbrydningsforsøget uden badebelastning er vist i tabel 5.16. De fundne fjernelseskapaciteter for APOP (4 lamper, 2800W) for det aktuelle interval af bundet klor lå i intervallet 1,2-2,9 g bundet klor/time. Raterne viser god overensstemmelse med raterne, der blev fundet for Chlorinator CLIII 30, se tabel 5.3.

Tabel 5.16 Observerede bundet klor fjernelseskapa-
citeter for APOP med 4 vacuum-UV-lamper i områ-
det 0,5-1 mg/l bundet klor (data fra figur 5.35).

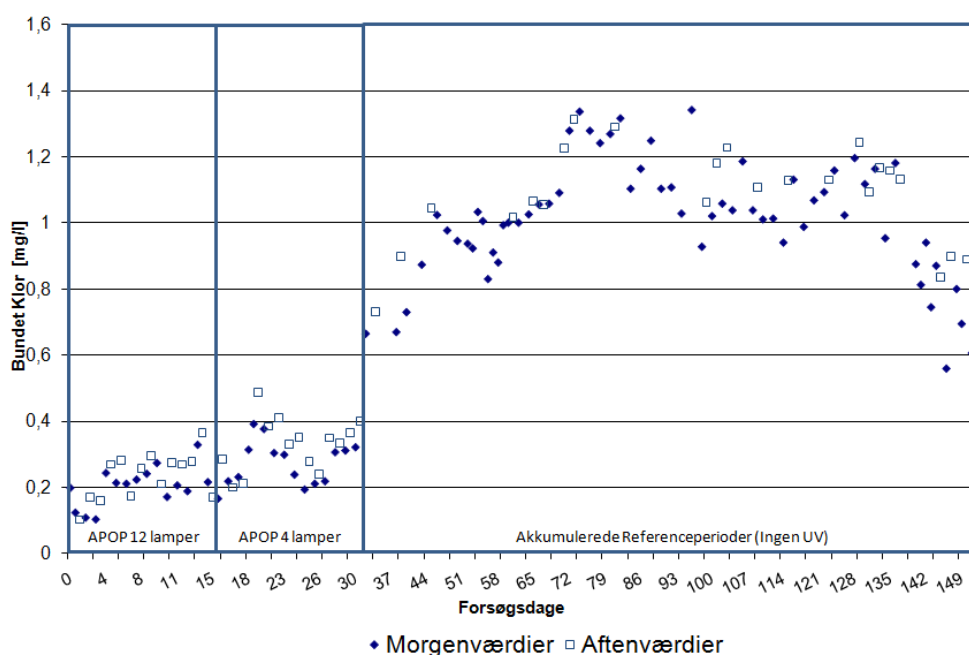
APOP, vacuum-UV	4 lamper (2800W)
Maksimal bundet klor fjernelseskapa- citet [g/h]	1,2-2,9

I Annex 6 er beskrevet forsøg med direkte målinger på APOP-teknologien, hvor en simuleringsmodel er sat op og kalibreret med værdier fra målingerne. Den kalibrerede model er benyttet til simulering af effekten på bundet klor i bassinet af øget recirkulering henholdsvis øget UV-effekt. På baggrund af simuleringerne vist i Annex 6 kan det sluttes, at delstrømmen mindst bør være omkring 20 m³/h, og der ikke er meget forbedring at hente ved at forøge over ca. 30 m³/h. Med hensyn til lampeenergi viser simuleringerne en udfladning af effekten ved forøgelse i området 3-4 kW for systemet i den valgte delstrøm på 25%.

5.6.3 Bundet klor i bassin ved drift med APOP

Ud over at estimere de opnåelige bundet klor fjernelseskapa-
citeter for APOP-teknolo-
gien baseret på vacuum-UV er der ved forsøgsarbejdet foretaget monitoring af, hvilket koncentrationsniveau af bundet klor der forventeligt kan opnås ved længere tids konti-
nuert drift med varierende belastning. Idet bundet klor typisk stiger i løbet af dagen, er koncentrationen målt både morgen og aften. På den måde fås også et billede af teknolo-
giens formåen til at holde bundet klor nede i løbet af dagen.

I figur 5.36 fremgår morgen- og aftenkoncentrationer af bundet klor i bassinet i for-
søgsperioden med APOP-teknologien samt for de samlede referenceperioder uden UV-
behandling. Data for bundet klor er givet i Annex 3. De to forsøgsperioder med 12 lam-
per henholdsvis 4 lamper er vist på figuren.



Figur 5.36 Frit og bundet klor i bassin ved afprøvning af APOP.

Af figuren fremgår, at der med den kontinuerlige fjernelse af bundet klor ved APOP-behandlingen ses en stigning i koncentrationen af bundet klor i bassinet i løbet af dagen, således at der blev nået en maksimal koncentration ved lukketid. Monitoringen af bundet klor viste altså, at dannelseshastigheden af bundet klor i åbningstiden typisk – med den afprøvede UV-behandling – oversteg fjernelseskapaleten for APOP-teknologien. Med både 12 lamper og 4 lamper sås det, at stigningen i løbet af dagen typisk lå i området 0,1 mg/l bundet klor. Den øgede effekt ved 12 lamper (8400W) kom til udtryk i en forbedret evne til at bringe bundet klor niveauet ned i løbet af natten i forhold til teknologien med 4 lamper (2800W).

I tabel 5.17 er angivet minimum, maksimum og gennemsnitlige morgen- og aftenværdier for bundet klor koncentrationen samt den gennemsnitlige daglige badebelastning ved 30 minutter pr. badende for de forskellige forsøgs- og referenceperioder.

Tabel 5.17 Data for morgen- og aftenværdier for bundet klor samt badebelastning for de to APOP-perioder samt for referenceperioder.

	APOP 8400W 12 lamper	APOP 2800W 4 lamper	Reference
Gennemsnit morgen [mg/l]	0,20 ± 0,03	0,27 ± 0,03	0,82 ± 0,05
Minimum morgen [mg/l]	0,11	0,17	0,67
Maksimum Morgen[mg/l]	0,33	0,39	1,03
Gennemsnit aften [mg/l]	0,23 ± 0,04	0,33 ± 0,04	1,08 ± 0,05
Minimum aften [mg/l]	0,10	0,20	0,73
Maksimum aften [mg/l]	0,37	0,49	1,31
Badebelastning [Badende/dag]	271 ± 36	249 ± 40	228 ± 16

Sammenfattende holdt APOP-teknologien med 12 lamper det bundne klor helt overvejende i området 0,15-0,30 mg/l, mens der ved 4 lamper sås en mindre forøgelse, således at teknologien holdt det bundne klor i området 0,2-0,4 mg/l. Disse værdier skal sammenholdes med et niveau af bundet klor på 0,8-1,3 mg/l for referenceperioderne.

Med hensyn til tabet af frit klor ved UV-behandlingen viste monitoringen af elforbruget til kloranlægget, at klorforbruget steg 20-25% ved drift med 4 lamper og ca. 50% ved drift med 12 lamper.

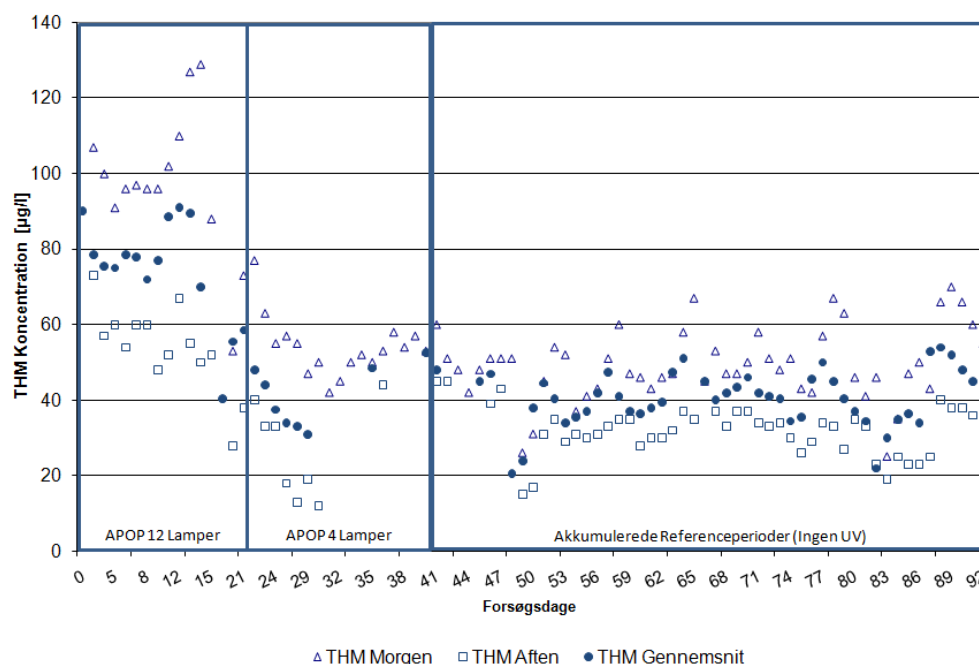
5.6.4 THM i bassin ved drift med APOP

Figur 5.37 viser maksimale, minimale og gennemsnitlige daglige THM-koncentrationer for de to forskellige driftsperioder med APOP – henholdsvis 12 lamper (8400W) og 4 lamper (2800W). På figuren er endvidere til sammenligning vist de tilsvarende værdier fra de samlede referenceperioder. Data for THM er givet i Annex 4. Som det fremgår, er der tale om betydelige variationer i THM-koncentration – både de enkelte dage og hen over forsøgsperioden.

Den store variation i THM i de enkelte perioder skyldes som tidligere nævnt forventeligt primært variationer forårsaget af varierende belastning – dels daglige variationer i antal badende og dels variationer i ”intern” belastning fra organisk stof akkumuleret i sandfiltre. Data der er påvirket af ikke-optimal klorstyring eller salttilsætning med tilhørende THM-toppe er sorteret fra og forstyrrer således ikke billedet.

På figur 5.37 ses, at der kunne konstateres en tydelig forøgelse i THM-niveauet i bassinet ved drift med APOP med 12 vacuum-UV-lamper tændt (8400W). Online-monitoringen på MIMS viste en meget hurtig respons, hvor THM-koncentrationen in-

den for et døgn steg fra det sædvanlige referenceniveau i intervallet 20-60 µg/l til et niveau i intervallet 50-110 µg/l. Ved skift til drift med 4 lamper (2800W) faldt THM-niveauet til samme niveau som referenceperioderne.



Figur 5.37 THM i bassin ved afprøvning af APOP med 8400W henholdsvis 2800W.

For at kunne vurdere effekten af teknologien på THM-koncentrationen er data for de daglige maksimale, minimale og gennemsnit for THM-koncentrationer behandlet statistisk, og der er ydermere beregnet gennemsnit, som er normeret i forhold til den gennemsnitlige badebelastning i de respektive perioder for at tage højde for eventuelle påvirkninger fra denne. Resultaterne af den statistiske databehandling er sammenfattet i tabel 5.18.

Som det fremgår af tabel 5.18, er gennemsnittet for THM i bassinet i perioden med afprøvning af APOP-teknologien med 12 lamper markant højere end THM i referenceperioderne med en gennemsnitskoncentration, der er dobbelt så høj som for referenceperioderne – 80 µg/l mod 41 µg/l. Det ses også, at der ved drift med 4 lamper opnås samme koncentration som for referenceperioderne – 42 µg/l mod 41 µg/l. Når der kompenseres for badebelastning, fås samme billede med 0,30 µg/l pr. badende pr. dag ved anvendelse af APOP (12 lamper) mod 0,17-0,18 µg/l pr. badende pr. dag for APOP (4 lamper) og referenceperioden.

Sammenfattende må det konkluderes, at der blev fundet meget tydelig negativ effekt med forhøjet THM ved anvendelse af APOP-teknologien med ekstrem høj effektanvendelse (8400W), men at der ikke blev fundet nogen påvirkning af THM ved anvendelse af samme teknologi med lavere effekt (2800W). Mekanismerne, der kan forklare de observerede fænomener, er diskuteret i kapitel 6.

Tabel 5.18 Data for de maksimale, minimale og gennemsnitsværdier for daglige THM-koncentrationer i forsøgsperioden med APOP samt i referenceperioder.

	APOP 8400W 12 lamper	APOP 2800W 4 lamper	Reference
Gennemsnit THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	103 \pm 7,4	56 \pm 6,5	50 \pm 2,3
Minimum THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	88	42	25
Maksimum THM morgen [$\mu\text{g/l}$]	129	77	70
Gennemsnit THM aften [$\mu\text{g/l}$]	57 \pm 4,1	26 \pm 7,0	32 \pm 1,9
Minimum THM aften [$\mu\text{g/l}$]	48	12	15
Maksimum THM aften [$\mu\text{g/l}$]	73	40	45
Gennemsnitlig THM-koncentration i forsøgsperiode [$\mu\text{g/l}$]	80 \pm 4,2	42 \pm 6,5	41 \pm 2,2
Badebelastning [Badende/dag]	271 \pm 36	249 \pm 40	228 \pm 16
Gennemsnitlig THM-koncentration normeret i forhold til badebelastning [$\mu\text{g/l}$ pr. badende pr. dag]	0,30 \pm 0,03	0,17 \pm 0,03	0,18 \pm 0,03

5.6.5 Øvrige vandkvalitetsparametre ved drift med APOP

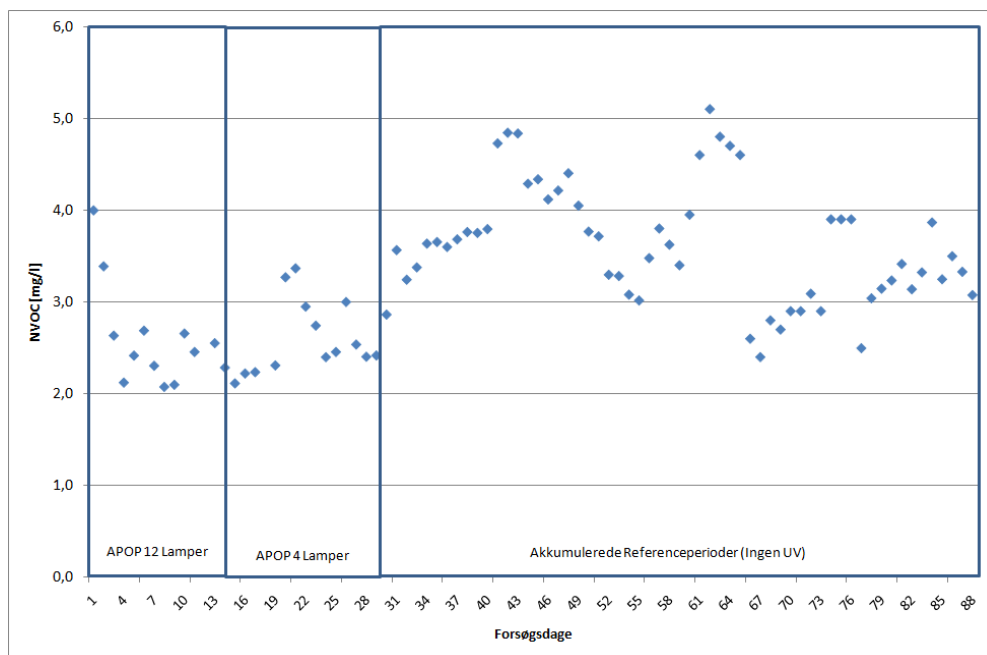
I forsøgsperioderne med afprøvning af APOP-teknologien er der løbende udtaget stikprøver til måling af en række vandkvalitetsparametre med indflydelse på klorbiprodukt-dannelsen i svømmebade. Disse omfatter målinger af NVOC, AOX, AOX-DP (AOX-dannelsespotentiale) og THM-DP (THM-dannelsespotentiale). I det følgende er resultaterne af disse målinger gennemgået og diskuteret for driftsperioden med APOP og sammenholdt med referenceperioderne.

NVOC

Figur 5.38 viser de målte koncentrationer af NVOC for forsøgsperioden med APOP og for de akkumulerede referenceperioder. Data for NVOC er givet i Annex 5.

Som det fremgår af figuren, er der tale om meget store variationer i NVOC i referenceperioden – med hovedparten af værdierne i intervallet 3-5 mg/l. Af figuren synes også at fremgå, at der var en effekt af den avancerede oxidation på NVOC-niveauet i bassinvandet – uden at denne effekt dog er så markant som ved UV/ozon-kombinationen. Ved start af APOP (12 lamper) faldt niveauet af NVOC i bassinvandet til et niveau omkring 2-2,5 mg/l. Efterfølgende ved APOP (4 lamper) steg NVOC igen til et niveau omkring de laveste værdier observeret i referenceperioderne.

Som for den avancerede oxidation med UV/ozon må det konstateres, at den avancerede oxidation var i stand til at reducere indholdet af organisk stof i bassinvandet. Når dette sammenholdes med resultaterne fra målingerne af THM (figur 5.37), kan det imidlertid også konstateres, at denne reduktion i bassinvandets NVOC ikke gav sig udslag i en tilsvarende reduceret THM-dannelse. Tværtimod kunne der i tilfældet med 12 lamper konstateres betydeligt højere indhold af THM i bassinet, og teknologien synes således at ændre på reaktiviteten af (noget af) det organiske ud over at mineralisere en del af det.



Figur 5.38 NVOC ved drift med APOP og for de akkumulerede referenceperioder.

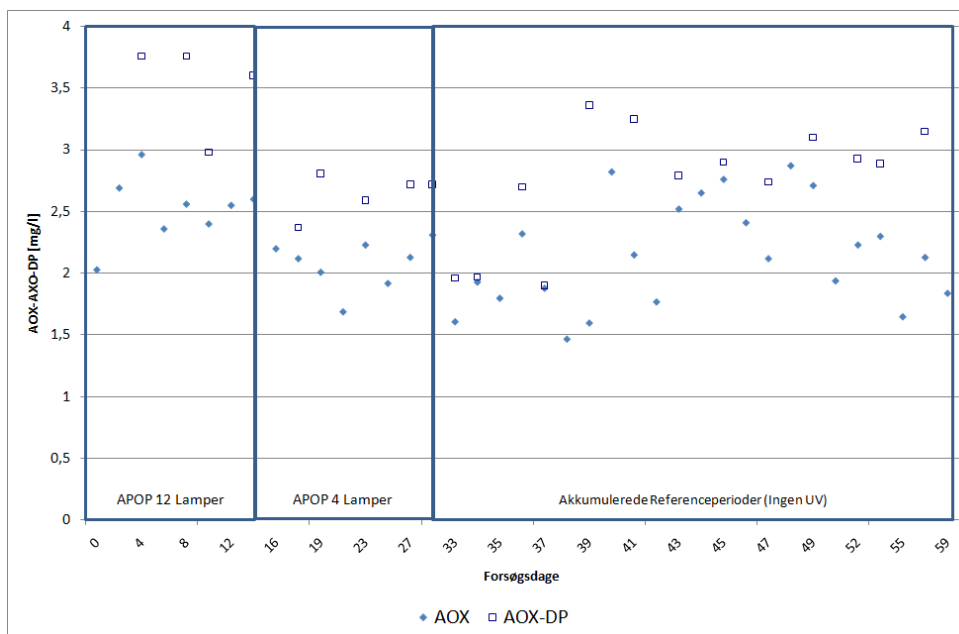
AOX og AOX-dannelsespotentiale

Figur 5.39 viser målingerne af AOX og AOX-DP for forsøgsperioden med APOP samt for referenceperioder. Data for AOX og AOX-dannelsespotentiale er givet i Annex 5.

Generelt ses der store variationer i de målte koncentrationer af AOX i de enkelte perioder. De store variationer og den deraf følgende store spredning på parameterværdierne gør det umiddelbart svært på baggrund af de relativt få målinger at identificere tydelige tendenser for AOX i forhold til drift af APOP-teknologien. Sammenfattende må det konkluderes, at AOX i perioderne med afprøvning af APOP ikke afviger fra AOX i referenceperioderne.

På baggrund af den observerede reduktion i indholdet af organisk stof, NVOC, i perioderne med APOP kunne det eventuelt forventes, at niveauet af AOX var tilsvarende reduceret, men det var således ikke tilfældet.

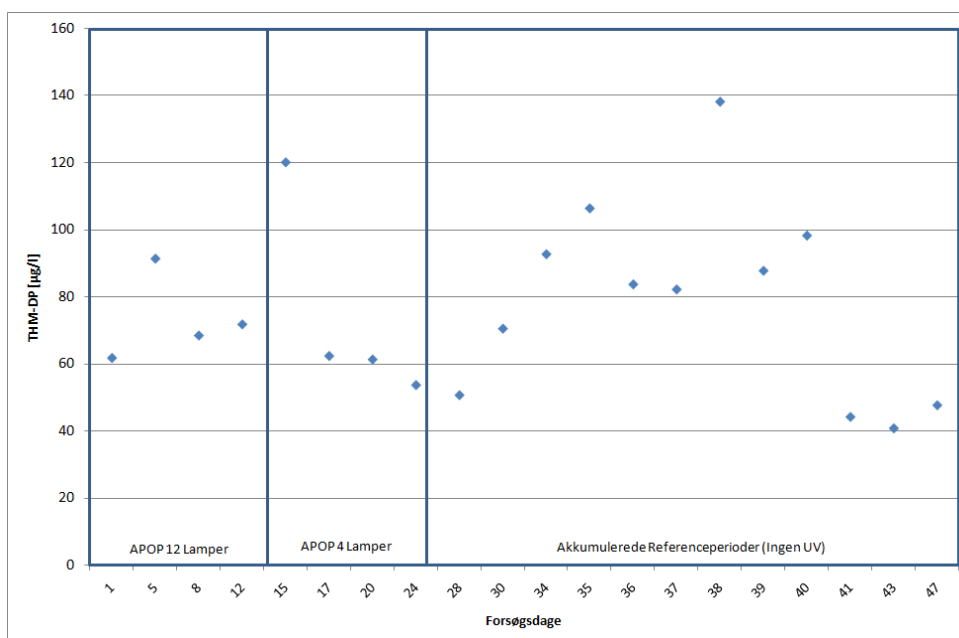
Når der ses på AOX-dannelsespotentialet, er der muligvis en tendens til forhøjede værdier i perioden med APOP (12 lamper), hvilket ville stemme godt overens med observationen af det stærkt forhøjede THM-niveau med denne drift. Data er imidlertid for få til at lave en egentlig statistisk vurdering. Med APOP (4 lamper) ligger AOX-dannelsespotentialet inden for det interval, der udgøres af målingerne i referenceperioderne.



Figur 5.39 AOX og AOX-dannelsespotentiale i bassin under afprøvning af APOP og i referenceperioder.

THM-dannelsespotentialer

Figur 5.40 viser resultaterne af målingerne af THM-dannelsespotentialer for forsøgsperioden med APOP og for de akkumulerede referenceperioder. Data for THM-dannelsespotentialer er givet i Annex 5.



Figur 5.40 THM-dannelsespotentialer i bassinvandet for forsøgsperioden med APOP samt for referenceperioder.

Generelt ses der at forekomme store variationer i de målte koncentrationer af THM-DP i de enkelte perioder – dog med hovedparten af værdierne i intervallet 50-120 µg/l som også observeret for andre teknologier. Det er interessant at observere, at THM-dannelsespotentialer i perioden med 12 lamper ligger betydeligt under de maksimale THM-koncentrationer, der blev observeret i bassinet – se figur 5.37. De meget højere

THM-koncentrationer observeret i bassinet skyldes formentlig den løbende aktivering af organisk stof via den meget kraftige UV-behandling. En tilsvarende observation gøres ikke for perioden med 4 lamper. Dette forhold skyldes formentlig, at en del af det klore-rede organiske stof – i perioden med den meget kraftige UV-behandling – mineraliseres ved at blive udsat for en forhøjet klorkoncentration i 48 timer, som tilfældet er ved THM-DP-målingen.

Sammenfattende må det konkluderes, at den ekstreme UV-behandling med 8400W tydeligvis påvirker THM-dannelsen i bassinvandet, men at dette ikke afspejles gennem målingen af THM-DP.

5.6.6 Økonomi for anlæg baseret på APOP

I tabel 5.19 er givet en oversigt over udgifterne til investering og drift af APOP-anlæg med 4 stk. vacuum-UV-lamper – hver på 700W. Investeringsomkostninger og udgifter til lampeskift er baseret på oplysninger fra leverandør, og driftsudgifterne er baseret på resultater fra aktuelle målinger ved teknologiprøvningen. Beregningerne er baseret på en kWh-pris for el på 1,20 kr. og en kWh-pris for varme på 0,60 kr.

Tabel 5.19 Investering og driftsudgifter for APOP – 4 vacuum-UV-lamper.

Investering:	DKK
APOP – 4 stk. vacuum-UV-lamper à 700W	160.000
Pumpe	25.000
Flowmåler	10.000
Rør/el	20.000
Investering i alt	215.000
Driftsudgifter:	DKK/år
UV-teknologi	28.200
Pumpe	2.100
Ekstra klorforbrug	1.200
Lampeskift	7.200
Varmebesparelse fra UV (85%)	-12.000
Driftsudgifter i alt	26.700

6 SAMMENFATTENDE DISKUSSION

6.1 Systemforståelse

Som grundlag for tolkningen af forsøgsresultaterne for teknologiafprøvningserne i dette projekt i forhold til de processer, der foregår i bassinet, er der med udgangspunkt i den viden, som er opsamlet i udredningsprojektet, *Miljøstyrelsen (2007a)* samt nyere forskningsresultater, *Zwiener et al. (2007)*, *Glauner et al. (2005)*, *Stottmeister and Voigt (2006)*, *Erdinger et al. (1999)*, etableret en opdateret forståelsesmodel for svømmebads-systemet.

Svømmebadssystemet er et komplekst system, hvor vandkvaliteten er givet af samspillet mellem belastningen, processerne i bassinet og vandbehandlingssystemet. De nyeste forskningsresultater viser, at de eksisterende vandbehandlingsteknikker ikke i tilstrækkelig grad fjerner de tilførte belastningsstoffer eller dannede klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP) fra systemet. Dannelsen af klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP) i svømmebade er særdeles kompleks og i dag ikke fuldt ud forstået. Grundlæggende sker biprodukt-dannelsen som følge af kemiske reaktioner mellem klor og de forureninger, der befinder sig direkte på de badendes hud, og de forureninger der frigives fra de badende og som akkumulerer i systemet, i såvel bassinvandet som i vandbehandlingssystemet. Systemet kan således betragtes som en kemisk reaktor, hvor det til enhver tid gældende indhold af DBP er bestemt af samspillet mellem badebelastningen, de fysisk-kemiske processer i bassinet og i vandbehandlingssystemet.

Samtidig betyder en lang opholdstid for vandet i systemet, at nogle af de dannede biprodukter – til trods for langsomme dannelseshastigheder – opkoncentreres til relativt høje koncentrationer. Opholdstiden (ikke at forveksle med omsætningstiden) udtrykker den tid, det tager at udskifte al bassinvandet med frisk vand. Tilførsel af frisk vand sker kun ved returskylning af partikelfiltre, hvilket typisk sker en gang ugentligt, og dette betyder, at opholdstiden for bassinvandet reelt kan blive mange dage (20-30 d). Dette betyder således også, at stoffer, der ikke omsættes af kloren eller ikke fordampes fra vandoverfladen, opkoncentreres betydeligt. Som eksempel herpå kan nævnes klorat, der er et biprodukt, hvis sundhedsmæssige effekter endnu ikke er fuldstændig klarlagt, *Erdinger et al. (1999)*.

6.2 Tilførsel af belastningsstoffer

Uafhængigt af om dannelsen af biprodukter sker som følge af reaktioner direkte på de badendes hud, i bassinvandet eller i vandbehandlingssystemet, er det afgørende – for at forstå dynamikken i biproduktkoncentrationerne – at have en større forståelse for tilførslen af de belastningsstoffer som, ved reaktion med klor, danner biprodukterne. Grundlæggende er kvælstof den primære kilde til det bundne klor, mens organisk kulstof er den primære kilde til de organiske biprodukter. Kulstof og kvælstof tilføres primært via sved, der enten sidder i huden eller udskilles til bassinvandet, og urin, og erfaringsmæssigt benyttes der i branchen en tilførsel af 200 ml sved og 50 ml urin pr. badende pr. time (*Judd & Black, 2000; Judd & Bullock, 2003*). Hvis der laves en opgørelse af kulstof- og kvælstofindholdet på enkeltstoffer i en 4:1 blanding af sved og urin, fås en mere detaljeret forståelse for de dominerende belastningskomponenter (tabel 6.1).

Tabel 6.1 Erfaringsmæssig sammensætning af belastningsstoffer fra badende i en blanding af sved og urin samt personspecifik stofafgivelse (Judd & Black, 2000).

Stofkomponent	Koncentration [mg/l]	Organisk kulstof [mgC/l]	Kjeldahl-N [mgN/l]
Ammoniumklorid	2.000	-	520
Urea	14.800	2.960	6.900
L-Histidine	1.210	560	320
Hippursyre	1.710	1.040	134
Urinsyre	490	180	160
Citronsyre	640	240	-
Creatinine	1.800	770	67
Total	-	4.980	7.890

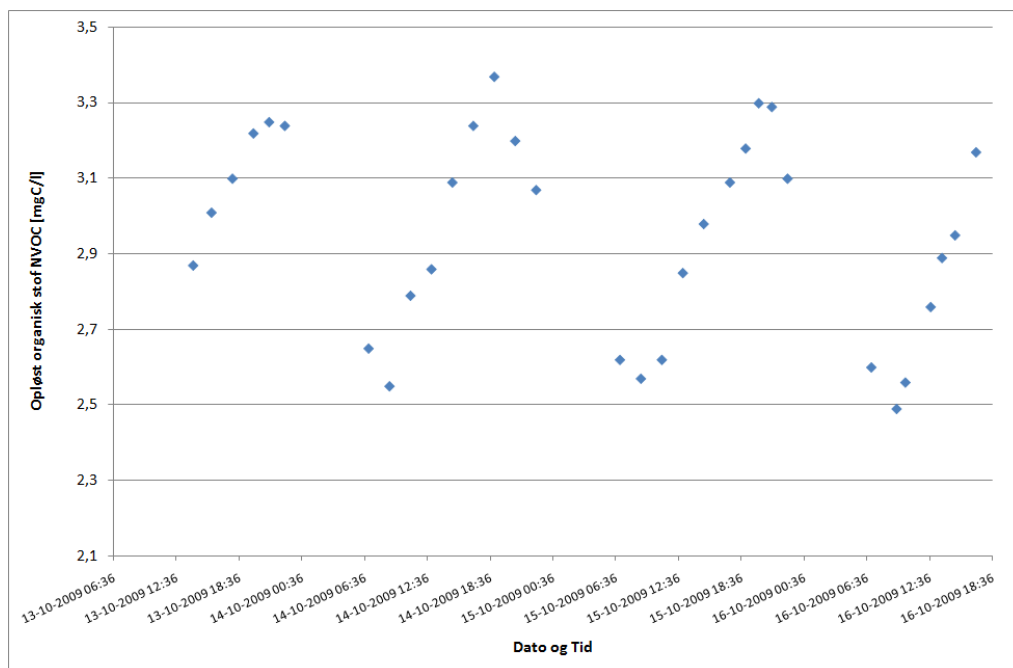
Det ses, at med hensyn til tilførsel af kvælstof er urea den altdominerende komponent og udgør således den primære kilde til dannelse af bundet klor hvilket også er vist af *Stottmeister & Voigt (2006)*. Urea bidrager desuden med en væsentlig andel af tilførslen af organisk kulstof (60%) og er således også en helt central komponent i forhold til dannelse af organiske biprodukter, men også hippursyre og creatinine er centrale komponenter i forhold til tilførslen af organisk kulstof. Hippursyre og creatinine indeholder også begge kvælstof og vil således også kunne bidrage til bundet klor dannelsen. Idet indholdet af både kulstof og kvælstof i sved og urin, der er de primære kilder til belastningsstoffer, domineres fuldstændig af urea (og delvis hippursyre og creatinine), indikeres således, at dannelsen af såvel bundet klor som tilvæksten i opløst organisk stof og dannelsen af THM langt overvejende er knyttet til frigivelsen af urea og/eller reaktioner mellem klor og urea direkte i huden på de badende.

6.3 Omsætning og omdannelse af belastningsstoffer

6.3.1 Organisk stof

Nyere forskningsresultater fra Tyskland, *Zwiener et al. (2007)*, viser, at langt det meste (omkring 98%) af det tilførte opløste organiske stof fra de badende omsættes langsomt men fuldstændigt af den frie klor. Dette betyder, at koncentrationen af organisk stof i bassin vandet vil stige om dagen ved belastning, idet stoftilførslen er væsentlig hurtigere end nedbrydningen fra kloroxidationen. Koncentrationen af organisk stof vil derfor først falde, når belastningen reduceres. Efter at belastningen reduceres, vil kloroxidationen forårsage en langsom reduktion i koncentrationen af organisk stof, og da omkring 2% af det organiske stof til stadighed vil ende som DBP, vil disse opkoncentreres løbende under nedbrydningen af det organiske stof, *Zwiener et al. (2007)*.

Dette variationsmønster for opløst organisk stof er nyligt dokumenteret i en dansk undersøgelse og fremgår af figur 6.1, *By- og Landskabsstyrelsen (2010)*.



Figur 6.1 Tidsprofil for koncentrationen af opløst organisk stof i svømmebadsvand (spa-bad), By- og Landskabsstyrelsen (2010).

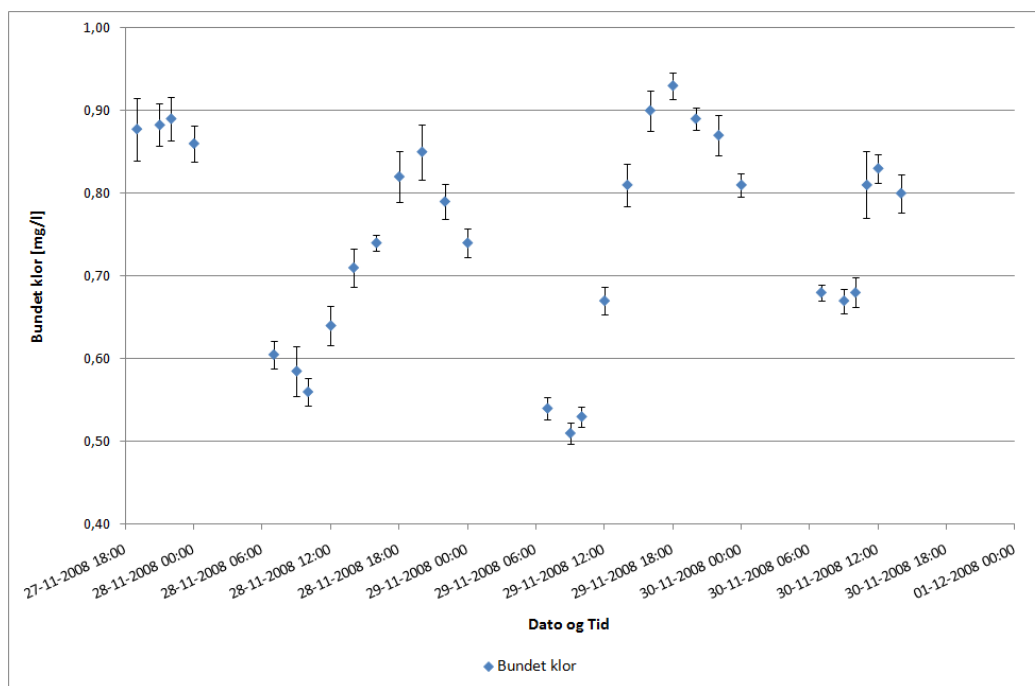
Der forekommer således ved målingerne vist i figur 6.1 ingen nettoakkumulering af opløst organisk stof i svømmebadet, idet den forøgelse i NVOC-koncentrationen, der fremkommer under belastning om dagen, omsættes fuldstændigt om natten, hvilket alene skyldes kloreens oxidation af det organiske stof.

Ovenstående resultater viser således også, at det tilførte opløste organiske stof består af molekyler, der ikke fjernes i de traditionelle vandbehandlingsanlæg i svømmebade. Dette understøttes yderligere af forskningsresultater hos *Glauner et al. (2005)*, hvor der er arbejdet med fraktionering og karakterisering af de organiske stoffer og biprodukter i svømmebadsvand. Ved fraktionering af det organiske stof ved hjælp af membranfiltrering med stadig tættere membraner kunne det påvises, at 70-95% af det organiske stof i bassin vandet bestod af små opløste stoffer med molekylvægte mindre end 1.000 g/mol. Samtidig kunne det påvises, at langt den største del af biprodukt dannelses potentialet (75-100% målt som AOX- og THM-dannelses potentialet for det organiske stof) kunne tilskrives de stoffer, der var mindre end 1.000 g/mol. Såvel urea, hippursyre og creatinine er meget vandopløselige og lavmolekylære stoffer med molvægte på henholdsvis 60 g/mol, 180 g/mol og 113 g/mol.

Disse små lavmolekylære organiske stoffer vil ikke på nogen måde kunne udfældes eller tilbageholdes i de traditionelle vandbehandlingsanlæg. Tværtimod er det et interessant perspektiv, at eksempelvis sandfiltre med lange gangtider mellem returskyl vil kunne bidrage til dannelsen af sådanne små organiske stoffer gennem delvis oxidation med klor og/eller hydrolyse af det partikulære organiske stof, der frasepareres i filteret uden at blive fjernet fra systemet.

6.3.2 Dannelse og fjernelse af bundet klor

Den biproduktdannelse, der sker i badevandet umiddelbart i forbindelse med badepåvirkning – eksempelvis ved reaktioner direkte på huden af de badende - kan ikke undgås. De dannede biprodukter skal således håndteres løbende i vandbehandlingsanlægget, når bassinvandet recirkuleres. Dette er især tilfældet for bundet klor. For bundet klor gælder, at dannelsen er direkte proportional med stoffbelastningen, mens dannelsen stopper umiddelbart efter belastningsophør, hvilket ses af tidsprofilen vist i figur 6.2 for koncentrationen af bundet klor i en spa-pool, *By- og Landskabsstyrelsen (2010)*.



Figur 6.2 Tidsprofil for koncentrationen af bundet klor i svømmebadsvand (spa-bad), *By- og Landskabsstyrelsen (2010)*.

Disse resultater understøtter således, at dannelsen af bundet klor primært sker som følge af reaktioner direkte på de badenes hud og dermed er proportional med belastningen. Fjernelsen af bundet klor efter belastningsophør skyldes enten reaktion af de bundne klorkomponenter med andre forbindelser under dannelse af frit kvælstof og nitrat, eller stripping af flygtige bundet klor forbindelser til atmosfæren. For således at nedbringe det gennemsnitlige indhold af bundet klor i et svømmebad er det derfor nødvendigt at foretage en løbende fjernelse af det bundne klor, der står mål med dannelsen. Dette kan ske ved hjælp af supplerende vandbehandlingsteknologier, der er genstand for afprøvningen i dette projekt.

Dannelseshastigheden for bundet klor vil ud over belastningen også være afhængig af klorkoncentrationen og temperaturen og dannelseshastigheden vil i sidste ende bestemme den nødvendige størrelse og kapacitet af den supplerende vandbehandling. I varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal er der tidligere målt bundet klor dannelseshastigheder på 0,1-0,15 g bundet klor/pers·h, *DHI (2007b)*, mens der for det udendørs spa-bassin i Lalandia Rødby er målt bundet klor dannelseshastigheder på omkring 0,1 g bundet klor/pers·h, *By- og Landskabsstyrelsen (2010)*. Ældre erfaringstal anvendt til dimensionering af aktiv kul filtre anvender dannelseshastigheder på omkring 0,2-0,4 g bundet klor/pers·h, *Miljøstyrelsen (2007a)*.

Ved bestemmelse af fjernelseskapaleten for bundet klor for de afprøvede UV-teknologier i dette projekt kunne der som forventet observeres et tilnærmet første ordens nedbrydningsforløb. Imidlertid observeredes et markant fald i nedbrydningshastigheden, når den bundne klor koncentration faldt til 0,2-0,3 mg/l. Dette fald i nedbrydningshastighed kan enten skyldes den normalt faldende nedbrydningshastighed som følge af den lavere koncentration af bundet klor, der er karakteristisk for et første ordens nedbrydningsforløb, eller det kan skyldes tilstedeværelsen af mere svært nedbrydelige bundet klor forbindelser. Tilstedeværelsen af mere langsomt nedbrydelige bundet klor forbindelser indikerer, at en del af det bundne klor udgøres af større organiske bundet klor forbindelser, der kræver væsentligt mere energi for at blive nedbrudt ved fotolyse. *Li, J. & Blatchley, E. R., III (2007)* fandt således ved kontrolleret kloring af creatinin og urea samt ved monitorering af specifikke bundet klor forbindelser i svømmebadsvand tilstedeværelsen af en større organisk bundet klor forbindelse i form af dikloromethylamin (CH_3NCl_2).

Indholdet af sådanne mere svært nedbrydelige bundet klor forbindelser er således afgørende for, hvilket niveau af bundet klor der vil kunne opnås ved hjælp af UV-behandling under normal drift. Det er imidlertid i dette projekt vist, at de langsomt nedbrydelige bundet klor forbindelser kan nedbrydes i perioder, hvor bassinet har været lukket og uden badebelastning i 1-2 dage. Her blev det observeret, at UV-teknologien kunne nedbryde også disse langsomt nedbrydelige forbindelser, idet koncentrationen af bundet klor faldt til omkring 0,1 mg/l.

På baggrund af de målte bundet klor fjernelseskapaleten for de forskellige UV-teknologier, der er afprøvet i projektet, samt det brede spektrum af bundet klor forbindelser, der vil dannes ved kloring af de forskellige kildestoffer i sved og urin, må det anbefales at anvende bredspektret UV (mellemttryks-UV eller vacuum-UV), når der sigtes mod reduktion af bundet klor i svømmebade. Dette skyldes, at de forskellige bundet klor forbindelser vil absorbere UV-lys ved forskellige bølgelængder. Den nødvendige UV-energimængde vil således afhænge af belastningen i det enkelte bassin samt af de acceptable variationer i koncentrationen af bundet klor over dagen. Dannelseshastighederne for bundet klor under belastning vil i almindelighed overstige de opnåelige fjernelseshastigheder med UV-teknologien ved de lave bundet klor koncentrationer. Det må derfor forventes, at der vil ske en vis stigning i koncentrationen af bundet klor over dagen, selvom der installeres et anlæg med en UV-energimængde, der er tilstrækkelig til at sænke det gennemsnitlige bundet klor niveau betragteligt. Med baggrund i resultaterne af afprøvningerne i dette projekt vil der forventeligt kunne opnås en gennemsnitlig bundet klor koncentration på 0,2-0,4 mg/l med lav daglig variation med et mellemttryks-UV eller vacuum-UV-anlæg på 2,5-3 kW.

6.4 Dannelse og fjernelse af THM

Den tidlige variation i koncentrationen af det opløste organiske stof ses at være tidsforskudt i forhold til dynamikken af THM – se f.eks. figur 5.5 og figur 6.1, hvilket umiddelbart er ulogisk, idet THM-dannelsen normalt er størst ved højere koncentrationer af organisk stof. THM-indholdet udgøres imidlertid primært af kloroform, der er særdeles flygtigt, og strippingen af den dannede THM om dagen overstiger langt dannelseshastigheden. Den tilvækst i THM-koncentrationen, der observeres om natten, sker således som følge af oxidationen af det opløste organiske stof, der er akkumuleret fra den forrige dags belastning, idet oxidationen af det organiske stof om dagen er langsommere end tilførselshastigheden. Herudover sker der løbende en THM-dannelse via tilførslen af op-

løst organisk stof frigivet til vandfasen ved oxidation af det partikulære organiske stof, der sidder frafiltreret i sandfiltrene. På baggrund af de observerede stigninger i THM om natten igennem hele måleperioden kan der estimeres en gennemsnitlig THM-dannelseshastighed for varmtvandsbassinet i Gladsaxe Svømmehal på $1,8 \pm 0,1 \mu\text{g THM/l}\cdot\text{h}$ og under antagelse af, at THM-dannelsen om natten sker på baggrund af omsætning af den akkumulerede mængde opløste organiske stof fra badebelastningen dagen før, kan der beregnes et gennemsnitligt personspecifikt THM-bidrag på $0,12 \pm 0,01 \mu\text{g/l}\cdot\text{person}$.

Sammenhængen mellem koncentrationen af organisk stof og THM-koncentration i svømmebade er således relativt kompliceret på grund af de mange processer, der på en gang påvirker THM-koncentrationen. Det er derfor afgørende at forholde sig til disse sammenhænge ved fortolkning af de eksperimentelle undersøgelser i nærværende projekt for ikke at drage alvorlige fejlkonklusioner omkring sammenhænge mellem processer/teknologier og vandkvaliteten i svømmebade.

Ved afprøvningerne i dette projekt er der ikke observeret en forøget THM-koncentration under drift af UV-teknologierne bortset fra ved afprøvningen af APOP vacuum-UV med ekstrem høj UV-effekt på 8400W. I tidligere publicerede resultater fra forsøg med behandling af svømmebadsvand med 8000W mellemtryks-UV er observeret tilsvarende forøgede THM-koncentrationer, *Delphine et al. (2006)*.

Delphine et al. (2006) foreslår, at forøgelsen i THM-koncentrationen kunne skyldes reaktioner mellem organisk stof og frie klorradikaler ($\text{Cl}\bullet$), der dannes ved fotolyse af det frie klor. Dannelsen af fotooxidanter ved fotolyse af frit klor (hydroxylradikaler($\text{OH}\bullet$) og klorradikaler ($\text{Cl}\bullet$)) er studeret i detaljer i en række publicerede videnskabelige studier, *Watts & Linden (2007)*, *Feng et al. (2007)*, *Nowell & Hoigné (1992)*. Resultaterne af disse studier viser, at den altdominerende fotooxidant, der produceres ved fotolyse af klor, er hydroxylradikaler, og at reaktionsraten af klorradikalerne er uden betydning ved samtidig tilstedeværelse af organisk stof, der kan reagere med de dannede fotooxidanter. Idet klorradikalerne i høj grad udkonkurreres af hydroxylradikalerne for reaktion med organisk stof, er det sandsynligt, at klorradikalerne i langt højere grad vil reagere med vand og danne yderligere hydroxylradikaler og saltsyre via følgende reaktion, *Li & Blatchley III (2009)*:



Det synes derfor ikke sandsynligt, at UV-behandling kan danne THM via en reaktionsmekanisme, der involverer klorradikaler.

I de tilfælde, hvor der i tidligere gennemførte undersøgelser er observeret forhøjede THM-værdier ved anvendelse af UV-behandling, kan mulige forklaringer være, at der ikke er taget højde for de dynamiske variationer i THM-koncentrationen, eller at der har været variationer i eksempelvis klorkoncentrationen – altså fejlkonklusioner på baggrund af manglende kontrol over bassinvandsystemet.

Endvidere er det velkendt, at ren UV-fotolyse af organiske stoffer normalt ikke vil bevirke nedbrydning af organiske stoffer, men i højere grad forårsage en ændring af stofernes egenskaber og dermed muligvis af reaktiviteten over for eksempelvis frit klor, *Legrini et al. (1993)*. Forklaringen på forhøjede THM-værdier kan således også være, at der har været anvendt meget høje UV-doser, som fører til en øget hydroxylradikaldan-

nelse via øget fotolyse af den frie klor, *Watts & Linden (2007)*, *Feng et al. (2007)*, *Nowell & Hoigné (1992)*, og at dette bevirker en aktivering af de organiske stoffer, så de bliver mere reaktive overfor den frie klor indikeret ved et øget THM-dannelsespotentiale, *Kleiser & Frimmel (2000)*. UV-behandlingen af svømmebadsvand kan således ved ekstremt høje UV-doser indirekte medvirke til øget THM-dannelse som også observeret ved denne undersøgelse.

På baggrund af forsøgsresultaterne fra disse undersøgelser sammenholdt med erfaringer fra litteraturen anbefales det således at holde den installerede effekt af mellemtryks-UV under eksempelvis 3-3,5kW for at undgå eventuel THM-dannelse ved UV-behandlingen. Som nævnt under bundet klor er denne energimængde også fuldt tilstrækkelig til at sikre et lavt gennemsnitligt indhold af bundet klor med lave stigninger over dagen.

Ved forsøgsarbejdet er det vist, at en mulighed for at sikre et lavt THM-niveau i svømmebadsvand er installation af en rislereaktor. Rislereaktoren, bevirker en kontrolleret fjernelse af flygtige stoffer – herunder THM – ved aktiv afstripping og udluftning af de flygtige komponenter, der ellers i vidt omfang udluftes ukontrolleret til indeklimaet i svømmehallen. Ved afprøvningerne i dette projekt er det vist, at rislereaktoren er i stand til at nedbringe og fastholde koncentrationen af THM på et meget lavt niveau omkring 20-30 µg/l i et højtbelastet varmtvandsbassin som det ved afprøvningerne benyttede. Rislereaktoren synes således at være en robust teknologimulighed til sikring af et lavt indhold af flygtige klorerede biprodukter enten som en stand-alone teknologi eller i kombination med andre teknologier.

7 **KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER**

Ved projektet er udført fuldskalaafprøvninger af konventionel UV samt UV-baseret avanceret oxidations teknologi. Forsøgene blev udført i Gladsaxe Svømmehals varmtvandsbassin.

Forsøgene med nedbrydning af bundet klor viste, at processen er afhængig af koncentrationen af bundet klor med faldende fjernelseshastighed i takt med faldende koncentration. Forsøgene viste også, at nedbrydningshastigheden – selv med de mest effektive teknologier – blev meget lav ved et niveau omkring 0,2 mg/l bundet klor.

Forsøgene til belysning af det resulterende niveau af bundet klor i bassinet ved de forskellige teknologier viste, at de mest effektive teknologier til reduktion af bundet klor var mellemtryks-UV og vacuum-UV. I begge tilfælde udsender lamperne UV-lys, der er fordelt over et bredt spektrum af bølgelængder. Ved anvendelse af lavtryks-UV, der udsender hele sit UV-lys inden for et smalt bånd omkring 254 nm, blev ikke opnået så effektiv en reduktion af bundet klor. Denne teknologi er derimod velegnet til supplerende desinfektion af eventuelle klortolerante patogener mikroorganismer, idet desinfektionseffekten er maksimal ved denne bølgelængde.

Teknologiafprøvningen viste, at der ved anvendelse af 2400W kombineret mellemtryks-UV og lavtryks-UV i det aktuelle varmtvandsbassin kunne opnås et indhold af bundet klor, der typisk lå i intervallet 0,2-0,5 mg/l – med de laveste værdier om morgenen og de højeste værdier om aftenen. Den typiske stigning af bundet klor i løbet af en badedag var således 0,1-0,2 mg/l. Ved anvendelse af 2800W vacuum-UV kunne opnås et typisk indhold af bundet klor i intervallet 0,2-0,4 mg/l med typiske daglige stigninger på 0,1 mg/l bundet klor.

Teknologien med 160W lavtryks-UV kombineret med TiO₂ var ikke i stand til at holde niveauet af bundet klor nede og bør således anvendes i kombination med anden teknologi til kontrol af bundet klor. Ved anvendelse af teknologien med 8400W vacuum-UV blev opnået marginalt lavere indhold af bundet klor, men forbedringen kunne på ingen måde retfærdiggøre det høje energiforbrug, ligesom teknologien endvidere forårsagede markant stigende værdier af THM.

På baggrund af de målte fjernelseskapaciteter for bundet klor for de forskellige UV-teknologier, der er afprøvet i projektet, må det anbefales at anvende bredspektret UV (mellemtryks-UV, eller vacuum-UV), når der sigtes mod reduktion af bundet klor i svømmebade. Den nødvendige UV-effekt vil afhænge af belastningen i det enkelte bassin samt af de acceptable variationer i koncentrationen af bundet klor over dagen. Med baggrund i resultaterne af afprøvningerne i dette projekt vil der forventeligt i et varmtvandsbassin som det benyttede og tilsvarende belastet med ca. 230 badende pr. dag kunne opnås en gennemsnitlig bundet klor koncentration på 0,2-0,4 mg/l med lav daglig variation med et mellemtryks-UV eller vacuum-UV-anlæg på 2,5-3 kW.

Der synes at være mulighed for at sænke dette niveau yderligere ved overgang til drift med lavklorering – eventuelt kombineret med hyppig fjernelse af frafiltreret organisk stof gennem nye filterteknologier med kontinuert skylning eller hyppig skylning af sandfiltre og genvinding af skyllevand.

Online-målingerne af THM viste såvel store daglige variationer i THM-koncentrationen som store variationer fra dag til dag. De daglige variationer viste, at resultater af undersøgelser baseret på THM-målinger udtaget ved stikprøver skal vurderes med stor forsigtighed for at undgå fejlkonklusioner. Online-målingerne af THM viste også, at tilsætningen af salt til bassinet, der er nødvendig af hensyn til driften af in-line klor-elektrolysen, forårsagede betydelig dannelse af bromineret THM (primært bromdiklor-methan) som følge af bromidindholdet i det tilsatte salt.

Den gennemsnitlige THM-koncentration i referenceperioderne uden UV-baseret teknologi var 41 µg/l med typiske daglige variationer i intervallet 30-50 µg/l. Resultatet af teknologiaprøvningerne var, at der ikke for de afprøvede UV-teknologier – bortset fra påvirkning med ekstrem høj effekt af APOP (8400W vacuum-UV) – kunne konstateres nogen påvirkning af THM-koncentrationen. Ved den ekstreme behandling med 8400W vacuum-UV kunne imidlertid konstateres en signifikant og betydelig stigning i THM-koncentrationen i bassinet til en fordobling af THM-koncentrationen.

For to af de afprøvede avancerede oxidationsteknologier, UV/ozon og APOP, kunne konstateres en reduktion af indholdet af organisk stof i bassinvandet. Avanceret oxidation i form af kombineret UV og ozon var den mest effektive teknologi til at reducere indholdet af organisk stof. Selv den mest effektive reduktion i indholdet af organisk stof havde dog ingen reducerende effekt på THM-koncentrationen. De øgede udgifter til investering og drift af avanceret oxidation kan således ikke ud fra disse resultater retfærdiggøres.

Omkostningerne til investering i UV-teknologi til effektiv nedbringelse af bundet klor i et relativt højt belastet varmtvandsbassin som benyttet ved afprøvningerne – med et gennemsnitligt antal brugere omkring 230 badende pr. dag – ligger for de afprøvede teknologier inklusive installation mv. i området ca. 155.000-215.000 kr., mens omkostningerne til drift ligger omkring 25.000-30.000 kr. om året. Ved overgang til drift med lavere indhold af frit klor vil dannelsen af bundet klor dog reduceres, og der vil derfor være mulighed for at reducere disse driftsudgifter.

Ved afprøvningen af den kombinerede UV/ozon-teknologi var anlægget forsynet med en rislereaktor til at sikre, at der ikke kunne slippe ozon ind i bassinet. Målinger på rislereaktoren viste, at denne teknologi var særdeles effektiv til at reducere indholdet af THM i bassinvandet. Investeringsomkostninger til effektiv reduktion af THM ved installation af en THM-stripper vil være omkring 150.000 kr., og tilhørende driftsudgifter vil være ca. 5.000 -10.000 kr. pr. år.

Den observerede markante stigning i THM-koncentrationen skyldes formentlig, at UV-behandlingen er så kraftig, at den forårsager ændringer i de organiske stoffer i bassinvandet, der gør disse stoffer mere reaktive i forhold til bassinvandets indhold af frit klor. En anden mulighed kan være dannelsen af klorryadikaler, der efterfølgende reagerer med de organiske stoffer i bassinvandet.

8 REFERENCER

- By- og Landskabsstyrelsen (2010), *Forundersøgelser og teknologiafprøvning til forbedret vandkvalitet og indeklima for svømmebade og badelande – Case Lalandia*, Vandpartnerskabet Rekreativt Vand - Projektrapport udarbejdet af DHI.
- Delphine C., Mercier B., Castex, F. & Rambaud, A. (2006), *Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool*, Chemosphere, Vol. 62, Issue 9, pp. 1507-1513.
- DHI (2007), *Bestemmelse klorbiproduktdannelse-potentialet for sæbetyper anvendt i danske svømmebade - Metodeudvikling*, Undersøgelingsprojekt gennemført af DHI for Dansk Svømmebadsteknisk Forening.
- Erdinger, L., Kirsch, F. & Sonntag, H.-G. (1999), *Chlorate as an inorganic disinfection by product in swimming pools*, Zentralbl. Hyg. Umweltmed., 202, pp. 61-75.
- Erdinger, L., Kühn, K. & Gabrio, T. (2005), *Formation of Trihalomethanes in Swimming Pool Water – Identification of Precursors and Kinetics of Formation*, Proceedings of the 1st International Conference on Health and Water Quality Aspects of the Man Made Recreational Water Environment, Budapest, 10.-11. March 2005.
- Feng, Y., Smith, D.W. & Bolton, J.R. (2007), *Photolysis of aqueous free chlorine species (HOCl and OCl⁻) with 254nm ultraviolet light*, J. Environ. Eng. Sci., 6, pp. 277-284.
- Gerardin, F. & Subra, I. (2004), *MISE AU POINT D'UNE METHODE DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE DU TRICHLORURE EN PHASE AQUEUSE*, Cahiers de Notes Documentaires, - Hygiène et Sécurité du Travail, 194, pp. 39-50.
- Glauner, T., Frimmel, F.H. & Zwiener, C. (2004), *Schwimmbadwasser – wie gut muss es sein und was kann man technisch tun*, Wasser und Abwasser, Vol 145, No. 10, pp. 706-713.
- Glauner, T., Waldmann, P., Frimmel, F.H. & Zwiener, C. (2005), *Swimming pool water – fractionation and genotoxicological characterization of organic constituents*, Water Research, 39, pp. 4494-4502.
- Glauner, T. & Frimmel, F.H. (2006), *Advanced Oxidation – a Powerful Tool for Pool Water Treatment*, International Conference Ozon and UV, April 3rd 2006.
- Judd, S.J. & Jeffrey, A.J. (1995), *Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids*, Wat. Res., 29, No. 4, pp. 1203-1206.
- Judd, S.J. & Black, S.H. (2000), *Disinfection by-product formation in swimming pool waters: A simple mass balance*, Wat. Res. 34, No. 5, pp. 1611-1619.
- Judd, S.J. & Bullock, G. (2003), *The fate of chlorine and organic materials in swimming pools*, Chemosphere, 51, pp. 869-879.
- Kleiser, G. & Frimmel, F.H. (2000), *Removal of precursors for disinfection by-products- differences between ozone- and OH-radical induced oxidation*, Sci. Total Environ., 256, pp. 1-9.
- Kristensen, G.H., M.M. Klausen, H.R. Andersen, L. Erdinger, F. Lauritsen, E. Arvin, H.J. Albrechtsen (2009). *Full scale test of UV-based water treatment technologies at Gladsaxe Sport Centre – with and without advanced oxidation mechanisms*. International Pool & Spa Conference, 2009, London.

- Kristensen, G.H., M.M. Klausen, V.A. Andersen, F. Lauritsen (2010). *On-line monitoring of the dynamics of trihalomethane (THM) concentrations in a public swimming pool using an unsupervised MIMS system with off-site real-time surveillance*. Rapid Communications in Mass Spectrometry, Vol. 24, Issue 1, pp30-34.
- Legrini, E., Oliveros, & A. M. Braun (1993), *Photochemical Processes for Water Treatment*, Chem. Rev., 93, pp. 671-698.
- Li, J. & Blatchley, E. R., III (2007), *Volatile Disinfection Byproduct Formation Resulting from Chlorination of Organic-Nitrogen Precursors in Swimming Pools*, Environ. Sci. Technol, 41, pp. 6732-6739.
- Li, J. & Blatchley III, E.R. (2009), *UV Photodegradation of Inorganic Chloramines*, Environ. Sci. Technol., 43, pp. 60–65.
- Miljøstyrelsen (2007a), *Alternativer til klor som desinfektionsmiddel i offentlige svømmebade*, Miljøprojekt 1153.
- Miljøstyrelsen, (2007b), *Screening af bassinvand for kemiske biprodukter*, Miljøprojekt 1201.
- Nowell, L.H. & Hoigné, J. (1992), *PHOTOLYSIS OF AQUEOUS CHLORINE AT SUNLIGHT AND ULTRAVIOLET WAVELENGTHS--II.HYDROXYL RADICAL PRODUCTION*, Water Research, 26, No. 5, pp. 599-605.
- Schmalz, C., Frimmel, F.H. & Zwiener, C. (2007), *NCl₃ Formation in Swimming Pool Water - Chemical Reactions and Precursors*, Poster presentation, 2nd International Conference on Health and Water Quality Aspects of the Man Made Recreational Water Environment, Munich, 2007.
- Sterneryd, C. (2008), *TiO₂ photocatalytic degradation of selected pharmaceuticals – an application for wastewater treatment*. Master thesis, Department of Chemistry and Nuclear Chemistry, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Stottmeister, E. & Voigt, K. (2006), *Triklorammin in der Hallenbadluft*, Archiv des Badewesens, 03/2006, pp. 158-162.
- Teknologisk Institut (2006), *Test of Wallenius water purifier in Glostrup swimming baths*.
- Watts, M.J. & Linden, K.G. (2007), *Chlorine photolysis and subsequent OH radical production during UV treatment of chlorinated water*, Water Research, 41, pp. 2871-2878.
- Zheng, M., Andrews, S.A., Bolton, J.R. (1999), *Impacts of medium-pressure UV and UV/H₂O₂ on THM and HAA formation in pre-UV chlorinated drinking water*, Proceedings of Water Quality Technology Conference, American Water Works Association 31. Oct.-3. Nov.
- Zwiener, C., Richardson, S.D., De Marini, D.M., Grummt, T., Glauner, T. & Frimmel, F.H. (2007), *Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water*, Environmental Science & Technology, 41, No. 2, pp. 363-372.

9 LISTE OVER FORKORTELSER ANVENDT I RAPPORTEN

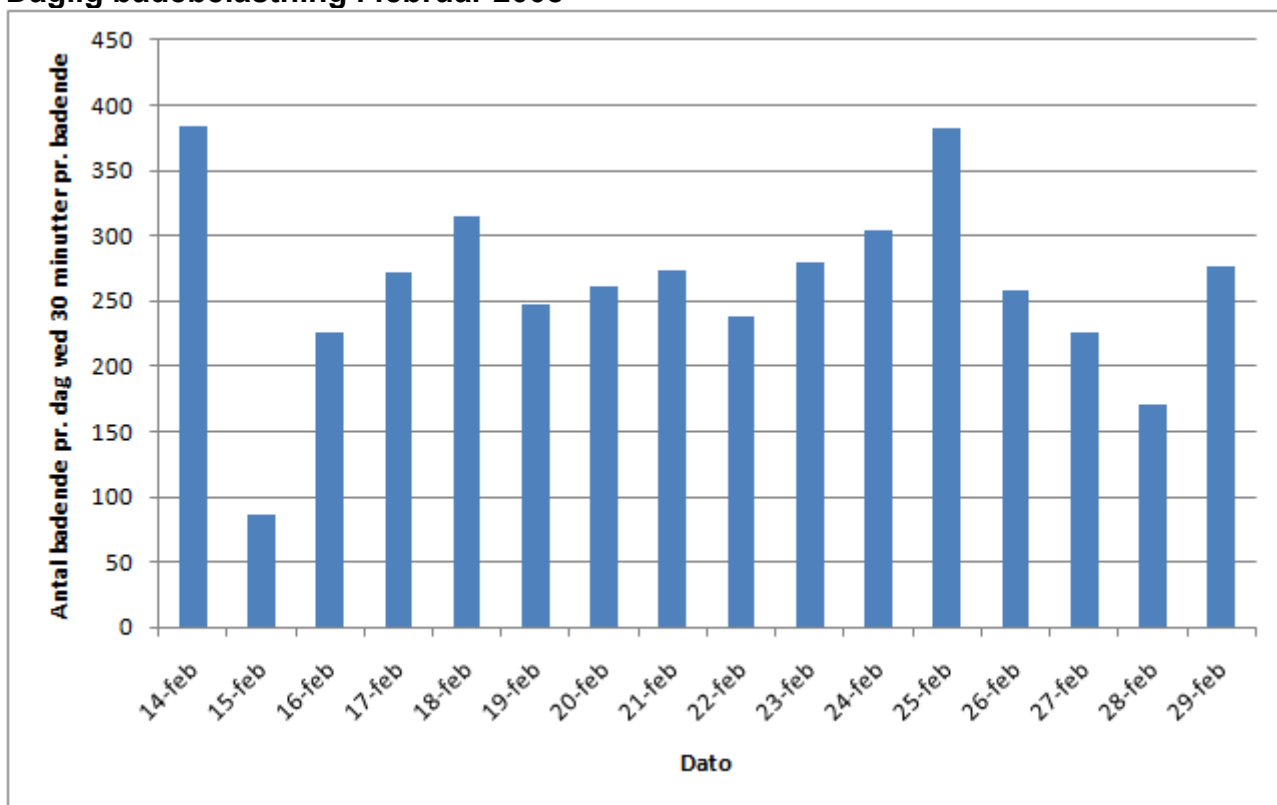
APOP	Forkortelse for den anvendte teknologi baseret på vacuum-UV
AOT	Avanceret Oxidations Teknologi
AOX	Betegnelse for kloreret (halogeneret) organisk stof – målt som klor
AOX-DP	Betegnelse for dannelsespotentialiet for AOX ved vedvarende kloring
DOC	Opløst organisk stof (Dissolved Organic Carbon) – målt som kulstof
DPD	Standardiseret spektrofotometrisk måling af frit klor og bundet klor
LP-UV	Lavtryks-UV
MIMS	Membrane Inlet Mass Spektrometry – Online-måler benyttet til måling af trihalomethaner, THM
MP-UV	Mellemtryks-UV
NVOC	Ikke flygtigt organisk stof (Non-Volatile Organic Carbon)
THM	Trihalomethaner
THM-DP	Betegnelse for dannelsespotentialiet for THM ved vedvarende kloring
TOC	Total organisk stof (Total Organic Carbon) – målt som kulstof

ANNEX

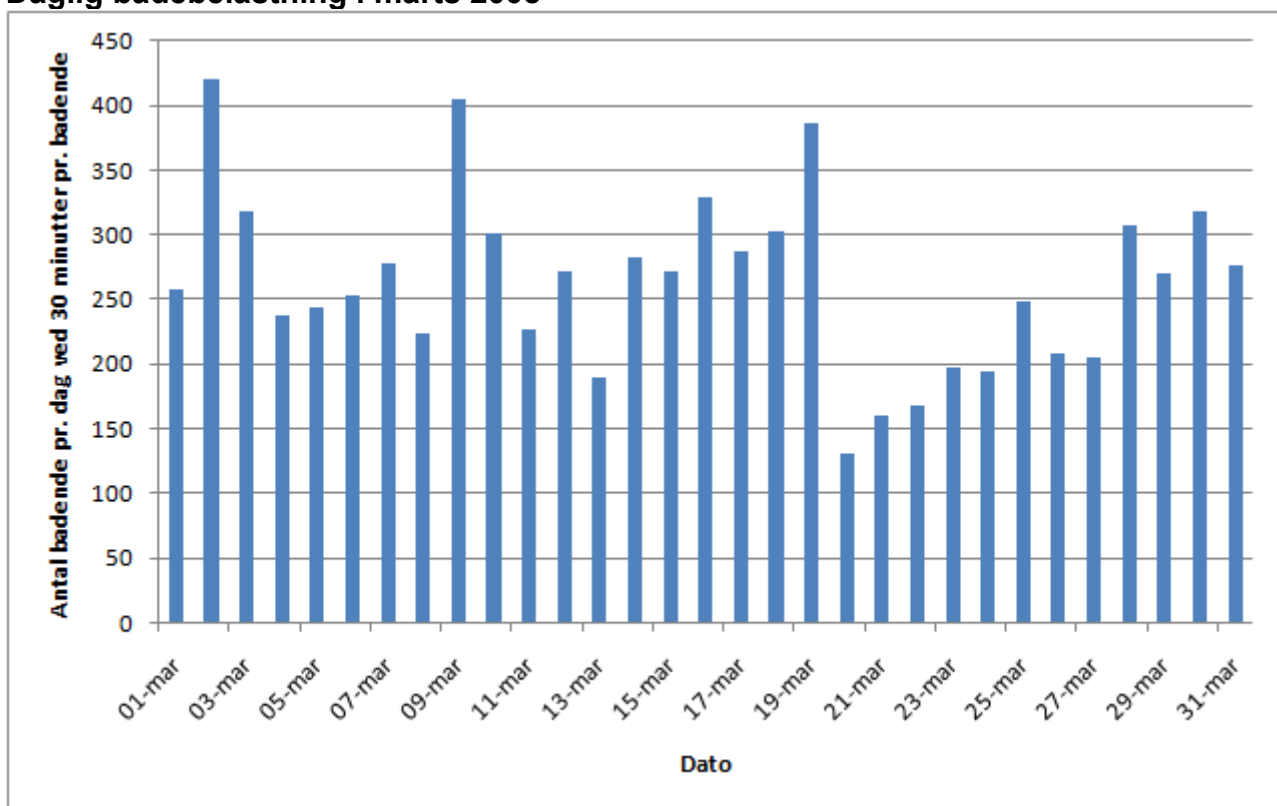
ANNEX 1	Badebelastning
ANNEX 2	Driftsdata for varmtvandsbassin
ANNEX 3	Bundet klor: Tidsserie samt data for rateforsøg
ANNEX 4	THM: Tidsseriefigur og tabel
ANNEX 5	Øvrige vandkvalitetsdata
ANNEX 6	Målinger på APOP og simuleringsmodel for bundet klor

10 ANNEX 1 – BADEBELASTNING

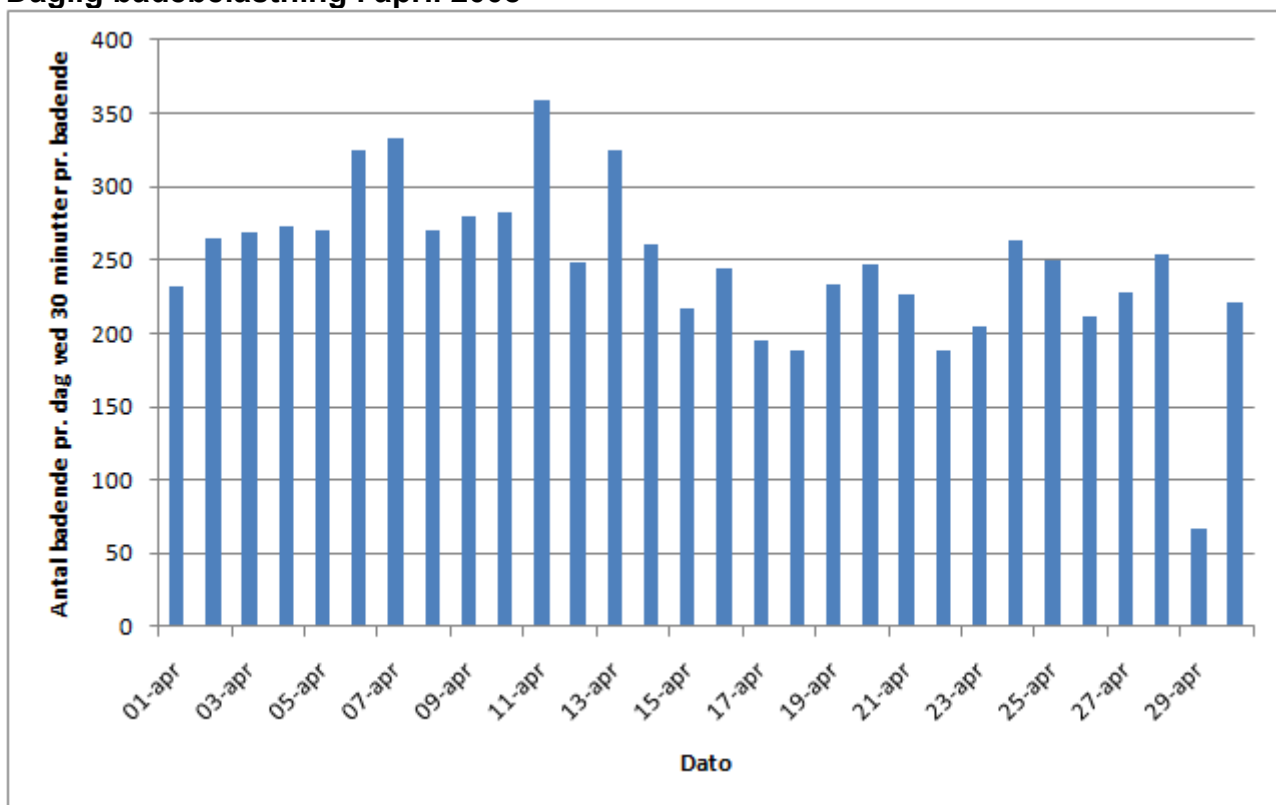
Daglig badebelastning i februar 2008



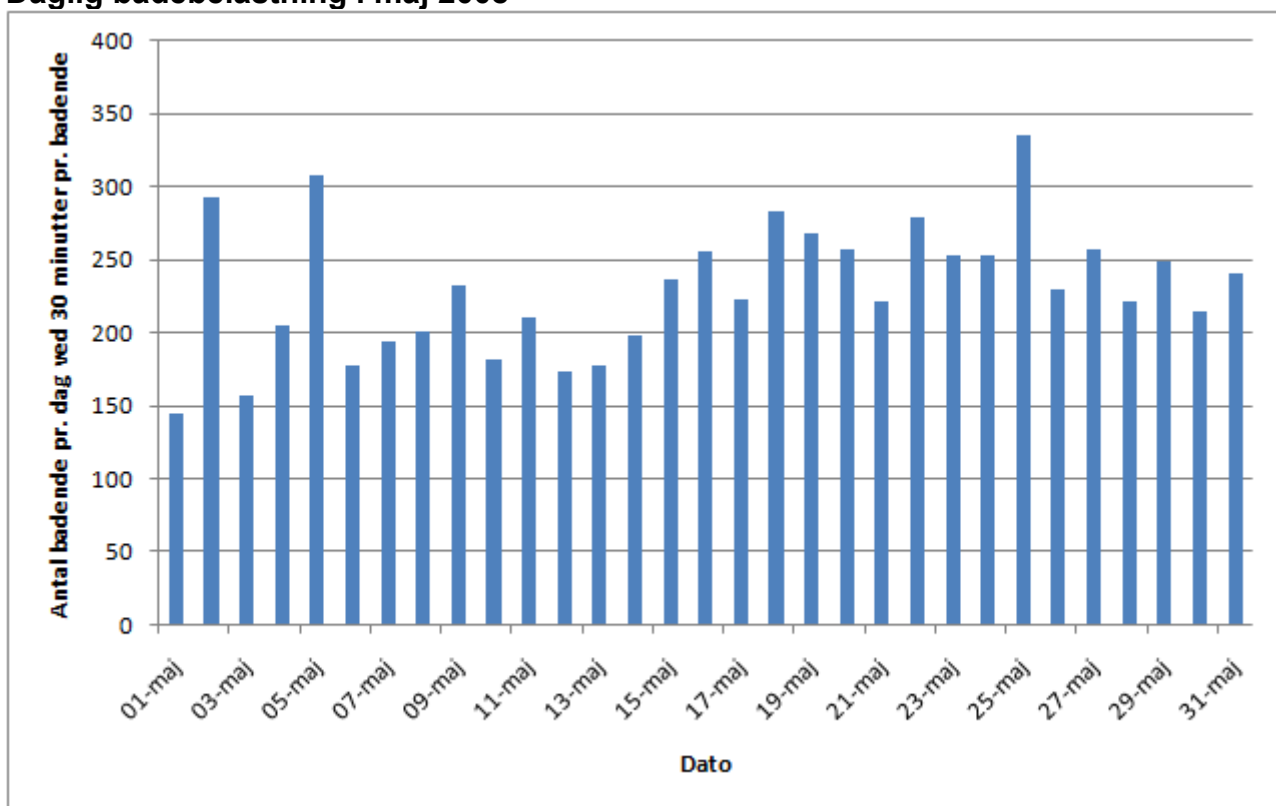
Daglig badebelastning i marts 2008



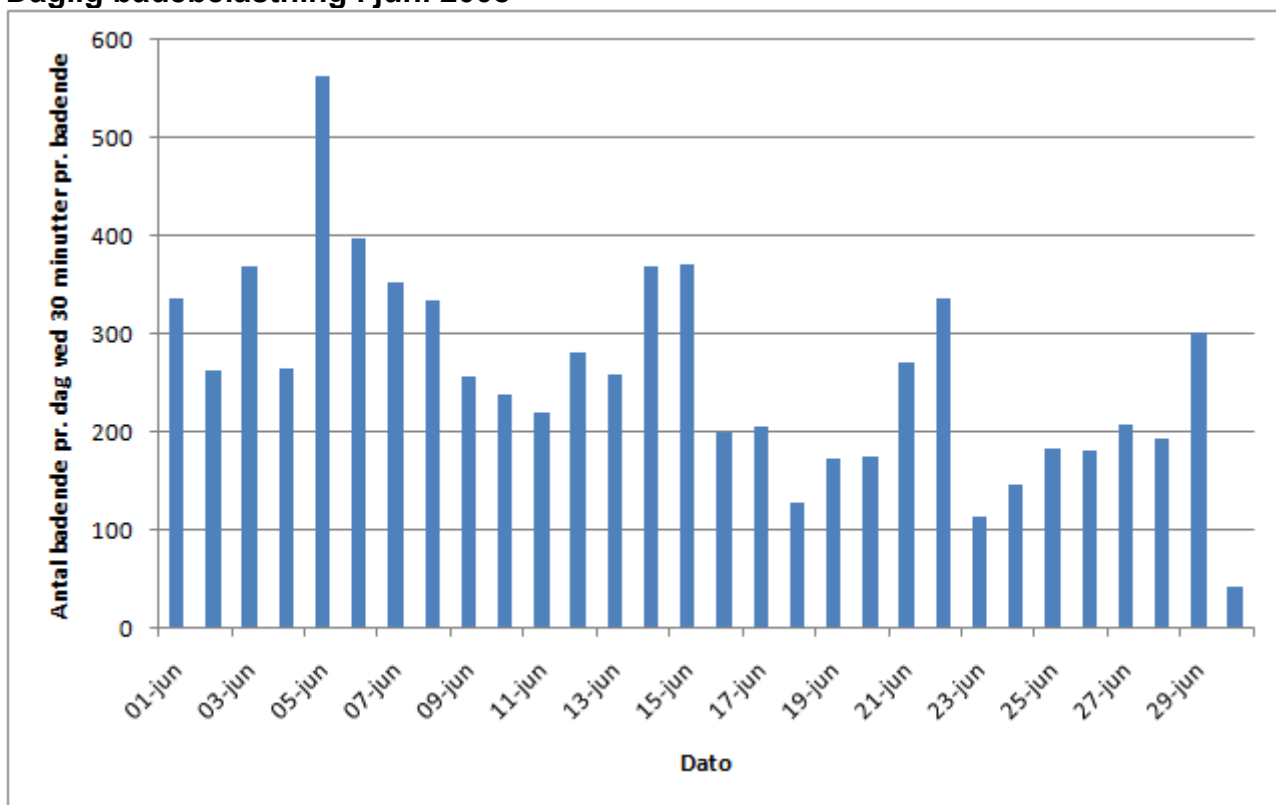
Daglig badebelastning i april 2008



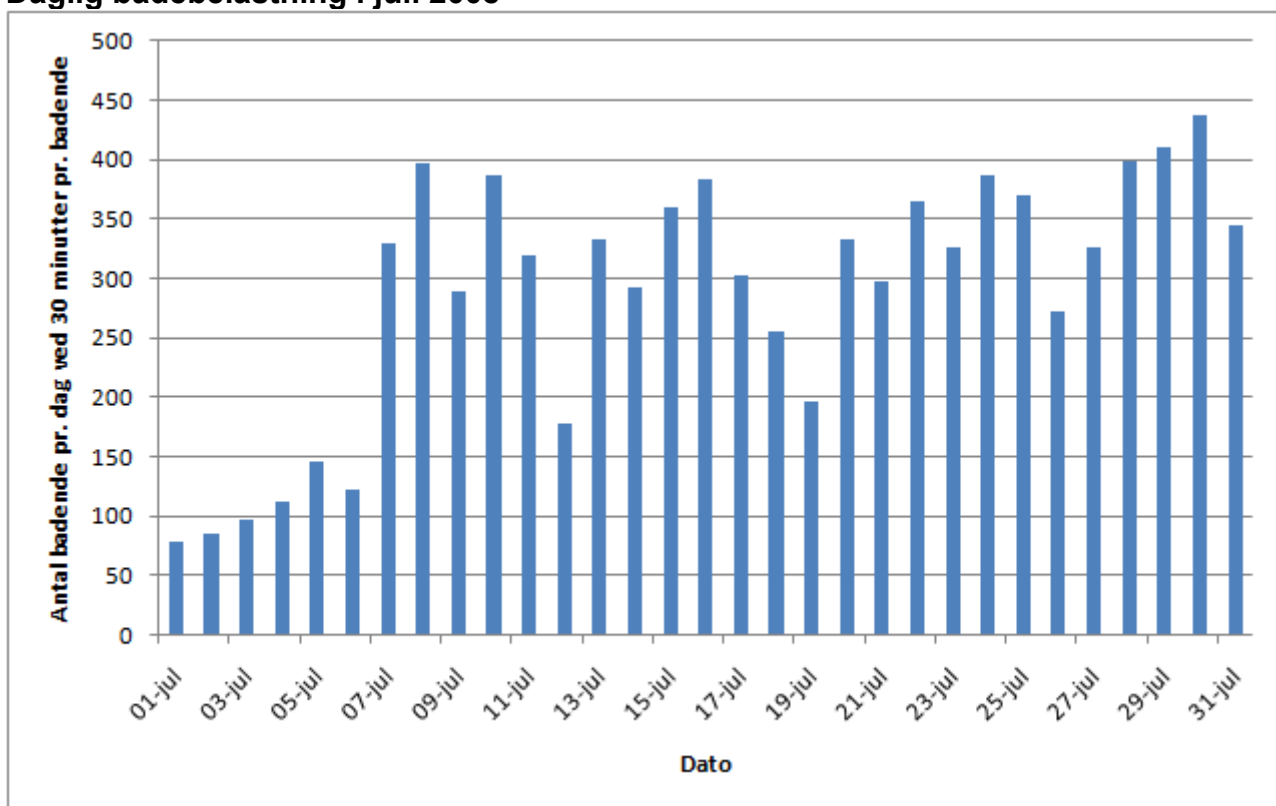
Daglig badebelastning i maj 2008



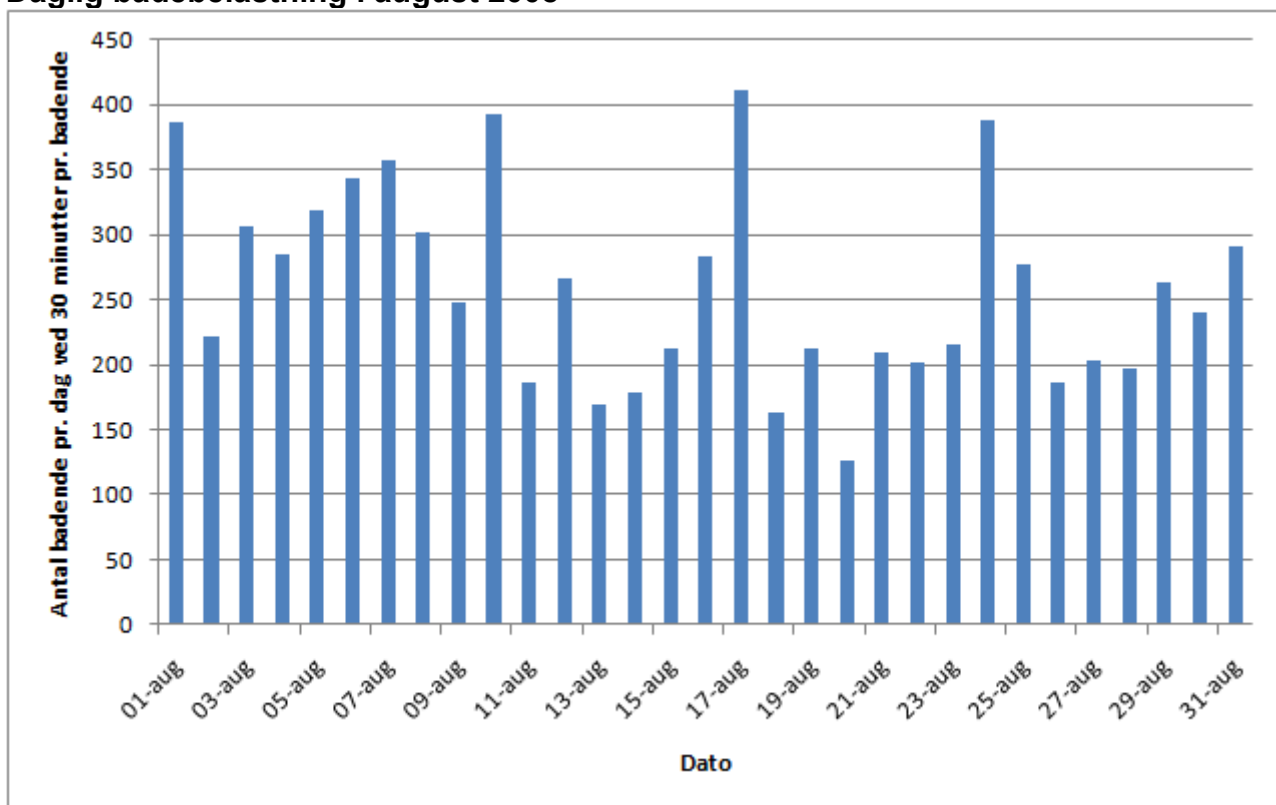
Daglig badebelastning i juni 2008



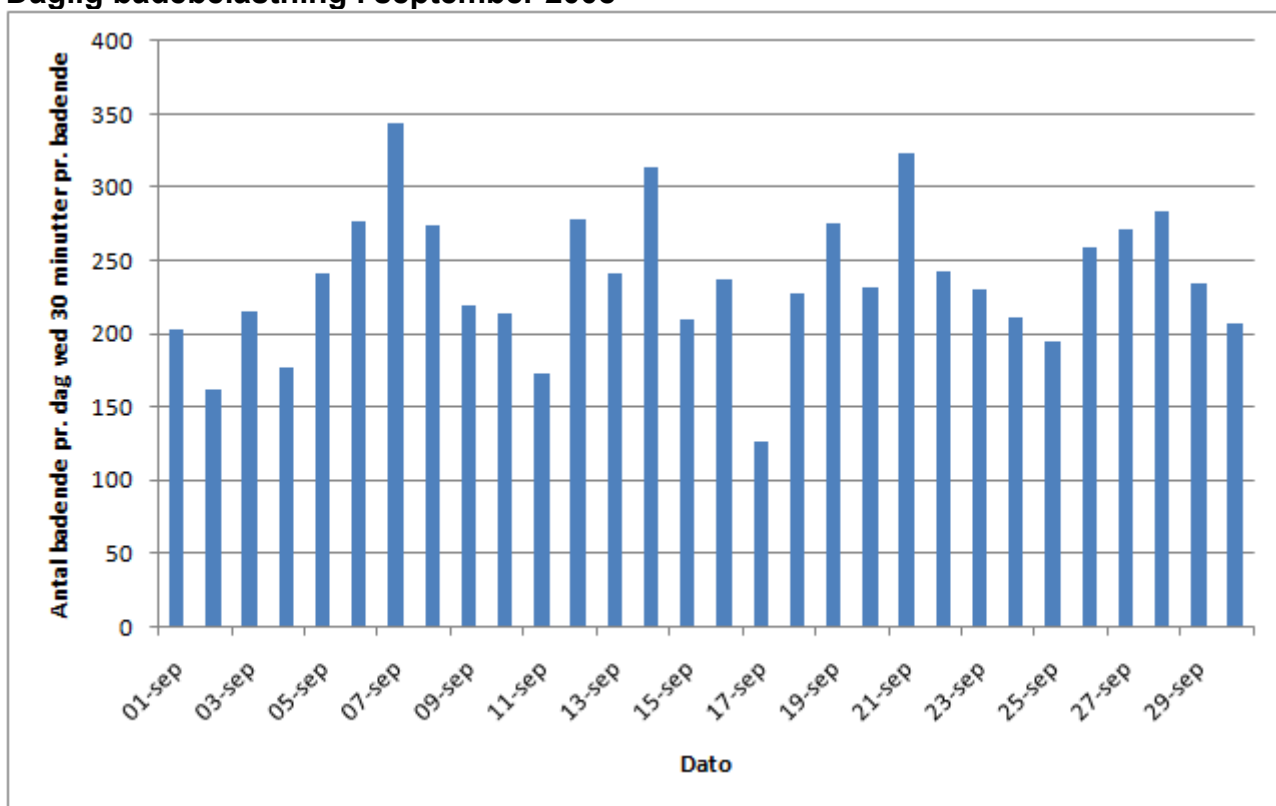
Daglig badebelastning i juli 2008



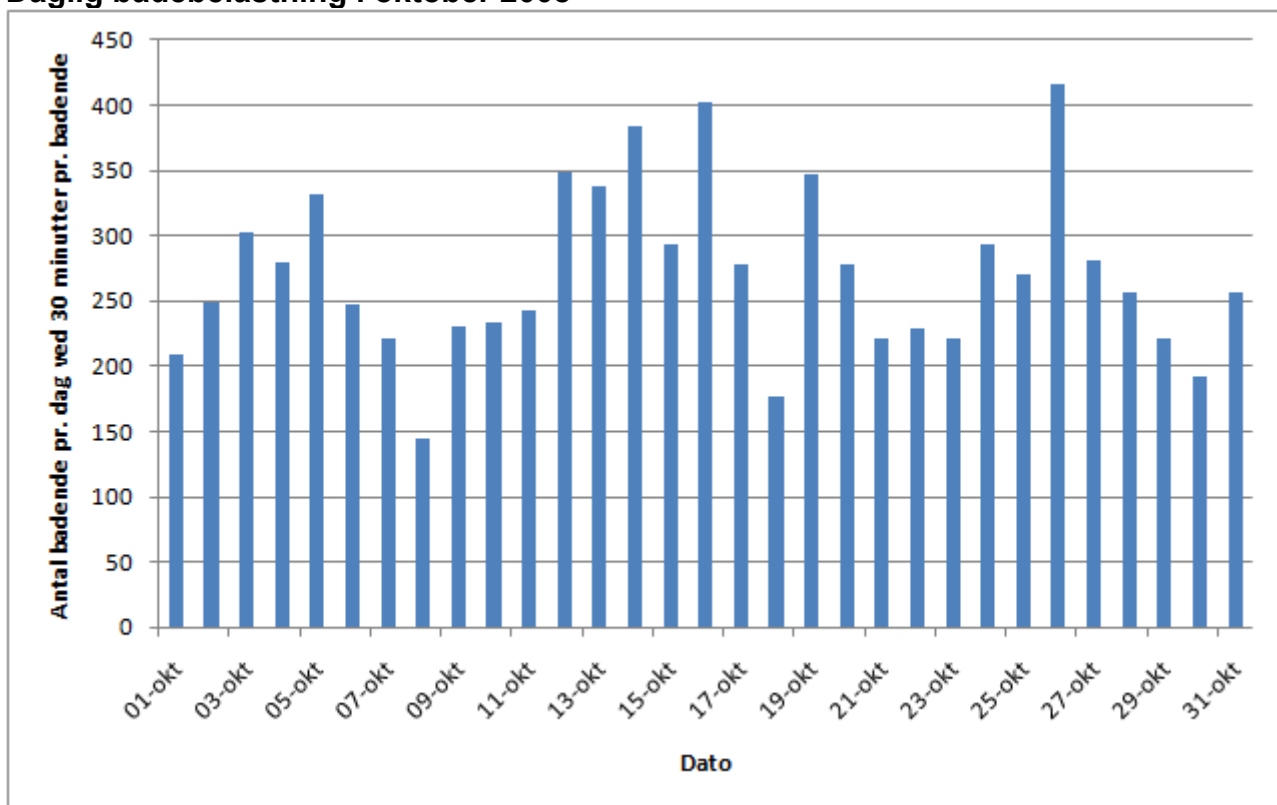
Daglig badebelastning i august 2008



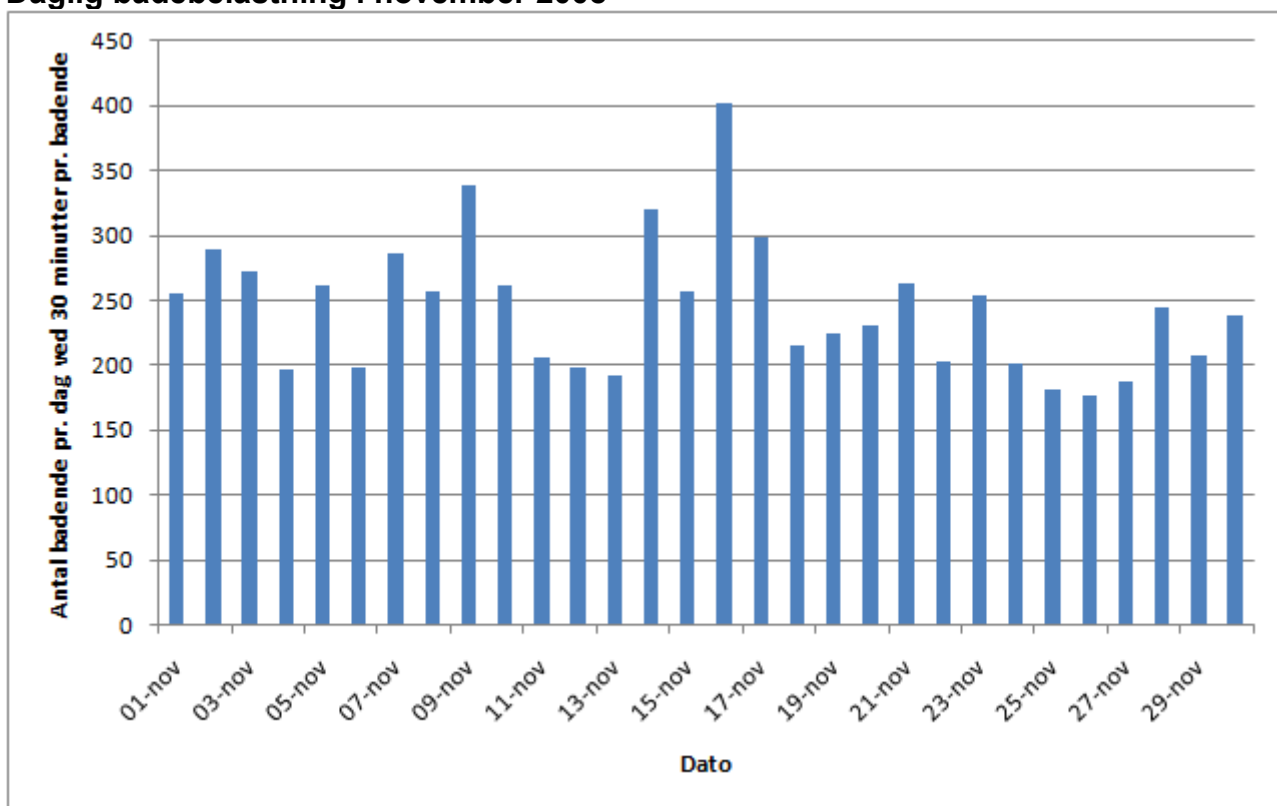
Daglig badebelastning i september 2008



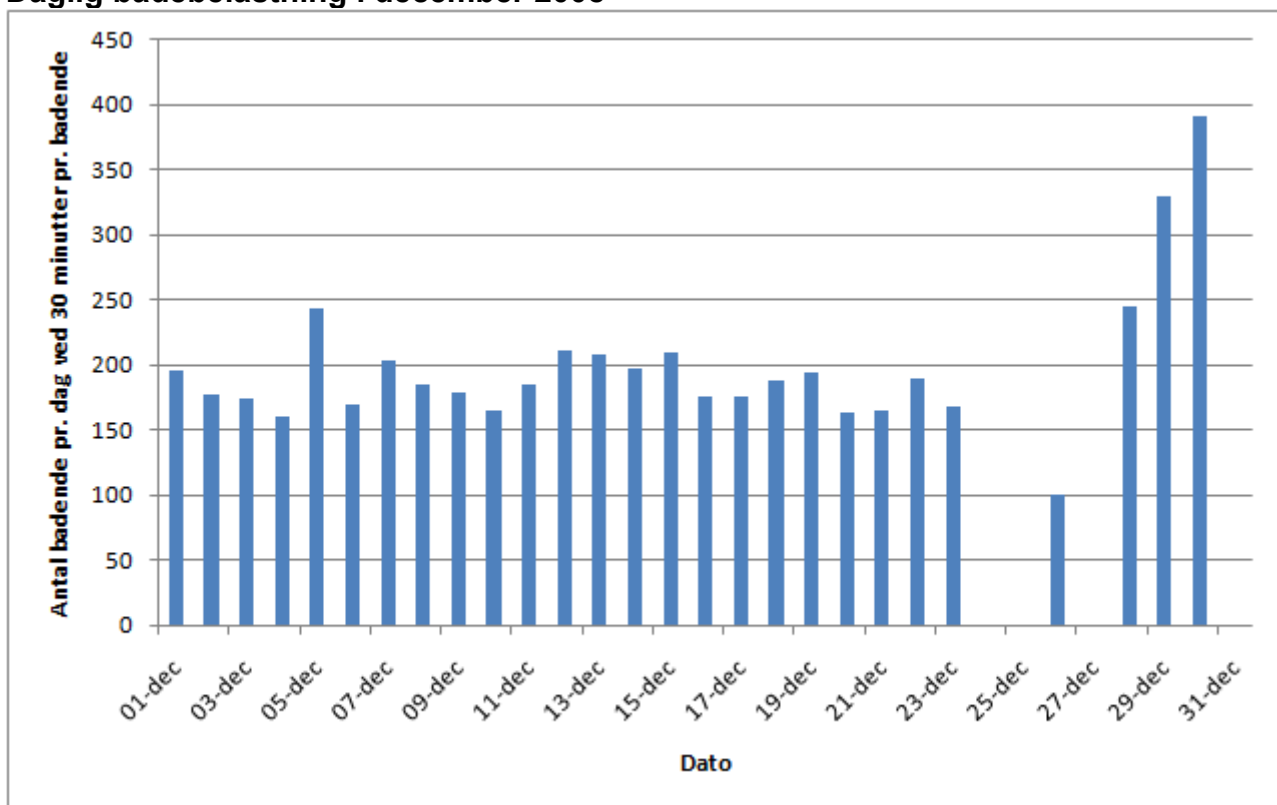
Daglig badebelastning i oktober 2008



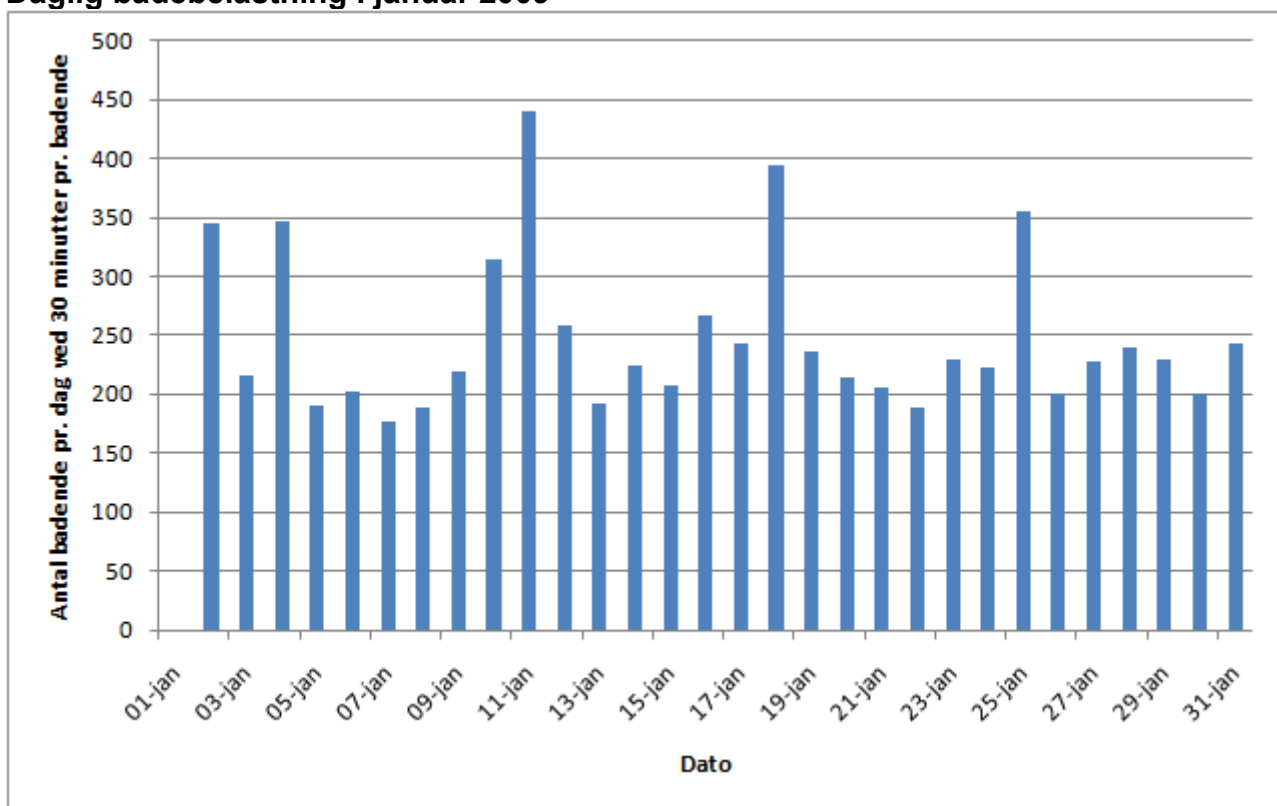
Daglig badebelastning i november 2008



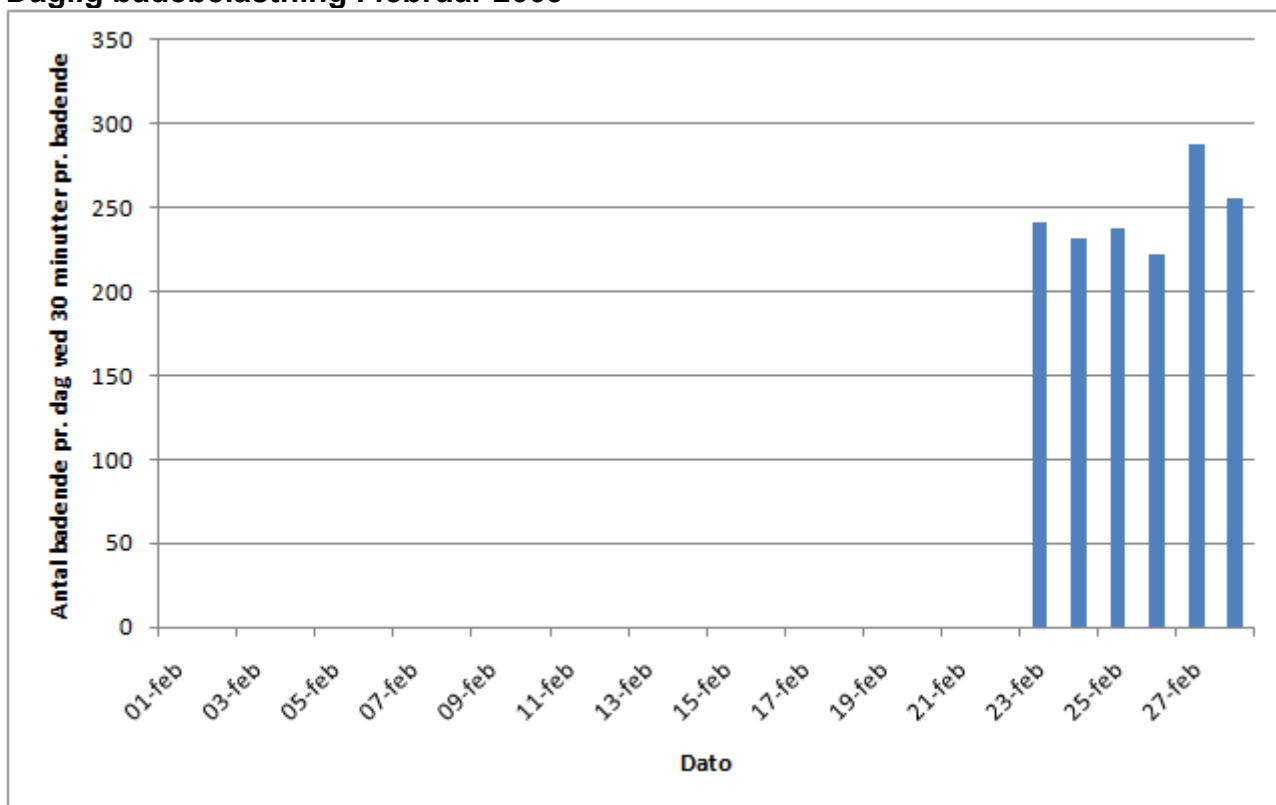
Daglig badebelastning i december 2008



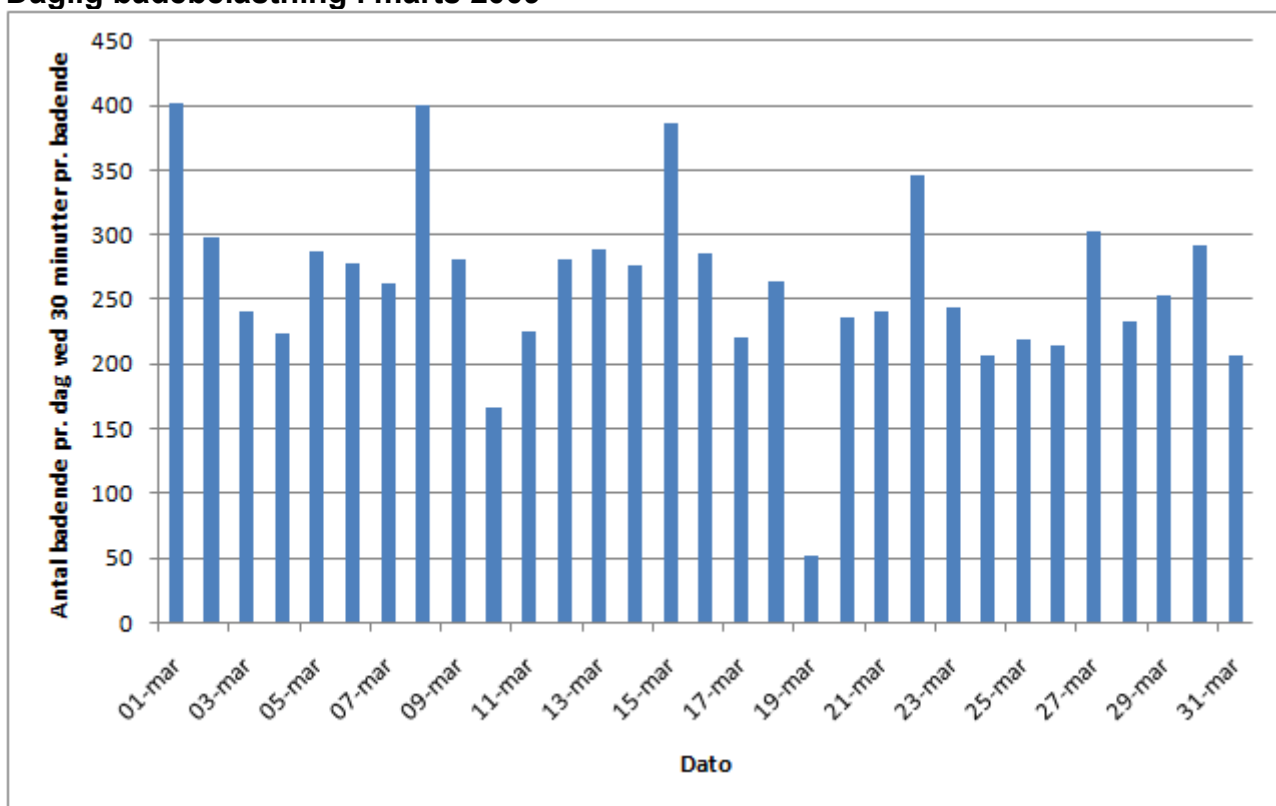
Daglig badebelastning i januar 2009



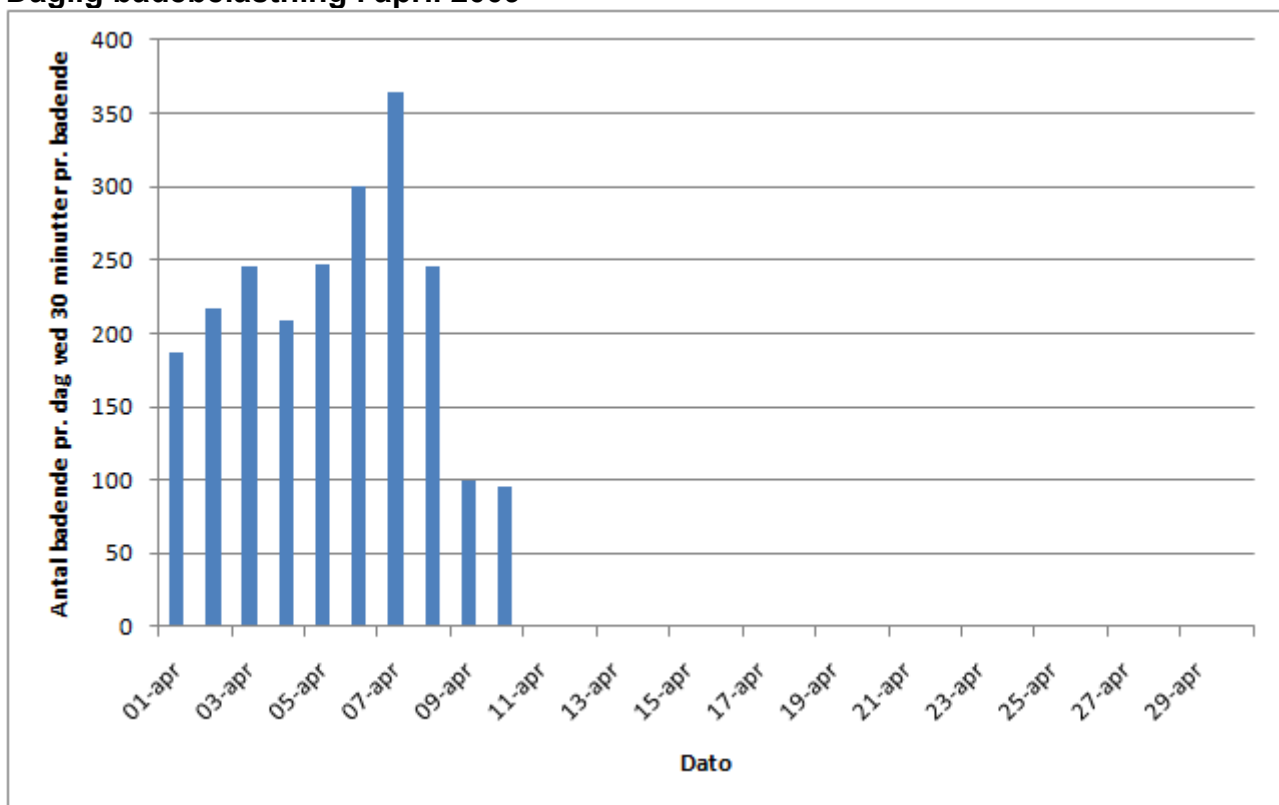
Daglig badebelastning i februar 2009



Daglig badebelastning i marts 2009



Daglig badebelastning i april 2009

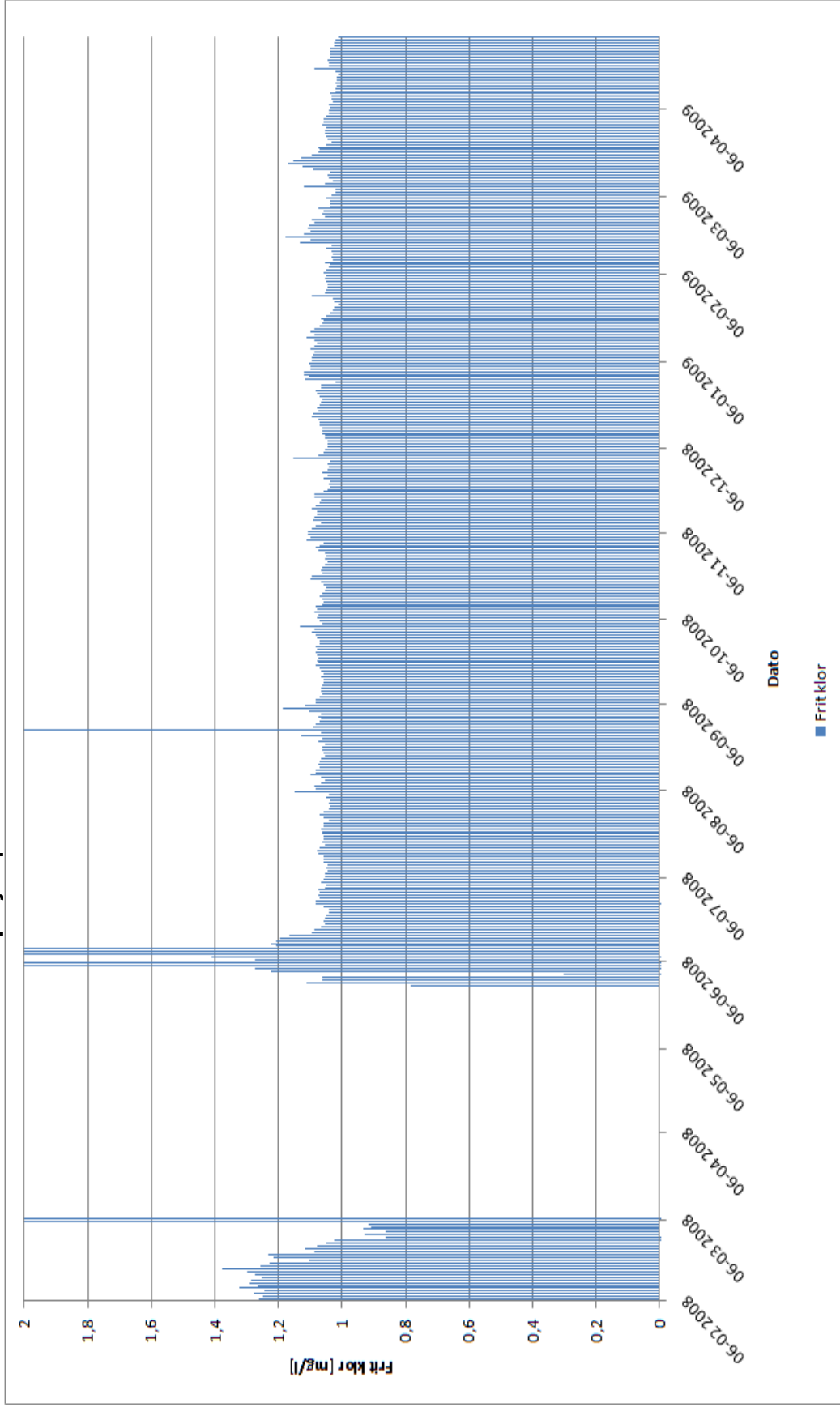


Daglig badebelastning pr. måned tabelleret

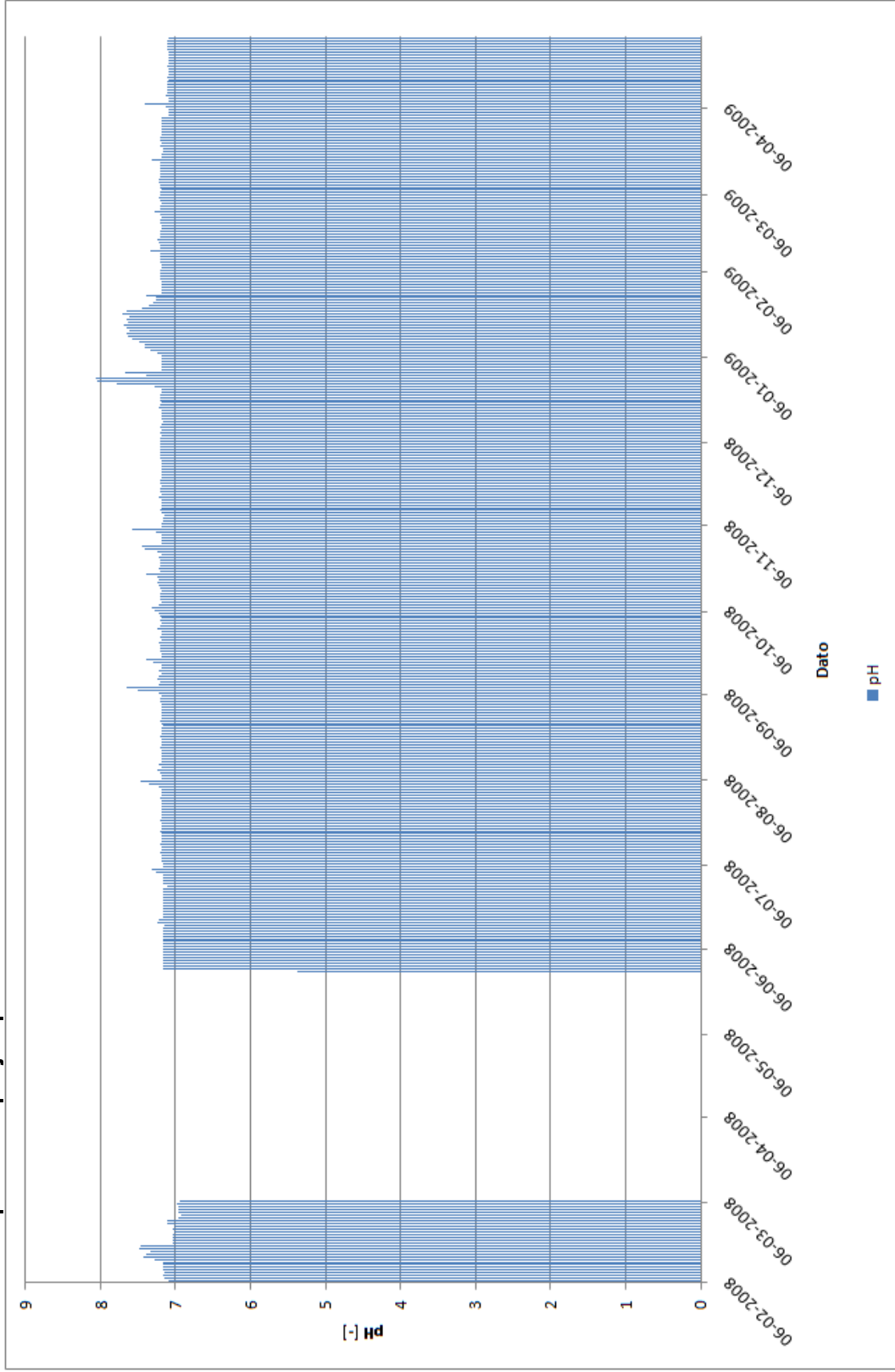
Dato	feb-08	mar-08	apr-08	maj-08	jun-08	jul-08	aug-08	sep-08	okt-08	nov-08	dec-08	jan-09	feb-09	mar-09	apr-09
1		257	233	145	336	79	386	203	210	256	195	0	0	402	187
2		421	264	293	263	86	221	162	249	289	177	346	0	298	217
3		318	269	157	370	98	307	215	303	273	175	217	0	240	246
4		237	273	205	264	113	286	177	280	198	160	346	0	223	209
5		243	270	309	564	146	319	242	332	262	243	190	0	287	247
6		253	325	177	398	122	343	277	247	198	170	203	0	278	301
7		278	333	194	352	330	358	344	222	286	203	178	0	263	364
8		224	270	201	335	397	301	274	145	257	185	190	0	400	246
9		405	280	233	257	289	249	219	231	339	178	219	0	282	100
10		302	282	181	239	387	393	214	233	262	165	315	0	166	96
11		227	359	210	220	319	186	173	243	206	185	440	0	225	0
12		272	249	174	280	177	267	278	349	198	211	258	0	282	0
13		190	325	178	260	332	170	242	338	193	208	192	0	288	0
14	383	282	261	199	370	293	179	313	384	320	197	225	0	276	0
15	86	272	217	237	370	360	213	210	294	257	209	207	0	386	0
16	227	329	245	256	200	383	284	237	403	402	176	267	0	285	0
17	272	288	196	223	206	303	411	126	278	299	176	243	0	221	0
18	316	303	188	283	129	256	163	227	178	216	188	394	0	264	0
19	248	386	233	269	174	197	212	276	348	224	194	237	0	51	0
20	261	131	247	258	175	333	126	232	278	231	163	214	0	237	0
21	273	160	227	222	272	298	209	323	221	263	166	206	0	241	0
22	238	168	188	280	336	366	202	243	230	204	190	189	0	346	0
23	280	198	204	254	114	326	215	231	221	254	169	230	241	245	0
24	304	194	264	254	146	388	388	212	294	201	0	222	232	207	0
25	383	249	249	335	183	370	277	194	271	182	0	356	238	219	0
26	258	208	212	229	182	272	186	259	416	177	101	201	222	215	0
27	226	205	228	257	207	326	203	272	281	188	0	228	288	302	0
28	170	308	254	221	193	398	198	284	256	245	245	240	256	233	0
29	276	270	67	249	302	410	263	235	222	207	329	229		253	0
30		318	221	215	41	438	241	207	192	239	391	201		293	0
31		277		241		345	292		257		0	244		207	

11 *ANNEX 2 – DRIFTSDATA FOR VARMTVANDSBASSIN*

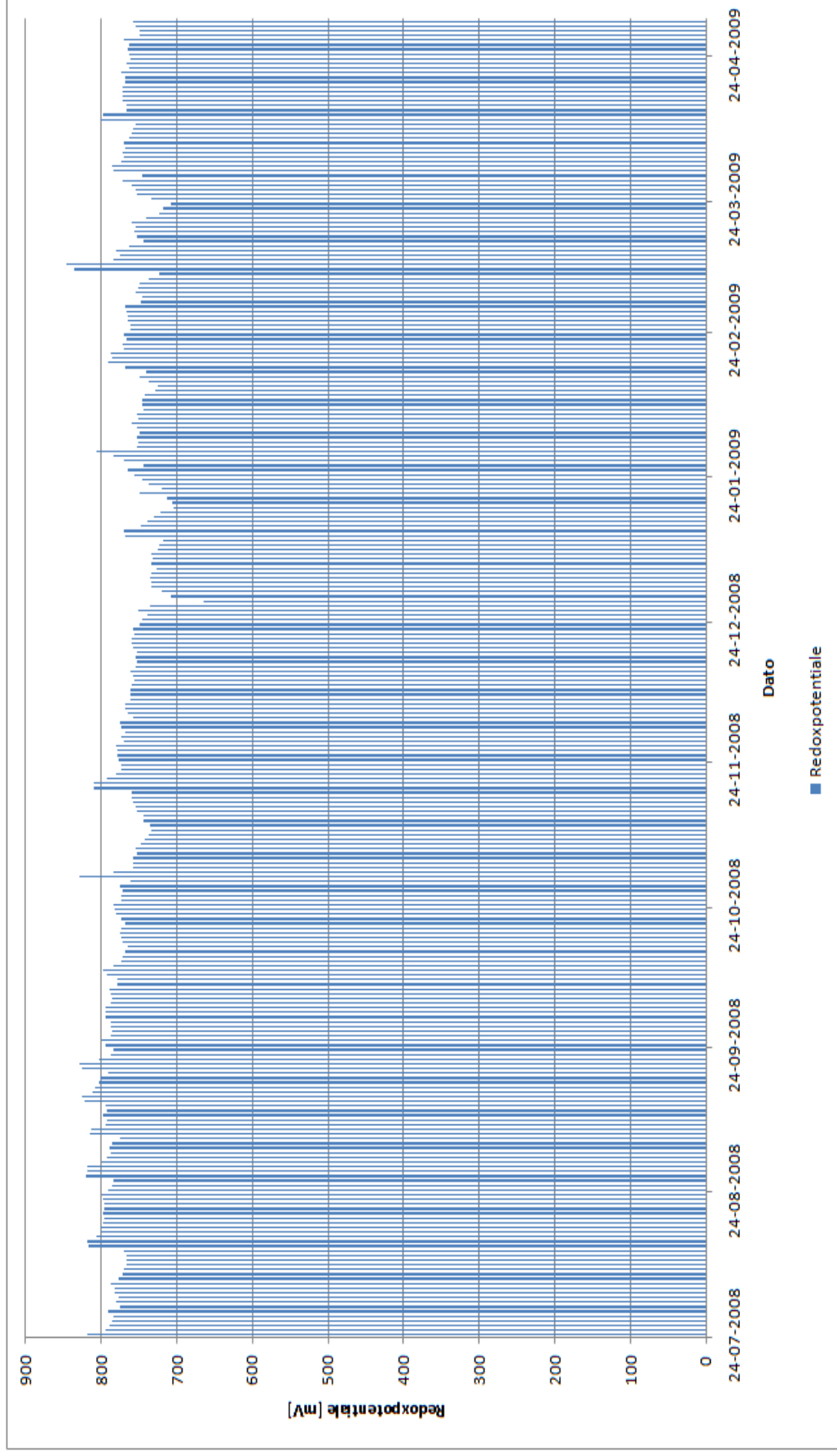
Tidsserie for frit klor koncentration i hele projektperioden



Tidsserie for pH i hele projektperioden

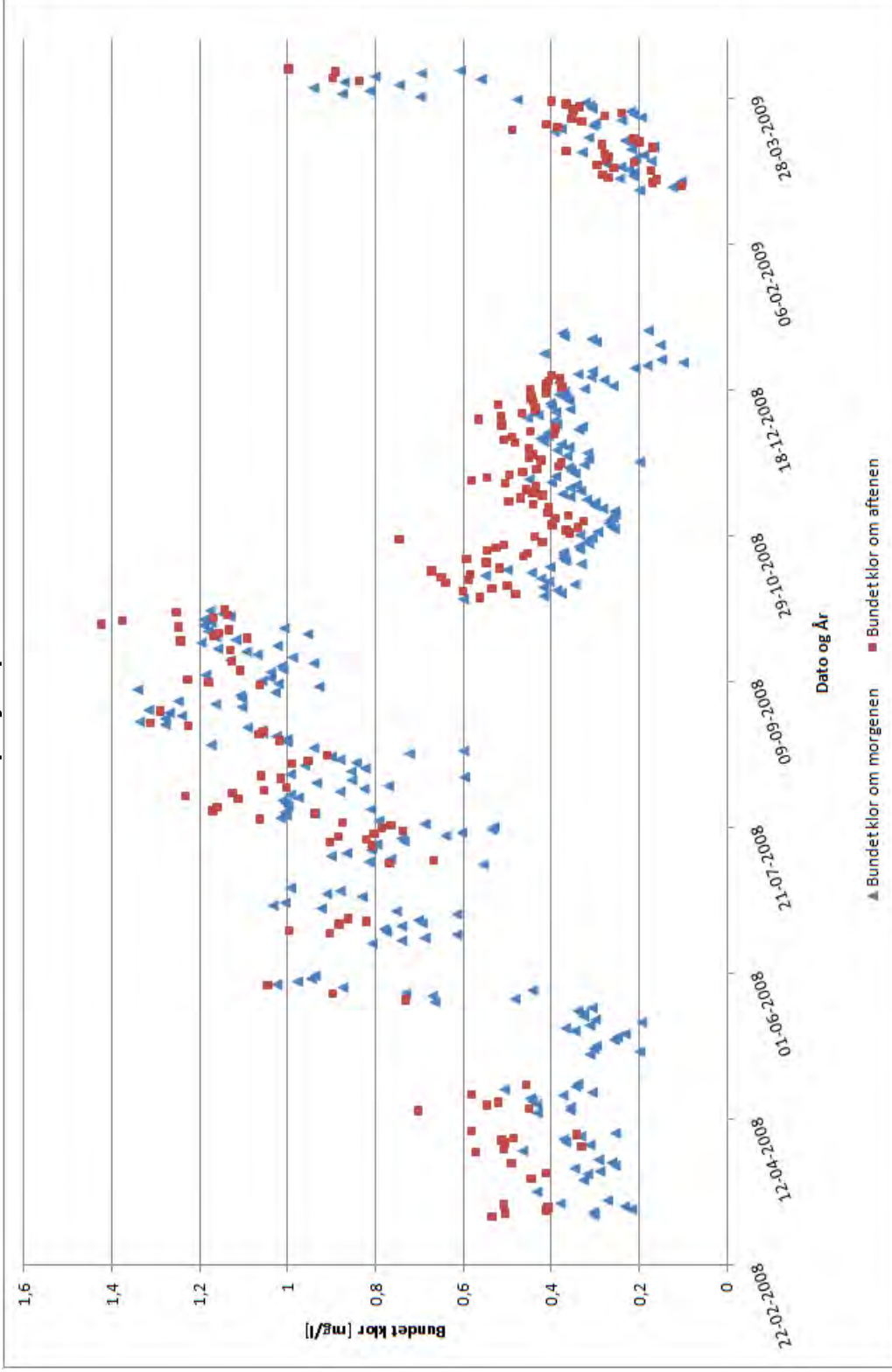


Tidsserie for redoxpotential i projekteringsperioden efter installation af ny redoxmåler



**12 ANNEX 3 – BUNDET KLOR: TIDSSERIE SAMT DATA
FOR RATEFORSØG**

Tidsserie for bundet klor koncentration i hele projektperioden



Rådata for bundet klor koncentration i projektperioden

Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor	
	Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]
09-03-08 17:00		0,54	04-04-08 21:30		0,51	12-05-08 08:40		0,35	12-06-08 07:00		0,74			
10-03-08 07:00	0,30		05-04-08 08:00	0,37		13-05-08 07:00		0,37	13-06-08 06:30		0,69			
10-03-08 21:00		0,51	05-04-08 18:30		0,49	14-05-08 07:00		0,31	14-06-08 07:30		0,62			
11-03-08 07:10	0,31		06-04-08 08:00	0,33		15-05-08 07:00		0,20	14-06-08 18:00			0,90		
11-03-08 21:30		0,41	06-04-08 22:00		0,34	16-05-08 07:00		0,30	15-06-08 07:45		0,78			
12-03-08 07:00	0,22		07-04-08 07:00	0,26		17-05-08 08:00		0,33	15-06-08 19:15			1,00		
12-03-08 21:45		0,41	07-04-08 21:30		0,58	18-05-08 08:00		0,33	16-06-08 07:00		0,78			
13-03-08 07:00	0,23		14-04-08 07:00	0,43		19-05-08 06:00		0,34	17-06-08 07:00		0,74			
13-03-08 21:30		0,51	14-04-08 23:10		0,70	20-05-08 07:00		0,31	17-06-08 23:00			0,88		
14-03-08 07:00	0,38		15-04-08 07:00	0,36		22-05-08 07:00		0,67	18-06-08 07:00		0,69			
14-03-08 21:30			15-04-08 19:00		0,45	22-05-08 13:50			18-06-08 20:00			0,82		
15-03-08 08:00	0,27		16-04-08 07:00	0,36		22-05-08 22:30			19-06-08 07:00		0,70			
15-03-08 21:30			16-04-08 21:00		0,55	23-05-08 07:00		0,48	19-06-08 20:20			0,86		
18-03-08 07:00	0,43		17-04-08 07:30	0,43		23-05-08 12:00			20-06-08 07:00					
22-03-08 07:35	0,33		17-04-08 21:40		0,52	24-05-08 00:30			21-06-08 08:00		0,62			
22-03-08 17:45		0,45	18-04-08 08:20	0,44		24-05-08 08:00		0,67	22-06-08 08:00		0,75			
24-03-08 08:45	0,32		19-04-08 07:50	0,45		24-05-08 23:00			23-06-08 07:00		0,92			
24-03-08 17:00		0,41	20-04-08 08:00	0,37		25-05-08 08:00		0,73	24-06-08 07:00		1,03			
25-03-08 07:00	0,29		20-04-08 16:00		0,58	26-05-08 07:00		0,44	25-06-08 07:00		1,01			
26-03-08 07:00	0,35		21-04-08 07:00	0,31		26-05-08 12:00			27-06-08 07:00		0,83			
27-03-08 07:00	0,26		22-04-08 07:00	0,51		27-05-08 07:00		0,87	28-06-08 07:50		0,91			
27-03-08 21:45		0,49	23-04-08 07:00	0,35		27-05-08 13:00			29-06-08 07:50		0,88			
28-03-08 07:00	0,26		23-04-08 22:00		0,46	27-05-08 21:00		1,05	30-06-08 07:00		0,99			
29-03-08 08:00	0,29		24-04-08 07:00	0,34		28-05-08 07:00		1,02	08-07-08 07:00		0,56			
31-03-08 22:15		0,57	04-05-08 07:45	0,31		28-05-08 12:40			08-07-08 20:30			0,77		
01-04-08 07:00	0,47		05-05-08 07:00	0,20		29-05-08 07:00		0,98	09-07-08 07:00		0,82			
01-04-08 20:00		0,51	06-05-08 07:00	0,30		29-05-08 12:45			09-07-08 21:15			0,67		
02-04-08 19:00		0,33	07-05-08 07:00	0,30		30-05-08 07:00		0,95	10-07-08 07:00		0,77			
03-04-08 07:00	0,31		09-05-08 07:00	0,26		30-05-08 12:30			11-07-08 07:00		0,90			
03-04-08 21:45		0,51	10-05-08 08:00	0,25		31-05-08 08:00		0,94	12-07-08 07:00		0,87			
04-04-08 07:00	0,37		11-05-08 08:30	0,23		11-06-08 07:00		0,81	13-07-08 07:00		0,81			

Dato	Bundet klor Morgen [mg/l]	Bundet klor Aften [mg/l]	Dato	Bundet klor Morgen [mg/l]	Bundet klor Aften [mg/l]	Dato	Bundet klor Morgen [mg/l]	Bundet klor Aften [mg/l]	Dato	Bundet klor Morgen [mg/l]	Bundet klor Aften [mg/l]
13-07-08 20:00			29-07-08 07:00	1,00		13-08-08 20:00			29-08-08 07:00		1,27
14-07-08 07:00	0,81		29-07-08 20:00			14-08-08 07:00		0,90	29-08-08 20:00		1,29
14-07-08 20:00		0,81	30-07-08 07:00	1,01		14-08-08 20:00			30-08-08 07:00	0,91	1,32
15-07-08 07:00	0,80		30-07-08 20:00		1,11	15-08-08 07:00		0,72	30-08-08 20:00		
15-07-08 20:00		0,90	31-07-08 07:00	0,98		15-08-08 20:00			31-08-08 07:00		1,10
16-07-08 07:00	0,74		31-07-08 20:00		1,23	16-08-08 07:00		0,60	31-08-08 20:00		
16-07-08 20:00		0,82	01-08-08 07:00	0,99		16-08-08 20:00			01-09-08 07:00		1,16
17-07-08 07:00	0,74		01-08-08 20:00		1,13	17-08-08 07:00		0,94	01-09-08 20:00		
17-07-08 20:00		0,89	02-08-08 07:00	0,88		17-08-08 20:00			02-09-08 07:00		1,25
18-07-08 07:00	0,64		02-08-08 20:00		1,05	18-08-08 07:00		1,17	02-09-08 20:00		
18-07-08 20:00		0,80	03-08-08 07:00	0,83		18-08-08 20:00			03-09-08 07:00		1,10
19-07-08 07:00	0,60		03-08-08 20:00		1,00	19-08-08 07:00		1,00	03-09-08 20:00		
19-07-08 20:00		0,74	04-08-08 07:00	0,77		19-08-08 20:00			04-09-08 07:00	1,02	1,11
20-07-08 07:00	0,54		04-08-08 20:00			20-08-08 07:00		1,00	04-09-08 20:00		
20-07-08 20:00		0,79	05-08-08 07:00	0,93		20-08-08 20:00			05-09-08 07:00		1,03
21-07-08 07:00	0,53		05-08-08 20:00			21-08-08 07:00		1,03	05-09-08 20:00		
21-07-08 20:00		0,77	06-08-08 07:00	0,85		21-08-08 20:00			06-09-08 07:00	1,07	1,34
22-07-08 07:00	0,69		06-08-08 20:00		1,02	22-08-08 07:00		1,06	06-09-08 20:00		
22-07-08 20:00		0,88	07-08-08 07:00	0,60		22-08-08 20:00			07-09-08 07:00	1,06	0,93
23-07-08 07:00	0,79		07-08-08 20:00		1,06	23-08-08 07:00		1,06	07-09-08 20:00		1,06
23-07-08 20:00		1,06	08-08-08 07:00	0,99		23-08-08 20:00			08-09-08 07:00		1,02
24-07-08 07:00	1,02		08-08-08 20:00			24-08-08 07:00		1,09	08-09-08 20:00		1,18
24-07-08 20:00		1,00	09-08-08 07:00	0,86		24-08-08 20:00			09-09-08 07:00	1,23	1,06
25-07-08 07:00	1,00		09-08-08 20:00			25-08-08 07:00		1,28	09-09-08 20:00		1,23
25-07-08 20:00		0,94	10-08-08 07:00	0,82		25-08-08 20:00			10-09-08 07:00	1,31	1,04
26-07-08 07:00	1,01		10-08-08 20:00			26-08-08 07:00		1,34	10-09-08 20:00		
26-07-08 20:00		1,17	11-08-08 07:00	0,96		26-08-08 20:00			11-09-08 07:00		1,19
27-07-08 07:00	0,81		11-08-08 20:00		0,99	27-08-08 07:00		1,28	11-09-08 20:00		
27-07-08 20:00		1,16	12-08-08 07:00	0,84		27-08-08 20:00			12-09-08 07:00		1,04
28-07-08 07:00	1,00		12-08-08 20:00		0,95	28-08-08 07:00		1,24	12-09-08 20:00		1,11
28-07-08 20:00			13-08-08 07:00	0,88		28-08-08 20:00			13-09-08 07:00		1,01

Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor	
	Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]
13-08 20:00			29-09-08 07:00	1,17	1,38	17-10-08 20:00	0,52	0,40	02-11-08 07:00	0,27	0,33			
14-09-08 07:00	1,01		29-09-08 20:00	1,19	1,17	18-10-08 07:00	0,40		02-11-08 20:00		0,27			
14-09-08 20:00		0,94	30-09-08 07:00	1,13	1,14	18-10-08 20:00		0,33	03-11-08 07:00	0,26	0,39			
15-09-08 07:00			30-09-08 20:00	1,15	1,18	19-10-08 07:00	0,37	0,55	03-11-08 20:00					
15-09-08 20:00	1,13		01-10-08 07:00	1,18	1,14	19-10-08 20:00	0,37	0,59	04-11-08 07:00	0,26	0,36			
16-09-08 07:00	1,13		01-10-08 20:00	1,15	1,25	20-10-08 07:00	0,37	0,46	04-11-08 20:00					
16-09-08 20:00		0,99	02-10-08 07:00	1,18	1,14	20-10-08 20:00	0,37	0,45	05-11-08 07:00	0,28	0,41			
17-09-08 07:00			02-10-08 20:00	0,60	0,56	21-10-08 07:00	0,37	0,55	05-11-08 20:00					
17-09-08 20:00			03-10-08 07:00	0,42	0,48	21-10-08 20:00	0,34	0,53	06-11-08 07:00	0,30	0,44			
18-09-08 07:00	1,07		03-10-08 20:00	0,38	0,60	22-10-08 07:00	0,34	0,51	06-11-08 20:00					
18-09-08 20:00		1,09	07-10-08 07:00	0,39	0,54	22-10-08 20:00	0,32	0,42	07-11-08 07:00	0,38	0,44			
19-09-08 07:00	1,16		07-10-08 20:00	0,42	0,50	23-10-08 07:00	0,32	0,44	07-11-08 20:00					
19-09-08 20:00	1,02		08-10-08 07:00	0,35	0,64	23-10-08 20:00	0,34	0,36	08-11-08 07:00	0,30	0,44			
20-09-08 07:00	1,16		08-10-08 20:00	0,41	0,59	24-10-08 07:00	0,34	0,36	08-11-08 20:00					
20-09-08 20:00	1,02		09-10-08 07:00	0,42	0,65	24-10-08 20:00	0,30	0,37	09-11-08 07:00	0,30	0,50			
21-09-08 07:00	1,20		09-10-08 20:00	0,55	0,59	25-10-08 07:00	0,30	0,34	09-11-08 20:00	0,32	0,47			
21-09-08 20:00	1,12		10-10-08 07:00	0,45	0,67	25-10-08 20:00	0,26	0,34	10-11-08 07:00	0,36	0,42			
22-09-08 07:00	1,12		10-10-08 20:00	0,45	0,67	26-10-08 07:00	0,27	0,34	10-11-08 20:00	0,38	0,44			
22-09-08 20:00	1,16		11-10-08 07:00	1,24	1,25	26-10-08 20:00	0,27	0,34	11-11-08 07:00	0,33	0,46			
23-09-08 07:00	1,12		11-10-08 20:00	1,13	1,13	27-10-08 07:00	0,30	0,37	11-11-08 20:00	0,36	0,44			
23-09-08 20:00	1,16		12-10-08 07:00	1,13	1,25	27-10-08 20:00	0,26	0,34	12-11-08 07:00	0,40	0,58			
24-09-08 07:00	0,95		12-10-08 20:00	1,13	1,19	28-10-08 07:00	0,27	0,34	12-11-08 20:00	0,45	0,58			
24-09-08 16:30	1,18		13-10-08 07:00	1,13	1,25	28-10-08 20:00	0,27	0,34	13-11-08 07:00	0,40	0,58			
25-09-08 07:00	1,01		13-10-08 20:00	1,13	1,25	29-10-08 07:00	0,27	0,34	13-11-08 20:00	0,40	0,58			
25-09-08 16:30	1,18		14-10-08 07:00	1,13	1,25	29-10-08 20:00	0,27	0,34	14-11-08 07:00	0,40	0,58			
26-09-08 07:00	1,19		14-10-08 20:00	1,13	1,25	30-10-08 07:00	0,27	0,34	14-11-08 20:00	0,40	0,58			
26-09-08 16:00	1,19		15-10-08 07:00	1,13	1,25	30-10-08 20:00	0,27	0,34	15-11-08 07:00	0,40	0,58			
27-09-08 07:00	1,19		15-10-08 20:00	1,13	1,25	31-10-08 07:00	0,27	0,34	15-11-08 20:00	0,40	0,58			
27-09-08 16:00	1,19		16-10-08 07:00	1,13	1,25	31-10-08 20:00	0,27	0,34	16-11-08 07:00	0,40	0,58			
28-09-08 07:00	1,19		16-10-08 20:00	1,13	1,25	01-11-08 07:00	0,27	0,34	16-11-08 20:00	0,40	0,58			
28-09-08 16:00	1,19		17-10-08 07:00	1,13	1,25	01-11-08 20:00	0,27	0,34	17-11-08 07:00	0,40	0,58			

Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor		Dato	Bundet klor	
	Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]
17-11-08 20:00		0,55	03-12-08 07:00	0,41		18-12-08 20:00		0,38	01-03-09 07:00		0,22			
18-11-08 07:00	0,39		03-12-08 20:00		0,45	19-12-08 07:00	0,26		01-03-09 16:30			0,28		
18-11-08 20:00		0,50	04-12-08 07:00	0,34		19-12-08 20:00		0,41	02-03-09 07:00		0,21			
19-11-08 07:00	0,35		04-12-08 20:00		0,39	20-12-08 07:00	0,38		02-03-09 21:00			0,17		
19-11-08 20:00		0,47	05-12-08 07:00	0,33		20-12-08 20:00		0,41	03-03-09 07:00		0,23			
20-11-08 07:00	0,36		05-12-08 20:00		0,51	21-12-08 07:00	0,28		03-03-09 21:00			0,26		
20-11-08 20:00		0,43	06-12-08 07:00	0,39		21-12-08 20:00		0,38	04-03-09 07:00		0,24			
21-11-08 07:00	0,36		06-12-08 20:00			22-12-08 07:00	0,31		04-03-09 21:00			0,30		
21-11-08 20:00		0,38	07-12-08 07:00	0,39		22-12-08 20:00		0,40	05-03-09 07:00		0,28			
22-11-08 07:00	0,33		07-12-08 20:00		0,57	23-12-08 07:00	0,34		05-03-09 21:00			0,21		
22-11-08 20:00		0,38	08-12-08 07:00	0,46		24-12-08 07:00	0,31		06-03-09 07:00		0,17			
23-11-08 07:00	0,20		08-12-08 20:00		0,52	25-12-08 07:00	0,21		06-03-09 21:00			0,28		
23-11-08 20:00		0,42	09-12-08 07:00	0,43		26-12-08 07:00	0,18		07-03-09 07:00		0,21			
24-11-08 07:00	0,32		09-12-08 20:00		0,47	27-12-08 07:00	0,10		07-03-09 17:00			0,27		
24-11-08 20:00		0,45	10-12-08 07:00	0,39		28-12-08 07:00	0,15		08-03-09 07:00		0,19			
25-11-08 07:00	0,37		10-12-08 20:00		0,44	30-12-08 07:00	0,42		08-03-09 16:30			0,28		
25-11-08 20:00		0,44	11-12-08 07:00	0,36		02-01-09 07:00	0,15		09-03-09 07:00		0,33			
26-11-08 07:00	0,32		11-12-08 20:00		0,44	03-01-09 07:00	0,30		09-03-09 21:00			0,37		
26-11-08 20:00			12-12-08 07:00	0,40		04-01-09 07:00	0,31		10-03-09 07:00		0,22			
27-11-08 07:00	0,39		12-12-08 20:00		0,52	05-01-09 07:00	0,37		10-03-09 21:00			0,17		
27-11-08 20:00		0,45	13-12-08 07:00	0,40		06-01-09 07:00	0,38		11-03-09 07:00		0,17			
28-11-08 07:00	0,36		13-12-08 20:00		0,44	07-01-09 07:00	0,18		11-03-09 21:00			0,29		
28-11-08 20:00			14-12-08 07:00	0,36		24-02-09 07:00	0,20		12-03-09 07:00		0,22			
29-11-08 07:00	0,38		14-12-08 20:00		0,45	25-02-09 07:00	0,13		12-03-09 21:00			0,20		
29-11-08 20:00		0,48	15-12-08 07:00	0,37		25-02-09 21:00		0,10	13-03-09 07:00		0,23			
30-11-08 07:00	0,42		15-12-08 20:00		0,45	26-02-09 07:00	0,11		13-03-09 21:00			0,21		
30-11-08 20:00		0,51	16-12-08 07:00	0,38		26-02-09 21:00		0,17	14-03-09 07:00		0,32			
01-12-08 07:00	0,43		16-12-08 20:00		0,41	27-02-09 07:00	0,11		16-03-09 07:00		0,39			
01-12-08 20:00		0,49	17-12-08 07:00	0,37		27-02-09 21:00		0,16	16-03-09 21:00			0,49		
02-12-08 07:00	0,41		17-12-08 20:00		0,45	28-02-09 07:00	0,25		17-03-09 07:00		0,38			
02-12-08 20:00		0,39	18-12-08 07:00	0,33		28-02-09 17:00		0,27	17-03-09 21:00			0,39		

Dato	Bundet klor [mg/l]		Dato	Bundet klor [mg/l]		Dato	Bundet klor [mg/l]		Dato	Bundet klor [mg/l]	
	Morgen	Aften		Morgen	Aften		Morgen	Aften		Morgen	Aften
18-03-09 07:00	0,31		06-04-09 07:00	0,61							
18-03-09 21:00		0,41	06-04-09 21:00		1,00						
19-03-09 07:00	0,30										
19-03-09 21:00		0,33									
20-03-09 07:00	0,24										
20-03-09 21:00		0,35									
21-03-09 07:00	0,20										
21-03-09 17:00		0,28									
22-03-09 07:00	0,21										
22-03-09 17:00		0,24									
23-03-09 07:00	0,22										
23-03-09 21:00		0,35									
24-03-09 07:00	0,31										
24-03-09 21:00		0,34									
25-03-09 07:00	0,31										
25-03-09 21:00		0,37									
26-03-09 07:00	0,32										
26-03-09 21:00		0,40									
27-03-09 07:00	0,48										
28-03-09 07:00	0,70										
29-03-09 07:00	0,88										
30-03-09 07:00	0,81										
31-03-09 07:00	0,94										
01-04-09 07:00	0,75										
02-04-09 07:00	0,87										
02-04-09 21:00		0,84									
03-04-09 07:00	0,56										
03-04-09 21:00		0,90									
04-04-09 07:00	0,80										
05-04-09 07:00	0,70										
05-04-09 21:00		0,89									

Rådata for rateforsøg med nedbrydning af bundet klor

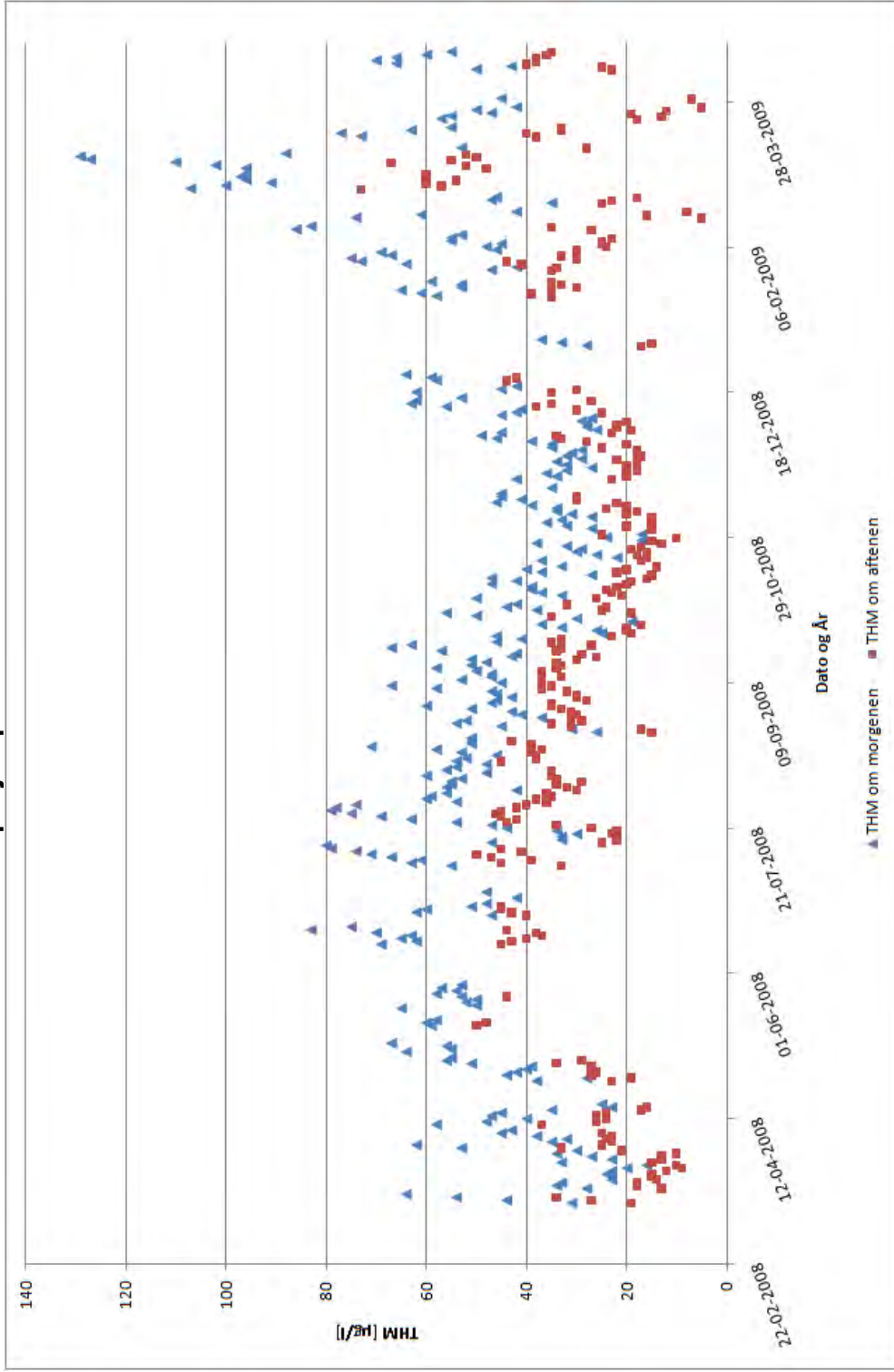
LP+MP Forsøg			MP Forsøg			MP Forsøg		
Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.
02-03-2008 15:45	0	1,5	06-04-08 17:00	0	0,47	15-03-2008 17:00	0	0,95
02-03-2008 15:50	0,08	1,54	06-04-08 22:00	5	0,34	15-03-2008 17:30	0,5	0,82
02-03-2008 16:00	0,25	1,5	07-04-08 07:00	14	0,25	15-03-2008 18:00	1	0,77
02-03-2008 16:10	0,42	1,47				15-03-2008 18:30	1,5	0,88
02-03-2008 16:25	0,67	1,42				15-03-2008 19:00	2	0,73
02-03-2008 16:40	0,92	1,48				16-03-2008 00:00	7	0,58
02-03-2008 16:55	1,17	1,43				16-03-2008 00:30	7,5	0,55
02-03-2008 17:10	1,42	1,46				16-03-2008 01:00	8	0,53
02-03-2008 17:25	1,67	1,4						
02-03-2008 17:40	1,92	1,33						
02-03-2008 17:55	2,17	1,35						
02-03-2008 18:40	2,92	1,34						
02-03-2008 18:55	3,17	1,31						
02-03-2008 19:15	3,50	1,3						
02-03-2008 19:25	3,67	1,31						
02-03-2008 19:45	4,00	1,29						
02-03-2008 19:55	4,17	1,31						
02-03-2008 21:35	5,83	1,23						
03-03-2008 00:30	8,75	1,09						
03-03-2008 07:00	15,25	0,58						

LP+MP Forsøg			MP Forsøg			MP Forsøg		
Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.
15-03-2008 14:15	0	0,49	20-03-2008 15:15	0	0,72	12-04-2008 17:15	0	0,95
15-03-2008 14:30	0,25	0,48	20-03-2008 15:30	0,25	0,7	12-04-2008 17:45	0,5	0,82
15-03-2008 14:45	0,50	0,49	20-03-2008 15:45	0,5	0,66	12-04-2008 18:15	1	0,77
15-03-2008 15:00	0,75	0,47	20-03-2008 16:00	0,75	0,73	12-04-2008 18:45	1,5	0,88
15-03-2008 15:15	1,00	0,46	20-03-2008 16:15	1	0,61	12-04-2008 19:15	2	0,73
15-03-2008 15:30	1,25	0,46	20-03-2008 16:30	1,25	0,68	13-04-2008 00:15	7	0,58
15-03-2008 15:45	1,50	0,46	20-03-2008 16:45	1,5	0,55	13-04-2008 00:45	7,5	0,55
15-03-2008 16:00	1,75	0,42	20-03-2008 17:00	1,75	0,66			
15-03-2008 16:15	2,00	0,44	20-03-2008 17:15	2	0,65			
15-03-2008 16:45	2,25	0,45	20-03-2008 17:45	2,5	0,57			
15-03-2008 17:00	2,75	0,45	20-03-2008 18:00	2,75	0,63			
15-03-2008 20:15	6,00	0,37	20-03-2008 18:15	3	0,62			
15-03-2008 20:30	6,25	0,35	20-03-2008 18:30	3,25	0,7			
15-03-2008 20:45	6,50	0,34	20-03-2008 18:45	3,5	0,51			
			20-03-2008 19:15	4	0,63			
			20-03-2008 19:45	4,5	0,61			
			20-03-2008 20:00	4,75	0,52			

LP Forsøg			LP Forsøg			Forsøg		
Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.	Dato og tid	Forsøgstid [Timer]	Bundet klor konc.
19-04-2008 15:00	0	0,56	20-02-2009 17:30	0	1,01			
19-04-2008 15:10	0,17	0,54	21-02-2009 23:15	5,75	0,89			
19-04-2008 15:20	0,33	0,53	21-02-2009 07:30	14	0,74			
19-04-2008 15:25	0,42	0,57						
19-04-2008 15:35	0,58	0,54						
19-04-2008 15:40	0,67	0,51						
19-04-2008 15:50	0,83	0,54						
19-04-2008 15:55	0,92	0,53						
19-04-2008 16:05	1,08	0,54						
19-04-2008 22:45	7,75	0,5						
19-04-2008 22:55	7,92	0,51						
19-04-2008 23:05	8,08	0,5						
20-04-2008 07:00	16,00	0,45						
20-04-2008 07:14	16,23	0,44						
20-04-2008 07:25	16,42	0,43						
20-04-2008 07:30	16,50	0,43						
20-04-2008 07:40	16,67	0,43						

13 ANNEX 4 – THM: TIDSSERIEFIGUR OG TABEL

Tidsserie for THM-koncentration i hele projektperioden



Rådata for THM-koncentration i projektperioden

Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]
14-03-2008	31	19	16-04-2008	23	16	15-06-2008	70	38	29-07-2008	74	40
15-03-2008	44	27	17-04-2008	25		16-06-2008	83	44	30-07-2008	54	36
16-03-2008	54	34	25-04-2008	38	23	17-06-2008	75		31-07-2008	60	38
17-03-2008	64		26-04-2008	28	19	21-06-2008	47	40	01-08-2008	59	35
19-03-2008	28	13	27-04-2008	44	27	22-06-2008	62	43	02-08-2008	56	36
20-03-2008	34	18	28-04-2008	42	26	23-06-2008	60	45	03-08-2008	42	30
21-03-2008	33	18	29-04-2008	40	27	24-06-2008	51	45	04-08-2008	56	32
22-03-2008	23	14	30-04-2008	39	27	25-06-2008	48		05-08-2008	55	34
23-03-2008	23	15	01-05-2008	51	34	27-06-2008	42		06-08-2008	55	29
24-03-2008	24	15	02-05-2008	56	29	29-06-2008	48		07-08-2008	53	34
25-03-2008	23	12	03-05-2008	55		08-07-2008	55	33	08-08-2008	60	35
26-03-2008	20	9	05-05-2008	64		09-07-2008	63	45	09-08-2008	48	35
27-03-2008	16	10	06-05-2008	55		10-07-2008	61	39	10-08-2008	56	35
28-03-2008	33	15	07-05-2008	56		11-07-2008	67	47	11-08-2008	54	
29-03-2008	23	13	08-05-2008	67		12-07-2008	71	50	12-08-2008	48	
30-03-2008	27	13	14-05-2008	59	50	13-07-2008	74	41	13-08-2008	54	45
31-03-2008	34	10	15-05-2008	60	48	14-07-2008	79	45	14-08-2008	52	38
01-04-2008	30	21	16-05-2008	58		15-07-2008	80	80	15-08-2008	46	38
02-04-2008	53	33	20-05-2008	65		16-07-2008	47	25	16-08-2008	53	39
03-04-2008	62	25	21-05-2008	50		17-07-2008	33	22	17-08-2008	58	37
04-04-2008	35	23	22-05-2008	52		18-07-2008	33	22	18-08-2008	71	39
05-04-2008	32	24	23-05-2008	50		19-07-2008	30	23	19-08-2008	51	39
06-04-2008	38	23	24-05-2008	53	44	20-07-2008	34	22	20-08-2008	51	43
07-04-2008	45	25	25-05-2008	58		21-07-2008	44	27	21-08-2008	51	
08-04-2008	43		26-05-2008	54		22-07-2008	47	34	23-08-2008	26	15
10-04-2008	58	37	27-05-2008	57		23-07-2008	54	44	24-08-2008	31	17
11-04-2008	48	26	28-05-2008	53		24-07-2008	63	42	25-08-2008	45	31
12-04-2008	40	24	11-06-2008	69	45	25-07-2008	69	45	26-08-2008	54	35
13-04-2008	47	26	12-06-2008	62	43	26-07-2008	75	46	27-08-2008	52	29
14-04-2008	45	24	13-06-2008	65	40	27-07-2008	79	45	28-08-2008	37	31
15-04-2008	35	17	14-06-2008	63	37	28-07-2008	78	42	29-08-2008	41	30

Dato	THM		Dato	THM		Dato	THM		Dato	THM		Dato	THM	
	Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]		Morgen [mg/l]	Aften [mg/l]
30-08-2008	43	31	30-09-2008	19		03-11-2008	36	15	07-12-2008	28	22			
31-08-2008	51	33	01-10-2008	30		04-11-2008	33	15	08-12-2008	29	20			
01-09-2008	60	35	02-10-2008	50	35	05-11-2008	27	15	09-12-2008	27				
02-09-2008	47	35	03-10-2008	56	19	06-11-2008	31	20	10-12-2008	45				
03-09-2008	46	28	04-10-2008	38	25	07-11-2008	34	18	11-12-2008	42	25			
04-09-2008	43	30	05-10-2008	44	24	08-11-2008	34	24	12-12-2008	41	30			
05-09-2008	46	30	06-10-2008	42	32	09-11-2008	39	20	13-12-2008	56	38			
06-09-2008	47	32	08-10-2008	50	26	10-11-2008	46	22	14-12-2008	63	35			
07-09-2008	58	37	09-10-2008	33	21	11-11-2008	41	30	15-12-2008	62	27			
08-09-2008	67	35	10-10-2008	37	23	12-11-2008	45	30	16-12-2008	53				
09-09-2008	45		11-10-2008	39	24	13-11-2008	45		17-12-2008					
10-09-2008	53	37	12-10-2008	39	22	15-11-2008	35		18-12-2008	62	35			
11-09-2008	47	33	13-10-2008	47	20	18-11-2008	42	23	19-12-2008	45	30			
12-09-2008	47	37	14-10-2008	42	19	19-11-2008	34	20	20-12-2008	42				
13-09-2008	50	37	15-10-2008	47	16	20-11-2008	36	20	21-12-2008					
14-09-2008	58	34	16-10-2008	27	15	21-11-2008	32	18	22-12-2008	58	44			
15-09-2008	51	33	17-10-2008	37	22	22-11-2008	27	18	23-12-2008	59	42			
16-09-2008	48	34	18-10-2008	40	20	23-11-2008	32	20	24-12-2008	64				
17-09-2008	51	30	19-10-2008	33	14	24-11-2008	34	18	25-12-2008					
18-09-2008	43	26	21-10-2008	37	17	25-11-2008	29	22	26-12-2008					
19-09-2008	42	29	22-10-2008	22	16	26-11-2008	32	17	27-12-2008					
20-09-2008	57	34	23-10-2008	26	18	27-11-2008	31	18	28-12-2008					
21-09-2008	67	33	24-10-2008	30	16	28-11-2008	29	18	29-12-2008					
22-09-2008	63	27	25-10-2008	29	19	29-11-2008	35	25	30-12-2008					
23-09-2008	46	35	26-10-2008	32	17	30-11-2008	35	20	31-12-2008					
24-09-2008	41	33	27-10-2008	38	13	01-12-2008	39	28	01-01-2009					
25-09-2008	46	23	28-10-2008	17	15	02-12-2008	46	33	02-01-2009					
26-09-2008	25	19	29-10-2008	24	10	03-12-2008	49	34	03-01-2009	28	17			
27-09-2008	26	20	30-10-2008	17	25	04-12-2008	45	23	04-01-2009	33	15			
28-09-2008	33	20	01-11-2008	27	15	05-12-2008	26	19	05-01-2009	37				
29-09-2008	37	17	02-11-2008	32	20	06-12-2008	28	22	06-01-2009					

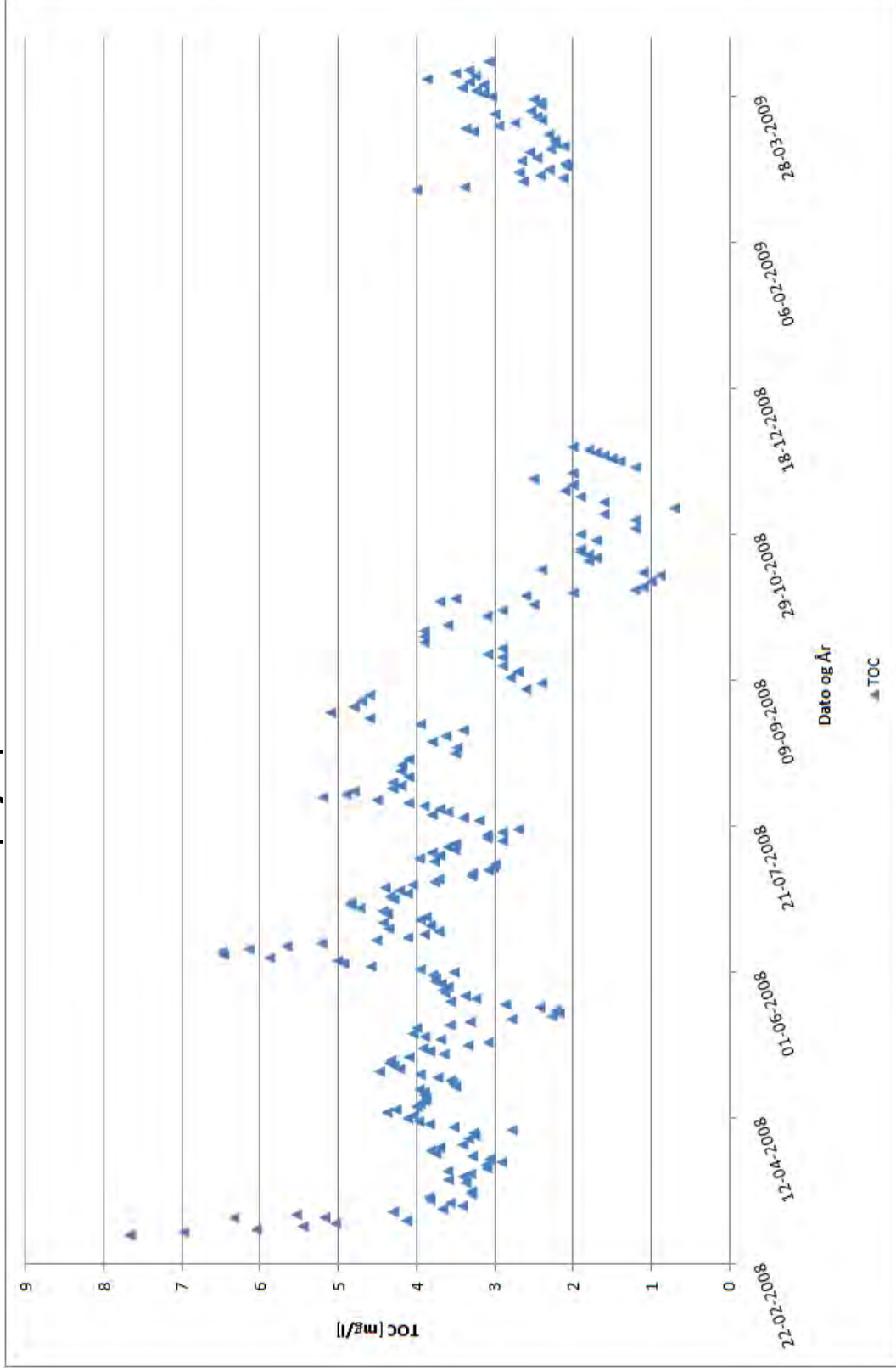
Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]	Dato	THM Morgen [mg/l]	THM Aften [mg/l]
07-01-2009			07-02-2009	45	25	22-03-2009	57	18			
08-01-2009			08-02-2009	55	25	23-03-2009	55	13			
09-01-2009			09-02-2009	55	23	24-03-2009	47	19			
10-01-2009			10-02-2009	53		25-03-2009	50	12			
11-01-2009			11-02-2009			26-03-2009	42	5			
12-01-2009			12-02-2009	86	27	29-03-2009	45	7			
13-01-2009			13-02-2009	83	35	08-04-2009	50	23			
14-01-2009			16-02-2009	74	5	09-04-2009	43	25			
15-01-2009			17-02-2009	61	16	10-04-2009	66	40			
16-01-2009			18-02-2009	42	8	11-04-2009	70	38			
17-01-2009			21-02-2009	35	25	12-04-2009	66	38			
18-01-2009			22-02-2009	47	23	13-04-2009	60	36			
19-01-2009			23-02-2009	46	18	14-04-2009	55	35			
20-01-2009	58	35	26-02-2009	107	73						
21-01-2009	61	39	27-02-2009	100	57						
22-01-2009	65	35	28-02-2009	91	60						
23-01-2009	53	30	01-03-2009	96	54						
24-01-2009	53	33	02-03-2009	97	60						
25-01-2009	59	35	03-03-2009	96	60						
26-01-2009			05-03-2009	96	48						
27-01-2009			06-03-2009	102	52						
28-01-2009			07-03-2009	110	67						
29-01-2009	47	35	08-03-2009	127	55						
30-01-2009	42	34	09-03-2009	129	50						
31-01-2009	64	41	10-03-2009	88	52						
01-02-2009	73	44	11-03-2009								
02-02-2009	75	30	12-03-2009	53	28						
03-02-2009	67	33	16-03-2009	73	38						
04-02-2009	69	30	17-03-2009	77	40						
05-02-2009	46	30	18-03-2009	63	33						
06-02-2009	48	24	19-03-2009	55	33						

14 ANNEX 5 – ØVRIGE VANDKVALITETSDATA

Øvrige vandkvalitetsdata målt på Heidelberg Universitet

Parameter	Enhed	23.01.2008			08.04.2008		
		Spædevand	Renset vand til bassin	Bassinvand	Spædevand	Renset vand til bassin	Bassinvand
Alkalinitet	meq/l	5,54	0,63	0,64	Ikke analyseret	Ikke analyseret	Ikke analyseret
Hårdhed	dH°	3,6	4,45	4,35	Ikke analyseret	Ikke analyseret	Ikke analyseret
Permanganat tal	mg/L	3,5	4,2	4,8	5,58	7,62	8,17
TOC	mg/LC	2	4,8	4,9	1,95	3,59	3,57
Fosfat	mg/L	0,02	< 0,1	0,09	< 0,05	Ikke analyseret	< 0,05
Klorid	mg/L	65	1609	1579	61,3	Ikke analyseret	2684
Sulfat	mg/L	69	94	97	72,3	Ikke analyseret	112
Nitrat	mg/L	1,9	19,8	20,2	3,32	Ikke analyseret	26,3
Aluminium	mg/l	Ikke analyseret	Ikke analyseret	0,08	Ikke analyseret	Ikke analyseret	0,06
AOX	µg/l	3	960	960	7	822	880
AOX Dannelsespotentialer	µg/l	155	32	-41	125	51	37
THM	µg/l	6	90	80	< 0,5	72	63
THM Dannelsespotentialer	µg/l	76	125	128	65	128	122

Tidsserie for NVOC-koncentration i hele projektperioden

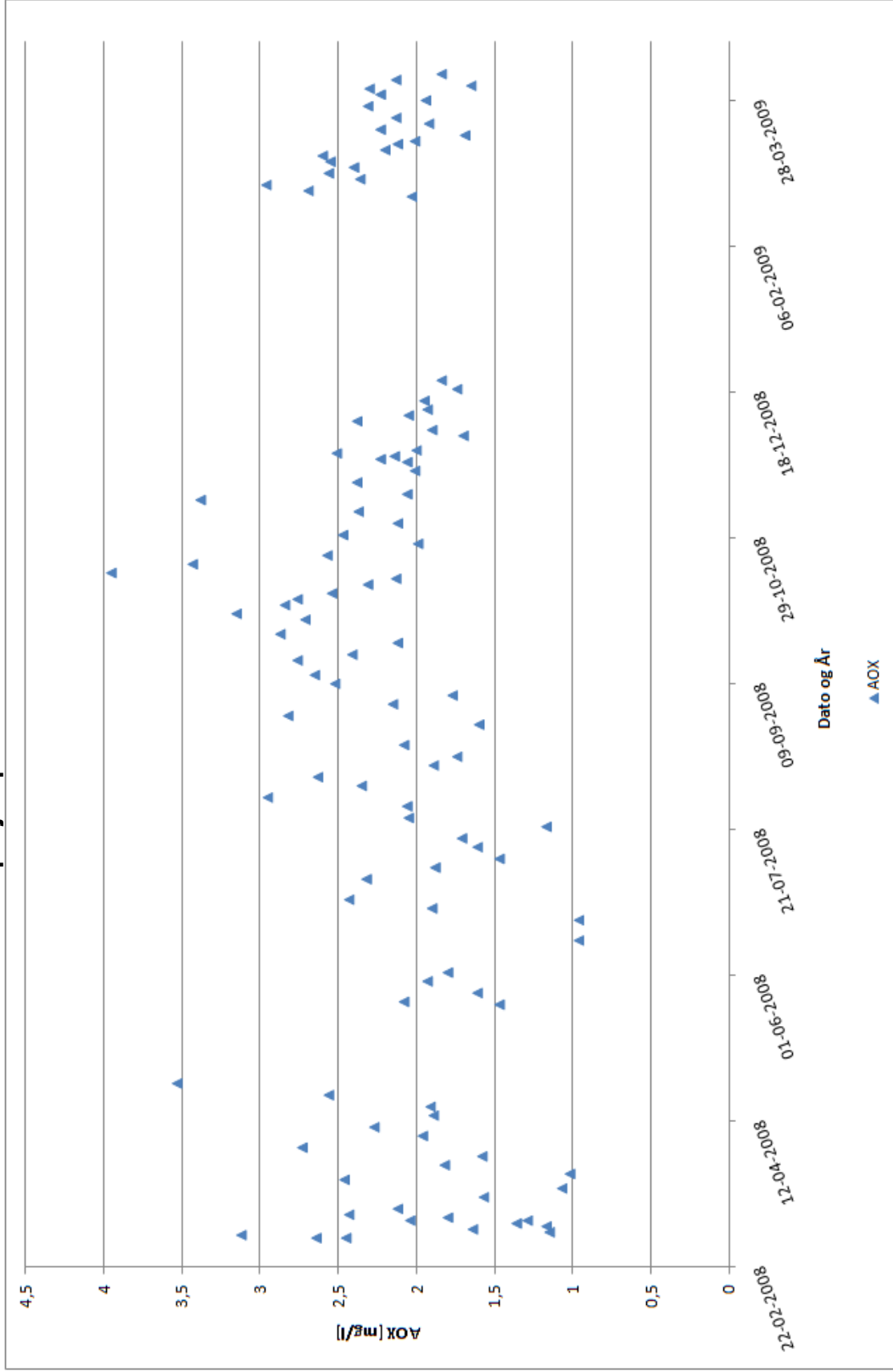


Rådata for TOC-koncentration i projektperioden – tabelleret

Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]
03-03-2008	7,7	01-04-2008	3,819	02-05-2008	4,323	02-06-2008	3,957
03-03-2008	7,7	02-04-2008	3,699	03-05-2008	4,097	03-06-2008	4,583
04-03-2008	7,0	03-04-2008	3,408	04-05-2008	3,649	04-06-2008	4,931
05-03-2008	6,0	04-04-2008		05-05-2008	3,829	05-06-2008	5,005
06-03-2008	5,5	05-04-2008	3,335	06-05-2008	3,912	06-06-2008	5,879
07-03-2008	5,0	06-04-2008	3,246	07-05-2008	3,342	07-06-2008	6,468
08-03-2008	4,1	07-04-2008	3,269	08-05-2008	3,086	08-06-2008	6,484
09-03-2008	5,2	08-04-2008	2,779	09-05-2008	3,69	09-06-2008	6,145
09-03-2008	6,3	09-04-2008	3,522	10-05-2008	3,891	10-06-2008	5,661
10-03-2008	5,5	10-04-2008	3,833	11-05-2008	4,046	11-06-2008	5,213
11-03-2008	4,3	11-04-2008	3,972	12-05-2008		12-06-2008	4,511
12-03-2008	3,7	12-04-2008	4,111	13-05-2008	3,995	13-06-2008	4,111
13-03-2008	3,4	13-04-2008	4,035	14-05-2008	3,572	14-06-2008	3,896
14-03-2008	3,6	14-04-2008	4,378	15-05-2008	3,312	15-06-2008	3,714
15-03-2008	3,8	15-04-2008	4,262	16-05-2008	2,78	16-06-2008	4,356
16-03-2008	3,8	16-04-2008	3,998	17-05-2008	2,267	17-06-2008	3,823
17-03-2008	3,3	17-04-2008	3,955	18-05-2008	2,176	18-06-2008	4,422
18-03-2008	3,3	18-04-2008	3,893	19-05-2008	2,213	19-06-2008	3,951
19-03-2008		19-04-2008	3,874	20-05-2008	2,425	20-06-2008	3,873
20-03-2008		20-04-2008	3,903	21-05-2008	2,863	21-06-2008	4,375
21-03-2008	3,4	21-04-2008	3,898	22-05-2008	3,565	22-06-2008	4,427
22-03-2008	3,6	22-04-2008	3,963	23-05-2008	3,243	23-06-2008	4,727
23-03-2008	3,4	23-04-2008	3,503	24-05-2008	3,377	24-06-2008	4,843
24-03-2008	3,3	24-04-2008	3,534	25-05-2008	3,636	25-06-2008	4,835
25-03-2008	3,6	25-04-2008	3,565	26-05-2008	3,653	26-06-2008	4,288
26-03-2008	3,1	26-04-2008	3,726	27-05-2008	3,599	27-06-2008	4,336
27-03-2008	3,1	27-04-2008	3,954	28-05-2008	3,682	28-06-2008	4,117
28-03-2008	2,9	28-04-2008	4,474	29-05-2008	3,762	29-06-2008	4,214
29-03-2008	3,1	29-04-2008	4,217	30-05-2008	3,752	30-06-2008	4,402
30-03-2008	3,3	30-04-2008	4,286	31-05-2008	3,794	01-07-2008	4,049
31-03-2008	3,8	01-05-2008	4,342	01-06-2008	3,519	02-07-2008	3,767

Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]	Dato	TOC [mg/l]
03-07-2008	3,715	03-08-2008	4,3	03-10-2008	2,9	23-11-2008	1,4
04-07-2008	3,297	04-08-2008	4,2	05-10-2008	2,5	24-11-2008	1,5
05-07-2008	3,283	05-08-2008	4,3	06-10-2008	3,7	25-11-2008	1,6
06-07-2008	3,08	07-08-2008	4,1	07-10-2008	3,5	26-11-2008	1,7
07-07-2008	3,017	09-08-2008	4,2	08-10-2008	2,6	27-11-2008	1,8
08-07-2008	2,991	11-08-2008	4,184	09-10-2008	2	28-11-2008	2
09-07-2008	3,771	13-08-2008	4,1	10-10-2008	1,2	24-02-2009	4,0
10-07-2008	3,962	15-08-2008	3,5	11-10-2008	1,1	25-02-2009	3,4
11-07-2008	3,7	17-08-2008	3,478	13-10-2008	1	27-02-2009	2,6
12-07-2008	3,8	19-08-2008	3,8	15-10-2008	0,88	28-02-2009	2,1
13-07-2008	3,51	21-08-2008	3,624	16-10-2008	1,1	01-03-2009	2,4
14-07-2008	3,6	23-08-2008	3,4	17-10-2008	2,4	02-03-2009	2,7
15-07-2008	3,5	25-08-2008	3,95	20-10-2008	1,8	03-03-2009	2,3
16-07-2008	2,9	27-08-2008	4,6	21-10-2008	1,7	04-03-2009	2,1
17-07-2008	3,1	29-08-2008	5,1	22-10-2008	1,8	05-03-2009	2,1
18-07-2008	3,1	31-08-2008	4,8	23-10-2008	1,9	06-03-2009	2,7
19-07-2008	2,9	02-09-2008	4,7	24-10-2008	1,9	07-03-2009	2,5
20-07-2008	2,7	04-09-2008	4,6	25-10-2008		09-03-2009	2,6
21-07-2008		06-09-2008	2,6	27-10-2008	1,7	10-03-2009	2,3
22-07-2008		08-09-2008	2,4	29-10-2008	1,9	11-03-2009	2,1
23-07-2008	3,2	10-09-2008	2,8	31-10-2008	1,2	12-03-2009	2,2
24-07-2008	3,4	12-09-2008	2,7	03-11-2008	1,2	13-03-2009	2,2
25-07-2008	3,8	14-09-2008	2,9	05-11-2008	1,6	14-03-2009	
26-07-2008	3,6	17-09-2008	2,9	07-11-2008	0,7	15-03-2009	2,3
27-07-2008	3,7	18-09-2008	3,09	09-11-2008	1,6	16-03-2009	3,3
28-07-2008	3,9	20-09-2008	2,9	11-11-2008	1,9	17-03-2009	3,4
29-07-2008	4,1	22-09-2008	3,9	13-11-2008	2,1	18-03-2009	2,9
30-07-2008	4,5	24-09-2008	3,9	15-11-2008	2	19-03-2009	2,7
31-07-2008	5,2	26-09-2008	3,9	17-11-2008	2,5	20-03-2009	2,4
01-08-2008	4,9	28-09-2008	3,6	19-11-2008	2	21-03-2009	2,5
02-08-2008	4,8	01-10-2008	3,1	21-11-2008	1,2	22-03-2009	3,0

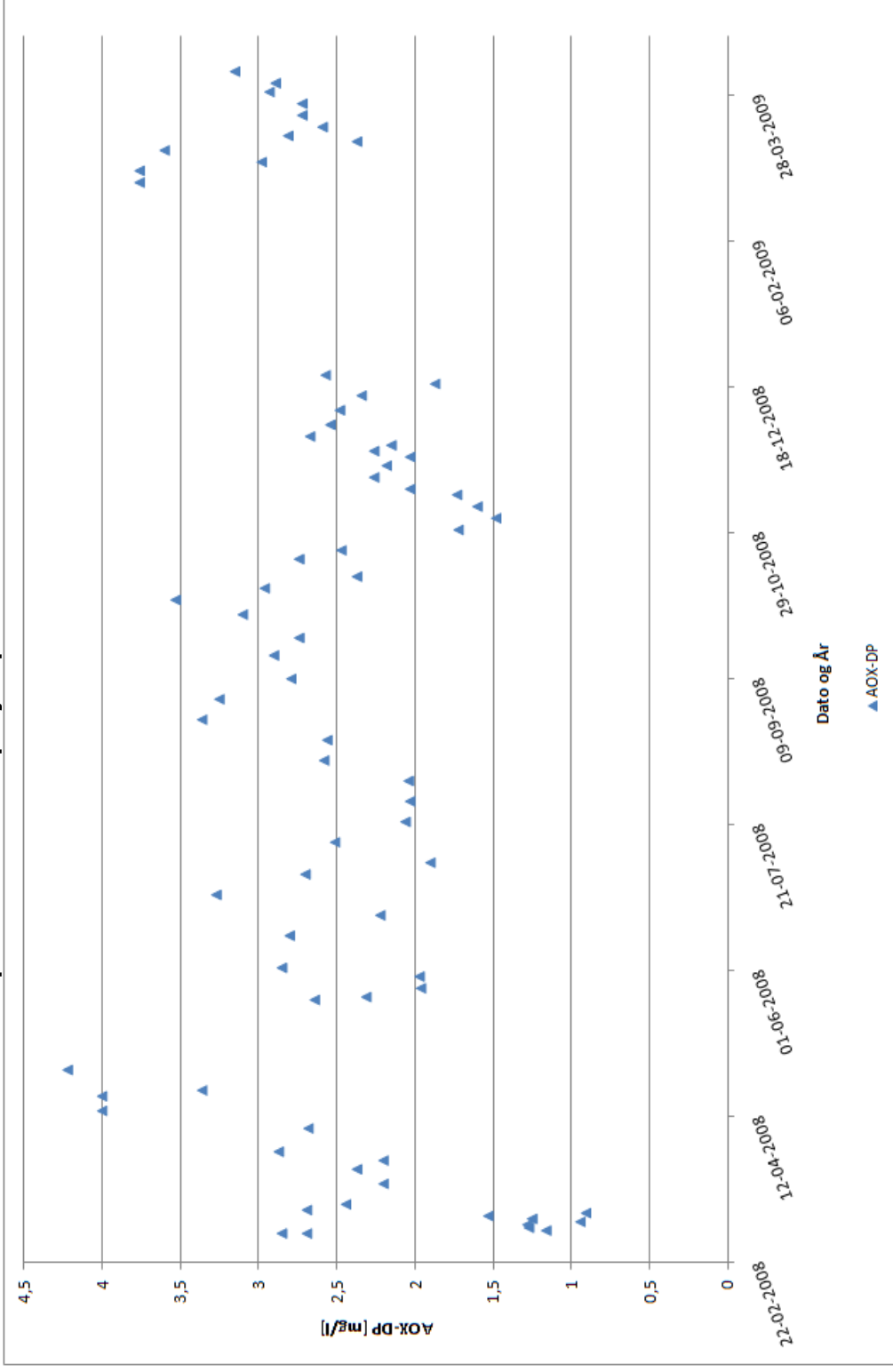
Tidsserie for AOX-koncentration i hele projektperioden



Rådata for AOX-koncentration i projektperioden – tabelleret

Dato	AOX [mg/l]	Dato	AOX [mg/l]	Dato	AOX [mg/l]	Dato	AOX [mg/l]
03-03-2008	2,6	02-06-2008	1,8	06-10-2008	2,84	25-02-2009	2,69
03-03-2008	2,5	13-06-2008	0,963	08-10-2008	2,76	27-02-2009	2,96
04-03-2008	3,1	20-06-2008	0,962	10-10-2008	2,54	01-03-2009	2,36
05-03-2008	1,2	24-06-2008	1,9	13-10-2008	2,31	03-03-2009	2,56
06-03-2008	1,6	27-06-2008	2,43	15-10-2008	2,13	05-03-2009	2,4
07-03-2008	1,2	04-07-2008	2,32	17-10-2008	3,95	07-03-2009	2,55
08-03-2008	1,4	08-07-2008	1,88	20-10-2008	3,43	09-03-2009	2,6
09-03-2008	1,3	11-07-2008	1,47	23-10-2008	2,57	11-03-2009	2,2
09-03-2008	2,0	15-07-2008	1,61	27-10-2008	1,99	13-03-2009	2,12
10-03-2008	1,8	18-07-2008	1,71	30-10-2008	2,47	14-03-2009	2,01
11-03-2008	2,4	22-07-2008	1,17	03-11-2008	2,12	16-03-2009	1,69
13-03-2008	2,1	25-07-2008	2,05	07-11-2008	2,37	18-03-2009	2,23
17-03-2008	1,6	29-07-2008	2,06	11-11-2008	3,38	20-03-2009	1,92
20-03-2008	1,1	01-08-2008	2,95	13-11-2008	2,06	22-03-2009	2,13
23-03-2008	2,5	05-08-2008	2,35	17-11-2008	2,38	26-03-2009	2,31
25-03-2008	1,0	08-08-2008	2,63	21-11-2008	2,01	28-03-2009	1,94
28-03-2008	1,8	12-08-2008	1,89	24-11-2008	2,06	30-03-2009	2,23
31-03-2008	1,6	15-08-2008	1,74	25-11-2008	2,23	01-04-2009	2,3
03-04-2008	2,7	19-08-2008	2,08	26-11-2008	2,14	02-04-2009	1,65
07-04-2008	2,0	26-08-2008	1,6	27-11-2008	2,51	04-04-2009	2,13
10-04-2008	2,3	29-08-2008	2,82	28-11-2008	2	06-04-2009	1,84
14-04-2008	1,9	02-09-2008	2,15	29-11-2008	1,75		
17-04-2008	1,9	05-09-2008	1,77	03-12-2008	1,7		
21-04-2008	2,6	09-09-2008	2,52	05-12-2008	1,9		
25-04-2008	3,5	12-09-2008	2,65	08-12-2008	2,38		
28-04-2008		17-09-2008	2,76	10-12-2008	2,05		
01-05-2008		19-09-2008	2,41	12-12-2008	1,93		
22-05-2008	1,5	23-09-2008	2,12	15-12-2008	1,95		
23-05-2008	2,1	26-09-2008	2,87	19-12-2008	1,74		
26-05-2008	1,6	01-10-2008	2,71	22-12-2008	1,84		
30-05-2008	1,9	03-10-2008	3,15	23-02-2009	2,03		

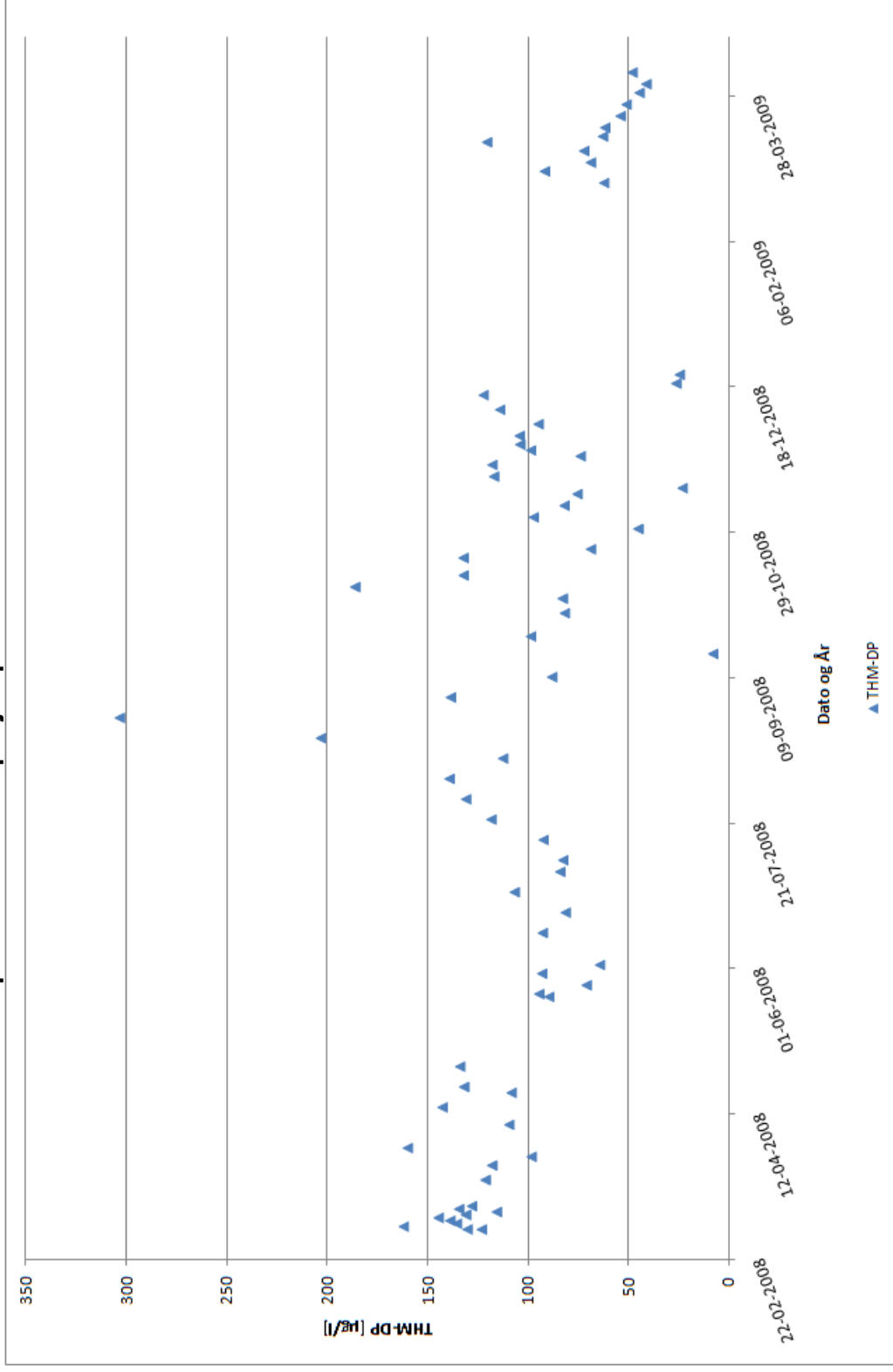
Tidsserie for AOX-dannelsespotentialie i hele projektperioden



Rådata for AOX-dannelsespotentialie i projektperioden – tabelleret

Dato	AOX-DP [mg/l]	Dato	AOX-DP [mg/l]	Dato	AOX-DP [mg/l]	Dato	AOX-DP [mg/l]
03-03-2008	2,7	22-07-2008	2,06	22-12-2008	2,57		
03-03-2008	2,9	29-07-2008	2,03	26-02-2009	3,76		
04-03-2008	1,2	05-08-2008	2,04	02-03-2009	3,76		
05-03-2008	1,3	12-08-2008	2,58	05-03-2009	2,98		
06-03-2008	1,3	19-08-2008	2,56	09-03-2009	3,6		
07-03-2008	0,9	26-08-2008	3,36	12-03-2009	2,37		
08-03-2008	1,3	02-09-2008	3,25	14-03-2009	2,81		
09-03-2008	1,5	09-09-2008	2,79	17-03-2009	2,59		
10-03-2008	0,9	17-09-2008	2,9	21-03-2009	2,72		
11-03-2008	2,7	23-09-2008	2,74	25-03-2009	2,72		
13-03-2008	2,4	01-10-2008	3,1	29-03-2009	2,93		
20-03-2008	2,2	06-10-2008	3,53	01-04-2009	2,89		
25-03-2008	2,4	10-10-2008	2,96	05-04-2009	3,15		
28-03-2008	2,2	14-10-2008	2,37				
31-03-2008	2,9	20-10-2008	2,74				
08-04-2008	2,7	23-10-2008	2,47				
14-04-2008	4,0	30-10-2008	1,72				
19-04-2008	4,0	03-11-2008	1,48				
21-04-2008	3,4	07-11-2008	1,6				
28-04-2008	4,2	11-11-2008	1,73				
22-05-2008	2,6	13-11-2008	2,03				
23-05-2008	2,3	17-11-2008	2,26				
26-05-2008	2,0	21-11-2008	2,18				
30-05-2008	2,0	24-11-2008	2,03				
02-06-2008	2,9	26-11-2008	2,26				
13-06-2008	2,8	28-11-2008	2,15				
20-06-2008	2,2	01-12-2008	2,67				
27-06-2008	3,3	05-12-2008	2,54				
04-07-2008	2,7	10-12-2008	2,48				
08-07-2008	1,9	15-12-2008	2,34				
15-07-2008	2,5	19-12-2008	1,87				

Tidsserie for THM-dannelsespotentialie i hele projektperioden



Rådata for THM-dannelsespotentiale i projektperioden – tabelleret

Dato	THM-DP [mg/l]	Dato	THM-DP [mg/l]	Dato	THM-DP [mg/l]	Dato	THM-DP [mg/l]
03-03-2008	130	29-07-2008	131	26-02-2009	62		
03-03-2008	123	05-08-2008	139	02-03-2009	91		
04-03-2008	162	12-08-2008	112	05-03-2009	69		
05-03-2008	135	19-08-2008	203	09-03-2009	72		
06-03-2008	139	26-08-2008	303	12-03-2009	120		
07-03-2008	144	02-09-2008	138	14-03-2009	62		
08-03-2008	131	09-09-2008	88	17-03-2009	61		
09-03-2008	115	17-09-2008	8	21-03-2009	54		
10-03-2008	134	23-09-2008	98	25-03-2009	51		
11-03-2008	128	01-10-2008	81	29-03-2009	44		
20-03-2008	121	06-10-2008	83	01-04-2009	41		
25-03-2008	118	10-10-2008	186	05-04-2009	48		
28-03-2008	98	14-10-2008	132				
31-03-2008	160	20-10-2008	132				
08-04-2008	109	23-10-2008	69				
14-04-2008	142	30-10-2008	45				
19-04-2008	108	03-11-2008	97				
21-04-2008	132	07-11-2008	82				
28-04-2008	134	11-11-2008	75				
22-05-2008	89	13-11-2008	23				
23-05-2008	94	17-11-2008	117				
26-05-2008	71	21-11-2008	118				
30-05-2008	93	24-11-2008	74				
02-06-2008	64	26-11-2008	98				
13-06-2008	93	28-11-2008	104				
20-06-2008	81	01-12-2008	104				
27-06-2008	106	05-12-2008	95				
04-07-2008	84	10-12-2008	114				
08-07-2008	82	15-12-2008	122				
15-07-2008	92	19-12-2008	26				
22-07-2008	118	22-12-2008	24				

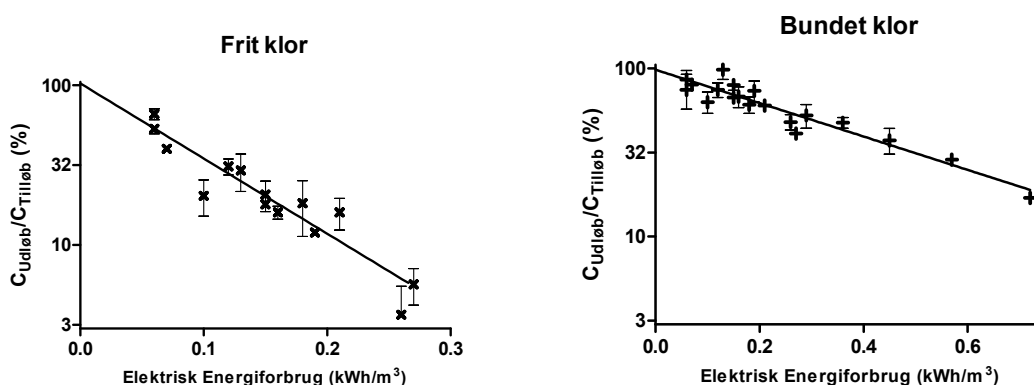
**15 ANNEX 6 – MÅLINGER PÅ APOP OG
SIMULERINGSMODEL FOR BUNDET KLOR**

INTRODUKTION

Der er udført to ekstra karakteriseringer af APOP-anlæggets funktion ud over karakteriseringen af vandparametre under drift, som er udført for alle teknologiafprøvninger. Det har handlet om direkte at måle anlæggets fjernelse af klor og bundet klor og heraf beregne fotolyseeffektiviteten for disse parametre samt opstilling af en simpel driftsmodel, som er anvendt til at simulere forskellige driftsændringer af anlægget, der kan bruges til at afgøre, om anlægget er fornuftigt dimensioneret til svømmebassinet.

Direkte måling på APOP-anlægget

Karakteriseringen af anlægget med hensyn til fotolysekapacitet for frit og bundet klor er udført ved en systematisk variation af gennemstrømningshastigheden og antallet af lamper, der er tændt, mens der er målt klor i til- og afløbet til anlægget. Resultatet ses i figur A1.



Figur A1 Målinger af fjernelse af frit og bundet klor ved behandling med varierende intensiteter af UV-belysning karakteriseret som energiforbruget. Den indlagte linje repræsenterer den tilpassede kurve for bestemmelse af EEO.

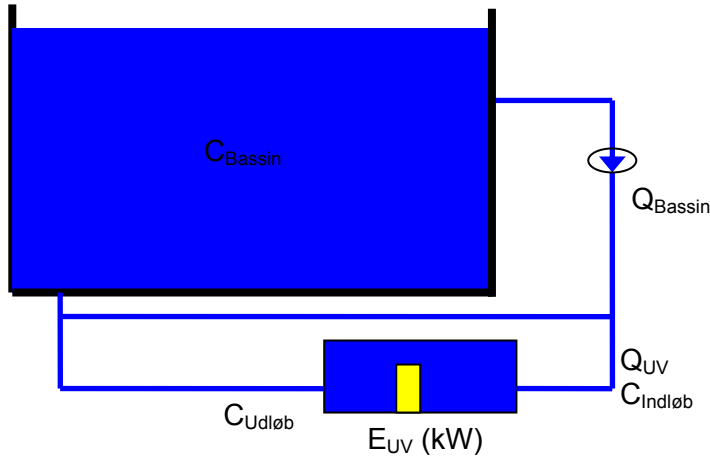
Fotolyse af frit og bundet klor skal teoretisk følge en sammenhæng mellem fjernelsesgraden af hver af klortyperne, der ses som en lavere koncentration af klor i udløbet ($C_{Udløb}$) end i indløbet ($C_{Tilløb}$) til UV-behandlingsenheden og intensiteten af UV-behandling, der f. eks. kan udtrykkes ved det elektriske energiforbrug (kWh/m^3), EE, fra behandlingen. En enkelt konstant indeholder det enkelte anlægs karakteristika, som kaldes den elektriske energi per dekadisk orden, EEO:

$$\frac{C_{Udløb,i}}{C_{Tilløb,i}} = \frac{C}{C_0} = 10^{-EE_i/EEO}$$

EEO kan opfattes som den dosis af UV, der nedbryder 90% af det klor eller bundne klor, der passerer gennem UV-anlægget. På baggrund af kurverne i figur A1 blev der bestemt en karakteristisk EEO for fjernelse af 90% af klor-koncentrationen på $0,22 \text{ kWh/m}^3$ og for bundet klor på $1,0 \text{ kWh/m}^3$.

Driftsmodel

Der er opbygget en simpel driftsmodel for bundet klor baseret på delstrømsflowet gennem UV-anlægget og den karakteristiske konstant for fjernelse af bundet klor EEO bestemt for APOP-anlægget. Dannelsen og fjernelsen af bundet klor i systemet – ud over UV-anlægget – er sat til en konstant dannelse af bundet klor pr. tidsenhed og en nedbrydning, som er en konstant procentdel af den tilstedeværende bundne klor.



Modellen er kalibreret ud fra ligevægtskoncentrationer af bundet klor under referencedrift og hastigheden for stigning i koncentration af bundet klor, når UV-anlægget slukkes. Modellen er opbygget uden døgnvariation, så den simulerer døgnmiddelværdier.

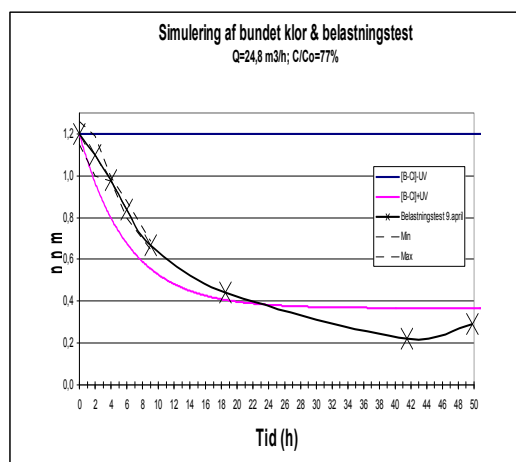
Afprøvning af model

Behandlingstest

For behandlingstesten forudsiger modellen en ligevægtskoncentration af bundet klor på 0,75 mg/L (kalibreret) for referenceperioden. Modellen forudsiger en middelkoncentration på 0,28 mg/L, når der behandles med fire lamper, og 0,15 mg/L når der behandles med 12 lamper. Til sammenligning viste testen (Tabel 5.17 i hovedrapporten) $0,82 \pm 0,05$ mg/L, $0,27 \pm 0,03$ mg/L henholdsvis $0,20 \pm 0,03$ mg/L.

Kapacitetstest

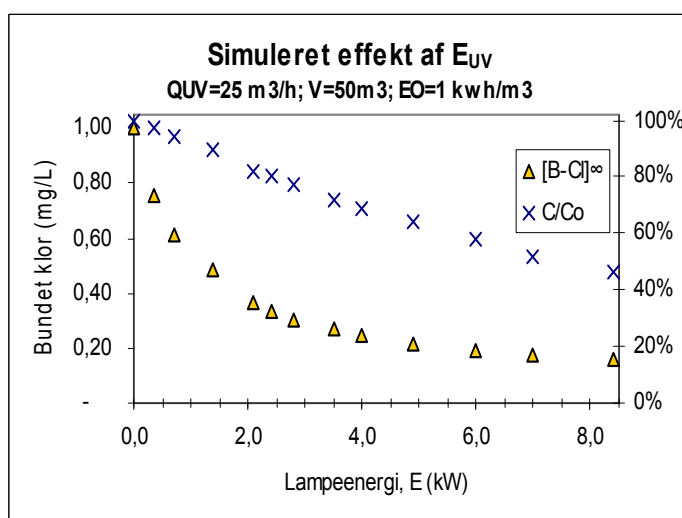
Koncentrationskurven for kapacitetstesten (Figur 5.35 i hovedrapporten) simuleres også rimeligt som vist i figur A2. Afvigelsen af den simulerede koncentration for bundet klor fra den målte kan rimeligt forklares med modellens manglende brug af døgnvariation.



Figur A2 Simuleret og målt fjernelse af bundet klor fra bassin vandet (Kapacitetstest).

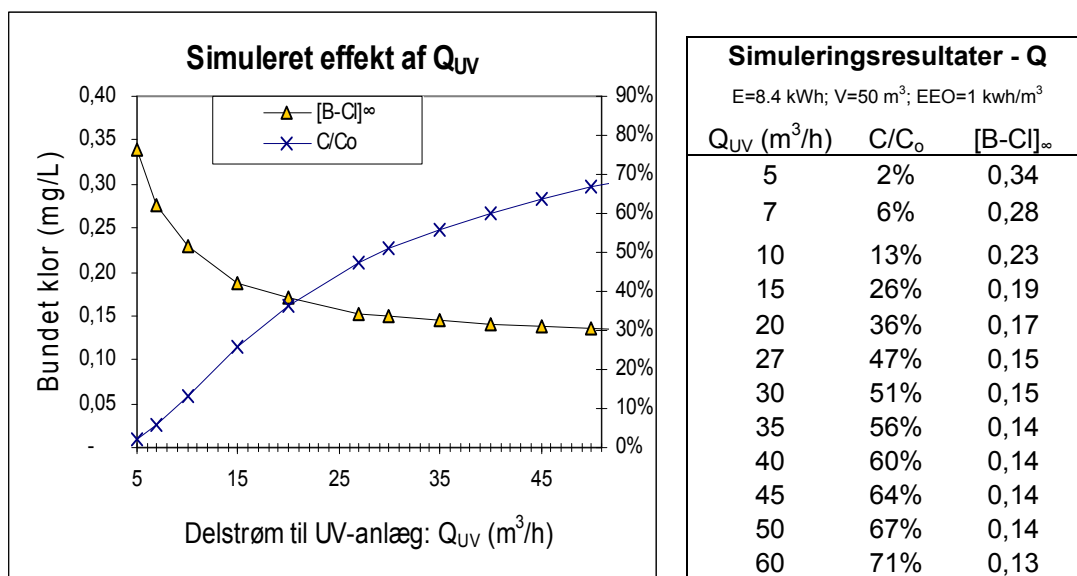
Simuleringer

Baseret på den kalibrerede model er sammenhæng mellem effektiviteten af anlægget og antallet af lamper, der er tændt (E_{UV}) (figur A3) undersøgt samt størrelsen af delstrømmen (Q_{UV}) (figur A4). For begge parametre er koncentrationen af bundet klor i bassinet $[B-Cl]$, og hvor stor andel af det bundne klor i delstrømmen, der kommer gennem anlægget (C/C_o), simuleret.



Simuleringsresultater - E		
$Q_{UV}=25 \text{ m}^3/\text{h}; V=50\text{m}^3; EEO=1 \text{ kWh}/\text{m}^3$		
E (kW)	C/C _o	[B-Cl] _∞
0,0	100%	1,00
0,4	97%	0,76
0,7	94%	0,62
1,4	90%	0,49
2,1	82%	0,36
2,4	80%	0,34
2,8	77%	0,31
3,5	72%	0,27
4,0	69%	0,25
4,9	64%	0,22
6,0	58%	0,19
7,0	52%	0,17

Figur A3 Simulering af middelværdi af bundet klor der opnås i udløbet fra UV-anlægget og i bassin vandet ved anvendelse af forskellige antal lamper udtrykt ved den anvendte energi til drift af lamperne, E (kW).



Figur A4 Simulering af middelværdi af bundet klor der opnås i udløbet fra UV-anlægget og i bassin vandet ved variation af vandstrømmen gennem UV-anlægget, Q_{UV} (m³/h).

Af figur A3 fremgår det, at der for lampeenergien ses en udfladning af effekten ved forøgelse over ~ 4 kW for systemet. Placeringen af denne tærskel er bestemt af den valgte delstrøm, der behandles. En optimal størrelse af UV-anlægget kan i virkeligheden kun bestemmes i modellen, når man har fastsat et mål for, hvor meget koncentrationen af bundet klor skal sænkes.

Det ses af figur A4, at delstrømmen mindst bør være 20 m³/h for at udnytte UV-lyset, men der ikke er meget forbedring at hente ved at forøge delstrømmen til over 40 m³/h.

DISKUSSION OG KONKLUSION

Karakteriseringen af APOP-anlæggets fotolyse af bundet og frit klor har gjort det muligt at bestemme effektiviteten af behandlingen uafhængigt af den varierende badebelastning. På baggrund af denne karakterisering kan det forudsiges, hvor meget frit og bundet klor der vil blive fotolyseret i anlægget ved anvendelse af forskelligt antal lamper eller et andet delstrømsflow.

Af simuleringerne fremgår det, at de valgte parametre i driftstesten af APOP-anlægget i hovedrapporten på fire lamper (2,8 kW UV effekt) og en delstrøm på 25 m³/h er fornuftige driftsbetingelser.

Af modellen ses det, at effekten af et UV-anlæg i fast drift er en sænkning af middelmiddelen af bundet klor i forhold til det ubehandlede vand med en fast andel.

Denne måde at beskrive anlægget på kan være et alternativ til de fjernelsesrater (g/h), der er bestemt for anlæggene i hovedrapporten. Disse kan være vanskelige at arbejde med, fordi de varierer med koncentrationen af bundet klor.



Miljøministeriet
By- og Landskabsstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

Telefon 72 54 47 00
blst@blst.dk
www.blst.dk