

Alternativer til klor som desinfektionsmiddel i offentlige svømmebade

Gert Holm Kristensen, Morten Møller Klausen
DHI- Institut for Vand og Miljø

Erik Arvin, Hans Jørgen Albrechtsen
DTU - Miljø & Ressourcer

Ole Bisted, Bjørn Malmgren Hansen
Teknologisk Institut

Ejner Frederiksen
Ejcan ApS

Poul Kaas
Scan Research ApS

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

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

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

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING	9
SUMMARY	13
1 INDLEDNING	17
1.1 BAGGRUND OG FORMÅL	17
1.2 RAPPORTENS INDHOLD	19
2 SVØMMEBADE	20
2.1 VANDBEHANDLING I SVØMMEBADSANLÆG	20
3 KEMISK OG MIKROBIOLOGISK VANDKVALITET	24
3.1 KEMISKE PARAMETRE	24
3.1.1 Vandkvalitet i svømmebade	24
3.1.2 Kilder til dannelse af desinfektionsbiprodukter (DBP)	25
3.1.3 Processer i svømmebade med betydning for DBP-dannelse	27
3.1.4 Kontrolparametre	31
3.1.5 Konklusion	33
3.2 MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE	35
3.2.1 Princip i nuværende monitorering	35
3.2.2 Udbrud	37
3.2.3 Organismerne – deres forekomst og biologi	38
3.2.4 Nye trusler	41
3.2.5 Patogenisitet – infektiøs dosis	42
3.2.6 Følsomhed for klor og desinfektionsbiprodukter	42
3.2.7 Forslag til måleparametre fx i testperiode	44
3.2.8 Udvikling af nye metoder	46
3.2.9 Konklusion	47
4 VANDKVALITETSKRAV TIL SVØMMEBADE	48
4.1.1 Sammenligning af europæiske vandkvalitetskrav	48
4.1.2 Sammenligning: Tysk - dansk norm	50
4.1.3 Myndighedskontrol	53
4.1.4 Konklusion	54
5 ALTERNATIVER TIL KLOR	55
5.1 KRAV TIL DESINFEKTIONSMIDLER	55
5.2 ALTERNATIVE DESINFEKTIONSMIDLER	57
5.2.1 Brintperoxid	58
5.2.2 Jod	59
5.2.3 Metalforbindelser	60
5.2.4 Organiske biocider	61
5.2.5 Sammenligning af desinfektionsmidler	62
5.2.6 Konklusion	62

6	TEKNOLOGIER TIL BEHANDLING AF SVØMMEBADSVAND	64
6.1	MEKANISK FILTRERING MED SANDFILTRE	64
6.1.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	64
6.1.2	<i>Anvendelse og placering</i>	67
6.1.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	69
6.1.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	69
6.1.5	<i>Økonomi</i>	69
6.1.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	70
6.2	AKTIVT KUL FILTRERING	71
6.2.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	71
6.2.2	<i>Anvendelse og placering</i>	73
6.2.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	74
6.2.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	75
6.2.5	<i>Økonomi</i>	76
6.2.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	77
6.3	UV-TEKNOLOGI	77
6.3.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	77
6.3.2	<i>Anvendelse og placering</i>	80
6.3.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	81
6.3.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	81
6.3.5	<i>Økonomi</i>	82
6.3.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	82
6.4	OZONTEKNOLOGI	82
6.4.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	82
6.4.2	<i>Anvendelse og placering</i>	85
6.4.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	86
6.4.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	86
6.4.5	<i>Økonomi</i>	88
6.4.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	89
6.5	MEMBRANFILTRERING	89
6.5.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	89
6.5.2	<i>Anvendelse og placering</i>	92
6.5.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	93
6.5.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	94
6.5.5	<i>Økonomi</i>	95
6.5.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	95
6.6	STRIPNING	96
6.6.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	96
6.6.2	<i>Anvendelse og placering</i>	97
6.6.3	<i>Designparametre og effektivitet</i>	98
6.6.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	98
6.6.5	<i>Økonomi</i>	99
6.6.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	99
6.7	AVANCEREDE OXIDATIONS PROCESSER	99
6.7.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	99
6.7.2	<i>Anvendelse og placering</i>	101
6.7.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	101
6.7.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	102
6.7.5	<i>Økonomi</i>	102
6.7.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	103
6.8	ELEKTROKEMISK OXIDATION	103
6.8.1	<i>Teknologibeskrivelse og virkemåde</i>	103
6.8.2	<i>Anvendelse og placering</i>	105
6.8.3	<i>Designparametre og rensningseffektivitet</i>	106

6.8.4	<i>Erfaringsniveau og teknologistade</i>	107
6.8.5	<i>Økonomi</i>	108
6.8.6	<i>Diskussion og anbefaling</i>	108
6.9	KONKLUSION	108
7	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	110
	REFERENCER	113

Forord

En projektgruppe har for Miljøstyrelsen vurderet mulighederne for at mindske komfort- og sundhedsmæssige gener for publikum og personale forårsaget af anvendelsen af klor som desinfektant i danske, offentlige svømmebade. Vurderingen er baseret på videnindsamling fra nationale og internationale kilder og har ikke inkluderet etablering af ny viden baseret på forsøgsarbejde. Projektet er gennemført i perioden april 2004 til april 2005.

Projektet har fået titlen: “Alternativer til klor som desinfektionsmiddel i offentlige svømmebade”.

Projektet er gennemført med DHI - Institut for Vand og Miljø som projektleder, og projektgruppen har bestået af:

Gert Holm Kristensen, DHI - Institut for Vand og Miljø (Projektleder)
Morten Møller Klausen, DHI - Institut for Vand og Miljø
Erik Arvin, Miljø & Ressourcer, DTU
Hans Jørgen Albrechtsen, Miljø & Ressourcer, DTU
Ole Bisted, Teknologisk Institut
Bjørn Malmgren Hansen, Teknologisk Institut
Ejner Frederiksen, Ejcan ApS
Poul Kaas, Scan Research ApS

Der har for projektet været nedsat følgende følgegruppe:

Miljøstyrelsen, v/Linda Bagge (formand)
Sundhedsstyrelsen, v/Henrik Kirkeby Eli for Sønderjyllands Amt
Kommunernes Landsforening, v/Camilla Nordal Busk
Amtsrådsforeningen, v/Jan Halaburt, Københavns Amt
Københavns Kommune, Miljøkontrollen, v/Reza Hosainzadeh
Dansk Svømmebadsteknisk Forening, v/Jan Knudsen
Halinspektørforeningen, v/Karl-Åge Søtoft
Danske Fysioterapeuter, Faggruppen for Bassinterapi, v/Anne Downey
Dansk Svømmeunion, v/Pia Holmen
Lalandia, v/Palle Johansson
Rambøll, v/Henning Hammerich
Cowi A/S
AQUA SYSTEM A/S, v/Ole Valbak
Scan Research ApS, v/Poul Kaas
Jysk Svømmebadsteknik, v/Birger Nørholm Jacobsen
Wendt & Sørensen A/S, v/Peter Knudsen

Sammenfatning

Med baggrund i den stærke vækst inden for den rekreative industri er det forventeligt, at svømmebade og badelande mv. vil opleve dels en øget belastning med badende og dels skærpede krav fra badende til dokumentation og sikring af en tilfredsstillende vandkvalitet, så de badende trygt kan benytte faciliteterne.

Klor har historisk set altid været det foretrukne desinfektionsmiddel med henblik på sikring af den hygiejniske vandkvalitet i svømmebade. Klor har den fordel, at det er effektivt mod en lang række mikroorganismer, det reagerer hurtigt, og det fastholder ved tilstrækkelig dosering en blivende desinfektionseffekt i vandet.

Ved tilsætning af frit klor til svømmebadsvand dannes imidlertid et stort spektrum af uønskede klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP) ved klors reaktion dels med de forurenninger, som afgives fra de badende og dels de stoffer, der afgives fra materialer i kontakt med bassin vandet. Arten og især mængden af disse forurenende stoffer er dårligt kendt. De mest kendte desinfektionsbiprodukter er kloraminer, trihalomethaner (THM), halogenerede eddikesyrer (HAA) og haloacetonitriler (HAN). En lang række af andre klorerede organiske stoffer vides at dannes, men disse er ikke eller kun sparsomt identificeret.

Forekomsten af sådanne klordesinfektionsbiprodukter – med fokus på de flygtige forbindelser – udgør såvel komfortmæssigt som sundhedsmæssigt et potentielt problem for såvel badende som personale.

Svømmebadsvand er et meget komplekst system, hvor vandkvaliteten i bassinet bestemmes af belastningen, processerne i bassinet og vandbehandlingssystemet. Mange sammenhænge er mangelfuldt belyst, men et fast holdepunkt synes at være, at dannelsen af de uønskede biprodukter mindskes ved lavere indhold af klor.

Med udgangspunkt i klors kemi i vandige systemer kan det påvises, at der kan opretholdes en uændret desinfektionseffektivitet med lavere indhold af frit klor ved at sænke pH i forhold til det i dag benyttede pH-interval i danske svømmebade. En sådan fremgangsmåde praktiseres i en række europæiske lande uden problemer med den mikrobiologiske vandkvalitet. Det virker derfor oplagt at indføre tilsvarende praksis i Danmark. En forventelig følgeeffekt vil være en reduktion i indholdet af desinfektionsbiprodukter og dermed en reduktion i de komfortmæssige og sundhedsmæssige gener, som anvendelsen af klor genererer. Et reduceret klorindhold vil stille større krav til styring af klorindholdet og bassinhydraulikken for at undgå perioder eller områder med for lavt klorindhold med reduceret desinfektionseffekt. Det vil derfor være nødvendigt at være opmærksom på dette forhold ved eventuel omlægning til et lavere klorindhold i danske svømmebade.

Traditionelt kontrolleres den kemiske vandkvalitet i svømmebade ved online-måling af koncentrationen af frit klor, pH og temperatur. I nogle få tilfælde måles tillige redox, og der registreres bundet klor. Endvidere måles der to

gange årligt for THM som indikator for indholdet af organiske desinfektionsbiprodukter.

Det bør overvejes, om der eventuelt kan fås et yderligere forbedret billede af indholdet af organiske DBP'er ved at supplere THM-målingerne med målinger af AOX, der udtrykker summen af adsorberbare klorerede organiske forbindelser, hvilket i praksis i svømmebadsvand svarer til det totale indhold af klorerede organiske stoffer.

Forskning i DBP-dannelse i svømmebade har ført til en større forståelse for processerne bag de mest betydende parametre for dannelsen af DBP. Med baggrund i denne viden er det muligt at udpege en række nye parametre, der med en relativ begrænset indsats vil kunne anvendes til at få et væsentligt bedre billede af den fysisk-kemiske vandkvalitet og til at styre renseprocesserne i vandbehandlingsanlægget. Et eksempel herpå er måling af turbiditet, som giver et billede af belastningen med partikler, herunder mikroorganismer. Et andet eksempel er måling af NVOC, der er ikke flygtigt organisk kulstof. Ved brug af Membran Inlet Masse Spektrometri (MIMS) kan man online måle både badevandets og halluftens indhold af specifikke THM'er, og muligvis også – ved tilpasning/udvikling – en række af de mange andre DBP'er.

I svømmebassiner afgiver de badende mere eller mindre konstant mikroorganismer, enten fordi de badende ikke er vasket tilstrækkeligt, før de går i bassinet, eller fordi de utilsigtet defækerer (såkaldte fækale uheld) eller urinerer i svømmebassinet. Desuden kan de badende afgive spyt og slim, fx fra næse og svælg.

Ved en sådan afgivelse af mikroorganismer er der risiko for, at andre badende bliver smittet og bliver syge, hvis der er tale om patogener/sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Smittevejen fra en person til en anden person via vandet kan således være meget kort i tid og afstand, og for at reducere smitemulighederne ledes en delstrøm af vandet løbende til rensning. Vandet har imidlertid en vis opholdstid i bassinet, og det er derfor nødvendigt med et desinfektionsmiddel i vandet for at hindre smitteoverførsel mellem personer i bassinet.

De i almindelighed opstillede krav til desinfektanter i svømmebade er meget bredt og upræcist formuleret og er derfor ikke særlig operationelle ved vurderingen af nye og alternative desinfektionsmidler. Ved gennemgang af en række alternative desinfektionsmidler er der ikke fundet alternativer, som umiddelbart vil kunne finde bred anvendelse med samme effektivitet som klor.

Et mere differentieret syn på risikoscenarier for forskellige bassinanvendelser kan dog åbne for anvendelse af andre desinfektanter – eksempelvis brintperoxid og jod – såfremt andre risikoscenarier end den meget hurtige desinfektion, som er klors styrke, prioriteres højere. Test af nye desinfektanter bør i givet fald foretages under kontrollerede forhold mod referencedata for klors effekt over for udvalgte mikroorganismer.

Et måleprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler og teknologier bør således omfatte:

- Indikatororganismer for fækal forurening (fx *E. coli*). Selv om *E. coli* er meget følsom for kloring, og derfor inaktiveres meget hurtigere end mange

andre organismer, vil deres eventuelle tilstedeværelse påvise en fækal belastning, og dermed at desinfektionen ikke er tilstrækkelig. Fravær af *E. coli* beviser derimod ikke i sig selv, at desinfektionen er tilstrækkelig

- Velkarakteriserede organismer, med moderat følsomhed for den afprøvede teknologi – fx *Pseudomonas aeruginosa* eller *Staphylococcus aureus* – for at give et konsistent sammenligningsgrundlag mellem forskellige desinfektionsmetoder
- Den generelle mikrobielle population (fx kimtal 37), som vil afspejle et bredt spektrum af organismer og dermed desinfektionens generelle effektivitet. En markant stigning vil indikere svigt af desinfektionen
- Organismer, der er særligt relevante for den specifikke desinfektionsmetode eller svømmebadets anvendelse, fx *Legionella* i forbindelse med varmtvandsbassiner eller aerosoldannelse, fx ved spa-bade
- Problemorganismer, som er særligt resistente mod en given ny desinfektionsmetode, fx er *Cryptosporidium* særligt resistent mod kloring
- Reelt forekommende organismer, som udgør en væsentlig smitterisiko
- Modelorganismer, fx for virus (eksempelvis colifager)

Generelt anbefales det, at der gennemføres en risikovurdering af de reelt forekommende mikroorganismer i bassinvand, og at denne risikovurdering gennemføres i forhold til den specifikke anvendelse af bassinet (elitetræning, babysvømning, leg, svømmetræning osv.).

Der er et markant behov for udvikling af nye mikrobiologiske analysemetoder med kortere svartider, så de kan benyttes i styringen af svømmebadets drift, og metoder til kvantitativ måling af en række organismer, som kun i begrænset omfang kan måles i dag, fx vira.

Ved sammenligning af de procedurer og krav, der anvendes ved regulering af såvel den mikrobiologiske som den kemiske vandkvalitet i svømmebade i de centraleuropæiske lande, er den sammenfattende konklusion, at der er store forskelle i de anvendte procedurer. Nogle lande bruger generelt accepterede tekniske normer, nogle officielt anbefalede guidelines, mens andre har regler (love/bekendtgørelser), der er defineret af lokale myndigheder.

Med hensyn til den mikrobiologiske vandkvalitet synes der at være relativt ensartede krav til de generelt accepterede mikrobiologiske parametre: total kim 37°C, coliforme bakterier og *Pseudomonas aeruginosa*, mens der for andre mikroorganismer eksempelvis *Legionella* og Staphylococcer ikke eksisterer nogen ensartet regulering.

I alle lande skal bassinvandet desinficeres med klor, om end det tilladte indhold af klor varierer meget fra land til land. Eksempelvis skal indholdet i Tyskland ligge mellem 0,3-0,6 mg/l, mens det i England og Danmark skal ligge mellem 1-3 mg/l. Ligeledes ses der for det bundne klor store forskelle i anvendte krav med de laveste i Tyskland på $\leq 0,2$ mg/l og de højeste i England og Holland på ≤ 1 mg/l. Indholdet af THM reguleres umiddelbart kun i Tyskland, Danmark og Schweiz med tilladte værdier mellem 20-50 µg/l. Kravene til pH varierer også en del – dækkende intervallet 6,5-8,3.

Med baggrund i undersøgelsens resultater vurderes det umiddelbare fremtidsscenarie i danske svømmebade således at kunne være en fortsat anvendelse af klor med en reduktion af DBP-produktionen opnået gennem en reduktion i klorindholdet. En fastholdt desinfektionseffektivitet opnås gennem en kombination af en sænkning af pH-værdien til intervallet 6,5-7,0 og et

indhold af frit klor på eksempelvis 0,3-0,6 mg/l. I begge tilfælde er der tale om intervaller af pH og frit klor, der ligger uden for de områder, som de nuværende regler giver mulighed for.

En forbedret vandkvalitet med reduceret DBP-indhold i bassinvandet kan derudover ske ved optimeret drift af den eksisterende vandbehandlingsteknologi samt ved anvendelse af supplerende teknologi i svømmebadets vandkredsløb. Der findes en række relevante teknologier, der er på et acceptabelt erfaringsniveau til implementering, og som kan bidrage til at sænke DBP-indholdet enten gennem direkte fjernelse af de uønskede DBP'er eller gennem fjernelse af de forløbere (precursors), der er en forudsætning for dannelsen af DBP'erne.

Generelt gælder, at de aktuelle teknologier ikke er særlig velbelyste i svømmebadssammenhæng, og der er behov for forsøgsarbejde med henblik på etablering af kvalificeret dokumentation for at sikre korrekt design og maksimalt udbytte af investeringen i ny vandbehandlingsteknologi samt vurdering af økonomien.

Ud over at bidrage til nedbringelse af niveauet for DBP i bassinvandet vil en række teknologier kunne bidrage til at støtte desinfektionen og bl.a. sikre desinfektion af klorresistente patogener.

Der er i dag ikke tradition/regler for, at danske svømmebade løbende kontrollerer funktionen af installeret teknologi til vandbehandling. Dette er imidlertid praksis i for eksempel Tyskland, og det vurderes, at løbende prøvetagning til dokumentation af teknologiers effektivitet vil kunne give et værdifuldt bidrag til forbedret vandkvalitet i bassiner dels direkte gennem optimering af dårligt fungerende teknologi og dels indirekte gennem fremskaffelsen af forbedret viden om teknologiers funktion og optimeringsmuligheder.

En indførelse af monitoringsprogrammer til belysning af funktionen af de i dag installerede vandbehandlingsanlæg på danske offentlige svømmebade vurderes således at kunne bidrage til en forbedret vandkvalitet. Med henblik på identifikation af optimeringsmuligheder for den allerede installerede teknologi – primært sandfiltre og aktive kulfiltre – anbefales det at gennemføre veldokumenterede afprøvninger af relevante optimeringsscenarier.

Summary

The recreation industry is growing rapidly and it is expected that swimming pools and water theme parks, etc. are going to experience increased pressure from the bathers and more stringent demands from the users as regards documentation and ensuring satisfactory water quality so that bathers can be confident regarding the cleanliness of the facilities.

Historically, chlorine has always been the preferred disinfectant for protection of the hygienic water quality in swimming pools. Chlorine has the advantage of being effective against a considerable number of microorganisms. Chlorine reacts quickly and when dosed sufficiently it secures a lasting disinfection effect in the water.

When adding free chlorine to swimming pool water, however, a very large number of unwanted chlorinated disinfection by-products (DBP) are formed during chlorine's reaction with the contamination deriving from the bathers, and from substances leaching from materials in contact with the pool water. The nature and especially the amounts of these contaminated substances are hardly known. The best known disinfection by-products are chloramines, trihalomethane (THM), halogen acetic acid (HAA) and haloacetonitriles (HAN). A considerable number of other chlorinated organic substances are known to be formed, but these are never, or only rarely identified. The existence of such chlorine disinfected by-products is a potential problem for the both bathers and pool staff with regard to convenience as well as to health.

Swimming pool water is a very complex system, where the water quality in the pool is determined by the load, the processes in the pool and the water treatment system.

Many chemical interrelationships have not been adequately investigated, but one fixed point seems to be the fact that the development of unwanted by-products is reduced with lower content of chlorine.

Based on the chemistry of chlorine in aqueous systems, it can be shown that unchanged disinfection efficiency can be maintained with lower content of free chlorine by lowering pH compared to the current pH interval applied in Danish swimming pools. This practice is applied in a number of European countries without having problems with the microbiological water quality. Thus, it seems obvious to suggest a similar practice in Denmark. A most likely companion effect will be the reduction of the content of disinfected by-products and thereby a reduction in chlorine problems both with regard to convenience as well as to health. A reduced content of chlorine demands strict control of the chlorine content and the hydraulics in swimming pools to avoid periods or areas with too low chlorine content causing reduced disinfection effect. Therefore, it is necessary to be aware of this situation at any change to lower chloride content in Danish swimming pools.

Traditionally, the chemical water quality in swimming pools is controlled by using online measurements of the concentration of free chlorine, pH and

temperature. Furthermore, THM is measured twice a year as an indicator of the content of organic disinfection by-products.

It ought to be considered whether a better picture of the content of organic DBP could be achieved by supplementing the THM measurements with measurements of AOX that express the sum of the adsorbable chlorinated organic compounds, which in swimming pool water practically corresponds to the total content of chlorinated organic compounds.

Research into the development of DBP in swimming pools has led to much more understanding of the processes behind the most significant parameters governing DBP formation. Based on this knowledge it is possible to point out a number of new parameters, which with a limited effort could be used in order to obtain a considerably better picture of the physical-chemical water quality as well as to control the treatment processes in the water treatment plant. One example is measurement of turbidity, which gives a picture of the impacts from particles, including microorganisms. Another example is measurement of NVOC using Membrane Inlet Mass Spectrometry (MIMS). MIMS makes it possible to measure (online) the content of specific THMs both with regard to the pool water and the air in the swimming baths, and possibly also – by adaptation/development – a number of other DBPs.

In swimming pools the bathers more or less constantly affect the pool quality with microorganisms – either due to insufficient cleaning before entering the pool or because they accidentally defecate (faecal incidents) or urinate in the pool. Furthermore, the bathers can affect the pool quality with saliva or slime, e.g. from nose or throat.

This contamination of the pool water poses a risk of infecting other bathers if the microorganisms are pathogens. The route of contamination from one bather to another bather through the pool water may thus be very short in time and distance. To reduce the risk of infection, the pool water is continuously recycled through a water treatment facility. However, due to the retention time of the pool water it is necessary to add a disinfectant to the pool water in order to avoid cross infection between bathers.

The generally applied demands for disinfectants in swimming pools are very broad and inaccurate and they are, therefore, difficult to make use of in the evaluation of new and alternative disinfectants. Based on the evaluation of a number of alternative disinfectants no alternatives have been identified, which could work with the same effectiveness as chlorine.

However, a more differentiated view of the risk scenario for various pool applications can open the way for application of other disinfectants, if other risk scenarios than the very fast disinfection ensured by chlorine are given higher priority. If this is the case, testing new disinfectants should be made under controlled conditions using reference data for chlorine's effect on selected microorganisms.

A monitoring programme related to testing new disinfectants and technologies should encompass:

- Indicator organisms for faecal contamination (e.g. *E. coli*). Even though *E. coli* is highly sensitive to chlorine and is inactivated much faster than many other organisms, the presence of *E. coli* will show a faecal contamination

with insufficient disinfection. With no *E. coli* present, however, there is no proof that the disinfection is sufficiently effective.

- Well characterised organisms with moderate sensitivity to the tested disinfectant or technology – e.g. *Pseudomonas aeruginosa* or *Staphylococcus aureus* – to give a consistent basis for comparison between different disinfection methods.
- The general microbial population (e.g. total count 37°C) that will reflect a broad spectrum of organisms and, thus, the general efficiency of the disinfection. A distinct increase will indicate a loss in disinfection.
- Organisms that are especially relevant to the disinfection method in question or to the application of the pool, e.g. *Legionella* in relation to warm water pools or aerosol formation, e.g. from spa pools.
- Problem organisms which are especially resistant towards a disinfection method in question; e.g. *Cryptosporidium* which is resistant to chlorine.
- Pathogens actually present that pose a real infection threat.
- Model organisms, e.g. to virus.

In general it is recommended to prepare a risk assessment of the microorganisms actually present in pool water. The risk assessment should be undertaken taking into account the specific application of the pool (elitist swimmers, baby swimming, play pool, swimming education, etc).

There is an urgent need for development of new microbiological analytical methods with faster response time allowing for an application in the operation of swimming pools, and methods for quantitative detection of a number of microorganisms, which are only rarely measured today, e.g. vira.

In comparison with the procedures and standards applied to control the microbiological as well as the chemical water quality in swimming pools in Central European countries, the conclusion is that there are very big differences in the procedures applied. Some countries apply generally accepted technical standards, some apply officially recommended guidelines, and others have regulations defined by the local authorities.

With regard to the microbiological water quality there seems to be relatively good agreement on the generally accepted microbiological parameters: total count 37°C, coliform bacteria, and *Pseudomonas aeruginosa*. For other microorganisms like *Legionella* and *Staphylococcus* no uniformity exists in the regulation.

In all countries chlorine is the disinfectant, while the accepted level of chlorine varies significantly from country to country. In Germany the chlorine concentration is maintained in the range 0.3-0.6 mg/l, while in England and Denmark the range is 1-3 mg/l. Also the accepted level for bound chlorine varies considerably with the lowest values in Germany – less than 0.2 mg/l – and the highest values in England and Holland – less than 1 mg/l. The level of THM is regulated only in Germany, Denmark and Switzerland with acceptable concentrations in the range 20-50 µg/l. Also the standards for pH vary significantly, covering the range 6.5-8.3.

From the investigation, the immediate perspective in Danish swimming pools is a continued use of chlorine as disinfectant with an improved control of DBP-production induced by a decrease in the free chlorine concentration. Efficient disinfection is ensured by a combined reduction of pH to the interval 6.5-7.0 and a chlorine content of e.g. 0.3-0.6 mg/l. For both parameters the mentioned ranges lie outside the existing regulations.

Further, an improved water quality with reduced DBP-content can be achieved by using supplementary technology in the recycled water loop of the swimming pool. A number of relevant technologies are available, which are on an acceptable level of experience for implementing and which can contribute to lower the DBP-content either by direct removal of the unwanted DBPs or by removal of those precursors that are the prerequisite for the development of the DBPs. In general the actual technologies are not very well described in relation to swimming pools, and there is a need for experimental work in preparation for establishing qualified documentation to secure accurate design and to get maximal benefit from investment in new water treatment technology – including estimation of the economics.

Besides the contribution to cut down the level of DBP in swimming pool water, a number of technologies might contribute to the support of the disinfection and among other things secure disinfection of chlorine-resistant pathogens.

For the time being there is no tradition/regulation that Danish swimming pools should continuously monitor the performance of the technology installed for water treatment. This is, however, practice in for example Germany, and it is assumed that routine sampling and analyses for documentation of technologies' effectiveness could give valuable contributions to improved water quality in pools both directly by optimising poorly performing technology and indirectly by providing improved knowledge about technologies' function including possibilities for optimisation.

Implementation of monitoring programmes for routine performance checks of the current technology installed at Danish swimming pools is very likely to contribute to improved pool water quality. With an aim towards identification of possibilities for optimisation of the current technology installed at Danish swimming pools – mainly sand filters and activated carbon filters – it is recommended to undertake well documented tests of relevant optimisation scenarios.

1 Indledning

1.1 BAGGRUND OG FORMÅL

Den rekreative industri, der omfatter badelande, svømmehaller og andre svømmebadsanlæg, har igennem flere år været i stærk vækst. Denne udvikling forventes at fortsætte i takt med den øgede fritid og den øgede velstand i veludviklede, industrialiserede samfund. På den baggrund er det forventeligt, at det enkelte svømmebad vil opleve en øget belastning med badende og dermed skærpede krav til dokumentation og sikring af en tilfredsstillende vandkvalitet, så de badende trygt kan benytte faciliteterne.

I mere end 100 år har klor været det foretrukne desinfektionsmiddel med henblik på sikring af den hygiejniske vandkvalitet i svømmebade. Klor har den fordel, at det er effektivt mod en lang række mikroorganismer, det reagerer hurtigt, og det fastholder en blivende desinfektionseffekt i vandet, så længe indholdet af aktiv klor er tilstrækkeligt til at sikre en momentan desinfektion af mikroorganismer afgivet til bassinet.

Imidlertid reagerer klor ikke selektivt mod mikroorganismer, og det er velkendt, at klor ved reaktion med såvel organiske som uorganiske stoffer udskilt fra de badende (sved, spyt, urin og hudrester) danner en række klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP). De mest velkendte DBP'er er kloraminer også kendt som bundet klor (monokloramin, dikloramin, trikloramin og organiske kloraminer) samt klorerede organiske forbindelser herunder specielt trihalomethaner (THM). Andre klorerede DBP'er, der er fundet i svømmebadsvand, er mono-, di- og trikloreddikesyre, klorat og bromat (Stottmeister & Naglitsch, 1996; Erdinger *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 1998; WHO, August 2000). De fleste af ovennævnte DBP'er er alle i en vis udstrækning flygtige og vil derfor være til stede i både bassin vandet og den omgivende luft – især i de første centimeter over vandoverfladen (Aggazzotti *et al.*, 1995; WHO, August 2000).

Disse desinfektionsbiprodukter har gennem årene været i stigende fokus på grund af deres mulige sundhedsskadelige virkninger. Sundhedsskadelige virkninger er således veldokumenteret i forhold til indtag af DBP'er via kloreret drikkevand (WHO, November 2004a). Imidlertid er det kun indenfor de sidste 10 år, at der har været gennemført målrettet forskning for at belyse sammenhængen mellem indholdet af DBP'er i svømmebade og mulige sundhedsskadelige virkninger. Denne forskning kan overordnet inddeles i to forskellige grupper:

1. Forskning rettet mod at finde sammenhænge mellem koncentrationer af DBP'er i svømmebadsvandet og luften og forskellige eksponeringsveje samt graden af optag i kroppen
2. Forskning rettet mod at finde sammenhænge mellem deltagelse i svømmebadsrelaterede aktiviteter og faktiske sygdomssymptomer

I svømmebade er der grundlæggende tre eksponeringsveje, hvorved DBP'er kan optages i kroppen: inhalering af luft, optagelse gennem huden og direkte indtagelse af bassinvand. I modsætning til drikkevand er de vigtigste eksponeringsveje i svømmebade gennem huden og via inhalering (Lévesque *et al.*, 1994; Aggazzotti *et al.*, 1995). Endvidere er det vist, at optaget af trihalomethan (THM) stiger med varigheden og intensiteten af den fysiske aktivitet, hvilket øger risikoen for elitesvømmere, som det også konkluderes i et nyligt gennemført projekt (Miljøstyrelsen, 2006a). Se også WHO (December 2004b).

Betydningen af de to eksponeringsveje varierer også med bassintypen, idet øget temperatur i fx spa-bade øger den relative betydning af THM-optag via huden (Gordon *et al.*, 1998; Corley *et al.*, 2000). Med hensyn til optaget via inhalering er der fundet at være en sammenhæng mellem koncentrationen af THM i halluft og THM i lungeluft hos ansatte i svømmehallen (Fantuzzi *et al.*, 2001), hvilket viser, at også ud fra et arbejdsmiljømæssigt synspunkt er der en potentiel sundhedsrisiko forbundet med klorerede DBP'er i bassinvandet og luften.

I epidemiologiske studier er der fundet en øget risiko for udvikling af astma blandt elitesvømmere. I en undersøgelse med fire unge elitesvømmere blev der konstateret en gradvis udvikling af træningsrelateret astma gennem mange års træning. Alle fire svømmere kunne konstatere en forværring af symptomerne, når luften var varm, og når bassinet havde en kraftig lugt af klor (kloraminer). Samtidig kunne de fire svømmere konstatere, at når de trænede i udendørsbassiner, eller når de dyrkede andre former for sport, var deres symptomer væsentligt mindre (Fjellbirkeland *et al.*, 1995).

I et andet studie kunne det konstateres, at regelmæssig brug af svømmebade blandt almindelige skolebørn kunne øge risikoen for permanent lungeskade og astma (Bernard *et al.*, 2003). I dette studie var der samtidig indikationer af en sammenhæng mellem den øgede risiko for lungeskade og den øgede eksponering til klorerede DBP'er.

Deltagelse i babysvømning er også fundet at være relateret til øget risiko for at få gentagne infektioner i luftvejene. Således fandt Nystad *et al.* (2003), at antallet af børn med gentagne infektioner i luftvejene var højere for børn, der havde deltaget i babysvømning, end for børn der ikke havde deltaget i babysvømning.

Også hos livreddere i svømmehaller er der konstateret en øget risiko for udvikling af irriterede øjne samt næse- og svælgirritationer såvel som astma (Massin *et al.*, 1998; Thickett *et al.*, 2002).

Sammenfattende kan det således konstateres, at der i litteraturen foreligger stærke indikationer af, at hyppig og gentagen eksponering med klorerede DBP'er i svømmebade kan føre til kroniske luftvejssygdomme og astmalignende symptomer hos såvel badende som ansatte. Specielt for de velkendte DBP'er som kloraminerne og THM ligger der veldokumenterede studier af sammenhængen mellem koncentrationerne i vand og luft og graden af optag i kroppen.

På ovenstående baggrund har det således været formålet med dette projekt - via et omfattende litteraturstudie at undersøge, om det er muligt at:

- anvende alternative desinfektionsmidler, der kan erstatte klor eller reducere brugen af klor således, at de potentielle sundhedsrisici forbundet med klorerede DBP'er elimineres
- identificere supplerende renseteknologier, der vil kunne indsættes i det eksisterende vandbehandlingskredsløb og bidrage til en reduktion i klorforbruget og deraf følgende reduktion i tilstedeværelsen af uønskede klorerede desinfektionsbiprodukter

1.2 RAPPORTENS INDHOLD

Rapportens kapitel 2 indeholder en oversigt over de svømmebadsspecifikke begreber og definitioner, der opereres med i rapporten.

I rapportens kapitel 3 gives en oversigt over relevante vandkvalitetsparametre i offentlige svømmebade. Kapitel 3.1 omhandler de fysisk/kemiske vandkvalitetsparametre, mens kapitel 3.2 omhandler de mikrobiologiske vandkvalitetsparametre.

I kapitel 4 gives en sammenlignende oversigt over europæiske kravværdier for kemiske og mikrobiologiske vandkvalitetsparametre i offentlige svømmebade. Herudover er foretaget en specifik sammenligning mellem den danske kontrol af vandkvaliteten og den tyske norm DIN 19643.

Kapitel 5 giver en oversigt over mulige kemiske alternativer til klor som desinfektionsmiddel. Kapitlet omhandler kemiske alternativer med blivende desinfektionseffekt, der eventuelt vil kunne fungere som egentlige alternativer til klor.

I kapitel 6 er givet en oversigt over teknologier til behandling af svømmebadsvand. Kapitlet omhandler dels teknologier der i dag er standard i danske svømmebade, og dels teknologier der er mindre udbredt, og som vurderes at kunne bidrage til en forbedret kemisk og/eller mikrobiologisk vandkvalitet. For hver teknologi er givet en beskrivelse af teknologien og dens placering i vandkredsløbet, en beskrivelse af virkemåden samt en belysning af, hvilket stade den praktiske erfaring med anvendelse af teknologien på svømmebadsvand har nået i dag.

2 Svømmebade

Formålet med dette kapitel er – med baggrund i en beskrivelse af vandbehandlingen i et svømmebadsanlæg – at introducere de definitioner og begreber, der anvendes indenfor svømmebadsteknikken, og som de øvrige kapitler i denne rapport i videst mulig udstrækning vil benytte sig af. Dette gøres for at sikre en ensartet terminologi igennem hele rapporten. De anvendte definitioner og begreber baseres primært på den danske norm for svømmebadsanlæg (DS 477, 1996).

2.1 VANDBEHANDLING I SVØMMEBADSANLÆG

Benævnelsen svømmebadsanlæg dækker over en række forskellige bassintyper, der alle skal være forsynet med et recirkuleret vandkredsløb med indbygget vandbehandlingsanlæg for at leve op til de vandkvalitetskrav, der er fastsat i den eksisterende bekendtgørelse om vandkvalitet i svømmebade (Miljøministeriet, 1988).

De forskellige bassintyper dimensioneres alle på baggrund af en fastsat *anlægskapacitet* og *bassinkapacitet*. Anlægskapaciteten angiver således det maksimale antal personer, der samtidigt må benytte anlægget, mens bassinkapaciteten angiver det maksimale antal personer, der samtidigt må opholde sig i det enkelte bassin. Bassinkapaciteten er afhængig af en række faktorer som eksempelvis befolkningsunderlag, forventede besøgstal, bassintype samt erfaringstal for, hvorledes brugerne er fordelt mellem svømmebadsanlæggets forskellige faciliteter. I DS 477 (1996) er der for de forskellige bassintyper angivet følgende vejledende parametre for fastlæggelse af bassinkapaciteten (tabel 2.1.1).

TABEL 2.1.1
Erfaringstal til fastlæggelse af bassinkapaciteten (DS 477, 1996).

Bassintype	Bassindybde	Vandareal, m ² pr. person
Springbassin	≥ 3,4	4,5
Svømmebassin	≥ 1,5	4,5
Sportsbassin	≥ 1,8	4,5
Undervisningsbassin	< 1,5	2,5
Terapi- /behandlingsbassin	< 1,5	6,0
Varmtvandsbassin	< 1,5	2,5-4,5
Morskabsbassin	< 1,5	2,5-4,5
Bølgebassin	< 2,0	2,5-4,5
Babybassin	< 1,5	2,5
Soppe-/plaskebassin	< 0,5	1,0

Bassinkapaciteten indgår i fastlæggelsen af den *recirkulerede vandstrøm* og dermed i fastlæggelsen af kapaciteten af vandbehandlingsanlægget, idet recirkuleringsflowet beregnes som:

$$Q[m^3/h] = \frac{A}{a \cdot n \cdot b}$$

Hvor:

A er bassinarealet[m²]; a er krav til vandareal pr. person [m²/pers.]; n er gennemsnitlig bassinbrugstid for én badegæst [h] (Normalt 1 time); b er maksimal personbelastning pr. m³ behandlet cirkulerende vand (Normalt 0,5 pers/m³).

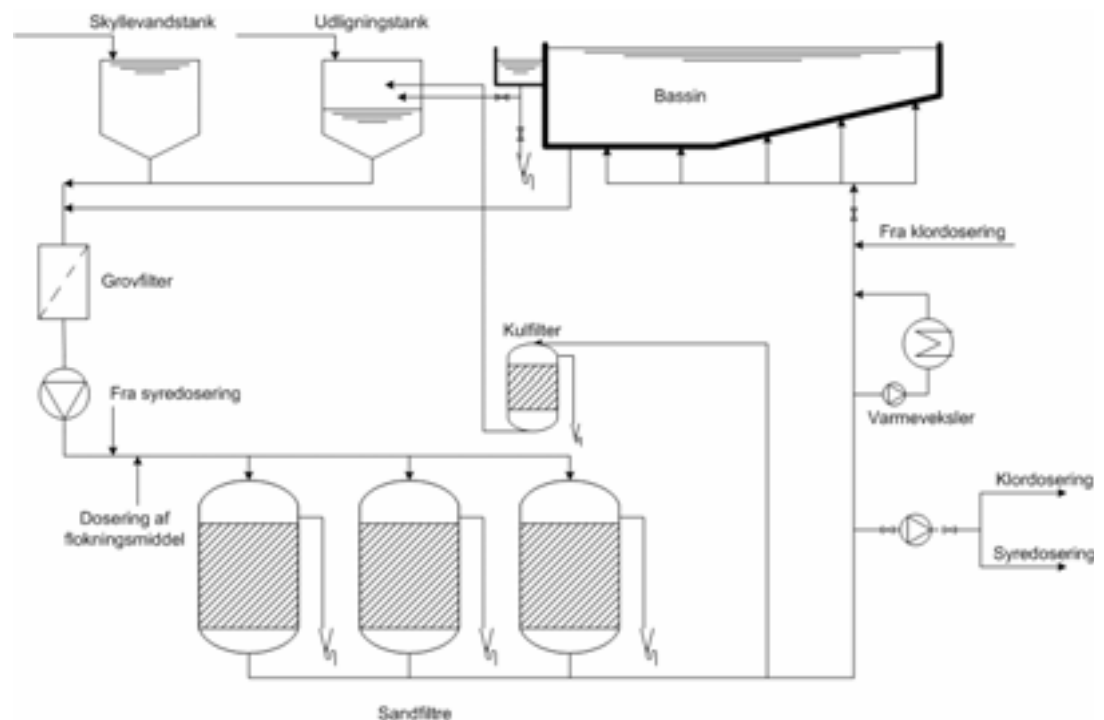
Størrelsen af den recirkulerede vandstrøm skal desuden tage hensyn til de i bekendtgørelsen (Miljøministeriet, 1988) fastsatte krav til *omsætningstid*, der angiver den maksimale tid, som det må tage at cirkulere og behandle den samlede vandmængde i bassinet. Kravene til omsætningstider for de forskellige bassintyper fremgår af tabel 2.1.2.

TABEL 2.1.2
Maksimal omsætningstid for forskellige bassintyper (Miljøministeriet, 1988).

Bassintype	Vanddybde (meter)	Maksimal omsætningstid (timer)
Svømme-, spring- og sportsbassiner	≥ 1,5	5
Undervisningsbassiner	< 1,5	2
Baby- og terapibassin	< 1,5	0,5
Soppebassiner	< 0,5	0,5
Spa-bade og lignende		0,1

Til ethvert svømmebadsanlæg skal der således være tilknyttet et vandbehandlingsanlæg, der under de ovenfor givne forudsætninger skal sikre en høj vandkvalitet, der som minimum altid overholder de gældende myndighedskrav.

Uafhængigt af bassintypen består vandbehandlingsanlægget til et svømmebadsanlæg stort set af de samme grundlæggende elementer og vandbehandlingsteknologier (figur 2.1.1).



FIGUR 2.1.1
Vandbehandlingssystemet i et typisk dansk svømmebadsanlæg.

Behandling af vandet foregår ved, at bassin vandet ledes til vandbehandlingsanlægget via *overløbsrender*, der er indbygget i bassin væggene. Via overløbsrenderne bortledes således også overfladesnavs. Derudover foretages der efter behov også bundsugning af bassinet for at fjerne kimholdigt bundslam. Vandet fra bundsugning ledes ved let tilsmudsning til vandbehandlingssystemet, mens det ved megen tilsmudsning afledes til det offentlige kloaknet.

Fra overløbsrenderne ledes vandet til en *udligningstank*, der skal sikre et ensartet flow af vand til vandbehandlingsanlægget uanset variationer i flowet af vand fra overløbsrenderne. I tilknytning til udligningstanken installeres ofte en separat skyllevandstank til opbevaring af skyllevand til returskylning af sandfiltrene. Fra udligningstanken (eller bundsugningen) ledes bassin vandet til et grovfilter, hvori urenheder større end ca. 1 mm tilbageholdes. Efter grovfilteret tilsættes der syre og et *flokningmiddel* med henblik på udfældning af partikler og urenheder, der efterfølgende filtreres fra i et antal parallelt drevne sandfiltre. Der installeres typisk et antal sandfiltre, som sikrer, at der filtreres med den i DS 477 fastlagte *filterhastighed* angivet i meter pr. time. Sandfiltrene returskylles med et fast tidsinterval (*filterperiode*), og for at sikre en effektiv returskylning er der i DS 477 stillet krav til en vis *skyllehastighed* angivet i meter pr. time.

Men henblik på fjernelse af kloraminer (bundet klor) er der i mange svømmebadsanlæg installeret et aktivt kulfilter til behandling af en delstrøm, der tages ud efter sandfiltrene, og som efter passage af kulfilteret ledes tilbage til udligningstanken.

En delstrøm ledes over en varmeveksler for opretholdelse af den fastsatte *bassin vandstemperatur* for den givne bassin vandstype. I DS 477 er der angivet en række vejledende værdier for vandtemperatur for forskellige bassin typer (tabel 2.1.3).

Efter varmeveksleren tilsættes bassin vandet klor i forhold til de gældende kvalitetskrav for de forskellige bassin typer og ledes herefter tilbage til bassinet.

TABEL 2.1.3
Vejledende bassin vandstemperaturer for forskellige bassin typer (DS 477, 1996).

Bassin type	Vejledende bassin vandstemperatur °C
Springbassin	24-26
Svømmebassin	24-28
Sportsbassin	24-26
Undervisningsbassin	26-30
Terapi-/behandlingsbassin	32-38
Varmtvandsbassin	32-38
Morskabsbassin	28-30
Bølgebassin	26-28
Babybassin	32-34
Soppe-/plaskebassin	28-34
Spa-bassin	36-40

Udviklingen inden for svømmebadsområdet har gjort, at den aktuelle opdeling af bassin typer ikke nødvendigvis er tidssvarende, og de inddelinger af bassin typer, der foreligger i DS 477, diskuteres derfor i en arbejdsgruppe under Dansk Svømmebadsteknisk Forening. Formålet med arbejdsgruppens arbejde er at diskutere, om det vil være relevant at foreslå nye inddelinger af

bassintyper, som er mere differentieret i forhold til den fysiske udformning og den aktuelle belastning af bassinerne. Specielt en inddeling, der er mere differentieret i forhold til belastning og temperatur, vil kunne give anledning til differentierede krav til eksempelvis indhold af frit klor, omsætningstid og bassinkapacitet.

Med baggrund i den dynamiske udvikling inden for svømmebadsområdet i de senere år er det nærliggende at pege på, at en revision af den nugældende norm kunne være relevant, og resultaterne af den omtalte arbejdsgruppes arbejde vil passende kunne indgå i en sådan eventuel revision.

3 Kemisk og mikrobiologisk vandkvalitet

3.1 KEMISKE PARAMETRE

Formålet med dette afsnit er at give en kort oversigt over vandkvaliteten i svømmebade med hensyn til de kemiske parametre samt en status for den eksisterende viden om de bassinprocesser i klordesinficerede svømmebade, der har størst betydning for dannelsen af uønskede desinfektionsbiprodukter (DBP). På baggrund heraf vil de kontrolparametre, der mest operationelt kan bruges til overvågning og styring af processerne og dermed vandkvaliteten, identificeres. Overvågning og styring af processerne er især vigtig, når man både ønsker at sikre de badendes sundhed gennem en passende koncentration af frit klor, men samtidig ønsker et minimum af uønskede desinfektionsbiprodukter.

3.1.1 Vandkvalitet i svømmebade

Vandkvaliteten i svømmebade afhænger bl.a. af arten af svømmebad, tiden på dagen (bademønstret) og det enkelte svømmebads indretning og driftsmåde. Der er i den eksisterende vejledning for svømmebade (Miljøstyrelsen, 2005) opstillet krav til vandkvaliteten i form af kvalitetskrav for indholdet af en række kemiske parametre relateret til både desinfektionsevnen af klor og indholdet af desinfektionsbiprodukter herunder specielt indholdet af bundet klor (kloraminer) og trihalomethaner (THM).

Kontrollen med vandkvaliteten i danske svømmebade er baseret på egenkontrol, og data for vandkvaliteten foreligger således i lokale driftsjournaler. Tilsynsmyndighederne udfører ikke en systematisk opsamling af vandkvalitets- og driftsdata på de offentlige danske svømmebade, hvorfor det er vanskeligt at etablere et samlet overblik over vandkvaliteten. I tabel 3.1.1 er der på baggrund af relativt få referencer gengivet variationsområdet for en række typiske kemiske måleparametre i svømmebade.

TABEL 3.1.1
Oversigt over vandkvaliteten i svømmebade.

Variabel	Svømmebad Indendørs	Varmtvands-, terapi-, babybassin indendørs	Svømmebad udendørs
pH	6,8-8,0	7,2-7,4	7,0-7,9
Klor, frit, mg/l	0,3-2,6	0,9-1,4	0,8-5,7
Redox, mV	466-612	-	-
KMnO ₄ -tal, mg/l	10-16	-	-
Klor, bundet (Kloraminer), mg/l	0,05-0,7	0,05-0,7	0,05-0,9
THM:			
Total	20-83	5-100	5-200
Kloroform, µg/l	5-80	-	-
Monobromdiklormethan, µg/l	3-12	-	-
Dibrommonoklormethan, µg/l	0,7-10	-	-
Bromoform, µg/l	< 1	-	-
HAA:			
Monokloreddikesyre, µg/l	26	-	-
Dikloreddikesyre, µg/l	23	-	-
Dikloracetonitril, µg/l	13-24	-	-

Referencer: Miljøstyrelsen (2006b), Teknologisk Institut (2003), Herning Svømmehal (2002), WHO (August 2000), Dahi & Lyngkilde (1987). Data for HAA er fra Stottmeister & Naglitsch (1996).

En del af stofferne – især THM – i vandet er flygtige og vil derfor også findes i halluften, jf. tabel 3.1.2. For THM betyder det, at eksponeringen af THM i danske bade er 160 gange større via halluften end via bassinvandet (Dahi & Lyngkilde, 1987). Koncentrationen i halluften bestemmes af koncentrationen af THM i bassinvandet, de badendes aktivitet (masseovergang mellem vand og luft) og af ventilationen i hallen.

Som det fremgår af tabel 3.1.1, er koncentrationen af THM i udendørsbassiner typisk højere end i indendørsbassiner. Denne observation er ligeledes rapporteret af Eichelsdörfer, 1996.

TABEL 3.1.2
Koncentration af THM'er i halluften, (Dahi & Lyngkilde, 1987).

THM-forbindelser	Koncentration, gennemsnit µg/m ³	Koncentrationsinterval µg/m ³
Kloroform	155	25-517
Monobromdiklormethan	23	6-64
Dibrommonoklormethan	8	0,7-39
Bromoform	-	< 39

3.1.2 Kilder til dannelse af desinfektionsbiprodukter (DBP)

Den væsentligste årsag til, at der i svømmehaller dannes desinfektionsbiprodukter, er, at der fra de badende overføres forureningskomponenter til bassinvandet. En ny svømmehal fyldt med friskt vand er grundlæggende set et næringsfattigt miljø med et lavt potentiale for vækst af bakterier. Når svømmehallen tages i brug, vil der fra de badende tilføres både mikroorganismer og næringsstoffer fra sved, urin, sæbestoffer, hårprodukter, mv., som ved reaktion med klor vil kunne forårsage dannelse af potentielt sundhedsskadelige desinfektionsbiprodukter (DBP).

Både typen og mængden af stof, som udskilles fra de badende, har stor betydning for typen og mængden af DBP, der dannes. Det er imidlertid overordentligt vanskeligt at opgøre den reelle belastning fra de badende, da den afhænger af mange faktorer som eksempelvis, hvor grundigt de badende vasker sig og udskyller restsæbe inden brug af svømmebadet samt graden af uriner og tilførsel af spyt og sved ved ophold i bassinet. Derudover er badebelastningen i et svømmebad ofte meget varierende over dagen, hvilket kan betyde pludselige ændringer i vandkvaliteten, som også vil påvirke DBP-dannelsen.

I litteraturen er der flere steder angivet skønnede værdier for udskilningen af stoffer fra badende. Teknologisk Institut skønner, at der pr. person udskilles følgende mængder:

- Kvælstof, reduceret, 0,6 g
- Organisk stof, opløst, 5 g
- Partikler (især organisk stof), 1,5 g
- Mikroorganismer, 10^7 - 10^8

Judd & Black (2000) skønner, at der pr. badende udskilles 200 ml sved og 50 ml urin. Judd & Black (2000) har desuden i forbindelse med forskning i DBP-dannelse i svømmehaller fremstillet en opløsning af stoffer (Body Fluid Analogue), der skal efterligne belastningen fra badende. Denne opløsning er sammensat af de primære stoffer, som er til stede i sved og urin (tabel 3.1.3).

TABEL 3.1.3
Stoffer i sved og urin, der kan danne DBP, (Judd & Black, 2000).

Stof	Koncentration i sved/urin (g/l)
NH ₄ ⁺ (Ammonium)	4,08
Urea (Urinstof)	29,6
Creatinine	3,62
Histidin	2,42
Hippursyre	3,42
Urinsyre	0,98
Citronsyre	1,24

Hovedparten af kvælstof i sved og urin er således indeholdt i urinstof, der i bassinet hydrolyserer til ammonium. Udskillelsen af organisk stof er mere kompleks, da der både vil udskilles organiske partikler og opløst organisk stof.

I sved og urin udskilles der primært opløste organiske stoffer i form af creatinine, histidin, hippursyre, urinsyre og citronsyre. Heraf indeholder både creatinine, histidin, hippursyre og urinsyre også organisk bundet kvælstof der vil kunne give anledning til dannelse af bundet klor (kloraminer).

Af andre specifikke organiske stoffer, der afgives fra badende, er diverse kosmetikprodukter, eksempelvis solcremer. Der vil endvidere forekomme specifikke organiske stoffer fra resterne af sæbe og hårplejeprodukter. Fra medicinerede personer vil der kunne blive afgivet specifikke pharmaceutica. Endvidere vil brug af konstruktionsmaterialer fremstillet af plast give anledning til afgivelse af diverse additiver, fx blødgøringsmidler fra plastfolier.

Viden om afgivelsen af organiske partikler og deres betydning for vandkvaliteten i svømmebade er ikke belyst i litteraturen.

3.1.3 Processer i svømmebade med betydning for DBP-dannelse

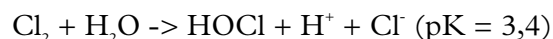
De DBP'er, der i forbindelse med vandkvaliteten i svømmebad har været størst fokus på, og som der generelt eksisterer den største viden om, er det bundne klor (kloraminerne) og trihalomethanerne (THM) herunder specielt kloroform. I de senere år er der imidlertid blevet en øget opmærksomhed omkring andre DBP'er ved klordesinfektion som eksempelvis kloreddikesyre, men viden omkring dannelsen af disse er stadig relativt begrænset. Dannelsen af desinfektionsbiprodukter i en svømmehal er afhængig af sammenspillet mellem tilførslen af forureningskomponenter fra de badende, tilførslen af klor og de processer, som klor indgår i – i bassinet – samt effektiviteten af vandbehandlingen i det recirkulerede kredsløb.

3.1.3.1 Klors kemi i vandig opløsning – effekten af pH og salt

Klorforbruget har i sig selv indflydelse på mængden af DBP, der dannes. Klorforbruget er primært afhængigt af koncentrationen af forureningskomponenter, der skal nedbrydes, og bliver dermed også afhængig af effektiviteten af vandbehandlingen.

Imidlertid er der også en række driftsvariable med betydning for klors kemi i vandig opløsning, som har betydning for DBP-dannelsen. I den gældende lovgivning er der stillet krav til et minimum indhold af frit klor – defineret som summen af koncentrationerne af HOCl og OCl⁻ – på 1 mg/l for at sikre en tilstrækkelig hygiejne. Denne minimumskoncentration er defineret for et vejledende pH-interval på 7,2-7,6 for at sikre en tilstrækkelig koncentration af den aktive desinfektant HOCl. Dette pH-interval er valgt ud fra kendskabet til pH-afhængigheden af klors ligevægte i rent vand.

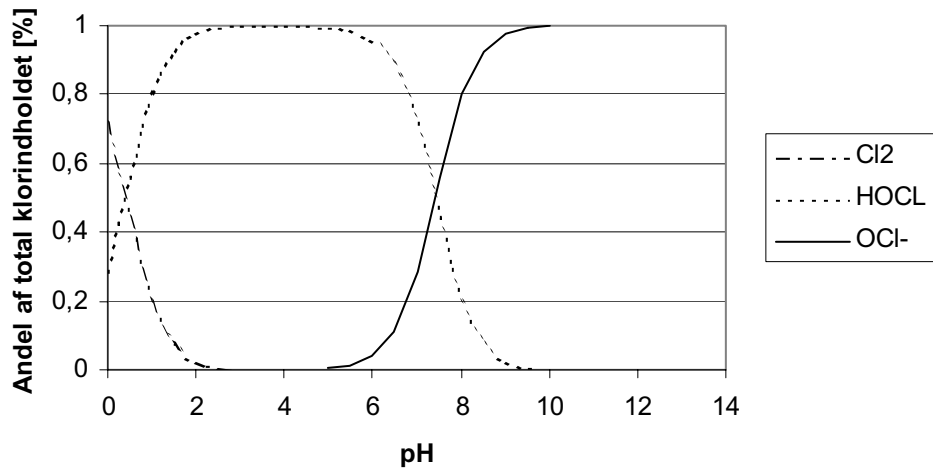
Når klorgas (Cl₂) opløses i rent vand, sker der en disproportionering, hvorved halvdelen af klorat oxideres til hypoklorsyre (HOCl), og den anden halvdel reduceres til klorid (Cl⁻):



Ved pH-værdier større end 5 indstiller der sig momentant en ligevægt mellem hypoklorsyren og hypokloritionen, hvilket betyder, at der i praksis er uhyre lidt klorgas til stede:



Fordelingen mellem den aktive desinfektant HOCl og den langt mindre effektive OCl⁻ afhænger dermed i væsentlig grad af pH (og i mindre grad af temperaturen). Fordelingen af de forskellige klor typer fremgår af fordelingsdiagrammet i figur 3.1.1, der viser den relative andel af henholdsvis Cl₂, HOCl og OCl⁻ ved forskellige pH-værdier i rent vand.



FIGUR 3.1.1
 Fordelingsdiagram for klorkomponenter som funktion af pH i rent vand.

I rent vand er der ved de vejledende grænseværdier for pH i svømmebadsvand således omtrent lige store koncentrationer af HOCl og OCl⁻, så der ved den fastsatte minimumskoncentration af frit klor opnås en koncentration af den aktive desinfektant HOCl på ca. 0,5 mg/l. Ved at sænke pH kan opnås en tilsvarende desinfektionseffekt (HOCl-koncentration) ved lavere indhold af frit klor.

Undertiden tilsættes der af forskellige årsager salt til bassin vandet. Dette får imidlertid en negativ indvirkning på fordelingen af klorkomponenterne ved de forskellige pH-værdier, idet andelen, der findes som den mest aktive komponent til desinfektion (HOCl), falder i det relevante pH-område. Med andre ord skal koncentrationen af frit klor være større for at opnå den samme koncentration af den aktive desinfektant HOCl, når pH og saltindholdet er højt. Denne effekt vil være mest udtalt i terapibassiner, hvor der tilsættes op mod 30% salt som led i behandling af visse hudlidelser.

Dette betyder, at der i sådanne bassiner med behov for højt indhold af frit klor fås en uheldig indflydelse på dannelsen af THM, idet flere undersøgelser har vist, at THM-dannelsen øges ved et stigende indhold af frit klor og et stigende indhold af OCl⁻, hvilket netop er tilfældet ved relativt høje pH-værdier og høje saltkoncentrationer (Judd & Black, 2000; Judd & Bullock, 2003; Thacker & Nitnaware, 2003; Xie, 2004; WHO, December 2004b).

Med udgangspunkt i klors kemi i vandige systemer kan det således påvises, at der kan opretholdes en uændret desinfektionseffektivitet med lavere indhold af frit klor ved at sænke pH i forhold til det i dag benyttede pH-interval i danske svømmebade. En sådan fremgangsmåde praktiseres i en række europæiske lande uden problemer med den mikrobiologiske vandkvalitet. Det virker derfor oplagt at indføre tilsvarende praksis i Danmark. En forventelig følgeeffekt vil være en reduktion i indholdet af desinfektionsbiprodukter og dermed en reduktion i de komfortmæssige og sundhedsmæssige gener, som anvendelsen af klor genererer.

3.1.3.2 Processer og betydende faktorer for dannelse af trihalometaner (THM)

Ud over at dannelsen af THM er afhængig af pH og saltindhold via disse parametres indflydelse på klors kemi, er THM-dannelsen også afhængig af en lang række andre parametre.

THM er en fælles betegnelse for stofferne triklorometan (kloroform, CHCl_3), bromdiklorometan (CHCl_2Br), dibromoklorometan (CHClBr_2) og bromoform (CHBr_3). I svømmebade, hvor der desinficeres med klor, vil kloroform udgøre langt den største del af THM-indholdet, mens indholdet af de øvrige THM'er vil afhænge af vandets indhold af bromid (Br^-). Judd & Black (2000) skønner, at omkring 90% af det totale THM-indhold i svømmebadsvand udgøres af kloroform.

THM dannes ud fra klors reaktion med organiske stoffer, der enten er udskilt af de badende, eller som er til stede i det vand, der forsyner bassinet. Dannelsen og den resulterende koncentration af THM i bassinvandet er afhængig af en række faktorer.

Det er således fundet, at koncentrationen af THM øges ved en øget belastning med organisk stof svarende til en øget belastning med badende, og ved en kontinuert belastning af bassinet stiger den opnåede ligevægtskoncentration af såvel organisk stof (TOC) som THM lineært med den aktuelle badebelastning (Judd & Bullock, 2003; Thacker & Nitnaware, 2003; Chu & Nieuwenhuijsen, 2002; Kim *et al.*, 2002).

I svømmebade er badebelastningsmønsteret dog ikke kontinuert, men har mere karakter af en periodisk punktdosering flere gange i løbet af dagen. Dette belastningsmønster medvirker i sig selv til en forhøjet koncentration af THM, idet der ikke opnås en ligevægtssituation, men nærmere en kontinuert stigning i THM-koncentrationen over dagen (Judd & Black, 2000; Judd & Bullock, 2003). Judd & Black (2000) vurderede, at den kontinuert stigende THM-koncentration ved dette belastningsmønster var en konsekvens af styringen af klordoseringen. Ved den pludselige reduktion i indholdet af frit klor – forårsaget af den pludselige organiske belastning – reagerer klordoseringen ved at tilføre høje koncentrationer af frit klor til bassinet, som øger den hastighed, hvormed THM dannes.

Ud over at være afhængig af den totale organiske belastning og belastningsmønsteret er THM-dannelsen i høj grad også afhængig af typen af organisk stof, idet forskellige funktionelle grupper har et højere THM-dannelsespotentiale. Humusstoffer, som repræsenterer det snavs, der kan tilføres bassinet ved en for dårlig afvaskning inden brug, er således fundet at have et otte gange så højt THM-dannelsespotentiale som de organiske stoffer, der udskilles via sved og urin (Judd & Bullock, 2003).

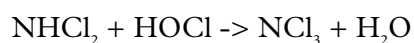
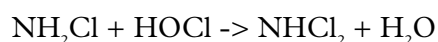
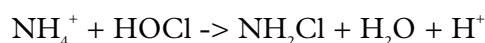
Humusstoffer er på grund af deres meget komplekse sammensætning af aromatiske ringe med mange funktionelle grupper dels kendt for at være særdeles reaktive sammen med desinfektanter og dels for at give anledning til en høj THM-dannelseshastighed (WHO, November 2004a). Indholdet af humusstoffer og THM-dannelsespotentialet for det organiske stof i en given vandtype karakteriseres ofte ved måling af aromatisiteten defineret som absorbansen af ultraviolet lys ved 254 nm (Wells *et al.*, 2003), og denne måling vil således kunne anvendes til at vurdere indholdet af THM-dannelsespotentialet i bassinvand.

Imidlertid er indholdet af humusstoffer lavt i svømmebade, hvorfor de udskilte stoffer fra de badende må være den største kilde til dannelse af THM (Thacker & Nitnaware, 2003).

THM udgør generelt kun en mindre del af det totale indhold af klorerede organiske stoffer ved desinfektion med klor, hvorfor det kan diskuteres, om THM giver tilstrækkelig information om vandkvaliteten med hensyn til organisk DBP i svømmebade. En relevant parameter som supplement til THM kunne være AOX, der udtrykker summen af adsorberbare klorerede organiske forbindelser, og i praksis i svømmebadssammenhæng svarer det omtrent til TOX, der udtrykker den totale koncentration af klorerede organiske forbindelser (Miljøstyrelsen, 2001).

3.1.3.3 Processer og betydende faktorer for dannelse af bundet klor (kloraminer)
Dannelsen af bundet klor (kloraminer: mono-, di- og trikloramin) i svømmebade sker hovedsageligt ud fra klors reaktion med ammonium og urea, som er de kvælstofforbindelser, der er i højest koncentration i sved og urin.

Dannelsen af kloraminer i svømmebade har traditionelt været opfattet som forårsaget af klors reaktion med ammonium under dannelse af mono-, di-, og trikloraminer via følgende overordnede reaktioner:



Fordelingen mellem mono-, di- og trikloramin er afhængig af de indbyrdes dannelseshastigheder, der primært styres af pH, temperatur og molforholdet mellem klor og kvælstof.

Nyere forskning viser imidlertid, at reaktionerne mellem klor og ammonium ikke alene kan forklare dannelsen af det bundne klor og i særdeleshed de aktuelle koncentrationer af trikloramin, der måles i halluften. Stottmeister (2005) har således vist, at hydrolysen af urea til ammonium i vand sker særdeles langsomt ved stuetemperatur, og at dannelsen af bundet klor i svømmebade også sker ud fra klors direkte reaktion med urea. Dette medfører således dannelsen af en række klor-ureaprodukter, der ligeledes måles som bundet klor med DPD-metoden.

I svømmebade er der imidlertid et stort overskud af aktiv klor, hvorfor der vil ske en yderligere nedbrydning eller omdannelse af de dannede kloraminer. En del af mono- og dikloramin vil blive omdannet til trikloramin, mens resten vil blive oxideret til nitrat (NO_3^-) eller gasserne NO , N_2O og N_2 , der fjernes til luftfasen, mens klor vil blive reduceret til klorid. De reaktioner, der menes at spille en rolle i den videre omdannelse af kloraminerne, er beskrevet i White (1999).

Bundet klor vil også kunne dannes, når klor reagerer med organiske kvælstofforbindelser som eksempelvis creatinine (Tachikawa *et al.*, 2005). Det bundne klor, som dannes ved reaktion med organiske kvælstofforbindelser, vil imidlertid typisk bestå af organiske kloraminer, der måles som mono- og dikloramin i den generelt anvendte DPD-metode, men indholdet af organiske kloraminer vil dog udgøre en forsvindende del af den totale bundne klor (Tachikawa *et al.*, 2005).

Forhøjede koncentrationer af trikloramin har vist sig at have negativ indflydelse på de rustfrie stålmaterialer, der anvendes i forskelligt hjælpeudstyr ved bassinerne, idet korrosion på disse er fundet at være relateret til indholdet

af triklorammin i halluften (Andersen, 2005). Triklorammin er ligeledes den væsentligste årsag til de komfort- og sundhedsmæssige gener i svømmebade idet den er mellem 300 og 1.000 gange mere flygtig end de øvrige kloraminer (Stottmeister, 2005).

3.1.3.4 Dannelse af andre desinfektionsbiprodukter

Klors kraftige reaktivitet over for mange stoffer, som findes i bassinvandet resulterer – ud over dannelsen af bundet klor og THM – også i dannelsen af et stort spektrum af andre DBP (Xie, 2004; Richardson *et al.*, 2002; WHO, August 2000; Dahi & Lyngkilde, 1987). Antallet af påviste DPB stiger år for år i takt med, at de kemiske analyseteknikker udvikles. Antallet af påviste DBP løber formentlig op i hundreder. De mest betydende DBP'er – ud over bundet klor og THM – er (Xie, 2004; WHO, November 2004a):

- Klorerede/Halogenerede eddikesyreforbindelser (HAA)
- Haloacetonitriler
- Halopropanoner
- Klorphenoler
- Halonitromethaner
- Cyanogenklorid
- Trihaloacetaldehy
- MX, 3-chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furnone
- E-MX, 2-chloro-3-(dichloromethyl)-4-oxobutenoic acid

Den eksisterende viden om dannelsen af disse DBP'er er begrænset.

3.1.3.5 Oversigt over betydende variable for DBP-dannelse

I tabel 3.1.4 er givet en oversigt over de vigtigste variable, som styrer hastigheden af de processer, der fører til dannelse af kloraminer, THM og HAA.

TABEL 3.1.4

Vigtigste variable, der bestemmer dannelseshastighed af kloraminer, THM og HAA. Se forkortelser under tabel.

Proces	Variable, der styrer hastighed
Kloramindannelse	Klorkoncentration, ureakoncentration, pH, temperatur
THM-dannelse	Klorkoncentration, bromid-koncentration, NVOC, pH, temperatur, type af organisk stof, organisk stof belastning, belastningsmønster, fjernelse via fordampning
HAA-dannelse	pH

HAA: halogenerede eddikesyreforbindelser (monokloreddikesyre, monobromeddikesyre, dikloreddikesyre, dibromoeddikesyre, bromokloreddikesyre, trikloreddikesyre, etc.).

NVOC: Ikke flygtigt organisk kulstof.

THM: trihalomethaner (kloroform, bromoform, bromdikloromethan, dibromokloromethan).

3.1.4 Kontrolparametre

Ved kontrolparametre forstås kemiske forbindelser og fysiske faktorer, der beskriver aspekter af vandkvaliteten og driftstilstanden i svømmebadet. Traditionelt kontrolleres den kemiske vandkvalitet ved online-måling af koncentrationen af frit klor, pH og temperatur. I nogle få tilfælde måles tillige redox, og indholdet af bundet klor registreres. Endvidere bliver der to gange om året udtaget prøver til bestemmelse af THM.

Imidlertid fremgår det af ovenstående gennemgang af processerne bag dannelsen af de traditionelt målte DBP (kloraminer og THM), at der er en række parametre, som med en relativ begrænset indsats vil kunne inddrages og måles online for at få et væsentligt bedre og øjeblikkeligt billede af vandets fysisk-kemiske kvalitet og vandbehandlingsanlæggets effektivitet.

Dannelsen af THM er primært styret af tilførslen og koncentrationen samt typen af organisk stof, og det er således væsentligt at kunne monitorere den organiske belastning for at kunne vurdere det aktuelle niveau af DBP.

Belastningen med organisk stof fra de badende afspejler sig gennem det løbende klorforbrug, som dermed bliver en meget simpel og nyttig kontrolparameter for vurdering af vandkvaliteten. Et yderligere indtryk af forureningsbelastningen opnås gennem koncentrationen af frit og bundet klor, hvor en relativ stor belastning fører til forhøjet koncentration af bundet klor og et relativt lavt indhold af frit klor, alt andet lige. Et forbedret billede af forureningsbelastningen kunne også opnås ved online-måling af organisk stof udtrykt som ikke flygtigt organisk kulstof (NVOC).

Belastningen med organisk stof kan ligeledes suppleres med en vurdering af DBP dannelsespotentialer af det organiske stof, der tilføres bassinet. Dette måles ved UV-spektrofotometri, idet der måles på det fald i UV-absorbans, som sker ved klorning. Faldet i UV-absorbans afbildet mod de forskellige UV-bølgelængder kaldes et differential UV-spektrum, der giver et specifikt billede for en række forskellige organiske stoffer. Størrelsen af faldet i UV-absorbans er en indikator for det organiske stofs potentiale for dannelse af DBP, idet UV-målingen reelt foretages på den del af molekylet, der reagerer med klor. Idet det tilførte klor indbygges i de organiske molekyler, giver differential UV-spektrofotometri mulighed for at forudsige potentialer for fortsat DBP-dannelse i et system, hvor der sker en gentagen klorning, som det sker i svømmebade (Miljøstyrelsen, 2001).

Ved brug af Membran Inlet Masse Spektrometri (MIMS) kan man online måle både badevandets og halluftens indhold af specifikke THM'er, og muligvis også – ved tilpasning – koncentrationen af specifikke kloraminer. Der kan muligvis også gennem passende udviklingsarbejde måles en række af de mange andre desinfektionsbiprodukter.

Til afspejling af vandets indhold af partikler og mikroorganismer anbefaler WHO (August 2000) måling af turbiditet. En forbedret måling af belastningen med partikler – herunder mikroorganismer – kunne opnås ved mere avancerede målinger af partikler end det, der opnås med turbiditetsmåling. Det drejer sig om partikelmåling ved hjælp af flowcytometri og ved hjælp af coulter counter. Anvendelse af disse metoder online vil formentlig kræve en del udviklingsarbejde.

Endelig skal det påpeges, at det er vigtigt at holde kontrol med vandets strømningsmønster i svømmebassinet (hydraulikken), hvor det normalt tilstræbes, at vandet bevæger sig fra bunden til toppen af bassinet i en ensartet strømning (stempelstrømning) og passende hurtigt. Dette checkes i dag med store mellemrum (år) ved tilsætning af farvestof. Der burde foregå et udviklingsarbejde omkring valg af sporstoffer, der gjorde det attraktivt med kortere mellemrum at checke hydraulikken. Dette check kunne automatiseres ved brug af moderne monitoreringsteknik.

I tabel 3.1.5 er givet en oversigt over allerede anvendte og potentielle kontrolparametre og deres karakteristika, herunder hvorvidt målingerne kan foretages online.

TABEL 3.1.5

Oversigt over kontrolparametre. Desuden er angivet deres betydning, hvorvidt målinger foretages online eller offline, og der gives en skønnet rating af kontrolparameterens vigtighed ved monitoring og kontrol, hvor 5 angiver største vigtighed. Se forkortelser under tabel.

Kontrolvariabel	Betydning	Måles online/offline	Rating (0-5)
Klor	Inaktiverer mikroorganismer. Reagerer med BP og danner DBP, der er uønskede	on	5
Klor, bundet	Afspejler summen af kloraminer. Har begrænset desinficerende effekt, giver øjengener, lugt, mv.	on	4
Klorforbrug	Forbruget afspejler belastningen af forureninger fra badende	on	5
Temperatur	Betydende for badendes velvære og reaktionshastighed for processer	on	3
pH	Betydning for effektiviteten af desinfektionen med klor og dannelsen af DBP	on	5
Redox	Afspejler effektiviteten af desinfektionen	on	4
Ledningsevne	Betydning for badendes velvære	on	1
THM	Indikator for DBP	off	4
Chloroform	Indikator for DBP	off/on	4
HAA	Indikator for DBP	off	4
TOX/AOX/VOX	Indikator for DBP	off	3
TCA ¹	Indikator for DBP	off	3
NVOC/DOC	Indikator for organisk stofbelastning fra badende	on/off	4
Diff-UV	Indikator for det organiske stofs DBP-dannelsespotentialer	on/off	3
Nitrat (NO ₃ ⁻)	Indikator for DBP	off/on	2
Turbiditet	Effektivitet af filtrering, belastning fra badende	on/off	4
Part. CC	Effektivitet af filtrering, belastning fra badende	off/on	4
Part. FC	Effektivitet af filtrering, belastning fra badende	off/on	4
Omsætningstid	Måler, hvor hyppigt vandet udskiftes i bassin	off/on	5

AOX: adsorberbare organiske halogenforbindelser.

CC: coulter counter.

FC: flow cytometer.

Diff-UV: differens i UV-absorbans før og efter kloring.

DOC: opløst organisk kulstof.

HAA: halogenerede eddikesyreforbindelser.

NVOC: ikke flygtigt organisk stof.

TCA: trikloredikesyre.

THM: trihalomethan (kloroform, bromoform, bromodikloromethan, dibromokloromethan).

TOX: total organiske halogenforbindelser.

VOX: flygtige organiske halogenforbindelser.

3.1.5 Konklusion

Ved tilsætning af frit klor til svømmebadsvand dannes et meget stort spektrum af uønskede desinfektionsbiprodukter ved klors reaktion dels med de forureninger, som afgives fra de badende, og dels med de stoffer der afgives fra materialer i kontakt med bassinvandet. Arten og især mængden af disse forurenende stoffer er dårligt kendt. De mest kendte desinfektionsbiprodukter er kloraminer, trihalomethaner (THM), halogenerede eddikesyrer (HAA) og haloacetonitriler (HAN). En lange række af andre klorerede organiske stoffer vides at dannes, men disse er ikke identificeret.

Med udgangspunkt i klors kemi i vandige systemer kan det påvises, at der kan opretholdes en uændret desinfektionseffektivitet med lavere indhold af frit klor ved at sænke pH i forhold til det i dag benyttede pH-interval i danske svømmebade. En sådan fremgangsmåde praktiseres i en række europæiske lande uden problemer med den mikrobiologiske vandkvalitet. Det virker derfor oplagt at indføre tilsvarende praksis i Danmark. En forventelig følgeeffekt vil være en reduktion i indholdet af desinfektionsbiprodukter og dermed en reduktion i de komfortmæssige og sundhedsmæssige gener, som anvendelsen af klor genererer. Et reduceret klorindhold vil stille større krav til styring af klorindholdet og bassinhydraulikken for at undgå perioder eller områder med for lavt klorindhold med reduceret desinfektionseffekt. Det vil derfor være nødvendigt at være opmærksom på dette forhold ved eventuel omlægning til et lavere klorindhold i danske svømmebade.

Traditionelt kontrolleres den kemiske vandkvalitet i svømmebade ved online-måling af koncentrationen af frit klor, pH og temperatur. I nogle få tilfælde måles tillige redox, og der registreres bundet klor. Endvidere måles der to gange årligt for THM som indikator for indholdet af organiske desinfektionsbiprodukter.

Det bør overvejes, om der eventuelt kan fås et yderligere forbedret billede af indholdet af organiske DBP'er ved at supplere THM-målingerne med målinger af AOX, der udtrykker summen af adsorberbare klorerede organiske forbindelser, hvilket i praksis i svømmebadsvand svarer til det totale indhold af klorerede organiske stoffer.

Forskning i DBP-dannelse i svømmebade har imidlertid ført til en større forståelse for processerne bag de mest betydende parametre for dannelsen af DBP. Med baggrund i denne viden er det således muligt at udpege en række nye parametre, der med en relativt begrænset indsats vil kunne anvendes til at få et væsentligt bedre billede af den fysisk-kemiske vandkvalitet og til at styre renseprocesserne i vandbehandlingsanlægget. Disse parametre, som fx turbiditet og NVOC, vil dels kunne måles på laboratorier og dels online i bassinet og i vandbehandlingskredsløbet. Med de nuværende online-teknikker kan man således få et øjeblikkeligt billede af vandkvaliteten og belastningen af forureninger fra de badende.

Et eksempel herpå er måling af turbiditet, som giver et billede af belastningen med partikler, herunder mikroorganismer. Et andet eksempel er måling af NVOC, der er et ikke flygtigt organisk kulstof. Ved brug af Membran Inlet Masse Spektrometri (MIMS) kan man online måle både badevandets og halluftens indhold af specifikke THM'er, og muligvis også – ved tilpasning – koncentrationen af specifikke kloraminer. Man kan muligvis også gennem passende udviklingsarbejde af MIMS-teknikken eller andre teknikker måle en række af de mange andre desinfektionsbiprodukter. Et mere differentieret billede af bassinvandets indhold af partikler end det, der kan opnås ved turbiditetsmåling, kan opnås ved hjælp af flowcytometri og coulter counter. Anvendelse af disse metoder online vil formentlig kræve en del udviklingsarbejde.

Endelig skal det påpeges, at det er vigtigt at holde kontrol med vandets strømningsmønster i svømmebassinet (hydraulikken), hvor det normalt tilstræbes, at vandet bevæger sig fra bunden til toppen af bassinet i en ensartet strømning (stempelstrømning) og passende hurtigt. Dette checkes i dag med store mellemrum (år) ved tilsætning af farvestof. Der burde foregå et

udviklingsarbejde omkring valg af sporstoffer, der gjorde det attraktivt med kortere mellemrum at checke hydraulikken. Dette check kunne automatiseres ved brug af moderne monitoringsteknik.

3.2 MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE

I svømmebassiner afgiver de badende mere eller mindre konstant mikroorganismer, enten fordi de badende ikke er vasket tilstrækkeligt, før de går i bassinet, eller fordi de utilsigtet defækerer (såkaldte fækale uheld) eller urinerer i svømmebassinet. Desuden kan de badende afgive spyt og slim, fx fra næse og svælg. Indholdet af bakterier i spyt kan være 1×10^6 /mL, og ved afvaskning af et voksent menneske med ca. $1,75 \text{ m}^2$ hudoverflade tilføres bassinet i størrelsesordenen 600×10^6 bakterier i løbet af 5 minutters ophold i vandet (Miljøstyrelsen, 1986b).

Det er vanskeligt at estimere den mikrobielle belastningen af svømmebade fra fækale uheld, da der ikke føres egentlig statistik over, hvornår og hvor hyppigt, de forekommer. For at estimere et typisk antal badende i større svømmehaller og badelande og de tilsvarende antal fækale uheld, har Miljøstyrelsen (2006c) forespurgt udvalgte svømmehaller og vandlande. På denne baggrund estimeres fækale uheld at forekomme fra en gang om ugen til en gang om måneden per bassin – med højere frekvens i varmtvandsbade (antageligt fordi de benyttes til babysvømning og terapi for handikappede).

Ved en sådan afgivelse af mikroorganismer er der risiko for, at andre badende bliver smittet og bliver syge, hvis der er tale om patogene/sygdomsfremkaldende mikroorganismer. Smittevejen fra en person til en anden person via vandet kan således være meget kort i tid og afstand, og for at hindre denne smitte, ledes en delstrøm af vandet løbende til rensning. Vandet har imidlertid en vis opholdstid i bassinet, og det er derfor nødvendigt med et desinfektionsmiddel i vandet, for at hindre smitteoverførsel mellem personerne i bassinet.

Generelt er der således tale om to forskellige situationer (WHO, December 2004b):

1) Den generelle, almindelige belastning (der skyldes mindre afgivelse fra de badende, og som både omfatter fækale og ikke-fækale mikroorganismer). I denne situation hindres smitte ved desinfektion, og rapportens vurderinger tager udgangspunkt i denne situation.

2) Fækale uheld, der ikke kan håndteres ved desinfektion alene, men kræver at de badende forlader bassinet i en periode, hvor vandet kan blive rensset ved at passere filtrene og ved at lade desinfektionsmidlet arbejde i længere tid.

3.2.1 Princip i nuværende monitoring

Vandet, herunder spædevand, som fyldes i bassinet, skal ifølge svømmebadsbekendtgørelsen have drikkevandskvalitet (Miljøministeriet, 1988). Imidlertid er tilførslen af spædevand meget begrænset, da bassin vandet renses og recirkuleres. Det er derfor ikke kvaliteten af det tilførte vand, der bestemmer den mikrobielle vandkvalitet i bassinet, men balancen mellem den mikrobielle belastning og desinfektion.

For at monitorere den mikrobielle kvalitet kan man enten måle for indikatororganismer eller for specifikke organismer, fx visse

sygdomsfremkaldende (patogene) mikroorganismer. Indikatororganismer er ikke i sig selv farlige, men er valgt som indikatorer for, om sygdomsfremkaldende mikroorganismer kunne være til stede. I drikkevand benyttes tarmbakterier som indikatorer, enten som en gruppe (coliforme bakterier) eller en specifik art (*E. coli*). Hvis disse indikatororganismer påvises, indikerer det en fækal forurening og dermed en væsentlig risiko for tilstedeværelse af patogener.

I svømmebade benyttes derimod ofte et mindre specifikt mål, nemlig kimaltal 37°C, dvs. alle bakterier, der i princippet kan vokse på et givent substrat ved 37°C. Hvis kimaltal 37°C overskrider den vejledende værdi på 500 CFU pr. 100 mL (Miljøministeriet, 1988), viser det, at den mikrobielle belastning er for høj, enten fordi der er blevet udskilt mange bakterier i vandet (fx ved et fækalt uheld) eller fordi desinfektionen, dvs. drabet af mikroorganismene, ikke er tilstrækkelig. Ved en sådan overskridelse skal der måles for termotolerante coliforme bakterier (som er en gruppe tarmbakterier, der indikerer fækal forurening) og *Pseudomonas*-bakterier. *Pseudomonas*-bakterier er naturligt forekommende bakterier, som er i stand til at gro i vandet, hvis de rette betingelser er til stede. Deres tilstedeværelse indikerer, at desinfektionen ikke er tilstrækkelig til at hindre bakterier i at gro. Ydermere kan nogle *Pseudomonas*-stammer være sundhedsskadelige.

Selv om der ikke er nogen fælles europæisk standard eller regler for, hvorledes svømmebade skal monitoreres, er der alligevel et betydeligt sammenfald i, hvilke parametre der måles for (tabel 3.2.1).

Det er vigtigt at være opmærksom på, at det ikke kun er bakterier, der kan forårsage sygdom, idet andre organismer som protozoer (parasitter), svampe og virus også give kan alvorlig sygdom. Når der kun undersøges for bakterier, skyldes det, at en række patogener er meget vanskelige og langsommelige at undersøge for (fx virus). Det er imidlertid vigtigt at være opmærksom på, at følsomheden overfor desinfektionsmidler, som fx klor, er meget forskellig for de forskellige mikroorganismer og en række patogener, fx protozoerne *Giardia* og *Cryptosporidium* er meget lidt følsomme over for klor. Nogle bakterier er derimod meget følsomme for kloring, fx *E. coli*. Dette betyder, at *E. coli* meget hurtigt inaktiveres i bassinet efter en fækal forurening, hvorimod andre organismer, som fx virus eller protozoer, der kan være tilført bassinet ved samme fækale forurening, overlever meget længere. *E. coli*'s høje følsomhed for klor gør den således mindre egnet som indikatororganisme i klorede svømmebade.

TABEL 3.2.1

Oversigt over mikrobiologiske grænseværdier og måleparametre for overvågning af vandkvalitet i svømmebade (efter Botzenhart & Pfeilsticker, 1999).

	Kimtal 36°C	<i>E. coli</i>	Coliforme	Fækal coliforme	<i>Pseudomonas. aeruginosa</i>	<i>Legionella pneumophila</i>	<i>Staphylococcus aureus</i>
	/mL	/100 mL	/100 mL	/100 mL	/100 mL	/mL	/100 mL
Belgien ¹	≤100	i.p./-	≤20/-	-	i.p./≤1	i.p.	i.p./≤10
Danmark	≤10	<10	-	-	<10	-	-
England	≤10	i.p.	i.p.	-	i.p.	-	-
Frankrig	≤100	i.p.	≤10	i.p.	-	-	i.p.
Holland	≤100	-	i.p.	-	-	-	-
Italien	≤200	-	≤1	i.p.	-	-	≤10
Schweiz	≤1.000 ²	i.p.	≤10	-	i.p.	i.p. ³	-
Spanien ¹	≤100 ≤200	-	≤10 -	i.p.	i.p. -	-	i.p.
Sverige	≤100 ²	-	-	<10/200/mL	<1	-	-
Sverige ⁴	≤100 ⁶	-	-	-	<1	-	-
Tyskland	≤100	i.p.	i.p.	-	i.p.	i.p.	-
Tyskland ⁵	≤100 ⁷	i.p.	-	-	i.p.	i.p. ³	-
Østrig	≤300 ²	i.p.	-	-	i.p.	<0.01 ³	-

¹: Forskellige værdier i forskellige delstater.

²: ved spidsbelastning.

³: varmtvandsbassiner, -: ingen grænseværdi oplyst.

⁴: SOSFS 2004:7.

⁵: DIN 19643-1 (1997).

⁶: Temperatur ikke oplyst, ⁷: Gælder også for kimalt 20°C.

i.p.: ikke påvist.

NB. I Miljøstyrelsen (1988) angives en vejledende værdi for kimalt 37°C til <500/100 mL, svarende til <5/mL.

3.2.2 Udbrud

Selv om mange mikroorganismer teoretisk set kunne forårsage smitte i svømmebade, er det et relativt få, der er påvist som årsag til sygdomsudbrud. Nedenfor er der givet en oversigt over, hvilke mikroorganismer, der er relevante i forhold til svømmebade, og hvilke der er påvist i forbindelse med egentlige udbrud.

Virale udbrud skyldes ofte adenovirus, selvom *Hepatitis A*, *norovirus* og *echovirus* også har været involveret i svømmebadsrelateret sygdom (mave-tarm infektioner og leverbetændelse).

Shigella og *Eschericia coli* O157 er to bakterier, der har været knyttet til svømmebadsrelateret sygdom. Symptomerne ved *E. coli* O157 infektion omfatter blodig diarré, hæmolytisk uraemic syndrom (HUS) (nyresvigt), opkast og feber. Symptomerne ved *Shigella* infektion er diarré, feber og kvalme (WHO, December 2004b).

En tredje gruppe af mikroorganismer, der har forårsaget svømmebadsrelateret sygdom, er parasitterne/protozoerne *Giardia* og *Cryptosporidium*. Symptomerne ved infektion med *Giardia* er diarré, kramper, ildelugtende

afføring, appetitløshed, træthed og opkastning, og *Cryptosporidium* giver diarré, opkastning, feber og mavekramper. I England var syv ud af 80 *Giardia*/*Cryptosporidium*-udbrud i perioden 1983-1997 relateret til svømmebade (Nichols, 2003 i Insulander *et al.*, 2005). I Stockholm, Sverige, var der i august 2002 et udbrud forårsaget af *Cryptosporidium* i et offentligt udendørs svømmebad. Udbruddet varede i fire uger, og 800-1.000 personer blev inficeret, hvor 52% havde symptomer (primært diarré) i 4-10 døgn, og 34% i mere end 10 døgn. I det omfang, der blev målt, var residual-klorindholdet 0,8-1,0 mg/L (pH 7,3) (Insulander *et al.*, 2005). I USA har der i perioden 1989-1999 været 170 udbrud med *Cryptosporidium* i "recreational waters" primært svømmebade (Pond, 2005).

Såvel i USA som i England har der været udbrud af *Giardia* i relation til svømmebade (Pond, 2005). Det er således velkendt, at der forekommer mikrobielle udbrud relateret til svømmebade. Mange af disse udbrud angives at skyldes dårlig eller manglende desinfektion, men det er til gengæld meget få tilfælde, hvor der reelt er kendskab til koncentrationen af desinfektionsmidlet under udbruddet.

Der foreligger et par danske undersøgelser og litteraturgennemgange af den mikrobielle belastning af danske svømmebade (Miljøstyrelsen, 1986a,b); Dahi & Lyngkilde, 1987), men der foreligger fx ingen danske målinger af forekomst af *Giardia* eller *Cryptosporidium* i danske svømmebade (Miljøstyrelsen, 2006c).

3.2.3 Organismerne – deres forekomst og biologi

Når man skal vurdere, hvorledes forskellige organismer opfører sig i bassinet, bør man skelne mellem organismer, der

- kan vokse og opformerer sig i bassinet eller i omgivelserne (fx *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium*, *N. fowleri*)
- kan vokse uden for deres vært under de rette forhold, som imidlertid næppe er til stede i svømmebade (fx *E. coli*, coliforme)
- ikke kan vokse uden for deres vært og dermed nærmest opfører sig som inerte partikler (fx virus, protozoer)

Derudover bør der også vurderes, hvorvidt der er tale om

- Humanspecifikke patogener (især virus og svampe) – dvs. organismer, der specifikt har mennesker som vært, og som derfor kun smitter ved humane forureninger
- Opportunistiske patogener (især bakterier), dvs. organismer, som vokser i miljøet og som derfor kan give anledning til smitte, uden der har været tale om en human forurening

For at vurdere risikoen ved forskellige mikroorganismer bør følgende aspekter inddrages:

- Tætheden ved en forurening, fx koncentration i fækalier
- Infektios dosis, dvs. det antal organismer, der skal til at give sygdom, fx ved indtagelse
- Organismernes overlevelse i bassinet, herunder også deres følsomhed overfor desinfektionsmidlet

I tabel 3.2.2 er givet en oversigt over mikroorganismer i svømmebade, der kan give anledning til sygdom, og det er i tabellen vurderet, hvorvidt organismene har ført til sygdom i forbindelse med svømmebade. Der er imidlertid ikke taget hensyn til, om desinfektionen i svømmebadet var velfungerende.

Det fremgår af tabellen, at langt de fleste sygdomme forårsaget af smitte i svømmebade er mave-tarm infektioner. Der er dog enkelte bakterier, der kan give hudinfektioner fx *Pseudomonas aeruginosa* ("swimmers ear") og *Mycobacterium* ('Swimming pool granuloma i albuer og knæ) eller sårinfektioner: *Staphylococcus aureus*.

Desuden viser tabel 3.2.2, at koncentrationen af organismer i fækalier ofte er ganske høj, så relativt små mængder fækalier kan forurene et betydeligt volumen.

Nogle organismer kan smitte ved besøg i svømmebade, uden at smitten skyldes vandet i bassinet. Dette gælder fx *Legionella*, en bakterie, der opformerer i varmt vand, og som ved indånding via aerosoler giver anledning til en lungebetændelseslignende infektion. Smitterisikoen er her knyttet til brusere i baderum, men kan også skyldes spabade (Jeppesen *et al.*, 2000; Leoni *et al.*, 2001). Andre organismer smitter ved kontakt med overflader: gulv og bænke. Dette gælder fx *Molluscipoxivirus* (der giver molluskhudsygdom med 3-5 mm knopper), Human papilloma virus (vorter) og svampene *Trichophyton* spp. og *Epidermophyton floccosum* (fodsvamp og athlete's foot). Nye installationer, som fx koldt vandskar af træ, kan også give anledning til opformering af organismer, der kan resultere i smitte.

Det kan naturligvis diskuteres, hvorvidt desinfektionen også bør kontrollere disse smitteforhold, der ikke er relateret til bassinvandet, og som derfor kan være svære at kontrollere, med mindre vi skal sikre et så højt desinfektionsniveau, at det også kan klare disse.

TABEL 3.2.2.

Oversigt over mikroorganismer i svømmebade, der kan give anledning til sygdom (efter WHO, August 2000, December 2004b).

	Pr. g fækalie under infektion	Infektionsdosi [Attack rate]	Svømmebads-smitte	Sygdom	Chlorkrav mg/L
Virus					
<i>Adenovirus</i>		<150 pfu ¹⁾ Lav [18, 33, 52%]	+	Feber, infektion i svælg, betændelse i øjets bindehinde	>0,3-0,4 Moderat res
<i>Hepatitis A</i>	10 ¹⁰	Ukendt Lav [1,2-6,1%]	+	Leverbetændelse, gulsot	Moderat res
<i>Norovirus</i> (<i>Norwalk virus</i>)	10 ⁶	< 6X10 ³ PDU Lav [71%]	+	Mave-tarminfektion (Gatroenteritis), opkast, krampe	
<i>Echovirus 12</i> <i>Echovirus sp.</i>	10 ⁶	919 pfu/ID ₅₀ 10 ⁵ -10 ⁶ infektionspartikler ¹⁾	+	Mave-tarminfektion (Gatroenteritis), opkast, diarré, hovedpine	
Fækale bakterier					
<i>Shigella spp.</i>	10 ⁶	<5x10 ² /ID ₅₀ Moderat	- ?	Diarré	Klorfølsom Lav res
<i>E. coli</i> O157	10 ⁸	Ukendt Høj	+?	Blodig diarré, Hæmolytisk uraemic syndrom, nyresvigt (HUS)	Klorfølsom Moderat res
Fækale patogene protozoer					
<i>Giardia</i>	3x10 ⁶	25/ID ₂₅ Lav	+	Diarré, mavekramper, træthed, opkast, feber	Klorresistent, følsom for ozon >0,6
<i>Cryptosporidium</i>	10 ⁶ -10 ⁷	132/ID ₅₀ lav [8-78%]	+	Vandig diarré med mavesmerter	Klorresistent, følsom for ozon >0,6
Non-fækale bakterier					
<i>Legionella spp.</i>			Ikke svømmebad (brusere)	Legionellosis (lungebetændelse), Poniac feber (influenzalignende)	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		>1000/mL Høj	+(samt bænke, gulve)	Swimmer's ear, infektion af hårsække i huden, typisk under badetøj Indånding af endotoxiner kan give hovedpine, muskelsmerter, sviende øjne, feber	Moderat res
<i>Mycobacterium spp.</i>		Kan vokse i svømmebade	+	Swimming pool granuloma (albuer og knæ), hud-, slimhinde- eller luftvejsinfektion (<i>M. avium</i>)	
<i>Staphylococcus aureus</i>	Forekommer i 15% af befolkningens næse og svælg	Vokser ikke i svømmebade		Sår-, urinvejs-, øre- og øjeninfektioner, børnesår	>1,0 mg/l
<i>Leptospira interrogans</i>		Smitte via urin fra	- ?	Weil's sygdom,	Normal

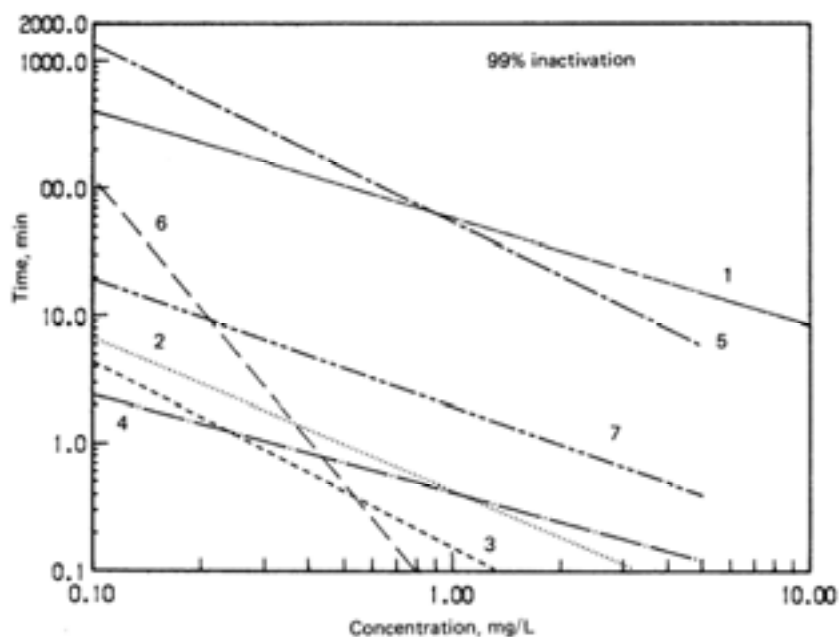
		husdyr og rotter		Haemorrhagic jaundice, Feber og kulderystninger, hovedpine, muskelsmerter, aseptic meningitis	følsomhed for klor
Non-fækale vira					
<i>Molluscipoxvirus</i>			- Bænke, kant af pool, flydeplader	Mollusk – hudsygdom (3-5 mm knopper), (Molluscum contagiosum)	
<i>Human papilloma virus</i>			- Gulve med inficeret hudflager	Vorter, Plantar wart	
Non-fækale amøber					
<i>Naegleria fowleri</i>			+ Kan opformerer i varmt vand	Meningoencephalitis, høj feber, hovedpine, stiv nakke, kvalme, opkast, slagtilfælde	Klorresistent
<i>Acanthamoeba spp.</i>			+ Kan opformerer i varmt vand	Amøboid hjernebetændelse, Acanthamoeba keratitis, infektion i hornhinde hos kontaktlinsebrugere	Klorresistent
Non-fækale svampe					
<i>Trichophyton spp.</i> <i>Epidermophyton floccosum</i>			Overflader, gulve med inficeret hudflager	Fodsvamp (tinea pedis), Athlete's foot	

¹⁾: Pond 2005. Attack rate: angiver procentdel af de, der har været eksponeret til smitte, som er blevet syge. Høj, lav, moderat (WHO Guidelines for drinking water quality 2003 (draft)). ID₂₅: infektiøs dosis, der fører til 25% infektion.

3.2.4 Nye trusler

Microsporidia er en gruppe af protozoer (parasitter), som danner encellede sporer, der er meget resistente i miljøet, og som inficerer insekter og dyr. Der er mindst sejs slægter, som kan inficere mennesker, hvilket giver bl.a. diarré og mave-tarminfektioner. Disse *Microsporidia* danner sporer, som er på størrelse med bakterier (1-2 µm), og som dermed er vanskeligere at fjerne ved filtrering end fx *Giardia* og *Cryptosporidia*. Selv om disse organismer sjældent forurener svømmebade (Fournier *et al.*, 2002), bliver de i stigende grad anset som en ny trussel (Pond, 2005).

Derudover nævnes *Chlamydia* (Miljøstyrelsen, 1986b), som anfører, at der kun foreligger ganske få beskrivelser af denne organisme i forbindelse med svømmebade. Desuden nævnes *Trichomonas vaginalis* (parasit), hvis risiko også vurderes som lille, samt *Entamoeba histolytica* (Miljøstyrelsen, 1986b).



FIGUR 3.2.1

CT-værdier for 99% inaktivering af en række mikroorganismer med forskellige desinfektanter. (Fra Pontius, 1990)

- (1) *Giardia lamblia*; frit klor, 5°C, pH 6.
- (2) *E. coli*; frit klor 2-5°C, pH 8.5.
- (3) *E. coli*; frit klor 20-25°C, pH 8.5.
- (4) Poliovirus 1(Mahoney), frit klor 2°C, pH 6.
- (5) *E. coli*; bundet klor 3-5°C, pH 7.
- (6) Poliovirus 1(Mahoney), ozone 20°C, pH 7.2.
- (7) *Giardia muris*, ozone 5°C, pH 7.

3.2.5 Patogenisitet – infektiøs dosis

For at vurdere hvilken reduktionsgrad eller hvor lav en koncentration, der er nødvendig for at sikre et tilstrækkeligt beskyttelsesniveau af brugerne af svømmebadet, er det ikke tilstrækkeligt kun at inddrage koncentrationen af en given patogen. Forskellige patogener har forskellig infektiøs dosis, dvs. det antal organismer, der skal indtages for at give sygdom.

I tabel 3.2.2 er der anført infektiøse doser for organismerne i det omfang, der er kendt, dels i form af en angivelse af høj eller lav dosis, dels i antal af organismer. Desuden er "attack rate" angivet, dvs. hvor stor en del af de eksponerede, der bliver syge. Det fremgår, at den infektiøse dosis varierer betragteligt, fx fra ID_{25} (dvs. infektiøs dosis, der fører til infektion af 25% af eksponerede) på 25 for *Giardia*, til <500 for ID_{50} for *Shigella*.

3.2.6 Følsomhed for klor og desinfektionsbiprodukter

Der er også stor variation i følsomheden over for desinfektionsmidlerne mellem forskellige organismer, og i et vist omfang er der i tabel 3.2.2 angivet klorkrav for de enkelte organismer, dvs. hvilken koncentration der anses for nødvendig for at inaktivere dem. Inaktivering af dem afhænger dels af koncentrationen, dels af hvor længe organismen er i kontakt med desinfektionsmidlet. Mikroorganismernes følsomhed overfor forskellige desinfektionsmidler kan udtrykkes i form af CT-værdien, som er produktet af koncentration og kontakttid, som fører til en given reduktion (typisk to størrelsesordner, dvs. 99%-reduktion).

Tabel 3.2.3 og figur 3.2.1 giver eksempler på sådanne CT-værdier, og det fremgår, at fx CT-værdien for *Cryptosporidium* er 7200 mg·min/L for frit klor, hvilket betyder, at ved en koncentration på 1 mg/L frit klor er der behov for 7.200 minutters kontakttid, før 99% af organismerne er inaktiveret. Dette betyder reelt, at denne koncentration er virkningsløs, og at disse organismer reelt kun fjernes ved filtreringen. Til gengæld er CT-værdien for *E. coli* ganske lille (0,2-1 mg·min/ L), og disse organismer vil blive inaktiveret meget hurtigt.

TABEL 3.2.3
CT-værdier for udvalgte organismer.

Desinfektions-middel	Fjernelse %	T (vand)	pH	Ct mg·min/ L	Reference
<i>Giardia muris</i>					
Frit klor (Cl ₂)	99	25°C	7	26-45	Craun, 1998)
Monokloramin (ClNH ₂)	99	18°C	7	144-246	Craun, 1998)
Klor dioxid (ClO ₂)	99	25°C	7	5	Craun, 1998)
Ozon (O ₃)	99	25°C	7	0,3	Craun, 1998)
<i>Giardia sp. Human</i>					
Frit klor (Cl ₂)	99	25°C	7	<15	Craun, 1998)
Ozon (O ₃)	99	25°C	7	0,2	Craun, 1998)
<i>Cryptosporidium</i>					
Klor (Cl ₂)	99	25°C	7	7200*	Korich <i>et al.</i> , 1990
Monokloramin (ClNH ₂)	99	25°C	9-10	7200*	Korich <i>et al.</i> , 1990
Klor dioxid (ClO ₂)	99,9	25°C	6-8	96,3	Ruffel <i>et al.</i> , 2000
Klor dioxid (ClO ₂)	99,9	30°C	6-8	54,2	Ruffel <i>et al.</i> , 2000
Ozon (O ₃)	99,9	22°C	7	3-15	Finch <i>et al.</i> , 1993
Ozon (O ₃)	99	22°C	7	2-8	Finch <i>et al.</i> , 1993
<i>Klebsiella pneumoniae</i>					
Klor (Cl ₂)	99,9	23°C	7,2-7,5	0,2-13	Goel & Bouwer, 2004
Kloramin (ClNH ₂)	99,9	23°C	7,2-7,5	39	Goel & Bouwer, 2004
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>					
Klor (Cl ₂)	99,9	23°C	7,2-7,5	1,1	Goel & Bouwer, 2004
<i>E. coli</i>					
Klor (Cl ₂)	99,9	0-5°C	7	0,2	Miljøstyrelsen, 1986b
Klor (Cl ₂)	99,9	0-5°C	8,5	1	Miljøstyrelsen, 1986b
Virus					
Klor (Cl ₂)	99,9	10	6,0-9,0	4	US EPA, 1999
Kloramin (ClNH ₂)	99,9	10	6,0-9,0	1067	US EPA, 1999
Klor dioxid (ClO ₂)	99,9	10	6,0-9,0	12,8	US EPA, 1999
Ozon (O ₃)	99,9	10	6,0-9,0	0.8	US EPA, 1999

* Hvilket svarer til en CT-værdi på 9.600 mg min/L for 99,9% fjernelse.

For at hindre direkte smitte mellem brugere i svømmebadet, er der behov for hurtig inaktivering, og for nogle af organismerne er der dermed behov for en relativ høj koncentration af desinfektionsmidlerne. Dette kan ofte være vanskeligt at opfylde, og der tilstræbes derfor et niveau, som giver en bred beskyttelse af de badende.

Ud over koncentrationen af desinfektionsmidlet er der en række andre faktorer, der nedsætter virkningsgraden af klorkoncentrationen, fx pH, der har betydning for, på hvilken kemisk form desinfektionsmidlet forekommer. Derudover har temperatur og organisk belastning i bassinvandet også betydning. Partikelindholdet, har ligeledes betydning, idet organismer, der er sorberet til en overflade eller en partikel, generelt beskyttes mod desinfektion.

3.2.7 Forslag til måleparametre fx i testperiode

Indledningsvis præsenteres principperne bag det nuværende overvågningsprogram og dets måleparametre. Dette program er beregnet til at blive brugt i forbindelse med kendt desinfektionsteknologi, og erfaringsmæssigt har måleprogrammet beskyttet brugerne mod mikrobielle infektioner. Ved afprøvning af nye teknologier og desinfektionsmetoder er der imidlertid behov for at etablere måleprogrammer, som sikrer, at de nye metoder er mindst lige så gode som kendte teknologier, fx kloring, og gerne bedre. Dette betyder, at der – ud over det sædvanlige måleprogram – kan være behov for at inddrage organismer, der er særligt relevante i det aktuelle tilfælde.

Ved fx varmtvandsbade og spa-bade bør der således overvejes måling for fx *Legionella pneumophila*, hvilket er en rutinemåling i den tyske norm (DIN 19643-1, 1997). WHO anfører derimod, at *Legionella* ikke er nødvendig i rutinemålinger, men bør tages i betragtning i forbindelse med undersøgelser af udbrud (WHO, December 2004b). Ved afprøvning af nye desinfektionsmidler eller teknikker, der omfatter varmtvand og aktiviteter, som giver væsentlig aerosoldannelse, bør *Legionella* således indgå, og målinger for *Mycobacterium* bør overvejes.

Ved etablering af et måleprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler eller teknologier er det desuden vigtigt at vurdere de valgte mikroorganismers robusthed og følsomhed – om de forventes at blive inaktiveret – i forhold til de forskellige metoder.

I den videnskabelige litteratur er der ikke enighed om værdien af forskellige indikatororganismer. Normalt kræves af indikatororganismer, at de har samme resistens som de patogener, de er indikator for. Med andre ord skal indikatororganismen være til stede, hvis der er risiko for forekomst af patogener. Som nævnt indledningsvis virker det derfor ikke hensigtsmæssigt at benytte *E. coli* til at vurdere, om desinfektionseffekten er tilstrækkelig, da *E. coli* er meget klorfølsom. På den anden side er *E. coli* indikator for fækal forurening, og er den til stede i forhøjede værdier, er belastningen med fækale organismer uacceptabelt høj. Alternativt kunne anvendes Enterococcer (tidl. Streptococcer), som er mere resistent mod kloring, men til gengæld er der ikke tilstrækkelig erfaring med denne parameter til at kunne angive en vejledende værdi (WHO, December 2004b).

Enterococcer (tidl. Streptococcer) og Staphylococcer er i den videnskabelige litteratur sammenlignet med andre parametre, og fx Ibarluzea *et al.* (1998) konkluderede, at man ikke kunne pege på, at fækale streptococcer var bedre

egnet som indikator end total coliforme, fækale coliforme eller fækale streptococcer, der var lige velegnede som indikatorer for mikrobiel sikkerhed i indendørs, desinficerede svømmebassiner. Andre organismer som *Candida albicans* og *Staphylococcus aureus* har ligeledes været foreslået (Sato *et al.*, 1995).

I forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler eller teknologier vil det være relevant at følge koncentrationen af den generelle mikrobielle population – enten i form af kimaltal 37 eller kimaltal 22. Viser denne parameter væsentlige afvigelser fra det normale niveau, er det tegn på, at desinfektionen ikke fungerer tilstrækkeligt.

Der er ingen generel enighed om værdien af rutinemæssigt at monitere svømmebassiner for *Pseudomonas*, men hvis der er driftsproblemer (fx fejl i desinfektionen), kan måling for *Pseudomonas aeruginosa* komme i betragtning (WHO, December 2004b). På tilsvarende vis kan måling for *Pseudomonas aeruginosa* anvendes i vurderingen af nye desinfektionsmetoder. Ved sammenligning af effektivitet mellem forskellige fx nye eller alternative desinfektionskemikalier og -procedurer kan det være værdifuldt at benytte en kendt ”standard”-organisme (fx *Pseudomonas aeruginosa*), der kan fungere som reference. Denne standardorganisme bør således være velundersøgt under kontrollerede omstændigheder (pH, temperatur, vandkvalitet osv.) med et velkendt desinfektionsmiddel, fx klor, der i givet fald benyttes som reference. *Pseudomonas aeruginosa* indgår i både det tyske og det svenske rutinemåleprogram (tabel 3.2.1), og der opbygges på denne måde et væsentligt erfaringsgrundlag for denne organisme. En anden tilsvarende organisme *Staphylococcus aureus*, der stort set altid forekommer i vandet, når der er badende til stede, kunne bruges på tilsvarende måde.

WHO foreslår et måleprogram (tabel 3.2.4), der er mere omfattende end det nuværende danske, og WHO’s måleprogram kunne udgøre et basisprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler eller teknologier.

TABEL 3.2.4

WHO’s anbefalede minimumprøvetagningsfrekvens og indikatorer for rutinemæssig mikrobiel overvågning under normal drift af svømmebassiner med desinfektion (WHO, December 2004b Chap 5). Dette program kunne udgøre et basisprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmetoder.

	Kimaltal 37°C	Fækal indikator (fx <i>E. coli</i>)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	<i>Staphylococcus aureus</i>
Offentlige, med høj belastning	Ugentligt	Ugentligt	Efter behov	Efter behov
Halvoffentlige	Månedligt	Månedligt	Efter behov	Efter behov
Undervisnings- og varmtvandsbassiner	Ugentligt	Ugentligt	Efter behov	Efter behov
Realistiske forslag til aktionsniveauer	<10 cfu/mL	<1/100 mL	<10/100 mL	<30/100 mL

Ud over de generelle parametre og indikatororganismer, der er diskuteret ovenfor, vil det være relevant ved afprøvning af nye desinfektanter eller teknologier at undersøge udvalgte specifikke patogener, som enten er særligt resistente over for desinfektion (fx har kloring ringe effekt på *Cryptosporidium*

og på visse vira), eller som giver anledning til særlig bekymring, fx på grund af stor smitterisiko.

Til at undersøge effektiviteten af forskellige processers (fx flokkulering eller filtrering) uønskede mikroorganismer, kan der benyttes fx bakteriofager (som model for virus) eller fluorescerende mikrokugler i latex med samme størrelse som de organismer, de skal fungere som model for (fx protozoer eller bakterier).

Ydermere er det væsentligt at være opmærksom på, at alternative desinfektionsmetoder også skal kunne håndtere andre situationer end normal drift, fx fækale uheld eller episoder, der fordrer fx chok-kloring. Dette kunne fx måske være vanskeligt at håndtere ved udbredt anvendelse af membranteknologier, og det er således vigtigt at designe måleprogrammerne, så sådanne situationer bliver inddraget.

Visse desinfektionsmidler slår ikke mikroorganismene ihjel, men skader dem, så de ikke kan påvises med de traditionelle substrater. Visse patogener kan dog stadig være infektiøse, og under de rette omstændigheder kan de komme sig og begynde at gro. Det bør derfor overvejes, om der i testperioder med nye desinfektionsmetoder skal indføres resuscitationsmetoder, hvorved man blidt vækker de bakterier, som desinfektionen har skadet, men ikke fuldstændigt inaktiveret, før man laver en egentlig tælling (fx ved pladespredning).

Afslutningsvis skal det nævnes, at ved afprøvning af nye desinfektionsmetoder, hvor virkningsmekanismen ikke er fuldt kendt, vil det være relevant at lave en risikovurdering – fx baseret på kvantitativ mikrobiel risikoanalyse (qMRA). En sådan risikoanalyse bør omfatte en matematisk model, der er baseret på data om koncentrationen af den pågældende organisme i vandet, smitterisikoen (dosis-respons), estimat af hvor meget vand en bruger indtager under en given aktivitet osv. Dette fører frem til et estimat af risikoen for, at en person i en given aktivitet bliver smittet med den pågældende organisme. På samme måde kan det beregnes, hvor mange smittetilfælde dette vil føre til, fx på årsbasis.

På baggrund af denne systematiske gennemgang vil det være muligt at udpege under, hvilke omstændigheder man skal være særligt opmærksom på effektiviteten af en ny desinfektionsmetode. Er den testede desinfektionsmetode fx langsom, men meget effektiv og uden produktion af biprodukter, er den næppe egnet til at anvende i højt belastede varmtvandsbassiner, men kunne måske være velegnet til konkurrencebassiner, hvor belastningen er mindre, og hvor svømmerne opholder sig i længere tid og derfor er mere følsomme for uhensigtsmæssige biprodukter.

3.2.8 Udvikling af nye metoder

Metodemæssigt arbejdes der på at udvikle molekylært baserede metoder, som bl.a. kan benyttes til at påvise specifikke organismer, herunder virus. Det er således sandsynligt, at man hurtigt ville kunne screene for et større array af patogener. På den anden side vil monitoring af indikatororganismer stadig være relevant, da det jo ikke er givet, at man kender eller kan detektere alle de relevante organismer. Molekylært baserede metoder giver imidlertid mulighed for at benytte andre og mere relevante indikatororganismer, end der benyttes i dag.

Ydermere ville det være hensigtsmæssigt med udvikling af online, real-time systemer til at monitere den mikrobiologiske kvalitet (fx i form af ATP-koncentration), så der kan gribes ind umiddelbart, når en forurening opstår.

3.2.9 Konklusion

Et måleprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler og teknologier bør således omfatte:

- Indikatoorganismer for fækal forurening (fx *E. coli*). Selv om *E. coli* er meget følsom for kloring, og derfor inaktiveres meget hurtigere end mange andre organismer, vil deres eventuelle tilstedeværelse påvise en fækal belastning og dermed, at desinfektionen ikke er tilstrækkelig. Fravær af *E. coli* beviser derimod ikke i sig selv, at desinfektionen er tilstrækkelig.
- Velkarakteriserede organismer, med moderat følsomhed for den afprøvede teknologi – fx *Pseudomonas aeruginosa* eller *Staphylococcus aureus* for at give et konsistent sammenligningsgrundlag mellem forskellige desinfektionsmetoder.
- Den generelle mikrobielle population (fx kimtal 37), som vil afspejle et bredt spektrum af organismer og dermed desinfektionens generelle effektivitet. En markant stigning vil indikere svigt af desinfektionen
- Organismer, der er særligt relevante for den specifikke desinfektionsmetode eller svømmebadets anvendelse, fx *Legionella* i forbindelse med varmtvandsbassiner eller aerosoldannelse, fx ved spa-bade
- Problemorganismer, som er særligt resistente mod en given ny desinfektionsmetode, fx er *Cryptosporidium* særligt resistent mod kloring
- Reelt forekommende organismer, som udgør en væsentlig smitterisiko
- Modelorganismer, fx for virus (eksempelvis colifager)

Generelt anbefales det, at der gennemføres en risikovurdering af de reelt forekommende mikroorganismer i bassinvand, og at denne risikovurdering gennemføres i forhold til den specifikke anvendelse af bassinet (elitetræning, babysvømning, leg, svømmetræning osv.).

Afslutningsvis er der et markant behov for udvikling af nye analysemetoder med kortere svartider, så de kan benyttes i styringen af svømmebadets drift, og metoder til kvantitativ måling af en række organismer, som kun i begrænset omfang kan måles i dag, fx vira.

4 Vandkvalitetskrav til svømmebade

Formålet med dette kapitel er at give et overblik over de vandkvalitetskrav, der stilles til offentlige svømmebade i europæiske lande, således at det er muligt at forholde sig til variationen i de forskellige vandkvalitetsparametre og identificere eventuelle parametre, hvor danske krav afviger fra andre europæiske. Sammenligningen er foretaget for såvel mikrobiologiske som kemiske vandkvalitetsparametre.

Herudover er der i dette kapitel foretaget en sammenligning mellem danske forhold og den tyske DIN-norm, der må anses for at være den grundigst gennemarbejdede norm på området i Europa.

4.1.1 Sammenligning af europæiske vandkvalitetskrav

I modsætning til mange andre områder vedrørende vandmiljøet foreligger der for svømmebade ikke fælles europæiske regler for kvaliteten af bassinvand. Dette medfører, at der i de europæiske lande er meget forskellige krav til vandkvaliteten i svømmebade i form af forskellige maksimum- og minimumsværdier for mikroorganismer og kemiske parametre. I nogle lande er kvalitetskrav for bassinvandet angivet i love/bekendtgørelser, og enkelte lande har i kravene angivet normer for teknik, hvor krav til kvaliteten af bassinvandet og hygiejne er stillet ud fra, hvad der er teknisk muligt og økonomisk acceptabelt. Dette gælder således i Tyskland, hvor der ikke eksisterer lovbestemte krav, men hvor den enkelte bundesstat har egne krav til vandkvaliteten. Kravene har primært udgangspunkt i den tyske norm DIN 19643.

En oversigt over mikrobiologiske henholdsvis kemiske vandkvalitetskrav, der anvendes som udgangspunkt for regulering af svømmebade i forskellige europæiske lande, fremgår af tabel 4.1.1 (Botzenhart & Pfeilsticker, 1999).

Tabel 4.1.1

Oversigt over grænseværdier for mikrobiologiske og kemiske parametre i svømmebadsvand i europæiske lande (Botzenhart & Pfeilsticker, 1999).

Land	Kimtal ved 37°C cfu/ml	<i>E. coli</i> cfu/100 ml	Koliforme bakterier cfu/ 100 ml	Fækale koliforme bakterier cfu/100ml	<i>Pseudo- monas aeruginosa</i> cfu/100 ml	<i>Legionella pneumophila</i> cfu/1 ml	<i>Staphy- lococcus aureus</i> cfu/ 100 ml
Tyskland	≤ 100	i.p.	i.p.	-	i.p.	i.p.	-
Belgien, Flandern	≤ 100	i.p.	< 20	-	i.p.	i.p.	i.p.
Belgien, Wallonien	≤ 100	-	-	-	≤ 1	i.p.	≤ 10
Danmark	≤ 10	-	-	≤ 10 ²⁾	< 10	-	-
Frankrig	≤ 100	i.p.	≤ 10	i.p.	-	-	i.p.
Storbritannien	≤ 10	i.p.	i.p.	-	i.p.	-	-
Italien	≤ 200	-	≤ 1	i.p.	-	-	≤ 10
Holland	≤ 100	-	i.p.	-	-	-	-
Østrig	I ≤ 100 U ≤ 300	i.p.	-	-	i.p.	< 0,01 ³⁾	-
Sverige	≤ 100	-	-	-	< 1	-	-
Schweiz	≤ 100 ¹⁾	i.p.	≤ 10	-	i.p.	i.p. ³⁾	-
Spanien Ara	≤ 200	-	≤ 10	i.p.	i.p.	-	i.p.
Spanien, Gal	≤ 200	-	≤ 10	i.p.	i.p.	-	i.p.
Spanien, Kas	≤ 100	-	≤ 10	i.p.	i.p.	-	i.p.
Spanien, Kat	-	-	-	i.p.	-	-	i.p.

Land	Frit klor mg/l	Bundet klor mg/l	Total klor mg/l	Trihalometan µg/l	pH værdi	KMnO ₄ mg/l ⁸⁾
Tyskland	0,3 -0,6	≤ 0,2	-	≤ 20	6,5-7,6	≤ 3
Belgien, Flandern	I ≤ 1,5 U ≤ 3,0	≤ 1,0	-	-	7,0-7,6	≤ 20
Belgien, Wallonien	0,6-4,0	≤ 0,3 ⁷⁾	-	-	7,0-7,6 ⁷⁾	≤ 5 ⁷⁾
Danmark	I: 1,0-3,0 U: 1,0-5,0	0,5-1,0	-	I: 25-50 U: 50-100	7,0-8,0	≤ 10
Frankrig	0,4-1,4	≤ 0,6	-	-	6,9-7,7	≤ 16
Storbritannien	1,0-3,0	≤ 1,0	-	-	7,2-7,8	-
Italien	≤ 1,0	-	-	-	6,5-8,3	Som fødevand
Holland	0,5	≤ 1,0	-	-	6,8-7,8	⁴⁾
Østrig	I: 0,3-1,2 U: 0,3-2,0	≤ 0,3	-	-	6,5-7,8	≤ 4
Sverige	Ca. 0,4 -1,6	≤ 0,4	≤ 2,0	-	7,2-7,6	≤ 16
Schweiz	0,1-0,8 0,7-1,5 ⁵⁾	≤ 0,4 ⁶⁾	-	30	6,8-7,6	I ≤ 5 U ≤ 10
Spanien Ara	0,4-1,5	-	1,0-2,1	-	7,0-7,8	≤ 16
Spanien, Gal	1,4	≤ 0,5	-	-	7,0-8,0	≤ 36
Spanien, Kas	0,4-1,5	-	1,0-2,1	-	7,0-8,2	≤ 16
Spanien, Kat	0,5-2,0	-	1,1-2,6	-	8,0-7,8	≤ 16

Noter:

Spanien: Ara: Aragonien. Gal: Galicien. Kas: Kastilien. Kat: Katalonien.

i.p.: ikke påviseligt – ingen værdier angivet.

I: indendørs.

U: udendørs.

1) Ved spidsbelastning <1.000.

2) I Danmark undersøges for termotolerante coliforme bakterier og ikke for coliforme bakterier. Termotolerante coliforme bakterier er stort set lig med fækale colibakterier.

3) Undersøges kun i varmt vand eller ved aerosoldannelse.

4) 70% af KMnO_4 forbruget + 6 mg/l.

5) Varmtvandsbassiner, massage.

6) Skal være 0,30 mg/l ifølge SIA normen.

7) Efter nye normer i 2002.

8) Koncentrationsstigning i forhold til spædevand. På grund af forskellige målemetoder og eventuelle andre specifikke forhold er direkte sammenligninger af angivne parametre ikke i alle tilfælde tilrådelig.

Ifølge Botzenhart & Pfeilsticker (1999) er den sammenfattede konklusion, at de europæiske lande har meget forskellige procedurer for monitorering af vandkvaliteten i offentlige svømmebade. Nogle lande bruger generelt accepterede tekniske normer, nogle officielt anbefalede guidelines, mens andre har regler (love/bekendtgørelser), der er defineret af lokale myndigheder.

De mikrobiologiske krav er til en vis grad identiske med adapterede krav til eksempelvis fækale koliforme bakterier, der ikke accepteres i 100 ml bassinvand. For andre organismer, som eksempelvis *Legionella*, *Staphylococcus* eller *Pseudomonas aeruginosa*, eksisterer der ingen ensartet regulering.

I alle lande skal bassin vandet desinficeres med klor. Imidlertid er der store forskelle i de maksimalt accepterede koncentrationer af frit og bundet klor, organisk stof og klorerede organiske forbindelser.

4.1.2 Sammenligning: Tysk - dansk norm

I Tyskland foreligger der ingen national lov, der regulerer vandkvaliteten i svømmebade, men reguleringen foretages af de lokale myndigheder i de enkelte bundesstater. De fleste bundesstater regulerer vandkvaliteten i svømmebade med udgangspunkt i den tyske Norm DIN 19643.

I DIN 19643 er der opstillet krav til vandkvaliteter og hygiejne ud fra, hvad der er teknisk muligt og økonomisk acceptabelt, og der gives omfattende beskrivelser af, hvilke teknikker der skal anvendes for at kunne leve op til de opstillede vandkvalitetskrav.

Vandkvalitetskravene i DIN 19643 er for mange parametre de strengeste i Europa, og det kan således være interessant at foretage en sammenligning af disse med de danske krav, beskrevet i den danske bekendtgørelse og vejledning (Miljøministeriet, 1988; Miljøstyrelsen, 1988).

En sammenligning kan medvirke til at give en forståelse for forskellene i de angivne kvalitetskrav samt til at pege på muligheder for at forbedre de danske vandkvalitetskrav. I tabel 4.1.2 er der foretaget en direkte sammenligning af vandkvalitetskrav i den tyske DIN 19643 og den danske bekendtgørelse og tilhørende vejledning.

TABEL 4.1.2
Tyske og danske krav til rent vand og bassinvand.

Parameter	Enhed	Rent vand		Bassinvand Tyskland		Bassinvand Danmark	
		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Mikrobiologiske krav							
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (36 ± 1) °C	Antal/100 ml	-	i.p. ¹⁾	-	i.p. ¹⁾	-	< 10
<i>Escherichia coli</i> (tild. Termotolerante coliforme bakterier)	antal/100 ml	-	i.p. ¹⁾	-	i.p. ¹⁾	-	< 10
<i>Legionella pneumophila</i>	antal/ml	-	-	-	i.p. ^{1) 3)}	-	-
	antal/100 ml	-	i.p. ^{1) 2)}	-	-	-	-
Kimtal ved (20 ± 2) °C	antal/ml	-	20	-	100	-	-
Kimtal ved (36 ± 1) °C	antal/ml	-	20	-	100	-	< 10
Fysiske og kemiske krav							
Farve	1/m	-	0,4	-	0,5	-	-
Turbiditet	FNU ⁴⁾	-	0,2	-	0,5	-	0,3
Klarhed	-	-	-	Upåklagelig sigtbarhed over hele bassinbunden		Vandet skal være klart	
pH-værdi ferskvand		6,5	7,6	6,5	7,6	7,0	8,0
pH-værdi saltvand		6,5	7,8	6,5	7,8	-	-
Nitrattilvækst i forhold til spædevand ⁶⁾	mmol/m ³	-	-	-	322	-	-
	mg/l	-	-	-	20	-	-
Oxiderbarhed med Mn VII □ II som O ₂ over spædevandet ⁷⁾	mg/l	-	0	-	0,75	-	-
KMnO ₄ - forbrug over spædevandets ⁷⁾ værdi som KMnO ₄	mg/l	-	0	-	3	-	< 10
Redox-potentiale ⁸⁾ mod Ag/AgCl, 3,5 mol KCL							
For ferskvand							
a) 6,5 ≤ pH-værdi ≤ 7,3	mV	-	-	750	-	-	-
b) 7,3 ≤ pH-værdi ≤ 7,6	mV	-	-	770	-	-	-
For saltvand							
a) 6,5 ≤ pH-værdi ≤ 7,3	mV	-	-	700	-	-	-
b) 7,3 ≤ pH-værdi ≤ 7,8	mV	-	-	720	-	-	-
Redox-potentiale ⁸⁾ for vand med et kloridindhold >5000 mg/l såvel for bromid- og jodidholdigt vand, over 0,5 mg/l	mV	-	-	Værdien skal bestemmes eksperimentelt		-	-
Frit klor ^{5) 13)}							
a) alment (DK: ≤ 25 m)	mg/l	0,3	Efter	0,3 ⁹⁾	0,6 ⁹⁾	0,5	3,0
b) spa-bassiner (DK: øvrige bassiner)	mg/l	0,7	behov	0,7 ⁹⁾	1,0 ⁹⁾	1,0	5,0
Bunden klor ^{10) 12) 13)}	mg/l	-	0,2	-	0,2	0,5	1,0
Trihalometan som kloroform ^{10) 12)}	mg/l	-	-	-	0,020 ¹¹⁾		
a) Alment (DK: ≤ 25 m)							0,050
b) Spa-bassiner (DK: øvrige bassiner)							0,100

Noter:

¹⁾ i.p. ikke påviseligt.

²⁾ I filtratet ved bassintemperatur ≤ 23°C.

³⁾ I bassin vandet ved spa-bade såvel som andre aerosoldannende vandkredsløb og bassintemperatur ≤ 23°C.

⁴⁾ FNU: Formazine Nephelometric Units. Turbiditetsenhed efter DIN EN ISO 7027.

⁵⁾ Så længe der ikke foreligger strengere krav i de videre normer i rækken.

⁶⁾ Gælder ikke for bassin vand behandlet med ozon.

⁷⁾ Hvis oxyderingsværdi af filtratet i ubelastet anlæg ligger under værdien i spædevandet, gælder denne lavere værdi som reference.

⁸⁾ Man skal installere et fast måle- og registreringsapparat til løbende måling af Redox-potentiale. Apparatet skal have en fejlvisning på max ± 20 mV. Ved afvigelse af aflæsningsværdier på mere end 50 mV skal funktion og drift af behandlingsanlægget kontrolleres. Måleværdier skal angives med referenceelektrode eller til den omregnede værdi.

⁹⁾ Disse koncentrationer gælder kun, når lavere koncentrationer ikke angives i de videre normer for den relevante proceskombination. Under visse driftsforhold kan højere koncentrationer være påkrævet i en kortere periode, for at overholde de mikrobiologiske krav. Herunder skal man undersøge og afhjælpe årsagen. De forhøjede koncentrationer af frit klor i bassin vandet må dog ikke overstige 1,2 mg/l.

¹⁰⁾ Eksisterende anlæg, som ikke overholder disse krav, skal ombygges inden for 5 år fra vedtagelsen af denne norm.

¹¹⁾ Højere værdier må forekomme i friluftsbassiner under højere klorering for at overholde de mikrobiologiske krav.

¹²⁾ Gælder ikke for koldt vandsbassiner ≤ 2 m³, som konstant gennemstrømmes af spædevand.

¹³⁾ Ved bromid- og jodidholdigt vand: frit eller bundet halogen som klor.

I forhold til de danske krav er den væsentlige forskel i de tyske normer, at der opereres med kvalitetskrav til det rensede vand inden tilsætning af klor, angivet i kolonnen ”Rent vand”. Dette krav er indført, fordi der ikke må tilføres vand til bassinet, som har en ringere kvalitet end den angivne bassinvandskvalitet. Ved at måle på det rensede vand fås samtidig en løbende kontrol af, om vandbehandlingen virker tilfredsstillende.

I forhold til kravene til kvaliteten af bassinvandet er der forskelle på en række parametre. Med hensyn til de mikrobiologiske krav er der i Tyskland et væsentligt lempeligere krav for den generelle mikrobiologiske kvalitet, angivet som kimaltal ved 37°C. Til gengæld stilles der i DIN 19643 krav til kimaltallet ved 20°C samt både krav til *Legionella pneumophila*, *E. coli* og *Pseudomonas aeruginosa*, hvor der i de danske krav kun måles for *E. coli* og *Pseudomonas aeruginosa* ved overskridelser af kvalitetskravet til kimaltal ved 37°C (målet for den generelle mikrobiologiske kvalitet).

Vedrørende de kemiske vandkvalitetskrav ses det, at der i DIN 19643 stilles krav til et væsentligt lavere indhold af frit klor samt lavere pH-værdier, og det skal samtidig sikres, at redox-potentialet er minimum 750 mV. I de danske regler stilles der ikke krav til redox-potentialet, og der opereres med et væsentligt højere indhold af frit klor og højere pH-værdier. I DIN 19643 stilles ligeledes krav til en maksimal tilvækst i indholdet af organisk stof målt som KMnO_4 på 3 mg/l, hvor kravet i Danmark er en maksimal tilvækst på 10 mg/l. I Tyskland er der desuden krav til oxiderbarheden af det organiske stof, hvilket ikke reguleres i Danmark. I forhold til indholdet af desinfektionsbiprodukter er der i DIN-normen væsentligt strengere krav til indholdet af bundet klor og trihalomethaner end i Danmark.

Ud over kravene til vandkvaliteten i bassiner og spædevand opereres der i de tyske svømmebade med krav til løbende kontrol af funktionen af vandbehandlingsanlægget – sandfiltre og aktive kulfiltre. Kravene er i DIN 19643 udmøntet som grænseværdier for vandkvaliteten i filtratet, dvs. det behandlede vand umiddelbart efter filtret. I tabel 4.1.3 og 4.1.4 er angivet retningslinjer for funktionskrav til henholdsvis sandfiltre og aktive kulfiltre.

TABEL 4.1.3
Retningslinier for driftskontrol af sandfiltreringen i henhold til DIN 19643-1: 1997-04.

Parameter	Enhed	Filtrat
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p. ¹⁾
<i>Escherichia coli</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p. ¹⁾
<i>Legionella pneumophila</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p. ¹⁾
Kolonidannende enheder (KBE) ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/ml	≤ 100
Turbiditet	FNU ²⁾	$\leq 0,20$
Oxiderbarhed Mn VII \rightarrow II over spædevandets ³⁾ værdi, som O_2	mg/l	0
KMnO_4 -forbrug over spædevandets ³⁾ værdi, som KMnO_4	mg/l	0
Redox – spænding mod Ag/AgCl 3,5 mol/l KCl	mV	≥ 650
Ortho-fosfat som P	mg/l	$\leq 0,005$
Jern ⁴⁾	mg/l	$\leq 0,020$
Aluminium ⁴⁾	mg/l	$\leq 0,050$

¹⁾ i.p.: ikke påviseligt.

²⁾ FNU (Formazine Nephelometric Unit) Turbiditetsenhed efter DIN EN ISO 7027.

³⁾ Hvis oxiderbarheden af det færdigbehandlede vand ved ubelastet anlæg er under spædevandets værdi, skal den lavere værdi anvendes som referenceværdi; men ligger

spædevandets oxiderbarhed under 0,5 mg/l henholdsvis under 2 mg/l KMnO_4 , gælder 0,5 mg/l henholdsvis 2 mg/l KMnO_4 som referenceværdi.

⁴⁾ Kun ved relevant tilsætning.

TABEL 4.1.4

Retningslinier for driftskontrol af behandling i aktive kulfiltre i henhold til DIN 19 643-1:1997-04.

Parameter	Enhed	Filtrat
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p.
<i>Escherichia coli</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p.
<i>Legionella pneumophila</i> ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/(100 ml)	i.p.
Kolonidannende enheder (KBE) ved $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$	1/ml	≤ 100
Turbiditet	FNU ²⁾	$\leq 0,1$
Oxiderbarhed Mn VII \rightarrow II over spædevandets værdi, som O_2	mg/l	0
KMnO_4 -forbrug over spædevandets værdi, som KMnO_4	mg/l	0
Bundet klor (Ved bromid- og jodidholdigt vand: Bundet halogen som klor)	mg/l	$< 0,1$
Trihalometaner (THM) beregnet som kloroform	mg/l	$\leq 0,020$
Adsorberbare organiske halogenforbindelser (AOX) beregnet som klor, DIN EN 1485	mg/l	$\leq 0,1$

Som det fremgår af parametrene i tabellerne 4.1.3 og 4.1.4, sigter kontrolkravene dels mod at sikre rensfunktionen af filtrene og dels mod at belyse eventuel uønsket vækst af mikroorganismer i filtrene.

I henhold til DIN 19643 kræves udskiftning af kullene, når værdierne i tabel 4.1.4 for THM og AOX er overskredet.

4.1.3 Myndighedskontrol

Nærværende rapport omhandler ikke en sammenligning af myndighedskontrollen i europæiske lande. Dog er der i det følgende knyttet enkelte kommentarer til den danske myndighedskontrol, idet opbygningen og håndhævelsen af denne kontrol er et afgørende element i den i praksis resulterende vandkvalitet i danske svømmebade.

Grundlæggende er den danske kontrol opbygget som en lokal kontrol, dvs. at det er badets ansvarshavende, sædvanligvis bademesteren, der foretager den lovbestemte daglige kontrol, som skal protokolleres. Derudover foretager kommunerne månedlig kontrol med vandkvaliteten i de bade- og svømmebassiner, der er amtsligt og privat ejet, og amterne har modsat tilsynspligten i kommunalt ejede svømmebade. I den nuværende situation med nedlæggelse af amter og kommunalreform er det væsentligt at fremhæve, at disse ændringer må gennemføres uden, at bortfaldet af den hidtidige gensidige kontrol fører til en forringelse af vandkvaliteten i danske svømmebade.

Et af de praktiske problemer med myndighedskontrollen er, at tilbagemeldingerne til ansvarshavende bademester ofte kommer så sent, at en oplysning om forringet vandkvalitet kun kan have historisk betydning. Tilbagemeldinger om godkendt kvalitet kan fremkomme endnu senere. Med de udbyggede muligheder for automatisk måling og registrering samt udvikling og udvidet anvendelse af hurtigmetoder til måling af kemiske og mikrobiologiske parametre kan der etableres mulighed for, at kontrollen af vandkvaliteten på sigt i højere grad baseres på egenkontrol, hvorved der i rette tid kan gribes ind over for eventuel svigtende vandkvalitet.

4.1.4 Konklusion

Ved sammenligning af de procedurer og krav, der anvendes ved regulering af såvel den mikrobiologiske som den kemiske vandkvalitet i svømmebade i de centraleuropæiske lande, er den sammenfattende konklusion, at der er store forskelle i de anvendte procedurer. Nogle lande bruger generelt accepterede tekniske normer, nogle officielt anbefalede guidelines, mens andre har regler (love/bekendtgørelser), der er defineret af lokale myndigheder.

Med hensyn til den mikrobiologiske vandkvalitet synes der at være relativt ensartede krav til de generelt accepterede mikrobiologiske parametre: total kim 37°C , coliforme bakterier og *Pseudomonas aeruginosa*, mens der for andre mikroorganismer eksempelvis *Legionella* og Staphylococcer ikke eksisterer nogen ensartet regulering.

I alle lande skal bassin vandet desinficeres med klor, om end det tilladte indhold af klor varierer meget fra land til land. Eksempelvis skal indholdet i Tyskland ligge mellem 0,3-0,6 mg/l, mens det i England og Danmark skal ligge mellem 1-3 mg/l. Ligeledes ses der for det bundne klor store forskelle i anvendte krav med de laveste i Tyskland på $\leq 0,2$ mg/l og de højeste i England og Holland på ≤ 1 mg/l. Indholdet af THM reguleres umiddelbart kun i Tyskland, Danmark og Schweiz med tilladte værdier mellem 20-50 $\mu\text{g/l}$. Kravene til pH varierer også en del - dækkende intervallet 6,5-8,3.

I Tyskland reguleres vandkvaliteten i svømmebade med udgangspunkt i den tyske Norm DIN 19643, der for mange parametre har de strengeste krav i Europa. Ved en direkte sammenligning af den danske lovgivning og tyske norm fås imidlertid en forståelse for forskellene i de angivne kvalitetskrav, hvilket samtidig viser muligheder for at forbedre de danske vandkvalitetskrav. I forhold til de danske krav er den væsentlige forskel i de tyske normer, at der er opereres med kvalitetskrav til det rensede vand inden tilsætning af klor. Dette krav er indført, fordi der ikke må tilføres vand til bassinet, som har en ringere kvalitet end den angivne bassin vandskvalitet. Ved at måle på det rensede vand fås samtidig en løbende kontrol af, om vandbehandlingen virker tilfredsstillende. Denne praksis kan med fordel inddrages i den danske regulering af området for at sikre, at vandbehandlingen i de danske svømmebade er tilstrækkelig til at sikre en høj bassin vandskvalitet, og dette bliver om end endnu vigtigere, når nye teknologier til forbedring af vandkvaliteten i svømmebade begynder at blive anvendt.

5 Alternativer til klor

Dette kapitel omhandler egentlige alternativer til klor som desinfektionsmiddel; altså kemikalier, der direkte vil kunne erstatte klor til desinfektion af svømmebadsvand.

Indledningsvis omtales og diskuteres danske og tyske krav til desinfektionsmidler i svømmebadsvand. Diskussionen omhandler især relevansen af de stillede krav set i lyset af de differentierede bassinanvendelser. Dernæst præsenteres kort et antal umiddelbart relevante alternative desinfektionsmidler, hvor flere af disse imidlertid kan udelades på baggrund af en indledende screening af alternativernes egenskaber. De resterende mulige alternativer vurderes efterfølgende i relation til de krav, der stilles til desinfektanter i svømmebadssammenhæng, og der opstilles en sammenlignende tabel.

5.1 KRAV TIL DESINFEKTIONSMIDLER

I Miljøstyrelsens Vejledning nr. 3 (1988) er det angivet, at desinfektionsmidler skal opfylde følgende krav:

- Effektivt over for aktuelle mikroorganismer
- Hurtigvirkende med kimdrab inden for få sekunder, så smitstoffer udskilt fra en person, inaktiveres inden de kan optages af en anden person
- Langvarigt virkende, hvorved bassinvandet får en vis desinfektionskapacitet
- Let og sikkert at opbevare, dosere, fordele og måle
- Fri for uacceptable bivirkninger for de badende og personalet
- Økonomisk overkommelig

I Tyskland er kravene formuleret lidt anderledes, men følger generelt de samme overordnede principper. Følgende krav til desinfektionsmidler stilles i den tyske DIN-norm:

- Hurtigvirkende med kimdrab inden for få sekunder. Midlet skal kunne reducere *Pseudomonas aeruginosa* med en faktor 10^4 (log 4) indenfor 30 sekunder
- Stor oxidationskraft for kimdrab og inaktivering af virus og for oxidation af organiske belastningsstoffer
- Tilstrækkelig depotvirkning til at opretholde desinfektionsvirkningen under cirkulationen i bassinet fra indløb og til udløb
- Det skal være let for driftspersonalet og kontrolmyndigheden at bestemme koncentrationen af desinfektionsmidlet i bassinvandet
- Det skal være muligt at bestemme koncentrationen elektrokemisk samt styre og regulere tilsætningen af desinfektionsmidlet for opretholdelse af en konstant koncentration
- Der skal være stor båndbredde (sikkerhed) mellem kimdrab og en skadelig påvirkning af badegæsternes sundhed

Betragtes de danske og tyske krav til desinfektionsmidler, ses det umiddelbart, at der ikke er stor forskel på kravene. I det følgende er kravenes relevans samt eventuelle forskelle og mangler kort diskuteret.

Desinfektionsmidlet skal være hurtigtvirkende og effektivt over for mikroorganismer. De tyske krav er kvantitativt præcise med angivelse af en testorganisme og en nødvendig desinfektionshastighed. Det er imidlertid ikke umiddelbart klart, at den angivne organisme og den angivne reduktionshastighed er repræsentativ for de forskellige risikobilleder, der i dag forekommer i forbindelse med badendes anvendelse af offentlige svømmebade eller rekreative badelande. I lyset af de komfort- og sundhedsmæssige gener, der i dag opleves ved anvendelse af klor som desinfektionsmiddel, synes det således oplagt, at der kunne arbejdes med et mere differentieret kravsystem, hvor der eventuelt kan anvendes mere langsomt virkende desinfektionsmidler, hvor risikobilledet begrunder dette. Dette kunne eksempelvis være bassiner, som blot anvendes af konkurrencesvømmere, der opholder sig meget længe i svømmebadsvandet, eller bassiner, hvor terapeuter opholder sig meget længe og derfor udsættes for et belastende arbejdsmiljø.

I de tyske krav peges også på, at desinfektionsmidlet skal have stor oxidationskraft over for organisk stof. Det er ikke umiddelbart indlysende, at oxidationen af organisk stof bør kobles sammen med desinfektionsprocessen, idet reduktionen af organisk stof udmærket kan finde sted i vandbehandlingsanlægget – helt adskilt fra desinfektionen.

I både danske og tyske krav er det betonet, at desinfektionseffekten skal være blivende, så det er muligt med den aktuelle bassinhydraulik at opretholde en tilfredsstillende desinfektionseffekt overalt i bassinvandet. Et krav, hvis relevans næppe kan diskuteres, og hvor det er vigtigt at have for øje, at der er et tæt samspil mellem stabiliteten af et desinfektionsmiddel og proceshydraulikken i svømmebadssystemet. Eller sagt med andre ord: hvis der findes områder i svømmebadet med langsom udskiftning af vandet – fx ”døde hjørner” – er det vigtigt, at koncentrationen af desinfektionsmidlet holdes på et sådant niveau, at der også er tilstrækkelig desinfektionseffekt i sådanne områder.

I begge krav betones, at det skal være let at dosere og regulere mod at fastholde en ønsket koncentrationen i svømmebadsvandet samt, at det skal være let at måle og kontrollere det aktuelle desinfektionsniveau. I alle tilfælde krav, det ikke er relevant at sætte spørgsmålstejn ved. Det er vigtigt i denne sammenhæng at fokusere på, at også de arbejdsmiljømæssige forhold ved opbevaring og eventuel håndtering af desinfektionsmidlet i koncentreret tilstand skal være tilfredsstillende.

I både de danske og tyske krav er det påpeget, at der ikke som følge af desinfektionen må opstå uacceptable bivirkninger eller sundhedsmæssige påvirkninger af de badende – eller som anført i de danske krav – svømmebadspersonalet. Der skal således være sikker afstand mellem den koncentration, som giver tilstrækkelig desinfektionseffekt, og den koncentration som kan give en skadelig påvirkning af badegæsternes og personalets sundhed. Der må i den sammenhæng ikke kunne dannes biprodukter i svømmebadet i et omfang, der kan give en skadelig påvirkning af badegæsternes og personalets sundhed. Anvendelse må ikke give anledning til komfortmæssige gener hos badegæster og personale.

For både danske og tyske krav savnes bemærkninger om miljømæssige forhold i forbindelse med desinfektionsmidler. Det skal være miljømæssigt forsvarligt at anvende midlet, og dette skal dokumenteres ved en miljømæssig vurdering af desinfektionsmidlet. Vurderingen bør som minimum omfatte en vurdering af afgivne emissioner til vand, luft mv.

Ud fra ovenstående kan det konkluderes, at der i forbindelse med vurdering af egnetheden af nye desinfektionsmidler – alternativer til klor – ikke eksisterer relevante, klare og operationelle kriterier for en sammenlignende vurdering på de væsentlige områder: desinfektionsevne og biproduktdannelse.

Med henblik på vurdering af desinfektionsevne må det således anbefales, at der udarbejdes klare forsøgsprotokoller for en laboratoriebaseret sammenligning mellem et nyt desinfektionsmiddel og klor. Protokollen skal beskrive, hvorledes der under velkontrollerede betingelser i laboratoriet skal gennemføres sammenlignende tests af desinfektionshastighed og -effektivitet over for udvalgte mikroorganismer, der vil være relevante for risikobilledet ved den påtænkte anvendelse af desinfektionsmidlet. Forsøgene skal ligeledes belyse henfaldstiden for eventuelle alternative desinfektanter samt metoder til måling af desinfektantkoncentrationen.

De sundhedsmæssige forhold bør dokumenteres ved en kemisk vurdering af desinfektionsmidlet selv samt af dannede stoffer som følge af desinfektionsmidlet – om nødvendigt suppleret med analyser af mængden af dannede stoffer. Ud fra mængden af desinfektionsmiddel og dannede biprodukter i badevand og indåndingsluft udføres en sundhedsmæssig vurdering af stoffernes forventede effekt på badegæster og personale – eksempelvis i henhold til EU's retningslinier, (Technical Guidance Document, 2003). Det kontrolleres for velbeskrevne risikobilleder, at afstanden til sundhedseffekter over for badende og ansatte er acceptabel. Det må endvidere anbefales, at der udarbejdes forsøgsprotokoller, der under velkontrollerede forsøgsbetingelser i laboratorieskala kan belyse dannelsen af uønskede biprodukter ved anvendelse af den pågældende desinfektant.

5.2 ALTERNATIVE DESINFEKTIONSMIDLER

De midler, der er fundet relevante at overveje i nærværende projekt, er:

- Klordioxid
- Brintperoxid
- Brom
- Jod
- Ozon
- Sølv- og kobberforbindelser
- Organiske biocider

Nogle af disse desinfektionsmidler kan dog udelades alene på baggrund af en indledende screening af midlernes egenskaber.

Klordinoxid er et effektivt desinfektionsmiddel med en vis udbredelse inden for drikkevandsdesinfektion. Midlet er dog ikke anvendeligt som desinfektionsmiddel til svømmebade som følge af desinfektionsmidlets giftighed i luft, hvilket er påpeget i såvel Miljøstyrelsens Vejledning nr. 3, (1988) som i den tilsvarende svenske vejledning (Statens Naturvårdsverk,

1991). Det vurderes således, at der ikke for klordioxid – på grund af luftartens giftighed – er den ønskede sikre afstand mellem det nødvendige niveau til sikring af desinfektionen og et niveau, hvor sundhedsskadelige effekter kan opstå hos badende og personale.

Brom er ligeledes et effektivt desinfektionsmiddel, men brom udgår som følge af, at de dannede biprodukter vurderes at være betydeligt mere sundhedsskadelige end klors biprodukter (WHO, November 2004a).

Ozon er et overordentligt kraftigt desinfektions- og oxidationsmiddel, men ozon udgår som følge af, at ozondampe fra eventuelt ozon i bassinvandet vil være uacceptabelt sundhedsskadelige, og der er således ikke nogen sikker afstand fra et desinfektionsniveau i bassinvandet til et niveau, hvor sundhedsskadelige effekter kan opstå hos badende og personale.

De resterende midler er vurderet i det efterfølgende i forhold til de skitserede vurderingskrav, se også tabel 5.2.1.

5.2.1 Brintperoxid

Brintperoxid er et bredt anvendt oxidationsmiddel (oxidationspotentiale = 1,8 V mod klors 1,4 V), som kan benyttes til såvel oxidation af organisk stof – typisk i forbindelse med avancerede oxidations processer – samt til desinfektion af vand. Brintperoxid har en lav naturlig dekomponeringshastighed i vand ved de pH-værdier, der anvendes i svømmebade, samt relative langsomme reaktioner med organisk stof, hvorfor det er relativt nemt at holde et restindhold i vandet til desinfektion (Pedahzur *et al.*, 1995). Der findes endvidere brintperoxidprodukter, som er stabiliserede, så hastigheden, hvormed brintperoxid naturligt nedbrydes, bliver mindsket, hvorved der kan bevares en desinficerende effekt i endnu længere tid (Borgmann-Strahsen, 2003).

Brintperoxid benyttes som oxidationsmiddel ved private svømmebassiner, men er også i brug ved bl.a. terapibassiner i Norge og Sverige. Ved disse bassiner holdes en koncentration af brintperoxid på omkring 100 mg/l.

5.2.1.1 Desinfektionseffekt

Til trods for det høje oxidationspotentiale er brintperoxids desinficerende effekt ikke karakteriseret ved drab/oxidation af mikroorganismer, men er mere karakteriseret som en væksthæmmende effekt (Statens Naturvårdsverk, 1991; Borgmann-Strahsen, 2003). Yderligere synes brintperoxids desinficerende effekt at være knyttet til en samtidig tilstedeværelse af overgangsmetaller som eksempelvis Cu, Fe og Ni (Pedahzur *et al.*, 1997). På grund af den primært væksthæmmende effekt er desinfektion med brintperoxid ofte langsom sammenholdt med klorering, og der kræves ofte relativt høje koncentrationer for at opnå en tilstrækkelig effekt.

Borgmann-Strahsen (2003) gennemførte således en sammenlignende vurdering af desinfektionseffektiviteten af hydrogenperoxid i forhold til klor i svømmebadsvand. Effektiviteten blev vurderet over for følgende svømmebadsrelevante mikroorganismer: *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*, *Legionella pneumophila*, *Staphylococcus aureus* og *Candida albicans*. Ved testen medførte klor i en koncentration på 1 mg/l en log 4 reduktion i indholdet af alle testede mikroorganismer efter 30 minutter, hvorimod brintperoxid i en koncentration på 150 mg/l kun medførte en reduktion på log 0 til log 0,33 efter 30 minutter.

Den ringere og langsommere effekt af brintperoxid bekræftes af Pedahzur *et al.* (1995), der i drikkevand fandt en log 0,65 reduktion af tre *E. Coli* stammer efter 60 minutter ved en brintperoxid koncentration på 30 mg/l.

Ifølge US EPA (1999a) kræver en log 2 inaktivering af polio virus 15.000 mg/l brintperoxid i 24 minutter = 360.000 mg*min/l, hvilket er en meget ringere desinfektionseffekt end klor.

5.2.1.2 Biprodukter

På grund af den langsomme reaktion med organisk stof forventes brintperoxid ikke at producere væsentlige koncentrationer af desinfektionsbiprodukter men der foreligger p.t. ikke publiceret viden om biprodukterne ved desinfektion med brintperoxid. Dette bør således undersøges nærmere ved kontrollerede laboratorieforsøg, inden en egentlig anvendelse af brintperoxid afprøves.

5.2.1.3 Dosering og måling

Brintperoxid kan doseres til bassinvand som en koncentreret opløsning men kan også produceres elektrolytisk (Drogui *et al.*, 2001). Brintperoxid kan måles online med et proces-refraktometer.

Brug af brintperoxid som eneste desinfektionsmiddel er driftsmæssig en relativ dyr løsning, og den vil være væsentlig dyrere i forhold til brug af klor.

Brintperoxid har en meget lav Henry's lov konstant på 0,00144 Pa·m³/mol, hvorfor der ikke umiddelbart må forventes en overskridelse af Arbejdstilsynets grænseværdi for brintperoxid i luft på 1,4 mg/m³ (AT-Vejledning, 2002) ved de koncentrationer, der er nødvendige ved anvendelse som desinfektant i svømmebade.

5.2.2 Jod

Jod har været brugt til desinfektion af drikkevand siden 1. verdenskrig, samt i swimmingpools (White, 1999). Ved desinfektion med jod sker der en vis farvning af bassinvandet, hvilket ved dybere bassiner må karakteriseres som en forringelse af overvågningssikkerheden for de badende.

Jod hydrolyserer i vand til hypoiodsyre:

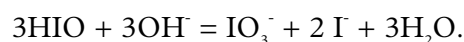


Hypoiodsyre dissocierer ligeledes:



Oxidationspotentialer af HIO er kun 0,99 V mod 1,49 V for HOCl. Hypoiodite dannes først over pH=8.

Endelig kan dannes iodate:



IO_3^- , som ikke er aktiv, dannes først over pH=8.

5.2.2.1 Desinfektionseffekt

Både I_2 og HIO virker desinficerende. De følgende data om desinfektionseffekten for jod er fra White (1999).

Tilfredsstillende resultater over for bakterier opnås med 0,1 til 0,2 ppm på 4 minutter. CT for reduktion af *E. coli* med 2 dekader (99%) er $CT = 0,15 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for HOI; og $0,5 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for I_2 .

Effekten over for poliovirus er meget ringere for jod end for klor, formentlig på grund af den ringe oxidationseffekt. For poliovirus, type 1 er fundet $CT = 4 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for HOI og $240 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for I_2 .

Effekten over for cyster er dårligere for jod end for klor. For *E. histolytica* cyster er fundet $CT = 30 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for HOI og $40 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$ for I_2 .

Desinfektionseffekten er således væsentligt ringere end for klor, men betydelig bedre end for brintperoxid.

5.2.2.2 Biprodukter

Der dannes ikke aminer som ved klor, hvilket må anses som en fordel, da der således ikke dannes de flygtige amindampe, der ved anvendelse af klor giver anledning til komfort- og sundhedsgener såvel som korrosion. Den eksisterende viden om biprodukter ved desinfektion med jod er imidlertid meget ringere end den tilsvarende eksisterende viden for anvendelse af klor.

5.2.2.3 Dosering og måling

Jodkrystaller kan automatisk doseres til en beholder, så der opnås en mættet opløsning (ca. 300 ppm ved 20°C), hvorfra der doseres.

Joddampe er irriterende for slimhinderne i luftvejene, og for at undgå disse dampe bør pH holdes i det høje område: $\text{pH} > 8$. Jod reagerer ikke med ammonium, hvilket kan give anledning til algevækst, og der må eventuelt suppleres med algehæmmende midler (Statens Naturvårdsverk, 1991).

Behandling med jod er imidlertid meget dyr i forhold til klorering. Der er ikke identificeret let adgang til måling og kontrol af desinfektantkoncentrationer.

5.2.3 Metalforbindelser

De mest benyttede metaller med desinficerende effekt er sølv-ioner eller kobber-ioner, som har været velkendt i århundreder i forbindelse med at begrænse alge- og bakterievækst i vandige medier.

For at opnå en virkning af sølv og kobber i forbindelse med desinfektion af vand kræves, at der er frie sølv- eller kobber-ioner til stede. Den desinficerende virkning af sølv kan forringes af fosfater, klorider, kalk, organisk materiale, sulfider m.m.

Der kan enten anvendes dosering af salte eller en elektrolytisk metode, hvor vandet passerer en elektrolysecelle, som afgiver sølv- og kobber-ioner til vandet.

I Simonetti *et al.* (1992) er virkningen af sølv-ioner tilsat som elektrokemisk dannede ioner eller via salte som AgCl eller AgNO_3 undersøgt over for *E. coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *C. albicans* og *A. niger*. Konklusionen er, at sølv-ioner dannet elektrokemisk virker bedre end, når sølv-ionerne tilsættes som salte.

Den elektrolytiske metode synes således være mere effektiv end metoden, hvor der doseres salte.

I Zhao *et al.* (1998) er virkningen af frie sølv-, kobber- og andre metal-ioner undersøgt på *Staphylococcus aureus*, *E. coli* og *Pseudomonas aeruginosa* ved pH=7,4. Sølv er langt den mest effektive ion. Bestemmelse af overlevelseshastighed ved 24 timers inkubering giver en log 2 reduktion ved en koncentration på 100 µg sølv-ioner/liter. En tilsvarende virkning af kobber-ioner kræver et par dekader højere koncentrationer.

Borgmann-Strahsen (2003) har undersøgt effekten af sølvtilsætning uden klor, men i kombination med brintperoxid. Forsøgene viste, at tilsætningen af sølv i en koncentration på 15 µg/l Ag-ion stort set ikke øgede effekten af brintperoxid (150 mg/l) over for *E. coli*, *Legionella pneumophila* og *Pseudomonas aeruginosa*. Zhao *et al.* (1998) viste, at der i laboratorieforsøg ved 10 µg/l Ag-ion med en opholdstid på 24 timer opnås en lille log 1 reduktion for *E. coli* og en log 0,7 reduktion for *Pseudomonas aeruginosa*. Ved at øge koncentrationen 10 gange blev opnået en log 2 reduktion.

I Rohr (2000) er virkningen af sølv- og kobber-ioner testet på *Tetrahymnia pyriformis* samt amøber af typen *Hartmannella vermiformis*. For at opnå en log 2 inaktivering med en times reaktionstid krævedes ved *Tetrahymnia pyriformis* 100 µg/l Ag-ion og 1.000 µg/l Cu-ion. *Hartmannella vermiformis* kunne ikke desinficeres med sikkerhed selv med 500 µg/l Ag-ion, og 5.000 µg/l Cu-ion i 24 timer.

Sølv-/kobber-ionisation bruges i USA i svømmebade i kombination med et reduceret klorniveau, hvilket vil kunne reducere mængden af dannede biprodukter fra klorbehandling. Der opnås ifølge Beer *et al.* (1999) en synergieffekt mellem klor og metal-ionerne, hvor der er refereret målinger af brug af lave koncentrationer af kobber (300-400 ppb), sølv (<40 ppb) med klor sænket til 0,1-0,5 ppm. Solide veldokumenterede undersøgelser foreligger imidlertid ikke.

I Danmark findes enkelte eksempler på praktiske afprøvninger af kombinationen metal-ioner og klor, men der mangler ligeledes videnskabelige og tilbunds gående undersøgelser af den kombinerede virkning af klor med og uden sølv-/kobber-ioner.

I forbindelse med anvendelse af metalsaltene bør det erindres, at udledning af disse salte med overskudsvand giver anledning til miljøbelastninger i form af metalforurening af det på renseanlæg producerede overskudsslam.

Det må sammenfattende konkluderes, at en eventuel anvendelse af sølv-/kobber-ioner kun vil være relevant i sammenhæng med samtidig anvendelse af klor. Det kan også konkluderes, at det må anbefales, at der forud for en eventuel anvendelse i danske svømmebade bør gennemføres velkontrollerede undersøgelser, hvor disse midlers desinfektionsevne i kombination med lavt klorindhold sammenlignes med klor alene over for et udvalg af relevante mikroorganismer.

5.2.4 Organiske biocider

Der findes på markedet et antal organiske biocider, der kan anvendes som desinfektionsmiddel uden oxiderende effekt over for organisk stof. Midlerne tilsættes typisk i form af en opløsning til vandet.

Desinfektionseffekten af disse biocider over for svømmebadsrelevante mikroorganismer er i almindelighed ikke belyst. Det må derfor anbefales, at der gennemføres velkontrollerede parallelundersøgelser, hvor disse midlers desinfektionsevne sammenlignes med klor over for et udvalg af relevante mikroorganismer, inden der kan tages stilling til, om disse biocider kan anvendes i svømmebadssammenhæng.

På samme måde er det nødvendigt at gennemføre relevante sundhedsmæssige vurderinger samt at belyse, om der ved anvendelse af biociderne – eventuelt i kombination med klor – dannes uønskede biprodukter.

Et yderligere punkt, hvor der synes at være behov for videnopbygning, er, at stoffets koncentration skal kontrolleres på en simpel måde, idet der ikke umiddelbart er fundet oplysninger om en enkel måleteknik for disse desinfektionsmidler.

5.2.5 Sammenligning af desinfektionsmidler

I tabel 5.2.1 er desinfektionsmidlerne sammenlignet ud fra et antal overordnede kriterier.

TABEL 5.2.1
Sammenligning af desinfektionsmidler til svømmebade.

Emne:	Klor/hypoklorit	H ₂ O ₂	I
Oxidation – redox-potentiale	+	-	0
Oxidation – hastighed	++	-	0
Desinfektion, bakterier	++	+	+
Desinfektion, virus	++	?	+
Desinfektion, protozoer mv. ¹⁾	+/-	?	?
Halogenerede aminer	-	+	+
THM/AOX-dannelse	-	+	?
Andre skadelige biprodukter	?	?	?
Arbejds miljø – håndtering	- ²⁾	+	-
Arbejds miljø – bassin	-	++	+
Måling og kontrol	++	+	-
Investering	+	+	+
Driftsudgifter	++	-	-

1) Enkeltcellede protozoer som Giardia lamblia, Cryptosporidium parvum, Naegleria o. lign.

2) Ved anvendelse af klorelektrolyse er der ikke negativ vurdering ved håndtering.

+/-/? Ved sammenligning angiver flere plusser/færre minusser bedre egenskaber. ? angiver, at der ikke ved den aktuelle undersøgelse er fundet videnskabeligt funderet information til belysning af emnet.

5.2.6 Konklusion

Det er ikke muligt at pege på et egentligt alternativ til klor som desinfektionsmiddel, hvis der samtidig skal opnås en hurtig desinficerende effekt over for et bredt spektrum af mikroorganismer, en varig effekt i bassiner med lang opholdstid og en oxidation af organisk materiale. Ved anvendelse af klor produceres en række uønskede biprodukter.

Brintperoxid er et forholdsvis langsomt virkende desinfektionsmiddel med ringere desinfektionseffekt end klor. Midlet kan eventuelt benyttes i kombination med andre midler eller i situationer, hvor risikobilledet favoriserer et langsomt virkende desinfektionsmiddel uden de uønskede biprodukter, der karakteriserer anvendelsen af klor.

Jods desinficerende virkning er dårligere end klors, men bedre end brintperoxids. Jod danner ikke halogenerede aminer som klor, og jod vil derfor forventeligt ikke give anledning til komfort- og sundhedsgener svarende til dem, der skabes af de flygtige kloraminer. Biprodukt-dannelsen ved desinfektion med jod er imidlertid langt mindre belyst end biprodukt-dannelsen ved anvendelse af klor, og der er behov for betydelig videnopbygning på dette område, såfremt anvendelsen af jod overvejes. Også praktiske forhold som reduceret sigtbarhed i svømmebadsvandet, manglende adgang til let måling og kontrol af koncentrationer i bassin vandet samt jods begrænsede evne til oxidation af organisk stof begrænser umiddelbart en bred anvendelse af jod til desinfektion af svømmebadsvand.

Et antal umiddelbart tænkelige desinfektanter glider ud efter en indledende screening. Klordioxid må ikke forekomme i bassinet i væsentlige mængder, da luftarten er giftig, og det ikke vurderes, at der er den ønskede store sikre afstand mellem desinfektionsrelevante doser og sundhedsskadelige effekter for de badende og personalet. Brom glider ud som følge af, at der dannes biprodukter, som er mere sundhedsmæssigt uønskede end klors biprodukter. Ozon kan ikke anvendes i bassinet på grund af den sundhedsskadelige effekt.

Sølv-/kobber-ioner og organiske biocider kan ikke benyttes som enkeltstående desinfektionsmiddel og er dermed ikke et egentligt alternativ til klor. Dog kan en kombination med klor være en mulighed, da klorniveauet herved kan sænkes, hvilket forventeligt vil mindske mængden af dannede biprodukter som følge af klor. Det kan dog ikke anbefales at anvende disse kombinationer uden først at sikre, at der gennemføres velkontrollerede tests i laboratoriet, hvor midlerne er sammenlignet med klor med hensyn til desinfektionsevne og biprodukt-dannelse, samt at der er gennemført relevante sundhedsvurderinger knyttet til midlet og eventuelle biprodukter.

Hvis man ønsker at benytte andre desinfektionsmidler end klor eller kombinationer af disse og klor, er det vigtigt at opstille risikoscenarier for anvendelse i de forskellige typer bassiner.

Således kan man måske acceptere en mindre kraftig desinficerende effekt i bassiner med ringe risiko for massiv belastning, hvis dette modsvares af færre generende biprodukter for badende og personale – eksempelvis terapibassiner eller bassiner, der udelukkende benyttes af konkurrencesvømmere. Sådanne anlæg kan endvidere forsynes med en effektiv desinfektion i vandbehandlingsanlægget på recirkuleringsvandstrømmen – eksempelvis i form af ozon.

Med henblik på at forbedre grundlaget for at vurdere anvendeligheden af nye desinfektionsmidler i lyset af mere differentierede risikobilleder for forskellige svømmebadsanvendelser anbefales det at udarbejde forsøgsprotokoller for velkontrollerede laboratorietests til sammenligning af desinfektionseffekten over for udvalgte mikroorganismer af nye midler og klor.

De anbefales ligeledes med baggrund i den eksisterende viden for klor at udarbejde forsøgsprotokoller og procedurer for velbeskrevne risikobilleder til sundhedsmæssig vurdering af nye desinfektionsmidler og de biprodukter, der dannes ved anvendelse i svømmebadsvand.

6 Teknologier til behandling af svømmebadsvand

Som det fremgår af kapitel 5, er den sandsynlige udvikling – i hvert fald i den nære fremtid – at der fortsat helt overvejende opereres med klor som det primære desinfektionsmiddel i offentlige svømmebade. Det synes imidlertid også muligt at reducere niveauet af frit klor i bassin vandet, og det er samtidig ønskeligt at reducere indholdet af klorbiprodukterne. Sidstnævnte effekt kan opnås ved en kombination af et sænket niveau af frit klor og anvendelse af teknologi, der enten fjerner de uønskede biprodukter direkte, eller som reducerer dannelsen af biprodukterne ved at fjerne de komponenter, der medvirker til biprodukt dannelsen, de såkaldte DBP-forløbere eller precursors. En anden fordelagtig effekt ved teknologisk opgradering af vandbehandlingssystemet for bassinanlæg kan være løbende desinfektion af klorresistente mikroorganismer.

Formålet med dette kapitel er at give et overblik over en række relevante teknologier til behandling af svømmebadsvand. De beskrevne teknologier omfatter både velkendte teknologier, der i dag anvendes i stort omfang til behandling af svømmebadsvand, og nye teknologier der har potentiale til at kunne indgå i fremtidige behandlingsanlæg.

Ved teknologibeskrivelserne er benyttet et paradigme, der tilstræber at belyse teknologiernes basale virkemåde og placering i vandkredsløbet foruden de grundlæggende forhold i forbindelse med design/dimensionering. Herudover er med udgangspunkt i dansk og international litteratur beskrevet, hvilket erfaringsniveau der findes for anvendelsen af den pågældende teknologi til behandling af svømmebadsvand. For de enkelte teknologier er endvidere peget på, hvilken yderligere viden der bør søges etableret for at fremme forståelsen for eventuel anvendelse af teknologien til behandling af svømmebadsvand.

For enkelte teknologier er angivet overslagsmæssige økonomiske forhold knyttet til investering og drift, men dette har for en række teknologier ikke været muligt på grund af utilstrækkelig viden om teknologiernes faktiske virkemåde ved behandling af svømmebadsvand.

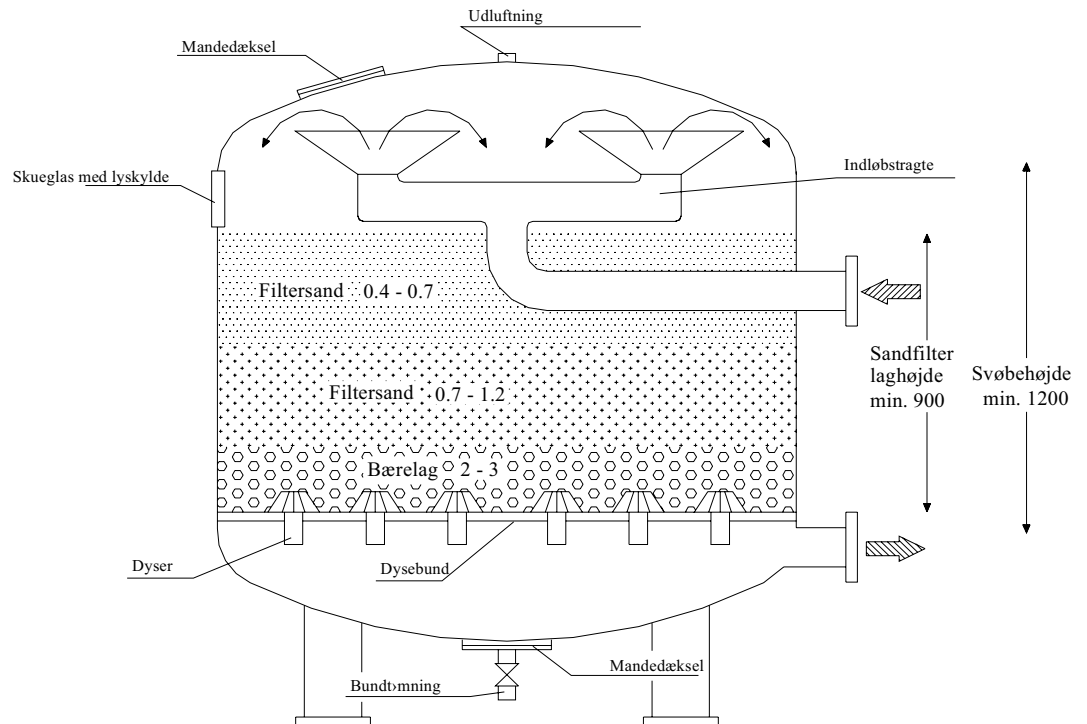
6.1 MEKANISK FILTRERING MED SANDFILTRE

6.1.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Sandfiltrering kombineret med flokning er ubetinget den mest anvendte og gennemprøvede metode til filtrering og behandling af svømmebassin vand. Opbygningen af et sandfilter er vist i figur 6.1.1.

Ved sandfiltrering med korrekt udformede sandfiltre og korrekt drift tilbageholdes de direkte filtrerbare urenheder som hår, fibre, hudskæl, etc. Også meget mindre forureningskomponenter kan frafiltreres i sandfiltre ved tilsætning af flokkuleringsmiddel.

I forbindelse med sandfiltrering tilsættes normalt et flokningsmiddel til vandstrømmen før filterene. Dette gøres for at forbedre filtreringen, idet flokningsmidlet får de meget små og kolloide partikler til at samle sig i ”flokke”, som kan bindes i filtersandet. Selv om filtersandet har en kornstørrelse på fx 0,4-0,7 mm, vil det således være muligt at frafiltrere partikler ned til bakteriestørrelse eller endnu mindre. En betydelig fjernelse af disse meget små forureningskomponenter er dog afhængig af en effektiv flokkulering af partiklerne.



FIGUR 6.1.1
Opbygning af et sandfilter.

Virkemåde

I filtreringsprocessen i et sandfilter indgår mekanismerne:

- strømning
- transport
- binding
- medrivning

Når partiklerne med vandet transporteres ind i toppen af filteret, vil partikelhastigheden (vandhastigheden) blive nedsat til en relativ langsom hastighed omkring 0,005 m/s, der kun er ca. 1/300 del af vandhastigheden i rørledningen.

Vandets strømning gennem filtermaterialet kan således betragtes som en laminar strømning, hvilket betyder, at der er tale om en jævn og rolig bevægelse uden turbulens.

Ved vandets strømning fra indløbet i filterbeholderen og til sandlaget og herfra igennem filtermaterialets porer transporteres partiklerne til eller tæt forbi sandkornene. Transportmekanismerne af forureningspartiklerne til

sandkornene er en kombination af sining, sedimentation, indfangning og diffusion. De største partikler fanges i hulrummene (porerne) mellem de enkelte sandkorn, mens de mindre partikler tilbageholdes/opfanges ved en binding.

Bindingen mellem sandkornene og stofpartiklerne er en forudsætning for, at sandfiltre er i stand til at tilbageholde kolloide og delvist opløste forureningspartikler.

Ved binding udnyttes primært tre fysiske/kemiske mekanismer:

- molekylære kræfter (kaldet Van der Waalske kræfter)
- molekylebroer (kemisk binding med andre molekyletyper)
- elektrostatiske kræfter (overfladeladningen for henholdsvis partikel og sandkorn, som medfører en tiltrækning mellem uens ladninger, hvilket bl.a. kan forstærkes ved hjælp af et flokningsmiddel)

I takt med, at sandkornenes overflade bliver belagt med smudspartikler, formindskes hulrummet (porerne) imellem de enkelte sandkorn. I denne tilstand er der to effekter, som overlapper hinanden, nemlig vedhæftningskraften og medrivningskraften.

Når smudsbelægningen vokser i tykkelse, aftager vedhæftningskraften i de yderst siddende smudspartikler. Når vandhastigheden forbi smudslaget og sandkornene samtidig øges på grund af mindre poreåbninger, medrives en vis mængde af de yderst siddende smudspartikler. Disse partikler bliver med det gennemstrømmende vand trukket længere ned i filterlaget. Her bliver de igen bundet til endnu ikke overbelagte sandkorn, indtil der igen opstår en ligevægt mellem vedhæftningskraften og medrivningskraften.

På denne måde vil der ske en gradvis mætning af filtermaterialet begyndende fra oven og langsomt arbejdende sig nedad.

Flokkulering

I flokkuleringsprocessen tilstræbes det at få de meget små kolloide partikler til at klumpe sammen i større og filtrerbare partikler. De kolloide partikler er normalt negativt ladet, og dermed vil partiklerne indbyrdes frastøde hinanden, så de holdes frit svævende i vandet.

Ved tilsætning af et flokningsmiddel, som typisk indeholder positivt ladede hydroxider baseret på aluminium eller jern, kan forureningspartiklernes negative ladning ophæves, og der dannes flokke bestående af den positive metal-ion og de negative forureningspartikler. Herved er flokningprocessen (koaguleringen) igangsat.

I forbindelse med behandling af bassinvand anvendes fortrinsvist flokningsfiltrering, dvs. et snævert samspil mellem flokning og filtrering, hvor flokningsmidlet kontinuerligt doseres før sandfilteret, således at dannelse af flokke sker i vandvoluminet umiddelbart over og i selve filtersandet.

Til flokning ved vandbehandling af bassinvand anvendes almindeligvis kun aluminiumsulfat eller aluminiumhydroxidklorid, hvor sidstnævnte også kendes under betegnelsen polyaluminiumklorid.

Returskylning

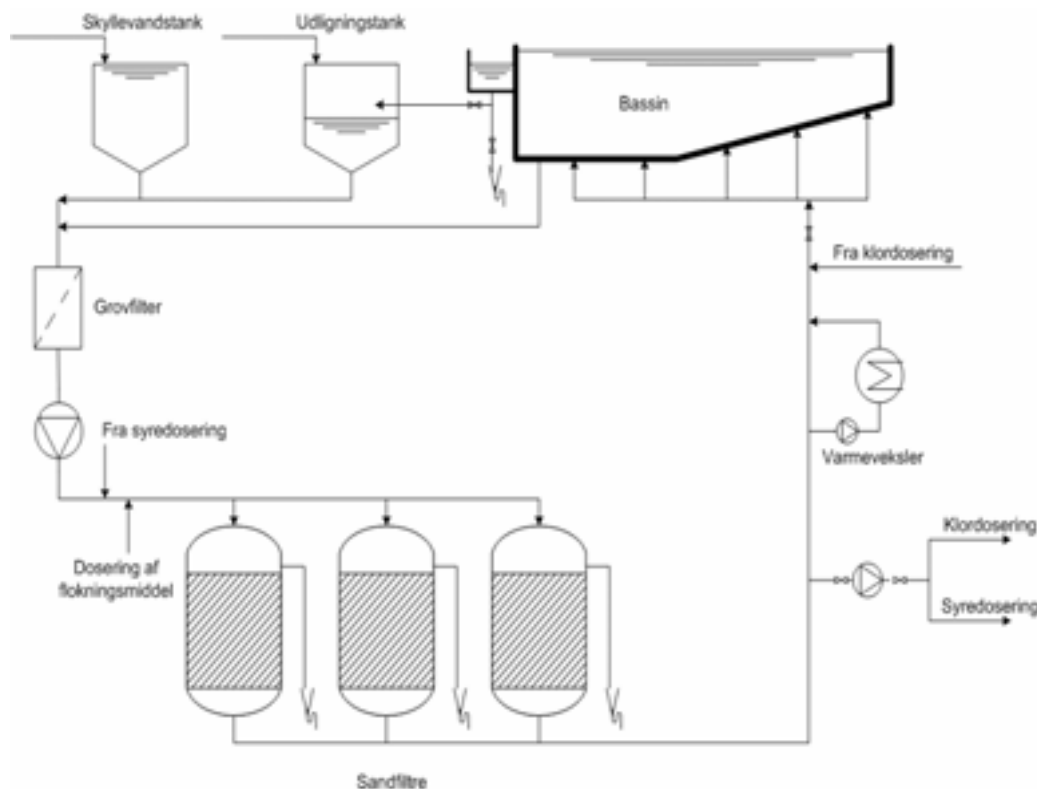
Inden smudslaget når at arbejde sig for langt ned i filtermaterialet eller forårsager, at filterlagets øverste lag stopper til, skal smudset fjernes fra sandkornene ved en returskylning. Til dette anvendes enten luft efterfulgt af vand eller vandskylning alene. Intervallet mellem returskylningerne afhænger af smudsbelastningen, men normalt er der behov for at returskylle sandfiltre mindst én gang om ugen.

Under returskylningen vil sandmassen – under påvirkning af den stærke opadgående vandstrøm – ekspandere og holde sig svævende i statisk ligevægt, mens de enkelte sandkorn inde i sandmassen ikke er i ligevægt, men er i stærk bevægelse i alle retninger og støder mod andre sandkorn, hvorved urenhederne gnides af sandkornene og føres ud med skyllevandet.

Det er meget vigtigt, at der opnås en skyllehastighed, som er stor nok til at holde sandet svævende. Den nødvendige hastighed afhænger af kornstørrelsen på det valgte filtersand. Fx vil filtersand i kornstørrelsen 0,4-0,7 mm kræve en skyllehastighed på minimum 40 m/h, hvor grovere filtersand som fx 0,7-1,2 mm kræver en skyllehastighed på ca. 60 m/h. Det er også vigtigt, at der er tilstrækkelig højde i filteret til, at sandlaget kan ekspandere og holdes fluidiseret under returskylningen uden, at sandet efterhånden vaskes ud med skyllevandet.

6.1.2 Anvendelse og placering

Sandfiltre placeres i hovedstrømmen i vandbehandlingsanlæg som vist i figur 6.1.2. Den cirkulerende vandstrøm, som skal filtreres, bør fordeles på så få filtre som muligt af hensyn til drift og vedligeholdelse.



FIGUR 6.1.2
Placering af sandfiltre i hovedcirkulationsstrøm.

Sandfiltre kan udføres som åbne eller lukkede filtre. De åbne filtre arbejder enten ved egen gravitation på grund af højdeforskel mellem filtre og bassin eller ved hjælp af pumpe, som suger fra bunden af filtrene. Åbne sandfiltre er relativt sjældne og findes primært i meget gamle svømmeanlæg. Årsagen er, at de åbne sandfiltre kører med en lav filterhastighed, som medfører krav om forholdsmæssigt store og pladskrævende filterarealer. Samtidig er skyllevandsforbruget meget stort og dermed økonomisk belastende.

Lukkede sandfiltre udføres med filterbeholdere fremstillet af beton, stål eller plast. De lukkede filtre bør forsynes med skueglas, så man kan inspicere filtrene og filtreringsprocessen i drift.

Ventilsystemet for betjening af filtrene skal indrettes, så det er muligt efter en returskylning, og når filteret er omstillet til drift, kortvarigt at lede afgangsvandet til kloak. Herved kan det forhindres, at der efter en returskylning ledes forurenede vand til bassinet.

I forbindelse med udformning og opbygning af sandfiltre findes forskellige normer og anvisninger. I Danmark anvendes DS 477, og i Tyskland og enkelte lande omkring Tyskland anvendes DIN 19643. I tabel 6.1.1 er angivet de væsentligste sandfilterspecifikationer i de to normer:

TABEL 6.1.1
Sandfilterspecifikationer i de to normer.

	DS 477	DIN 19643
Filterlagshøjde	Minimum 900 mm	Minimum 1200 mm
Filtermateriale	0,4-0,7 (50%) 0,7-1,2 (50%)	0,7-1,2 mm
Returskyllehastighed:		
• Vand	Minimum 40 m/h	Minimum 60 m/h
• Luft	ca. 60 m/h	ca. 60 m/h
Varighed returskylning		
• Vand	5-10 minutter	6-8 minutter
• Luft	3-5 minutter	5 minutter
Hyppighed returskylning	Efter behov	Mindst 2 gange pr. uge

Som det fremgår af tabellen, er de væsentligste forskelle i specifikationerne, at der i Tyskland kræves et tykkere filterlag end i Danmark, samt at der i danske filtre benyttes et lag finere sand, der ikke benyttes i tyske filtre. Herudover er kravene til returskylning er betydeligt skarpere i Tyskland end i Danmark – dels kræves en højere skyllehastighed dels kræves en større hyppighed. Den lavere returskylningshastighed i danske filtre skyldes, at det finere sand ikke skal vaskes ud af filteret.

Returskylning af sandfiltrene kan ske enten med bassinvand eller med råvand. Ved udformning af skyllesystemet skal det sikres, at der kan returskylles med den korrekte hastighed i de foreskrevne 5-10 minutter pr. filter. Ved anlæg med flere sandfiltre skal alle filtre kunne returskylles umiddelbart efter hinanden for at sikre, at alle filtre har samme driftsbetingelser og er ens belastede.

Flokning

Flokningmidlet skal tilsættes kontinuerligt efter behov, og der anvendes normalt regulerbare membran- eller slangedoseringspumper.

Flokningsmidlet tilsættes før sandfiltrene og i en mængde, der sikrer en effektiv koagulering og flokkulering af de små partikler. En tommelfingerregel er en anvendelse svarende til 2-3 gram flokningsmiddel (polyaluminiumklorid) pr. badegæst.

6.1.3 Designparametre og rensningseffektivitet

Dimensionering af sandfiltre og sandfilteranlæg udføres således:

Q = cirkulerende vandstrøm i m^3/h (beregnes ud fra krav til omsætningstid og anlægskapacitet efter maksimum badebelastning, jf. DS 477)

V = filterhastighed i m/h

A = Q/V = samlet filterareal i m^2

Når det samlede filterareal er fundet, fordeles arealet på det ønskede antal filterbeholdere.

Skyllevandskapaciteten bestemmes efter antal filtre og filterstørrelser samt nødvendig skyllehastighed. Hvert filter bør kunne skylle i 5-10 minutter med korrekt skyllevandsflow, og filtrene skal kunne returskylles umiddelbart efter hinanden.

6.1.4 Erfaringsniveau og teknologistade

Der er i såvel Danmark som i udlandet stor erfaring med brug af sandfiltre til behandling af bassin vand. Sandfiltre er i almindelighed velfungerende og driftsikre og har en meget lang holdbarhed.

Mange års erfaringer med brug af sandfiltre tyder på, at denne filtertype – korrekt designet og drevet – kan bidrage til behandling af bassin vand med en god og tilfredsstillende grundlæggende filtrering. Der foreligger imidlertid ikke konkrete danske erfaringer med stabiliteten af den i praksis opnåede vandkvalitet på det filtrerede vand, da der ikke i danske svømmebade opereres med løbende kontrol af det filtrerede vand fra sandfiltrene.

Opbygning og konstruktion af sandfiltre er baseret på en relativ gammel og gennemprøvet teknologi, og der er i en lang årrække ikke sket nogen væsentlig teknologisk udvikling på sandfiltre inden for svømmebadsområdet.

6.1.5 Økonomi

Anlægsudgiften for sandfiltre ligger som tommelfingerregel på omkring 3.000 kr. pr. m^3/h behandlet vand. Det vil sige, at et sandfilter, som skal filtrere fx 210 m^3/h , vil koste ca. 660.000 kr. Hertil kommer udgifter til etablering af en tank til returskyllevand.

Driftsudgifterne ved sandfiltrering omfatter primært returskyllevand og flokningsmiddel. Skyllevandsforbruget vil være ca. 200 $m^3/år$ pr. m^2 sandfilterareal ved en returskyllehastighed på 40 m/h , ét returskyl pr. uge og en varighed af hvert skyl på ca. 7 minutter. Forbrug af flokningsmiddel er 2-3 gram pr. badegæst.

6.1.6 Diskussion og anbefaling

Sandfiltrering er i almindelighed en god og både nationalt og internationalt set gennemprøvet metode til behandling af bassinvand. Driftsproblemer forekommer imidlertid, og de vil oftest være knyttet til utilstrækkelig eller dårligt fungerende returskyl, der resulterer i utilstrækkelig filtrering samt eventuelt i akkumulering af organisk partikulært materiale fra bassinvandet eller direkte vækst af mikroorganismer i sandfilteret.

De problemer, der kan opstå, er eksempelvis: kanalisering i sandlaget med efterfølgende dårlig filtrering på grund af mangelfuld returskyl, tab af sand som følge af uhensigtsmæssigt design til returskylsituationen, pakning og utilstrækkelig rensning af sandlaget som følge af for lange gangtider (for sjældne returskyl), for ringe returskylhastighed eller uhensigtsmæssig returskyllerutine med utilstrækkelig skylletid med luft eller vand. Endvidere kan sandfilteret udvikles til et vækststed for mikroorganismer, når sandet ikke løbende renses gennem effektiv returskyllning, se figur 6.1.3.

Det er i den sammenhæng uheldigt, at der ikke – som eksempelvis i Tyskland – løbende føres kontrol med kvaliteten af det filtrerede vand fra sandfiltre. Det er også uheldigt, at der ikke er krav om, at filtrene skal være forsynet med skueglas, hvorved det ellers ville være muligt at føre løbende visuel kontrol med filterfunktionen.



FIGUR 6.1.3

Foto af mikrosvampevækst i sandfilter som følge af utilstrækkelig rensning gennem returskyl. Foto: P. Kaas og F. Tiefenbrunner.

Akkumuleres organisk stof i sandfiltre, vil det alt andet lige forøge risikoen for dannelse af uhensigtsmæssige klorerede biprodukter. Samtidig vil det partikulære organiske stof løbende nedbrydes til opløst form og derved bidrage til koncentrationen af organisk stof i bassinvandet, hvilket ligeledes bidrager til øget klorforbrug og øget dannelse af klorerede biprodukter.

Betydningen af disse processer for vandkvaliteten i bassinvandet kendes ikke, men i almindelighed gælder det om at minimere opholdstiden for det frafiltrerede organiske stof gennem hyppige returskyl. Hyppige returskyl eventuelt med øget skyllehastighed, som anvendes i Tyskland, vil imidlertid

føre til en kraftig forøgelse af skyllevandsmængden. Ved drift i henhold til DIN 19643 anvendes 3-4 gange så meget skyllevand som i Danmark. Med de aktuelle priser på vand vil det med en sådan forøgelse i returskyllevandsmængden være attraktivt at afkoble den eksisterende binding mellem returskyllevandsmængden og vandudskiftningen. Dette kan eksempelvis ske ved at regenerere det brugte filterskyllevand ved membranfiltrering.

Samlet kan det anbefales at forbedre kontrollen med funktionen af sandfiltre i offentlige danske svømmebade dels gennem løbende prøvetagning og analyse af det filtrerede vand og dels gennem installation af skueglas til visuel inspektion, hvor dette ikke findes. Herudover ville det være ønskeligt at få etableret mere viden om konsekvenserne af forskellene mellem dansk og tysk praksis på området, herunder betydningen af lagtykkelsen, returskyllehastigheden og forskellen i gangtider for filtrene. Endelig vil det være ønskeligt at undersøge mulighederne for at afkoble bindingen mellem returskyl og vandforbrug. En binding, der naturligt trækker i retning af at spare på returskylningen og dermed en muligvis ikke-optimal filterdrift.

6.2 AKTIVT KUL FILTRERING

6.2.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Aktiveret kul – i daglig tale kaldet ”aktivt kul” – har gennem en lang årrække været benyttet inden for vandbehandling ved forskellige procesanlæg.

Til behandling af bassinvand udnyttes især det aktive kuls egenskab til at fjerne uønskede klorbiprodukter som kloraminer. Det har imidlertid også vist sig, at aktivt kul kan adsorbere mange andre typer af uønskede stoffer som phthalater, opløsningsmidler og forskellige andre organiske forureningsstoffer, herunder THM og øvrige AOX-forbindelser. Afgørende for det aktive kuls evne og kapacitet til fjernelse af uønskede komponenter fra bassin vandet er de præcise egenskaber for det aktive kul, der forhandles i et større antal varianter. I Miljøstyrelsen (2006b) er det eksempelvis antaget, at der arbejdes med to forskellige typer aktivt kul til fjernelse af bundet klor henholdsvis THM (og andre AOX'er).

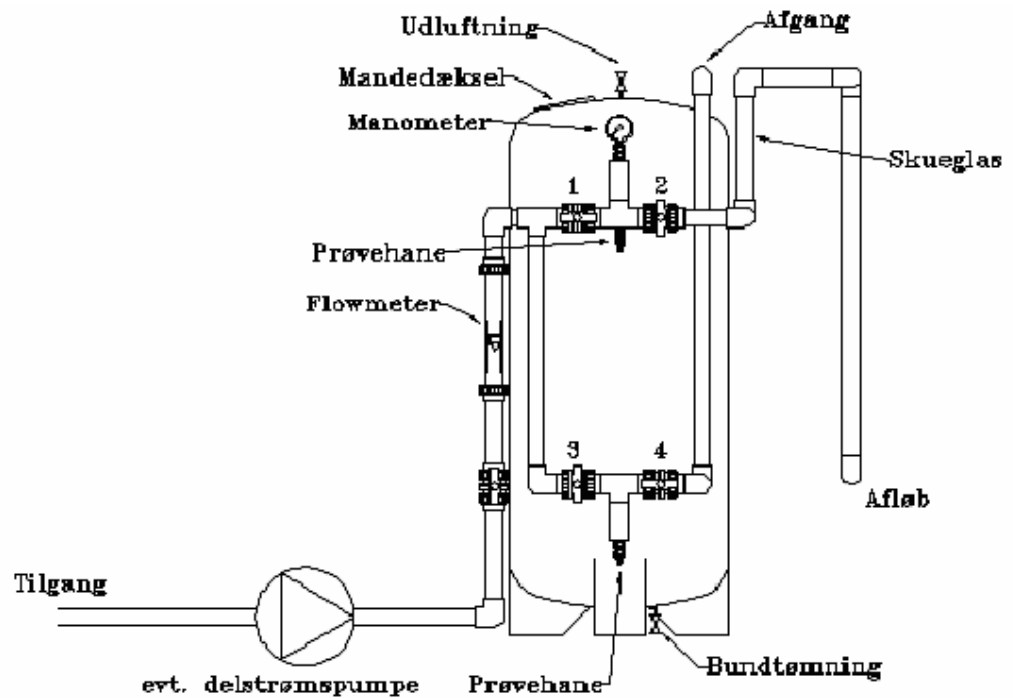
Aktivt kul kan fremstilles ud fra tørvekul, stenkul eller kokoskul, hvor stenkul normalt foretrækkes til brug ved svømmebade, fordi det har lang holdbarhed.

Aktivt kul kan anlægsteknisk anvendes på to principielt forskellige måder:

- 1) Som granuleret kul, der er lagt i lukkede filterbeholdere – såkaldte kolonner, hvor kullet har en vis laghøjde, og hvor kulmaterialet har en lang levetid.
- 2) Som pulverkul, der kontinuerligt doseres i processen og tilbageholdes på mekaniske filtre, eventuelt sandfiltrene, hvorfra kullet udskylles periodisk under returskylleprocessen.

Da pulver aktivt kul kun anvendes til svømmebade i meget begrænset omfang, vil der i det følgende udelukkende fokuseres på anvendelsen af granuleret aktivt kul i traditionelle filterbeholdere, hvor det granulerede aktive kul er placeret oven på et bærelag. En principskitse af et filteranlæg med granuleret

aktivt kul fremgår af figur 6.2.1. Teknologien er nærmere beskrevet i Dansk Svømmebadsteknisk Forenings Publikation 56 (2000).



FIGUR 6.2.1
Filterbeholder og udstyr for aktivt kulfilter.

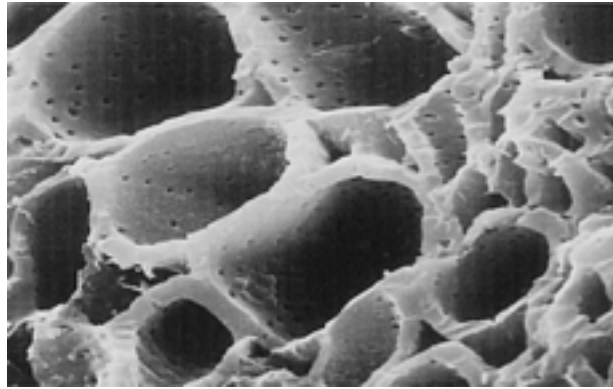
Virkemåde

Det aktive kul virker ved både adsorption og reaktion. Et aktivt kul-korn har på grund af sin høje porøsitet en meget stor overflade (se figur 6.2.2), og det er således i stand til at adsorbere en forholdsvis stor stofmængde pr. vægtenhed.

De adsorbereede stoffer sætter sig i de mange hulrum i kulmaterialet, og efterhånden opbruges adsorptionskapaciteten, hvorefter kullet bliver inaktivt. Afhængig af hvilke stoffer og molekylestørrelse som ønskes adsorberet, kan det aktive kul udvælges efter egenskaber og struktur. Det er derfor vigtigt, at kulmaterialet er ”designet” til den specifikke opgave i vandbehandlingen.

Adsorptionsprocesser kategoriseres typisk i henholdsvis kemisorption og fysisorption, hvor kemisorption kan betragtes som en proces, hvor der dannes en kemisk binding mellem det opløste stof og overfladen, mens fysisorption beskriver en proces, hvor stoffet tiltrækkes overfladen ved svagere (van der Waals) kræfter eller hydrogenbindinger.

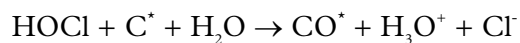
Ved en given stofkoncentration og kulmængde vil der ved adsorption indstille sig en ligevægt, hvor en vis mængde stof er adsorberet på kullets overflade, og denne er i ligevægt med en given stofkoncentration i væskefasen. Denne ligevægt beskrives ofte med såkaldte adsorptionsisotermer, der kan have forskellige forløb afhængig af, hvordan adsorptionsprocessen forløber.



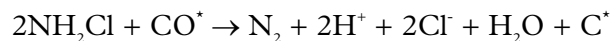
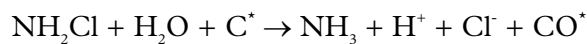
FIGUR 6.2.2
Forstørrelse af overfladen på aktivt kul.

I forhold til den generelle virkemåde for aktivt kul er der relativt begrænset viden om, hvorledes aktivt kul virker i forhold til de stoffer, der ønskes fjernet fra svømmebadsvand. Fra generelle kemiske studier vides imidlertid, at såvel frit som bundet klor ikke fjernes ved adsorption men ved reaktion med det aktive kul, hvorved kullet kapacitet løbende forbruges.

Reaktionen mellem klorundersyring og aktivt kul sker efter følgende reaktion (Snoeyink & Jenkins, 1980):



Fjernelsen af monokloramin med aktivt kul sker via en af to følgende reaktioner (Uhl & Hartman, 2005):



Ved brug af aktivt kul i vandbehandling af svømmebadsvand sker der således to ting med kulmaterialet. Det inaktiveres gradvist på grund af ”mætning” med adsorbereede stoffer, og det nedbrydes/forbruges i afklaringsprocessen af bassinvandets indhold af frit klor og bundet klor (kloraminer).

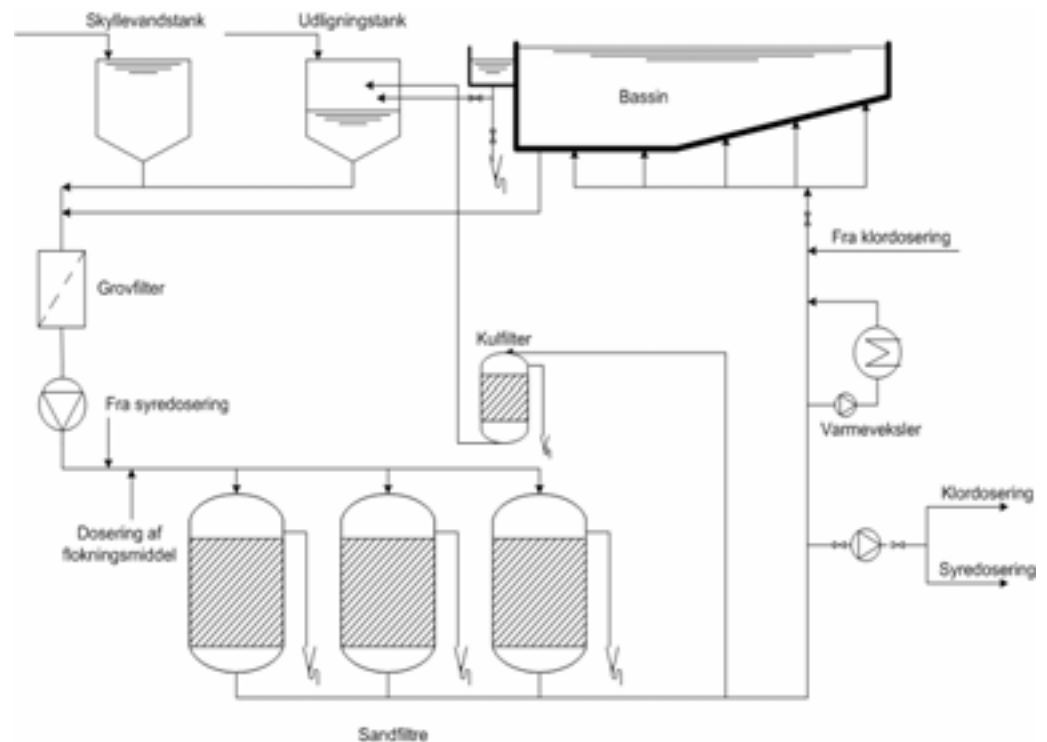
6.2.2 Anvendelse og placering

Til behandling af bassinvand anvendes aktivt kul primært til fjernelse af kloraminer, men på grund af kullenes adsorptions- og reaktionsegenskaber har aktivt kul også et potentiale til fjernelse af såvel forløbere for desinfektionsbiprodukter som biprodukterne i sig selv. Derudover sker der ved bassinvandets passage gennem kulfilteret en fjernelse af frit klor.

I danske svømmehaller anvendes aktivt kul i dag typisk som delstrømsfiltre for supplerende behandling af bassinvandet, primært for at reducere uønskede kloraminer. Delstrømsfiltrene indbygges i cirkulationssystemet efter flokkuleringsprocessen og de mekaniske filtre (typisk sandfiltre), således at det vand, der ledes til kulfilteret, er filtreret og renset for uopløste og kolloide partikler. En principskitse af et aktivt kulfilter indsat som delstrømsfilter fremgår af figur 6.2.3. I Miljøstyrelsen (2006b) er beskrevet, hvorledes aktive kulfiltre til fjernelse af THM på grund af den høje pris for de aktive kul bør

installeres som separate filtre på en delstrøm af det i de traditionelle aktive kulfiltre behandlede bassinvand. Et sådant filter er ikke medtaget på figuren.

Det rensede vand fra aktivt kulfiltrene ledes tilbage til udligningstanken med henblik på fjernelse af eventuelt kulstøv eller mikrobiologisk vækst fra de aktive kulfiltre. Placeringen af de aktive kulfiltre på denne måde nødvendiggør, at der tages hensyn til den recirkulerede belastning ved dimensioneringen af sandfiltrene for samtidig overholdelse af den nødvendige omsætningstid i bassinet.



FIGUR 6.2.3
Principdiagram for indbygning af aktivt kulfilter.

I specieltfælde ved vandbehandling med anvendelse af ozon på hovedvandstrømmen anvendes relativt store aktive kulfiltre, som indbygges i hovedvandstrømmen i vandbehandlingsanlægget. Formålet med disse kulfiltre er at fjerne eventuelt ozonoverskud, inden vandet ledes til bassinet.

6.2.3 Designparametre og rensningseffektivitet

Kapaciteten for et aktivt kulfilter skal fastlægges dels efter den samlede mængde bundet klor, som ønskes fjernet ved den kontinuerlige filtreringsproces over kulfilteret, og dels ud fra kendskabet til filtermassens effektivitet.

På grund af den manglende videnskabelige dokumentation for kulfiltrernes effekt og virkningsmekanismer over for svømmebadsrelevante komponenter findes der ikke i dag veldokumenterede designkriterier og effektivitetsdata. Ved design af aktive kulfiltre i dag anvendes således empirisk baserede beregningsformler, der ikke er baseret på en mekanistisk beskrivelsesmodel af kulfiltrernes effekt over for de relevante komponenter.

En empirisk baseret beregningsformel for bestemmelse af kulfilterets hydrauliske kapacitet ser således ud:

$$Q = \frac{B \cdot m}{24h \cdot \Delta k}$$

hvor:

Q = filtreringskapacitet (m³/h)
B = gennemsnitlige antal badende pr. døgn (prs./døgn)
m = mængden af dannet bundet klor pr. person (gram/prs.)

hvor m ansættes efter følgende tommelfingerregel.

m kan sættes til ca. 0,2 gram/prs. ved svømmebassiner (m₁)
m kan sættes til ca. 0,3 gram/prs. ved undervisnings- og morskabsbassiner (m₂)
m kan sættes til ca. 0,4 gram/prs. ved varmtvandsbassiner og Spa-bade (m₃)

Δ k = reduktion i indholdet af bundet klor ved passage gennem kulfilteret (g/m³)

hvor:

Δ k kan for nyt aktivt kul sættes til minimum 0,4 g/m³

Det giver følgende nøgletal for bestemmelse af hydraulisk filtreringskapacitet på:

Svømmebassiner:

$$Q_1 = B \times 0,2 / 24 \times 0,4 \cong \text{ca. } 0,02 \times B \text{ (m}^3/\text{h)}$$

Undervisnings- og morskabsbassiner:

$$Q_2 = B \times 0,3 / 24 \times 0,4 \cong \text{ca. } 0,03 \times B \text{ (m}^3/\text{h)}$$

Varmtvandsbassiner og spa-bade:

$$Q_2 = B \times 0,4 / 24 \times 0,4 \cong \text{ca. } 0,04 \times B \text{ (m}^3/\text{h)}$$

Det anbefales sædvanligvis, at man i praksis vælger en filterkapacitet, som ligger minimum 25% over det teoretisk beregnede, således at der er en vis overkapacitet og sikkerhedsmargin.

I Miljøstyrelsen (2006b) er beskrevet, at de separate filtre til fjernelse af THM, der anbefales installeret på en delstrøm af det aktivt kul behandlede bassinvand, designs til behandling af 3-6% af hovedstrømmen.

6.2.4 Erfaringsniveau og teknologistade

I Danmark er der stor erfaring med anvendelse af granuleret aktivt kul som supplerende behandlingsteknologi til den traditionelle filtreringsproces. Der er imidlertid ikke rapporteret om tilbunds gående studier af de aktive kulfilters basale mekanismer og effektivitet.

Ved gennemgang af videnskabelig litteratur samt søgning på Internettet har det heller ikke været muligt i større omfang at finde veldokumenterede studier,

der belyser effekten af aktivt kul på komponenter, der er interessante i forhold til behandling af svømmebadsvand.

Uhl & Hartmann (2005) viste ved drift af tre pilot aktivt kulfiltre i en svømmehal, at såvel frit klor som bundet klor kunne fjernes ved hjælp af kulfilteret, men at effektiviteten over for disse komponenter blev reduceret over tid. Fjernelsen af bundet klor skete langsommere end fjernelsen af frit klor, hvilket kunne ses ved, at det bundne klor allerede tidligt i driftsforløbet kunne detekteres dybere i filteret. Forsøgene viste desuden, at der over filteret skete en forøgelse i koncentrationen af såvel THM og AOX, og at denne forøgelse blev større med tiden svarende til en forringet effektivitet af det aktive kul over tid.

Disse observationer understøttes af erfaringer med fjernelse af DBP-forløbere i overfladevand. Her kunne det påvises, at løbende adsorption og akkumulering af DBP-forløbere i aktivt kulfiltre kunne føre til en vis forøgelse i indholdet af klorerede organiske forbindelser ved passage af vand indeholdende frit klor (Huang & Yeh, 1999).

Såfremt dette er tilfældet i svømmebade, hvor der til stadighed filtreres klorholdigt bassin vand over kulfilteret, kan der være en risiko for, at kulfilteret med tiden er med til at forringe vandkvaliteten med hensyn til indholdet af klorerede organiske forbindelser.

I nye vandbehandlingsanlæg er det med held forsøgt med indbygning af væsentlig større kulfilterkapacitet i forhold til tidligere. Der foreligger dog endnu ikke veldokumenterede danske undersøgelser til belysning af behovet for udskiftning af de aktive kul som funktion af disses belastning. I Wendt & Sørensen (1999) er rapporteret en undersøgelse af et separat aktivt kulfilter til fjernelse af THM, og processens effektivitet er dokumenteret. Der foreligger dog ikke undersøgelser, der nærmere belyser processens kinetik, reaktionstider, kapaciteten af det aktive kul, mv.

6.2.5 Økonomi

Udgifter til investering og drift af supplerende behandlingsanlæg, der anvender granuleret aktivt kul til reduktion af bundet klor eller THM, er beregnet i Miljøstyrelsen (2006b).

For et aktivt kul filteranlæg, der kan reducere bundet klor til værdier omkring 0,2 mg/l i et typisk 25 m bassin med en recirkuleret hovedstrømsmængde på 210 m³/h, er angivet en investeringsomkostning på ca. 240.000 kr. Den tilhørende driftsudgift er beregnet til ca. 32.000 kr/år. Det skal dog bemærkes, at investeringsudgiften såvel som driftsudgiften er behæftet med nogen usikkerhed, da der ikke foreligger veldokumenterede danske eller internationale undersøgelser af de nødvendige delstrømsmængder og behovet for udskiftning af de aktive kul.

Såfremt det ønskes at supplere med et aktivt kulfilter til fjernelse af THM med en antaget reduktion i THM-niveauet med 25-50 µg/l, vil der yderligere være behov for en investering på ca. 127.000 kr., og medfølgende driftsudgifter vil være ca. 32.000 kr/år.

6.2.6 Diskussion og anbefaling

Aktive kulfiltre til vandbehandling af svømmebadsvand har udbredt anvendelse i Danmark og vurderes at være en velegnet behandlingsmetode, som kan reducere en række af de uønskede klorbiprodukter.

Med baggrund i manglen på veldokumenterede studier om effektiviteten af aktivt kul på komponenter, der er interessante i forhold til behandling af svømmebadsvand, synes det imidlertid oplagt – i lyset af den brede anvendelse af aktivt kul teknologi – at forbedre dokumentationen for kulfiltrernes effekt på de relevante komponenter.

Herunder synes det relevant at få belyst de eventuelle negative konsekvenser ved akkumulering af organiske stoffer i filteret, hvor der til stadighed tilføres vand med indhold af frit klor, der kan reagere med det akkumulerede stof og eventuelt danne uønskede klorerede biprodukter.

Ved anvendelse af aktivt kul skal man endvidere være opmærksom på risikoen for, at der kan opstå bakterievækst i kulfiltermaterialet, og at denne bakterievækst under uheldige omstændigheder – som fejlbetjening og forkert anlægsopbygning – kan forurene bassinvandet i uacceptabel grad. Ved installation af aktive kulfilteranlæg bør man derfor sikre sig, at leverandøren leverer klare anvisninger for installering og drift af behandlingssystemer for aktivt kul for at undgå en mikrobiologisk forurening af bassinvandet. Et væsentligt middel til at holde aktive kulfiltre fri for uønsket mikrobiologisk vækst er hyppig returskylning. Ifølge tyske normer returskylles mindst to gange om ugen i 4-6 minutter med 60-65 m/h, mens hyppigheden af returskylning typisk er en gang om ugen i Danmark. Som nævnt for sandfiltrene vil et øget skyllevandsforbrug sandsynligvis gøre det interessant at etablere anlæg til regenerering af skyllevandet.

I forbindelse med optimering af effekten af aktivt kulanlæg er der endvidere behov for udarbejdelse af anvisninger til løbende monitorering af kullenes effektivitet og sikring af, at de aktive kul udskiftes, når adsorptionskapaciteten er opbrugt. Ved den løbende monitorering af driften vil det endvidere være relevant at monitorere for mikrobiologiske parametre i det aktivt kul behandlede vand.

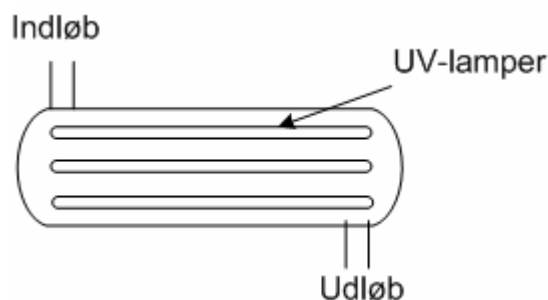
6.3 UV-TEKNOLOGI

6.3.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

I forbindelse med behandling af svømmebadsvand vil UV-lys kunne anvendes til desinfektion og minimering af indholdet af bundet klor. UV-anlæg til fjernelse af bundet klor har i dag en vis udbredelse i Europa, hvor den medfølgende desinfektion af eksempelvis klorresistente mikroorganismer er en positiv sideeffekt. Sideløbende med de øvrige effekter sker der i UV-anlæg en løbende fjernelse af frit klor fra vandet.

UV-lys er elektromagnetisk stråling med lysbølgelængder mellem 100-400nm. UV-lys klassificeres ofte i fire klasser: Vakuumbestemt UV (VUV) (100-200nm), UV-C (200-280nm), UV-B (280-315 nm) og UV-A (315-400 nm).

En principskitse af et UV-anlæg fremgår af figur 6.3.1. Hovedprincippet er meget simpelt, idet bassinvandet ledes gennem en beholder, hvor vandet udsættes for en kontrolleret dosis UV-bestråling.



FIGUR 6.3.1
Principskitse af UV-anlæg.

UV-lamper

UV-lys genereres ved at påtrykke elektrisk energi over en lampe, der typisk indeholder kviksølvgas. Kviksølv har den egenskab, at det ved henfald af exciterede elektrontilstande til normal energitilstand udsender lys i det ultraviolette område. De UV-bølgelængder, der udsendes fra lampen, afhænger af de fysiske og kemiske forhold, der er gældende i lampen (stofsammensætning, tryk og temperatur). Med hensyn til sammensætning af kviksøvlamper skelnes der typisk mellem følgende to lampetyper (US EPA, 2003):

- UV-lavtrykslamper, der udsender monokromatisk UV-lys ved en bølgelængde på 253,7 nm og typisk anvendes til desinfektion
- UV-mellemtrykslamper, der udsender et bredspektret UV-lys og anvendes til desinfektion og fotokemiske oxidationsreaktioner

For mellemtrykslamper kan det udsendte bølgelængdespekter og energifordelingen på de forskellige bølgelængder ændres ved at ændre tilstandene i lampen. På den måde er det muligt at designe mellemtrykslamper til forskellige formål.

Der forskes løbende i udvikling af nye typer UV-lamper, som eksempelvis pulserende lamper. Disse lamper virker ved, at en række kondensatorer opbygger og afleverer strøm i pulser med en frekvens mellem 1 og 30 hertz. Disse lamper er uden kviksølv, og den elektriske energi sendes i stedet igennem en inert gas som eksempelvis Xenon, Argon eller Krypton (eller en blanding af dem). For hver puls udsendes høj intensitets-, bredspektret UV-lys, der er i stand til både at desinficere og initiere fotokemiske reaktioner i det passerende vand. Dosis kan justeres ved ændring af pulsfrekvensen (Parsons, 2004; US EPA, 1999a).

Virkemåde

Afhængigt af om UV-anlægget primære funktion er desinfektion eller fjernelse af bundet klor, er virkningsmekanismen forskellig.

Desinfektion

Ved desinfektion inaktiverer UV-lys mikroorganismene ved at ødelægge DNA eller RNA, så mikroorganismernes evne til at reproducere sig ødelægges. UV-bestråling inaktiverer effektivt såvel de levende celler som sporeformen af bakterier, og derudover er UV-lys også i stand til at inaktivere vira og andre patogene mikroorganismer som eksempelvis protozoer. For de forskellige typer af mikroorganismer gælder imidlertid, at den nødvendige

UV-dosis for at opnå en given reduktion varierer meget. UV-dosis måles som UV-intensiteten på belyningsstedet i W/m^2 multipliceret med belyningstiden over et givet tidsrum målt i sekunder. Dette giver den samlede bestrålingsenergi i J/m^2 .

Den traditionelle måleenhed for belyningsdosis er dog mJ/cm^2 eller den tilsvarende mWs/cm^2 , og matematisk kan UV-dosis beregnes ud fra følgende sammenhæng (US EPA, 1999a):

$$D = I \cdot t$$

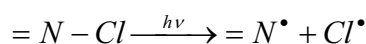
hvor: D = UV-dosis [mJ/cm^2]; I = UV intensiteten [mW/cm^2] og t = eksponeringstiden.

Derudover bør D også forsynes med bølgelængdens indeks λ . Uden angivelse udgør $\lambda = 254$ nm.

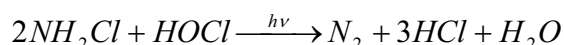
Endvidere vil den nødvendige intensitet til opnåelse af en tilstrækkelig dosis ved en given bestrålingstid være afhængig af kvaliteten af det vand, der behandles, idet et højt indhold af suspenderet stof (partikler) og/eller UV absorberende stoffer vil reducere UV-lysets indtrængning i væsken (US EPA, 1999a) og dermed reducere behandlingens effekt.

Fjernelse af uorganiske kloraminer

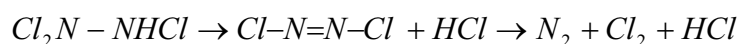
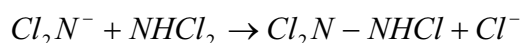
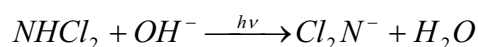
Ud over at UV-lys kan anvendes til desinfektion, er det også muligt at kombinere forskellige UV-bølgelængder med henblik på at nedbryde de uorganiske kloraminer. Via en række UV-inducerede radikalreaktioner er det muligt at spalte N-Cl bindingerne på kloraminer i en vandig opløsning (Dreyer & Lyngkilde, 1983):



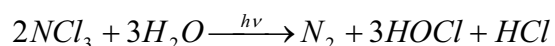
For monokloramin er den overordnede reaktion:



For dikloramin er reaktionen:



Og for trikloramin er reaktionen:



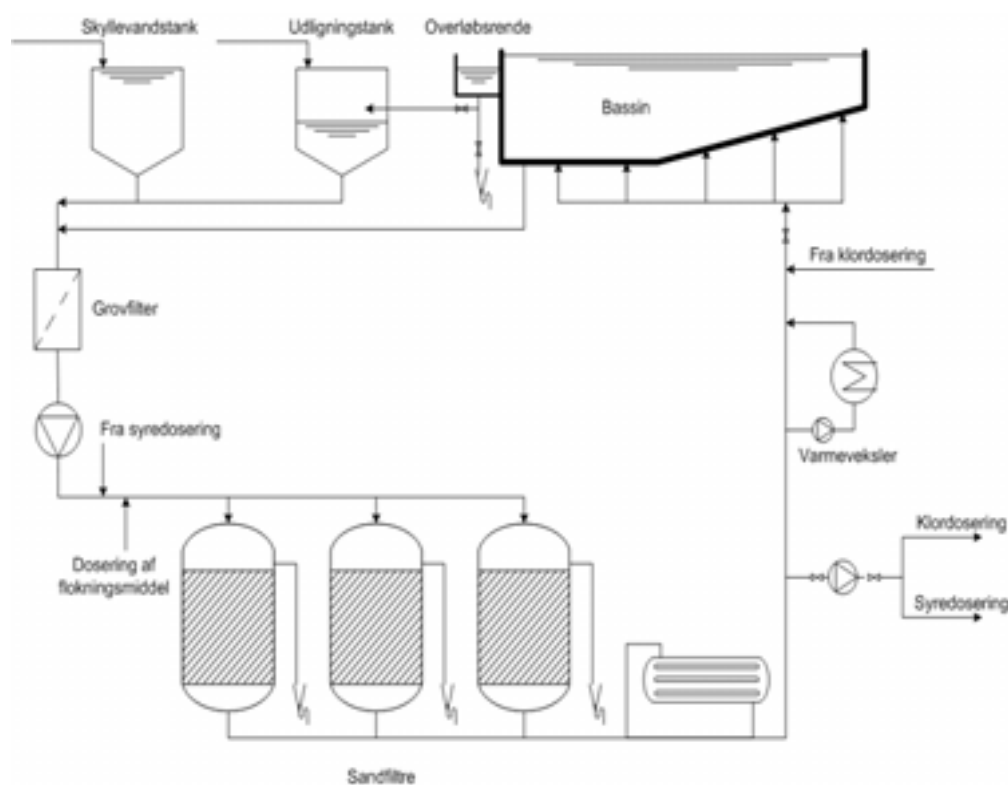
Via disse reaktioner omdannes mono-, di- og trikloramin til komponenter som nitrogen gas, klor og saltsyre. For at inducere disse reaktioner er det nødvendigt at anvende lamper med et bredere bølgelængdespekter end lavtrykslamperne, hvorfor UV-anlæg til fjernelse af kloramin består af

mellemptrykslamper eller eventuelt en kombination af mellemptrykslamper og lavtrykslamper, hvis en samtidig desinfektion er ønskelig (Dreyer & Lyngkilde, 1983). Derudover kræver kloraminfjernelsen en dosis i bølgelængderne under 220 nm på omkring 125-150 mJ/cm².

6.3.2 Anvendelse og placering

UV-behandling vil ved behandling af svømmebadsvand kunne anvendes som en supplerende desinfektionsteknologi samt til reduktion af indholdet af bundet klor. Ved anvendelse af UV-behandling alene til desinfektion vil der typisk skulle anvendes en lavtryks UV-lampe, mens der ved kombination af desinfektion og fjernelse af bundet klor vil skulle anvendes en mellemptrykslampe.

UV-behandling vil kunne designes til såvel fuldstrøms- som delstrømsbehandling af svømmebadsvandet. Anlæggene anvendes i dag typisk som delstrømsanlæg. En principskitse af UV-behandling indsat som delstrømsbehandling er vist på figur 6.3.2.



FIGUR 6.3.2
UV-behandling indsat som delstrømsbehandling.

Placering af UV-behandling efter sandfiltrene skal sikre, at indholdet af suspenderet stof (partikler) er tilstrækkeligt lavt, så effektiviteten af UV-behandlingen ikke mindskes på grund af partiklernes absorption af UV-lyset. UV-anlæg styres typisk ved hjælp af en intensitetsmåler, der skal sikre, at det passerende vand udsættes for en tilstrækkelig dosis til at opnå den ønskede effekt ved behandlingen.

6.3.3 Designparametre og rensningseffektivitet

Generelt gælder det for UV-anlæg, at de skal designes til at levere en given UV-dosis, jf. ovenstående ligning. Afhængigt af, om formålet er desinfektion eller fotokemiske reaktioner, skal UV-dosis være forsynet med et bølgelængdeindeks, der indikerer, ved hvilken bølgelængde lysenergien udsendes.

Ved anvendelse af UV til desinfektion bør der anvendes en UV-dosis på mellem 40-120 mJ/cm² ved bølgelængden 253,7 nm afhængig af, hvilken drabseffekt der ønskes, og hvilke mikroorganismer der skal fjernes. Derudover bør UV-desinfektionsanlægget være forsynet med en UV-intensitetsmåler for løbende at kontrollere lampens tilstand (US EPA, 1999a). Ved bølgelængden 253,7 nm opnås en mindre reduktion af monokloramin. Dette skyldes, at monokloramin anslås ved 243,8 nm, og at en mindre del af UV-energien fra en lavtryks UV-lampe har bølgelængder i dette område (Dreyer & Lyngkilde, 1983).

For fotokemiske UV-anlæg til minimering af bundet klor skal UV-dosis være større end 450 mJ/cm², hvoraf den største del af dosen skal udsendes ved bølgelængder under 220 nm. De fotokemiske UV-anlæg kan bruges som delstrømsanlæg eller hovedstrømsanlæg. Ved delstrømsmetoden skal mængden dog tilpasses således, at hele bassinvolumenet mindst én gang i døgnet har været behandlet i UV-anlægget. Der foreligger ikke i litteraturen angivelser af, hvor stor en reduktion der opnås i det bundne klor ved en given UV-dosis og passage gennem anlægget.

6.3.4 Erfaringsniveau og teknologistade

Ved søgning på videnskabelig litteratur i såvel videnskabelige databaser og på Internettet er der ikke fundet videnskabelig dokumentation for erfaring med anvendelse af UV-anlæg til behandling af svømmebadsvand. Imidlertid er UV-anlæg bredt anvendt i europæiske svømmebade til fjernelse af bundet klor, hvorimod der ikke er kendskab til UV-anlæg installeret i svømmebade specifikt med henblik på desinfektion.

Anvendelsen af UV-anlæg til desinfektion i almindelighed er bredt dokumenteret, og en udmærket oversigt over teknologiens effektivitet over for en lang række mikroorganismer er givet i Hijnen et al (2006).

Med hensyn til UV-behandlingens effekt på øvrige desinfektionsbiprodukter er der fundet videnskabelige artikler omhandlende behandling af overfladevand til drikkevand. I disse artikler er effekten af UV-behandling af forbehandlet og forkloreret overfladevand i forhold til dannelsen af THM og HAA undersøgt under forskellige betingelser i pilotskala med en UV-mellemtryksreaktor. Ved et forsøg, hvor det frie klorindhold blev varieret fra 0-48 mg/l og UV-dosis fra 0-5047 mJ/cm², blev der observeret et gradvist aftagende indhold af THM i udløbet fra UV-reaktoren, mens der for de samme forhold blev observeret et stigende indhold af HAA (Zheng *et al.*, 1999a,b).

UV-behandling synes således under de ved forsøget benyttede driftsforhold at kunne medvirke til at reducere indholdet af THM, hvorimod det medførte en stigning i indholdet af klorerede eddikesyrer. Det skal dog pointeres, at de rapporterede forsøg er udført med meget høje maksimale klorkoncentrationer og med meget høje maksimale UV-doser. I det for svømmebade relevante

driftsområde med hensyn til klorkoncentration og UV-dosis kunne der ved de rapporterede forsøg ikke observeres nogen effekt på THM og HAA, og resultaterne er således udelukkende kvalitative indikationer af de involverede mekanismer.

Sammenfattende må det konstateres, at der er et stort behov for undersøgelser, der belyser reaktionskinetik samt designparametre og effektivitet til fjernelse af bundet klor ved UV-behandling. Herunder er der behov for at belyse eventuelle påvirkninger af AOX-komponenter i det for svømmebade relevante behandlingsområde.

6.3.5 Økonomi

Udgifter til investering og drift af supplerende behandlingsanlæg, der anvender UV-behandling i en delstrøm til reduktion af bundet klor, er beregnet i Miljøstyrelsen (2006b). I Miljøstyrelsen (2006b) er antaget en kombination af UV-C-lamper og fotokemiske lamper.

For et UV-anlæg, der kan reducere bundet klor til værdier omkring 0,2 mg/l i et typisk 25 m bassin med en recirkuleret hovedstrømsmængde på 210 m³/h, er angivet en investeringsomkostning på ca. 184.000 kr. Den tilhørende driftsudgift er beregnet til ca. 33.000 kr/år. Det skal dog bemærkes, at investeringsudgiften såvel som driftsudgiften er behæftet med nogen usikkerhed, da der ikke foreligger veldokumenterede danske eller internationale undersøgelser af de nødvendige delstrømsmængder og behovet for udskiftning af lamper, mv.

6.3.6 Diskussion og anbefaling

Anvendelsen af UV-anlæg til desinfektionsformål er i almindelighed veldokumenteret i litteraturen med hovedvægten på undersøgelser af drikkevand. Design af UV-desinfektionsanlæg til svømmebadsvand kan derfor foregå på et solidt grundlag af eksisterende viden.

Det samme kan imidlertid ikke siges om anvendelsen af UV-anlæg til fjernelse af bundet klor, der må siges at være den mest interessante anvendelse i den aktuelle problemstilling. Til denne anvendelse er det konstateret, at der er et behov for veldokumenterede undersøgelser, som vil kunne støtte en optimal dimensionering samt tilhørende økonomiberegninger for UV-delstrømsanlæg.

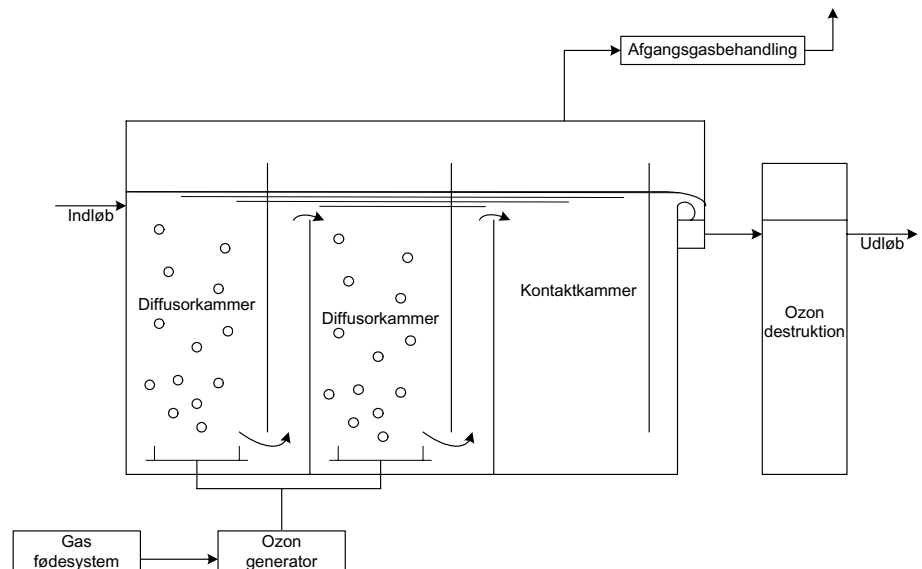
Der er således behov for gennemførelse af grundlæggende teknologiske undersøgelser og teknologiafprøvninger til belysning af mekanismer, reaktionskinetik og effektivitet af UV-anlæg til fjernelse af bundet klor. Der har endvidere i fag- og branchekredse været en del diskussion af UV-teknologiens eventuelle effekter relateret til dannelse/fjernelse af klorerede organiske forbindelser, AOX'er. Det ville derfor være ønskeligt at inddrage belysning af disse fænomener i sådanne undersøgelser.

6.4 OZONTEKNOLOGI

6.4.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Ozon er et kraftigt oxidationsmiddel, der er i stand til både at desinficere og oxidere organisk stof, og indenfor vandbehandling har ozon fundet anvendelse

i begge applikationer. Ozon er en ustabil gas, der naturligt henfalder til ilt, og det er således nødvendigt at producere ozongassen på stedet, hvor det skal anvendes. De vigtigste faktorer for en effektiv anvendelse af ozon i vandbehandling er opløsning af ozongassen i vandfasen, sikring af en nødvendig reaktionstid samt fjernelse af overskydende ozon fra henholdsvis udløbsvandet og afgangsgassen. Et ozonanlæg kan designes på forskellig vis, men generelt har et vandbehandlingssystem med ozon fire basale komponenter: et gasfødesystem, en ozongenerator, et ozon overførsels- og kontaktsystem samt et afgangsgasbehandlingssystem. Et eksempel på et ozonvandbehandlingssystem er skitseret i figur 6.4.1.



FIGUR 6.4.1

Et ozonvandbehandlingssystem med boble-diffusor overførsels- og kontaktsystem.

Ved anvendelse af ozon til vandbehandling anvendes primært ren ilt som fødegas. Ren ilt kan købes og opbevares som flydende ilt, eller det kan genereres på stedet ud fra atmosfærisk luft ved hjælp af en iltgenerator. Ozon genereres ud fra ilten ved at lade den passere et specielt designet spændingsfelt i en ozongenerator, hvorved der fås en gasblanding af ozon og ilt. Den ozonholdige gas overføres til vandet ved hjælp af enten et boble-diffusor kontaktkammer eller ved injektion med en venturi-injektor. Afgangsgassen behandles ved enten høj temperatur (350°C), ved hjælp af høj temperatur (100°C) og katalysator eller med et aktivt kulfilter (US EPA, 1999a). I nogle tilfælde kan afgangsgassen recirkuleres for bedre udnyttelse af den genererede ozon.

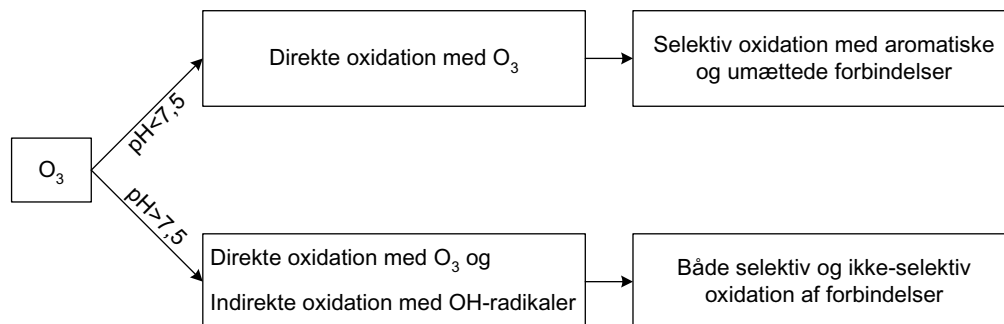
Virkemåde

Måden, hvorpå ozon virker ved vandbehandling, er stærkt afhængig af pH-værdien, da denne påvirker ozons naturlige henfald i vand.

I sur eller neutral opløsning er ozon ustabil og dekomponerer via en række kædereaktioner til ilt. Ved disse betingelser sker der en direkte oxidation af stoffer med molekylær opløst ozon. Den direkte oxidation er meget selektiv mod specifikke funktionelle grupper som eksempelvis aromatiske forbindelser og stoffer med dobbelt- og trippelbindinger (US EPA, 1999b).

I basiske opløsninger ($\text{pH} > 7,5$) dekomponerer ozon via en række komplekse reaktioner til hydroxylradikaler (OH^\bullet), der er et endnu stærkere oxidationsmiddel end ozon. Ved disse betingelser sker der både en direkte oxidation med ozon samt en indirekte oxidation med hydroxylradikaler. Den indirekte oxidation er uselektiv og kraftigere end den direkte oxidation med molekylær ozon og vil således kunne oxidere et bredere spekter af organiske stoffer (US EPA, 1999b).

Ved de pH-værdier, der anvendes i svømmebade, må det forventes, at ozon vil virke ved både den direkte oxidation med molekylær ozon og oxidation med hydroxylradikaler, se figur 6.4.2.



FIGUR 6.4.2
Ozons oxidationsmekanisme som funktion af pH (US EPA, 1999b).

De forureningskomponenter i svømmebadsvand, der vil blive påvirket ved behandling med ozon, vil dels være kloraminerne (Eichelsdörfer & Jandik, 1979 og 1985) og dels være specifikke organiske stoffer, der er forløbere for klorerede organiske desinfektionsbiprodukter (Kleiser & Frimmel, 2000; Vahala *et al.*, 1999) samt indholdet af organisk stof generelt.

Kleiser & Frimmel, 2000 fandt, at den direkte oxidation med molekylær ozon var i stand til selektivt at fjerne stoffer, der reagerer med klor under dannelse af THM, de såkaldte THM-forløbere eller THM precursors. Den indirekte oxidation med hydroxylradikaler fjernede ikke selektivt THM-forløberne, men reducerede indholdet af organisk stof, hvorved det samlede klorforbrug blev reduceret. Den observerede reduktion i indholdet af THM-forløbere var 32% ved en ozondosering på $1,5 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ (DOC-indhold 2 mg/l).

Den positive effekt af ozon til fjernelse af DBP-forløbere bekræftes yderligere af et pilot-studie gennemført af Vahala *et al.* (1999) på Pitkääkoski vandbehandlingsanlæg i Finland, der behandler søvand ved traditionel koagulering/flokkulering, sedimentation og sandfiltrering. Formålet med pilotforsøget var at undersøge betydningen af ozonbehandling og aktivt kulfiltrering efter sandfiltreringen på klorbehovet, THM-niveauet og AOX-niveauet ved klordesinfektion af det behandlede søvand.

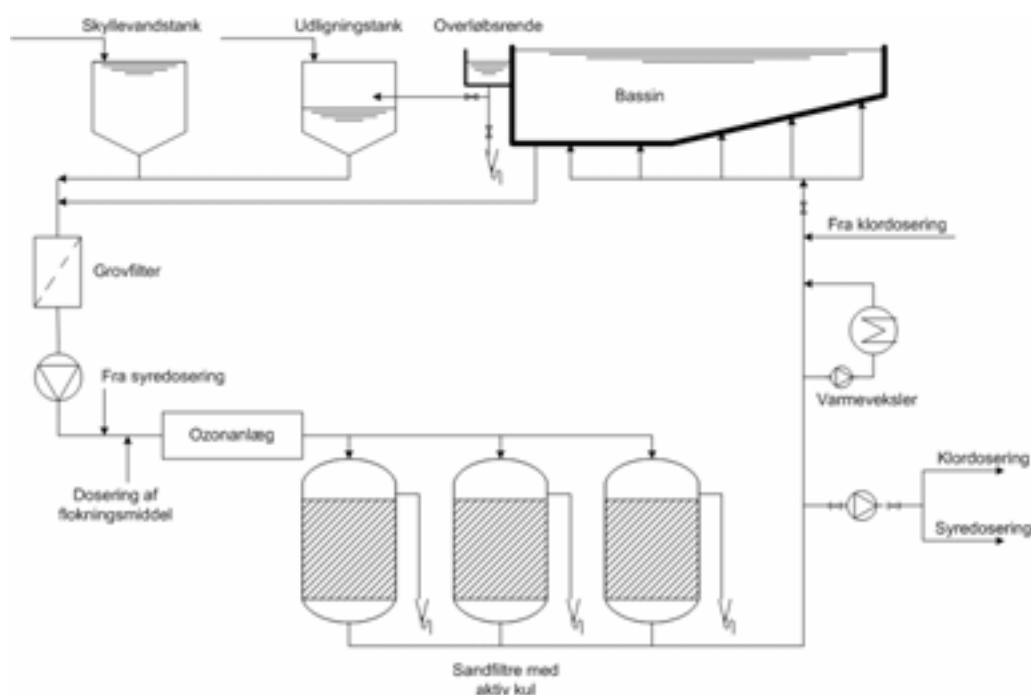
Resultaterne af $1\frac{1}{2}$ års pilotforsøg viste, at ozon ved et specifikt ozonforbrug på $0,4 \text{ mgO}_3/\text{mgTOC}$ (TOC-indhold $2,8 \text{ mg/l}$) kunne nedbringe AOX med 37% og THM med 76% uden at nedbringe det samlede klorbehov.

Ozon vil også kunne oxidere tilstedeværende bromid til bromat, som anses for at være kræftfremkaldende. Det kan således være nødvendigt at holde øje med sideprocesserne, især hvis spædevandet indeholder væsentlige koncentrationer af bromid (WHO, August 2000).

6.4.2 Anvendelse og placering

Ozon kan betragtes som et af de stærkeste oxidations- og desinfektionsmidler, der kan anvendes til behandling af svømmebadsvand. Ozon er dog uegnet som desinfektant med residualeffekt, da det naturligt dekomponerer til ilt og samtidig vil fordampe og give anledning til gener hos de badende. Ved behandling af svømmebadsvand anvendes ozon således som primær oxidant og desinfektant efterfulgt af en fjernelse af overskydende ozon og tilsætning af desinfektant med residualeffekt.

I det recirkulerede vandkredsløb kan ozonbehandlingen placeres således, at enten en delstrøm eller hele den recirkulerede vandmængde behandles. En skitse af placeringen af ozonbehandling i hovedstrøm før sandfilteret ses i figur 6.4.3.



FIGUR 6.4.3
Principskitse af placeringen af ozonbehandling i vandbehandlingssystemet til svømmebadsvand.

Ifølge den tyske norm DIN 19643 kan ozonbehandlingen placeres i hovedstrøm enten inden eller efter sandfilteret. Placering inden sandfilteret kan vælges, fordi ozon har en evne til også at virke som koagulant og dermed øge størrelsen af partikler, der skal fjernes i sandfilteret. Ved placering inden sandfilteret fjernes overskydende ozon i et lag af aktivt kul placeret i toppen af sandfilteret. Placering efter sandfilteret kan vælges, fordi der primært foruden desinfektion af eventuelle klorresistente mikroorganismer ønskes en oxidering af opløst organisk stof og deraf følgende reducere indholdet af desinfektionsbiprodukter, klorbehovet og det nødvendige indhold af frit klor. Ved placering af ozonbehandlingen efter sandfilteret skal overskydende ozon fjernes i et aktivt kulfilter med kapacitet til behandling af hele vandmængden, hvilket vil være særdeles omkostningsfuldt.

Til monitorering og kontrol af ozonanlæggets funktion – herunder den tilførte ozonmængde fra generatoren, ozonkoncentrationen i vandfasen, fjernelsen af overskydende ozon fra det behandlede vand samt behandlingen af afgangsgassen – findes sensorer til måling af ozon i både tilgangsgas, vandfase og afgangsgas. På baggrund af målingerne kan tilførslen af ozon reguleres, og der kan gives alarmer for forhøjede koncentrationer af ozon i den behandlede afgangsgas eller ved opbrugt kapacitet af kulfiltrene til fjernelse af ozon fra det behandlede vand.

6.4.3 Designparametre og rensningseffektivitet

Den dimensionsgivende designparameter for et ozonanlæg er det specifikke ozonforbrug angivet som mængden af ozon pr. mængde organisk stof ($\text{mgO}_3/\text{mg}(\text{COD}, \text{TOC} \text{ eller } \text{DOC})$), der skal tilsættes for at fjerne en vis procentdel af DBP-forløbere. I DIN 19643 er det specifikke ozonforbrug omsat til en nødvendig ozonkoncentration i vandet ud fra typisk indhold af organisk stof samt i forhold til vandtemperaturen. Ud fra recirkuleringsgraden og indholdet af organisk stof kan det totale ozonbehov pr. tid og dermed størrelsen på ozongeneratoren bestemmes.

Ud over bestemmelsen af det specifikke ozonforbrug er det nødvendigt at kende reaktionshastigheden for at kunne bestemme størrelsen af kontaktkammeret. Ifølge erfaringerne fra de tyske undersøgelser og retningslinjerne i DIN 19643 bør kontakttiden være mellem 3 til 15 minutter for at opnå en tilstrækkelig fjernelse af DBP-forløbere og organisk stof.

Ud fra erfaringerne i litteraturen kan der angives følgende designdata og rensningseffektivitet på svømmebadsrelevante parametre ved anvendelse af ozon, se tabel 6.4.1.

TABEL 6.4.1
Designdata og rensningseffektivitet for anvendelse af ozon i svømmebade.

Reference	Ozonbehov $\text{mgO}_3/\text{mgTOC/D}$ OC eller mgO_3/l	Kontaktid Minutter	Reduktion af THM- potentiale %	Reduktion af bundet klor %	Nødvendigt frit-klor- indhold mg/l
Kleiser & Frimmel, 2000	1,5 $\text{mgO}_3/\text{mgDOC}$ (3 mgO_3/l)	2	32	-	-
Vahala <i>et al.</i> , 1999	0,4 $\text{mgO}_3/\text{mgTOC}$ (1,1 mgO_3/l)	-	76	-	-
Tyske undersøgelser (DIN 19643)	0,8-1,5 gO_3/l	3-15	60	50-75	0,2-0,5
Bataller <i>et al.</i> , 2000	1-3 mgO_3/l	-	-	-	-

- = ingen data.

6.4.4 Erfaringsniveau og teknologistade

Anvendelse af ozon som primær oxidant i behandlingen af svømmebadsvand for minimering af klorforbruget samt indholdet af bundet klor og trihalomethaner (THM) er veldokumenteret og velbeskrevet. Anvendelse af ozon er således beskrevet i den tyske norm for behandling og desinfektion af svømmebadsvand i to ud af fire godkendte proceskombinationer, der må anvendes til behandling og desinfektion af svømmebadsvand (DIN 19643, 1997). DIN 19643 foreskriver, at vandet tilføres ozonkoncentrationer på 0,8-1,5 mg/l – afhængig af vandtemperaturen – efterfulgt af en reaktionstid på minimum tre minutter. Det ozonbehandlede vand kan så efterfølgende

desinficeres med en mindre mængde klor svarende til et frit klorindhold på 0,2-0,5 mg/l for svømmehaller og 0,7-1,0 mg/l for varmtvandsbassiner.

Dokumentationen for inddragelse af ozon i den tyske norm foreligger i en række publicerede artikler fra starten af 70'erne til starten af 80'erne, men også nyere undersøgelser viser ozons evne til at minimere indholdet af bundet klor og THM samt klorforbruget og det nødvendige indhold af frit klor for opretholdelsen af en tilstrækkelig desinfektion.

Eichelsdörfer & Harpe (1970) viste ved laboratorieforsøg, at urinstof udskilt fra de badende, der normalt ved reaktion med klor ville danne kloraminer, kunne nedbrydes til nitrat, kuldioxid og vand ved behandling med ozon. Herved vil anvendelse af ozonbehandling i vandbehandlingskredsløbet i svømmebadene kunne nedbringe indholdet af bundet klor.

Eichelsdörfer & Jandik (1979) fandt endvidere, at ozon – ud over at nedbryde de organiske kvælstofforbindelser – også var i stand til at nedbryde kloraminerne til klorid og nitrat, hvorved lugten og irritationsgenerne fra den bundne klor kunne elimineres. Derudover kunne ozonbehandlingen samtidig reducere koncentrationen af de klorerede organiske forbindelser betragteligt.

En anden konklusion på de to ovenstående undersøgelser var dog, at ozons reaktion med forureningskomponenterne i svømmebadsvandet var relativ langsom.

For at undersøge muligheden for yderligere forbedring af vandkvaliteten i svømmebadene undersøgte Eichelsdörfer & Jandik (1985) derfor effekten af ozonbehandling med længere kontakttid. Der blev gennemført forsøg i et fuldskala forsøgssvømmebad på det Tekniske Universitet i München (Eichelsdörfer & Quentin, 1982). For at sikre tilstrækkelig tilførsel af forureningskomponenter til vandet blev badebelastningen fastholdt over den tilladte belastning under forsøgsdagene. Ozon blev tilført svømmebadsvandet i en koncentration på 1 mg/l efterfulgt af en kontakttid på 15 minutter, hvorefter overskydende ozon og koagulerede partikler blev fjernet i et multilagfilter bestående af et sandfilter, hvori de øverste 15 cm bestod af et lag aktivt kul. Det behandlede svømmebadsvand blev efterfølgende desinficeret ved tilsætning af klor til en koncentration af frit klor på 0,3-0,5 mg/l. Forsøget blev gennemført over fem dage med målinger af indholdet af organisk stof (KMnO_4), bundet klor, THM-dannelsespotentialer samt alle bakteriologiske parametre beskrevet i DIN 19643 for at vurdere effektiviteten.

Forsøget viste, at ozon ved længere kontakttid er effektivt til at nedbringe indholdet af organisk stof (KMnO_4) til under indholdet af spædevandet uanset badebelastningen. Den effektive reduktion i indholdet af organisk stof medførte desuden et fald i THM-dannelsespotentialer på op til 60% og et fald i indholdet af THM i bassinet til mellem 3-7 $\mu\text{g/l}$. Endvidere kunne indholdet af bundet klor reduceres med 50-75%, hvorved indholdet af bundet klor i udløbet fra sandfilteret faldt til mellem 0,02 og 0,1 mg/l. Reduktionen af indholdet af bundet klor i vandbehandlingen medførte således et fald i indholdet af bundet klor i bassinet fra 0,35 mg/l til 0,22 mg/l over hele forsøgsperioden. Alle bakteriologiske parametre var i hele forsøgsperioden i overensstemmelse med kravene beskrevet i DIN 19643.

De tyske erfaringer med anvendelse af ozon som primær oxidant og desinfektant er sammenfattet af Rice (1989) i et review om anvendelse af ozon

til behandling af svømmebadsvand. En række pilotskalaforsøg, hvor ozon har været anvendt i forskellige proceskombinationer til behandling af svømmebadsvand, dokumenterede, at introduktion af flokkulering inden sandfilteret og ozonbehandling efter sandfilteret kunne nedbringe indholdet af organisk stof målt som KMnO_4 med 99%, fastholde indholdet af trihalomethaner (THM) under $10 \mu\text{g/l}$ samt minimere det frie klorindhold til 0,2-0,5 mg/l uden, at de mikrobiologiske kvalitetskrav blev overskredet.

Steinbruchel *et al.* (1991) rapporterer endvidere erfaringerne af et års drift af to ozonanlæg på to bassiner i en svømmehal i USA. Installationen af anlæggene blev baseret på DIN 19643. De to anlæg blev installeret i to separate vandbehandlingssystemer, der behandler svømmebadsvand fra henholdsvis et lille undervisningsbassin med høj temperatur og et traditionelt bassin. Resultaterne af en 1-årig testperiode med kontrol af mikrobiologiske parametre efter DIN 19643 viste, at alle udtagne prøver kunne overholde de gældende vandkvalitetskrav til trods for drift med et frit klorindhold på kun 0,2 mg/l.

Bataller *et al.* (2000) rapporterer erfaringerne af et års drift af ozonbehandling af svømmebadsvand med vandtemperaturer over 31°C . Ozonbehandlingen blev installeret på hovedvandstrømmen i henhold til DIN 19643 med ozonanlægget placeret efter sandfilteret. Resultaterne viste, at det ved stigende temperaturer var nødvendigt at øge ozonkoncentrationen i vandet, og i hele perioden varierede koncentrationen således mellem 1-3 mg/l. Den daglige kontrol af de mikrobiologiske parametre viste, at alle krav beskrevet i DIN 19643 kunne overholdes i hele perioden.

6.4.5 Økonomi

Ozonanlægget består hovedsageligt af en ozongenerator og et kontaktsystem med overførsel af ozon til vandet samt en reaktionstid i et kontaktkammer. Kontaktsystemet designes typisk efter, hvor meget ozon der skal overføres til vandfasen for at opnå en given ozonkoncentration. I det aktuelle priseksempel er anvendt et injektor-kontaktsystem. Til fjernelse af ozon i afgangsgassen vælges typisk en termisk katalytisk afgangsgasbehandlingsenhed, fordi den fjerner ozongassen hurtigere og samtidig har længere levetid end eksempelvis et aktivt kulfilter.

Driftsomkostningerne til drift af et ozonanlæg ligger typisk i intervallet 12-18 kWh/kgO₃.

På baggrund af priser fra (Dryden Aqua, 2004) kan det opgøres, at et ozonanlæg til hovedstrømsbehandling ved et typisk 25 m bassin med en recirkuleret hovedstrøm på ca. $210 \text{ m}^3/\text{h}$ vil have en investeringsudgift omkring 400.000 kr. Den årlige driftsudgift vil være ca. 20.000 kr. ved drift med dosering af 1 g ozon pr. m^3 recirkuleret bassinvand.

Ved behandling af svømmebadsvand er det nødvendigt at fjerne overskydende ozon fra det behandlede vand. Dette gøres ved anvendelse af aktive kulfiltre. Ved placering af ozonanlægget inden sandfiltrene kan man eventuelt, hvis filtrene er egnede til det, benytte løsningen med at lægge et lag granuleret aktivt kul øverst i filteret. På den måde kan investeringsomkostningen til fjernelsen af overskudsozon i vandet minimeres. Såfremt der skal etableres særlige aktive kulfiltre på hovedstrømmen til fjernelse af overskudsozon vil det blive en særdeles omkostningstung løsning.

Umiddelbart synes det interessant at etablere ozonbehandling i delstrøm som en metode til effektiv reduktion af forløbere til DBP-dannelsen. Man kan da benytte de eksisterende aktive kulfiltre til fjernelse af overskudsozon. Mere end 75% af alle indendørs svømmebassiner i Danmark har allerede installeret aktive kulfiltre (Miljøstyrelsen, 2003). Installation af ozonbehandling i delstrømmen til disse filtre vil derfor for de fleste svømmebassiner kunne gennemføres uden ekstra omkostninger til kulfiltre, og investeringsomkostninger og driftsomkostninger vil blive betydeligt lavere end angivet for hovedstrømsløsningen. Ozonbehandling vil kunne forventes at øge driftsomkostningerne til kulfilteret, da kulletets levetid forventes at blive mindre.

6.4.6 Diskussion og anbefaling

Som sammenfatning på gennemgangen af den eksisterende viden om anvendelse af ozon til behandling af svømmebadsvand vurderes der at foreligge tilstrækkelig dokumentation for at kunne betragte ozon som en velafprøvet teknologi på hovedvandstrømmen til behandling af svømmebadsvand med henblik på minimering af klorforbruget og indholdet af bundet klor og trihalomethaner. Ud fra et teknisk synspunkt vurderes det således muligt at kunne forbedre vandkvaliteten og minimere klorforbruget i de danske svømmehaller ved implementering af ozonbehandling i det recirkulerede vandbehandlingssystem.

Det vurderes endvidere, at der som ved anvendelse af andre teknologier kan opnås varierende forbedring af vandkvaliteten afhængigt af, om man placerer ozonbehandlingen på hovedvandstrømmen eller på en delstrøm. Det synes umiddelbart særdeles interessant at gennemføre veldokumenterede teknologiafprøvninger med ozonbehandling af delstrømme i forbindelse med eksisterende aktive kulfiltre med henblik på at få belyst, hvilken grad af forbedring i vandkvaliteten, der vil kunne opnås ved denne teknologikombination.

Inden implementering af ozonbehandling anbefales det – som for andre nyere teknologier – at gennemføre en forsøgsperiode med intensiv kontrol af vandkvaliteten for at dokumentere effekten på både kemiske og mikrobiologiske parametre. Ved både test og implementering anbefales det at tage udgangspunkt i beskrivelserne i den tyske norm DIN 19643.

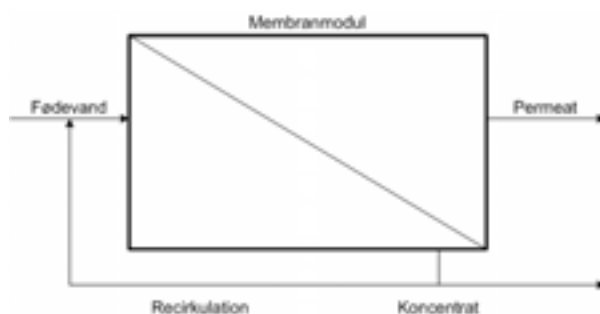
6.5 MEMBRANFILTRERING

6.5.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Membranfiltrering er en velkendt og velafprøvet teknologi, der har fundet bred anvendelse indenfor vandbehandling af eksempelvis drikkevand, procesvand i industrien og til afsaltning af havvand til drikkevandsformål. Til anvendelse inden for svømmebadsområdet er der dog tale om en nyere teknologi.

Membranfiltreringsprocesser er kendetegnet ved, at vandet ved hjælp af tryk presses igennem en membran, som er i stand til at tilbageholde stoffer af en given størrelse/molekylvægt. Ved membranfiltreringsprocessen opdeles vandet traditionelt i to vandstrømme, der benævnes henholdsvis permeat og koncentrat. Permeatet er det rensede vand, som passerer membranen, og koncentratet er den vandstrøm, hvori de tilbageholdte stoffer opkoncentreres. Ved membranfiltrering af svømmebadsvand er koncentrationerne af de

forureningskomponenter, der tilbageholdes, typisk så lave, at der ikke udledes en konstant koncentratstrøm. I stedet udledes koncentratet periodisk, og membranen renses eventuelt samtidig ved et kortvarigt tilbageskyl. En principskitse af et membran anlægs funktion på svømmebadsvand er vist på figur 6.5.1.



FIGUR 6.5.1
Principskitse for membranfiltrering af svømmebadsvand.

Membranerne kategoriseres normalt efter størrelsen af porerne og størrelsen af de stoffer, som membranen tilbageholder. Der findes følgende fire kategorier af membraner listet efter faldende porestørrelse:

- Mikrofiltrering (MF)
- Ultrafiltrering (UF)
- Nanofiltrering (NF)
- Omvendt osmose (RO)

De væsentligste egenskaber, der karakteriserer de forskellige membrantyper, er kapaciteten (flux) og rensningseffektiviteten. Fluxen angiver, hvor meget rent vand et membran anlæg kan producere pr. membranareal pr. tid og angives normalt i $l/(m^2 \cdot h)$ eller $m^3/(m^2 \cdot dag)$.

De væsentligste proceskarakteristika for de fire membrantyper er sammenfattet i tabel 6.5.1.

TABEL 6.5.1
Proceskarakteristika for membraner (Jönsson, 2002).

Membranproces	Porestørrelse/ Molekylvægt Tilbageholdelse [$\mu m/Da$]	Tryk [Bar]	Flux [$l/m^2 \cdot h$]	Fjerner
Mikrofiltrering	0,05-12 μm	0,1-1	100-1000	Partikler, protozoer og nogle bakterier
Ultrafiltrering	0,01-0,1 μm / 2.000-200.000 Da	1-10	20-500	Makromolekyler, kolloider, protein, bakterier, protozoer og vira
Nanofiltrering	250-500 Da	6-30	10-100	Som (MF,UF) samt molekyler med molekylvægt > 250 Da som eksempelvis sukkerstoffer og metal-ioner med højere ladning end 2
Omvendt osmose	< 250 Da	20-100	5-50	Molekyler og ioner

Et membran anlæg er sammensat af en række membranmoduler samt tilhørende udstyr i form af pumper, rørføringer, ventiler, overvågningssystem og rengøringsystem. Måleinstrumenterne består normalt af tryk-,

temperatur-, ledningsevne- og flowmålere. Ved membranfiltrering af svømmebadsvand vil der ikke være særligt store krav til forbehandling af vandet, men afhængigt af udformningen af membranmoduler vil der være forfiltreringskrav, som sikrer den optimale hydrauliske funktion af membrananlægget.

De membranmoduler, som indgår i anlægget, kan ligeledes være opbygget på forskellig vis, men der findes fire grundlæggende modultyper:

- Rørmoduler
- Plademoduler
- Spiralmoduler
- Hulfibermoduler

Valget af modultype afhænger af pris og de krav til forbehandling, som de forskellige moduler stiller. Hvilken modultype, der vil være bedst egnet, afhænger desuden af egenskaberne af den vandstrøm, som skal behandles, og må afgøres fra gang til gang. Erfaringen viser imidlertid, at rørmoduler er velegnede til vand indeholdende større koncentrationer af partikler eller fibre, mens spiral- og hulfibermoduler ofte er velegnede til renere vandtyper som råvand og drikkevand, men kan også anvendes til andre vandtyper med en passende forbehandling (Jönsson, 2002).

Virkemåde

Den overordnede virkemåde for membranfiltrering er, at de forskellige typer af membraner er i stand til at separere partikler og stoffer med forskellig størrelse, opløselighed og ladning fra det vand, der skal behandles. Kvaliteten af det vand, som produceres, afhænger af den membrantype, der anvendes, og principielt kan der opnås en vilkårlig god vandkvalitet, som svarer til de krav, der stilles. Således vil vand behandlet med omvendt osmose indeholde meget lidt opløst stof – såvel organisk stof som salte.

I forhold til de vandkvalitetsproblemer, der er i svømmebadsvand, har det ved anvendelse af både nanofiltrering og omvendt osmose til behandling af overfladevand været muligt at reducere kimtallet for en række mikroorganismer med en log 5 faktor, at reducere indholdet af organiske forløbere for desinfektionsbiprodukter til under detektionsgrænsen samt at halvere klorbehovet (Nederlof *et al.*, 1998; Siddiqui *et al.*, 2000).

Ved behandling af svømmebadsvand med membranfiltrering vil det af tekniske og ikke mindst økonomiske årsager være u hensigtsmæssigt at rense vandet til en kvalitet svarende til filtrat fra nanofiltrering og omvendt osmose. Derfor synes mikrofiltrering og ultrafiltrering at være de membranfiltreringsteknikker, som er mest velegnede til behandling af svømmebadsvand. Vickers *et al.* (1995) fandt således, at både mikrofiltrering og ultrafiltrering ville være velegnede teknologier med henblik på en mere effektiv fjernelse af partikler, mikroorganismer og stoffer, der er forløbere for desinfektionsbiprodukter ved behandling af råvand til drikkevandsformål.

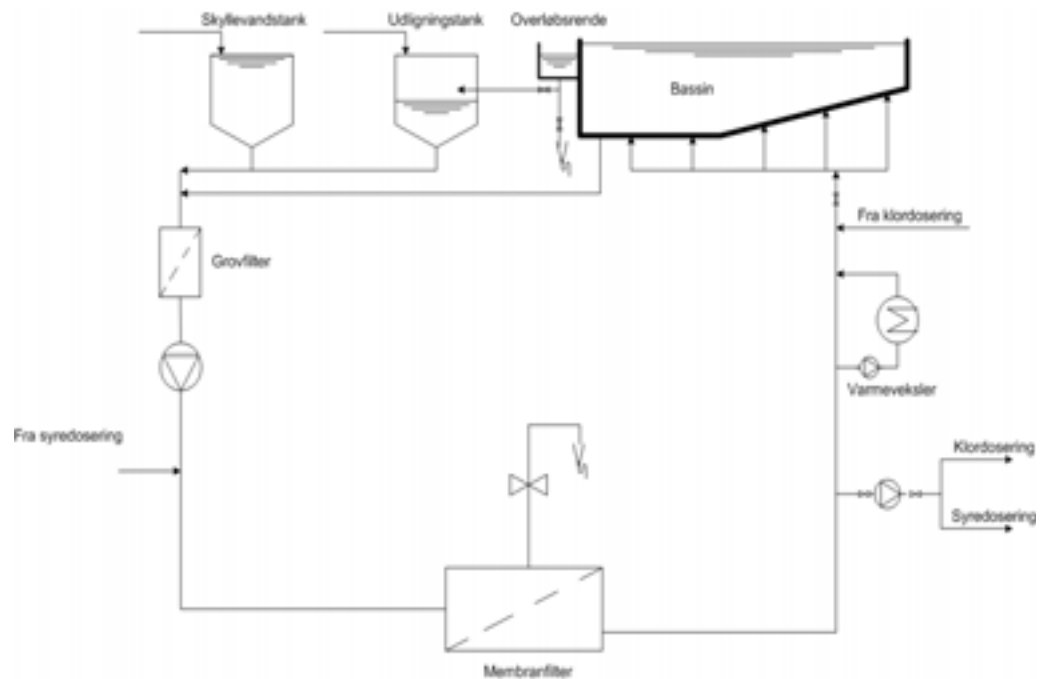
Mikrofiltrering vil i forbindelse med behandling af svømmebadsvand helt kunne reducere indholdet af suspenderet materiale samt fjerne mikroorganismer som protozoer og de fleste bakterier. Derimod vil kolloide og opløste organiske stoffer, der typisk sammen med klor danner klorerede organiske desinfektionsbiprodukter, ikke blive fjernet ved mikrofiltrering

(Siddiqui *et al.*, 2000). Endvidere vil en række bakterier samt vira heller ikke kunne tilbageholdes af en mikrofiltreringsmembran.

Ultrafiltrering vil ved behandling af svømmebadsvand helt kunne reducere indholdet af partikler, protozoer, bakterier, vira samt en stor del af det kolloide og organiske stof. Således er der ved ultrafiltrering af overfladevand observeret en log 5 reduktion i indholdet af *E. coli* og Clostridium samt en 95% reduktion i indholdet af organiske forløbere for klorerede desinfektionsbiprodukter (Kruithof *et al.*, 1998).

6.5.2 Anvendelse og placering

Membranfiltrering har flere potentielle anvendelsesmuligheder ved behandling af svømmebadsvand. Ved nybyggede anlæg eller ved renovation af eksisterende anlæg vil et membranfiltreringsanlæg kunne indsættes som fuld erstatning for de traditionelle sandfiltre til behandling af hele volumenstrømmen. Denne placering er vist i figur 6.5.2.

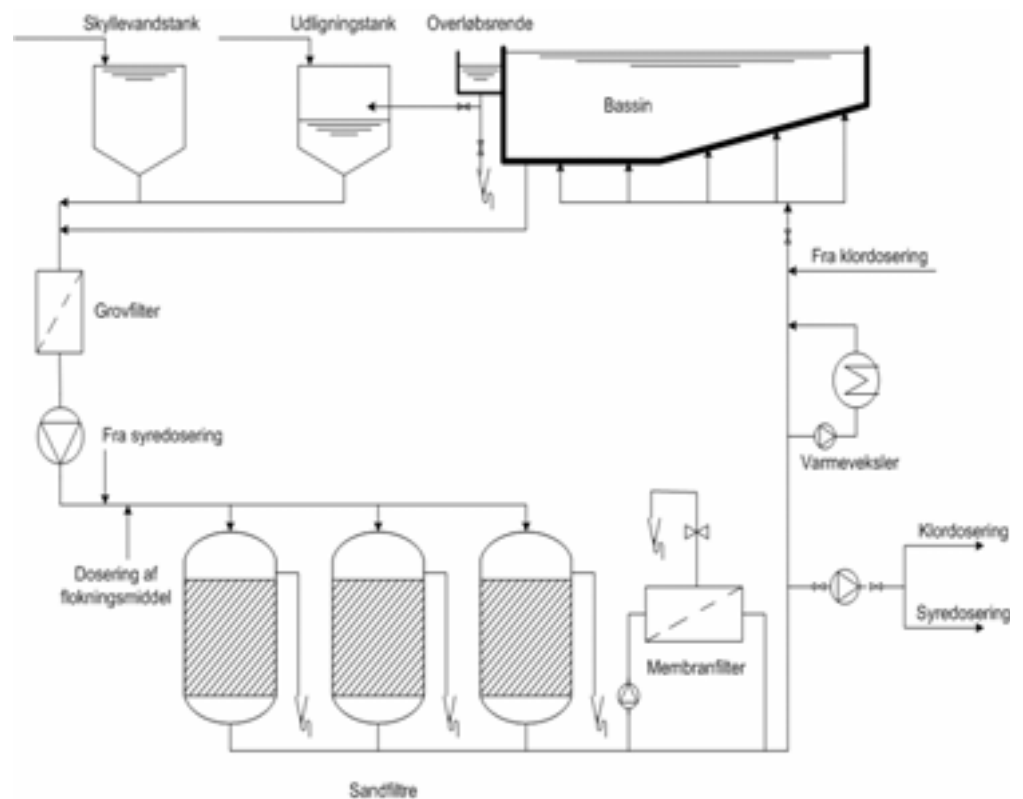


FIGUR 6.5.2
Membranfiltrering/ultrafiltrering placeret som erstatning for sandfiltre til fuldstrømsbehandling af svømmebadsvand.

For eksisterende anlæg, der er hårdt belastede, og som derfor har store variationer i vandkvaliteten, vil et membranfiltreringsanlæg på grund af de ringe pladskrav kunne indsættes parallelt med de eksisterende sandfiltre til aflastning af disse for at sikre en bedre og mere ensartet vandkvalitet.

Membranfiltreringsanlæg kan også installeres til behandling af en delstrøm efter sandfiltre. Herved opnås gennem delstrømsfiltreringen en løbende reduktion i indholdet af mikroorganismer og opløst stof afhængigt af de valgte membraner. Denne placeringsmulighed er illustreret i figur 6.5.3. Den totale effektivitet af delstrømsfiltreringen på systemet afhænger så af størrelsen af den membranfiltrerede delstrøm.

I begge placeringer vil membranfiltrering i form af ultrafiltrering kunne anvendes til at minimere indholdet af organisk stof herunder organiske kvælstofforbindelser samt bakterier og protozoer i svømmebadsvandet. Dermed gives mulighed for at sænke klorforbruget og dannelsen af såvel kloraminer som klorerede organiske forbindelser.



FIGUR 6.5.3
Membranfiltrering/ultrafiltrering anvendt til delstrømsbehandling i eksisterende anlæg.

6.5.3 Designparametre og rensningseffektivitet

Et membran anlæg designes på baggrund af den opnåelige flux ved et givet tryk med en given membrantype på det aktuelle vand, der skal behandles. Rensningseffektiviteten afgøres af tætheden af den membrantype, som vælges til løsning af en given problematik. På baggrund af de foreløbige erfaringer med anvendelse af ultrafiltrering til behandling af svømmebadsvand kan følgende designparametre og rensningseffektiviteter sammenfattes, jf. tabel 6.5.2.

TABEL 6.5.2

Foreløbige designparametre og rensningseffektiviteter for ultrafiltrering af svømmebadsvand (Hobby *et al.*, 2004a,b; Hagen, 2003a, b).

Parameter	Værdi
Flux [liter/m ² ·h]	100-160
Tryk [Bar]	0,5-0,7
Total kim 22°C	100% fjernelse
Total kim 36°C	100% fjernelse
E. coli	100% fjernelse
Total coliforme	100% fjernelse
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	100% fjernelse
<i>Legionella</i>	100% fjernelse

Ud over de i tabellen nævnte rensningseffektiviteter for mikroorganismer er der i de gennemførte forsøg målt meget lave værdier af både bundet klor og THM. Dette indikerer, at der ved ultrafiltrering også sker en væsentlig reduktion af disse stoffer enten ved tilbageholdelse af stofferne selv eller måske snarere ved tilbageholdelse af de stoffer – DBP-forløberne – som ved reaktion med klor fører til dannelsen af disse stoffer, (Hobby *et al.*, 2004a,b; Hagen, 2003a,b).

6.5.4 Erfaringsniveau og teknologistade

På baggrund af en gennemgang af eksisterende litteratur og information indhentet fra leverandører om anvendelse af membranfiltrering til behandling af svømmebadsvand kan det konstateres, at der igennem de seneste fire år er gennemført en række undersøgelser og installationer af ultrafiltrering i tyske svømmehaller. Ultrafiltreringen er dels installeret som erstatning for eksisterende sandfiltre og dels som delstrømsbehandling.

I perioden 2000-2001 gennemførte Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches (DVGW) et forskningsprojekt, hvor et 3-måneders pilotforsøg med et ultrafiltreringsanlæg kørte parallelt med et eksisterende sandfilter for at undersøge muligheden for at forbedre den mikrobiologiske kvalitet af det filtrerede vand. Ultrafiltreringsanlæggets kapacitet svingede i hele perioden mellem 100-160 l/m²·h med et tryk på 0,4-0,6 bar. Der blev i hele perioden udtaget ugentlige prøver til måling af den mikrobiologiske kvalitet af det filtrerede vand i forhold til de parametre, der er beskrevet i DIN 19643. Hverken *E. coli* eller *Pseudomonas aeruginosa* kunne påvises i nogen prøver. *Legionella* kunne påvises i en række prøver fra sandfilteret, men kunne ikke påvises i permeatet fra ultrafiltreringsanlægget. Ved alle prøvetagninger var den generelle mikrobiologiske kvalitet – målt som total kimtal ved henholdsvis 22°C og 36°C – væsentligt bedre i permeatet fra ultrafiltreringsanlægget. En økonomisk sammenligning af et ultrafiltreringsanlæg og et traditionelt sandfilteranlæg til fuldstrømsbehandling af 200 m³/h viste, at investeringsomkostningerne til membranlægget ville være ca. to gange så store som for sandfilteret, mens driftsomkostningerne ville være ca. halvanden gang så store (Hobby *et al.*, 2004a,b).

Sideløbende med ovenstående undersøgelser blev der i november 2002 installeret et ultrafiltreringsanlæg som erstatning for det traditionelle vandbehandlingsanlæg til fuldstrømsbehandling på et varmtvandsbassin i Bad Steben. Ved installationen blev recirkuleringsflowet reduceret, så ultrafiltreringsanlægget behandlede 40 m³/h med et tryk på 0,5 bar. Det tidligere vandbehandlingsanlæg behandlede 90 m³/h. Efter halvandet års drift

var tryktabet ikke steget signifikant, og rengøringsfrekvensen var ca. 30 sekunder hver time. Anlægget kørte med et vandudbytte på 99,8% – altså et meget beskedent vandtab. Vandkvaliteten i bassinet var blevet mærkbart forbedret og overholdt alle væsentlige vandkvalitetskrav i DIN 19643, som vist i tabel 6.5.3 (Hagen, 2003a,b).

TABEL 6.5.3
Bassinvandskvalitet ved anvendelse af ultrafiltrering til behandling af svømmebadsvand (Efter Hagen, 2003b).

Parameter	Enhed	Værdi	Krav efter DIN 19643
Total kim 22°C	CFU/ml	0	100
Total kim 36°C	CFU/ml	0	100
<i>E. coli</i>	CFU/100ml	u.d.	u.d.
Total koliforme	CFU/100ml	u.d.	u.d.
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	CFU/100ml	u.d.	u.d.
<i>Legionella</i>	Antal/ml	u.d.	u.d.
pH	-	6,8	6,5-7,6
Frit klor	mg/l	0,39	0,3-0,6
Bundet klor	mg/l	0,09	0,2
KMnO ₄	mg/l	2,2	+3 i forhold til råvand
THM total	µg/l	13	20

u.d. = under detektionsgrænsen.

6.5.5 Økonomi

Der foreligger ikke dokumenterede driftserfaringer, der kan danne grundlag for overslagsmæssig investerings- og driftsøkonomi for membranfiltreringsanlæg til anvendelse i delstrømsbehandlingssystemer for opnåelse af en given kvalitet af bundet klor i bassinvandet.

Med hensyn til hovedstrømsanlæg, der direkte kan erstatte sandfilteranlæg, indikerer tyske erfaringer, at membranfiltreringsanlæg er ca. dobbelt så dyre som sandfilteranlæg i investering og halvanden gang så dyre i drift (Hobby *et al.*, 2004a,b).

Udskiftning af membraner kan være en betydelig driftsomkostning i anlæg baseret på membranfiltrering. Membranens levetid har derfor stor betydning for de samlede driftsomkostninger, og dette element bør derfor indgå ved gennemførelse af teknologiske undersøgelser

6.5.6 Diskussion og anbefaling

Rensning af svømmebadsvand ved membranfiltrering er en interessant teknologi, der som teknologi betragtet er veletableret, men som er ny i relation til behandling af svømmebadsvand. Mest relevant synes anvendelse af ultrafiltreringsmembraner, der foruden fuldstændig fjernelse af protozoer, bakterier og vira formentlig vil kunne reducere indholdet af forløbere til dannelse af klordesinfektionsbiprodukter og dermed også forventeligt reducere indholdet af disse i bassinvandet.

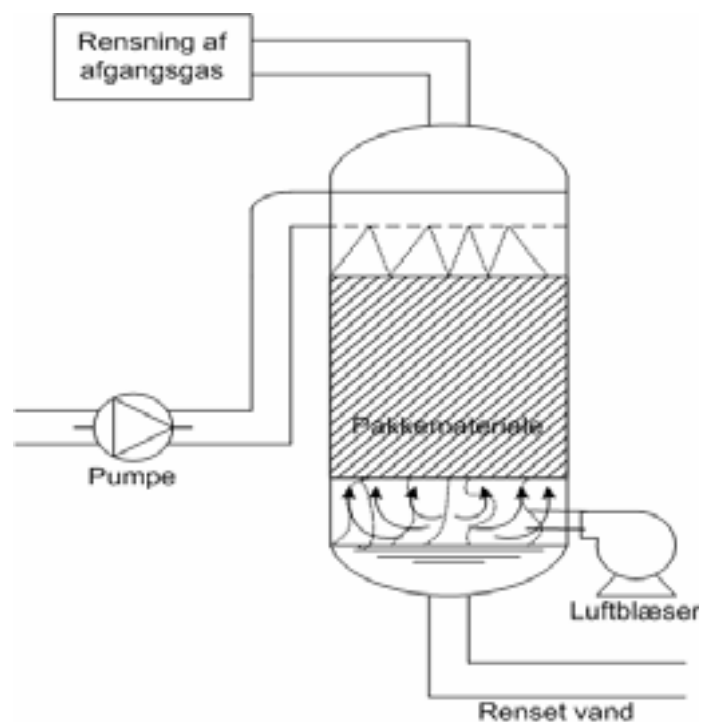
Teknologien er kompakt og derfor velegnet både til opgradering af eksisterende anlæg og til nyanlæg. Det anbefales at teste teknologien under

danske forhold samt at følge erfaringerne fra eksisterende installationer og udviklingen af nye membraner, filtersystemer og prisen på disse.

6.6 STRIPNING

6.6.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Stripning er en proces, som består af en forceret beluftning af en vandstrøm, således at flygtige organiske og uorganiske stoffer overføres fra vandfasen til gasfasen, der opsamles og behandles. Stripningsanlæg udføres enten som pakkede kolonner eller beluftningstanke. En principskitse af et stripningsanlæg baseret på en pakket kolonne er vist på figur 6.6.1.



FIGUR 6.6.1
Principskitse af anlæg til stripning af flygtige stoffer fra forurenede vand.

Ved anvendelse af den pakkede kolonne pumpes det forurenede vand ind i tanken og sprayes over pakkematerialet, der består af enten plastik, stål eller keramik. Vandet risler ned igennem pakkematerialet mod bunden af tanken, og samtidig blæses der luft ind fra bunden, således at vandet og luften løber i modstrøm. Når luften blæses op igennem pakkematerialet, sker der en forøget fordampning af flygtige stoffer, som forlader tanken i toppen sammen med den tilførte luft. Den forurenede luft opsamles og behandles, inden den udledes til atmosfæren. Det rensede vand opsamlers i bunden af tanken og ledes videre i det aktuelle vandsystem (US EPA, 2001).

Ved anvendelse af beluftningstanke stripkes de flygtige stoffer ved at gennemboble luft ind i en tank, der kontinuert tilføres det forurenede vand.

Beluftningstankanlæggene designes i forhold til den nødvendige opholdstid for at strippe det mindst flygtige stof fra vandfasen. Beluftningstankanlæggene leveres typisk som kontinuerte anlæg, men kan også drives som batch-anlæg.

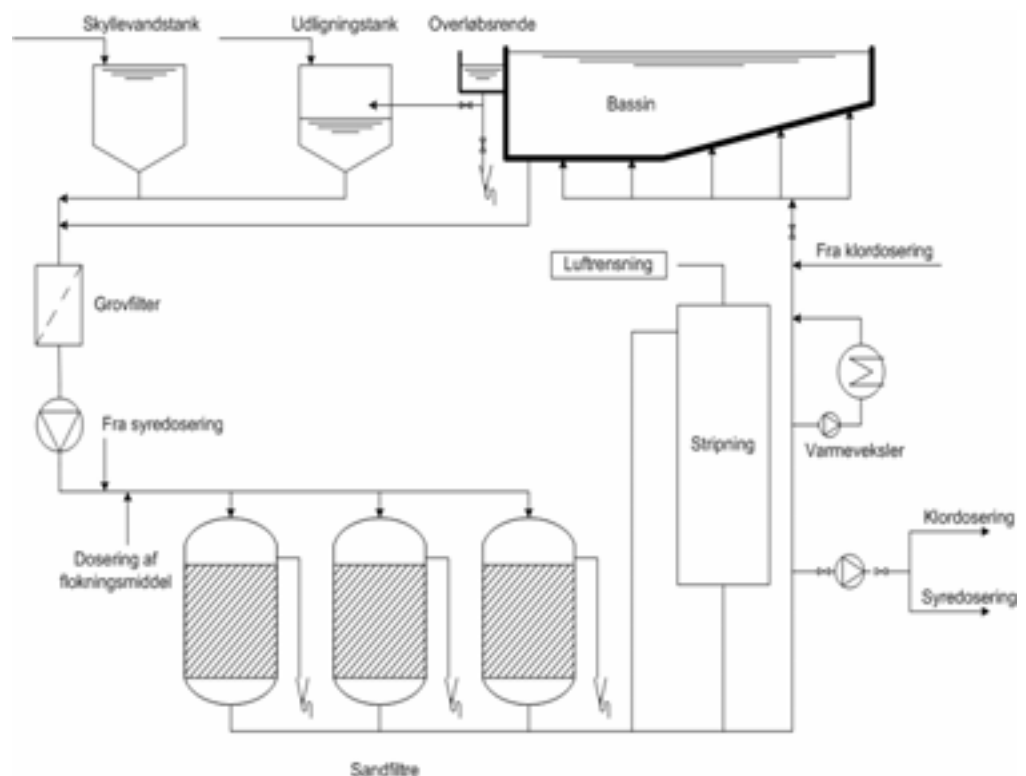
Virkemåde

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 vandet sker der en forøgelse af fordampningen af de flygtige stoffer på grund af en konstant koncentrationsforskel mellem den tilførte luft og vandet. Endvidere bevirker beluftningen og pakkematerialet i kolonnen en forøgelse af overflade/volumenforholdet for væsken, der ligeledes medvirker til en øget overførsel af flygtige stoffer fra vand- til gasfasen.

Ved anvendelse af stripping til behandling af svømmebadsvand er det således muligt at reducere indholdet af flygtige forbindelser herunder især indholdet af kloraminer og THM, hvor trikloramino og kloroform hører til blandt de mest flygtige stoffer.

6.6.2 Anvendelse og placering

Stripping har flere potentielle anvendelsesmuligheder ved behandling af svømmebadsvand. I eksisterende anlæg vil stripping potentielt kunne anvendes til behandling af hele volumenstrømmen ved at indbygge stripping i den eksisterende udligningsbeholder, der vil kunne fungere som en beluftningstank. Alternativt vil stripping kunne indsættes som delstrømsbehandling ved anvendelse af et anlæg baseret på en pakket kolonne. En principskitse af et stripningsanlæg til delstrømsbehandling af svømmebadsvand er vist på figur 6.6.2.



FIGUR 6.6.2

Stripningsanlæg til delstrømsbehandling af svømmebadsvand. Et stripningsanlægs effektivitet styres på baggrund af målinger af luft- og vandflowet, indløbs- og udløbskoncentrationer af den givne forureningskomponent, luft- og vandtemperaturen samt tryktabet over kolonnen.

6.6.3 Designparametre og effektivitet

Den afgørende designparameter for et stripningsanlæg er forholdet mellem det volumetriske luft- og vandflow, hvilket almindeligvis betegnes luft til vandforholdet (L/V). Den anbefalede værdi for luft til vandforholdet varierer for forskellige flygtige stoffer og er i høj grad bestemt af det enkelte stofs Henry's lovkonstant (H), der ved ligevægt udtrykker fordelingen af et givent stof i henholdsvis gas- og væskefase. Som en generel designregel kan luft til vandforholdet estimeres ved hjælp af følgende formel:

$$\frac{L}{V} = \frac{16000}{H}$$

Denne regel bør dog ikke anvendes på stoffer, som har en Henry's lovkonstant, der er lavere end 100 ($\text{atm}\cdot\text{m}^3$)/mol. Det er vigtigt at være opmærksom på, at H ændrer sig væsentligt med temperaturen, hvorfor denne også bliver en væsentlig parameter ved bestemmelse af luft til vandforholdet.

Ud over at fastlægge luft til vandforholdet for den aktuelle tekniske udformning skal størrelsen af stripningsreaktoren fastlægges ud fra en krævet rensningseffektivitet. Dette kræver specifikke beregninger, som normalt foretages af leverandører. Et stripningsanlæg kan i princippet designes til en vilkårlig rensningsgrad.

6.6.4 Erfaringsniveau og teknologistade

Erfaringsniveauet for anvendelse af stripning til behandling af svømmebadsvand er generelt ikke stort, og ved søgning i både national og international litteratur er der blot fundet tre artikler, som beskriver anvendelsen af stripning til behandling af svømmebadsvand.

Bisted (1987) beskriver således en afprøvning af stripning til delstrømsbehandling i Vesterbro Svømmehal i 1986-1987 med henblik på at reducere indholdet af THM målt som kloroform. Målinger af kloroformindholdet i bassin vandet én gang månedligt i en periode på tre måneder viste en faldende tendens i kloroformindholdet i bassinet til trods for en relativ høj belastning med badende. Endvidere viste målinger af kloroform før og efter stripningsanlægget, at anlægget er i stand til at halvere indholdet af kloroform i det tilførte vand. Resultaterne indikerer således, at stripning kunne være et teknologisk alternativ til at reducere indholdet af klorerede biprodukter i svømmebadsvand, men på grund af det sparsomme datamateriale bør der gennemføres længerevarende forsøg for at få dokumenteret effekten af processen.

Gérardin *et al.* (1999) undersøgte effektiviteten af tre stripningsanlæg – baseret på både pakket kolonne og beluftningstankprincippet – i tre svømmehaller i Frankrig. De tre anlæg var alle installeret med henblik på reduktion af indholdet af triklorammin i både vand og halluft. Resultaterne af undersøgelsen viste, at stripningsanlæggene – uafhængigt af det anvendte

princip – var i stand til at reducere trikloramindholdet i halluften med omkring 70%, og det var derved muligt at holde luftkoncentrationen af trikloramin omkring en fastlagt grænseværdi på 0,5 mg/Nm³.

Gérardin *et al.* (2001) udførte efterfølgende en sammenlignende undersøgelse af effektiviteten af fire stripningsanlæg med forskellige gasvæskekontaktsystemer med hensyn til fjernelse af trikloramin fra svømmebadsvand. De fire gasvæskekontaktsystemer bestod af henholdsvis en bundbeluftning gennem et perforeret rør (1), luftmætning gennem en venturiinjektor (2), overløb af vand (som et vandfald) mod en strøm af luft (3) og ved at spraye vand mod en strøm af luft (4). Alle systemerne var designet til at kunne indbygges i eksisterende buffertanke i vandbehandlingskredsløbet i svømmebade.

Ved alle forsøgene blev vandflowet fastholdt til 300 m³/h, mens luftflowet blev kørt ved henholdsvis 1.000 m³/h og 2.500 m³/h. Effektiviteten af de forskellige systemer blev vurderet på baggrund af massebalancer for trikloramin baseret på målinger i både gas- og vandfasen. Effektiviteten af de fire systemer fremgår af tabel 6.6.1.

TABEL 6.6.1
Målt effektivitet på trikloramin af de fire stripningsanlæg (Gérardin *et al.*, 2001).

Stripningssystem	Effektivitet til fjernelse af trikloramin %
Bundbeluftning (1)	90-100
Luftmætning gennem injektor (2)	100
Vandfald i modstrømsluft (3)	85
Vandspray i modstrømsluft (4)	100

6.6.5 Økonomi

Der foreligger ikke tekniske data og erfaringer for denne teknologi i den aktuelle applikation, som gør det muligt at gennemføre rimelige vurderinger af investerings- og driftsomkostninger.

6.6.6 Diskussion og anbefaling

Fjernelse af flygtige bundne klorforbindelse – herunder de flygtige kloraminer og THM samt andet flygtigt AOX – ved stripning af hovedstrømmen synes umiddelbart at være en interessant teknologisk løsning, som det vil være relevant at undersøge nærmere.

6.7 AVANCEREDE OXIDATIONS PROCESSER

6.7.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Avancerede Oxidations Processer (AOP) er en fælles betegnelse for kemiske og/eller fotokemiske processer, der genererer hydroxylradikaler (OH•). Hydroxylradikaler er et meget kraftigt oxidationsmiddel, som er i stand til at angribe og oxidere de fleste organiske molekyler, og som samtidig virker desinficerende. Hydroxylradikaler er desuden uselektive, hvilket gør dem særdeles velegnede til behandling af vand med en kompleks sammensætning af organiske molekyler og bakterier. De Avancerede Oxidations Processer er desuden meget alsidige på grund af de mange forskellige reaktionssystemer til generering af hydroxylradikaler. Dette giver gode tilpasningsmuligheder til

specifikke vandtyper som eksempelvis behandling af svømmebadsvand, der er relativt klart og har et lavt indhold af organisk stof. De mest velkendte AOP-systemer er angivet i tabel 6.7.1.

Der findes således en række muligheder for anvendelse af Avancerede Oxidations Processer til behandling af svømmebadsvand, men kun ganske få af disse er kommercialiseret og eksisterer som egentlige produkter på markedet.

Virkemåde

De Avancerede Oxidations Processer virker ved, at de dannede hydroxylradikaler angriber de organiske stoffer via to forskellige typer af reaktioner, der afhænger af strukturen af det organiske stof:

- Fjernelse af et brintatom under dannelse af et organisk radikal, der reagerer videre i en række radikale kædereaktioner, indtil det reagerer med et andet radikal, der terminerer reaktionen. Denne type reaktion forekommer ofte med alifatiske organiske stoffer
- Addition af hydroxylradikalet til det organiske stof. Denne type reaktion sker med stoffer med dobbelt- eller trippelbindinger som alkener, alkyner og aromatiske forbindelser

AOP'er kan ofte oxidere stoffer, der normalt er modstandsdygtige over for almindelige kemiske oxidationsprocesser som eksempelvis ozonering eller brintperoxid (Munter, 2001).

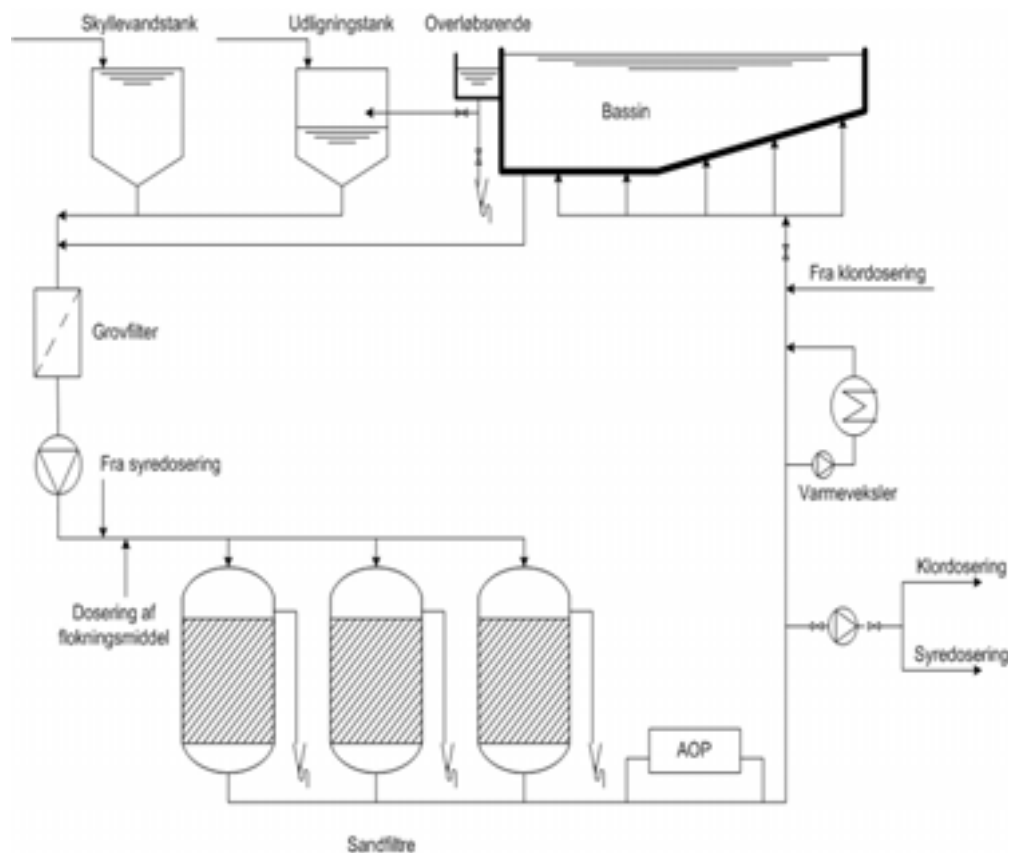
TABEL 6.7.1
De mest velkendte Avancerede Oxidations Processer (Munter, 2001).

Proces	Betegnelse	Beskrivelse
O ₃ /H ₂ O ₂	Ozon kombineret med brintperoxid	Tilsætningen af brintperoxid til ozon starter en nedbrydningsreaktion for ozon, der resulterer i dannelsen af hydroxylradikaler: $2O_3 + H_2O_2 \rightarrow 2OH\bullet + 3O_2$
O ₃ /UV	Ozon kombineret med UV-lys	Når ozon bestråles med UV-lys, sker der en dannelse af hydroxylradikaler ved en omdannelse af O ₃ til H ₂ O ₂ og efterfølgende dannelse af hydroxylradikaler via O ₃ /H ₂ O ₂ -systemet eller via H ₂ O ₂ /UV
UV/H ₂ O ₂	UV-lys kombineret med brintperoxid	UV/H ₂ O ₂ -systemet er relativt simpelt, idet UV-lyset forårsager en homolytisk spaltning af brintperoxid til to hydroxylradikaler: $H_2O_2 \xrightarrow{hv} 2OH\bullet$
UV/TiO ₂ /O ₂	UV-lys kombineret med titaniumdioxid og ilt	Fotokatalytisk oxidation baserer sig på foto-excitering af et fast halvledermateriale ved hjælp af fotoner med tilstrækkelig energi til at skabe et elektronhulpar på overfladen af halvledermaterialet med et oxidationspotentiale på omkring 3eV. Ilt fungerer som elektronacceptor for de exciterede elektroner, således at den del af elektronhulparrene, der rekombinerer under frigivelse af varme, reduceres. Ud over ilt kan også andre elektronacceptorer anvendes til at øge effektiviteten af processen som eksempelvis H ₂ O ₂ eller ozon
H ₂ O ₂ /Fe ²⁺	Fenton's reaktion	I Fenton-processen fungerer Fe(II) som katalysator for nedbrydningen af brintperoxid til hydroxylradikaler efter følgende overordnede reaktionsskema: $Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH\bullet$
UV-bestråling med forhøjet energi i vacuum-UV-området	Avanceret fotokemisk oxidation	Ved bestråling af vand indeholdende hypoklorsyre med UV-lys med forhøjet energi i bølglængdeområdet fra 160 nm til 220 nm spaltes dels vand og dels hypoklorsyren til hydroxylradikaler

6.7.2 Anvendelse og placering

I forhold til den kraftige oxidations/desinfektionsevne men korte levetid af de genererede hydroxylradikaler er den mest relevante placering af en AOP-teknologi i vandbehandlingskredsløbet i svømmebade som en for-oxidations-teknologi i en sidestrøm før pH-justering og klordosering, jf. figur 6.7.1.

Ved denne placering af AOP-teknologien vil der kunne opnås en reduktion i koncentrationen af opløst organisk stof herunder THM og forløbere for THM-dannelse samt desinfektion af vandet inden klortilsætning, så det bliver muligt at minimere klorforbruget og den nødvendige frie klorkoncentration. Derudover vil AOP-processerne primært som følge af UV-effekten kunne nedbryde og reducere belastningen med kloraminer. Placeringen efter sandfilteret medvirker også til en reduceret organisk belastning af AOP-teknologien, hvilket bidrager til en forbedret driftsøkonomi.



FIGUR 6.7.1
Placering af AOP-teknologi som delstrømsbehandling i vandbehandlingskredsløbet i svømmebade.

6.7.3 Designparametre og rensningseffektivitet

På grund af de mange forskellige kemiske reaktionssystemer, der indgår under betegnelsen ”Avancerede Oxidations Processer”, samt på grund af vanskelighederne med at forudsige effektiviteten af de forskellige systemer på en given type vand er det ikke muligt at angive generelle designparametre for AOP’er.

6.7.4 Erfaringsniveau og teknologistade

Ved gennemgang af videnskabelig litteratur samt søgning på Internettet er der kun fundet begrænset dokumentation for effekten af avanceret oxidation til fjernelse af komponenter, der er interessante i forhold til behandling af svømmebadsvand.

Zheng et al (1999a,b) har undersøgt effekten af UV/brintperoxid på dannelsen af klorbiprodukter i relation til drikkevandsbehandling. De fandt, at behandling med den pågældende AOP medførte en reduceret tilbøjelighed til dannelse af THM og HAA i det behandlede vand – formentlig som følge af en omdannelse/nedbrydning af de i overfladevandet forekommende forløbere for DBP-dannelsen.

Gennem projektarbejdet er opnået kendskab til to AOP-teknologier, der er introduceret på det danske svømmebadsmarked – henholdsvis en teknologi baseret på UV/TiO₂ og en teknologi baseret på vacuum-UV.

Hovedprocessen for UV/TiO₂-teknologien er en fotokatalytisk proces, hvor hydroxylradikalerne genereres ved bestråling af titaniumdioxid med UV-lys under tilstedeværelse af ilt.

Teknologien er oprindelig udviklet til desinfektion af vand herunder fjernelse af mere persistente mikroorganismer som *Legionella* og biofilm, og desinfektionseffekten er over en årrække blevet undersøgt af forskellige universitære institutioner. Her har teknologien været testet med henblik på dokumentation af fjernelseseffekten over for forskellige renkulturer af bakterier. I alle undersøgelser har teknologien vist sig at være særdeles effektiv til fjernelse af bakterier. (Benrad AB, 2004).

Der foreligger dog ikke på tilsvarende måde nogen uvildig dokumentation af UV/TiO₂-teknologiens anvendelighed i svømmehaller, som belyser effekten på desinfektionsbiprodukterne under kontrollerede forhold.

Den anden AOP-proces (APOP – Scan Research Aps), der er introduceret på det danske svømmebadsmarked, er baseret på generering af hydroxylradikaler ved hjælp af bestråling af vandet med UV-lys med forhøjet energi i vacuum-UV-området (160 nm-220 nm). Processen er udviklet til nedbrydning af organisk stof og desinfektionsbiprodukter, men vil på grund af de meget bredspektrede lys også forårsage en vis desinfektion. Som for UV/TiO₂-processen er der imidlertid endnu ikke publiceret dokumentation for processens effektivitet til kontrol af desinfektionsbiprodukter i svømmebade.

For begge processers vedkommende er det således endnu ikke muligt nærmere at kommentere deres erfaringsniveau og teknologiske stade.

6.7.5 Økonomi

Med de begrænsede erfaringer samt den manglende videnskabelige dokumentation, der foreligger for behandling af svømmebadsvand med AOP'er, kan der ikke på det eksisterende grundlag fastlægges designparametre og rensningseffektivitet for denne applikation. Det er derfor heller ikke muligt at etablere overslagsøkonomi for investering og drift af sådanne anlæg.

6.7.6 Diskussion og anbefaling

Da der ikke eksisterer veldokumenterede undersøgelser af AOP-teknologier for svømmebadsvand, vil det være nødvendigt at etablere et detaljeret kendskab til nedbrydningskinetikken af de relevante stoffer for at kunne fastlægge et effektivt design samt for at kunne sammenligne de forskellige AOP-teknologier. Dette kendskab bør etableres ved at gennemføre forsøg med afprøvning af relevante teknologier. Da mekanismerne ved AOP er temmelig komplekse, vil det ofte være en fordel at teste teknologierne i såvel lille som større skala. På den måde kan effektiviteten, driftsomkostningerne samt andre uforudsete problemer fastlægges, inden teknologien implementeres i større omfang i fuldskala.

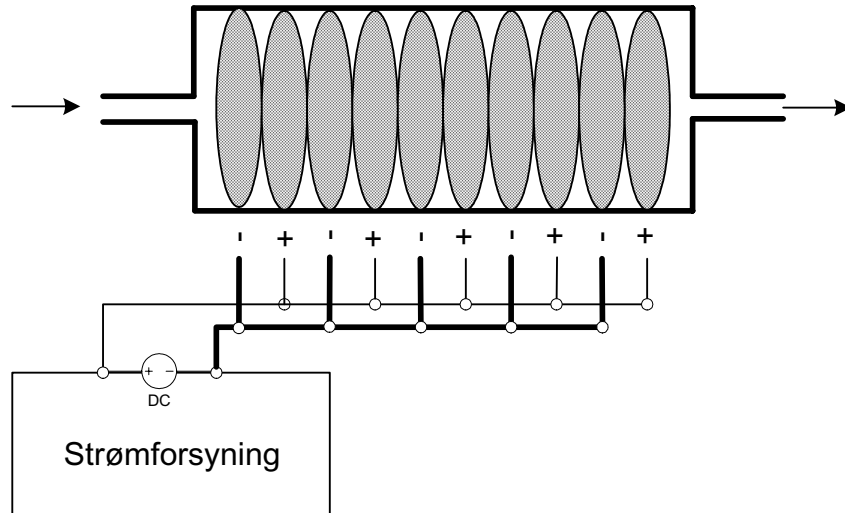
Begge de i afsnit 6.7.4 nævnte processer, der er introduceret på det danske svømmebadsmarked, er særdeles interessante, og det anbefales, at der gennemføres velkontrollerede teknologiske undersøgelser med disse processer til afklaring af deres potentiale i forbindelse med forbedring af vandkvaliteten i danske svømmebade.

6.8 ELEKTROKEMISK OXIDATION

6.8.1 Teknologibeskrivelse og virkemåde

Elektrokemisk oxidation er en velkendt metode til både desinfektion og oxidation. I processen dannes kraftige desinfektions-/oxidationsmidler ud fra vandets naturlige indhold af salte ved elektrolyse uden eller med kun et meget begrænset behov for tilsætning af kemikalier. Reaktorer til elektrokemisk oxidation kan konstrueres efter to forskellige principper for opbygning af elektrokemiske celler. Den mest almindelige elektrokemiske celle er en elektrolytisk celle, hvor der over en række parvist forbundne elektroder påtrykkes et spændingsfelt, hvorved der løber en strøm igennem cellen, som forårsager oxidation ved den ene elektrode (anoden) og reduktion ved den anden (katoden). Den anden type elektrokemiske celle, der kan anvendes til elektrokemisk oxidation, består af tre elektroder – benævnt arbejds-elektrode, referenceelektrode og mod-elektrode – der er forbundet til en potentiostat, som er i stand til at styre og fastholde et givet potentiale på arbejds-elektroden.

En principsskitse af en reaktor baseret på elektrokemisk oxidation fremgår af figur 6.8.1.



FIGUR 6.8.1
Principskitse for elektrokemisk reaktor.

Som det fremgår af figur 6.8.1, strømmer vandet gennem en reaktor af elektroder, der er forbundet, så hver anden optræder som anode og hver anden som katode. I nogle elektrokemiske reaktorer er den anodiske og katodiske del separeret, og her anvendes den anodiske del til generering af en oxidantholdig væske, som doseres til det vand, der ønskes behandlet.

Ved elektrokemisk oxidation kan både jævn- og vekselstrøm anvendes som strømkilde, men oftest anvendes jævnstrøm, da denne giver den mest effektive desinfektion/oxidation og udnyttelse af den tilførte energi med deraf lavere driftsomkostninger til følge. En ulempe ved anvendelse af jævnstrøm er til gengæld, at der dannes belægninger på elektrodeoverfladen på grund af den konstante polarisering af elektroderne. Dette vil over længere tid medføre, at spændingsfaldet over elektroderne skal øges for at opretholde en konstant strøm i den elektrokemiske celle. For at undgå belægninger på elektrodeoverfladen anvendes derfor ofte vekslende jævnstrøm, hvor polariteten af elektroderne vendes med en lav frekvens (Patermarakis & Fountoukidis, 1990).

Under den elektrolytiske proces ved anoden sker en produktion af kemiske desinfektions-/oxidationsmidler in situ ud fra vandets naturlige indhold af salte. Klor vil ofte være det primære desinficeringsprodukt i den elektrolytiske proces, men en række andre oxidationsmidler som brintperoxid, ozon, persulfat, percarbonat og hydroxylradikaler vil også dannes og bidrage til både oxidation og desinfektion. I tabel 6.8.1 er vist de vigtigste elektrodeprocesser, der bidrager til dannelsen af desinfektions-/oxidationsmidler in situ i vandet.

TABEL 6.8.1

De vigtigste elektrodeprocesser til dannelse af desinfektions-/oxidationsmidler in situ.

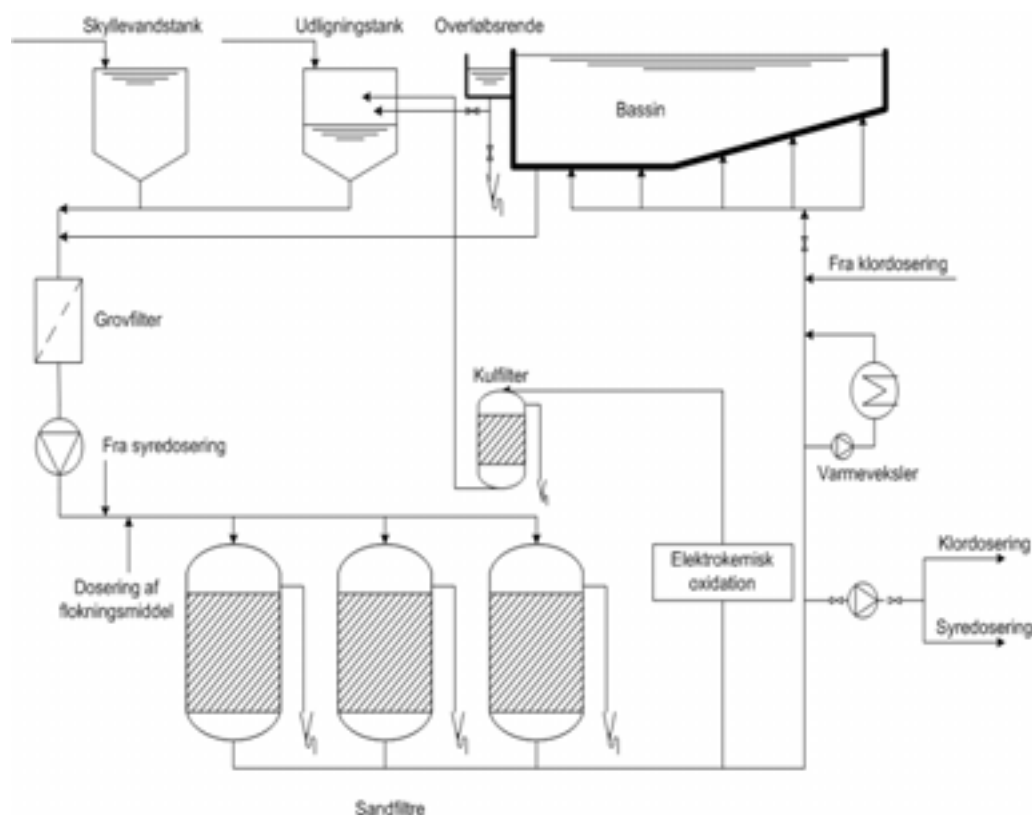
Elektrode	Proces	Bemærkninger
Anodisk produktion af ozon	(1) $2\text{OH}^- - 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O} + [\text{O}]$ (2) $2 [\text{O}] \rightarrow \text{O}_2$ (3) $[\text{O}] + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$	Ved anoden produceres aktive iltatomer (1), der reagerer videre under dannelse af både ilt og ozon (Patermarakis & Fountoukidis, 1990)
Anodisk produktion af radikaler	(1) $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HO}_3^+ + \text{OH}^-$ (2) $\text{HO}_3^+ + \text{OH}^- \rightarrow 2 \text{HO}_2^\bullet$ (3) $\text{O}_3 + \text{HO}_2^\bullet \rightarrow \text{OH}^\bullet + 2\text{O}_2$	Den ozon, der genereres ved anoden, reagerer videre med vand under dannelse af frie radikaler, hvoraf hydroxylradikaler er et særdeles kraftigt oxidationsmiddel (Patermarakis & Fountoukidis, 1990)
Anodisk produktion af hypoklorit	(1) $2\text{Cl}^- + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cl}_2$ (2) $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HOCl} + \text{HCl}$	Ved anoden vil der ske oxidationklorid til klor, der reagerer videre med vand til hypoklorit og saltsyre (Patermarakis & Fountoukidis, 1990)
Katodisk produktion af brintperoxid	(1) $\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$	Under let-sure forhold vil der ved katoden ske en dannelse af brintperoxid ud fra ilt (Patermarakis & Fountoukidis, 1990)

De kraftige oxidationsmidler vil bidrage til både desinfektion af vandet, men også oxidation af organiske stoffer, der er til stede i vandet. I forhold til problematikkerne ved behandling af svømmebadsvand er det således dokumenteret, at elektrokemisk oxidation kan nedbryde trihalomethaner i grundvand under et 1. Ordens nedbrydningsforløb (Baun *et al.*, 2003). Hertil skal dog bemærkes, at koncentrationen af THM i den pågældende undersøgelse var omkring 500 gange større end i svømmebadsvand, og det må således forventes, at nedbrydningsraten vil være væsentlig lavere ved behandling af svømmebadsvand. Den elektrokemiske nedbrydning af THM har dog vist sig at foregå ved et lavere spændingsfelt, så klordannelse kun finder sted i begrænset omfang, hvorved risikoen for dannelse af nye klorerede forbindelser minimeres.

6.8.2 Anvendelse og placering

Elektrokemisk oxidation vil ved behandling af svømmebadsvand kunne anvendes som en primær oxidationsteknologi til reduktion af organisk stof, der kan være forløbere for THM samt også THM i sig selv. Elektrokemisk oxidation kan også anvendes som desinfektionsteknologi, da der i processen dannes klor med en residual desinfektionseffekt. Såfremt det ved vandbehandling af svømmebadsvand ønskes at fokusere på kombinationen af desinfektion og fjernelse af klorerede organiske forbindelser i svømmebade kræves typisk to reaktorer i serie. Dette skyldes, at nedbrydningen af organisk stof – herunder THM – skal ske ved et spændingsfelt, der ligger under klordannelsespotentialen, så dannelsen af nye klorerede organiske forbindelser undgås.

Da anlæg til elektrokemisk oxidation traditionelt har en relativ lav vandmængdekapacitet, er den mest sandsynlige placering af elektrokemisk oxidation til behandling af en delstrøm af hovedstrømmen som skitseret på figur 6.8.2.



FIGUR 6.8.2
Placering af elektrokemisk oxidation som teknologi til delstrømsbehandling i vandbehandlingssystemet til svømmebade.

Placering af den elektrokemiske oxidation efter sandfilteret har til formål at beskytte elektrodeoverfladerne mod suspenderet stof for at minimere risikoen for belægninger på elektroderne. Ønskes elektrokemisk oxidation af hele vandmængden, skal der indsættes flere parallelle reaktorer.

6.8.3 Designparametre og rensningseffektivitet

En af de vigtigste parametre ved design af en reaktor til elektrokemisk oxidation er valget af elektrodemateriale. De fundamentale kriterier for dette valg er et højt hydrogendannelsespotential for katoden og et højt iltoverpotential for anoden.

Som katodemateriale anvendes typisk kul/polytetrafluoroethylen, kobber, stål, jern og platin eller titanium belagt med iridiumoxid eller rutheniumoxid (De Francesco & Costamagna, 2004).

Valg af elektrodemateriale til anoden er ofte mere kompliceret, da oxidationsmekanismerne er stærkt afhængige af elektrodeegenskaberne. De mest almindelige anodematerialer er tinoxid, platin eller titanium belagt med iridiumoxid eller rutheniumoxid (De Francesco & Costamagna, 2004). Derudover er der nyligt udviklet elektroder med diamantbelægninger. Disse elektroder har vist sig at være særdeles velegnede til vandbehandling, da de

har et meget højt overpotentiale for spaltning af vand til ilt og et meget lavt potentiale for spaltning af vand til hydrogen. Det høje overpotentiale for iltudvikling medfører, at vand spaltes til både ozon og hydroxylradikaler, inden der sker en nævneværdig vandspaltning til ilt (Tröster *et al.*, 2002).

De vigtigste parametre, der for et givet elektrodemateriale beskriver den elektrokemiske oxidationsproces, er: strømtilførslen, spændingsfald, reaktionskinetik og effektivitet. Strømtilførslen opgives typisk i forhold til elektrodearealet og ligger ifølge De Francesco & Costamagna (2004) i området 10-100 mA/cm². Den arealspecifikke strømtilførsel er stærkt afhængig af strømningsforholdene i reaktoren, da kinetikken af oxidationsprocessen er begrænset af diffusionen af stofferne til elektrodeoverfladen. For at fastholde den nødvendige strømtilførsel kræves der således varierende spændingsfald over elektroderne, og det nødvendige spændingsfald vil også variere med elektrodematerialets egenskaber og belægninger på elektrodeoverfladen. Nedbrydningshastigheden ved den elektrokemiske oxidation beskrives ofte ved en pseudo 1. Ordens kinetik for det undersøgte stof. Nedbrydningshastigheden vil være meget forskellig fra stof til stof og samtidig være afhængig af stofkoncentrationen. For nedbrydning af forskellige organiske stoffer angiver De Francesco & Costamagna (2004) halveringstider fra 12 til 2.000 minutter.

6.8.4 Erfaringsniveau og teknologistade

På baggrund af en gennemgang af eksisterende litteratur om elektrokemisk vandbehandling kan det konstateres, at erfaringerne for anvendelse af denne teknologi til behandling af svømmebadsvand er relativt begrænset.

Der er dog nyligt udviklet en ny type elektrokemisk reaktor med diamantbelagte elektroder med en tilhørende nyudviklet fri klor sensor, der online kan måle det fri klorindhold i vand, og som derved anvendes til at styre det frie klorindhold, der bliver dannet ved den elektrokemiske proces. Dette system har været testet til behandling af svømmebadsvand i både laboratorieskala og i et 6-måneders langt pilotskalaforsøg på et 60 m³ udendørs svømmebassin i Schweiz (Hänni *et al.*, 2001).

I laboratorieskala blev en elektrokemisk desinfektion sammenlignet med traditionel klordesinfektion til fjernelsen af *E. coli* i svømmebadsvand, der var tilsat en *E. coli* koncentration på 10⁶ *E. coli*/ml. Ved testen blev der anvendt en fri klorkoncentration på 0,2 mg/l. Ved den elektrokemiske desinfektion blev der til svømmebadsvandet tilsat 250 mg/l NaCl for at opretholde den fastsatte frie klorkoncentration. Resultaterne viste, at ved den samme frie klorkoncentration var den elektrokemiske desinfektion langt mere effektiv til at nedbringe *E. coli* indholdet i svømmebadsvandet. For begge desinfektionsmetoder blev der opnået en log 5 reduktion i antallet af *E. coli*, men ved den elektrokemiske desinfektion blev denne reduktion opnået efter blot 20 minutters behandling, mens log 5 reduktionen blev opnået efter 70 minutter ved traditionel klordesinfektion. Dette viser, at de andre oxidationsmidler, der bliver dannet ved processen, er med til at øge effektiviteten af den elektrokemiske oxidation. (Hänni *et al.*, 2001).

Ved pilotskalaforsøget blev den elektrokemiske desinfektion indsat som sidestrømsbehandling af 1 m³/h i forhold til et total recirkulationsflow på 15 m³/h. Formålet med placeringen i sidestrøm var at anvende den elektrokemiske oxidation til en kontrolleret produktion af klor til desinfektion og fastholdelse af et frit klorindhold i bassinet på mellem 0,2-0,4 mg/l. For at

opretholde en tilstrækkelig klorproduktion i sidestrømmen blev der til bassinvandet tilsat NaCl i en koncentration på 1 g/l. Resultaterne af forsøget viste, at det frie klorindhold kunne styres meget præcist på en koncentration mellem 0,2-0,3 mg/l. Dette var tilstrækkeligt til at sikre et total kimtal på < 5 CFU/ml i bassinet i alle seks måneder. En anden interessant observation ved forsøgene var, at sulfatkoncentrationen (stammende fra pH-regulering med svovlsyre) faldt ved den elektrokemiske behandling. Ved nærmere analyse kunne det konstateres, at sulfat blev omdannet til et endnu kraftigere oxidationsmiddel, nemlig persulfat, der således også bidrog til desinfektionen. Under forsøgene blev der desuden tilsat organisk stof i form af urea, sololie og solcreme for at simulere belastningen med badende. Resultaterne viste, at den elektrokemiske oxidation var i stand til fuldstændig at nedbryde den tilsatte mængde organiske stof indikeret ved, at det organiske stofindhold i bassinet – målt som mg KmnO_4 /l – var uforandret efter seks måneder.

6.8.5 Økonomi

Der foreligger ikke tilstrækkelig veldokumenterede data til at muliggøre en beregning af overslagsøkonomi for investering og drift for denne teknologi.

6.8.6 Diskussion og anbefaling

Teknologien er interessant, men på et tidligt stade. Der forestår et betydeligt udrednings- og udviklingsarbejde, inden denne teknologi vil kunne finde praktisk anvendelse til behandling af svømmebadsvand.

6.9 KONKLUSION

I tabel 6.9.1 er givet en oversigt over de i afsnit 6.1-6.8 beskrevne teknologier. Af oversigten fremgår, hvorledes de forskellige teknologier påvirker de forskellige vandkvalitetsparametre samt en vurdering af det aktuelle erfaringsniveau for anvendelse af teknologierne i svømmebadssammenhæng.

TABEL 6.9.1
Oversigt over teknologier, virkemåde og erfaring.

Teknologi	Effekt på frit klor	Effekt på bundet klor (kloraminer)	Effekt på THM/AOX	Effekt på mikroorganismer	Erfaringsniveau
Sandfilter	Næppe markant effekt. Et vist lavt forbrug ved tilsudsset filter. Viden mangler	Næppe markant effekt. Eventuel dannelse ved kombination af akkumuleret smuds og frit klor i vandet. Viden mangler	Næppe markant effekt. Eventuel dannelse ved kombination af akkumuleret smuds og frit klor i vandet. DBP-forløbere fjernes fra vandet, men akkumuleres i filteret. Nettoeffekt ikke belyst. Viden mangler	Fjerner i et vist omfang mikroorganismer – især ved anvendelse af flokkulant. Muligt vækststed til opformering af mikroorganismer	++++
Aktivt kulfilter	Reducerer frit klor gennem reaktion	Reducerer effektivt bundet klor gennem reaktion. Viden mangler til designanvendelse	Kan reducere THM og anden AOX gennem adsorption og fjernelse af organiske DBP-forløbere. Kan danne THM/AOX gennem reaktion. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Næppe markant effekt. Muligt vækststed til opformering af mikroorganismer (ingen klorbaseret væksthæmning da klor er fjernet fra vandet)	+++
UV	Reducerer frit klor gennem fotokemisk reaktion Ingen effekt	Reducerer bundet klor gennem fotokemisk oxidation. Mangler viden om mekanismer og effektivitet Reducerer bundet klor ved kemisk oxidation, men reaktionen er langsom	Kan reducere THM- og AOX-dannelsespotentialer gennem fjernelse/omdannelse af DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet Kan reducere THM- og AOX-dannelsespotentialer ved fjernelse/omdannelse af DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Reducerer effektivt bakterier, protozoer og virus	+++
Ozon	Ingen effekt	Reducerer bundet klor gennem fjernelse af organiske DBP-forløbere. Kan reducere bundet klor gennem direkte fjernelse af større organiske kloraminer	Kan reducere THM- og AOX-dannelsespotentialer ved fjernelse/omdannelse af DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Reducerer effektivt bakterier, protozoer og virus	+++
Membranfiltrering	Ingen effekt	Kan reducere bundet klor gennem fjernelse af organiske DBP-forløbere. Kan reducere bundet klor gennem direkte fjernelse af større organiske kloraminer	Reducerer muligvis THM og AOX ved at fjerne organiske DBP-forløbere. Mangler viden om samspil mellem membranvalg og effekt på systemet	Reducerer effektivt bakterier, protozoer og virus	++
Avanceret oxidation	UV-baserede processer reducerer frit klor Ingen markant effekt	De UV-baserede processer reducerer bundet klor. Mangler viden om mekanismer og effektivitet Reducerer flygtigt bundet klor (di-kloraminer og tri-kloraminer)	Kan reducere THM- og AOX-dannelsespotentialer ved fjernelse/omdannelse af DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet Reducerer THM og andre flygtige AOX. Mangler viden om mekanismer effektivitet	Reducerer bakterier, protozoer og virus	+
Stripning	Danner typisk frit klor	Kan reducere bundet klor gennem oxidation. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Kan reducere THM og AOX direkte. Kan også reducere DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Ingen effekt	0
Elektrokemisk oxidation	Danner typisk frit klor	Kan reducere bundet klor gennem oxidation. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Kan reducere THM og AOX direkte. Kan også reducere DBP-forløbere. Mangler viden om mekanismer og effektivitet	Reducerer bakterier, protozoer og virus	0

7 Konklusioner og anbefalinger

Ved tilsætning af frit klor til svømmebadsvand dannes et stort spektrum af uønskede klorerede desinfektionsbiprodukter (DBP) ved klors reaktion dels med de forureninger, som afgives fra de badende og dels de stoffer, der afgives fra materialer i kontakt med bassinvandet. Arten og især mængden af disse forurenende stoffer er dårligt kendt. De mest kendte desinfektionsbiprodukter er kloraminer, trihalomethaner (THM), halogenerede eddikesyrer (HAA) og haloacetonitriler (HAN). En lang række af andre klorerede organiske stoffer vides at dannes, men disse er ikke eller kun sparsomt identificeret.

Forekomsten af sådanne klordesinfektionsbiprodukter udgør såvel komfortmæssigt som sundhedsmæssigt et potentielt problem for såvel badende som personale.

Svømmebadsvand er et meget komplekst system, hvor vandkvaliteten i bassinet bestemmes af belastningen, processerne i bassinet og vandbehandlingssystemet. Mange sammenhænge er mangelfuldt belyst, men et fast holdepunkt synes at være, at dannelsen af de uønskede biprodukter mindskes ved lavere indhold af klor.

Med udgangspunkt i klors kemi i vandige systemer kan det påvises, at der kan opretholdes en uændret desinfektionseffektivitet med lavere indhold af frit klor ved at sænke pH i forhold til det i dag benyttede pH-interval i danske svømmebade. En sådan fremgangsmåde praktiseres i en række europæiske lande uden problemer med den mikrobiologiske vandkvalitet. Det virker derfor oplagt at indføre tilsvarende praksis i Danmark. En forventelig følgeeffekt vil være en reduktion i indholdet af desinfektionsbiprodukter og dermed en reduktion i de komfortmæssige og sundhedsmæssige gener, som anvendelsen af klor genererer.

Et reduceret klorindhold vil stille større krav til styring af klorindholdet og bassinhydraulikken for at undgå perioder eller områder med for lavt klorindhold med reduceret desinfektionseffekt. Det vil derfor være nødvendigt at være opmærksom på dette forhold ved eventuel omlægning til et lavere klorindhold i danske svømmebade.

Det bør overvejes, om der eventuelt kan fås et yderligere forbedret billede af indholdet af organiske DBP'er ved at supplere de eksisterende THM-målinger med målinger af AOX, der udtrykker summen af adsorberbare klorerede organiske forbindelser, hvilket i praksis i svømmebadsvand svarer til det totale indhold af klorerede organiske stoffer.

Forskning i DBP-dannelse i svømmebade har ført til en større forståelse for processerne bag de mest betydende parametre for dannelsen af DBP. Med baggrund i denne viden er det muligt at udpege en række nye parametre, der med en relativ begrænset indsats vil kunne anvendes til at få et væsentligt bedre billede af den fysisk-kemiske vandkvalitet og til at styre renseprocesserne i vandbehandlingsanlægget.

I svømmebassiner afgiver de badende mere eller mindre konstant mikroorganismer, enten fordi de badende ikke er vasket tilstrækkeligt, før de går i bassinet, eller fordi de utilsigtet defækerer (såkaldte fækale uheld) eller urinerer i svømmebassinet. Desuden kan de badende afgive spyt og slim, fx fra næse og svælg. Det er derfor nødvendigt med et desinfektionsmiddel i vandet for at hindre smitteoverførsel mellem personerne i bassinet.

De i almindelighed opstillede krav til desinfektanter i svømmebade er meget bredt og upræcist formuleret og er derfor ikke særlig operationelle ved vurderingen af nye og alternative desinfektionsmidler. Ved gennemgang af en række alternative desinfektionsmidler er der ikke fundet alternativer, som umiddelbart vil kunne finde bred anvendelse med samme effektivitet som klor.

Et mere differentieret syn på risikoscenarier for forskellige bassinanvendelser kan dog åbne for anvendelse af andre desinfektanter – eksempelvis brintperoxid og jod – såfremt andre risikoscenarier end den meget hurtige desinfektion, som er klors styrke, prioriteres højere. Test af nye desinfektanter bør i givet fald foretages under kontrollerede forhold mod referencedata for klors effekt over for udvalgte mikroorganismer.

Et måleprogram i forbindelse med afprøvning af nye desinfektionsmidler og teknologier bør således omfatte: Indikatororganismer for fækal forurening (fx *E. coli*); Velkarakteriserede organismer, med moderat følsomhed for den afprøvede teknologi – fx *Pseudomonas aeruginosa* eller *Staphylococcus aureus*; Den generelle mikrobielle population (fx kimtal 37); Organismer, der er særligt relevante for den specifikke desinfektionsmetode eller svømmebadets anvendelse, fx *Legionella* i forbindelse med varmtvandsbassiner eller aerosoldannelse; Problemorganismer, som er særligt resistente mod en given ny desinfektionsmetode, fx er *Cryptosporidium* særligt resistent mod kloring; Reelt forekommende organismer, som udgør en væsentlig smitterisiko; Modelorganismer, fx for virus (eksempelvis colifager).

Generelt anbefales det, at der gennemføres en risikovurdering af de reelt forekommende mikroorganismer i bassinvand, og at denne risikovurdering gennemføres i forhold til den specifikke anvendelse af bassinet (elitetræning, babysvømning, leg, svømmetræning osv.).

Ved sammenligning af de procedurer og krav, der anvendes ved regulering af såvel den mikrobiologiske som den kemiske vandkvalitet i svømmebade i de centraleuropæiske lande, er den sammenfattende konklusion, at der er store forskelle i de anvendte procedurer. Nogle lande bruger generelt accepterede tekniske normer, nogle officielt anbefalede guidelines, mens andre har regler (love/bekendtgørelser), der er defineret af lokale myndigheder.

Med hensyn til den mikrobiologiske vandkvalitet synes der at være relativt ensartede krav til de generelt accepterede mikrobiologiske parametre: total kim 37°C, coliforme bakterier og *Pseudomonas aeruginosa*, mens der for andre mikroorganismer eksempelvis *Legionella* og Staphylococcer ikke eksisterer nogen ensartet regulering.

I alle lande skal bassinvandet desinficeres med klor, om end det tilladte indhold af klor varierer meget fra land til land. Eksempelvis skal indholdet i Tyskland ligge mellem 0,3-0,6 mg/l, mens det i England og Danmark skal ligge mellem 1-3 mg/l. Ligeledes ses der for det bundne klor store forskelle i anvendte krav med de laveste i Tyskland på $\leq 0,2$ mg/l og de højeste i England

og Holland på ≤ 1 mg/l. Indholdet af THM reguleres umiddelbart kun i Tyskland, Danmark og Schweiz med tilladte værdier mellem 20-50 $\mu\text{g/l}$. Kravene til pH varierer også en del – dækkende intervallet 6,5-8,3.

Med baggrund i undersøgelsens resultater er det umiddelbare fremtidsscenario i danske svømmebade således en fortsat anvendelse af klor med en reduktion af DBP-produktionen ved en kombineret sænkning af klorindholdet til eksempelvis 0,3-0,6 mg/l og en sænkning af pH til intervallet 6,5-7,0. Det bemærkes, at for begge parametre ligger de angivne intervaller uden for de gældende regler.

En forbedret vandkvalitet med reduceret DBP-indhold i bassinvandet kan derudover ske ved optimeret drift af den eksisterende vandbehandlingsteknologi samt ved anvendelse af supplerende teknologi i svømmebadets vandkredsløb. Der findes en række relevante teknologier, der er på et acceptabelt erfaringsniveau til implementering, og som kan bidrage til at sænke DBP-indholdet enten gennem direkte fjernelse af de uønskede DBP'er eller gennem fjernelse af de forløbere (precursors), der er en forudsætning for dannelsen af DBP'erne.

Generelt gælder, at de aktuelle teknologier ikke er særlig velbelyste i svømmebadssammenhæng, og der er behov for forsøgsarbejde med henblik på etablering af kvalificeret dokumentation for at sikre korrekt design og maksimalt udbytte af investeringen i ny vandbehandlingsteknologi samt vurdering af økonomien.

En indførelse af monitoringsprogrammer til belysning af funktionen af de i dag installerede vandbehandlingsanlæg på danske offentlige svømmebade vurderes at kunne bidrage til en forbedret vandkvalitet. Med henblik på identifikation af optimeringsmuligheder for den allerede installerede teknologi – primært sandfiltre og aktive kulfiltre – anbefales det at gennemføre veldokumenterede afprøvninger af relevante optimeringsscenarier.

Referencer

- Aalborg Universitet (AAU) (2004), *Modellering af chlordesinfektion i svømmehaller*, Projekt rapport. Institut 18/Sek. for Kemi.
- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E. & Predieri, G. (1995), *Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools*, Journal of Chromatography A, **710**, pp. 181-190.
- Andersen, A. (2005), *Undersøgelse af korrosion på rustfrit stål i svømmebade*, Foreløbig rapport til Dansk Svømmebadsteknisk Forening, COWI A/S.
- Andersen, P., Skaarup-Jørgensen, B. & Bisted, O. (1979), "*Vandkvalitet i svømmebade*" undersøgelse af filteregenskaber ved forskellige svømmebadsfiltre, Dansk Svømmebadsteknisk Forening, Publ. Nr. 2.
- AT-Vejledning (2002), *Grænseværdier for stoffer og Materialer*, C.0.1, Oktober 2002.
- Bataller, M., Véliz, E., Pérez-Rey, R., Fernández, L.A., Gutiérrez, M. & Márquez, A. (2000), *Ozone swimming pool water treatment under tropical condition*, Ozone: Science and Engineering, **22**, pp. 677-682.
- Baun, D.L., Nielsen, C. & Kirkegaard, C. (2003), *Elektrokemisk rensning af forurennet grundvand*, AVJ-info fra Amternes Videnscenter for Jordforurening, **8**, pp. 2-5.
- Beer, C.W., Guilmartin, L.E., McLoughlin, T.F. & White, T.J. (1999), *Swimming Pool Disinfection: Efficacy of Copper/silver Ions with Reduced Chlorine Levels*, J. of Environmental Health, **61**, pp. 9-12.
- Benrad AB (2004), *Dokumentationsmateriale modtaget fra Benrad AB*. Indeholdende rapport fra bl.a. Göteborgs universitet og Statens Serum Institut.
- Bergmann, H., Yurchuk, T. & Schoeps, K. (2001), *Experimental Studies on Disinfecting and By-products Formation During Electrochemical Water Disinfection*, Proceedings of the 52nd meeting of the International Society of Electrochemistry - San Francisco, California.
- Bernard, A., Carbonelle, S., Michel, O., Higuier, S., de Burbure, C., Buchet, J.-P., Hermans, C., Dumont, X. & Doyle, I. (2003), *Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools*, Occupational and Environmental Medicine, **60**, pp. 385-394.
- Bisted, O. (1987), *Ny metode til at fjerne organiske klorforbindelser fra bassin vand*, Artikel i Årsmøderapport, Dansk Svømmebadsteknisk Forening.
- Bluetec (2004), *Information fra Bluetec samt www.bluetec.dk*

- Borgmann-Strahsen, R. (2003), *Comparative assessment of different biocides in swimming pool water*, International Biodeterioration and Biodegradation, **51**, pp. 291-297.
- Botzenhart, K. & Pfeilsticker, K.K. (1999), *Vergleich europäischer Bestimmungen zur Schwimmbeckenwasserhygiene*, Gesundheitswesen, **61**, pp. 424-429.
- Cartwright, R.Y. & Colbourne, J.S. (2002), *Cryptosporidiosis and hotel swimming pools – a multifaceted challenge*, Water Supply, **2**, No. 3., pp. 47-54.
- Chambon, P., Taveau, M., Morin, M., Chambon, R. & Vial, J. (1983), *Survey of Trihalomethane Levels in Rhône-Alps Water Supplies. Estimates on the Formation of Chloroform in Wastewater Treatment Plants and Swimming Pools*, Water Research, **17**, pp. 65-69.
- Chu, H. & Nieuwenhuijsen, M.J. (2002), *Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools*, Occup. Environ. Med., **59**, pp. 243-247.
- Corley, R.A., Gordon, S.M. & Wallace, L.A. (2000), *Physiologically based pharmacokinetic modeling of the temperature-dependent dermal absorption of chloroform by humans following bath water exposures*, Toxicological Sciences, **53**, pp. 13-23.
- Craun, G. F. (1998) *Giardia: Human health criteria document*. EPA-833-R-002, 1-292. Washington, DC., US EPA Office of Water.
- Croll, B.T. (2002), *The latest in Cryptosporidium control*, Proceedings of the 3rd International Conference on Pool Water Quality and Treatment, Cranfield University, United Kingdom.
- Dahi, E. og J. Lyngkilde, (1987), *Kemisk, bakteriologisk, virologisk og mutagen forurening af bassinvand og halluft i udvalgte danske svømmebade*. Afsluttende rapport. Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole (nuværende navn: Miljø & Ressourcer DTU).
- Dansk Svømmebadsteknisk Forening, (2000), *Aktive kulfiltre til reduktion af bundet klor i bassinvand*, Publikation 56/2000.
- Davis, G. & Hogan, J. (2002), *Mathematical modelling of swimming pool chlorination*, Proceedings of the 3rd International Conference on Pool Water Quality and Treatment, Cranfield University, United Kingdom.
- Dansk Svømmebadsteknisk Forening, Publ. Nr. 56 (2000), "Aktivt kulfiltre"
- M. De Francesco, & Costamagna, P. (2004), *On the design of Electrochemical Reactors for the Treatment of Polluted Water*. Journal of Cleaner Production, **12**, n. 2, pp. 159-163, Pergamon-Elsevier Science Ltd., Oxford, UK.
- DIN 19643 English translation (1997), *Treatment and disinfection of water used in bathing facilities*, Part 1-5, Deutsche Institut für Normung, Berlin.

- Drees, K.P., Abbaszadegan, M. & Maier, R.M. (2003), *Comparative electrochemical inactivation of bacteria and bacteriophage*, Water Research, **37**, pp. 2291-2300.
- Dreyer, N.P. & Lyngkilde, J. (1983), *Examination of Chloraminator® in laboratory and in pool*, Master thesis from the laboratory for Technical Hygiene, Technical University of Denmark.
- Drogui, P., Elmaleh, S., Rumeau, M., Bernard, C. & Rambaud, A. (2001), *Oxidising and disinfecting by hydrogen peroxide produced in a two-electrode cell*, Water Research, **35**, No. 13, pp. 3235-3241.
- Dryden Aqua, (2004), www.ozone.co.uk, Dryden Aqua Ltd, Butlerfield, Bonnyrigg, Edinburgh EH19 3JQ, Scotland UK.
- DS 477(1996), *Norm for svømmebadsanlæg*, Dansk Standard.
- Dupont (2004), Technical information from Dupont, www.Dupont.com/oxone/techinfo/index.html
- Eichelsdörfer, D. (1996), *Die THM-Problematik in Freibädern - neue Erkenntnisse*, Archiv des Badewesens, No. 3.
- Eichelsdörfer, D. & Jandik, J. (1979), *Ozone as an oxidation method*, Archiv des Badewesens, **32**, pp. 257-261.
- Eichelsdörfer, D. & Jandik, J. (1985), *Long contact time ozonation for swimming pool water treatment*, Ozone Science & Engineering, **7**, pp. 93-106.
- Eichelsdörfer, D. & v. Harpe, Th. (1970), *Einwirkung von ozon auf harnstoff im hinblick auf die badewasseraufbereitung*, Vom Wasser, **37**, pp. 73-81.
- Eichelsdörfer, D. & Quentin, K.-E. (1982), *Das versuchsschwimmbad beim institut für wasserchemie und chemische balneologie der TU München*, Archiv des Badewesens, **35**, pp. 366-373.
- 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.
- Esterman, A., Roder, D.M., Cameron, A.S., Robinson, B.S., Walters, R.P., Lake, J.A. & Christy, P.E. (1984), *Determinants of the Microbiological Characteristics of South Australian Swimming Pools*, Applied and Environmental Microbiology, **47**, No. 2., pp. 325-328.
- Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Ceppelli, G., Gobba, F. & Aggazzotti, G. (2001), *Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools*, Science of the Total Environment, **264**, pp. 257-265.
- Finch, G.R., Black, E.K., Gyurek, L., and Belosevic, M. (1993) *Ozone inactivation of Cryptosporidium parvum in demand-free phosphate buffer determined by in vitro excystation and animal infectivity*. Applied and Environmental Microbiology, **59** (12), 4203-4210.

- Fjellbirkeland, L. Gulsvik, A. & Walloe, A. (1995), *Swimming-induced asthma*, Tidsskr. Nor. Laegeforen, **115** (17), pp. 2051-2053.
- Fournier, S., Dubrou, S., Liguory, O., Gaussin, F., Santillana-Hayat, M., Sarfati, C., Molina, J.M. & Derouin, F. (2002), *Detection of microsporidia, cryptosporidia and giardia in swimming pools: a one-year prospective study*, FEMS Immunology and Medical Microbiology, **33**, pp. 209-213.
- Fu, P., Ruiz, H., Lozier, J., Thompson, K. & Spangenberg, C. (1995), *A pilot study on groundwater natural organics removal by low-pressure membranes*, Desalination, **102**, pp. 47-56.
- Gabrio, T., Schulz, R. & Eichelsdörfer, D (2003), *Ermittlung des Standes der Technik bei der Schwimm- und Badebeckenwasseraufbereitung*, Abstract, Workshop „Aktuelle Aspekte der Schwimmbeckenwasseraufbereitung – Pool Water Chemistry and Health“, Engler-Bunte-Institut, Wasserchemie, Universität Karlsruhe, September 2003.
- Gérardin, F., Gerber, J.M., Héry, M., Quénis, B., Galsomies, M., Prost, M. & Renoux, M. (1999), *Extraction de chloramines par contact gaz/liquide dans les eaux de piscines*, Cahiers de notes documentaires - Hygiène et sécurité du travail, **N° 177**, pp. 21-29.
- Gérardin, F., Muller-Rodriguez, N. & Quénis, B. (2001), *Strippage de la trichloramine dans les bacs tampons des piscines*, Cahiers de notes documentaires - Hygiène et sécurité du travail, **N° 184**, pp. 25-36.
- Goel, S., E.J. Bouwer (2004), *Factors influencing inactivation of Klebsiella pneumoniae by chlorine and chloramine*. Water Research **38**, pp. 310-308
- Golfinopoulos, S.K. (2000), *Volatile halogenated organics in swimming pools*, Toxicological and Environmental Chemistry, **76**, pp. 219-228.
- Goncharuk, V.V., Bashtan, S.Y. & Chebotareva, R.D. (2003), *Electrochemical disinfection of sea water in swimming pools*, Journal of Water Chemistry and Technology, **25**, No. 4, pp. 22-26.
- Gordon, S.M., Wallace, L.A., Callahan, P.J., Kenny, D.V. & Brinkman, M.C. (1998), *Effect of water temperature on dermal exposure to chloroform*, Environmental Health Perspectives, **Vol. 106**, pp. 337-345.
- Gregory, R. (2002), *Bench-marking pool water treatment for coping with Cryptosporidium*, Journal of Environmental health research, **1**, No. 1, pp. 11-18.
- Hagen, K. (2003a), *Erste großtechnische ultrafiltrationsanlagen zur schwimmbeckenwasseraufbereitung*, Abstract, Workshop, „Aktuelle Aspekte der Schwimmbeckenwasseraufbereitung – Pool Water Chemistry and Health“, Engler-Bunte-Institut, Wasserchemie, Universität Karlsruhe, September 2003.
- Hagen, K. (2003b), *Membrantechnik zur Schwimmbeckenwasseraufbereitung*, dokumentationsmateriale modtaget fra Klaus Hagen VA Tech Wabag.

- Hänni, W., Gobet, J., Perret, A., Pupunat, L., Rychen, Ph., Comninellis, Ch. & Correa, B. (2001), *Loop-controlled chlorine production for disinfection of pool-water using boron-doped diamond electrodes*, Proceedings of the Electrochemical Society meeting, San Francisco.
- Hansen, J.S. (1991), "Sandfilter", Dansk Svømmebadsteknisk Forening, Publ. Nr. 31.
- Hansen, J.S. (1997), "Flokning", Dansk Svømmebadsteknisk Forening, Publ. Nr. 45.
- Herning Svømmehal (2003). Personlig kommunikation.
- Hery, M. & Hecht (2002), *Occupational exposure to chloramines in swimming pools and vegetable processing plants*, Proceedings of the 3rd International Conference on Pool Water Quality and Treatment, Cranfield University.
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F., and Medema, G.J. (2006), *Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: A review*, WaterResearch, **40**, Issue 1, pp. 3-22.
- Hobby, R., Hagen, K. and Czekalla, C. (2004a), *Membranverfahren in der Schwimmbadwasseraufbereitung*, Presentation at 2. Membrantage 22.-24. Juni 2004 in Kassel.
- Hobby, R., Hagemeyer, G., Lange, B. and Gimbel, R. (2004b), *Einsatz einer Ultrafiltrationsanlage im Pilotmaßstab zur Schwimmbadwasseraufbereitung*, Wasser und Abwasser, **145**, No. 10., pp. 700-704.
- Huang, W.-J. & Yeh, H.-H. (1999), *Reaction of chlorine with NOM adsorbed on powdered activated carbon*, Wat. Res., **33**, No. 1, pp. 65-72.
- Ibarlueza, J., Moreno, B., Zigorraga, C., Castilla, T., Martinez, M. & Santamaria, J. (1998), *Determinants of the microbiological water quality of indoor swimming-pools in relation to disinfection*, Wat. Res., **32**, No. 3., pp. 865-871.
- Insulander, M., M.Lebbad, T.A. Stenström & B. Svenungsson (2005), *An outbreak of cryptosporidiosis associated with exposure to swimming pool water*. Artikeludkast.
- Jeppesen, C., Bagge, L. & Jeppesen, V.F. (2000), *Legionella pneumophila i bassinvand*, Ugeskrift for læger, **162**, pp. 3592-3594.
- Judd, S.J. & Bullock, G. (2003), *The fate of chlorine and organic materials in swimming pools*, Chemosphere, **51**, pp. 869-879.
- 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. & Jeffrey, A.J. (1995), *Trihalomethane formation during swimming pool water disinfection using hypobromous and hypochlorous acids*, Wat. Res., **29**, No. 4, pp. 1203-1206.
- Jyoti, K.K. & Pandit, A.B. (2004), *Effect of cavitation on chemical disinfection efficiency*, Wat. Res., **38**, pp. 2248-2257.

- Jönsson, A.-S. (2002), *Membranprocesser - Grundläggande begrepp*, Lunds Universitet, Center for Industriel Vandmiljøteknologi.
- Kim, H., Shim, J. & Lee, S. (2002), *Formation of disinfection by-products in chlorinated swimming pool water*, *Chemosphere*, **46**, pp. 123-130.
- Kleiser, G. & Frimmel, F.H. (2000), *Removal of precursors for disinfection by-products (DBPs) – differences between ozone- and OH-radical-induced oxidation*, *The Science of the Total Environment*, **256**, pp. 1-9.
- Koch, J. & Völker, P. (1996), *Zur bildung von artefakten und deren vermeidung bei der bestimmung leichtflüchtiger halogenkohlenwasserstoffe in wasser mittels headspace-gaschromatographie unter den bedingungen der DIN 38407 Teil 5(DEV-F5). Teil II: Überhöhte trihalogenmethanbefunde in gechlortem schwimmbekkenwasser*, *Acta hydrochim. hydrobiol.*, **24**, No. 4., pp. 179-184.
- Korich, D.G., Mead, J.R., Madore, M.S., Sinclair, M.I., and Sterling, C.R. (1990) *Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on Cryptosporidium parvum oocyst viability*. *Applied and Environmental Microbiology*, **56** (5), 1423-1428.
- Kruithof, J.C., Schippers, J.C., Kamp, P.C., Folmer, H.C. & Hofman, J.A.M.H. (1998), *Integrated multi-objective membrane systems for surface water treatment: pretreatment of reverse osmosis by conventional treatment and ultrafiltration*, *Desalination*, **117**, pp. 37-48.
- Lau, R. & Caughley, B. (2002), *Water quality and safety in school swimming pools*, *Water and waste in New Zealand*, Jan 2002.
- Leoni, E., Legnani, P.P., Bucci Sabattini, M.A. & Righi, F. (2001), *Prevalence of legionella spp. In swimming pool environment*, *Wat. Res.*, **35**, No. 15., pp. 3749-3753.
- Lévesque, B., Ayotte, P., LeBlanc, A., Dewailly, E., Prud'Homme, D., Lavoie, R., Allaire, S. & Levallois, P. (1994), *Evaluation of dermal and respiratory chloroform exposure in humans*, *Environmental Health Perspectives*, **Vol. 102**, pp. 1082-1087.
- Luther, S. Schaefer, I. & Stockhinger, I. (2001), *Trink- & Badewasserqualität – Arbeitsergebnisse 1996-2000*, Gesundheitsamt Bremen.
- Marhaba, T.F. & Van, D. (2000), *The variation of mass and disinfection by-product formation potential of dissolved organic matter fractions along a conventional surface water treatment plant*, *Journal of Hazardous Materials A*, **74**, 133-147.
- Massin, N., Bohadana, A.B., Wild, P., Héry, M., Toamain, J.P. & Hubert, G. (1998), *Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools*, *Occup. Environ. Med.*, **55**, pp. 258-263.
- Miljøministeriet (1988), *Bekendtgørelse om vandkvalitet i svømmebassiner, bekendtgørelse nr. 195 af 5. april 1988,*

- Miljøstyrelsen (1986a), *Forureningstilstanden i danske svømmebade*, Miljøprojekt nr. 75.
- Miljøstyrelsen (1986b), *Svømmebade og sygdomsrisici*, Miljøprojekt nr. 80.
- Miljøstyrelsen (1988), *Kontrol med svømmebade*, Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3.
- Miljøstyrelsen (2001), *AOX udredning, litteraturstudium – Beskrivelse af AOX, adsorberbart organisk halogen, især i svømmebassin vand*. Miljøprojekt nr. 643.
- Miljøstyrelsen (2003), *Gennemgang af miljøreguleringen med fokus på sundhedsaspekterne*, Miljøprojekt nr. 843.
- Miljøstyrelsen (2006a), *Sundhedsmæssig vurdering af frit og bundet klor og trihalomethaner i bassin vandet i svømmebade*, Miljøprojekt nr. 1078.
- Miljøstyrelsen (2006b), *Vandkvalitet i offentlige svømmebade og muligheder for forbedringer*, Miljøprojekt nr. 1075.
- Miljøstyrelsen (2006c), *Risikovurdering af Giardia og Cryptosporidium i vand*. Miljøprojekt nr. 1070.
- Morris, J. C. (1971), *Chlorination and disinfection - State of the Art*. J.A.W.W.A., **63**, 769-774.
- Mulder, M. (1991), *Basic principles of membrane technology*, Kluwer Academic Press, ISBN 0-7923-0978-2.
- Munter, R. (2001), *Advanced oxidation processes - Current status and prospects*, Proc. Estonian Acad. Sci. Chem., **50**, No. 2., pp. 59-80.
- Napela, C.J. & Shelton, D.L. (2003), *The use of bromine in water treatment as well as future applications*, Chemistry Today, **21**, No. 12, pp. 43-45.
- Naturvårdsværket, (1977). SNV PÅM 833, 1977
- Nemery, B., Hoet, P.H.M. & Nowak, D. (2002), *Indoor swimming pools, water chlorination and respiratory health*, Eur. Respir. J., **19**, pp. 790-793.
- Nederlof, M.M., Kruithof, J.C., Hofman, J.A.M.H., de Koning, M., van der Hoek, J.-P. & Bonn e, P.A.C. (1998), *Integrated multi-objective membrane systems application of reverse osmosis at the Amsterdam Water Supply*, Desalination, **119**, pp. 263-273.
- Nystad, W., Nj a, F, Magnus, P. & Nafstad, P. (2003), *Baby swimming increases the risk of recurrent respiratory tract infections and otis media*, Acta. P ediatr., **92**, pp. 905-909.
- Pacik, D. & Rice, R.G. (1991), *The HYDROZON-Kompakt process – A new method for treatment and disinfection of swimming pool and bathing water*, Ozone science and Engineering, **13**, No. 1, pp. 63-70.
- Palin, A. T. (1974), *Chemistry of modern water chlorination*. Water services, **78**, No. 935, 7-12.

- Parsons, S. (2004), *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment*, IWA Publishing, ISBN 1 84339 017 5.
- Patermarakis, G. & Fountoukidis, E. (1990), *Disinfection of water by electrochemical treatment*, *Wat. Res.*, **24**, No. 12., pp. 1491-1496.
- Pedahzur, R., Lev, O., Fattal, B & Shuval, H.I. (1995), *The interaction of silver ions and hydrogen peroxide in the inactivation of E. coli: A preliminary evaluation of a new long acting residual drinking water disinfectant*, *Wat. Sci. Tech.*, **31**, No. 5-6, pp. 123-129.
- Pedahzur, R., Shuval, H.I. & Ulitzur, S. (1997), *Silver and hydrogen peroxide as potential drinking water disinfectants: Their bactericidal effects and possible modes of action*, *Wat. Sci. Tech.*, **35**, No. 11-12, pp. 87-93.
- PoC Polymer Produktions GmbH (2004), *Information fra www.poc.at*
- Pond K (2005), *Water Recreation and Disease: An Expert Review of the Plausibility of Associated Infections, their Acute Effects, Sequelae and Mortality*. IWA Publishing on behalf of the World Health Organization, London, UK.
- Pontius, F.W. (ed). 1990: *Water quality and treatment*, American Water Works Association. Slow sand infiltration. Fourth edition. McGraw-Hill, Inc. New York. pp. 537-541
- Proceedings of the Workshop on "*Aktuelle Aspekte der Schwimmbeckenwasseraufbereitung – Pool Water Chemistry and Health*", Engler-Bunte-Institut, Wasserchemie, Universität Karlsruhe, September 2003.
- Rice, R.G. (1989), *Chemistries of ozone for pool and spa water treatment – facts and fallacies*, *Proceedings of the Ninth Ozone World Congress*, pp. 390-418.
- Richardson, S.D., Simmons, J.E. & Rice, G. (2002), *Disinfection Byproducts: The Next Generation*, *Environmental Science & Technology*, **May 1.**, pp. 188-205.
- Richardson, S.D., Thurston Jr, A.D., Caughran, T.V., Chen, P.H., Collette, T.W., Floyd, T.L., Schenck, K.M., Lykins Jr, B.W., Sun, G.-R. & Majetich, G. (1999), *Identification of New Ozone Disinfection Byproducts in Drinking Water*, *Environ. Sci. Technol.*, **33**, pp. 3368-3377.
- Roßkamp, E. & Dieter, H.H. (1999), *Entstehung von bromat bei der aufbereitung von schwimm und badebeckenwasser – Gesundheitliche bewertung*, *Bundesgesundheitsbl-Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz*, **42**, 859-862.
- Rohr, U., Weber, S., Selenka, F. & Wilhelm, M. (2000), *Impact of silver and copper on the survival of amoebae and ciliated protozoa in vitro*, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, **203**, No. 1, pp. 87-89.
- Ruffell, K.M., Rennecker, J.L., and Mariñas, B.J. (2000) *Inactivation of Cryptosporidium parvum oocysts with chlorine dioxide*, *Water Research*, **34** (3), 868-876.

- Sandrucci, S., Merlo, G., Genon, G. & Meucci, L. (1995), *PAC activity vs. by-product precursors in water disinfection*, *Wat. Res.*, **29**, No. 10., pp. 2299-2308.
- Sato, M.I.Z., Sanchez, P.S., Alves, M.N., Stoppe, N.C. & Martins, M.T. (1995), *Evaluation of culture media for Candida Albicans and Staphylococcus Aureus recovery in swimming pools*, *Wat. Res.*, **29**, No. 10., pp. 2412-2416.
- Schurmann, J.J. (2001), *Antibacterial activity of hydrogen peroxide against E. coli and Salmonella in fruit juices*, M.Sc. Thesis, Virginia Polytechnic Institute.
- Schwake, A., Ross, B. & Cammann, K. (1998), *Chrono amperometric determination of hydrogen peroxide in swimming pool water using an ultramicroelectrode array*, *Sensors and Actuators B*, **46**, pp. 242-248.
- Siddiqui, M., Amy, G., Ryan, J. & Odem, W. (2000), *Membranes for the control of natural organic matter from surface waters*, *Wat. Res.*, **34**, No. 13., pp. 3355-3370.
- Simonetti, N., Simonetti, G., Bognol, F. & Scalzo, M. (1992), *Electrochemical Ag+ for Preservative Use*, *Applied and Environmental Microbiology*, **58**, No. 12, pp. 3834-3836.
- Snoeyink, V.L. & Jenkins, D. (1980), *Water Chemistry*, John Wiley & Sons, Inc., ISBN 0-471-05196-9.
- Sohn, J., Amy, G., Cho, J., Lee, Y. & Yoon, Y. (2004), *Disinfectant decay and disinfection by-products formation model development: chlorination and ozonation by-products*, *Wat. Res.*, **38**, pp. 2461-2478.
- SOSFS 2004:7, (2004), *Socialstyrelsens Författningssamling. Socialstyrelsens Allmänna Råd om bassängbad*. Socialstyrelsen, Sverige, 6. juli 2004.
- Spotts Whitney, E.A., Beatty, M.E., Taylor, T.H. Jr, Weyant, R., Sobel J., Arduino M.J. & Ashford D.A. (2003), *Inactivation of Bacillus anthracis spores*, *Emerg Infect Dis.*, **9**, No. 6, pp. 623-627.
- Stack, M.A., Fitzgerald, G., O'Connell, S. & James, K.J. (2000), *Measurement of trihalomethanes in potable and recreational waters using solid phase micro extraction with gas chromatography-mass spectrometry*, *Chemosphere*, **41**, pp. 1821-1826.
- Statens Naturvårdsverk (1991), Rapport 3966. Desinfektion av badbassänger – en genomgång av olika medel och metoder.
- Statens offentliga utredningar (1953), Indenrigsdepartementet, *Badvatten*, 35, Stockholm.
- Steinbruchel, A., Rice, R.G. & Spangenberg, R. (1991), *First year operation of the corona discharge ozone swimming pool water treatment systems at the peck aquatic facility, Milwaukee, Wisconsin*, *Ozone science and Engineering*, **13**, No. 4, pp. 463-470.

Stottmeister E. & Naglitsch, F. (1996), *Human exposure to other disinfection by-products than trihalomethanes in swimming pools*, Annual report of the Federal Environmental Agency, Berlin, Germany (in German).

Stottmeister, E. (2005), *Nitrogen trichloride in the air of German indoor pools – Is there a health problem?*, Proceedings of the International Conference on Health and Water Quality Aspects of the Man Made Recreational Water Environment, Budapest, 10-11 March 2005.

Strähle, J. (2000), *Risikoabschätzung der gesundheitlichen belastung von schwimmern durch die bei der desinfektion von schwimmbekkenwasser entstehenden nebenreaktionsprodukte*, Medizinische fakultät Heidelberg, Dissertationsabstract.

Sun, D.D., Tay, J.H. & Tan, K.M. (2003), *Photocatalytic degradation of E. coliform in water*, *Wat. Res.*, **37**, pp. 3452-3462.

Tachikawa, M., Abureda, T., Tezuka, M. & Sawamura, R. (2005), *Occurrence and production of chloramines in the chlorination of creatinine in aqueous solution*, *Wat. Res.*, **39**, pp. 371-379.

Technical Guidance Document (2003), *Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Parts 1-4*. European Commission (EC), Joint Research Centre, EUR 20418 EN, Office for Official Publications of the EC, Luxembourg.

Teknologisk Institut (2003), *Forsøg med aktivt kul og UV-anlæg*. Rapport over vandbehandlingsgruppens nye forsøg udført i Glostrup Svømmehal

Terao, R., Mori, K. & Matsui, M. (2001), *100% ozone-treatment system for bath and swimming pool water – Cerazone-*, Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, 2001. Proceedings EcoDesign 2001.

Thacker, N.P. & Nitnaware, V. (2003), *Factors influencing formation of trihalomethanes in swimming pool water*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **71**, pp. 633-640.

Thickett, K.M., McCoach, J.S., Gerber, J.M., Sadhra, S. & Burge, P.S. (2002), *Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air*, *Eur. Respir. J.*, **19**, pp. 827-832.

Tiefenbrunner, F. (2002), *Standards and practical experiences in Austria, Germany and Switzerland*, Proceedings of the 3rd International Conference on Pool Water Quality and Treatment, Cranfield University.

Tröster, I., Fryda, M., Herrmann, D., Schäfer, L., Hänni, W., Perret, A., Blaschke, M., Kraft, A. & Stadelmann, M. (2002), *Electrochemical advanced oxidation process for water treatment using DiaChem[®] electrodes*, Diamond and related material, **11**, pp. 640-645.

Tufano, T.P. (2003), *Impact of Oxidative Treatments on Combined Chlorine formation*, NSPI RWQC Symposium, New Orleans. LA.

- Uhl, W. & Hartmann, C. (2005), *Hazardous substances in water - Disinfection by-products and microbial contamination in the treatment of pool water with granular activated carbon*, *Wat. Sci. Tech*, **52**, No. 8, pp. 71-76.
- US EPA, (1999), *Microbial and Disinfection Byproduct Rules. Simultaneous Compliance Guidance Manual*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4607). EPA 815-R-99-015.
- US EPA. (1999a), *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*, Office of water, EPA 815-R-99-014.
- US EPA (1999b), *Wastewater technology fact sheet: Ozone disinfection*, Office of water, EPA 832-F-99-063.
- US EPA (2001), *A citizen's guide to Air Stripping*, Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA 542-F-01-016.
- US EPA (2003), *Ultraviolet-disinfection guidance manual*, Office of water, EPA 815-D-03-007.
- Vahala, R., Långvik, V.-A. & Laukkanen, R. (1999), *Controlling Adsorbable Organic Halogens (AOX) and Trihalomethanes (THM) Formation by Ozonation and Two-Step Granule Activated Carbon (GAC) Filtration*, *Wat. Sci. Tech.*, **40**, No. 9., pp. 249-256.
- Vickers, J.C., Thompson, M.A. & Kelkar, U.G. (1995), *The use of membrane filtration in conjunction with coagulation processes for improved NOM removal, Desalination*, **102**, pp. 57-61.
- Wade, T.J., Pai, N., Eisenberg, J.N.S. & Colford Jr., J.M. (2003), *Do U.S. Environmental protection agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis*, *Environmental Health Perspectives*, **Vol. 111**, pp. 1102-1109.
- Wang, P., Li, S.F.Y. & Lee, H.K. (1998), *Measurement of nitrate and chlorate in swimming pool water by capillary zone electrophoresis*, *Talanta*, **45**, pp. 657-661.
- Wells, W.W., Chadik, P.A. & Delfino, J.J. (2003), *The relationship between disinfection by-product formation and structural characteristics of humic substances in chloramination*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **Vol 22**, pp. 2845-2852.
- Wendt & Sørensen A/S (1999), *RAPPORT Over Afprøvning af: HyperSorb 25 adsorptionsmiddel til fjernelse af trihalomethaner fra bassinvand i svømmehaller*.
- White, G.C. (1999), *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*, 4th Edition, John Wiley & Sons Inc, ISBN: 0471292079.
- WHO (August 2000), *Guideline for safe recreational-water environments, Volume 2: Swimming pools, spas and similar recreational-water environments*, Final Draft. [Http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing2/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing2/en/)

WHO (November 2004a), *Environmental Health Criteria: Disinfectants and Disinfectant By-products*, Web version.

WHO (2004c), *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking water*, ISBN 92 4 1562552.

WHO (December 2004b), *Guideline for safe recreational-water environments, Volume 2: Swimming pools, spas and similar recreational-water environments*, Final Draft for consultation.

Xie, Y. F. (2004), *Disinfection byproducts in drinking water. Formation, analysis, and control*. Lewis Publishers. Boca Raton etc. ISBN 1-56676-974-4.

Zhao, Z., Sakagami, Y. & Osaka, T. (1998), *Relationship between Residual Metal Ions in a Solution and the Inhibitory Capability of the Metal Ions for Pathogenic Bacterial Growth*, Bull. Chem. Soc. Jpn., **71**, p. 939.

Zheng, M., Andrews, S.A., Bolton, J.R. (1999a), *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.

Zheng, M., Andrews, S.A., Bolton, J.R. (1999b), *Impacts of medium-pressure UV and UV/H₂O₂ on disinfection byproducts formation*, Proceedings of AWWA Annual Conference, June 1999.