



RAPPORT 11 | 89

O-87051

Undersøkelse av vannkvalitet i bassengbad



Norsk institutt for vannforskning  NIVA

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 78 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-87051
Undernummer:
Løpenummer: 2296
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Undersøkelse av vannkvalitet i bassengbad	Dato: 8.10.1989
	Prosjektnummer: 0-87051
Forfatter (e): Hans Kristiansen	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 81

Oppdragsgiver: Badeteknisk Forum, Kultur og vitenskaps- departementet ved Ungdoms- og idrettsavdelingen	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

En undersøkelse av vannkvaliteten i bassengbad er gjennomført. Undersøkelsen er inndelt i fire avsnitt:

- 1. Vannets bufferegenskaper,*
- 2. Nye koaguleringsmidler,*
- 3. Filtrenes tilstand,*
- 4. Testing av utstyr for kontroll av vannkvalitet.*

I rapporten er gitt en orientering om ulike renseanleggs virkemåte, hvilke midler som brukes til desinfisering av vannet, hvilke kjemikalier som brukes for å tilfredstille myndighetenes krav til vannkvalitet og hvilke muligheter som eller fins til å påvirke vannkvaliteten.

4 emneord, norske:

1. Bassengbad
2. Vannkvalitet
3. Desinfisering
4. Rensing

4 emneord, engelske:

1. Swimmingpool
2. Water quality
3. Disinfection
4. Purification

Prosjektleder:

Hans Kristiansen

For administrasjonen:

Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-1598-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0-87051

UNDERSØKELSE AV VANNKVALITET I BASSENGBAD

Oslo, 08.juni 1989

Hans Kristiansen

FORORD

Til foredragsholdere på kurs om bassengbad og også direkte til institusjoner kommer det forespørsler som gjelder kvaliteten på bassengvannet. Mange av spørsmålene er umulig å besvare uten bedre kjennskap til de prosesser som er bestemmende for vannkvaliteten. I håp om å få oppklaring av noen av problemene, tok Badeteknisk Forum initiativet til prosjektet: "Undersøkelse av vannkvalitet i bassengbad". Det ble søkt Ungdoms- og idrettsavdelingen (UI) om finansiering av prosjektet og dette ble innvilget i brev av 24. februar 1987.

Styringsgruppen for prosjektet fikk følgende sammensetning:

Terje Hjelset, UI

Truls Krogh, SIFF

Svein Erik Eriksen, Badeteknisk Forum

Otto Okstad, Badeteknisk Forum

Hans Kristiansen, NIVA (faglig ansvarlig)

Terje Hjelset er senere blitt erstattet av Jahn Haldorsen, UI.

Prosjektet ble delt inn i 4 avsnitt:

1. Vannets bufferegenskaper
2. Nye koaguleringsmidler
3. Filtrenes tilstand
4. Testing av utstyr for kontroll av vannkvalitet.

Som en innledning til undersøkelsen er det i rapporten gitt en generell orientering om hvordan renseanlegget i et bassengbad fungerer, hvilke ulike kjemikalier som brukes i forbindelse med rensingen og muligheter man har til å påvirke vannkvaliteten.

Oslo, 11. september 1989

Hans Kristiansen

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON.....	5
2. BASSENGVANNET.....	8
2.1. Krav til vannkvalitet.....	8
2.2. Kjemikalietilsetning.....	9
2.3. Desinfeksjonsmidler.....	9
2.3.1. Desinfisering med klor og klorforbindelser....	10
2.3.1.1. Desinfisering med klor.....	11
2.3.1.2. Desinfisering med klorforbindelser...	14
2.3.2. Desinfisering med brom.....	17
2.3.3. Desinfisering med jod.....	20
2.3.4. Sølvisjoner som hjelpestoff.....	21
2.3.5. Hydrogenperoksid som hjelpestoff.....	22
2.3.6. Ozon som hjelpestoff.....	22
2.3.7. Ultrafiolett lys som hjelpestoff.....	27
2.4. Korrosjon.....	28
2.4.1. Aggressivitet.....	28
2.4.2. Korrosivitet.....	30
2.4.2.1. Korrosjon på vannelementer.....	31
2.5. Vannrensing.....	32
2.5.1. Filtrering.....	35
2.5.2. Kjemisk rensing.....	37
2.5.3. Fornøyelse av bassengvannet.....	39
3. VANNETS BUFFEREGENSKAPER.....	41
3.1. Prøvetaking.....	42
3.2. Analyseresultater.....	46
3.3. Diskusjon av analyseresultatene.....	46
3.4. Bedømmelse av bassengvannets bufferegenskaper.....	48
3.5. Beregning av karbonatlikevekten.....	49
3.6. Konklusjon.....	54
4. NYE KOAGULERINGSMIDLER.....	55
4.1. Generellt om filtrering.....	55
4.2. Bruk av koaguleringsmidler.....	56
4.3.1. Forsøk ved Norges Idrettshøgskoles basseng....	57
4.3.2. Diskusjon av resultatene.....	59
4.4.1. Forsøk ved Tøyenbadet.....	59

	Side
4.4.2. Diskusjon av resultatene.....	62
4.5. Andre koaguleringsmidler.....	62
4.6. Konklusjon.....	64
5. FILTERSANDENS TILSTAND.....	66
5.1. Analyse av sandprøven.....	66
5.2. Diskusjon av resultatene.....	67
5.3. Kjemisk rensing av filtersand.....	68
5.4. Brukt filtersand.....	70
5.5. Konklusjon.....	70
6. TESTING AV UTSTYR FOR KONTROLL AV VANNKVALITET.....	71
6.1. Måling av pH-verdi.....	71
6.2. Måling av fritt og bundet klor.....	72
6.3. Valg av utstyr.....	73
6.3.1. Bestemmelse av fritt klor.....	74
6.3.2. Bestemmelse av bundet klor.....	75
6.3.3. Bestemmelse av pH-verdi.....	77
6.3.4. Måling av red/oks potensial.....	78
6.4. Anbefalinger om kontrollutstyr for bassengbad.....	79
7. LITTERATURLISTE.....	80

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Bassengbad fylles vanligvis opp med vann fra ledningsnett. Bassengbad på steder nær kysten kan også fylles opp med sjøvann eller en blanding av ferskvann og sjøvann. Vannet holdes rent for forurensninger som tilføres av de badende ved at det pumpes i sirkulasjon gjennom et renseanlegg. Bakterieinnholdet holdes under kontroll ved at vannet tilsettes et desinfeksjonsmiddel. I følge helsemyndighetenes bestemmelser skal innholdet av fritt klor i vannet ved utløpet fra bassenget være over en bestemt konsentrasjon.

Hovedkomponenten i renseanlegget er filteret. Det holder tilbake forurensninger i partikulær form. Av filtre er det to typer i bruk for bassengbad: sandfiltre og diatomittfiltre.

I sandfiltrene ledes vannet gjennom et sandlag hvor sanden har en ensartet kornstørrelse. Hvor fort vannet kan ledes gjennom sandlaget, er både avhengig av lagets tykkelse og sandens kornstørrelse. Mekanismen for rensingen er en adsorpsjon til sandkornene. Det gjør at filteret holder tilbake vesentlig mindre partikler enn åpningen mellom sandkornene skulle tilsi. Filteret renses ved at vannet pumpes tilbake med høy hastighet gjennom sandlaget.

I diatomittfiltre slemmes diatomittjorden, som er skall av fossile kiselalger, opp i bassengvannet og pumpes deretter gjennom en tekstilduk eller en sil av annet materiale som holder tilbake kiseliskallene sammen med de partikulære forurensningene. Filtrene renses ved å spyle bort forurenset diatomittjord og slemmes opp ny.

Stoffer i vannet som ikke kan fjernes i filteret, må holdes under en gitt konsentrasjon ved å tappe ut endel av bassengvannet og etterfylle med vann fra ledningsnett.

Klor og klorforbindelser er alminnelige desinfeksjonsmidler, og for å holde bakterieinnholdet i bassengvannet under kontroll stilles det også krav til klorinnholdet i vannet. Det fins hjelpestoffer som både selv kan virke desinfiserende og som kan øke effekten av de desinfeksjonsmidlene som brukes.

Klor er et sterkt oksidasjonsmiddel som tilsatt i større konsentrasjoner (sjoklorering), bryter ned aminer og organiske stoffer tilført vannet av de badende.

Undersøkelsen har avdekket store forskjeller i kjemisk sammensetning i bassengbad. Årsaken er at klor som desinfeksjonsmiddel fins i forskjellige former og kan ha forskjellig styrke, det brukes forskjellige

kjemikalier til justering av bassengvannets pH-verdi og videre er det ingen rutine for uttapping og etterfylling av nytt vann.

For å unngå korrosjon på anlegg og utstyr og å sikre stabil pH-verdi ved at vannets bufferevne er god, må saltinnholdet i vannet holdes lavt og bikarbonatinnholdet høyt.

Siden bikarbonatinnholdet er meget lavt i vannet som de fleste bassengbad her landet fylles opp med, må bassengvannet tilsettes karbondioksid for å øke bikarbonatinnholdet.

Et sandfilters evne til å holde tilbake små partikler kan forbedres ved at vannet tilsettes et koaguleringsmiddel av aluminiumsulfat. Forsøk har vist at jernklorid som koaguleringsmiddel kan gjøre samme nytten.

Filterets renseevne beror på at partiklene i vannet adsorberes til sandkornenes overflate slik at åpningene mellom sandkornene blir mindre. Det er viktig at vannhastigheten gjennom filteret ikke er så høy at avsatte partikler rives løs og følger vannstrømmen. Det gjelder enten det blir brukt koaguleringsmiddel eller ikke.

Etterhvert som et sandfilter er i bruk avsetter det seg på sandkornene organiske stoffer sammen med de koaguleringsmidler som har vært brukt. Disse stoffene kan være vanskelig å fjerne ved den rutinemessige tilbakespylingen. Dersom tilbakespylingen ikke er god nok blir sanden etterhvert klebrig og renseseffekten nedsette. Avsetningene kan fjernes ved bruk av kjemiske midler. Filtersanden slites meget langsomt under bruk, men tap av sand på grunn av slitasje kan erstattes med ny sand.

Det fins et stort utvalg av instrumenter for bestemmelse av pH-verdi og innhold av fritt og bundet klor i bassengvannet.

For klorbestemmelser er alle instrumenter basert på en farveutvikling etter tilsetning av et reagens. Fargeintensiteten er proporsjonal med konsentrasjonen. De enkleste instrumentene har en visuell farge som avleses mot fast farge tilsvarende en gitt konsentrasjon. Avlesningen er grov, men fullt brukbar for mindre bassengbad. I mer avanserte instrumenter avleses fargen fotometrisk. Disse anbefales for større bassengbad hvor det er flere som skal kontrollere vannkvaliteten.

Den enkleste måte å bestemme pH på er med en fargeindikator, men da er det fargenyansen som avleses visuelt mot en fast fargenyanse. Disse er enkle, men fullt brukbare.

Det fins utstyr for automatisk overvåking av pH-verdi og klorinnhold.

Klorinnholdet kan kontrolleres med red/oks-elektrode, men denne skiller ikke mellom fritt og bundet klor og må derfor følges opp med kjemiske analyser.

2. BASSENGVANNET

Bassengbadene fylles vanligvis opp med vann fra ledningsnettet. På steder ved kysten hvor det er tilgang på rent sjøvann, kan bassenget fylles med sjøvann eller en blanding av sjøvann og ferskvann.

Sjøvann ved kysten har gjerne et saltinnhold mellom 20 og 30 promille. Det gir et meget saltholdig bassengvann. Saltholdig vann virker behageligere å svømme i enn ferskvann, og for konkurransesvømmere er det lettere å oppnå gode tider. Saltholdig vann er lettere å rense i bassengets renseanlegg, men vannet er korrosivt og stiller større krav til korrosjonsbestandighet for de materialer som brukes i anlegget, enn ferskvann gjør.

I Danmark har det nærmest vært rutine at bassengvann skal ha en saltholdighet på omkring 10 promille. For å oppnå dette har det vært alminnelig å tilsette koksalt (NaCl). Nå er det stor forskjell i korrosivitet mellom 10 promille sjøvann og en koksalt-løsning med samme konsentrasjon. Man har da også konstatert store korrosjonsskader på svømmebassenger, som bruker koksalt. Det gjelder korrosjon på utstyr; fliser løsner, og klorider trenger inn i betongen og forårsaker korrosjon på armeringsstålet.

Et viktig argument for å tilsette bassengvannet salt har vært at druknede teoretisk skal være lettere å opplive når de drukner i vann tilsatt salt enn uten. En undersøkelse av drukningstilfeller som er gjort i Danmark, har vist at det i praksis ikke er noen sammenheng mellom opplivingsmulighet og vannets saltinnhold. Vanntemperaturen har langt større betydning for mulighet til opplivning enn vannets saltinnhold. Jo høyere temperaturen er, desto mindre er muligheten for oppliving.

2.1 Krav til vannkvalitet

Forskrifter for bassengbad krever at vannet til enhver tid skal være klart og fargeløst, slik at detaljer på bunnen av bassengets dypeste del tydelig skal kunne sees. Kravene er at vannets farge skal være lavere enn 5 mg/L Pt, turbiditet (klarhet) lavere enn 0,5 FTU (turbiditetsenheter) og pH-verdi mellom 7,2 og 7,6.

Bassengvannet skal desinfiseres med klor i så store mengder at vannet ved utløpet av bassenget alltid inneholder minst 0,3 mg fritt klor pr. liter, men på den annen side må innholdet av fritt og bundet klor ikke overstige 1 mg pr. liter.

Det fins også andre midler enn klor til desinfisering av bassengvann, men for bruk av disse kreves Helsedirektoratets godkjenning.

Kravet med hensyn til klarhet og farge for bassengvannet er vesentlig strengere enn for drikkevann. Dette oppdages fort når bassenget fylles opp. Vannet fra ledningsnettets de fleste steder her i landet er humusholdig og meget mineralfattig (bløtt) og har ikke vært gjenstand for omfattende rensing. Humusstoffene er løst i kolloidal form (meget små partikler) som gjør vannet uklart og gir det en gulbrun farge. Etterhvert som bassengvannet sirkulerer gjennom renseanlegget og tilsettes desinfeksjonsmiddel vil fargen avta. Mer om dette under avsnittet vannrensing.

2.2 Kjemikalietilsetning

Vannet fra ledningsnettets har vanligvis en pH-verdi som er forskjellig fra de krav som stilles til vannet i bassenget. Det normale er at mineralfattig vann fra nettet er svakt surt. I normer for drikkevann anbefales at vannets alkalitet skal være mellom 0,6 og 1,0 mekv/L, kalsiuminnholdet mellom 15 og 25 mg/L Ca og pH-verdi mellom 7,5 og 8,5. Foreløpig er det meget få vannverk som har etterkommet denne anbefaling. Sjøvann har en pH-verdi omkring 8,0 selv om det blandes opp med ferskvann.

Tilsetning av desinfeksjonsmiddel vil påvirke vannets pH-verdi både i sur og basisk retning, avhengig av hvilke desinfeksjonsmidler som benyttes, og i hvilken form de tilsettes.

For å holde bassengvannets pH-verdi stabil innenfor foreskrevet område, vil det derfor være nødvendig å tilsette kjemikalier. For å tilfredsstille kravet til farge og turbiditet vil det, i tillegg til at vannet sirkulerer gjennom renseanlegget og filtreres, også være nødvendig å tilsette kjemikalier. Det kreves utstyr til dosering av kjemikaliene, en pumpe for hvert kjemikalium.

2.3 Desinfeksjonsmidler

Bassengvannet skal desinfiseres ved tilsetning av et desinfeksjonsmiddel. Desinfeksjonsmidlet må ha en varig desinfiserende virkning, slik at når det tilsettes ved innløpet til bassenget, må også vannet ved utløpet av bassenget være desinfiserende. Da bakterier eller andre mikroorganismer tilføres vannet kontinuerlig av de badende og en rekke av disse mikroorganismene kan overleve i vannet, må også desinfeksjonsmidlet tilsettes vannet kontinuerlig for å opprettholde en viss minimums konsentrasjon i vannet.

Desinfeksjonsmidlene er sterke oksydasjonsmidler. Et oksydasjonsmiddel er et stoff som avgir oksygen til et annet stoff. Dette blir dermed oksydert og oksydasjonsmidlet redusert. Det reagerer på liknende måte som oksygen. Oksygenet kan oksydere andre stoffer, mens oksygenkonsentrasjonen selv blir redusert. At oksydasjonsmidlet er sterkt betyr i denne sammenheng at det har sterkere oksyderende virkning enn naturlig forekommende fritt oksygen og virker dermed giftig på mikroorganismer.

For at et stoff skal ha evnen til å avgi oksygen og bli redusert, må det kunne oppta elektroner. Elektronene tas fra det stoffet som opptar oksygenet og blir oksidert. Tilstanden i et vanndig miljø lar seg dermed måle ved hjelp av en elektrode og måleenheten kalles redokspotensial. Vann med høyt innhold av stoffer som opptar elektroner får høye positive verdier for redokspotensialet. Vann hvor stoffer som kan avgi elektroner dominerer, har lave eller også negative verdier for redokspotensialet.

Den desinfiserende virkning beror på at oksydasjonsmidlene bygger opp et redokspotensial mellom miljøet i mikro-organismens celler og vannet utenfor. Når potensialet blir så høyt at oksidasjonsmidlet trenger inni cellene, dør organismene.

De mest alminnelig brukte desinfeksjonsmidler med varig desinfiserende virkning er klor og klorforbindelser. Andre midler er brom, jod, sølvioner og hydrogen-peroksid. Av desinfeksjonsmidler uten varig desinfiserende virkning kan nevnes: ozon, UV-lys. Disse stoffene er her kalt hjelpestoffer, som også inkluderer sølvioner og hydrogen-peroksid.

2.3.1. Desinfisering med klor og klorforbindelser

Klor er et meget sterkt oksydasjonsmiddel som foruten å drepe bakterier også destruerer langsomt oppløst organisk stoff i vannet. Ved tilsetning i større konsentrasjoner enn foreskrevet i forskriftene destruerer oppløst organisk stoff hurtigere og kan dermed brukes til kjemisk rensing av bassengvannet (sjokk-klorering). Slik dosering dreper også klorresistente bakterier.

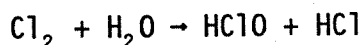
Klor markedsføres og tilsettes vannet i form av natriumhypokloritt, kalsiumhypokloritt og klorgass. Klordioksyd er ikke tilgjengelig som sådan, men må produseres på stedet ved reaksjon mellom natriumkloritt og saltsyre eller klorgass.

2.3.1.1. Desinfisering med klor

Klor er en gulgrønn gass ved vanlig temperatur og trykk. Den er giftig og har en skarp stikkende duft og virker irriterende på øyner og slimhinner. Høyeste konsentrasjon i luft som kan innåndes i en time uten fare er 10-20 mg/L.

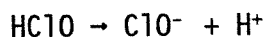
Klorgass leveres på trykkbeholdere i flytende form. For transport og lagring av klor er det strenge sikkerhetsregler som må overholdes og for dosering av klorgass trengs spesielt utstyr. Det er derfor bare større svømmehallanlegg som desinfiserer vannet med klorgass.

Klorgass løses i vann og reagerer med vannet etter ligningen:



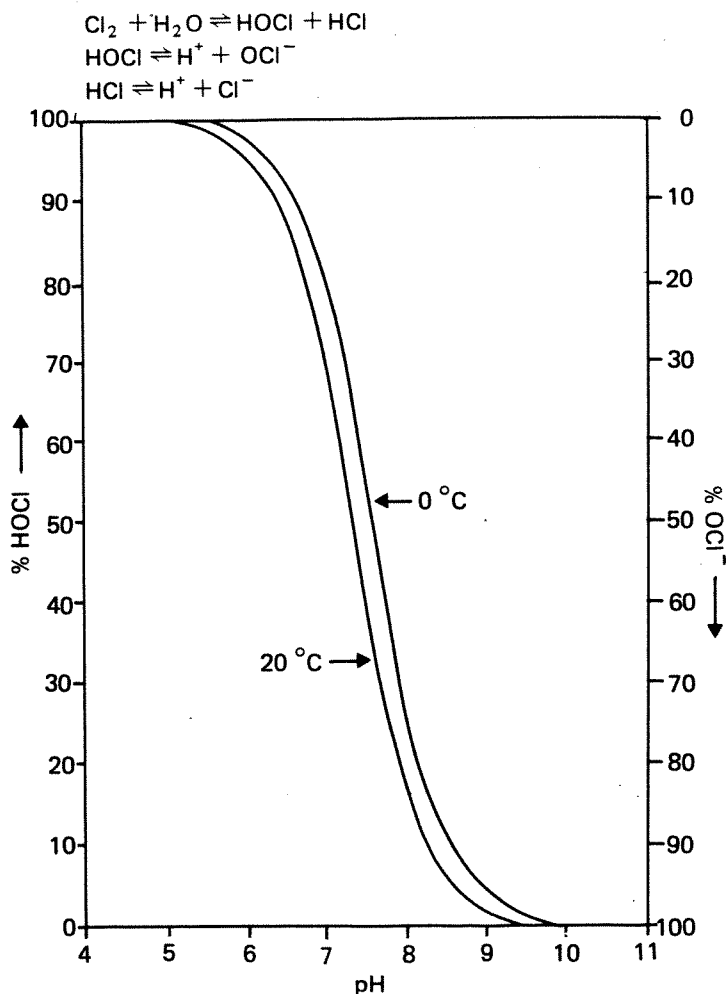
og det dannes underklorsyring og saltsyre.

Denne reaksjonen fortsettes av annen likevektreaksjon hvor underklorsyring avspalter H^+ -ioner og danner hypoklorittioner:



Klor vil etter dette foreligge i forskjellige former i vannet, avhengig av pH-verdien. I meget surt vann, pH-verdi lavere enn 4, foreligger klorete i molekylær form (Cl_2). Ved omkring pH = 5 har alt klorete forsvunnet og foreligger i form av underklorsyring (HClO). Ved omkring pH = 10 har underklorsyringen avspaltet H^+ -ionene og klorete er nå bundet i form av klorittioner.

Det respektive forhold mellom HClO og ClO^- i pH-området mellom 5 og 10 er fremstilt grafisk på fig. 1. Av figuren fremgår at ved pH = 7,5 fins det omtrent like mengder av underklorsyring som hypoklorittion. Ved lavere pH-verdi dominerer udisosiert form av underklorsyring, og ved høyere den disosierte form. Summen av disse ($\text{HClO} + \text{ClO}^-$) kalles frittklor. Den udisosierte formen har størst desinfiserende virkning.



Figur 1. Dissosiasjonskurve for underklorsyring (HOCl) i vann ved 0 og 20 °C. Underklorsyring er fullstendig udissoisert ved pH=5.5 og helt dissoisert ved pH=9.5 ved 20 °C. Ved pH=7.5 er den 50 % dissoisert.

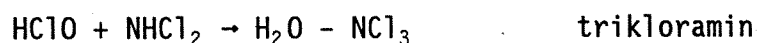
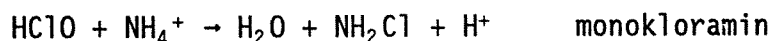
Den desinfiserende virkning av klorer er på den ene side avhengig av hvor hurtig oksydasjonsmidlet diffunderer gjennom mikroorganismenes cellevegger og på den annen side hvor hurtig den hemmende virkning er på enzymene innenfor celleveggene. Hastigheten for disse reaksjonene er avhengig av de generelle lover for diffusjon og påvirkes av:

- Temperatur
- Klorforbindelsens konsentrasjon
- Konsentrasjonen av underklorsyring i forhold til hypoklorittionet, fordi hypoklorittionet diffunderer vanskeligere gjennom celleveggene enn molekylet av underklorsyring.
- Kontakttiden

Klorets virkning på bakterier i rent vann skulle etter dette være mer effektiv jo lavere pH-verdien er. En kontakttid på fra 10 til 20 minutter regnes generelt som tilstrekkelig for en restklormengde ($\text{HClO} + \text{ClO}^-$) fra 0,2 til 0,3 mg/L.

I vann fins det imidlertid en rekke stoffer som oksyderes av (reagerer med) klor og på den måten forbruker klor. Det gjelder stoffer som er naturlig til stede i vann, men for vann i bassengbad gjelder det særlig stoffer som tilføres av de badende. Av disse stoffene er det noen som direkte forbruker klor, mens andre binder klor slik at den desinfiserende virkningen nedsettes. For å oppnå tilstrekkelig klorrest ved klorering av vann, må det tilsettes tilstrekkelig klor til at både klorforbruket tilfredstilles og til kompensering for mengden bundet klor.

Det er vesentlig organiske stoffer som forbruker klor, mens ammonium og i noen grad også organiske aminer binder klor og danner kloraminer. Avhengig av pH-verdien i vannet og det relative forhold mellom ammoniumionet (NH_4^+) og underklorsyrling (HClO), kan det dannes tre forskjellige kloraminer:



Monokloramin dannes ved forholdsvis høy pH-verdi og lavt klorinnhold i forhold til ammonium. Jo lavere vannets pH-verdi er og jo høyere klorinnholdet er i forhold til ammonium, desto mer dannes av de øvrige kloraminer. Trikloramin dannes ved meget lav pH-verdi (lavere enn omkring 5) og meget høyt klorinnhold i forhold til ammonium. Mulighet for dannelse av trikloramin har man derfor bare der klorløsningen kommer inn i bassenget og før den har blandet seg med vannmassen. Ved de pH-verdier man normalt har i bassengvann foreligger nesten bare monokloramin og bare spor av dikloramin. I tabell 1 er gitt en oversikt for delingen mellom mono- og dikloramin ved forskjellige pH-verdier.

Tabell 1. Prosentvis fordeling av monokloraminer og dikloraminer ved forskjellige pH-verdier.

pH	Monokloraminer	Dikloramin
	%	%
5	48	52
6	82	18
7	96	4
8	98	2
9	100	0

Kloraminene er flyktige og de er årsaken til den karakteristiske klorlukten i bassenghallen. Det gjelder særlig dikloraminer. Høyt kloramininnhold i vannet irriterer slimhinner og kan forårsake øyesvie. Kloraminene brytes ned av høyt kloroverskudd (sjokk-klorering).

Klor bundet i form av kloraminer er ikke helt uten desinfiserende effekt, med denne effekten er mye mindre enn for fritt klor. Man regner med at klor er 20 til 30 ganger mer aktiv enn dikloramin og at dikloramin er 3 til 5 ganger sterkere igjen enn monokloramin. Dette oppnås ved å tilsette litt mer enn 5 ganger så mye klor som det er ammonium i vannet. Noen forskere har endog foreslått 10 ganger så mye.

Ved bruk av klorgass øker klorinnholdet i vannet med samme vektmengde som det tilsettes av klorgass. Under reaksjonen med vannet går halvparten av klorgassen over til underklorsyring og den andre halvparten til saltsyre. For å holde pH-verdien i vannet konstant, må saltsyren nøytraliseres med en base. Underklorsyring er også en syre og for å holde pH konstant ved f.eks. 7,5, må halvparten av denne syren nøytraliseres med en base.

2.3.1.2. Desinfisering med klorforbindelser

Den mest alminnelig brukte klorforbindelse til desinfisering av vannet i bassengbad er natriumhypokloritt. Natriumhypokloritt leveres i form av en løsning som er laget ved å lede klorgass ned i en sterkt basisk løsning. Nylaget inneholder den 16 % aktivt klor. Innholdet av aktivt klor avtar med lagringstiden og særlig hvis løsningen utsettes for lys. Ved 15 - 20° C er tapet av aktivt klor pr. døgn for en nylaget natriumhypoklorittløsning omkring 1 g pr. liter.

En natriumhypokloritt løsning har følgende innhold:

NaClO	ca. 173 g/L
NaCl	" 136 "
NaOH	" 20 "
Na ₂ CO ₃	" 20 "

Når løsningen av natriumhypokloritt brukes som desinfeksjonsmiddel, må vannet samtidig tilsettes en syre for å holde konstant pH-verdi på 7,5. Dersom saltsyre brukes til nøytralisering, vil det for hver liter løsning som tilsettes samtidig bli tilsatt 234 g klorid.

Natriumhypokloritt kan fremstilles på stedet ved elektroanalyse av en koksaltløsning eller av sjøvann, dersom det er tilgjengelig. De elektrolysecellene som fins på markedet har gjerne stor kapasitet ved full utnyttelse, og er derfor passende for store anlegg. Deler av kapasiteten kan imidlertid utnyttes ved å produsere hypoklorittløsning til en lagringstank som tilsetningen til bassengvannet foregår fra. Innholdet av fritt klor i løsningen ligger mellom 0,8 og 1,0 %.

Av en koksaltmengde på mellom 3 og 3,5 kg kan produseres omtrent 1 kg fritt klor. Denne saltmengde løst i 100 liter vann gir altså en hypoklorittløsning med 1,0 % fritt klor. Løsningen er basisk og vil forårsake en pH-hevning av bassengvann. Det kreves derfor en syretilsetning for pH-justering. Dersom pH-verdien justeres til 7,5 med saltsyre, vil kloridmengden i bassengvannet øke med mellom 18 og 21 g pr. liter tilsatt desinfiseringsmiddel eller mellom 330 og 380 g pr. 16 liter for å sammenlikne med hva som tilføres når en nylaget natriumhypoklorittløsning blir brukt.

Under elektrolysen dannes hydrogengass som ledes bort på betryggende måte. Elektrolysecellene er utført i korrosjonsbestandig materiale. Mest utsatt for korrosjon er anoden. For denne kan velges mellom materialer som enten har 2 eller 5 års varighet ved kontinuerlig drift.

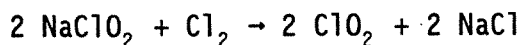
Kalsiumhypokloritt er også en mye brukt klorforbindelse til desinfisering av bassengvann. Kalsiumhypokloritt er et hvitt krystallinsk stoff med den kjemiske formel Ca(ClO)₂, og skal teoretisk kunne inneholde 99 % aktivt klor, men i praksis er innholdet mellom 70 og 80 %, resten er en blanding av kalsiumkarbonat og kalsiumklorid.

Kalsiumhypokloritt er løselig i vann, men både på grunn av at kalsiumkarbonat er tungt løselig i vann og på grunn av at vannet kan inneholde karbonat, slik at det dannes kalsiumkarbonat, vil løsningen blir blakket. 250 g kalsiumhypokloritt løst i 1 liter vann inneholder omtrent samme mengde fritt klor som 1 liter nylaget natriumhypoklorittløsning.

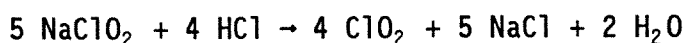
Sammenliknet med en natriumhypoklorittløsning vil en løsning av kalsiumhypokloritt tilføre bassengvannet mindre mengde klorid. Løsningen er også basisk og vil forårsake en pH-hevning i bassengvannet. Holdes pH-verdien konstant på 7,5 med saltsyre, vil bassengvannet bli tilført 165 g klorid pr. liter kalsiumhypokloritt med samme innhold av fritt klor som en natriumhypoklorittløsning. Eventuelt uløst kalsiumkarbonat som samtidig tilsettes vil løses i bassengvannet.

Klordioksid er en klorforbindelse med langt sterkere oksyderende virkning enn klor og brukes til desinfisering og rensing av vann også for vann i bassengbad. Klordioksid er en ustabil gul gass som eksploderer i luft med større konsentrasjon enn 10 volumprosent og må derfor fremstilles på stedet hvor den skal brukes.

Utgangsstoffet for fremstillingen er natriumkloritt som i tørr tilstand må behandles med forsiktighet og holdes tørt og borte fra brennbare materialer. Fremstillingen skjer enten ved reaksjon med klorgass:

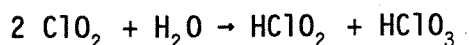


eller saltsyre:

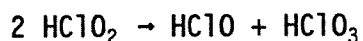


I begge tilfeller går reaksjonen langsomt. For å sikre størst mulig utbytte trengs i første tilfellet et stort overskudd av klorgass og reaksjonen må gå i surt miljø, pH lavere enn 2,5. Bassengvannet blir dermed tilsatt en blanding av klordioksid og klorgass. I andre tilfellet trengs et overskudd av saltsyre, 3 og 4 ganger den teoretiske mengde og bassengvannet blir tilsatt en blanding av klordioksid og saltsyre.

Klordioksid reagerer med vann etter ligningen:



og danner klorsyrning og klorsyre. Klorsyrning spaltes videre i vannet etter ligningen:



og det dannes underklorsyrning som reagerer på samme måte som ved desinfisering med klor og klorforbindelse. Klorsyrning er imidlertid giftig og dens konsentrasjon i vannet bør derfor ikke overstige 1 mg/L.

2.3.2. Desinfisering med brom

Brom er et kraftig oksydasjonsmiddel og ble første gang levert som desinfeksjonsmiddel i bassengbad av Amelung i 1936 (1), og er senere blitt godkjent for bruk i flere land (2). Brom har sine klare fordeler fremfor klor ved at det ikke forårsaker ubehagelig lukt i bassenghallen eller fremkaller irritasjon av slimhinner og øyesvie hos de badende.

Imidlertid er mange overømfintlige overfor brom og bromforbindelser, slik at bruk av disse krever godkjenning.

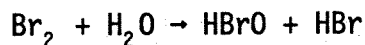
Brom er en rødbrun væske ved vanlig temperatur. Væsken er litt flyktig og avgir rødlige damper med stikkende og ubehagelig lukt som virker irriterende på øyne og slimhinner. Flytende brom i kontakt med hud etterlater sår som har vanskelig for å gro. Det stilles strenge yrkeshygieneiske krav til bruk av brom.

Brom er lett løselig i vann (38,5 g/L ved 20° C) og anvendes enten i form av bromvann eller en bromforbindelse. For elementært brom er det i Frankrike utviklet et doserings-, måle- og reguleringsystem hvor vannet strømmes gjennom flytende brom og løser opp brom. Brominnholdet i returvannet måles kontinuerlig ved hjelp av en ampérometrisk målecelle.

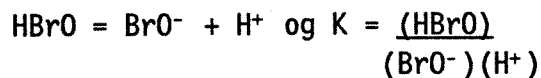
Bromforbindelser som løses i vann avgir fritt brom. Det gjelder dibrom-isocyaninsyre og dibrom-metyl-hydantoin. Særlig er brom-kloro-dimetyl-hydratoin, kjent under handelsnavnet "Dihalo". "Dihalo" avgir både brom og klor til vannet og reagerer på samme måte som fritt brom og fritt klor.

Når brom eller klor tilsettes i form av en organisk forbindelse intrer en kjemisk likevekt mellom de desinfeksjonsmidler som er faktisk frie og de som er bundet til bærestoffene. Når konsentrasjonen av bærestoffene stadig øker kan de medføre at den desinfiserende virkning avtar eller helt opphører. Mottiltak er å tappe ut vann og etterfylle eller sjokk-klorere.

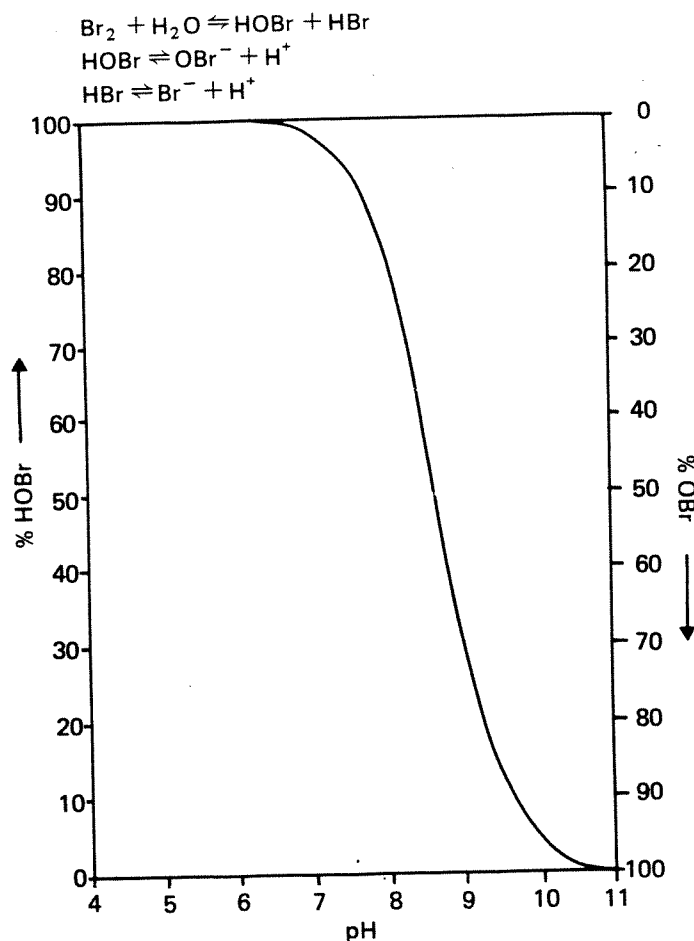
I rent vann løses brom under dannelse av underbromsyrling og hydrogenbromsyre:



Analogt med underklorsyrling dissosierer underbromsyrling etter ligningen:



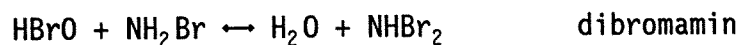
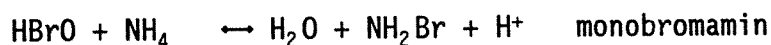
hvor dissosiasjonskonstanten $K = 2,06 \cdot 10^{-9}$ M ved 25° C. K er altså lavere enn den tilsvarende konstant for underklorsyrling. Det betyr at underbromsyrling er svakere som syre enn underklorsyrling. Den optimale desinfiserende effekt for brom som desinfeksjonsmiddel ligger derfor ved høyere pH-verdi enn for klor som desinfeksjonsmiddel.



Figur 2. Dissosiasjonskurve for underbromsyrling (HOBr) i vann ved 25 °C. Sammenliknet med tilsvarende kurve for underklorisyrling (figur 1) ligger denne ved 1 enhet høyere pH-verdi.

Det respektive forhold mellom HBrO og BrO⁻ i pH-området fra 6 til 11 er fremstilt grafisk på figur 2 (3). Av figuren fremgår at ved pH = 8,5 fins det omtrent like mengder av undrebromsyrling som hypobromittioner i vannet. Ved lavere pH-verdi dominerer udissoziert form av underbromsyrling, ved høyere den dissozierte formen.

Både for brom og klor er det den udissozierte syre som er den reaktive substans i vannet. Underbromsyrling reagerer med ammonium og danner moni-, di- og tribromamin:

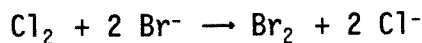


Hvilken bromaminform som dannes er avhengig av pH-verdi og ammoniuminnholdet i forhold til brom. I det normale pH-området for bassengvann er dibromamin stabil når mol-forholdet mellom ammonium og brom er større enn 2:3 og tribromamin er stabil når det nevnte forhold er mellom 1:6 og 2:3. Overgangen fra den ene bromaminformen til den andre er reversibel og omformingen skjer hurtig når pH-verdi og mol-forholdet ammonier:brom endres.

Den desinfiserende virkning av bundet brom er noe lavere enn for fritt brom, men forskjellen er liten. Nødvendig mengde brom i vannet for å få det sterilt ligger i området fra 0,4 til 0,8 mg/L. Brominnholdet i vannet må ikke under noen omstendighet overstige 2 mg/L. Det optimale pH-området for vann desinfisert ved brom ligger mellom 7,8 og 8,2.

Ulemper med brom i forhold til klor er at det har høyere pris og ikke er så lett tilgjengelig på markedet. Reaksjon med organiske stoffer i vannet og dannelsen av halvformer er større for brom enn for klor. Man er heller ikke sikre på hvilken helsemessig betydning oralt inntak av små mengder brom over lengre tid kan ha.

Sjøvann inneholder omkring 65 mg/L bromid. Når bassengbad som helt eller delvis er fylt med sjøvann kloreres, blir bromid oksydert til fritt brom og klor redusert til klorid:



og det er fritt brom som er desinfeksjonsmidlet. Vannets pH-verdi bør for slike bad ligge i området 7,8 til 8,2. Også av korrosjonsmessige hensyn bør pH-verdien ligge i dette området.

2.3.3. Desinfisering med jod

Ved vanlig temperatur er jod et fast krystallinsk stoff med gråsvart metallglinsende farge. Jod er lite løselig i vann, bare 0,29 g løses i 1 liter vann ved 20⁰ C og løsningen har en svak brungul farge.

Jod har vært anvendt som desinfeksjonsmiddel i medisinen i mangfoldige år. For omkring 25 år siden begynte man i USA å undersøke muligheten for å bruke jod som desinfeksjonsmiddel også for drikkevann og vann i bassengbad (4,5,6). Det er ikke gjort tilsvarende forsøk i andre land.

På grunn av jodets lave løselighet tilsettes ikke jod direkte som jodvann men i form av kaliumjodid inntil bassengvannet har fått en konsentrasjon på noen mg/L. Deretter oksyderes jodid til fritt jod ved hjelp av klor (5). Bruk av jod krever derfor ingen nye tekniske installasjoner.

Jod reagerer med vann og danner underjodsyrling som ved høye pH-verdier disproporsjonerer til jodid og jodat som er uten desinfiserende virkninger. Vannet i bassengbad som desinfiseres med jod bør ikke ha pH-verdi særlig over 8.

Jod er svakt som desinfeksjonsmiddel og danner ikke aminer på samme måte som klor og brom og foreligger derfor bare fritt.

Jod bryter ikke ned nitrogenforbindelse som ammonium og urinstoff. Heller ikke andre organiske stoffer påvirkes av jod. Bassengvann som desinfiseres av jod må derfor fra tid til annen sjokk-kloreres.

Den desinfiserende virkning er omtrent som for brom, men den optimale pH-verdi ligger noe høyere. En fordel med jod er at det ikke dannes jodaminer. Jod er spesielt aktivt overfor virus. Mange får imidlertid allergiske reaksjoner overfor jod. Jod er ikke godkjent som desinfeksjonsmiddel i Norge.

2.3.4. Sølvioner som hjelpestoff

Sølvioner blir brukt til desinfisering av vann, også til vann i bassengbad. Sølvets desinfiserende virkning er ikke helt klarlagt, men beror antakelig på at ioner fra sølv, som er et edelt metall, bygger opp et høyt redokspotensial i vannet. Sølvioner har en sterk tendens til å gå over til metall og virker derfor oksiderende.

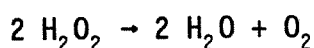
Sølvionene tilsettes vannet ved elektrolyse. Vannet ledes gjennom et elektrolyseapparat hvor anoden er av sølv. Mengden sølvioner som skal tilføres vannet kan reguleres ved å regulere strømtilførselen til apparatet.

Den desinfiserende virkningen av sølvioner er avhengig av at det ikke er andre stoffer i vannet som kan oksideres. Få undersøkelser er gjort for å dokumentere effekten av sølvioner som desinfeksjonsmiddel for bassengbad.

2.3.5. Hydrogenperoksid_som_hjelpestoff

Hydrogenperoksid er et sterk oksidasjonsmiddel som blir brukt til desinfisering og bleking. Flere har gjort laboratorieforsøk for en mulig bruk til desinfisering av drikkevann, (7,8,9,10). Behandling og dosering av hydrogenperoksid har ikke bydd på problemer, men andre faktorer har vært begrensende som bestemmelse av restmengde i vannet og konservering av prøver for bakteriologisk analyse. Erfaringer gjort i forbindelse med drikkevann er heller ikke direkte overførbare til bassengvann.

Hydrogenperoksid er ustabil og spaltes i vann og oksyden gjennom flere trinn etter bruttoreaksjonen:



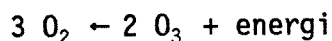
Det kan være mange stoffer i vannet, særlig metallioner, som akselerer reaksjonen, og opplysninger om mulig reaksjon på nitrogenforbindelser eller organiske stoffer foreligger ikke. Som det fremgår av reaksjonen blir vannet ikke tilført fremmede stoffer.

Hydrogenperoksid er lite brukt og dens egenskaper er derfor lite undersøkt. Det brukes til sjokkoksidering av bassengvann som desinfiseres med midler som ikke tåler sjokklorering, f.eks. polyheksametylendiquanid kjent under betegnelsen Baquacil SB. Hydrogenperoksid er ikke godkjent som desinfeksjonsmiddel.

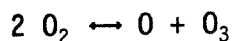
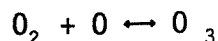
2.3.6. Ozon_som_hjelpestoff

Etter fluor er ozon det kraftigste desinfeksjonsmiddel man kjenner og kan anbefales for spesielt vanskelige tilfeller hvor det gjelder å hindre overføring av sykdommer. Ozon gir vannet en tiltalende blåfarge og forårsaker ikke dannelse av stoffer som kan irritere øyne og slimhinner eller uønsket lukt og smak, såfremt vannet ikke inneholder rester av fritt ozon ved innløpet til bassenget.

Ozon er en form av oksygen med tre oksygenatomer i molekylet. Dannelsen av ozon ut fra oksygen kan symboliseres ved ligningen:



som egentlig er sammensatt av følgende delreaksjoner:

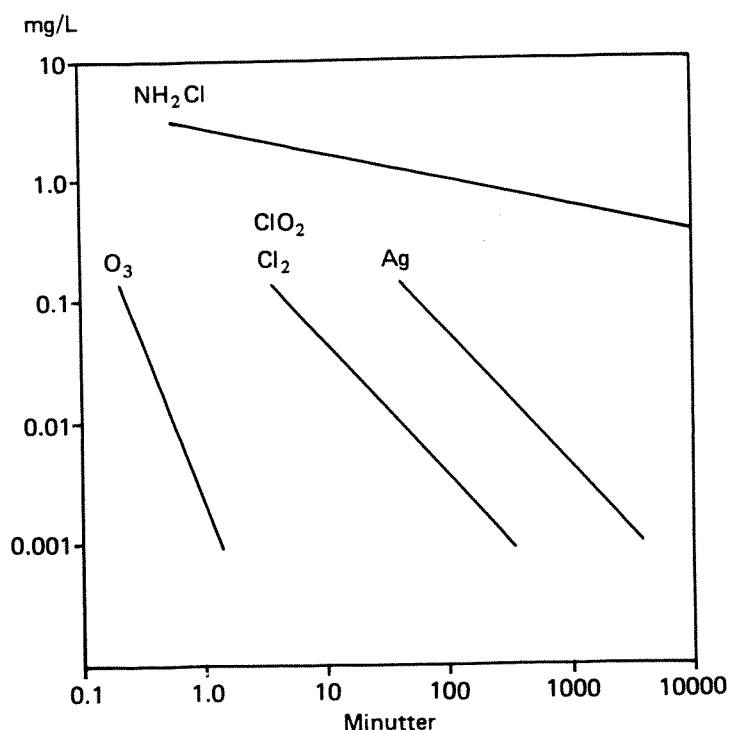


Ozonmolekylet er altså i likevekt med oksygenmolekylet og oksygen i atomær form. Det betyr at ozonets virkning like gjerne kan bero på oksygen i atomær form som ozonmolekylet selv.

Ozon fremstilles ved å lede en strøm av tørr luft eller tørr oksygen gjennom rommet mellom to elektroder påsatt en spenning som er høy nok til at gassen ioniserer og blir elektrisk ledende. Ozoninnholdet i luften ut fra elektrodene kan variere fra noen gram til 25 g/m³, i middel omkring 15 g/m³ eller 1 vektprosent. I tilfellet det brukes ren oksygen vil ozoninnholdet være noe høyere.

Ozon er meget giftig. Den laveste merkbare konsentrasjonen i luft ligger på 0,05 g/m³. Administrativ norm er 0,1 ppm eller 0,2 g/m³, det er en femdel av klorets. En konsentrasjon på opptil 0,5 ppm virker lammende på luktesansen og inntil 2 ppm er sterkt irriterende på øyner og slimhinner og kan forårsake hodesmerte.

I vannverkspraksis har ozon vært brukt i nærmere 80 år på grunn av sin hurtig desinfiserende virkning overfor bakterier og virus. Figur 3 viser tid for 99,9 % dødelighet av E.coli som funksjon av konsentrasjonen for ozon sammenliknet med noen andre desinfeksjonsmidler ved en pH-verdi i vannet på 7.5. (11).

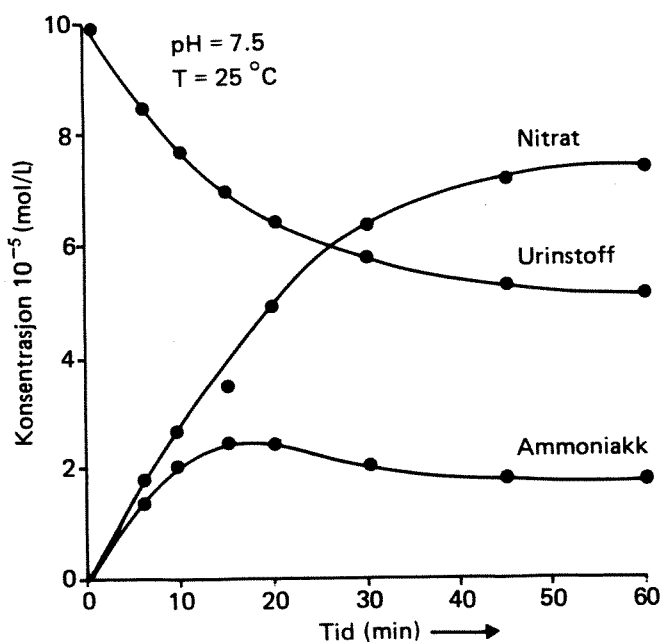


Figur 3. Tid for 99,9 % dødelighet for E.coli ved pH=7,5 som funksjon av konsentrasjonen av forskjellige desinfeksjonsmidler.

De første bassengbad hvor vannet desinfiseres med ozon ble bygget i Vest-Tyskland i 1967. De er bygget etter en "ozon-aktivkull"-metode hvor ozon tilsettes returvannet fra bassenget etter koagulering og filtrering. Restozonet blir deretter fjernet ved filtrering gjennom aktiv kull (12). For ozonering av bassengvann er det senere utviklet flere metoder hvor forskjellen ligger i rekkefølgen for de ulike behandlings-trinn og filteroppbyggingen (13).

Kontakten mellom ozon og vann må skje i egen kolonne. Siden ozonet også oksyderer andre stoffer i vannet enn bakterier og virus, må både tilført mengde ozon være større og kontakttiden lengre enn figur 3 gir inntrykk av. Man regner at restozonmengden i vannet etter 4 minutters kontakttid må være minst 0,4 mg/L. Luften fra kontaktkolonnen inneholder en restmengde av ozon som må ledes bort på betryggende måte. Restozonet i vannet må også fjernes før det mates inn i bassenget. Det vanlige er at vannet ledes gjennom et filter med masse av aktivt kull, men det fins også andre metoder til fjerning av restozon, f.eks. tilsetning av natriumsulfitt.

Ozon bryter med organiske stoffer og oksyderer urinstoff til ammonium og nitrat (14). Figur 4 viser sammenhengen mellom konsentrasjon av urinstoff, ammonium og nitrat som funksjon av tiden i vann ved pH = 7,5 og med et gitt ozoninnhold. Sammenhengen er pH-avhengig. Ved pH = 6 dannes ammoniakk og nitrat i forholdet 1:1 og ved pH = 8 i forholdet 1:4.



Figur 4. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av urinstoff, ammonium og nitrat som funksjon av tiden i vann med gitt ozoninnhold ved pH=7,5 og 25 °C.

I tabell 2 er vist sammenhengen mellom ozonkonsentrasjonen i bassengvannet og den prosentvise nedbryting av urinstoff og vannets permanganattall.

Tabell 2. Virkningen av ozon i urinstoff og permanganattall i bassengvann. Urinstoff i bassengvannet: 1,05 mg/L. Målt permanganattall (KMnO_4 -tall) i bassengvannet: 6,20 mg/L

Sirkulasjon m ³ /time	Ozontilsetning g/m ³	Vannets ozoninnhold mg/L O ₃	Konsentrasjonsreduksjon	
			Urinstoff %	KMnO_4 -tall %
5	1,0	0,72	10,6	20,8
5	1,9	1,32	14,8	27,0
5	2,4	1,74	18,5	28,1
5	2,9	1,80	20,7	29,5
3	1,7	1,26	16,1	25,3
3	3,2	2,45	25,2	35,6
3	4,0	2,78	30,3	37,4
3	4,8	3,56	33,8	40,8

Ozonets virkning med hensyn på nedbryting av organiske stoffer katalyseres av fritt oksygen. Ozon fremstilt i en oksygenatmosfære gir vannet et høyere oksygeninnhold og er derfor mer effektiv enn ozon fremstilt i en luftatmosfære. Ozonets virkning katalyseres også av ultrafiolett lys.

Ozon gir ingen varig desinfeksjon av vannet. Bakterier som tilføres av de badende blir ikke uskadeliggjort og vannet må derfor etterdesinfiseres av klor eller brom. Men nødvendige tilsetningsmengder er vesentlig mindre enn for vann som på forhånd ikke er ozonert, fordi stoffer som forbruker eller binder desinfeksjonsmidlet er nedbrutt av ozonet. Både ved bruk av klor og brom kreves en kontinuerlig tilsetning. Klor og brom reduseres i bassengvannet til henholdsvis klorid og bromid. Av disse blir bromid oksydert av ozonet til brom som tas opp av kullfiltret. Det er derfor ikke fare for at innholdet av fritt brom i bassengvannet skal bli for høyt.

Anlegg for desinfisering av vannet med ozon krever store investeringskostnader, mens driftskostnadene ligger på et rimelig nivå. Anlegget kan enten bygges slik at hele vannstrømmen fra bassenget eller deler av den ozonbehandles.

2.3.7. Ultrafiolett lys som hjelpestoff

Ultrafiolett lys (UV-lys) virker desinfiserende. Det er bare lysstråler med kortere bølgelengde enn 320 nm som har biologisk virkning. Størst effekt oppnås ved en bølgelengde på 254 nm. Virkningen beror på en fotokjemisk prosess som lammer celledelingen i mikroorganismene og er nesten øyeblikkelig dødelig, med følsomheten overfor UV-lys kan være forskjellig.

Desinfisering av vann, både drikkevann og bassengvann med UV-lys, har lenge tiltrukket seg oppmerksomheten. Det virker umiddelbart tiltalende å desinfisere vann uten kjemikalietilsetninger. I tillegg er anleggs- og driftskostnadene små, prosesskontrollen enkel og sikkerhetsproblemene få.

Behandling av vann med UV-lys har i praksis visse begrensinger. UV-lys absorberes av vannet slik at virkningen avtar med dybden. I forurenset vann nedsettes virkningen betydelig. Ikke bare svevepartikler i vannet, men også oppløste stoffer svekker UV-lysets virkning.

Mikroorganismene som skal uskadeliggjøres er ofte omgitt av slimdannede partikler eller opptre i kolonier hvor de innerste er beskyttet mot UV-lysets virkning. Det kan derfor være et spørsmål om UV-lys er egnet til desinfisering av bassengvann. UV-lys har ingen varig desinfiserende virkning i vann. For at bakterier og mikroorganismer som kontinuerlig tilføres av de badende skal uskadeliggjøres, må vannet etterdesinfiseres. Det vanlige er å bruke klor eller brom.

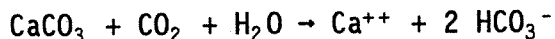
UV-lys virker sterkt katalyserende på ozonets oksyderende virkning i vann. For bassengbad som ozonbehandler vannet vil UV-lys gi en betydelig effektivisering av renseprosessen (fotozonolyse).

UV-lys virker også katalyserende på klorets oksyderende virkning i vann. Det er velkjent at innholdet av fritt og bundet klor i vannet i utendørs bassengbad reduseres ved innstråling av sollys. Forsøk har vist at fotoklorolyse er effektiv til reduksjon av bassengvannets kloramininnhold og dermed til forbedring av vannets estetiske og bakteriologiske kvalitet.

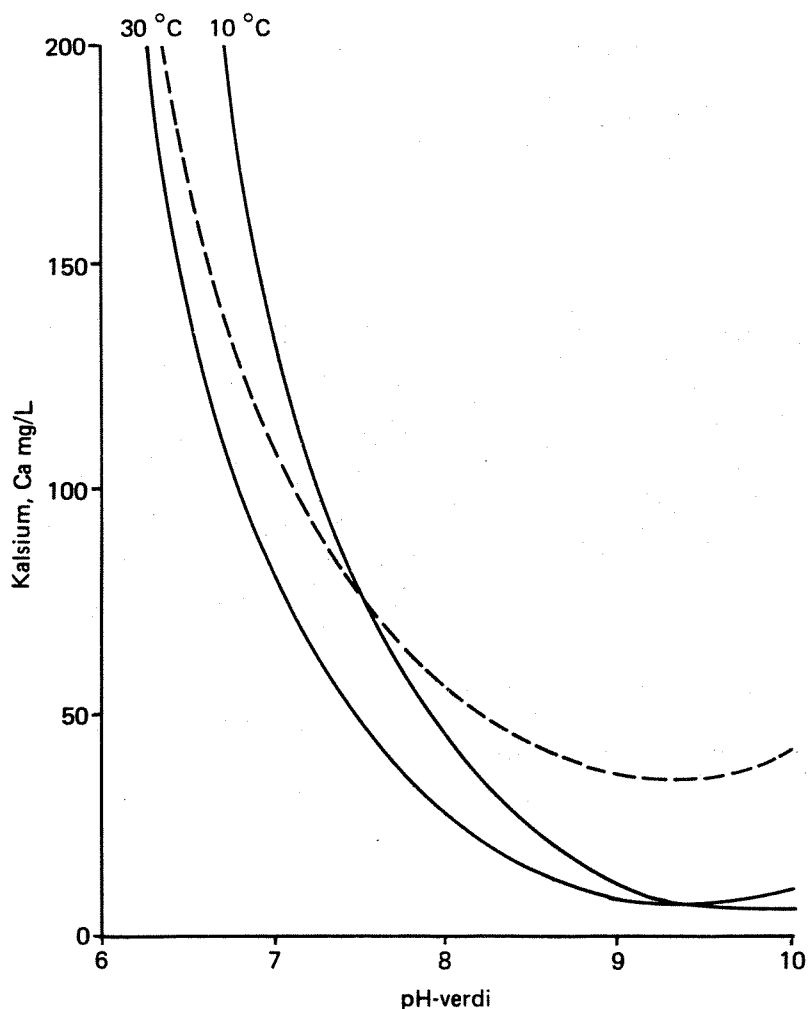
2.4 Korrosjon

2.4.1. Aggressivitet

Vannet fra ledningsnettene her i landet er de aller fleste steder aggressivt. Det betyr at vannet har evne til å løse opp kalsiumkarbonat:



I kontakt med kalsiumkarbonat vil oppløsningen forsette inntil det har innstilt seg en likevekt mellom fast kalsiumkarbonat og oppløst karbonat i vannet. Vannet er da i karbonatlikevekt og ikke aggressivt. Mengden oppløst kalsium for vann i karbonatlikevekt er avhengig av pH-verdi og temperatur. Jo surere vannet er, desto mer kalsiumkarbonat kan gå i løsning. På figur 5 er mengden kalsium som funksjon av pH-verdien fremstilt grafisk for 10 og 30° C. Kurvene gjelder for ideelle forhold hvor vannet foruten kalsium bare inneholder karbonat og hydrogenkarbonat. Inneholder vannet i tillegg klorid og sulfat, forskyves kurvene mot høyere kalsiuminnhold, fordi både kalsiumklorid og kalsiumsulfat er forholdsvis lett løselig i vann. Stiplet kurve gjelder for bassengvann ved 30° C som er desinfisert med natriumhypokloritt og nøytralisert med saltsyre.



Figur 5. Kalsiuminnhold som funksjon av pH-verdien i vann ved 10 og 30 °C. Heltrukne kurver gjelder vann som bare inneholder kalsium i form karbonat/hydrogenkarbonat. Stiplet kurve gjelder bassengvann ved 30 °C som desinfiseres med natriumhypokloritt og nøytraliseres med saltsyre.

Av kurvene fremgår at kalsiuminnholdet i bassengvann må være forholdsvis høyt for at vannet skal være i karbonatlikevekt ved foreskrevne pH-verdi. Vannet som bassengbadene fylles opp med har sjelden høyere kalsiuminnhold enn 5 mg/L og vil derfor være aggressivt ved hvilken som helst pH-verdi.

2.4.2. Korrosiviteten

Aggressivt vann er korrosivt overfor betong og de fleste metaller vannet får kontakt med. Vannet løser ut fri kalk fra betong og fugemassen i flisbelagt basseng. Dette gjør at vannets kalsiuminnhold og pH-verdi stiger og bidrar til høyt syreforbruk, særlig i den første tiden bassenget er i bruk. På steder der vannet bassenget fylles opp med har høyt kalsiuminnhold kan kalkutløsningen medføre at vannet blir overmettet på kalsiumkarbonat, og det skjer en utfelling som kan gjøre at glatte flater blir røe som sandpapir. Dette er kjent som et problem for nye bassengbad. Når bassenget er i bruk og kjemikalier tilføres vannet, vil utfellingen etterhvert gå i løsning igjen.

Korrosjonshastigheten på betongkonstruksjoner og fugemasser i forhold til vedlikeholdsrutine er neppe så stor at den får betydning for funksjonstiden til et bassengbad.

For bassengbad er miljøet både i vannet og i atmosfæren over vannet korrosivt på grunn av høyt kloridinnhold, høy temperatur og fuktighet. Det utelukker bruk av de fleste bruksmetaller uten spesiell overflatebeskyttelse. Kravet til metallene gjelder ikke bare holdbarhet, men på steder hvor de er synlige, også at de skal være lette å vedlikeholde og ha et tiltalende utseende.

Mange korrosjonsproblemer kan unngås ved riktig valg av metaller, overflatebeskyttelse og vannkvalitet. Etterhvert som bassengbadet er i bruk øker innholdet i vannet av stoffer som ikke fjernes i rensesetlegget, og vannet blir mer og mer korrosivt. Det er særlig kloridinnholdet som gjør vannet korrosivt. For bassenger som fylles med ferskvann bør kloridinnholdet ikke overstige 200 mg/L. Vannets pH-verdi har betydning for korrosjonen; jo surere vannet er, desto mer korrosivt er det. Det er derfor viktig at pH-verdien holdes innenfor de angitte grenser.

Sjøvann har meget høyt kloridinnhold (ca. 19 g/L) og en pH-verdi som kan variere fra 8,1 til 8,3. Dersom pH-verdien i vann med høyt kloridinnhold senkes og vannet blir surere, vil korrosiviteten øke drastisk. pH-verdien for vannet i bassenger som fylles med sjøvann, eller en blanding av sjøvann og ferskvann, bør derfor ikke være lavere enn 8,0.

Korrosjonen er også avhengig av temperaturen, slik at jo høyere temperatur, desto mer korrosjon må man vente. Bassenger som er bygget for en vanntemperatur lavere enn omkring 30° C, bør derfor ikke uten videre drives ved en høyere vanntemperatur. Dersom man av en eller annen grunn periodevis må ha høy temperatur på bassengvannet, bør periodens varighet gjøres så kort som mulig.

Rustfritt stål har fått utstrakt anvendelse i svømmehaller og kan være meget ømfintlig overfor korrosjon. Korrosjonsangrep opptre gjerne i trange spalter eller under gjenstander eller konstruksjoner som har tildekket overflaten. Angrep kan også forekomme på flater hvor salter er blitt igjen etter at vannet er fordunstet.

Bassengbad forsynes vanligvis med vann gjennom kobberør og ofte er det kobberør i bassengets sirkulasjonssystem. Når vannet er korrosivt opptar det kobberioner fra rørene og gjør vannet mer korrosivt ovenfor metaller som bløtt stål og aluminium.

Kobbersulfat er et middel til bekjempelse av algevekst, særlig i utendørs bassenger. Dette bidrar også til å øke vannets korrosivitet. Kobberioner i vannet kan bidra til å forsterke angrep også på rustfritt stål. Kobberioner i vannet kan f.eks. forårsake misfarging av rustfritt stål under vann og korrosjonsskader på f.eks. undervannshøytalere.

2.4.2.1. Korrosjon på varmeelementer

Vannet i bassengbad varmes vanligvis opp med elektriske varmeelementer. Disse er satt sammen av flere rørslynger. Gjennom hver rørstump er det ført en motstandstråd og rørslyngen er fylt med magnesiumoksyd som isolasjon. Rørslyngene kan enten være av kobber eller rustfritt stål og begge metallene er utsatt for korrosjon. Årsak til og tiltak mot korrosjon er forskjellig for disse metallene.

For kobber gjelder at metalloverflaten bør være så varm som mulig. Elementet bør alltid stå på full effekt slik at alle elementslyngene er i bruk. Dersom en eller flere av rørslyngene er frakoplet strøm, er det de frakoplede elementslyngene som angripes av korrosjon.

For rustfritt stål gjelder at temperaturen på metalloverflaten bør være så lav som mulig. Det er særlig viktig for bassengvann hvor kloridinnholdet kan bli høyt på grunn av kjemikalietilsetningen. Om et eller flere av rørslyngene er frakoplet strøm, vil, i motsetning til

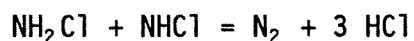
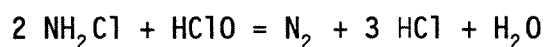
hva som gjelder for kobber, de slyngene som er frakoplet ikke korrodere, mens korrosjon på de øvrige vil øke. Av denne grunn bør elementet alltid stå på full effekt.

Temperaturen på overflaten av elementslyngene kan kontrolleres av flateeffekten. Det er elementslyngens effekt dividert på slyngens overflate. Korrosjonsskader har forekommet på elementer av rustfritt stål med flateeffekt på 6 W/cm².

2.5. Vannrensing

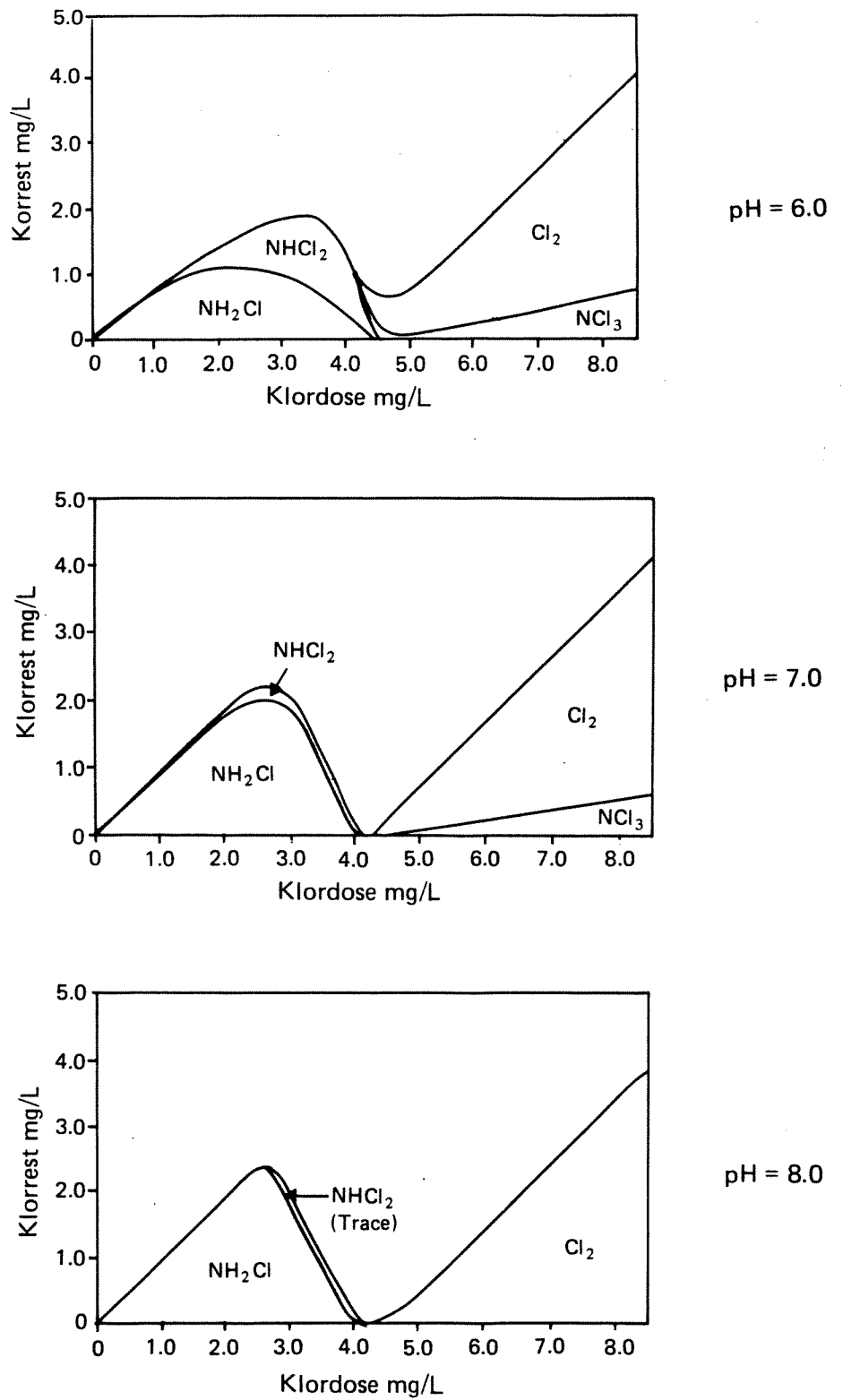
Vannet i bassengbad renses ved tilsetning av desinfeksjonsmidler og ved at det kontinuerlig pumpes gjennom et renseanlegg. I renseanlegget passerer vannet først en grov sil som fjerner større partikler og deretter et filter hvor finere partikler både fjernes ved siling eller ved adsorpsjon til filtermassen. Stoffer i ioneform fjernes ikke i renseanlegget.

Sterke oksydasjonsmidler brukt til desinfisering bryter også ned organiske stoffer i vannet og virker derfor rensende. I vann som desinfiseres med klor eller klorforbindelser dannes kloraminer som forårsaker ulemper for de badende og "klorlukt" i bassenghallen. Kloramininnholdet, eller innholdet av bundet klor, øker med økende klortilsetning til et maksimum. Ved økende klortilsetning reagerer klorete med kloraminene som antydnet med ligningene:



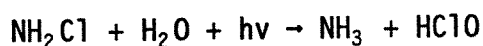
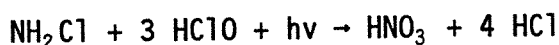
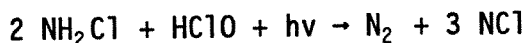
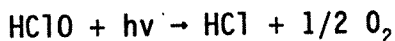
På grunn av disse reaksjonene avtar kloramininnholdet og innholdet av fritt klor til et minimum. For å oppnå dette må mengden tilsatt klor være minst 5 ganger ammoniuminnholdet. Ifølge enkelte forskere endog 10 ganger så høyt. Minimumet som oppstår kalles "break-point" eller på norsk "knekkpunkt". Klorering til dette punktet kalles knekkpunktsklorering. For mange bassenger er det nødvendig med en sjokk-klorering for å drepe de mer klorresistente mikroorganismer. Ved klorering over denne mengde øker igjen innholdet av fritt klor i vannet. Figur 6 viser restklormengden som funksjon av mengden tilsatt klor i vann som inneholder ammonium.

Ammonium og organiske aminer tilføres vannet kontinuerlig av de badende samtidig med at vannet tilsettes klor. Dannelse av kloraminer skjer samtidig med at kloraminene nedbrytes. Nedbrytingen skjer langsomt. Selv med knekkpunktsklorering er det en rest av bundet klor som ikke brytes ned ytterligere. Det er derfor en risiko for at innholdet av bundet klor i vannet stadig skal øke. I praksis har det vist seg at slik økning kan unngås ved høyt innhold av klor i forhold til ammonium (9 eller høyere), og at innhold av fritt klor er mellom 2 og 2,5 mg/L samtidig med en kraftig omrøring av vannet. Den gunstigste pH-verdi er 7,5. Ved denne pH-verdi har vannet et maksimalt innhold av underklor-syrning.



Figur 6. Klorrest som funksjon av tilsatt mengde klor etter ett døgn ved forskjellige pH-verdier og ammonium.

Reduksjon av fritt klor og dannelsen av kloraminer katalyseres imidlertid av ultrafiolett lys. Det er årsaken til at det kan være vanskelig å holde stabilt innhold av fritt klor i utendørs bassenger med sterk innstråling av sollys. Forsøk har vist at UV-lys er et effektivt middel til å redusere kloramininnholdet. Undersøkelser har vist at UV-lys akselererer følgende reaksjoner hvor hv er mål for lysenergi:



Ved laboratorieforsøk har man funnet at av nitrogenet i klorert vann omdannes 60 prosent til ammonium, 10 prosent til nitrat/nitritt og 30 prosent til nitrogengass. UV-lys anbefales derfor for nedbryting av kloraminer og organisk kloraminer.

2.5.1. Filtrering

Hovedkomponenten i renseanlegget for bassengbad er filteret. Det finnes flere typer filtre hvorav de viktigste er sandfiltre og diatomittfiltre.

Filtermassen i sandfiltre er kvarts-sand med kornstørrelse mellom 0.4 til 1.8 mm. Filtrene bygges enten som åpne eller lukkede trykk-filtre. Tykkelsen på sandlaget kan variere avhengig av sandens kornstørrelse.

I de vanlige sandfiltrene filtreres omkring 10 m^3 vann pr. m^2 filterflate i timen. Det tilsvarer en gjennomstrømningshastighet eller filterhastighet for vannet gjennom sandlaget på 10 m pr. time, men filterhastigheten kan også variere avhengig av filterdybde og sandens kornstørrelse.

Hastigheten kan være noe lavere for åpne filtre hvor vannet graviterer gjennom sandlaget og noe høyere for lukkede filtre hvor vannet pumpes under trykk gjennom sandlaget. En spesiell type lukkede sandfiltre er de såkalte "High-rate"-filtrene. De skiller seg fra de vanlige sandfiltrene ved at filterhastigheten er meget høy - opptil 60 m pr. time.

Filtrene spyles ved at vannstrømmen gjennom dem reverseres. Hastigheten må da være så stor at filtermassen løftes og ekspanderer. Spylevannet tas fra bassenget.

Med erfaring fra amerikansk vannrensepraksis (17) har man kommet frem til følgende karaktistika for et sandfilter av typen monomediafilter:

Filtermedium : siktet kvartssand
 Kornstørrelse : 0,4 til 1 mm for omkring 80 % av filtermassen.
 Filterdybde : 0,6 m
 Filterhastighet: 4,8 m pr. time i hele filtreringsperioden.
 Tilbakespyling : 36,6 m pr. time i minst 10 minutter.

Mange variasjoner av dette generelle skjemaet er i bruk. Trenden synes å gå mot større filterdybder og høyere filterhastigheter.

Vannrensing ved filtering er en ren mekanisk prosess. Mekanismen for filtreringen kan deles opp i flere enkelt-prosesser: siling, innfangning eller adsorpsjon, diffusjon, trykk og sedimentering (15). For optimal utnyttelse av filteret må filterhastigheten være avpasset etter dybden på sandlaget, slik at alle enkeltprosessene er med på å rense vannet. Den optimale filterdybde er også avhengig av graderingen på sanden. Jo mer finkornet sand desto mindre er den minimale dybde.

Når vannhastigheten gjennom filtret øker, utnyttes mindre og mindre av dybden i filtret og siling blir den fremherskende prosess. Da forurenningene avsetter seg vesentlig på overflaten og da denne er liten i forhold til den mengde vann som filtreres, må filtrene spyles oftere jo høyere filterhastigheten er.

For å effektivisere filtreringen er det konstruert filtre med filtermasse av forskjellig kornstørrelse i lag over hverandre såkalt multimediafiltre. Siden vannstrømmen er ovenfra og ned, må filtermasse med finest kornstørrelse være nederst og grovest øverst. For at lagdelingen skal være den samme etter en tilbakespyling, må egenvekten for finkornet masse være større enn for grovkornet. Tolagsfiltre består av grov antrasitt over fin sand. Trelagsfiltre kan ha plastmasse som øverste lag. I renseanlegg for drikkevann ser det ut til at monomediafiltre mer og mer erstattes av multimediafiltre. Disse har sin stor fordel i at mest mulig av filtermasse deltar i filtreringen.

Diatomitt-filtre er en type filtre hvor filtermassen er diatomittjord eller kiselgur. Det er fossile skall av kiselalger. I forhold til sandkorn i et sandfilter har kiselskallene stor overflate med god adsorberende evne.

Av diatomittfiltre fins det en rekke forskjellige konstruksjoner. Felles for dem er at vannet med oppslemmet filtermasse enten trykkes (trykkdiatomittfiltre) eller suges (vakumdiatomittfiltre) gjennom

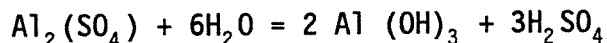
filtret. Det bygges opp en filterhud med stor evne til å holde forurensningene tilbake. Rensemekanismen er en kombinasjon av siling og adsorpsjon. Gjennomstrømningshastigheten for vannet ligger vanligvis i området fra 2 til 5 m pr. time.

Når motstanden over filtret har oppnådd en viss verdi, spyles filtermassen av, enten ved å reversere vannstrømmen eller ved spyling med trykkvann. Massen ved forurensninger går til avløp. Deretter må ny filterhud bygges opp.

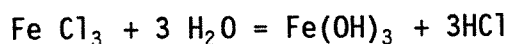
2.5.2. Kjemisk rensing

Bassengvannet kan inneholde partikler som ikke lar seg fjerne direkte i sandfiltret. Årsaken har vært at de er for finfordelte til å bli fanget opp, eller filterhastighet er for høy i forhold til kornfordeling og filterdybde. For å fjerne slike partikler er det en fordel å tilsette vannet et koaguleringsmiddel. Koaguleringsmidlet danner partikler i vannet med stor overflate som adsorberer de små partiklene. De lar seg da filtrere fra vannet sammen med koaguleringsmidlet. I følge gjeldende forskrifter skal bassengbad ha mulighet for tilsetning av koaguleringsmiddel for kjemisk rensing av vannet. Det koaguleringsmiddel som vanligvis brukes er aluminiumsulfat.

Aluminiumsulfat er løselig i vann. En konsentrert løsning av aluminiumsulfat er sur. Når løsningen tilsettes bassengvannet blir konsentrasjonen sterkt fortennet og aluminiumionene reagerer med vannet og danner fnokker av aluminiumhydroksid som adsorberer forurensningene i vannet. Under reaksjonen dannes svovelsyre som gjør vannet surt:



Jernklorid er også et vanlig brukt koaguleringsmiddel i vannrensepraksis. På liknende måte som aluminiumsulfat reagerer jernklorid med vannet og danner jernhydroksid og saltsyre:



Også organiske koaguleringsmidler blir brukt. Disse er forholdsvis kostbare og brukes i mindre mengder sammen med aluminiumsulfat eller jernklorid for å redusere forbruket av disse og betegnes derfor gjerne som hjelpekoagulanter.

Det tar en viss tid før det dannes fnokker i vannet, og fnokkene må også få tid til å vokse slik at de blir frafiltrerbare. Dannelses tiden

for fnokkene er avhengig av mengden tilsatt koaguleringsmiddel og vannets kjemiske sammensetning forøvrig. Generelt gjelder at jo høyere innhold av oppløste mineralstoffer desto raskere er fnokkdannelsen. Fnokkdannelsen er også avhengig av vannets pH-verdi. Aluminiumhydroksid er tyngst oppløselig i pH-området 5,8-7,4 og de gunstigste fellingsbetingelser ligger innenfor dette pH-intervall, mens jernhydroksid teoretisk ikke har noen øvre pH-grense for fnokkdannelsen.

Det har utviklet seg to forskjellige praksiser når det gjelder doseringen av koaguleringsmidlet - enten tilsettes det kontinuerlig med lav dose eller diskontinuerlig med betydelig høyere dose. Både jernklorid og aluminiumsulfat skal tilsettes umiddelbart før sandfiltret og fnokkene må være dannet før vannet filtreres. Vannet må få tilstrekkelig oppholdstid for fnokkdannelse. Dette oppnås enten ved et ekstra flokkuleringskar eller ved at det er stort nok vannvolum over sandlaget i filtret.

Ved den førstnevnte doseringspraksis har det vist seg å være vanskelig å finne de gunstigste fellingsbetingelser. Utfelling har først funnet sted etter at vannet har passert filteret med det resultat at bassengvannet er blitt uklart av utfelt aluminiumhydroksid. Når vannet igjen kommer gjennom renseanlegget, blir fnokkene knust i pumpene og filterbarheten redusert. Den diskontinuerlige metode med tilstrekkelig høy dosering har vist seg å være lettere å få til i praksis. Fnokkenes filtrerbarhet kan ytterligere forbedres ved å tilføre hjelpekoagulanter.

Bassengbad med diatomittfilter kan ikke bruke koaguleringsmidler. Filtret egner seg ikke til å fjerne gelatinøse utfellinger.

Mikrofiltrering er en type filtrering som er utviklet i den senere tid, men som hittil ikke har fått innpass i bassengbadpraksis. Vannet presses gjennom kunststoffmembraner av samme type som brukes ved omvendt osmose, men membranen har større poreåpninger. Ved filtreringen presses ca. 80 % av vannet gjennom membranen, mens resten går til avløp sammen med de stoffene som filtreres fra. Denne rensemetoden kan muligens brukes ved partsiell filtrering av bassengvannet. Man kan tenke seg mikrofiltrering brukt i kombinasjon med koagulering og sandfiltrering. Den del av vannet som ikke passerer membranen blir da å tilsette koaguleringsmiddel og sandfiltreres. Det er mulig at bassengvannets innhold av fritt klor kan sette begrensning for bruk av mikrofiltrering.

2.5.3. Fornyelse av bassengvannet

Filtret fjerner bare stoffer i partikkelform, ikke stoffer i ioneform, eller organiske forbindelser i molekylær form. Stoffer i ioneform tilføres bassengvannet, ved tilsetning av desinfeksjonsmidler, av kjemikalier for pH-regulering, ved bruk av koaguleringsmidler og i noen grad av de badende, mens organisk forbindelse tilføres bare av de badende.

Når bassengbadet er i bruk og det er høyt besøkstall tilsettes kjemikalier kontinuerlig og vannets innhold av stoffer både i ioneform og molekylær form vil derfor øke med driftstiden. Stoffer i ioneform kan bare holdes på et konstant nivå ved at en del bassengvann tappes ut og etterfylles med vann fra ledningsnett.

I følge beregningen gjort av Klosterkötter (16) avgis, pr. bad av den badende i gjennomsnitt 0,4 g amin- og ammoniakknitrogen og 0,2 g organisk bundet nitrogen. Hässelbarth (17) har beregnet at hver badende gjennomsnittlig avgir en mengde organisk stoff som tilsvarer mellom 4 og 6 g kaliumpermanganat.

Konsentrasjonen av organisk stoffer kan holdes konstant ved en daglig fornyelse av en del av bassengvannet, ved oksidasjon med klor eller bruk av koaguleringsmidler. Dersom det ikke blir brukt koaguleringsmidler, må klortilsetningen økes med minst 30 %. Det medfører at dersom kloridinnholdet i vannet skal holdes konstant må en større mengde av bassengvannet daglig fornyes.

Fornyelse av bassengvannet må sees som en del av renseprosessen ved at konsentrasjonen av oppløste, uønskede og ikke frafiltrerbare stoffer holdes nede ved fortynning.

Av stoffer i ioneform er det klorid som dominerer i bassengvannet. Kloridinnholdet vil være konstant når mengden klorid i vannet som daglig skiftes ut er lik den mengden som daglig tilføres vannet.

Et bassengbad som desinfiserer vannet med klor i form av natriumhypokloritt og tilsetter 7 g klor daglig pr. badende tilfører bassengvannet samtidig den dobbelte mengde klorid. Dersom bassenget rommer 600 m³ vann og det besøkes av 200 badende pr. dag samtidig som den daglig vannutskiftningen er 2 %, vil kloridinnholdet i bassengvannet stabilisere seg på 230 mg/L. Dersom besøkstallet i samme bassengbad øker til 500 og vannutskiftningen er den samme, vil kloridinnholdet, på grunn av desinfiseringen, øke til 580 mg/L. Denne beregningen viser hvilken betydning vannutskiftningen har.

I Frankrike har man bestemmelser om at 5 % av vannet skal fornyes daglig og at kloridinnholdet, som følge av kloreringen, ikke skal øke mer enn 200 mg pr. liter over kloridinnholdet i vannet fra ledningsnettets (18). I Vest-Tyskland praktiseres at 5 % av vannmengden fornyes daglig, mens praksis i Sverige er at bare 1-2 % av vannet skiftes ut hver dag. I Norge har man ingen bestemmelse om fornyelse av bassengvannet, men for mange bassengbad har badepersonellet erfaringsmessig innført en viss fornyelse av bassengvannet. Praksis for de fleste bassengbad er derfor den at nytt vann etterfylles bare i den utstrekning det må erstatte tapt vann.

Tap av vann fra bassenget har man ved fordamping, ved det som følger med de badende ut av bassenget og til spyling av filtret. Erstatning for avdampert vann vil ikke forbedre vannkvaliteten i bassenget.

Sandfiltrene spyles ved at vannstrømmen reverseres og sandlaget returspyles med høy vann-hastighet. Til spylevann blir brukt bassengvann som da må etterfylles med vann fra ledningsnettets. Fornyelse av bassengvannet er derfor avhengig av hvor ofte sandfiltrene blir spylt og hvor mye vann som brukes hver gang.

Diatomittfiltrene spyles enten ved reversering av vannstrømmen eller ved at brukt filtermasse spyles bort med trykkvann fra ledningsnettets, men ved tilbakespylingen brukes forholdsvis lite vann. Bassengbad med slike filtre er derfor ugunstig stilt når det gjelder fornyelse av bassengvannet.

3. VANNETS BUFFEREGENSKAPER

En viktig parameter for å sikre tilfredsstillende kvalitet på vannet i et bassengbad er pH-verdien. Av parametre som har med den kjemiske vannkvalitet å gjøre, er pH-verdien den eneste det stilles krav til ifølge gjeldende norske "Forskrifter for bassengbad".

Vannets bufferegenskaper har å gjøre med vannets evne til å holde pH-verdien konstant. Klor som desinfeksjonsmiddel har størst virkning ved lav pH-verdi, mens klor som oksidasjonsmiddel for nedbryting av kloraminer, har størst virkning ved en pH-verdi så nær 7.5 som mulig.

I naturlig vann er det innholdet av bundet og fri karbondioksid som både bestemmer hvilken pH-verdi vannet skal ha og hvor stabilt den skal holde seg på en gitt verdi. Bundet karbondioksid er karbonat og hydrogenkarbonat (bikarbonat). Vannet tar opp fra atmosfæren karbondioksid som bindes i form på karbonat eller bikarbonat til stoffer i vannet, f.eks. kalsium og natrium.

Hvilken pH-verdi vannet skal ha, er avhengig av forholdet mellom bundet og fri karbondioksid, og hvor stabil den skal være er bestemt av mengden bundet og fri karbondioksid. Ved lavt innhold av bundet karbondioksid, må innholdet av fri karbondioksid være forholdsvis høyt for at vannet skal få lav pH-verdi. Høyt innhold av bundet karbondioksid derimot, og et forholdsvis lavt innhold av fri karbondioksid gir vannet en høy pH-verdi.

Forholdet mellom bundet og fri karbondioksid er bl.a. temperaturavhengig. Når temperatur i vannet stiger, drives fri karbondioksid ut av vannet og pH-verdien stiger. For å opprettholde samme pH-verdi ved en høy temperatur, må vannet tilføres fri karbondioksid. Dette forholdet er viktig å være klar over ved drift av bassengbad.

Etterhvert som et bassengbad er i drift, tilsettes desinfeksjonsmiddel og andre kjemikalier for pH-justering. Det gjør at elektrolyttinnholdet i vannet stiger. Jo høyere elektrolyttinnholdet er, desto raskere drives fri karbondioksid ut av vannet ved høyere temperatur. Det skyldes at karbonsyren, som dannes når karbondioksid reagerer med vannet, er en svakere syre enn saltsyren, som dannes under desinfeksjonen. Jo høyere konsentrasjonen av den sterke syren er, desto raskere drives den svakere ut.

Fri karbondioksid reagerer, som nevnt, med vann som danner syren karbonsyre. Bundet karbondioksid er da den tilsvarende base. Baseinnholdet i vannet bestemmes ved titrering med en syre og mengden

angis i millimol pr. liter. Ett millimol hydrogenkarbonat (HCO_3) er 61 mg/L. I de fleste land i Europa har drikkevannet som bassengbadene fylles opp med, en alkalitet mellom 3 og 6 mmol/L. For å sikre tilfredsstillende kvalitet på vannet i bassengbadene, inngår i mange lands forskrifter at minst 5 % av vannvolumet i bassenget skal tømmes ut daglig og etterfylles med vann fra ledningsnett.

Denne etterfyllingen av vann med høy alkalitet gjør at bassengvannets bufferevne opprettholdes.

I Norge har drikkevannet fra de aller fleste større vannverk en alkalitet på omkring 0.1 mmol/L. I bassengvannet heves alkalitet noe når natriumhypokloritt, som er en alkalisk løsning, blir brukt som desinfeksjonsmiddel. Men når pH-hevingen som forårsakes av desinfeksjonsmidlet blir nøytralisert med en sterk mineralsyre, vil bassengvannets bufferevne bli lav. For å opprettholde bufferevne i bassengvannet må karbonat og karbondioksid tilsettes.

3.1. Prøvetaking

Følgende bad ble valgt ut til en kjemisk analyse av bassengvannet:

Mossehallen
Drammen bad
Tønsberg bad
Tøyenbadet
Norges idrettshøyskoles bad
Bøler bad
Holmlia bad

I Mossehallen ble det tatt to vannprøver. Den ene ble tatt 26. juni 1987. Det var like før bassenget ble tømt etter sesongslutt. Etter vedlikehold og oppfylling ble badet tatt i bruk igjen ved skolestart og den andre prøven ble tatt den 24. november.

Drammen bad har to bassenger. Et stort og et lite. Begge bassengene blir brukt av hver enkelt besøkende. Vannprøver for analyser ble tatt 11. mars.

Tønsberg bad har to bassenger. Et eldre, mindre basseng med åpne sandfiltre, ferdig i 1967 og et nyere, større basseng med lukkede sandfiltre, ferdig i 1978. På grunn av reparasjonsarbeide i bassengene og uttømming av vannet, ble det tatt prøver for analyse av bassengvannet flere ganger. Den første prøven fra det minste bassenget ble tatt 26. juni, men da hadde bassenget, på grunn av reparasjonen,

bare vært i bruk i tre uker og resultatet av analysen var derfor ikke interessant for undersøkelsen. Neste gang ble det tatt prøver den 18. september og en tredje gang den 10. november.

I Tøyenbadet ble det tatt to vannprøver for kjemisk analyse, en den 26. juni og en til den 23. oktober.

I Norges idrettshøyskoles badeanlegg er det foruten svømmebassenget (hovedbassenget) et plaskebasseng og et robasseng. Vannet fra alle bassengene sirkulerer gjennom samme renseanlegg. Det er derfor et stort vannvolum som sirkulerer, sammenliknet med andre svømmebassenger av samme størrelse. Både hovedanlegget og plaskebassenget var i alminnelig bruk, og det ble derfor tatt vannprøver for kjemisk analyse for disse to bassengene. Prøvene ble tatt den 23. oktober.

I Holmlia bad og Bøler bad, ble det tatt prøver for analyse den 24. juni.

Bassengbadenes størrelse, filtertype, vannvolum og mengde etterfylt vann er angitt i tabell 3. I tabell 4 er angitt antall badende i middel pr. dag og klorforbruket.

Tabell 3. Bassengbadenes størrelse, filtertype, vakum og etterfylling

BASSENGBAD	STØRRELSE	FILTERTYPE	VOLUM m ³	ETTERFYLLING pr. dag	
				m ³	% av volumet
Mossehallen	25 x 12 1/2	Sandfiltre (lukkede)	800	7	0.9
Drammen bad I	25 x 12 1/2	Diatomitt-filtre	500	2	0.4
Drammen bad II	12 1/2 x 10 1/2	--- " ---	167	1	0.6
Tønsberg bad I	25 x 12 1/2	Sandfiltre (lukkede)	800	5.6	0.7
Tønsberg bad II	25 x 10 1/2	--- " --- (åpne)	500	4.7	1.0
Tøyenbadet	50 x 16 2/3	Sandfiltre (åpne)	2000	74	3.7
NIH hovedbasseng	25 x 12 1/2	Sandfiltre (åpne)	1305	14.4	1.3
NIH plaskebasseng			65		
Bøler bad	25 x 12 1/2	Sandfiltre (lukkede)	600	5.1	0.85
Holmlia bad	25 x 12 1/2	Sandfiltre (lukkede)	400	6	1.5

Kommentarer til tabellen

Under rubrikken ETTERFYLLING, er mengdene for de fleste bassengbadenes vedkommende anslått. Sandfilterene spyles med vann fra bassenget og forbruket er anslått ut fra nivåsenkingen av vannstanden i bassenget før og etter spylingen. Diatomittfiltre spyles ikke med vann fra bassenget. Mengden etterfylt av vann er anslått som tap ved fordamping og annet søl. Bare Tøyenbadet og Idrettshøyskolens bassenger har korrekt angitt vannforbruk.

Idrettshøyskolen har flere bassenger:

hovedbasseng på 800 m³
robasseng på 280 m³
plastbasseng på 65 m³
utjevningbasseng 160 m³.

Hele vannmengden sirkulerer gjennom samme renseanlegg.

Tabell 4. Antall badende i middel pr. dag, og klorforbruket pr. dag, totalt og pr. badende

	ANTALL BADENDE PR. DAG, MIDDEL	KLORFORBRUK	
		g/DAG	g/DAG OG BADENDE
Mossehallen	400-500	3750	9.4-7.5
Drammen bad I	471	jodid+fotozon	
Drammen bad II	471	" "	
Tønsberg bad I	200-300	1300	6.5-4.3
Tønsberg bad II	100-150	1100	11.0-7.4
Tøyenbadet	1100	10000	9.1
NIH hovedbasseng	165	970	3.6
NIH plassebasseng	105	970	3.6
Bøler bad	160	1500	9.4
Holmlia bad	225	1930	8.6

Kommentarer til tabellen

Drammen bad har i en periode desinfiseret vannet med jod (med dispensasjon). Bassengvannet blir tilsatt en konstant jodidmengde som oksideres til jod av fotozon etterhvert som vannet sirkulerer gjennom renseanlegget. Jod-forbruket kan derfor ikke angis.

De øvrige bassengbad, unntatt Idrettshøyskolens, desinfiserer vannet med natriumhypokloritt-løsning. Innholdet av aktiv klor i løsningen avtar med lagringstiden avhengig av temperaturen under lagringen. Forskjellen i klorforbruket for de ulike bassengbad kan for en stor del skyldes lagringsforholdene.

I Idrettshøyskolens bassengbad desinfiseres vannet med en løsning av kalsiumhypokloritt. Løsningen lages umiddelbart før bruk ved å løse opp fast kalsiumhypokloritt i vann. Innholdet av aktiv klor i fast kalsiumhypokloritt avtar ikke med lagringstiden.

I Mossehallen ble det tatt to vannprøver. En ved den ene badesesongens slutt og den andre ved neste sesong begynnelse.

3.2. Analyseresultater

Ved valg av analyseparametre er det lagt vekt på stoffer som har med likevektsforholdene i vannet å gjøre, ikke vannets utseende. Vannprøvenes pH-verdier er målt i laboratoriet og kan ikke direkte sammenliknes med hva som måles på bassengkanten. Måling av pH-verdi direkte i bassengvannet, gir den mest korrekte verdi. Av parametre som direkte kan henføres til forurensningen fra de badene, er målt permanganattall og det totale nitrogeninnhold. Permanganattallet angir mengden løst organisk stoff som lar seg oksidere med kaliumpermanganat. Det totale nitrogeninnholdet omfatter ammonium og organisk bundet nitrogen. Analyseresultatene er ført opp i tabell 5.

3.3. Diskusjon av analyseresultatene

Sammenliknes analyseresultatene for permanganattall og totalt nitrogeninnhold, ser man at vannet i hele 10 av 15 bassenger har permanganattall lavere enn 2,5 og dermed kan karakteriseres som tilfredstillende, mens bare ett basseng har godt vann med hensyn til nitrogeninnhold. Vannet i enkelte bassengbad har meget høyt nitrogeninnhold.

Høyt nitrogeninnhold viser at sjokk-kloreringen av vannet ikke har virket tilstrekkelig effektivt. Ved sjokk-kloreringen vil også organiske stoffer nedbrytes og permanganattallet bli redusert.

At sjokk-kloreringen ikke har virket effektivt, viser den klare sammenhengen det er mellom det totale nitrogeninnhold og kaliuminnholdet. Begge disse stoffene tilføres stort sett av de badende. Ammonium og organisk nitrogen brytes ned av klor, mens kalium ikke gjør det. Dersom sjokk-kloreringen har virket, skulle nitrogeninnholdet være lavt selv om kaliuminnholdet er høyt.

Innholdet av andre uorganiske stoffer løst i ioneform lar seg ikke redusere uten å tappe ut endel av bassengvannet og etterfylle med ionefattig vann fra ledningsnett. Siden klor i form av natriumhypokloritt brukes som desinfeksjonsmiddel, er det klorid- og natriuminnholdet som øker mest under bruk. I halvparten av de analyserte vannprøver er kloridinnholdet over 200 mg/L.

Analysen viser at få bassengbad har rutiner for uttapping og etterfylling av bassengvannet. Utskiftningsrutinen er avhengig av

Tabell 5. Analyseresultater. Tønsberg bad har to bassenger, et eldre (merket I) og et nyere (merket II). Drammen bad har to bassenger, et stort (merket I) og et lite (merket II). Begge brukes like mye av de badende.

	MOSSEHALLEN		DRAMMEN BAD		TØNSBERG BAD		TØNSBERG BAD		TØYEN-BADET 23/10	IDRETTSHØY- SKOLEN		TØYEN- BADET 24/6-87	BØLER BAD	HOLMLIA BAD		
	20/6	24/11	I	II	I	II	I	II		H	P					
pH-verdi	6.83	6.73	7.23	7.21	7.41	7.62	7.57	7.46	7.47	7.25	7.45	7.80	8.08	7.38		
Konduktivitet, 25 °C m S/m	336	183.3	367	716	56.1	58.7	78.4	155.0	60.7	61.3	61.9	44.3	153.5	84.5		
Permanganattall mg/L O	1.68	2.84	3.31	6.04	1.59	3.81	2.29	5.07	1.70	1.00	1.55	1.44	2.07	0.93		
Nitrogen, total mg/L N	6.5	5.56	2.78	7.0	1.81	2.34	2.14	3.44	1.70	1.00	1.55	1.01	3.29	2.24		
Alkalitet mmol/L	0.036	0.166	1.66	0.69	0.647	0.772	0.83	1.87	0.730	1.356	0.367	0.534	1.01	0.318		
mg/L HCO ₃	2.2	10.1	101.3	42.1	39.5	47.1	50.4	114.1	44.5	82.7	22.4	32.6	61.6	19.4		
Klorid mg/L Cl	1020	460	1140	2200	120	120	180	370	130	50.0	68.0	95	350	180		
Sulfat mg/L SO ₄	76	41.0	65.0	50.0	13.0	12.0	11.6	16.0	14.6	120	140	10.9	46	48		
Kalsium mg/L Ca	49.3	30.4	47.8	34.4	7.33	7.59	8.23	11.5	5.20	21.6	22.0	4.32	6.61	11.1		
Magnesium mg/L Mg	3.37	2.52	1.97	4.79	0.79	0.68	0.77	0.81	0.51	9.8	9.3	0.52	0.65	0.66		
Natrium mg/L Na	550	297	670	1390	96	97	130	290	100	77.0	76	67.0	266	130		
Kalium mg/L K	11.85	6.4	5.3	17.3	2.31	3.64	3.08	7.10	2.0	1.36	1.40	1.12	6.0	5.0		
Turbiditet FTU														0.18	0.32	0.75

Norges Idrettshøyskole har flere bassenger tilknyttet samme rensesanlegg. Prøven er tatt av:

hvilke filtertyper man har. Sandfiltre spyles ved at vann fra bassenget pumpes med stor hastighet oppover gjennom sandlaget og spylevannet går til avløp. Åpne sandfiltre bruker mer spylevann enn lukkede. Diatomittfiltre spyles med vann fra springen og ikke fra bassenget. Bassengbad med slike filtre får derfor ingen "naturlig" utskiftning av bassengvannet gjennom filterspylingen.

Mengden etterfylt vann for de ulike bassengbad, og hva det betyr for innholdet av oppløste salter i bassengvannet, ser man ved å sammenlikne data i tabell 1 med analyseresultatene i tabell 3. Det må gjøres oppmerksomt på at etterfylling av avdunstet vann ikke reduserer bassengvannets saltinnhold.

3.4. Bedømmelse av bassengvannets bufferevne

Bestemmende for bassengvannets bufferevne er, som tidligere nevnt, innholdet av bundet og fri karbondioksid. Dette forholdet er pH-avhengig. Ved pH = 8.3 er all karbondioksid i vannet bundet i form av hydrogenkarbonat. I bassengvannet skal pH-verdien være lavere enn 8.3 og da må vannet også inneholde fri karbondioksid.

Innholdet av fri karbondioksid i vannet står i likevekt med karbondioksid-innholdet, som gass i atmosfæren, like over vannet etter en lov som kalles Henrys lov og formuleres slik:

$$p = H \cdot c$$

hvor p er partialtrykket for gassen i bar
H er Henrys konstant for vedkomne gass
c er konsentrasjonen av vedkomne gass i vannet.

Loven gjelder selvfølgelig generelt. For karbondioksid (CO₂) er p i ren utendørsatmosfære 0.0003 bar og ved 25 °C er H = 0.6835 · 10⁻³. Det gir en CO₂-konsentrasjon i vannet ved 25 °C på:

$$c_{\text{CO}_2\text{-fritt}} = \frac{0,0003}{0,6835 \cdot 10^{-3}} = 0,44 \text{ mg/L}$$

Ved høyere temperatur, er Henrys konstant høyere og dermed blir CO₂-konsentrasjonen i vannet lavere.

Ved den temperatur vannet normalt har i et bassengbad, vil CO₂-innholdet i vannet i likevekt med ren atmosfære, som beregningen viser være meget lav. I atmosfæren i en bassenghall, vil CO₂-innholdet

være høyere enn i uteatmosfæren, men neppe så høy at den er i likevekt med den CO_2 -konsentrasjon vannet må ha for at vannet skal ha tilfredsstillende bufferevne. Bassengvannet må ha et overskudd av CO_2 . Der vannet fra ledningsnettets har høyt karbonatinnhold (er "hårdt") kan dette overskuddet opprettholdes ved en rutinemessig etterfylling fra nettet. De aller fleste steder her i landet er drikkevannet av en slik kvalitet at dette ikke er mulig. CO_2 må derfor tilsettes spesielt. For at CO_2 -forbruket skal bli så lavt som mulig, må bassengvannets saltinnhold holdes lavt. Jo høyere saltinnhold bassengvannet har, desto raskere drives CO_2 -overskuddet ut av vannet.

Ventilasjonen i bassenghallen har betydning for forbruket av CO_2 . Karbondioksid er en tung gass og dersom luften i hallen like over vannspeilet er rolig, vil den bli anriket på CO_2 -gass og dermed stanse et videre tap av CO_2 fra vannet. Ventilasjonen bør være slik at det ikke er noen luftstrøm direkte ned mot vannflaten. I tider da bassengbadet ikke er i bruk, bør ventilasjonen reduseres til et minimum.

3.5. Beregning av karbonatlikevekten

I avsnittet om aggressivitet (side 28) er karbonatlikevekten forklart. Når kalsiuminnholdet overstiger en bestemt verdi i forhold til hydrogencarbonatinnholdet ved en gitt pH-verdi, kan det skje utfelling av kalsiumkarbonat (se stiplet kurve på fig. 5). Høyt kalsiuminnhold i bassengvannet vil man ha dersom vannet bassenget fylles opp og etterfylles med, har høyt kalsiuminnhold ("hårdt" vann) og når bassengvannet i tillegg blir desinfisert med kalsiumhypokloritt. Karbonatutfelling kan inntre når bassengvannet holder høy temperatur, og det er god lufting i bassenghallen slik at CO_2 unnviket og vannets pH-verdi stiger.

I et bassengbad er det særlig varmeelementet som er utsatt for kalkutfelling. På grunn av den høye temperaturen på elementoverflaten (omkring $60\text{ }^\circ\text{C}$) vil kalkutfelling skje ved langt lavere kalsiuminnhold enn hva som fremgår av figur 5. Kalkbelegg på elementet medfører overopphetning av elementrørene og korrosjon.

Kalkutfelling kan skje på sandkornene i filteret og filtreringsevnen nedsettes. Kalkutfelling i rør kan skje slik at rørdimensjonen nedsettes.

Beregning av karbonatlikevekten og betingelser for kalkutfelling, kan gjøres når de viktigste analyseparametre er kjent. Under beregningen skiller man mellom fundamentale ioner som er H^+ , Ca^{++} , HCO_3^- og CO_3^{--} .

Alle andre ioner i vannet er de karakteristiske ioner. Av disse gis alle negative ioner betegnelsen N og alle positive betegnelser P. Halve differansen mellom negative og positive ioner gis betegnelsen λ (lambda):

$$\lambda = \frac{N - P}{2}$$

For hver gitt kalsiumkonsentrasjon, beregnes de andre verdier som pH-verdi og konsentrasjoner av karbonat, hydrogenkarbonat og fri karbondioksid. Likevektskonstanten for karbonsyrens dissosiasjon og kalsiumkarbonats løselighetsprodukt må være kjent for den aktuelle temperatur og korrigert for vannets ionestyrke. Resultatene som oppnås, kan plottes inn i et diagram med det totale karbondioksidinnhold CO_2 -total, som funksjon av kalsiuminnholdet. Lambda-verdien angir beliggenheten i forhold til origo av den kurven som fremkommer. Høy negativ verdi for λ betyr at vannet har høyt hydrogenkarbonatinnhold i forhold til innhold av kalsium (høy temporær hardhet). Høy positiv verdi for λ betyr at kalsium foreligger i form av klorid eller sulfat (høy permanent hardhet). For bløtt overflatevann, er λ -verdien meget nær lik null.

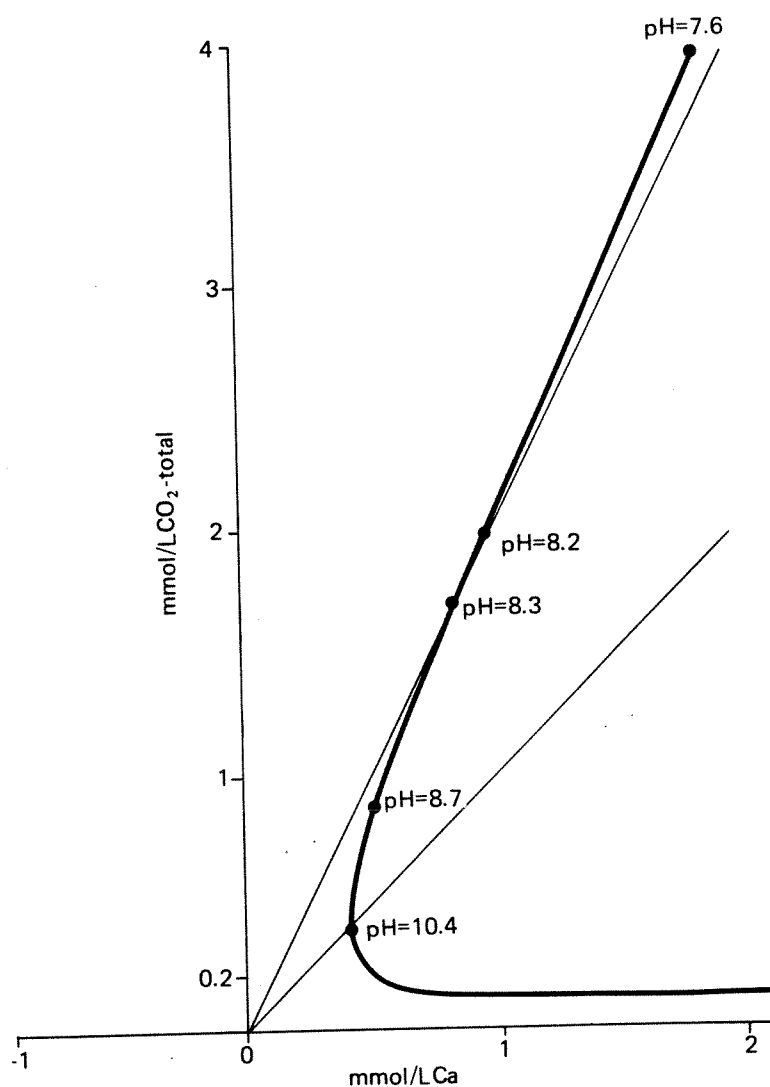
Karbonatlikevekten er beregnet for en kalsiumkonsentrasjon som gir en pH-verdi innenfor den gitte grense for bassengbad. For de fleste bassengbadene, er valgt en kalsium-konsentrasjon på 60 mg/L. Bassengbad med høy positiv λ -verdi, måtte det velges høyere kalsiumkonsentrasjon. Resultater er ført opp i tabell 6.

For Holmlia bad er karbonatlikevekten beregnet for flere kalsium-konsentrasjoner, og resultatene er ført opp i tabell 6. Det er med flere beregnede verdier at resultatene kan fremstilles i et diagram.

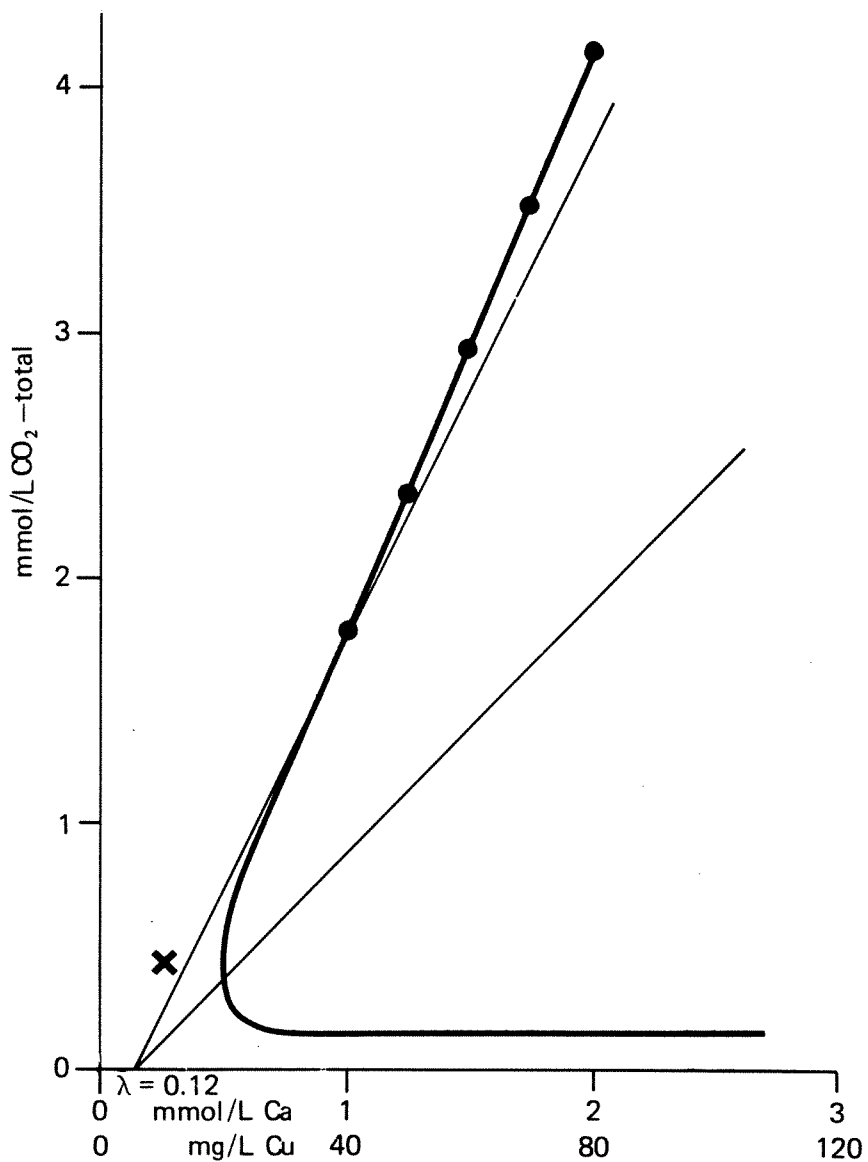
Av figur 7 ser man hvilken sammenheng det er mellom innhold av kalsiumbundet og fritt CO_2 og noen pH-verdier er inntegnet på kurven. For å opprettholde en karbonat-likevekt, ved pH-verdi mellom 7,2 og 7,6 ser man at innholdet av fritt CO_2 må være forholdsvis høyt. Resultatene i tabell 4 viser at ingen av bassengbadene har tilnærmedesvis så høye konsentrasjoner av de nevnte stoffer. Risiko for karbonatutfelling er derfor ikke tilstede i noen av badene.

Figur 8 viser likevektskurven for Holmlia bad fremstilt av tallene i tabell 7. Bassengvannets plassering er avmerket på figuren.

Man merker seg at badene med høyt saltinnhold i vannet har høy positiv λ -verdi. Høy negativ for λ -verdien i vannprøvene fra Tønsberg bad, skyldes at man der har tilsatt CO_2 til vannet. Den høye λ -verdi i vannet fra Bøler bad, kan skyldes tilsetning av CO_2 .



Figur 7. Likevektskurve for vann under idelle betingelser. Kalsiuminnhold og det totale CO₂-innhold er angitt i millimol pr. liter. 1 mmo./L Ca er lik 40 mg/L Ca og 1 mmol/L CO₂-total er lik 44 mg/L CO₂. Kurven skiller mellom aggressivt og ikke aggressivt vann. Aggressivt vann faller under eller til venstre for kurven, ikke aggressivt eller kalkutfellende vann over eller til høyre for kurven.



Figur 8. Likevektskurve for bassengvannet i Holmlia bad, fremstilt av tallene i tabell 7. Vannets plassering på kurven er avmerket med et kryss (+).

Tabell 6. Karbonatlikevekten for de ulike bassengbad beregnet for normal pH-verdi i vannet.

BASSENGBAD dato for prøvetaking		λ-VERDI	KALSIUM mg/L Ca	CO ₂ -bundet mg/L HCO ₃	CO ₂ -fritt mg/L CO ₂	pH
Mossehallen	20/6	2.94	140	68.4	1.94	7.60
Mossehallen	24/11	0.277	60	150	5.12	7.56
Drammen bad	I	2.04	120	118	4.77	7.44
Drammen bad	II	0.904	80	130	3.04	7.64
Tønsberg bad	I 26/6	0.001	60	183	10.5	7.38
Tønsberg bad	I 19/9	-0.322	60	222	14.1	7.32
Tønsberg bad	II 19/9	-0.366	60	228	14.5	7.32
Tønsberg bad	I 12/11	-0.236	60	212	12.1	7.36
Tønsberg bad	II 12/11	-1.04	60	310	22.2	7.24
Tøyenbadet		-0.0395	60	188	14.7	7.23
NHI-bad		-0.138	60	144	10.8	7.38
Bøler bad		-0.472	40	180	18.0	7.10

Tabell 7. Karbonatlikevekten for Holmlia bad beregnet for flere kalsiumkonsentrasjoner.

$$\lambda = 0.12$$

Kalsium mg/L Ca	CO ₂ -bundet mg/L HCO ₃	CO ₂ -fritt mg/L CO ₂	pH-verdi
40	107	2.59	7.81
50	138	4.31	7.62
60	168	7.56	7.46
70	199	12.05	7.33
80	229	18.00	7.21

3.6. Konklusjon

Undersøkelsen har avdekket store forskjeller i bassengvannets kjemiske sammensetning. Forskjellen kan være stor mellom bassenger som får vann fra samme vannverk uten at forskjellen i besøksfrekvens er tilsvarende stor. Det viser at driftsrutinene for hvert enkelt bassengbad varierer.

Bassengvannet renses ved kontinuerlig sirkulasjon gjennom et renseanlegg hvor vannet filtreres og desinfiseres. Filteret fjerner bare partikulært materiale fra vannet. Her i landet skal bassengvannet desinfiseres med klor. Klor vil også til en viss grad oksydere og bryte ned forurensninger som tilføres vannet av de badende.

Forskrifter for bassengbad (20) stiller bl.a. krav om at vannet skal inneholde en minimumsmengde desinfeksjonsmiddel og at vannets pH-verdi skal være innenfor et gitt område. For å tilfredstille disse kravene, må bassengvannet tilsettes kjemikalier.

Siden kjemikaliene som tilsettes ikke lar seg fjerne i renseanlegget, vil konsentrasjonen av dem i vannet øke med driftstiden. Den eneste måte å holde konsentrasjonen på et konstant og lavt nivå, er at endel av bassengvannet tappes ut og etterfylles med vann fra ledningsnett.

I nevnte forskrifter er ikke gitt krav om utskiftning av bassengvannet. Det er derfor tilfeldig hvor høyt kjemikalieinnholdet i vann er, avhengig av hvilke og hvor mye kjemikalier som brukes, hvor ofte filtrene spyles, hvor mye vann som brukes og om spylevannet tas fra springen eller bassenget.

4. NYE KOAGULERINGSMIDLER

4.1. Generelt om filtrering

Den viktigste del av renseanlegget i et bassengbad er filteret. Filterene som brukes er såkalte dybdefiltre. På filteroverflaten skjer det en ren siling, men det er bare de aller største partikler som fjernes ved siling og er egentlig en beskjedent del av renseprosessen. Hovedprinsippet for rensingen er den adsorpsjon til filtermaterialet i dybden av filteret. Størrelsen på de stoffer som skal holdes tilbake av filteret, ligger i området 0.01 til 10 μm (mikrometer). I et sandfilter hvor sandkornene har en diameter på 0.5 mm, har en åpning mellom sandkornene på omkring tiendeparten av kornenes diameter, eller 50 μm .

Filtermassen i et sandfilter er kvartssand. Kvartskornene har en svak negativ overflatebehandling som tiltrekker positive ladede partikler. I bassengvannet er vesentlig organiske partikler som skal holdes tilbake i filteret og disse har vanligvis positiv overflateladning. Men partiklenes overflateladning er til en viss grad avhengig av vannets kjemiske sammensetning. Sandkornenes overflateladning er større desto mindre kornstørrelsen på sanden er, og dermed blir tiltrekningskraften til motsatt ladede partikler i vannet større. For en bestemt tykkelse av sandlaget, vil renseeffekten for sandfilteret være bedre jo mer finkornig sanden er.

Hastigheten som vannet pumpes gjennom sandlaget med har også betydning for filteret evne til å rense vannet. Høyere vannhastighet desto mindre renseeffekt. Etterhvert som et filter er i bruk og tar opp partikler fra vannet øker filtermotstanden og et større og større lag av filtersanden blir mettet med forurensninger fra vannet. Når filtermotstanden har overskredet en gitt verdi eller når hele filterlaget er mettet og renseeffekten uteblir, må filteret tilbakespyles for å fjerne de stoffer som er oppsamlet.

For en gitt vannkvalitet er det nærmest en matematisk sammenheng mellom sandlagets tykkelse, kornstørrelse på sanden, vannhastighet gjennom filteret og tid mellom hver tilbakespyling. Som eksempel på en slik sammenheng, skal vi ta for oss et filter hvor sandlagets tykkelse er 1 m, sandkornenes diameter 1 mm og vannhastigheten gjennom filteret er 4 m pr. time. La oss anta at det tar 48 timer før filtermotstanden er blitt så stor at filteret må tilbakespyles. Dersom man vil øke filterhastigheten til 8 m pr. time og beholde samme kvalitet på det filtrerte vannet, må kornstørrelsen på sanden være 0.5 mm. Videre kan det beregnes at filteret da må tilbakespyles etter bare 4.3 timer.

Ved å halvere sandkornenes diameter vil tiden mellom hver tilbakespyling alltid blir redusert til bare omkring ellevteparten. Det man har spart i byggekostander ved å redusere filterflaten til det halve, tapes ved at det medgår mer vann ved tilbakespylingen. Det kan regnes ut at vannforbruket da blir 5.5 ganger større. Ved slike manipuleringer må det sikres at filterlagtykkelsen på 1 m er nok til å sikre ønsket kvalitet på det filtrerte vannet.

Det må anses som tilfredsstillende når oppnådd mengde rentvann mellom to tilbakespylinger er mellom 100 og 200 m³ pr. m² filterflate. Avhengig av investeringskostnader, energipris vil det være optimale verdier for vannhastighet gjennom filteret, filtersandens kornstørrelse og filterlagets tykkelse. I praksis har det vist seg rasjonelt å kompensere høy vannhastighet med økende filtertykkelse. I alle tilfeller er et filter sikrere desto tykkere filterlaget er under forutsetning av at andre variabler holdes konstant.

4.2. Bruk av koaguleringsmidler

Filterets evne til å holde stoffer tilbake har også sammenheng med egenskapene til de stoffer som skal holdes tilbake. Studie av hvordan vannkvaliteten endres ved passasje gjennom sandlaget har vist at evnen til å holde faste stoffer tilbake følger stort sett en første ordens lov av typen:

$$\frac{dc}{c} = kdh$$

Hvor c er konsentrasjonen av de stoffer som skal fjernes og h er tykkelsen av det filtrerende lag. Tallverdien for k er karakteristisk for partikler som skal fjernes og har med forbehandlingen å gjøre, f.eks. bruk av koaguleringsmidler. Jo større k er desto raskere oppnås den ønskede renhet ved passasje gjennom det filtrerende laget.

Etterat et filter har vært i drift en bestemt tid har det skjedd en opphoping av stoffer for hvert elementærsjikt med tykkelse dh , og oppfanget stoffmengde i sjiktet er størst nærmest innløpet og avtar mot utløpet. Oppfanget stoff i filteret forbedrer filtreringsevnen ved at åpningen mellom sandkornene avtar. Det har to forskjellige virkninger:

- Dersom partiklene som skal fjernes er sterkt bundet til hverandre, vil vannstrømmen ikke kunne splitte dem opp til tross for at når porevolumet avtar må vannhastigheten stadig økes for å opprettholde ønsket kapasitet.

- Dersom partiklene er svakt bundet til hverandre, oppstår det en form for selvrensing ved at overskuddet av partikler samlet opp i et sjikt av filteret følger strømmen til neste inntil hele filteret tilslutt er mettet og man finner partiklene igjen i det filtrerte vannet.

I begge tilfeller må filtreringen etter en viss tid stanses og filtermasser regenereres ved at oppsamlet stoff fjernes. Forsøk har vist at partiklenes motstand mot å bli revet løs har direkte sammenheng med konstanten k som karakteristisk for stoffenes evne til å bli holdt tilbake. Med høy verdi av k er det under filtreringen det første laget av filtermassen som opptar partiklene og det hindrer en videre gjennomtrekning i dybden og trykket over filteret øker raskt uten at man får gjennomtrekning av partiklene. Med lav verdi av k avsetter partiklene seg innover i filtermassen og det skjer en langsom trykkøkning og filteret er mer ømfintelig overfor gjennomslag.

Partikler er suspendert i en vannfase fordi de er bærere av en ladning, positive eller negative avhengig av hvilke type partikler det er. Når hver enkelt partikkel i vannet bærer ladning med samme fortegn frastøter de hverandre og jo større denne ladningen er desto mer stabil er suspensjonen. Hensikten med å tilsette vannet et koaguleringsmiddel er å oppheve partiklenes ladning og å få dem til å koagulere sammen med koaguleringsmidlet. Dermed økes verdien for konstanten k , og jo mer koaguleringsmiddel som tilsettes desto større verdi for k .

4.3.1. Forsøk ved Norges Idrettshøgskoles basseng

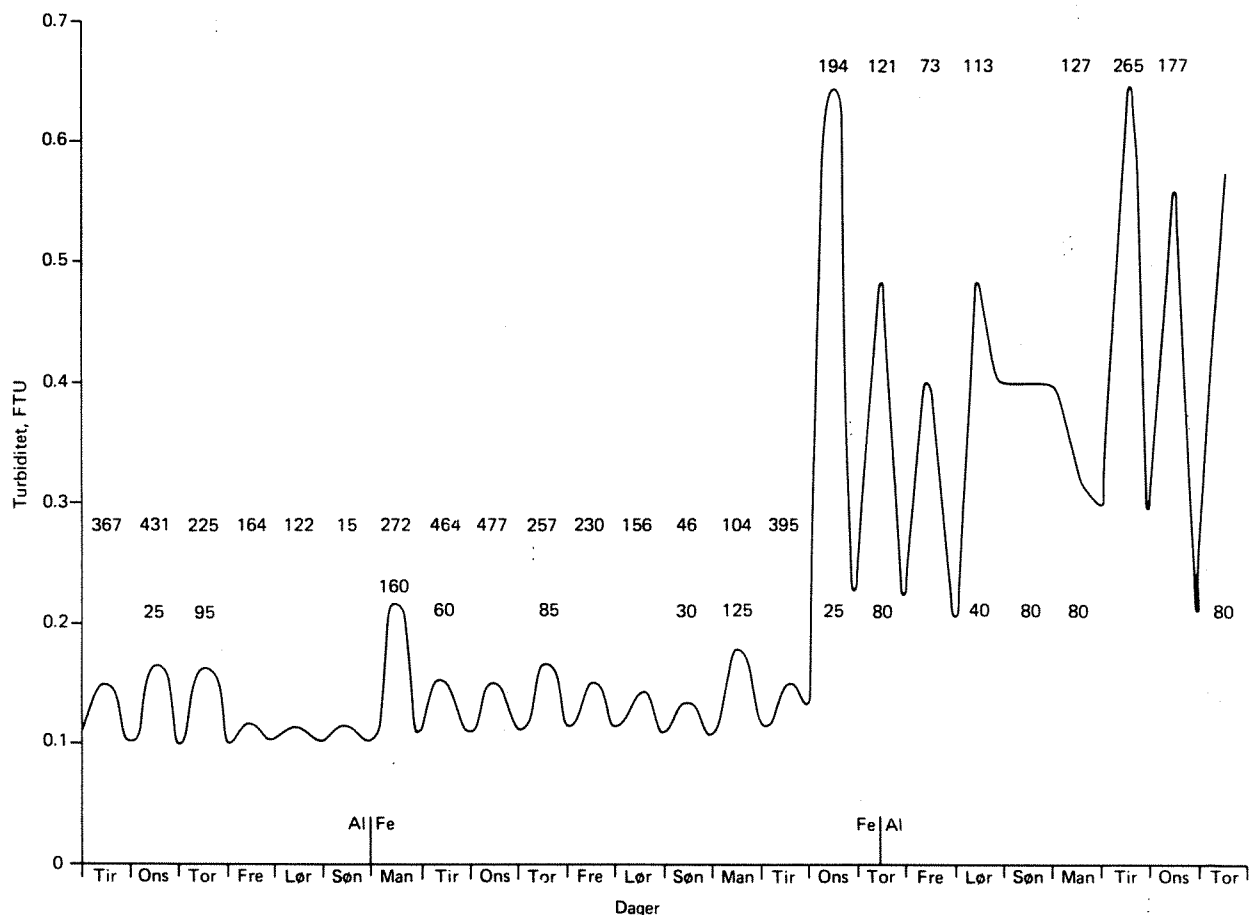
Normalt tilsettes bassengvannet en oppløsning av aluminiumsulfat som koaguleringsmiddel. Løsningen lages ved at 25 kg aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) løses i 100 l vann. Det gir en løsning på 250 g aluminiumsulfat pr. liter. Aluminiumkonsentrasjonen i løsningen er da 20.2 g/L Al.

Koaguleringsmiddel tilsettes bassengvannet to dager i uken, mandag og torsdag og hver gang tilsettes normalt 80 liter av løsningen. Tilsetningen foregår over en periode på 4 timer. Vannet ledes med en hastighet av 7.7 m pr. time gjennom de åpne sandfiltrene.

Vann fra utløpet av bassenget ble ledet gjennom et instrument for automatisk måling av turbiditeten og resultatet ble registrert på skriver. Instrumentet ble montert på en tirsdag morgen og dagen før ble bassengvannet tilsatt 80 liter aluminiumsulfat-løsning. Neste mandag ble aluminiumsulfat erstattet med jernklorid i ekvivalente

mengder, og jernklorid ble tilsatt frem til torsdag uken etter. Onsdagen før ble instrumentet tilkopleet vann fra utløpet av plaskebassenget for å registrere turbiditeten på vannet i dette bassenget hvor det foregikk babysvømming.

De registrerte verdier for vannets turbiditet er overført fra skivearkene til figur 9. På figuren er angitt tilsatt mengde i liter av aluminiumsulfat og jernklorid. På figuren er også påført antall badende for hver dag, både av voksne i hovedbassenget og babyer + mødre i plaskebassenget.



Figur 9. Bassengvannets turbiditet som funksjon av tiden ved bruk av forskjellige koaguleringsmidler.

Øverste tabellrekke angir antall badende per. dag. Nederste tallrekke angir mengde koaguleringsmiddel i liter, se tekst.

4.3.2. Diskusjon av resultatene

Av resultatene fremstilt på figur 9 fremgår at turbiditeten i vannet øker utover dagen proporsjonalt med antall badende i vannet og går ned til en konstant verdi om natten. Videre ser man at den dag koaguleringsmiddel tilsettes vannet blir turbiditeten i vannet særlig høy. Det må bety at vannhastigheten gjennom filtersanden er for høy til at de fnokker som koaguleringsmidlet danner ikke umiddelbart fanges opp av filteret. Dette gjør at når jernklorid blir brukt, vil bassengvannet få en brunlig fargetone. Av resultatene fremgår videre at det ikke er noen jevn økning av bassengvannets turbiditet fra koaguleringsmiddel er tilsatt den ene gangen og til den neste. Det stiller spørsmålet om det egentlige er nødvendig å tilsette koaguleringsmiddel.

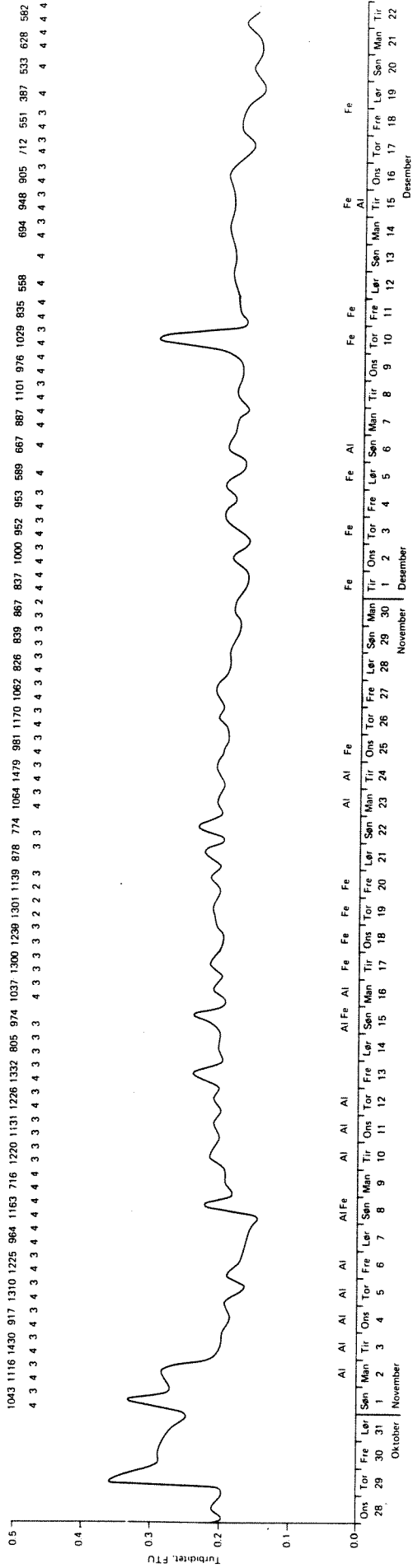
4.4.1. Forsøk ved Tøyenbadets basseng.

I Tøyenbadet blir det også brukt en aluminiumsulfatløsning som koaguleringsmiddel. Løsningen lages ved at 100 kg aluminiumsulfat løses i 800 l vann og får dermed en konsentrasjon på 125 g pr. liter eller 10,1 g/L Al.

Tøyenbadet har to filtersystemer og koaguleringsmidlet tilsettes ved at 58 liter av løsningen pumpes inn i vannet foran hvert filterssystem i løpet av en time. Gjennom hvert filterssystem sirkulerer 350 m³ pr. time og vannet blir dermed tilsatt 20,7 g aluminiumsulfat pr. m³ bassengvann i løpet av den timen tilsetningen pågår. Innebassengets total vannvolum er på 2000 m³ og når begge filterssystem er tilsatt koaguleringsmiddel er omkring en tredel av vannet blitt kjemisk rensset. Forbruket av aluminiumsulfat er omkring 100 kg pr. måned. Det tilsvarer at koaguleringsmiddel i bassengvannet i middel hver fjerde dag.

Vannet ledes gjennom de åpne sandfiltrene med en hastighet av 4.8 m pr. time. Vann fra bassenget ble ledet gjennom et instrument for automatisk måling av turbiditet og resultatet ble registrert på skriver. Instrumentet ble montert 23. oktober og under forsøket ble aluminiumsulfat erstattet med ekvivalente mengder jernklorid som koaguleringsmiddel.

De registrerte verdier for vannets turbiditet ble overført fra skrivearkene til figur 10. På figuren er angitt antall badende pr. dag og de dagene det ble brukt koaguleringsmiddel er aluminiumsulfat angitt med Al og jernklorid med Fe. Noen dager er begge midlene brukt og da angitt med både Al og Fe. To ganger pr. dag setter badepersonalet en karakter for bassengvannets klarhet etter en skala fra 1 til 4, hvor 1 er grumset og 4 krystallklart. Karakterene er angitt på figuren for å kunne sammenlikne disse med utslagene fra skriveren.



Figur 10. Bassengvannets turbiditet som funksjon av tiden ved bruk av forskjellige koaguleringsmidler.

Øverste tallrekke angir antall badepersonellets karakterer for vannets klarhet (se tekst). Al og Fe angir de dagene det ble tilsatt aluminiumsulfat henholdsvis jernklorid som koaguleringsmiddel (se tekst).

4.4.2. Diskusjon av resultatene.

Filtrene tilbakespyles en gang pr. måned. Vi har ikke fått oppgitt når tilbakespyling er foretatt, men de uregelmessigheter med bassengvannets turbiditet i månedskiftet oktober/november slik det fremgår av figuren kan ha sammenheng med tilbakespylingen. Den første uken av november ble det daglig tilsatt aluminiumsulfat og den registrerte turbiditet har avtatt jevnt. I begynnelsen av neste uke øket turbiditeten noe for deretter å holde seg på et forholdsvis konstant nivå, enten vannet ble tilsatt aluminiumsulfat eller jernklorid. Fra 17. til 21. november ble det daglig tilsatt jernklorid. Man merker seg at i denne tiden fikk bassengvannet dårlig karakter av betjeningen, mens en tilsvarende økning av turbiditeten ble ikke registrert på instrumentet for betjeningen.

Ut november og hele desember ble det for det meste brukt jernklorid som koaguleringsmiddel. I denne tiden har vannets turbiditet holdt seg på konstant og forholdsvis lavt nivå. Årsaken til den registrerte høye verdi for turbiditet den 10. desember var et uhell med jernkloridtilsetningen. Minkingen av vannets turbiditet i siste halvdel av desember har sammenheng med at lavere besøkstall i bassenget. Man merker og at det er lite overenstemmelse mellom målte turbiditet og den karakter betjeningen gir vannet. Årsaken er at bare partikler i vannet gir utslag på instrumentet, mens betjeningen registrerer både farge og turbiditet og da vil fargede partikler være særlig lett registrerbare.

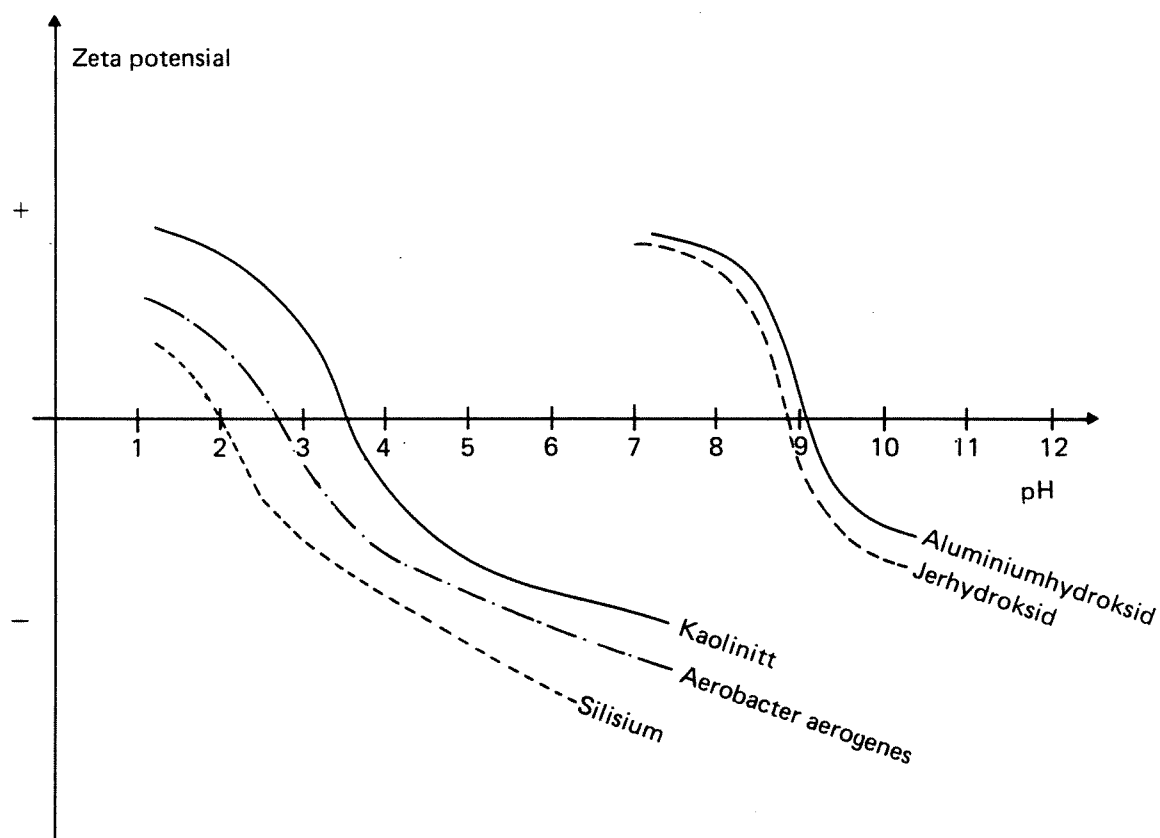
Man merker og videre at det hverken er målt noen høyere turbiditet i vannet eller betjeningen har registrert at vannet er mer uklart hver gang det er tilsatt koaguleringsmiddel.

4.5. Andre koaguleringsmidler.

Foruten aluminiumsulfat forefinnes aluminium som koaguleringsmiddel også i andre forbindelser. Av organiske koaguleringsmidler er også natriumsilikat (vannglass) mye brukt. Natriumsilikat foreligger som en sirupøs, sterk basisk væske. Oppløst i vann dannes fnokker av silisiumdioksid med stor adsorbsjonsevne for forurensninger i vannet. Natriumsilikat markedsføres også under navnet "hydrosan". Natriumsilikat betegnes som hjelpekoagulant det betyr at tilsatt i mindre mengder øker effekten og nedsetter forbruket av de primære koaguleringsmidler som aluminiums- og jernforbindelser.

I den senere tid er det kommet på markedet organiske hjelpekoagulerer med forskjellige egenskaper avhengig av hvilken overflate ladning de bærer. Det skilles mellom anioniske, kationiske og nonioniske hjelpekoagulerer. Hvilken som skal brukes er avhengig av overflateladningen til koaguleringsmidlet i forhold til de forurensninger som skal fjernes.

Årsaken til at partikler holder seg svevende (suspendert) i en vannmasse er at overflaten bærer en ladning i forhold til vannet som gjør at partikler frastøter hverandre. Ladningen måles i volt og er gitt betegnelsen zeta-potensial. Det kan være positivt eller negativt avhengig av partiklens natur og til en viss grad også vannets kjemiske sammensetning. Jo høyere zetapotensial, positivt eller negativt, partiklene omgir seg med desto mer stabil er suspensjonen. Ved zetapotensial lik null er suspensjonen ustabil, partikler løper sammen til større enheter (høyere k-verdi) og er lettere frafiltrerbare. Zetapotensialet som funksjon av vannets pH-verdi for noen partikler er angitt på figur 11 (21).



Figur 11. Zetapotensial for noen kolloidale stoffer i vann ved forskjellig pH-verdi.

Hensikten med rensing ved tilsetning av et koaguleringsmiddel i små mengder er at partiklene som koaguleringsmidlet danner, skal ha en ladning med motsatt fortegn av hva partiklene har som skal fjernes, slik at zetapotensialet blir lik null. Et koaguleringsmiddel med ladning av samme fortegn som de partiklene som skal fjernes stabiliserer suspensjonen og gjør vannet desto vanskeligere å rense ved filtrering.

Et koaguleringsmiddel som blir anbefalt til bassengbad er på markedet under navnet "hataspers". Det er et kationisk polyanid og har da negativt zetapotensial. Av hataspers er det flere varianter og et av dem har vært brukt alene i Nord England til rensing av myrvann med høyt jerninnhold og med godt resultat (22). Av figur 9 fremgår også at teoretisk skulle resultatet bli godt. Vannet i bassengbad inneholder ikke jern og anbefales derfor ikke brukt alene, men i kombinasjon med forbindelser av jern eller aluminium. Alene kan den bare brukes i så store doser at det dannes fnokker i vannet, som kan minske poreåpningen i filteret. Ved høye vannhastigheter gjennom filteret er det fare for at koaguleringsmidlet kan passere gjennom og danne bundet klor i bassengvannet.

Det fins en rekke andre koaguleringsmidler av organisk opprinnelse som det under dette prosjektet vil føre for langt å teste virkningene av, særlig når men ikke vet hvilket zetapotensial de suspenderte stoffene i et bassengvann har.

4.6. Konklusjon

Et sandfilter holder tilbake partikler som er mange ganger mindre enn åpningene mellom sandkornene i filteret. Årsaken er at den viktigste mekanismen i renseprosessen er en adsorpsjon til sandkornene i filteret.

For en gitt vannkvalitet er det nærmest en matematisk sammenheng mellom sandlagets tykkelse, sandens kornstørrelse, vannhastigheten gjennom filteret og tid mellom hver tilbakespyling. Hastigheten som vannet pumpes gjennom sandlaget med, har betydning for filterets renseevne. Jo høyere vannhastighet desto mindre renseeffekt. Etterhvert som større og større lag av filtersanden blir mettet med forurensninger, øker filtermotstanden. Når filtermotstanden har oversteget en gitt verdi eller før hele sandlaget er mettet, må filteret tilbakespyles for å fjerne oppsamlet stoff.

Filtrerbarheten for de aller minste partiklene i vannet kan forbedres ved å tilsette et koaguleringsmiddel, men valg av koaguleringsmiddel er avhengig av egenskapene til de partikler som skal fjernes. Det gjelder særlig organiske koaguleringsmidler.

I NIH's hovedbasseng og Tøyenbadets innebasseng ble det gjort forsøk med jernklorid som koaguleringsmiddel. Under forsøkene ble det målt samme renseeffekt ved bruk av jernklorid som aluminiumsulfat.

De to bassengene har forskjellige vannhastighet gjennom filterene. I bassenget med høyest hastighet fikk man en turbiditetsøkning i bassengvannet etter at koaguleringsmiddel var tilsatt. Det betyr at partikler har passert gjennom filteret. Liknende turbiditetsøkning i bassengvannet fant man ikke i bassenget med lav vannhastighet gjennom filteret. Disse observasjonene viser hvor viktig vannhastigheten gjennom filteret er for renseeffekten.

Begge bassengene har åpne sandfiltre med lav vannhastighet gjennom sanden sammenliknet med lukkede sandfiltre hvor vannhastigheten gjennom sandlaget kan være 10-15 m pr. time. For slike filtre må koaguleringsmidlet tilsettes støtvis i større konsentrasjoner slik at det tetter åpningene mellom sandkornene. Koaguleringsmidler tilsatt kontinuerlig og i mindre mengder vil kunne passere gjennom filteret og skape problemer i bassengvannet.

5. FILTERSANDENS TILSTAND

I filteret blir faste partikler i vannet holdt tilbake. De største partiklene avsetter seg på overflaten av filtersanden, men etterhvert som vannet trenger ned gjennom sandlaget adsorberes mindre partikler til sandkornene. Om vannet skal komme ut av sandfilteret partikkel-fritt vil avhenge av størrelsen på sandkornene, vannhastigheten gjennom filteret og sandlagets dybde.

Selv under gunstige forhold kan det være vanskelig å holde de aller minste partiklene tilbake. For å kunne fjerne mindre partikler tilsettes vannet et koaguleringsmiddel. Koaguleringsmidlet reagerer med vann og danner partikler med stor overflate som adsorberer de små partiklene i vannet slik at de kan fanges opp av filteret.

Koaguleringsmidlet tilsettes umiddelbart før sandfilteret og reaksjonen med vannet og koaguleringen skal være ferdig før vannet trenger ned gjennom sandlaget og videre ut i bassenget. Når reaksjon foregår i sanden adsorberer koaguleringsmidlet sammen med forurensningene seg til sandkornene på en slik måte at de kan være vanskelig å fjerne ved tilbakespyling. I tillegg vil det være forurensninger av humusstoffer, jern og mangan i vannet som bassenget fylles opp og etterfylles med. Disse stoffene kan også avsettes slik på sandkornene at de ikke lar seg spyle bort, selv om det ikke blir brukt koaguleringsmiddel.

Avsatte stoffer på sandkornene reduserer filtreringsevnen. Sanden blir klebrig og effektiviteten av tilbakespylingen reduseres. Avsatte organiske stoffer i sanden vil øke klorforbruket og kan også gi opphav til unormalt høyt innhold bundet klor i vannet. Høyt innhold av bundet klor i vannet i noen basseng, i forhold til andre, kan muligens forklares ved opphoping av stoffer i sanden.

5.1. Analyse av sandprøver

Prøver av sand fra forskjellige bassengbad ble tatt og analysert med hensyn på organisk stoff (dikromattall forkortet COD) aluminium og jern. I en sandprøve ble, etter en lutbehandling, også silisiuminnholdet bestemt og i annen sandprøve ble manganinnholdet bestemt. Ikke i noen av sandprøvene ble det konstantert karbonater, derfor ble hverken kalsium- eller magnesiuminnholdet analysert. Resultatene er ført opp i tabell 8.

Tabell 8. Analyseresultater for sandprøver fra filtre i forskjellige bassengbad.

Prøve nr.	Filter-type	COD mg/g	Aluminium mg/g Al ₂ O ₃	Jern mg/g Fe ₂ O ₃	Silisum mg/g SiO ₂	Mangan mg/g MnO ₂
1	åpent	0,55	1,09	0,42		
2	åpent	0,85	1,20	0,26		
3a	åpent	3,80	80,20	7,46		
3b	"	4,28	78,70	7,46		
3c	"	4,65	67,90	4,40	70	
4a	åpent	1,35	10,20	11,50		
4b	"	1,32	9,40	12,10		
5a	lukket	6,92	3,12	9,74		
5b	"	7,89	3,49	8,96		
6a	lukket	7,89	3,49	10,60		
6b	"	5,33	3,46	9,66		
7a	lukket	11,81	8,10	12,00		0,29
7b	"	8,52	6,10	9,20		

Kommentar til tabellen.

Prøve 1 og 2 er fra samme bad tatt med to måneders mellomrom. Begge prøvene ble spylt tilsvarende en tilbakespyling før sand for analyse ble tatt ut. Prøve 5 og 6 er fra samme bad tatt før og etter en reparasjon. Fra prøve 3 av, betyr a at sand for analyse er tatt direkte ut av prøven, b etter spyling, tilsvarende en tilbakespyling. Prøven merket 3c er analysert etter at filtersanden er lutbehandlet.

5.2. Diskusjon av analyseresultatene

Resultatene viser store forskjeller i filtersandens innhold av både organisk stoff, aluminium og jern. Innholdet av organisk stoff er stort sett høyere i sand fra lukkede enn fra åpne filtre. Årsaken må være at man har bedre kontroll med tilbakespylingen i åpne enn i

lukkede filtre. I et lukket sandfilter må volumet være så stort at sanden kan ekspandere minst 50 % under tilbakespylingen.

Aluminiumsinnholdet i sanden skyldes bruk av aluminiumsulfat som koaguleringsmiddel. Variasjoner i innholdet kan dels skyldes at de ulike bassengbad bruker forskjellige mengder dels at filteranlegget er konstruert slik at tiden fra koaguleringsmidlet blir tilsatt til vannet blir filtret er for kort. Det er når koaguleringen skjer i filteret at aluminiumhydroksid avsettes på sandkornene.

Et basseng hvor aluminiuminnholdet i sanden var høyt, var ikke innhold av organisk stoff i sanden tilsvarende høyt. Sandfiltrene ved badet ble behandlet med en lutløsning for å fjerne aluminiumen. Filtrene rommer tilsammen 24 m³ vann. I vannet ble løst 25 kg natriumhydroksid (NaOH). Løsningen fikk stå i sanden over natten (ca. 18 timer). Deretter ble luten tappet ut, filtrene spylt og prøve for analyse av sanden tatt ut. Resultatene er prøve nr. 3c i tabell 8. Aluminium- og jerninnholdet i prøven er blitt noe lavere i forhold til prøve 3a og 3b, mens det organiske stoffet er nær det samme. Silisiuminnholdet i prøven ble også analysert. Silisiumet kan både være avsatt fra vannet og løst opp av luten eller luten kan ha løst opp noe av sanden.

Når aluminiumet ikke ble fjernet ved behandlingen kan det skyldes at luten har vært for svak, ca. 0,1 % 'ig. Jo lengre kontakttid luten har med sanden, desto mer silisium løses ut.

Mangan finnes i små mengder i naturlig vann løst i toverdlig form. Mangan kan imidlertid bli oksydert til fireverdlig form (brunstein) og avsetter seg som et svart belegg. I sandfiltre for drikkevann kan manganutfelling være et problem. Av de mottatte sandprøvene var prøve 7 den mørkeste og i denne ble også manganinnholdet analysert. Som det fremgår av analysen er dette lavt.

5.3 Kjemisk rensing av filtersand

Avsetninger på flitersanden kan fjernes ved kjemisk behandling. Hvilke kjemikalier som skal brukes vil avhenge av hvilke stoffer som har avsatt seg på sanden. I kalkholdig vann (hardt vann) kan man få kalkavsetninger som kan kitte sandkornene sammen og forringe filtrerings- evnen. Kalkavleiringer fjernes med syrebehandling. Avsetning av jern og mangan får man der vannet som fylles opp og etterfylles med er jern- og manganholdig. I tillegg kan man få jernutfelling dersom jernklorid brukes som koaguleringsmiddel. Avsetning av aluminium skjer bare der det blir brukt aluminiumsulfat som koaguleringsmiddel.

Aluminiumhydroksid er løselig i lut og følgende prosedyre er foreslått for fjerning av avsetningene (23).

1. Filteret vaskes så godt som mulig og vann-nivået innstilles deretter på omkring 30 cm over sandlaget.
2. I dette vannet løses 5-10 kg kaustisk soda for hver kvadratmeter filterflate.
3. Ved å åpne bunnventiler til avløp i filtret og senke vannstanden til omkring 25 mm over sanden. Hele sandlaget er da innsatt med lutløsningen.
4. Lutløsningen må stå og virke i 6-12 timer.
5. Lutløsningen tømmes ut og filteret vaskes grundig.

Ved at aluminiumhydroksidet løses vil også adsorberte organiske stoffer løsne og bli vasket ut. Etter den foreslåtte prosedyre får man en 1 til 2 % lutløsning i sandlaget som har vist seg å være sterk nok til fjerne aluminium og organiske stoffer.

En annen metode til fjerning av organiske stoffer fra filtersanden er bruk av klorforbindelser (23). De klorforbindelser som anbefales brukt er klorkalk eller kalsiumhypokloritt. Filtret som skal renses vaskes først grundig. Vannstanden senkes deretter til omkring 30 cm over sandlaget. I vannet løses enten omkring 4 kg klorkalk eller omkring 2 kg kalsiumhypokloritt pr. 10 m² filterflate. Ved å åpne bunnventilen senkes så vannstanden i filteret til omkring 25 mm over sanden. Løsningen som kan inneholde mellom 500 og 600 mg/L fritt klor lar man stå i sanden de neste 12-24 timer. Deretter tappes løsningen ut og sanden vaskes grundig.

Behandlingen er spesielt tilpasset å fjerne organiske stoffer, slimdannede organismer og alger, men er også egnet å fjerne aluminiumhydroksid som har festet seg på sandkornene.

Ved bruk av sterke kjemikalier er det viktig at de yrkesmessige bestemmelser for disse overholdes. Når kjemikaliene skal slippes ut igjen, må dette bli gjort på en slik måte at hverken kloakkledningsnett, resipient eller eventuelt prosesser i et kloakkrenseanlegg tar skade.

5.4. Brukt filtersand

Filtersand som er i bruk vil slites med tiden. Det er særlig under tilbakespylingen av filteret at sandkornene gnisser mot hverandre og slites. For å finne hvor stor denne slitasjen er, ble det tatt opp kornfordelingskurve av en sandprøve fra et filter som har vært i bruk i 17 år. Resultatet viser at 80 % av sanden har en kornfordeling mellom 0,4 og 1,0 mm. 12 % av sanden er under 0,4 mm og 8 % over 1,0 mm.

Selv om kornfordelingskurven for sanden før den ble tatt i bruk ikke er kjent, kan det fastslås at en viss slitasje av sanden må ha skjedd. Slitasjen beror på at skarpe hjørner, og kanter slites av og sandkornene blir da med tiden rundere i formen. Sandpartikler som slites av og de aller minste landkornene blir fjernet under tilbakespylingen. Sand som går tapt på grunn av slitasje kan etterfylles med ny sand.

5.5. Konklusjon

Analyse av sandprøver fra filtre i bassengbad har vist at organiske stoffer avsetter seg på sandkornene sammen med resten av koaguleringsmidler og andre metallforbindelser. Avsetningene reduserer filtrerbarheten og forbruker fritt klor.

Avsetninger kan forhindres ved en effektiv spyling av filteret kan fjernes ved kjemisk behandling av filtersanden. Behandlingen må tilpasses de stoffene som er avsatt på sandkornene.

Sandkornene i filteret slites under bruk, men slitasjen skjer meget langsomt. Avslitte sandrester og små sandkorn fjernes ved tilbakespyling. Tap av sand på grunn av slitasje kan etterfylles med ny sand.

6. TESTING AV UTSTYR FOR KONTROLL AV VANNKVALITET

Myndighetene krever at vannet i et bassengbad skal være klart og fargeløst slik at bunnen tydelig kan sees over hele bassenget. Videre stilles det krav til innhold og fritt og bundet klor og pH-verdi. Vannets klarhet for farge kontrolleres visuelt av driftspersonalet for bassenget, mens for kontroll av vannets klorinnhold og pH-verdi kreves måleutstyr.

Det fins på markedet et variert tilbud av utstyr og instrumenter til kontroll av vannkvalitet i bassengbad. Utstyret kan skaffes i forskjellige prisklasser og kan da være av forskjellig kvalitet. Det har vist seg at forskjellig utstyr kan gi forskjellige resultater.

Både for vannets pH-verdi og innhold av fritt og bundet klor er målingene basert på to forskjellige prinsipper, enten en fargereaksjon eller verdiene kan avleses på elektroniske instrumenter. For det enkleste og billigste utstyret er avlesningene basert på fargereaksjoner.

6.1. Måling av pH-verdi

Fargeindikatorer som skal brukes til pH-bestemmelse i bassengbad må ikke bli bleket av fritt klor i vannet. Til dette brukes en klorbestandig fenolrød-løsning. Omslagsområdet er fra 6,5 til 8,2. Fargen er gul ved pH 6,5 eller surere og rødfiolett ved pH 8,2 eller høyere. Er vannets pH-verdi utenfor det nevnte området, kan man ikke av den gule henholdsvis rødfiolette fargen si hvor mye under 6,5, eller over 8,2 vannets pH-verdi egentlig er. Fargeovergangen fra gult til rødfiolett er delt inn i inntil 7 nyanser gjerne på glass-skiver. Hver fargenyanse skal tilsvare den fargen fenolrødt gir for en bestemt pH-verdi. pH-verdien ved måling bestemmes ved å sammenlikne den fargen som fremkommer med fargeskivene.

Det fins også papirstrimler som er innsatt med pH-indikator. Når papirstrimmelen dyppes i vann skal den få en farge som tilsvare vannets pH-verdi. Denne måte å måle pH-verdi på passer for forholdsvis konsentrerte løsninger og ikke for vannet i et bassengbad.

Elektrokjemisk måles pH-verdier med såkalte glasselektroder. Navnet kommer av at surheten i vannet føles av instrumentet gjennom en tynn glassmembran. Glasselektrodene er følsomme og ødelegges lett. Når de først er tatt i bruk bør de alltid oppbevares med glassmembranet neddykket i vann. Elektroden er dessuten kombinert med en referanseelektrode av kvikksølv/kvikksølvklorid (kolomel). For å sikre elektrisk

kontakt mellom glasselektrode og referanse-elektrode, må det fylles opp med en mettet kaliumkloridløsning.

Til måling av pH-verdi elektrokjemisk fins det et stort utvalg av hendige instrumenter, nærmest i lommeformat, batteridrevet og med digitalavlesning. For å få et godt resultat er det viktig at elektroden er vedlikeholdt. For hver måling må instrumentet justeres mot en løsning med kjent pH-verdi (bufferløsning). Bufferløsningens pH-verdi må ligge i nærheten av pH-verdien for det vannet som skal måles. Erfaringer med bruk av pH-instrumenter har vist at bare et fåtall av disse er brukbare for måling i vann.

I enkelte tilfeller kan vannet inneholde stoffer som reagerer med stoffene i referanseelektroden eller som kan forårsake belegg på glasselektroden. Slike belegg kan fjernes ved forsiktig pussing eller fjernes kjemisk. pH-elektroden har begrenset levetid og må skiftes ut etter fra et halvt til to år. Når elektroden begynner å bli dårlig, merkes dette ofte ved at innstillingstiden blir lengre, avlesningen ustabil eller det blir vanskelig å få instrumentet innstilt etter bufferløsningen.

6.2. Måling av fritt bundet klor

Til bestemmelse av fritt og bundet klor i bassengvann er fargereagenser mest brukt. Reagenset utvikler en farge med klor og intensiteten av fargen er proporsjonal med mengde klor i vannet. Det brukes samme reagens til fritt og bundet klor. Når dette er mulig skyldes det at fritt klor reagerer øyeblikkelig med reagenset, mens det tar litt tid før det bundede klor reagerer. Den verdien som leses av med en gang er da fritt klor og verdien lest av etter en viss tid, f.eks. 5 minutter, er det totale klorinnhold. Differansen mellom de to avleste verdier er da mengden bundet klor.

Den hittil mest brukte reagens for bestemmelse av fritt og bundet klor er o-tolidin. O-tolidin danner en gul farge med klor. Fritt klor reagerer med en gang og bundet klor etter en tid. Når o-tolidin ikke lenger anbefales brukt skyldes det dels at det er vanskelig å få en presis bestemmelse for det totale klor-innhold og dels at o-tolidin kan være kreftfremkallende for brukerne.

Et annet reagens for bestemmelse av klor er dietyl-p-fenyldiamin, forkortet DPD. Dette reagenset inngår nå i Norsk Standard for bestemmelse av fritt og bundet klor. DPD utvikler en rødfarge med klor og fargeintensiteten er proporsjonal med mengden fritt klor.

Fargenyansene er lettere å skille fra hverandre enn fargene som dannes med o-tolidin, særlig gjelder det for bestemmelse av bundet klor.

Klor er et oksidasjonsmiddel. Det betyr at det har evne til å oppta elektroner og dermed berøve andre stoffer i vannet elektroner. Mengden av stoffer som kan avgi eller oppta elektroner måles med elektroder som settes ned i vannet. Slike målinger kalles red-oks-målinger. Man måler i volt det potensialet som oppstår mellom en platinelektrode og en referanse-elektrode. Når potensialet for red- oks-målinger oppgis, refereres til normal hydrogenelektrode som referanse-elektrode. Hydrogenelektroden er lite praktisk å bruke, istedet brukes kvikksølvkalomelektrode som referanse. Det er samme referanse-elektrode som brukes ved pH-målinger. De potensialer man leser av må deretter korrigeres mot hydrogenelektroden som referanse.

Potensialet leses av i millivolt og størrelsen av den målte verdi er pH-avhengig og proporsjonal med mengden oksidasjonsmiddel i vannet. I naturlig vann er fritt oksygen oksidasjonsmidlet og når vannet er mettet med oksygen har det et redoks-potensial på omkring 400 mV. I bassengvann hvor klor er oksidasjonsmiddel bør potensialet være over 700 mV. I mange bassengbad styres klortilsetningen automatisk ved potensialmålinger. Nå fins det hendig bærbar apperatur for potensialmålinger og det kan være praktisk for operatøren av bassengbad å ha slik aperatur for hånden til kontroll av automatikken. Ved potensialmålinger kan man ikke skille mellom fritt og bundet klor. Til det kreves kjemiske analyser.

6.3 Valg av utstyr

Det ble tatt inn til testing et utvalg av det utstyr som brukes i dag til kontroll av vannkvalitet i norske bassengbad. For bestemmelse av klor er alle basert på fargeutvikling med DPD, men måten å bestemme fargeintensiteten er forskjellig. For de enkleste avleses fargeintensiteten med det bestemt lys som kilde, noen har lyskilden innebygget i apparatet, men lysintensiteten avleses visuelt. De mest avanserte har fargeavlesning med fotometer. Når det gjelder pH-bestemmelsen er den basert på fargenyansene som fremkommer ved tilsetning av fenolrødt til vannet. Lyskilden er som for bestemmelsen av klor både eksterm lyskilde og lyskilde innebygget i apparatet hvor fargenyansen avleses visuelt. Et av apparatene har fargeavlesning med fotometer, et annet med fotometeravlesning for klor, har pH-bestemmelse med glass-elektrode. Følgende apparater inngår i testen:

- 1 Pool-tester
- 2 Lovibond 2000
- 3 Hach
- 4 Taylor måleapparat nr. 1765
- 5 Allcon-Test
- 6 Chematest 5

Av disse er Pool-tester og Taylor av de enkleste typene. Begge er basert på eksternt lys som lyskilde og er for bestemmelse av både klor og pH-verdi. Fargene som dannes sammenliknes med faste farger på apparatet, såkalt komparator. Avlesningen er noe forskjellig for dem, mens Pool-tester sammenlikner fargene med en glass-skive, hvor Taylor glassampuller er fylt med fargede væsker. De typer av Lovibond og Hach som ble testet er også av de enkleste og bare for bestemmelse av klor hvorav Hach er beregnet for o-tolidin som reagens. Hach utnytter eksternt lyskilde, mens Lovibond 2000 har innebygget lyskilde. Alcon-Test har fotometer både for avlesning av klor og pH-verdi og verdiene fremkommer som tall på en skjerm. Chematest 5 har fotometer for bestemmelse av klor og pH-meter med glasselektrode for pH-verdi. pH-meteret kan tilkoples redoks-elektrode for bestemmelse av vannets red-oks potensial, men dette ble ikke brukt under testen.

6.3.1. Bestemmelse av fritt klor

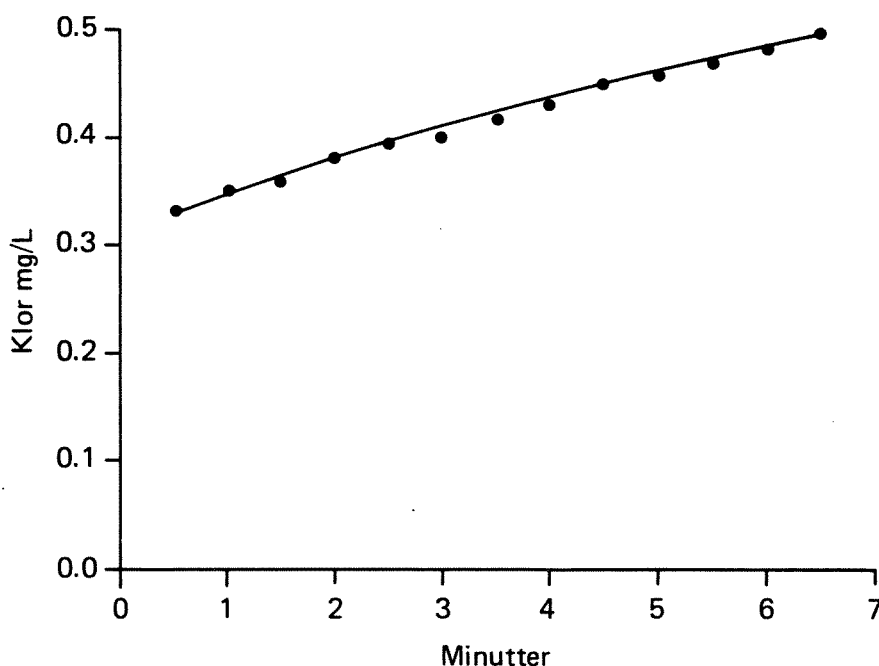
En rekke løsninger av fritt klor ble laget. Løsningene ble laget ved å blande natriumhypokloritt i vann ved bufferevne og saltinnhold omtrent som i vannet i bassengbad og to forskjellige pH-verdier. Innholdet av fritt klor ble bestemt etter en prosedyre som beskrevet i Norsk Standard. I løsningene med gitt innhold av fritt klor ble klorinnholdet bestemt med de forskjellige apparatene og et utvalg av resultatet fremgår av tabell 9.

Tabell 9. Mengden fritt klor i vann bestemt med forskjellig apparatur.

Gitt klorinnhold, mg/L	0.2	0.2	0.4	0.4	0.8	0.8	1.2
pH-verdi	7.4	7.8	7.4	7.8	7.4	7.8	7.4
Pool-tester	+0.1	0.1-0.3	0.3	0.3	0.6-1.0	+0.6	+1.0
Lovibond	0.2	0.2	0.5	0.5	1.0	+1.0	+1.0
Hach	0.2	0.2	0.5	0.5	1.0	+1.0	+1.0
Taylor, 1765	0.2	0.2	0.6	0.6	1-1.5	1.5	2.0
Allcon Test	0.26	0.28	0.63	0.57	1.27	1.22	1.88
Chematest 5	0.22	0.23	0.42	0.36	0.92	0.92	1.12

Kommentarer til tabellen

For måle-utstyr hvor en fast farge skal sammenliknes med fargen som fremkommer med DPD er noe sterkere den nærmest sammenlignbare faste farger, er det satt + foran tallet i tabellen. Når fargen ligger mellom to faste farger er begge verdier ført opp.



Figur 12. Fritt klor i vann tilsatt 0.25 mg/L ammonium bestemt etter DPD-metoden som funksjon av tiden, målt ved 25°C.

Resultatene viser at de forskjellige apparatene viser noe avvikende resultater og at avvikene er størst for de høyeste klorverdier. Ved bestemmelsen er det viktig at prosedyren blir nøye fulgt. Gjør man ikke det, kan avvikene bli langt større enn hva som fremgår av tabellen. En sammenlikning av de faste farger for de apparatene som har det, viser at de stemmer forholdsvis godt overens. For utstyr som ikke har innebygget lyskilde må det være godt lys i rommet hvor målingene skal foregå.

6.3.2. Bestemmelse av bundet klor

Ved bestemmelse av klor reagerer fritt klor umiddelbart med dietyl-p-fenyldiamin (DPD), mens klor bundet til aminer reagerer langsomt med DPD. For å illustrere det ble en løsning med 0.8 mg/L fritt klor tilsatt 0.25 mg/L ammonium og klorinnholdet bestemt etter 30 sek-

under og deretter hvert 30. sekund de neste 6 minutter. Etter hvert som tiden går frigjøres klor fra kloraminene og reagerer med DPD. Mengden klor i vannet bestemt med DPD som funksjon av tiden er vist på figur 12. Figuren illustrerer klart hvilken tid man har til rådighet når man skal bestemme den nøyaktige mengde fritt klor i vannet. Videre ser man at om spaltningen av kloraminene forløper videre med samme hastighet som de første seks minuttene, vil man få den totale mengden klor bestemt etter omkring 20 minutter. Målingen ble utført ved 25°C. Ved høyere temperaturer vil den totale klormengde kunne bestemmes etter kortere tid. Dette er lite praktisk og for å få raskere avlesning tilsettes vannet kaliumjodid. Kloraminer frigjør jod som reagerer med DPD og man får en hurtig avlesning.

Av utstyret til testing har Pool-tester bare reagenser for bestemmelse av det totale klorinnhold, og er derfor uegnet til bruk i bassengbad. Det vil si at kaliumjodid inngår i reagensene. Utstyret av merket Hach som ble testet for bestemmelse av klor, er beregnet for o-tolidin og er av en eldre type. Innhold av fritt klor avleses straks etter innblanding og totalt klor etter 5 minutter. Hach har nå et variert utvalg av utstyr for bestemmelse av fritt og bundet klor som alle er basert på DPD-metoden, hvor fargeintensiteten både kan avleses med komparator og kolorimeter. Lovibond har også et variert tilbud av utstyr både for ekstern og innebygget lyskilde.

Et annet kjent merke av utstyr for kontroll av vann i bassengbad er Hellige. Det inngår ikke i testen, men bør likevel nevnes. Vi har med instituttet lang erfaring både med Hellige og Lovibond og disse kan sammenliknes.

En løsning med innhold av fritt klor på 0.8 mg/L og pH-verdi på 7.4. Til vannet ble tilsatt 0.25 mg/L ammonium og innhold av fritt og bundet klor ble målt med følgende resultat:

Tabell 10. Mengde fritt og total klor målt med forskjellig utstyr i vann tilsatt 0,8 mg/L fritt klor og 0,25 mg/L ammonium.

Måleutstyr	Fritt klor mg/L	Totalt klor mg/L	Bundet klor mg/L
Lovibond 2000	0.2	0.8	0.6
Hach	0.1	0.7	0.6
Taylor, 1765	0.2	1.0	0.8
Allcon Test	0.18	0.80	0.62
Chematest 5	0.17	0.73	0.56

Analysen viser god overensstemmelse mellom de målte verdier for de forskjellige måleapparatene. Generelt kan sies om måling av fritt og bundet klor at avvikelser fra riktig verdi er størst for de meget lave og meget høye verdier, mens for innholdet som normalt fins i bassengvannet er avvikelsene små.

6.3.3. Bestemmelse av pH-verdi

Av det utstyret som ble valgt ut for testing hadde Pool-tester, Taylor måleapparat nr. 1765, Allcon-Test og Chematest 5 mulighet for å bestemme vannets pH-verdi. De tre førstnevnte med fargeindikator og den siste med glasselektrode. Med Pool-tester og Taylor avleses fargenyansene som dannes med fenolrødt etter komparatorprinsippet. Med Allcon-Test avleses fargen med fotometri og med Chematest 5 bestemmes pH-verdi med glasselektrode.

For å bedømme riktig fargenyans med fenolrødt er det viktig å ha godt lys. Det ble preparert vannprøver med tilsatt klor og pH-verdien ble justert med hydrogenkarbonat. For utstyr som utnytter ekstern lyskilde ble pH-verdiene avlest både i lampelys og dagslys for noen av prøvene. Resultatene er ført opp i tabellen 11.

Tabell 11. pH-verdi målt med noen utstyrstyper og forskjellig lyskilder.

Riktig pH-verdi	Pool-tester		Taylor		Allcon
	lampelys	dagslys	lampelys	dagslys	
6.86	7.0	7.0	6.8	7.0	6.7
6.87	7.0	7.0	6.8	7.0	7.0
7.40	7.2		7.2		7.3
7.37	7.2		7.3		7.3
7.81	7.6		7.6		7.7
7.83	7.6		7.6	7.8	7.6
7.89	7.6		7.7		7.7

Resultatene viser god overensstemmelse mellom pH-verdi målt med pH-meter og målt med fargeindikator både ved hjelp av komparator og kolorimeter. For de høyeste pH-verdiene finner man stort sett at pH-verdi målt med komparator gir lavere tallverdi enn målt med glasselektrode. Måling med komparator er avhengig av fargesynet til den som måler. For utstyr som er avhengig av ekstern lyskilde fås samme verdi enten man måler i dagslys eller kunstig lys dersom det kunstige lyset er godt.

6.3.4. Måling av red/oks potensial

To forskjellige red/oks elektrodepar har vært testet for bestemmelse av red/oks potensialet. Begge måler potensialet mellom en platinaelektrode og en kvikksølv/kalomelektrode som referanse. Det er samme referanseelektrode som brukes ved pH-målinger. Elektrodene koples til et pH-meter som da innstilles for måling av mV.

Det ene elektrodeparet som ble testet var av merket Radiometer hvor måle- og referanse-elektrode var adskilt. Med to adskilte elektroder viste det seg å være vanskelig å få avlest reproducerbare verdier. Det andre elektrodeparet var av merket Orion og hadde en kombinert elektrode hvor måle- og referanse-elektrode var bygget sammen på samme måte som for glasselektroden. Måling med kombinert elektrode ga reproducerbare verdier for red/oks-potensialet og potensialet er proporsjonalt med mengden tilsatt kor.

Før målingene må elektroden kalibreres mot en løsning med kjent potensial på samme måte som en glasselektrode må kalibreres før bruk, mot en løsning med kjent pH-verdi (bufferløsning). Spenningen som leses av på instrumentet, angir potensialforskjellen mellom platinaelektroden og kalomelektroden, mens red/oks-potensialer alltid refereres til hydrogenelektroden som referanse. De avleste verdier må derfor korrigeres for dette. Hvilke kalibreringsløsninger som skal brukes og hvilke verdier de avleste potensialer som skal korrigeres inngår i bruksanvisningen for elektroden.

Løsninger med forskjellig klorinnhold ble laget og red/oks-potensialet målt ved pH= 7,5. Målingene ga som resultat:

<u>Klor</u> mg/L	<u>Red/oks-potensial</u> mV
0.22	710
0.35	720
0.70	780
1.40	830

I følge tyske anbefalinger bør red/oks-potensialet i bassengvann ligge på omkring 750 mV. Av de målinger som er gjort tilsvarer det et klorinnhold på noe over 0.35 mg/L. Innholdet av ammonium til vannet senker potensialet, men også andre stoffer, særlig de som brukes i behandlingen, kan ha innflytelse på red/okspotensialet. Ved potensialmålinger kan man ikke skille mellom fritt og bundet klor og kan ikke erstatte den kjemiske analyse.

6.4. Anbefalinger om kontrollutstyr for bassengbad

Norsk Standard for bestemmelse av fritt og bundet klor foreskriver DPD-metoden. Det anbefales at standarden følges. Det fins meget enkelt utstyr basert på DPD-metoden og fargeutviklingen bedømmes visuelt og sammenliknes med en fargestandard. For å få sikre måleresultater kreves godt fargesyn for den som måler og gode lysforhold for utstyr som er avhengig av ekstern lyskilde.

I større bassengbad hvor det er flere personer som foretar analyse av vannkvaliteten bør man ha utstyr med fotometrisk avlesning av fargen ved bestemmelse av vannets klorinnhold og pH-verdi. Man får da avlest samme verdi uavhengig av hvem som foretar avlesningen, forutsatt at analysen ellers er foretatt etter forskriften.

Bassengbad med automatisk kontroll av klortilsetning og pH-verdi bør ha red/oks-elektrode eller annet utstyr til kontroll av automatikken. Elektroden må være av kombinert type. Når instrumentet for red/oks måling først er skaffet, bør det også anskaffes glasselektrode for bestemmelse av pH-verdi.

Alle bassengbad bør ha instrument for bestemmelse av vannets konduktivitet som er et mål for vannets totale saltinnhold. Denne type utstyr har ikke inngått i undersøkelsen, men det fins flere enkle instrumenter på markedet som har vært testet ved og som trygt kan anbefales.

LITTERATURLISTE

1. Amelung, H.: Über die Bromierung von Badewassen. Teckn.Gemeindeblatt 39 (1939), 56-58.
2. Kristiansen, H.: Desinfisering av vann i bassengbad med brom. Norsk VVS 12 (1975).
3. Jonson, J.D. and Øverby, R.: Bromine and Bromane Disinfection Chemistry. Journal of the Sanitary Engineering Division ASCE Vol 97, No Sa 5 Proc Paper 8425 Oct. (1971) 617-628.
4. Chang, Sh.: The use of Active iodine as a Water Disinfectant. J. Am Pharen. Ass. 47 (1958) 417-423.
5. Black, A. et al.: Effectiveness of Iodine for the Disinfection of Swimming Pool Water. Am. J. Publ. Health 49 (1959) 1060-1068.
6. Marshall, J. et al.: Advantages and limitations of Iodine Disinfection Am. J. Publ. Health 52 (1962) 1179-1185.
7. Reichel, H.: Die Trinkvatterdesinfektion durch Watterstoffsperoxyd. Z. Hyg. 61 (1908), 49-70.
8. Dittmar, H. et al.: The Influence of Certain Inorganic Salts on the Germicidal Activity of Hydrogen Peroxide. J. Baet. 19 (1930), 203-211.
9. Colobert, L. et al.: Effect microbieide sur Escherichia coli de sytemes einnigeres Amiales d'Instritut Pasten 102 (1962), 278-291.
10. Yasphe-Purer, Y. and Euglan, E.: Disinfection of Water by Hydrogene Peroxide. Health Lab. Science 5 (1970) 233-236.
11. Hubner, R.: Keintøterungsgeswindigkeit verschiedener Desinfektionsmittel. Gesundheitstechnik, 12 (1973).
12. Kurgmann, G.E.: Ozon und seine Amvendung inn Selmveinnbedkenwatteranfbereitung. Areh. Bdewes. 28, (1975), 47-51.
13. Eichelsdørfer, D.: Annverdung von Ozon, zur Anfbereitung von Schwimmbekennwasser. Areh. Badewes. 31 (1978), 57-61.

14. Jandik, J.: Untersuchungen zur Dekontaminierung von Schwimmbeckengwasser unter Berücksichtigung der Ozonung stickstoffhaltiger Belastungstoffe. Dissertation Techn. Universität München (1977).
15. Ives, K.J.: Theory of filtration. International Water Supply Congress, Wien (1969).
16. Klosterkötter, W.: Hygienische Probleme bei der Umwälzung des Badewassers in Schwimmbädern. Arch. Badewesen 17, (1964).
17. Hässelbarth, U.: Wasserhygiene in Schwimmbädern. Aufbereitung, Desinfektion und Überwachung. Arch. Badewesen 2, (1968).
18. Règles de sécurité et d'hygiène applicables aux établissements de natation ouverts au public. Arrêté interministeriel du 13. juni (1969).
19. Letterman, Raymond D.: An Overview of Filtration. J. W.W.A. 79, 12 (1987) 26-32.
20. Forskrifter for bassengbad: Rundskriv fra sosialdepartementet nr. 12/67 H5 J.nr. 2034/67 H.S.
21. Legrand, L. et Leroy, P.: Comportement des suspensions aqueuses de carbonat de calcium. La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, 394, 19 (1979).
22. Deeble, B.: Cationic Polyamines as Primary Coagulants. Journal of the Institution of Water Engineers and Scientists, 30, 138 (1976).
23. Charles R. Cox: Operation and Control of Water Treatment Processes. World Health Organisation. Geneva (1964).

rapporter utgitt av NIVA

- 1/88 **Etablering av hotell ved Gjersjøen**
O-87220 Jens Arne Ohren. Februar 1988
- 2/88 **Tilsetting av kalsiumkarbonat til vann**
E-88402 Jens Arne Ohren Februar 1988
- 3/88 **Endringer av aluminiumsinnhold gjennom vannbehandlingsprosessen**
E-88401 Jens Arne Ohren. Februar 1988
- 4/88 **Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Liltvatn, Agdenes kommune**
O-87045 Hans Holtan. Februar 1988
- 5/88 **Undersøkelser og vurderinger av forurensningseffekter ved eventuell utbygging av Napetjern kraftverk**
O-87155 Hans Holtan. Mars 1988
- 6/88 **Utpøving av Unik Hjulfilter for rensing av vann i settefiskanlegg**
O-88027 Helge Liltved. Juni 1988
- 9/88 **Revurdering av krav til utslipp fra galvanoidindustri**
O-87070 Eigil Rune Iversen. August 1988
- 1/89 **Nitrogenfelling fra kommunalt avløp ved bruk av plantebaserte systemer. Delprosjekt**
O-88171 Helge Liltved. Januar 1989
- 2/89 **Utslipp til Hunnselva fra Raufoss A/S**
O-88099 Eigil Rune Iversen. April 1989
- 3/89 **Røyken kommune. Bruk av Sætervann som drikkevannskilde. Vannbehandling, ledningsnettets tilstand og konsekvenser ved vannbeh.**
O-85208, E-85534 Lars Aaby. Mai 1989.
- 4/89 **Levetid for asbestsementrør. Tilstandsvurdering og beregning av restlevetid**
Prosjektrapport nr. 2
O-85208, E-85534 Lars Aaby. Under trykking
- 5/89 **Levetid for asbestsementrør. En velleder**
Prosjektrapport nr. 3
O-85208, E-85534 Lars Aaby. Under trykking
- 6/89 **Virkning av magnetisk vannbehandling.**
Undersøkelse av Polar PD 15's innvirkning på utfelling av kalk i trykkvannsvarmere.
O-87164 Hans Kristiansen. Sept. 1989.
- 7/89 **Vurdering av forurensningssituasjonen Ved Nykirke, Borre kommune.**
O-87090 Svein Stene-Johansen. Sept. 1989.
- 8/89 **Optimalisering av fellingsprosesser i vannverk Driftsforsøk ved Eidsberg Vannverk.**
O-87206 Egil Gjessing.
- 9/89 **Befaring og undersøkelser i vassdragsmålestasjoner i tilløpsvassdrag til Indre Oslofjord.**
O-87158 Svein Stene-Johansen. Okt. 1989.
- 10/89 **Kontinuerlige målinger i Hoffselva, november 1987.**
O-87159 Lasse Vråle. Okt. 1989.