

Uppehållstid och desinfektionseffektivitet i vattenverk

En litteraturstudie i dricksvattenförsörjning samt spårämnesförsök med kalk i kontaktbassänger



Kandidatarbete inom Bygg- och miljöteknik

JOHANNA AALTO, ANNIE ARNOLD, KIM BINI, ANDREAS JURKIEWICZ,
SOFIA ÖJERBORN, THERESE ÖRNMARK

Institutionen för Bygg- och miljöteknik
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2011
Kandidatarbete BMTX01-11-62

Residence time and efficiency of disinfection in water treatment plants

A study in drinking water supply and tracer test with calcium in contact tanks

Kandidatarbete inom Bygg- och miljöteknik

JOHANNA AALTO, ANNIE ARNOLD, KIM BINI, ANDREAS JURKIEWICZ,
SOFIA ÖJERBORN, THERESE ÖRNMARK

Institutionen för Bygg- och miljöteknik
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2011

Uppehållstid och desinfektionseffektivitet i vattenverk

En litteraturstudie i dricksvattenförsörjning samt spårämnesförsök med kalk i kontaktbassänger

Kandidatarbete inom Bygg- och miljöteknik

JOHANNA AALTO, ANNIE ARNOLD, KIM BINI, ANDREAS JURKIEWICZ,
SOFIA ÖJERBORN & THERESE ÖRNMARK

© WATER ENVIROMENT TECHNOLOGY

Institutionen för Bygg- och miljöteknik

Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

Chalmers Tekniska Högskola

412 96 Göteborg Sverige

Telefon: + 46 (0)31-772 1000

Bild på förstasidan: Off-grid (2009) Tillgänglig: <http://off-grid.se/category/energi-hushallning/vatten/>
[2011-05-18]

Abstract

The aim of the study was to accomplish a theoretical part with a literature study and a practical part including visits at two water treatment plants, Hjälpared in Alingsås and Tolleby on Tjörn, together with sampling and lab on the water from Hjälpared.

The literature aimed to give deeper knowledge and understanding of the drinking water production and treatment, pathogens that are spread through water and different disinfectants and their efficiency against the pathogens. The study also includes GDP (God DesinfektionsPraxis), which is a model from Norsk Vann and Swedish Water and Wastewater Association which is a method used to estimate if a water treatment plant has enough microbiological barriers. As part of this method there is a step for calculating the residence time in the contact tank and the concentration of chlorine.

At Hjälpared- and Tolleby water treatment plant, which both uses chlorine dioxide as primary disinfection, theoretical rough calculations of the residence time has been made based on the hydraulics from the contact tanks. Two tracer response tests have been made at Hjälpared water treatment plant to determine the residence time in the contact tank. Based on the rough calculations the residence time at Hjälpared was about five hours. Because none of the tests lasted long enough a residence time could not be obtained. Ct-values for the water plant has also been developed in order to determine the disinfection efficacy against pathogens that can spread via water. The results from these experiments was that the residence time is about two hours, which corresponds rather well with the calculated values, but are not in line with the assumptions made by the staff at the water plant.

Keywords: Disinfection, water treatment plant, ODP, Ct-value, tracer test, chlorine disinfection, contact tank, mean residence time, calcium tracer

Sammanfattning

Syftet med studien var att genomföra en teoretisk del i form av en litteraturstudie och en praktisk del innehållande studiebesök på två vattenverk, Hjälmareds vattenverk i Alingsås och Tolleby vattenverk på Tjörn, samt provtagning och analys av vatten från Hjälmareds vattenverk.

Litteraturstudien syftar till att ge fördjupad kunskap och förståelse för dricksvattenproduktion, smittor som sprids via vatten samt olika desinfektionsmedel och deras effektivitet mot patogener. Studien behandlar även modellen God DesinfektionsPraxis (GDP) som är utvecklad av Norsk Vann och Svenskt Vatten Utveckling, som är en metod för att bedöma om ett vattenverk har tillräcklig barriärverkan för att undvika att mikrobiologiska föroreningar infekterar dricksvattenkonsumenter. Enligt denna modell finns det beräkningssteg för hur uppehållstiden i kontaktbassängen och klorkoncentrationen kan uppskattas.

På Hjälmareds- och Tolleby vattenverk, vilka båda använder klordioxid som primär desinfektion, har teoretiska överslagsberäkningar på uppehållstiden gjorts med hjälp av grundläggande hydraulik baserat på ritningar över kontaktbassängerna för klor och antaganden om en hydraulisk faktor. På Hjälmareds vattenverk har ett spårämnesförsök utförts för att experimentellt bestämma verklig uppehållstid i kontaktbassängen. Utifrån överslagsberäkning med en hydraulisk faktor blev uppehållstiden i Hjälmareds vattenverk lite mindre än tre timmar. Ct-värden för vattenverket har också tagits fram i syfte att kunna avgöra desinfektionens effektivitet mot mikrobiologiska föroreningar som kan spridas via vatten. Resultat från försöken visade att uppehållstiden är ungefär två timmar vilket stämmer ganska bra överens med beräknade värden men sämre överens med de antaganden som gjorts av personalen på vattenverket.

Nyckelord: Desinfektion, vattenverk, ODP, Ct-värde, spårämnesförsök, klordesinfektion, kontaktbassäng, effektiv uppehållstid, kalcium spårämne

Innehållsförteckning

Förord	VII
Ordlista	VIII
1. Inledning.....	1
1.1. Bakgrund.....	1
1.2. Syfte	1
2. Dricksvattenförsörjning, patogener och desinfektionsmedel	3
2.1. Dricksvattenförsörjning: Från råvatten till tappkran.....	3
2.1.1. Råvatten	3
2.1.2. Vattenrening	3
2.1.3. Distributionssystem	4
2.2. Vattenburna smittor	5
2.2.1. Bakterier	5
2.2.2. Virus	6
2.2.3. Parasiter	7
2.3. Desinfektionsmedel.....	8
2.3.1. Klor	8
2.3.2. Kloramin	11
2.3.3. Klordioxid.....	11
2.3.4. Ozon.....	11
2.3.5. UV-strålning	12
2.4. Strömningsförhållanden i desinfektionsbassänger	13
2.4.1. Pluggflöde och fullständigt omblandat flöde.....	13
2.4.2. Effektiv uppehållstid.....	14
2.5. Ct-begreppet.....	16
2.5.1. Optimal desinfektionspraxis	16
2.5.2. Mikrobiologisk riskanalys (MRA).....	21
3. Material och metod.....	22

3.1.	Hjälmares vattenverk	22
3.1.1.	Överslagsberäkning av uppehållstiden	23
3.1.2.	Spårämnesförsök i kontaktbassängerna	25
3.1.3.	Ct-beräkning	25
3.2.	Tolleby vattenverk	25
3.2.1.	Överslagsberäkning av uppehållstiden	27
4.	Resultat.....	28
5.	Diskussion och slutsats.....	30
	Referenser.....	33
	Bilagor.....	

Förord

Den här studien är ett kandidatarbete vid institutionen för Bygg- och miljöteknik som omfattar 15 högskolepoäng skrivet av studenter vid Chalmers Tekniska Högskola från civilingenjörsutbildningarna Väg- och Vattenbyggnad och Bioteknik under våren 2011.

Vi vill passa på att tacka Tekn dr Thomas Pettersson som skapade idén till det här projektet och har handlett oss under arbetets gång. Även ett stort tack till Tekn dr Andreas Lindhe som precis som Thomas bidragit med idéer och inspiration.

Ett stort tack till personalen på Hjälmareds Vattenverk i Alingsås som gjorde det möjligt för oss att genomföra den experimentella delen av vår studie. Ett särskilt tack till Anders Bernhardsson som fungerat som kontaktperson vid vattenverket och därmed haft en betydande roll för att provtagningarna vid vattenverket kunde genomföras.

Även ett stort tack till forskningsingenjör Mona Pålsson vid det miljökemiska laboratoriet på Chalmers som varit till mycket stor hjälp gällande den delen som omfattade laborativt arbete på vattnet från Alingsås.

Slutligen vill vi även tacka Tolleby vattenverk genom drifttekniker Jan Svensson för studiebesöket som genomfördes där.

Trevlig läsning!

Andreas, Annie, Johanna, Kim, Sofia och Therese



Ordlista

Antiviral – En kemikalie som förhindrar DNA-replikation hos virus och därmed förhindrar spridning av dessa.

Dehydrogenera – En kemisk reaktion där vätgas avlägsnas.

Dissociation – Jonbindningarna i ett ämne bryts, till exempel när salt löser sig i vatten. Fria joner bildas i lösningen.

Till exempel: $\text{NaCl (aq)} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Cl}^- \text{ (aq)}$

DNA - replikation– DNA-molekylen skapar en kopia av sig själv.

Fekal – Avföring.

Fördesinfektion – Den rening som sker innan huvuddesinfektionen för att öka effektiviteten.

Jongradient – Skillnad i elektrisk laddning över ett membran som ger upphov till en kraft.

Kinetik – Med kemisk kinetik avses läran om kemiska reaktioners hastighet.

Koagulera – Fällas ut i fast form.

Kontaminering – Förorening.

Primär desinfektion – Den desinfektion som sker i vattenverket, till exempel med klor.

Prokaryot – Kärnlösa organismer. Deras arvs massa, bakteriekromosomerna, är inte skild från cytoplasman med ett kärnmembran.

RNA – Ribonucleic acid, komplicerad makromolekyl som styr proteinsyntesen i cellerna. RNA förekommer även som bärare av arvs massan i vissa virus.

Sekundär desinfektion – Den desinfektion som sker på distributionsnätet.

Servisledning – Ledning från huvudledning in till bostaden.

TOC – Total organic carbon, ett mått på det totala organiska kolinnehållet i något medium.

Turbiditet – Ett mått på vattnets grumlighet.

Uppehållstid – Den tid som vattnet är i kontakt med desinfektionsmedlet i bassängen.

Vegetativ – Könlös fortplantning.

1. Inledning

Vattenburna sjukdomar som sprids via dricksvatten är relativt vanliga. Sedan centraliserad vattenförsörjning infördes har det funnits ett behov av att rena vattnet för att undvika smittospridning. I Milwaukee 1993 smittades över 400 000 människor av parasiten *Cryptosporidium* – samma parasit som 2010 drabbade Östersund och smittade över 10 000 människor (Primozone, 2010; Sveriges Radio, 2010). Med detta som bakgrund är det lätt att förstå varför desinfektion av dricksvatten är ett aktuellt ämne och varför det är intressant att studera och utreda hur säker desinfektion uppnås.

1.1. Bakgrund

Dagens vattenverk saknar en generell metod som kan anses helt tillfredsställande för att mäta och beräkna uppehållstiden i de kontaktbassänger där det färdigproducerade vattnet desinficeras. Uppehållstiden är den tid då vattnet är i kontakt med ett desinfektionsmedel i bassängen. Denna tid är viktig att veta för att kunna avgöra hur effektiv desinficeringen är. Många vattenverk doserar desinfektionsmedlet efter erfarenheter, kloröverskott eller mängden indikatorbakterier på distributionsnätet. Därför är en bättre bedömning av denna önskvärd för att kunna optimera desinfektionen. Uppehållstiden används bland annat vid *God Desinfektionspraxis* (GDP) och Mikrobiologisk Riskanalys (MRA), vilka är olika metodiker för att bedöma den mikrobiologiska barriärens effektivitet. I GDP används uppehållstiden (t) och klorkoncentrationen (C) för att kunna beräkna Ct -värdet som är produkten av C och t . Ct -värdet används för att få fram inaktiveringsgraden, avskiljningsgraden av mikroorganismer.

Innehållet av patogener och kemiska biprodukter ska minimeras i det färdigproducerade vattnet eftersom dessa är skadliga för både människa och natur. Valet av desinfektionsmedel påverkas av råvattnets kvalitet och vilka övriga steg som ingår i reningsprocessen. Därför bör även denna aspekt tas i beaktande för att få en säker desinfektion.

1.2. Syfte

Det övergripande syftet med studien är att ge fördjupad kunskap om hydrauliken i kontaktbassänger och därigenom kunna göra en säkrare uppskattning och beräkning av uppehållstiden samt ge en bra helhetsbild av vattenrening.

Studien genomförs dels med ett teoretiskt moment och dels med ett praktiskt moment. Det teoretiska avsnittet avser en litteraturstudie som behandlar vattenrening, smittor som sprids via vatten samt de olika desinfektionsmedel som används.

Det praktiska momentet avser studiebesök på Hjälmareds vattenverk i Alingsås och Tolleby vattenverk på Tjörn. På Hjälmareds vattenverk är målet att med hjälp av vattenprovtagning räkna fram en uppehållstid för kontaktbassängen och därefter analysera huruvida uppehållstiden överensstämmer med beräknade värden. Syftet är också att göra Ct-beräkningar utifrån GDP för att få fram hur bra mikrobiologisk barriärverkan desinfektionen på Hjälmareds vattenverk är. Studiebesöket på Tolleby vattenverk är menat att ge ökad kunskap om hur vattenverket är utformat och fungerar.

Rapporten behandlar inte andra barriärer än desinficering. Miljö- och hälsorisker för de anställda på vattenverken samt ekonomiska effekter berörs inte.

2. Dricksvattenförsörjning, patogener och desinfektionsmedel

Som bakgrund till studiens praktiska moment presenteras nedan en litteraturstudie. Syftet är att ge grundläggande kunskap och förståelse inom ämnet för att sedan kunna utföra provtagningar på ett vattenverk.

2.1. Dricksvattenförsörjning: Från råvatten till tappkran

Sedan 1983 är dricksvatten klassat som ett livsmedel i Sverige (Andersson, 2010). Det används cirka 160-180 liter dricksvatten per person och dygn. Av det dricksvatten som konsumeras i Sverige kommer ungefär 50 procent från ytvatten. Den andra hälften kommer från grundvatten, där mängderna fördelas lika mellan naturligt grundvatten och konstgjord infiltration (Svenskt Vatten, 2011). I Sverige finns drygt 1700 kommunala vattenverk varav 1500 är grundvattenverk och 200 är ytvattenverk samt privata brunnar (Svenskt Vatten, 2011).

2.1.1. Råvatten

Råvattnet som används vid dricksvattenproduktion kommer antingen från en yt- eller grundvattentäkt. Konstgjord infiltration kan användas för att öka mängden grundvatten, vilket innebär att ytvatten filtreras genom marken (Svenskt Vatten, 2011). Grundvatten med tillräcklig uppehållstid och väl skyddat mot ytvattenpåverkan är av högre mikrobiologisk vattenkvalitet än ytvatten och kräver därför färre reningssteg i vattenverket. På grund av detta renas grundvatten och ytvatten med olika reningstekniker. Ytvattnet leds från täkten till vattenverken via ledningar som är försedda med galler vid råvattenintaget vid vattenverket och grundvatten pumpas upp ur borrade brunnar (Lindström, 2009).

2.1.2. Vattenrening

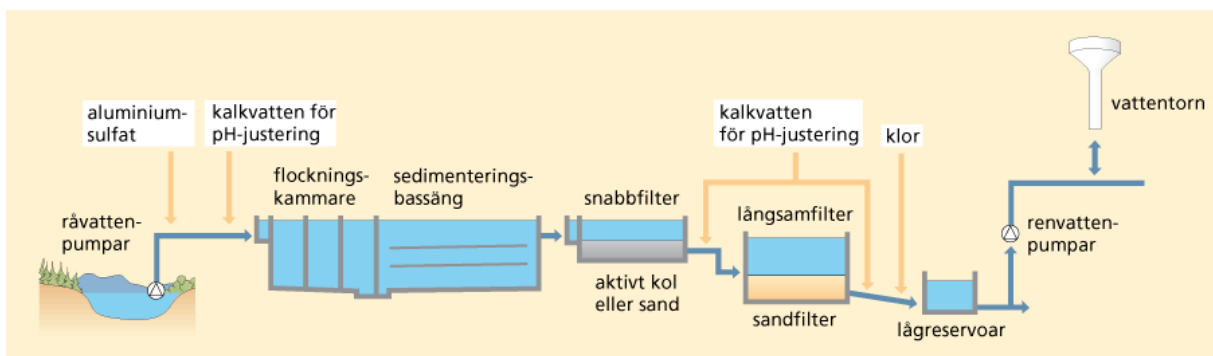
I vattenverket leds råvattnet genom ett flertal reningssteg för att uppnå de krav livsmedelsverket ställer på dricksvatten (Livsmedelsverket, 2001). Vanliga steg är kemisk fällning, sedimentering, långsamfiltrering, membranfiltrering och primär desinfektion. Reningsstegen i ett vattenverk kan se ut enligt figur 2.1.

Kemisk fällning innebär att en koagulant, vanligtvis aluminiumsulfat eller järnklorid, tillsätts vattnet som gör att flockar bildas av löst organiskt material. Dessa flockar avskiljs genom sedimentation där flockar sjunker till botten, eller genom flotation där flockar flyter upp till ytan. De partiklar som återstår i vattnet avlägsnas genom ett snabbfilter bestående av aktivt kol, sand eller både aktivt kol och sand.

Långsamfiltrering sker genom att vattnet passerar tjocka sandbäddar där bakterier bryter ned det kvarvarande organiska materialet (Stockholm Vatten, 2010). Primär desinfektion utförs genom kemisk desinfektion såsom klorering eller ozonering, eller genom att UV-strålning verkar avdödande eller inaktiverande.

Membranfiltrering är ett enkelt sätt att rena vatten med minimal tillsättning av kemikalier och ger bra resultat på kraftigt kontaminerat vatten (Björks rostfria AB, 2011). Vid membranfiltrering avskiljs partiklar genom att låta vattnet pressas genom membran med mycket små porer. Beroende på vad som ska filtreras kan membranen anpassas till olika storlekar. De fyra olika typerna av membranfilter, med olika porstorlekar är: Mikrofilter, Ultrafilter, Nanofilter och Omvänd osmos.

Innan vattnet är färdigproducerat tillsätts kalk, lut eller kolsyra för att justera pH-värdet till ungefär pH 8 så att risken för korrosion på ledningsnätet minskar. Slutligen kan ytterligare ett desinfektionsmedel till exempel kloramin tillsättas innan det leds vidare ut i distributionssystemet (Göteborgs Stad, 2011), så kallad sekundär desinfektion, för att minska risken för mikrobiologisk tillväxt med påväxt av biofilm på ledningsväggarna (Steier, 2005).

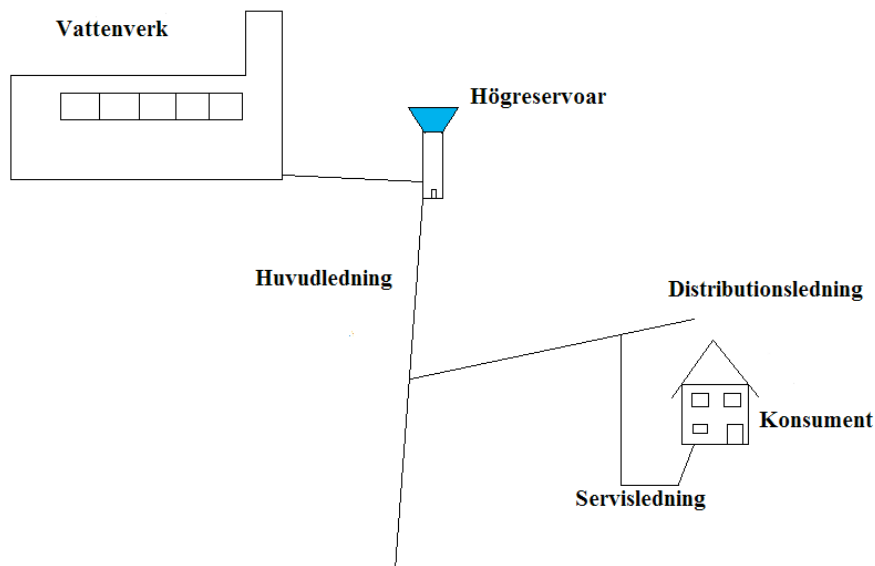


Figur 2.1. Figuren visar en schematisk bild över hur ett vattenverk kan se ut. (Nationalencyklopedin, 2011)

2.1.3. Distributionssystem

Ledningsnät, reservoarer och tryckstegringsstationer är delar i ett distributionssystem med ledningar från vattenverk till konsument. Ledningsnätet i sin tur är uppbyggt av huvudledningar, distributionsledningar och servisledningar som förser konsumenterna med dricksvatten, se figur 2.2. Vattenförbrukningen i samhället varierar över dygnet, men produktionen av dricksvatten är relativt jämn. Hög- och lågreservoarer används för att lagra det vatten som produceras då förbrukningen är lägre samt förse konsumenterna med vatten även under perioder då förbrukningen är högre än produktionen. Högreservoarer, till exempel

vattentorn, används även för att hålla ett jämnt tryck i ledningarna. Tryckstegringsstationer används för att höja trycket i ledningarna om trycket är för lågt för att nå alla konsumenter (Lindström, 2009).



Figur 2.2. Bilden illustrerar ett distributionssystem från vattenverk till konsument.

2.2. Vattenburna smittor

Smittor som sprids via vatten orsakas av olika patogener som kan delas in i bakterier, virus och parasiter. Eftersom dessa skiljer sig åt gällande förökning, överlevnad och uppbyggnad måste de också bekämpas på olika sätt. För att utföra vattenrening med gott resultat krävs alltså en viss kunskap om de vanligaste patogenerna som förekommer i vatten.

2.2.1. Bakterier

Bakterier är encelliga organismer som tillhör prokaryoterna. De har alltså cellvägg men saknar cellkärna och organeller. Bakteriella patogener är vanliga i dricksvattnet och kan förekomma naturligt eller genom kontaminering som sprids till vattnet. Den patogenen som oftast påvisats i svenska dricksvattensystem är *Campylobakter* (Hällqvist, 2010). Detta är en tarmbakterie som förekommer i många olika djur och utsöndras via avföring. Därigenom kan den spridas till vattentäcker och orsaka allvarlig diarré.

E.coli är den mest välkända bakterien och hela dess arvs massa är kartlagd. Människor har uppskattningsvis tio gånger så många bakteriella celler som mänskliga celler i sin kropp. De flesta av dessa finns i tarmen och en stor del av dem är *E.coli*. Vanligtvis är *E.coli* helt ofarlig, till och med nödvändig, men vissa stammar av *E.coli* är extremt farliga, t.ex. EHEC som

sprids till vattentäkter via nötboskap. Eftersom *E.coli* är naturligt förekommande i avföring kan denna bakterie användas som indikator för att se om vattnet innehåller höga halter av fekal påverkan, exempelvis från utsläpp av avloppsvatten (Smittskyddsinstitutet, 2010).

Ett vanligt släkte av vattenlevande bakterier är *Legionella*. *Legionella*-bakterier trivs i stillastående vatten och kan lätt spridas till vattenledningssystem. Bakterien ger upphov till den ökända legionärsjukan och kan vara mycket skadlig för personer med nedsatt immunförsvar. Andra bakterier som kan spridas via vatten är *Salmonella*, *Shigella* och *Y.enterocolitic* (Hällqvist, 2010). Dessa tre orsakar magsjuka med diarrésymptom.

2.2.2. Virus

Virus har ingen egen metabolism eller reproduktionssystem utan måste infektera en värdcell med sin arvsmassa och sen utnyttja cellens maskineri för att producera nya viruspartiklar. De består av arvsmassa i form av DNA eller RNA som omgivs av ett skyddande proteinhölje. De är avsevärt mycket mindre än en cell och därför var det först i början av 1900-talet som de lyckades isoleras. Infekterade celler brukar vanligtvis överproducera viruspartiklar tills cellerna spricker eller självdör och släpper ut de nya viruspartiklarna. Virus är ofta mycket smittsamma och kräver vanligtvis få viruspartiklar för att infektera en värd. De vanligaste vattenburna virustyperna orsakar framförallt magsjuka. Detta kan vara dödligt om den drabbade har nedsatt immunförsvar. Den absolut vanligaste orsaken till magsjuka har visat sig vara en virusfamilj som heter norovirus, vilken bland annat orsakar vinterkräksjuka (Nordgren, 2009).

Norovirus är ett (+)ssRNA-virus vilket innebär att det har singelsträngat RNA som kan replikeras direkt utan att behöva en komplementär sträng (Nordgren, 2009). Den tillhör familjen *Caliciviridae* vilken innehåller flera andra humana virus, till exempel sapovirus. I början på 1900-talet antogs bakterier orsaka de flesta fallen av magsjuka. Förbättrade diagnostiseringsverktyg har senare visat att större delen av fallen beror av virus (Nordgren, 2009). Det finns studier som visat att enbart norovirus orsakar ungefär hälften av alla magsjukefall världen över årligen, vilket uppgår till runt 267 miljoner (Nordgren, 2009).

Ett annat mycket vanligt virus som orsakar magsjuka är rotavirus, vilket tillhör familjen *Reoviridae*. Rotavirus är ett dsRNA-virus, vilket innebär att den har dubbelsträngat RNA. Det är framförallt barn under fem år som drabbas av rotavirus (Nordgren, 2009). Det finns ytterligare två familjer av virus som är mycket vanliga orsaker till magsjuka. Dessa är

Atroviridae(+ssRNA) och *Adenoviridae*(dsDNA) vilka framförallt angriper unga barn (Nordgren, 2009).

2.2.3. Parasiter

Protozoa är en parasitgrupp som består av encelliga organismer och tillhör eukaryoterna. Detta innebär att de har en cellkärna kring sin arvs massa och interna organeller. Dessutom saknar de bakteriernas cellvägg och är därmed resistenta mot de flesta former av antibiotika. Därför är många parasitinfektioner svårare att bota än de flesta bakteriella infektionerna. Parasiter är generellt sett mer robusta än bakterier mot omgivningsfaktorer vilket medför att de är motståndskraftiga mot de flesta desinfektionsmedel. De vanligaste vattenburna parasiterna är *Giardia lamblia* och *Cryptosporidium Parvum* (Hällqvist, 2010).

Giardias livscykel har två steg. När parasiten är utanför en värd är den i en inaktiv fas som kallas cysta. I denna form är parasiten mycket resistent mot yttre påverkan från exempelvis hög respektive låg temperatur, pH-variation och kemiska angrepp (Maier, Pepper & Gerba, 2000). När den kommer in i en människas eller djurs mag- tarmsystem aktiveras cystan av magens surhet och blir vegetativ. Parasiten hakar fast på epitelcellerna som tar upp näring i tarmen och parasiten kan därmed fortplanta sig. Då parasiten täcker cellerna, och förhindrar tarmens närings- och vattenupptag, drabbas värden ofta av undernäring och diarré. Celler som släpper taget och färdas genom tarmen stimuleras att byta tillbaka till cystform igen och på så sätt sprids *Giardia* via avföring till vattensystem (Maier, Papper, & Gerba, 2000).

Utbrott orsakade av *Cryptosporidium* är ovanligare än *Giardia* i Sverige. År 2010 rapporterades 392 fall av infektion, vilket dock är en kraftig ökning från tidigare år. Av dessa är 180 verifierade fall från det stora utbrottet i Östersund (Smittskyddsinstitutet, 2011). *Cryptosporidium* har en mer komplex livscykel än *Giardia* vilken innefattar både sexuell och asexuell fortplantning. Asexuell fortplantning innebär att en organism delar sig och inget genetiskt utbyte sker till skillnad från sexuell reproduktion. Istället för att bilda cystor genomgår parasiten sporbildning. Sporer liknar *Giardias* cystor, men är ännu tåligare. *Cryptosporidium*s sporer överlever flera veckor i öppet vatten och det är praktiskt omöjligt att inaktivera dem med konventionell desinfektion (Maier, Pepper, & Gerba, 2000). Väl fasthakad i tarmens epitelceller kan *Cryptosporidium* genomgå en speciell typ av asexuell reproduktion där cellens komponenter delas tre gånger, varpå den spricker och åtta så kallade identiska dotterceller släpps ut. Dessa smittar närliggande epitelceller. Parasiten sprids till andra organismer på samma sätt som *Giardia*.

2.3. Desinfektionsmedel

Desinfektion kan utföras med hjälp av en rad olika kemikalier och även med UV-ljus. Valet av kemikalie i kombination med vattnets sammansättning kommer vara avgörande för hur god desinfektion som uppnås samt vilka biprodukter som bildas i de kemiska reaktionerna. Bildandet av skadliga biprodukter är ett problem som också bör tas i beaktande vid val av desinfektionsmedel. Eftersom en del patogener är resistenta mot vissa kemikalier kan det ibland vara önskvärt att använda flera desinfektionsmedel för fullgod rening (Chalmers, 2000). Valet av desinfektionsmedel påverkas av vilken typ av patogener som ska avlägsnas eftersom alla desinfektionsmedel har varierande effekt på de olika patogenerna, se tabell 2.1. Även faktorer som hur länge desinfektionsmedlet får verka och koncentration av medlet påverkar dess effektivitet.

Tabell 2.1. Översikt över desinfektionsmedels effektivitet på olika patogener. Som förtydligande anses klor vara ett bättre desinfektionsmedel än kloramin vad gäller desinfektion av parasiter, dock anses båda vara dåliga. Flera andra faktorer spelar in och kan påverka effektiviteten kraftigt (Forss, 2011).

Desinfektionsmedel	Dålig	Knappt tillräcklig	God	Utmärkt
Klor	Parasiter			Bakterier, virus
Kloramin	Parasiter	Virus	Bakterier	
Klordioxid			Parasiter	Bakterier, virus
Ozon			Parasiter	Bakterier, virus
UV-ljus		Virus	Bakterier	Parasiter

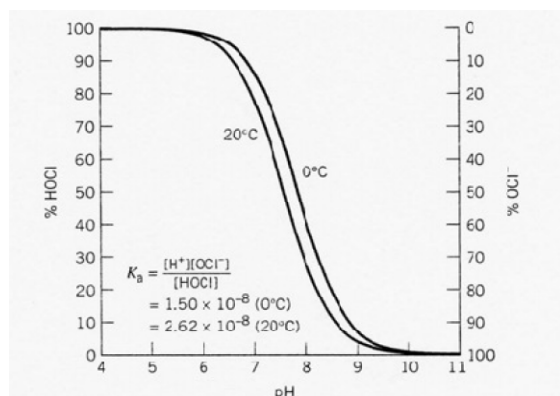
2.3.1. Klor

Klor har länge varit ansett som det mest effektiva desinfektionsmedlet. Det används framförallt i tre former; klorgas, natriumhypoklorit och kalciumhypoklorit. Klor ger en god inaktivering av en stor mängd patogener men ger dålig inaktivering mot parasiter, se tabell 2.1. Klor har även andra positiva effekter såsom att förebygga algväxt, avlägsna mangan och järn från vattnet samt kontrollerar smak och färg på vattnet. Dessutom är kunskapen om kloranvändning och hantering bred och det är en billig desinfektionsmetod (USEPA, 1999). Dosen av klor, beräknat som halten fri klorgas, Cl_2 , får normalt inte överskrida $1,0 \text{ g/m}^3$ enligt Livsmedelsverket (Livsmedelsverket, 2001).

När klorgas (Cl_2) löses i vatten hydrolyseras det till hypokloritsyra (HOCl) enligt följande formel:



Denna reaktion försurar vattnet på grund av den bildade vätejonen. Hypokloritsyra är en svag syra som dissocierar mellan pH 6.5 och 8.5. HOCl-formen av hypoklororitsyra är ca 70-80 gånger effektivare mot bakterier än dess anjon OCl^- . Alltså är klorering i högsta grad pH-beroende och bör användas i sur miljö, se figur 2.3. (USEPA, 1999).



Figur 2.3. Figuren visar förhållandet mellan hypoklorits olika former vid varierat pH (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b).

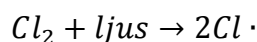
Klor har en extremt kraftig antibakteriell verkan och motverkar vanliga vattenburna bakterier som orsakar magsjuka som salmonella och dysenteri. Klorets antivirala verkan är inte lika kraftig som den antibakteriella vilket kan ställa till problem om doseringen är begränsad. I Sverige är den tillåtna maxdosen relativt låg och för att minska kloranvändningen ligger doseringen ofta långt under maxnivån. Det gör att virusinaktiveringen kan bli otillräcklig (Forss, 2011).

Studier har visat att den kraftigaste inaktiverande effekten sker på bakteriers cellvägg där kloreten påverkar permeabiliteten (USEPA, 1999). Detta resulterar i att jongradienter förstörs och att cellen dör. Undersökning av kloreringens inaktiveringsmekanism har dessutom visat att DNA-replikationen påverkas (USEPA, 1999). Detta är inte den primära desinfektionsmekanismen, men kan ändå ha stor betydelse för till exempel inaktivering av virus. Detta tyder på att kloreten DNA-skadande effekter inte krävs för att inaktivera bakterier.

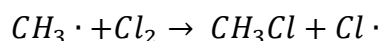
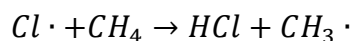
Anledningen till att klorgas fungerar som desinfektionsmedel är att det är en homogen molekyl, det vill säga två likadana atomer formar en molekyl. I vanliga fall när en bindning bryts tar en av atomerna bägge elektronerna och bildar en negativt laddad jon, men om atomerna är lika kan elektronparet delas upp och bilda fria radikaler. Radikaler är extremt

reaktiva vilket gör att de kan dehydrogenera kolväten och på så vis bilda halogenerade kolväten. En cancerogen biprodukt som bildas vid klorering är trihalometan (CHCl_3), vilket är en metanmolekyl där tre väteatomer har ersatts med kloratomer. Detta sker enligt följande reaktionsscheman:

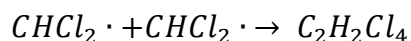
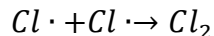
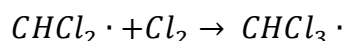
Initiering av radikalreaktion:



Fortsättning av reaktion:



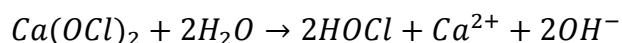
På så sätt fortsätter reaktionen och nya radikaler bildas när gamla förbrukas. Denna kedjereaktion avslutas först när två radikaler möts och återskapar ett elektronpar. Detta kan ske på flera sätt och illustreras nedan.



Natriumhypoklorit (NaOCl) och kalciumhypoklorit (Ca(OCl)_2) är de vanligast förekommande formerna av kommersiellt tillgänglig hypoklorit. Kalciumhypoklorit är vanligare i fast form medan natriumhypoklorit är vanligare i lösning. Detta gör dem lätta att dosera på mindre anläggningar. De kräver inte mycket utrustning och de har inte heller samma risker som klorgas. När natriumhypoklorit tillsätts till vatten dissocierar det snabbt till hypokloritsyra och hydroxidjoner enligt:



Kalciumhypoklorit har en liknande reaktion:



Då det bildas hydroxidjoner höjs vattnets pH till skillnad från reaktionen med klorgas där pH istället sänks (USEPA, 1999).

2.3.2. Kloramin

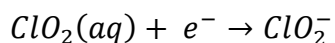
Kloramin bildas när klor och ammoniak blandas. Det används framförallt som sekundärt desinfektionsmedel eftersom det är mer stabilt än klor och därmed ger bättre skydd i distributionssystemet. Det är också en svagare oxidant än klor och kommer därför finnas kvar längre i vattnet. Kloramin kräver längre kontakttid än klor och producerar normalt färre biprodukter (USEPA, 2003).

2.3.3. Klordioxid

Klordioxid är ett kraftfullt oxidations- och desinfektionsmedel som ger en bra inaktivering av patogener, se tabell 2.1 (USEPA, 2003). Kemikalien tillverkas på plats vid användning och är ett minst lika bra desinfektionsmedel som klor. Den används framförallt för kontroll av lukt och smak samt oxidation av järn och mangan. Även nivåerna av halogenerade karboxylsyror och trihalometaner kontrolleras med klordioxid (USEPA, 2003). Natriumklorit (NaClO_2) tillsätts för att producera klordioxid. Koncentrationen av klordioxid får normalt inte överskrida $0,7 \text{ g/m}^3$.

Det som begränsar användningen av klordioxid är att klorit produceras som biprodukt. Om klordioxid används som desinfektionsmedel bör det användas tillsammans med aktivt kol eller en reducerande kemikalie som svaveldioxid för att ta bort kloriten som bildats (USEPA, 2003). Klordioxid användas framförallt som primärt desinfektionsmedel.

Klordioxid är en relativt liten, flyktig och energirik molekyl med en fri radikal, även när den förekommer i vattenlösningar (USEPA, 1999). Vid höga koncentrationer sker en kraftig reaktion med ett reducerande ämne. Klordioxid är en mycket selektiv oxidant och reduceras till klorit (ClO_2^-) när en elektron tas upp.



I dricksvatten dominerar klorit (ClO_2^-) som slutprodukt men reagerar ofta vidare och bildar andra klorföreningar (USEPA, 1999).

2.3.4. Ozon

Ozon är det desinfektionsmedel som studerats mest i syfte att hitta ett alternativ till klor. Eftersom molekylen är instabil måste den skapas på platsen där den ska användas. Det är ett kraftfullt oxidationsmedel och effektivare än klor, kloramin och klordioxid i syfte att inaktivera virus, bakterier och parasiter, vilket visas i tabell 2.1 (USEPA, 2003). Dock är ozon inte särskilt effektivt gällande inaktiveringen av cryptosporidium.

Effektiviteten hos ozon är mycket beroende av både temperatur och pH (USEPA, 2003). Kemikalien kan endast användas som ett primärt desinfektionsmedel eftersom det inte går att bevara i distributionsnätet. Då ozon är frätande och giftigt kan det vålla vissa säkerhets- och hälsorisker. En biprodukt som ozon bildar är till exempel bromat som inte får överstiga halten 0,010 mg/l i dricksvatten (USEPA, 2003).

2.3.5. UV-strålning

Att desinficera med UV-strålning blir allt vanligare. Fördelarna är att inga skadliga biprodukter bildas och att det är en säkrare metod jämfört med kemiska desinfektionsmedel (Chalmers, 2000). UV kan dock ge en viss fotooxidation som kan ge luktpåverkan genom tillväxt i humösa vatten¹. UV-ljuset tränger in i cellen och förstör livsnödvändiga cellorganeller och på så sätt inaktiveras cellen (USEPA 2003).

UV-strålning lämnar inte några desinficerande rester i vattnet som kan vara aktiva på distributionsnätet. Detta innebär att det krävs ett sekundärt desinfektionsmedel efter den här typen av desinfektion. Om vattnet är grumligt kan detta skydda organismerna från att utsättas för strålningen och dessutom kan organiskt material absorbera UV-ljuset så att doseringen behöver ökas. Därför bör UV-strålning framförallt användas på filtrerat vatten där grumlighet och mängden organiskt material är minskat (USEPA, 2003).

UV-strålning är energi i form av elektromagnetiska vågor som inaktiverar patogener genom en fotokemisk reaktion. UV-strålarna tränger in i patogenernas celler och energin reagerar med cellkomponenterna så att dessa dör eller skadas (USEPA, 1999). Det optimala UV-området för bakteriedödande effekt är 245 – 285 nm. Inaktiveringen av patogener är direkt proportionell mot UV-dosen.

UV-dosen beräknas enligt följande:

$$D = I * t$$

Där D är UV-dosen ($\text{mW} \cdot \text{s}/\text{cm}^2$), I är intensiteten (mW/cm^2) och t är exponeringstiden (s).

¹ Olof Bergstedt, Göteborg Vatten, 2011-05-17

Detta innebär att en låg dos UV-strålning under en lång tid har samma effekt som en hög dos under en kort tid (USEPA 1999). Enligt första ordningens kinetik kan antalet överlevande patogener (N) beskrivas som en funktion av dosen UV-strålning (D) och exponeringstiden (t).

För bakteriegruppen coliformer (t ex *E.coli*) gäller följande samband:

$$N = f * D^n$$

där f är en empirisk vattenkvalitetsfaktor och n är en empirisk koefficient relaterad till dosen UV-ljus. Den empiriska vattenkvalitetsfaktorn avspeglar förekomsten av partiklar, färg och liknande i vattnet. För vattenrening beskrivs ofta denna faktor som en funktion av turbiditet och transmittans eller absorbans (USEPA, 1999).

2.4. Strömningsförhållanden i desinfektionsbassänger

Den tid då vattnet är i kontakt med desinfektionsmedlet i kontaktbassängerna benämns uppehållstid eller kontakttid. Då kontaktbassängen är ideal är medlet i kontakt med allt vattnet under lika lång tid. I en ideal kontaktbassäng kan den teoretiska uppehållstiden (T) beräknas som:

$$T = V/Q \quad (2.1)$$

där V är volymen av kontaktbassängen och Q är inflödet till bassängen (Bhandari, 2006).

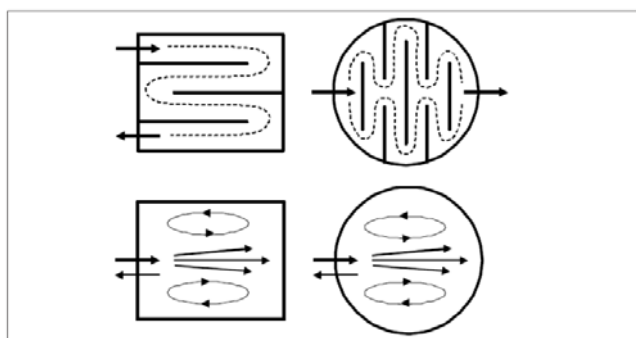
Generellt finns det i teorin två olika typer av flöden som kan uppkomma när vatten strömmar in i en kontaktbassäng. Det ena är pluggflöde som uppkommer i en ideal kontaktbassäng och det andra är fullständigt omblandat flöde.

2.4.1. Pluggflöde och fullständigt omblandat flöde

Pluggflöde innebär att vattnet inte omblandas utan allt vatten transporteras som en plugg och med samma hastighet genom bassängen. Detta innebär att uppehållstiden är samma för allt vatten och ekvation 2.1 kan användas. Fullständigt omblandat flöde medför att inkommande vatten omblandas totalt och momentant med befintligt vatten i kontaktbassängen. I praktiken får vattnet olika uppehållstid eftersom en del kan ta kortare väg rakt genom bassängen, medan annat vatten kan fördröjas i så kallade döda zoner. En död zon innebär att vattnet står stilla i kontaktbassängen och därmed får längre uppehållstid än vattnet som flödar. Vilket av de två flödena som uppkommer beror på hydrauliken i bassängen som bland annat påverkas av bassängutformning, in- och utloppens placering samt vattenflödet, se figur 2.4.

Pluggflöde erhålls främst genom att utforma bassängen med ett stort längd- breddförhållande, in- och utlopp i vardera änden av bassängen, bafflar som styr strömningen, bassänger i serie samt ett konstant vattenflöde. Nackdelarna med pluggflödesbassänger är de låga strömningshastigheterna och den svaga turbulensen som kan uppstå. Det medför att temperaturskiktningar i vattnet kan uppkomma på grund av att vattnet har olika densitet vid olika temperaturer. Om temperaturskiktningar uppstår minskar pluggeffekten i bassängen (Nordblom & Ljunggren, 2007).

I kontaktbassänger för klor är det teoretiskt mest lämpligt att använda pluggflöde eftersom detta ger en längre kontakttid för kloreten att verka på patogenerna i vattnet. Det är dock svårt att praktiskt uppnå fullständigt pluggflöde. De flesta bassänger kommer ha ett mellanting av de två strömningsförhållandena (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b).



Figur 2.4. De två övre bilderna visar pluggflöde där bassängerna har in- och utlopp i vardera ände samt är försedda med bafflar. De undre bilderna visar fullständigt omblandat flöde (Nordblom & Ljunggren, 2007).

2.4.2. Effektiv uppehållstid

Effektiv uppehållstid är den verkliga uppehållstiden i kontaktbassängen vilken kan beräknas genom spårämnesundersökningar då kontaktbassängen är i drift. Vid dimensionering kan den bestämmas genom ett antagande om en viss hydraulisk faktor enligt ODP-metoden (se nedan).

2.4.2.1. Hydraulisk faktor

För att beräkna den effektiva uppehållstiden då en kontaktbassäng dimensioneras används en hydraulisk faktor, se tabell 2.2 nedan. Den teoretiska uppehållstiden (T), se ekvation 2.1, multipliceras med den hydrauliska faktorn (t_{10}/T) samt en faktor som beror på antalet bassänger i serie. Den hydrauliska faktorn beskriver hur stor grad av pluggflöde som kan förekomma i kontaktbassängen. Graden av pluggflöde bestäms till exempel av om in- och

utloppen är skärmade, om det finns bafflar i bassängen och hur stort längd- bredd förhållandet är (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009a).

Tabell 2.2. Tabellen visar hur den hydrauliska faktorn (t_{10}/T) påverkas av bassängens utformning samt graden pluggflöde (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b, vår översättning).

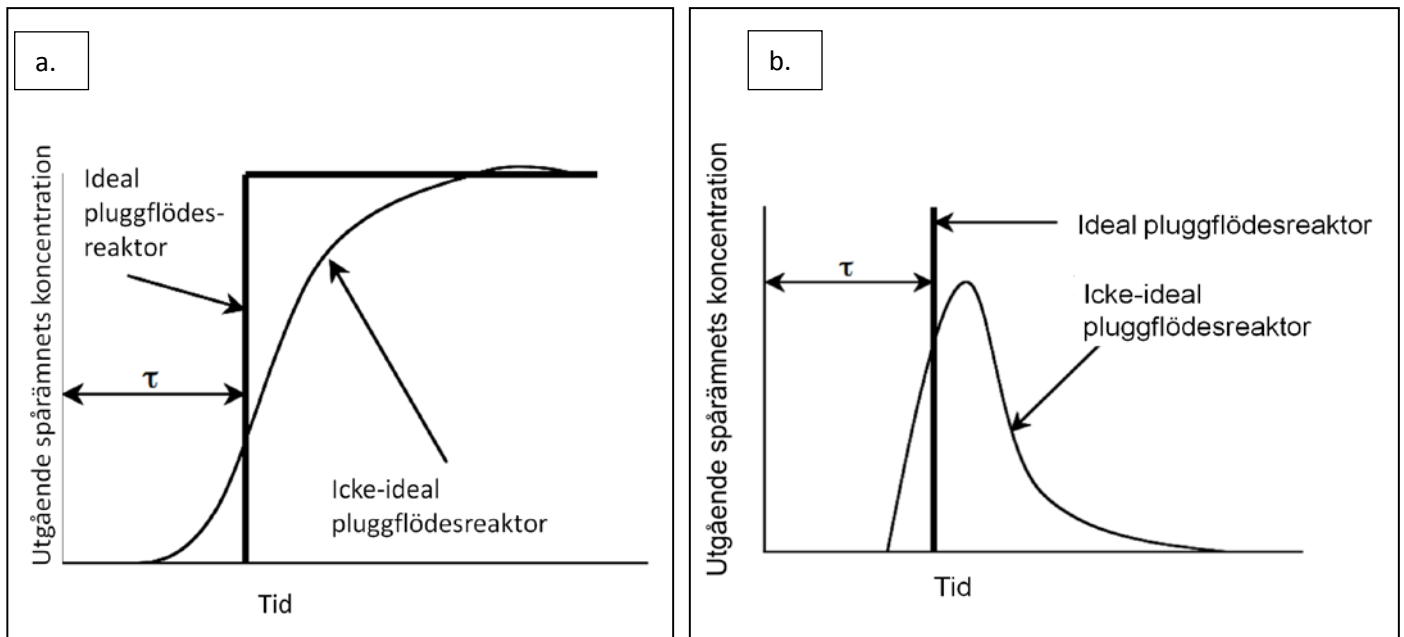
Graden av pluggflöde	t_{10}/T hydraulisk faktor	Beskrivning	Faktor: 2 i kammare serie	Faktor: 3 i kammare serie
Inget pluggflöde (Fullständigt omblandat flöde)	0,1	Inga skärmar, full omblandning, hög in- och utloppshastighet, lågt längd/bredd-förhållande	2,0	3,0
Dåligt	0,3	Inga skärmar, en eller flera inlopp och utlopp	1,8	2,5
Medel	0,5	Skärmat inlopp och utlopp, ingen skärmning i själva bassängen	1,5	1,8
Ganska bra	0,7	Skärmat inlopp och utlopp, bafflar i bassängen. Stort längd/bredd- förhållande	1,3	1,4
Mycket bra	0,9	Skärmat inlopp och utlopp, bafflar i bassängen. Mycket stort längd/bredd-förhållande	1,1	1,1
Perfekt	1	Rörströmning	1,0	1,0

2.4.2.2. Spårämnesförsök

Vid driftsituation kan t_{10} , tiden det tar för tio procent av ett tillsatt spårämne att passera kontaktbassängen, bestämmas genom spårämnesundersökningar. Ett spårämne, en icke-reaktiv kemikalie, med bestämd koncentration tillsätts vid inloppet till kontaktbassängen. Koncentrationen mäts sedan som funktion av tiden vid utloppet. En graf ritas upp med koncentrationen som en funktion av tiden (Bhandari, 2006).

Två ofta använda och ekvivalenta metoder för att bestämma uppehållstiden och hur ett spårämne tillsätts finns: *kontinuerlig dosering* och *momentan dosering*. *Kontinuerlig dosering* innebär att en konstant dos av spårämnet kontinuerligt tillsätts till dess att utloppskoncentrationen är lika med inloppskoncentrationen, se figur 2.5.a. *Momentan dosering* innebär att en koncentrerad puls av spårämnet tillsätts, se figur 2.5.b. I en ideal

pluggflödesreaktor ger en momentan dosering en spik i utflödeskoncentrationen. Vid kontinuerlig dosering fås en konstant ökande koncentration i utloppet.



Figur 2.5. (a) visar kontinuerlig dosering av konstant dos av spårämnet. (b) Momentandosering av en koncentrerad puls av spårämnet. Vid ideala förhållanden fås en vertikal linje (Bhandari, 2006, vår översättning).

2.5. Ct-begreppet

För att uppnå tillräckligt god hygienisk kvalitet och minimera patogenerna till acceptabla nivåer måste vattnet desinficeras (Andersson, 2010). Det finns olika desinfektionsmedel att tillsätta och dess effekter är olika beroende på vilket av dem som används, där klor är ett av de vanligaste desinfektionsmedlen i dricksvattenverk. Effekten av hur bra desinfektionsmedlet verkar beror på kontakttiden (t), koncentrationen av desinfektionsmedlet (C), ämnen som påverkar reaktionen (till exempel TOC-halten), pH-värde samt temperatur (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b). Produkten av C och t kallas av den anledningen Ct -värdet och uttrycks i $\text{mg} \cdot \text{min} / \text{l}$. Det finns gränsvärden för hur hög koncentrationen av desinfektionsmedel får vara i Svenska vattenverk. För att uppnå tillräcklig inaktivering måste därför kontakttiden i vissa fall förlängas (Andersson, 2010).

2.5.1. Optimal desinfektionspraxis

Optimal desinfektionspraxis (ODP) är ett projekt som finansierats av Norsk Vann och Svenskt Vatten Utveckling (Svenskt Vatten, 2011). God desinfektionspraxis (GDP) är en modell som ingår i ODP, vilken kan användas för att kontrollera om ett vattenverk har tillräckliga

barriärer mot mikrobiologisk förorening såsom patogener. GDP-modellen bygger på fem olika steg för att beskriva hur bra motstånd vattenverket har mot patogener. Den tar hänsyn till flera faktorer såsom råvattenkvaliteten, antalet konsumenter, övervakning av vattnet i anläggningen samt de vattenreningsåtgärder som för tillfället brukas. De hygieniska barriärerna i vattenverken måste minst avskilja 99,9 procent av de bakterier och virus som finns i vattnet (log3– reduktion) och 99 procent av parasiterna (log2-reduktion).

2.5.1.1. Bestämning av effektiva uppehållstiden (t_{eff}) för klor

Enligt ODP är t_{10} den lämpligaste metoden för att bestämma den effektiva uppehållstiden t_{eff} . Tiden t_{10} utgår från den tid det tar för 10 procent av ett tillsatt spårämne att passera bassängen, vilket innebär att 90 procent är kvar. Bestämning av t_{eff} kan göras antingen genom teoretiska beräkningar eller genom att göra spårämnesundersökningar (se kap 2.4.2.2.). Teoretiskt gäller ekvationen nedan, variablerna illustreras i figur 2.6.

$$t_{eff} = (V/Q) * (t_{10}/T) \quad (2.2)$$

t_{eff} = effektiva uppehållstiden

V = volymen av kontaktbassäng

Q = dimensionerade vattenflöde

t_{10}/T = hydraulisk faktor

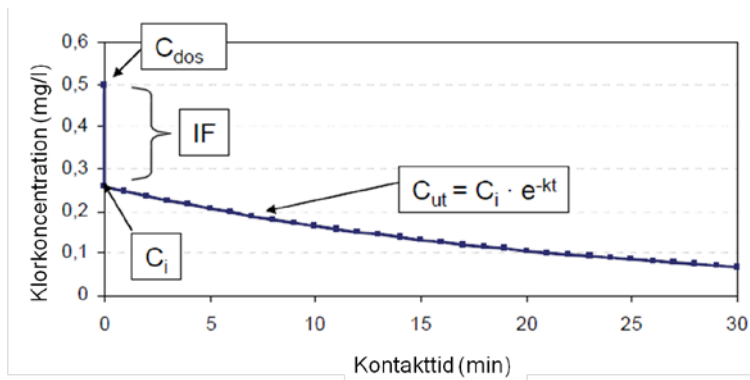
där T = den teoretiska uppehållstiden = V/Q



Figur 2.6. Schematisk skiss över en klorkontaktbassäng.

2.5.1.2. Bestämning av koncentrationen (C) för klor

När klor tillsätts som desinfektionsmedel (C_{dos}) kommer det först att oxidera med det organiska materialet i vattnet. Den här reaktionen går mycket fort och det klor som förbrukats vid denna process benämns initialförbrukning (IF), enligt figur 2.7. När det organiska materialet har oxiderats har koncentrationen sjunkit till initialkoncentrationen (C_i). Därefter sker en exponentiell reduktion av klorkoncentrationen.



Figur 2.7. Arean under kurvan vid en viss kontaktid motsvarar Ct-värdet (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b).

Sambandet mellan C_{dos} och C_i kan beskrivas med följande ekvation:

$$C_i = C_{dos} - IF \quad (2.3)$$

Den exponentiella reduktionen kan beskrivas med ekvationen:

$$C_{ut} = C_i * e^{-kt} \quad (2.4)$$

där t är uppehållstiden och k är avklingningskonstanten för klor. Avklingningskonstanten beror av klorhalten och vattenkvaliteten. Koncentrationen (C_i) är inte konstant utan beskriver förändringen från C_{in} till C_{ut} . Initialförbrukningen sker så fort att den antas vara momentan och desinficeringen av patogener börjar först när initialkoncentrationen är nådd (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b).

2.5.1.3. Initialförbrukningen och avklingningskonstanten för klor

För att kunna utföra beräkningarna för att få ut koncentrationen krävs att IF och k är kända. De kan bestämmas genom mätningar i anläggningen, genom tester på vattnets sammansättning eller en kombination av dessa. I driftsituation bestäms IF och k genom mätningar i anläggningen. I dimensioneringssituation måste dessa värden beräknas utifrån de resultat som erhållits utifrån laborieförsök gällande vattnets sammansättning och finns som tabellvärden.

I driftsituation i ett vattenverk är det önskvärt att känna till den dos som tillsätts (C_{dos}) och den koncentration av klor som lämnar bassängen (C_{ut}). Genom att mäta koncentrationen på en speciell plats i kontaktbassängen, till exempel vid inströmningen, kan detta värde användas för att beräkna avklingningskonstanten (k) då utloppskoncentrationen (C_{ut}) är given. Ekvationen nedan beskriver sambandet:

$$k = -\frac{\ln(C_{ut}/C_{in})}{t} \quad (2.5)$$

Därefter kan initialförbrukningen (IF) bestämmas, enligt ekvationen (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b):

$$IF = C_{dos} - C_i = C_{dos} - (C_{ut}/e^{kt}) \quad (2.6)$$

I dimensioneringssituation bestäms k och IF utifrån tester som gjorts på vattnets sammansättning (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b). Följande modeller för att bestämma IF och k har tagits fram:

$$IF_{klor} = 0,06 * TOC + 0,36 * C_{dos} + 0,08 * (C_{dos}/TOC) - 0,12 \quad (2.7)$$

$$k_{klor} = 0,013 * TOC - 0,040 * C_i - (0,010 * C_i/TOC) + 0,022 \quad (2.8)$$

Modellen för IF-doseringen av klor är giltigt under förutsättning:

- Klordosen, $C_{dos} = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $TOC = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Beräknat $IF \leq C_{dos}$

Modellen för k-doseringen av klor är giltigt under förutsättning:

- Initialkoncentrationen, $C_i = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $TOC = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- beräknat $IF < C_{dos}$
- beräknat $k > 0,005$

Om klordosen (C_{dos}) och utloppskoncentrationen (C_{ut}) är kända så rekommenderas det att först bestämma initialförbrukningen (IF), enligt modellen ovanför. Sedan kan koncentrationen C_i beräknas genom att använda ekvation 2.3 och nedbrytningskonstanten (k) kan beräknas med ekvation 2.5.

Alltså bestäms IF via modellen och k genom att använda ekvationen istället för modellen. Detta eftersom osäkerheten betraktas som lägre i modellen för IF än modellen för k. Om endera klordosen (C_{dos}) eller utloppskoncentrationen (C_{ut}) är känd, så kan både k och IF bestämmas utifrån modellerna.

Eftersom värdena på IF och k är beroende av klordosen så måste en dos antas vid fastställandet av k. Om den beräknade klordosen inte uppfyller den antagna mängden så kan en ny dos antas, vilken ger nya värden på IF och k. En så kallad iterering måste göras tills den beräknade dosmängden överensstämmer med den antagna dosen.

2.5.1.4. Initialförbrukningen och avklingningskonstanten för Klordioxid

För att bestämma Ct-värden på ett vattenverk som desinficerar med klordioxid skiljer sig uträkningsmetoderna för att beräkna IF och k. Övriga beräkningssteg är samma som för klor.

$$IF_{klordioxid} = 0,10 * TOC + 0,61 * [C_{dos}]^{0,2} + 0,14 * \left(\frac{C_{dos}}{TOC} \right) - \frac{0,2}{C_{dos}} \quad (2.9)$$

$$k_{klordioxid} = 0,01 * [TOC]^{0,5} - 0,02 * C_i + 0,015 \quad (2.10)$$

2.5.1.5. Beräkning för att få ut Ct-värdet

Ct-värdet motsvarar arean under koncentrationförloppskurvan, enligt figur 2.7. Med utgångspunkt i initialkoncentrationen kan Ct-värdet beräknas för klor och klordioxid. Uttrycket för Ct blir:

$$C * t = (C_i/k) * (1 - e^{-kt}) \quad (2.11)$$

Med utgångspunkt i utloppskoncentrationen blir uttrycket för Ct (gäller enbart för klor):

$$C * t = (C_{ut}/k) * (e^{-kt} - 1) \quad (2.12)$$

2.5.1.6. Inaktiveringsgrad

Inaktiveringsgraden (Log(IA)) uttrycker den log-reduktion, avskiljningsgraden av mikroorganismer, som ett vattenverk har baserat på loginaktiveringen och Ct-värden. Inaktiveringsgraden beräknas enligt:

$$\text{Log(IA)} = n * C_{t_{\text{beräknat}}} / C_{t_{\text{nödvändig}}} \quad (2.13)$$

där n är den nödvändiga loginaktiveringen. $C_{t_{\text{beräknat}}}$ fås ur ekvation 2.9 eller 2.10 och $C_{t_{\text{nödvändig}}}$ fås ur tabell 2.3.

Tabell 2.3. Dimensionerande Ct-värden [$\text{mg} \cdot \text{min}/\text{l}$] för beräkning av inaktiveringsgrad (Ødegaard, Østehus, & Melin, 2009b, vår översättning).

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasiter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasiter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 – 8	1,5	2,0	6,0	8,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioxid	1,0	1,5	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	1,5	2,0	30	45

i.a. – icke angivet. Ct-värdena är så höga att de är ointressanta för alla praktiska syften

2.5.2. Mikrobiologisk riskanalys (MRA)

Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) är en metodik för att beräkna infektionsrisken för konsumenter som utsätts för patogener i till exempel dricksvatten (Roser et al, 2006). QMRA är framtaget för att få en standardmodell på dricksvattnet runt om i världen. World Health Organisation (WHO) sätter upp de gränsvärden och krav som finns för att säkerställa en god drickvattenkvalitet. Dessa har sedan tillämpats i QMRA för att vattenproducenterna själva ska kunna kontrollera att de uppfyller kraven.

I ett svenskt projekt har ett dator-simuleringsprogram tagits fram (MRA-verktyg) för att genomföra riskanalyser och riskbedömningar i dricksvattensystem. MRA bygger på QMRA, med värden anpassade för svenska förhållanden. I simuleringsprogrammet används statistiska metoder för att beräkna vattenreningen i normaldrift. Programmet beräknar smittorisken för en genomsnittlig konsument, det vill säga sannolikheten för att en person ska infekteras av dricksvattnet (Lundberg Abrahamsson, Ansker, & Heinicke, 2009).

För att få så tillförlitliga och bra resultat som möjligt krävs det stor noggrannhet vad gäller halterna av patogener i råvattnet. Detta medför att kunskaper om hur patogener avskiljs genom de olika reningsstegen samt hur variationen och spridningen i varje steg ser ut, är av stor betydelse. Noggrannheten i indata avgör noggrannheten i resultaten.

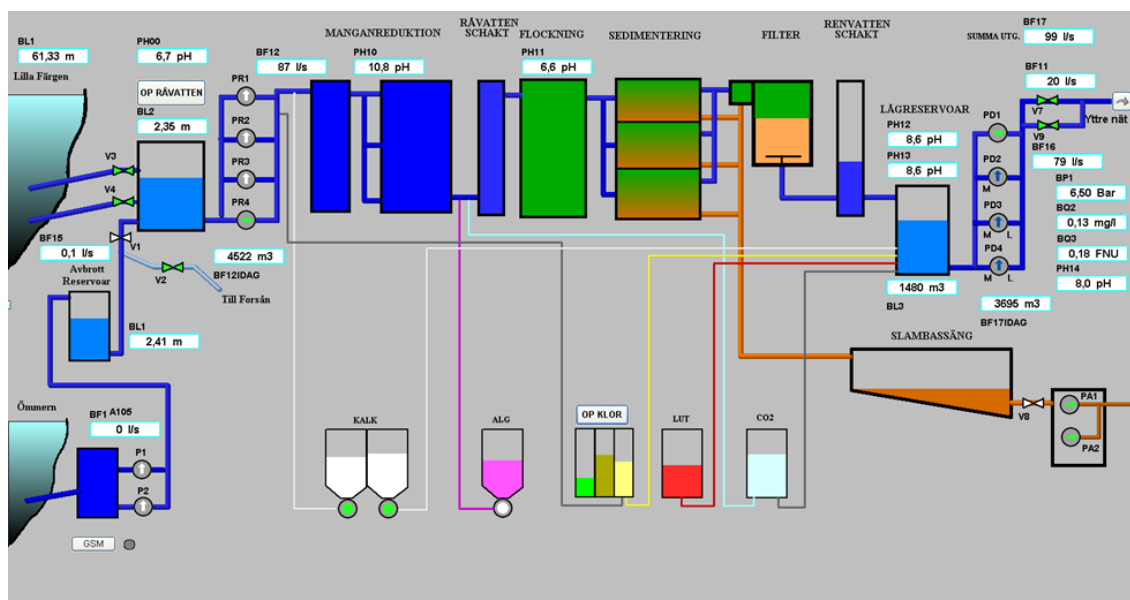
3. Material och metod

Studiens praktiska moment avser provtagning och laboration på vatten från Hjälmareds vattenverk i Alingsås där syftet är att experimentellt bestämma uppehållstiden, samt ett studiebesök på Tolleby vattenverk på Tjörn.

3.1. Hjälmareds vattenverk

Vattenverket i Hjälmared utanför Alingsås byggdes på 1950-talet och producerar idag dricksvatten åt cirka 26500 konsumenter. Råvattnet tas från sjön Lilla Färgen som bedöms ha god vattenkvalitet. Råvattnet tas från sjön via två intag på 18-respektive 22 meters djup där vattentemperaturen ligger kring 4 grader året runt. Vattenverket har en kapacitet på 15000-16000 m³ per dygn och producerar dagligen i genomsnitt cirka 7500 m³ (312 m³) dricksvatten. Det finns även en reservvattentäkt, som är sjön Ömmern.

Reningsstegen i Hjälmareds vattenverk inleds med flockning där aluminiumsulfat används som koagulant. Det finns även bassänger för manganreduktion i vattenverket. I dagsläget används inte dessa på grund av råvattnets goda kvalitet samt att sjön kalkas mot förorening. Därefter leds vattnet genom sedimentationsbassänger och vidare genom ett sandfilter. Efter sandfiltrena leds vattnet till lågreservoarerna där pH justeras med hjälp av kalk, lut eller kolsyra beroende på det aktuella pH-värdet. Reningsstegen är illustrerade i figur 3.1.



Figur 3.1. Översiktlig bild på reningsstegen i Hjälmareds vattenverk (Bernhardsson, 2011)

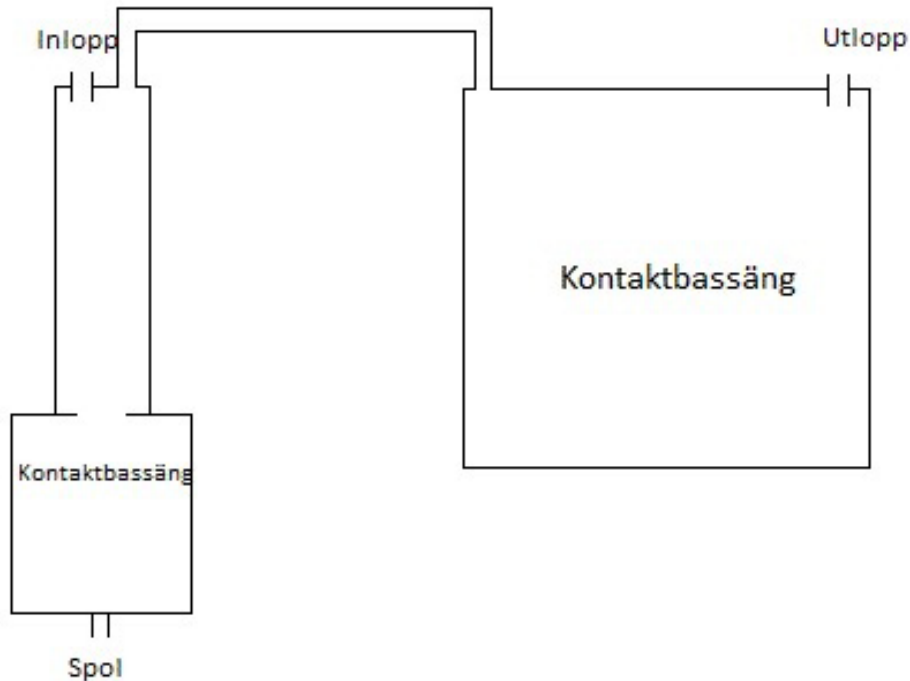
I lågreservoarerna sker även den primära desinfektionen genom att klordioxid tillsätts. Klordioxiden produceras genom att löst klorgas tillsätts en reaktor med saltsyra. Det är dock möjligt att en stor del av hypokloriten förblir oreagerad, vilket resulterar i att mycket lite klordioxid bildas². Den tillsatta klordosen i Hjälmarred är 0,75 mg/l och på utgående vatten är klorhalten 0,14-0,15 mg/l. TOC-halten varierar kring 6 mg/l på råvattnet och minskas till ungefär 3 mg/l på utgående vatten. Det maximala flödet som i praktiken används på vattenverket är lägre än kapaciteten och är 10 000 m³/dygn (414 m³/h).

3.1.1. Överslagsberäkning av uppehållstiden

I Hjälmarreds vattenverk finns det två kontaktbassänger. Den första bassängen är mindre och har en skiljevägg, medan den andra bassängen är större och har byggts till i efterhand för att öka kapaciteten. Dessa två bassänger sammanbinds med en ledning, se figur 3.2. Det finns även omblandningsbassänger där klor och vatten blandas innan det tillsätts råvattnet som leds in i kontaktbassängerna.

Den första bassängen är uppdelad i två delbassänger genom skiljeväggen. Den första delen, innan skiljeväggen, är 21,5 meter lång, 4,94 meter bred och cirka 3,5 meter hög. Den andra delen är 12,8 meter lång, 8,48 meter bred och ungefär 3,5 meter hög. Vattenytan antas inte vara lika hög som bassängen, vilket innebär att vattendjupet blir något lägre. Den större bassängen är 22,42 meter lång, 22,42 meter bred och har en höjd på 3,65 meter.

² Bo Berghult, Miljökemigruppen i Sverige AB, 2011-05-27



Figur 3.2. Schematisk skiss över klorkontaktbassängerna i Hjälmareds vattenverk.

Volymen vatten i kontaktbassängerna varierar vid normaldrift mellan 1400-1900 m³. Vid extremfall kan volymen uppgå till maximalt 2200 m³.

För att få en uppfattning om den teoretiska uppehållstiden har en överslagsberäkning utförts. Ledningen mellan bassängerna har försumrats då den troligtvis har liten påverkan på resultatet. Denna beräkning har gjorts genom att kontaktbassängernas maximala volym ($V_{\max}$) har dividerats med det maximala vattenflödet (Q) vilket har gett tiden (t), enligt ekvation 2.1 (Bilaga 3).

Två beräkningar har gjorts där det har antagits att det inte är pluggflöde i bassängen samt att det är två bassänger i serie (Bilaga 3). I den första beräkningen har värdena för V och Q tagits från normaldrift, det vill säga $V_{\text{normal}}=1650 \text{ m}^3$ och $Q_{\text{normal}}=312 \text{ m}^3$. I den andra beräkningen har den lägsta volymen och högsta volymen används, det vill säga $V_{\min}=1400 \text{ m}^3$ och $Q_{\max}=414 \text{ m}^3$. Ett antagande har även gjorts gällande en hydraulisk faktor (t_{10}/T). Den hydrauliska faktorn har antagits till 0,3 då bassängerna inte har några skärmar och längd/bredd-förhållandet är lågt. Ledningen mellan bassängerna har även i dessa beräkningar försumrats eftersom den förmodligen inte påverkar resultatet. Beräkningarna har gjorts enligt ekvation 2.2. Den hydrauliska faktorn och faktorn för antalet kammare i serie fås ur tabell 2.2.

3.1.2. Spårämnesförsök i kontaktbassängerna

Provtagningar på Hjälmareds vattenverk i Alingsås kommer att ske med hjälp av en spårämnesundersökning i kontaktbassängerna med en kontinuerlig dosering (se kap 2.4.2.2) den femte april och den tredje maj 2011. Ett spårämne, i det här fallet kalk i form av en konstant dos som är högre än normaldosering, tillsätts i den första bassängens inlopp och får sedan passera genom kontaktbassängerna för att så småningom nå den andra bassängens utlopp. Om kalkdosen höjs kraftigt vid en känd tidpunkt och prover tas vid både inlopp och utlopp med jämna tidsintervall kommer uppehållstiden att kunna beräknas. Detta görs genom att beräkna tidsskillnaden för den ökade dosen mellan inlopp och utlopp, eftersom detta är ett mått på hur lång tid det tar för kalken att passera genom kontaktbassängerna. Därefter kommer analys med Ethylene Diamine Tetraacetic Acid (EDTA) ske vilket innebär att ett färgomslag observeras vid en känd mängd tillsatt EDTA och utifrån denna volym kan kalkkoncentrationen beräknas (se Bilaga 1 och 2).

3.1.3. Ct-beräkning

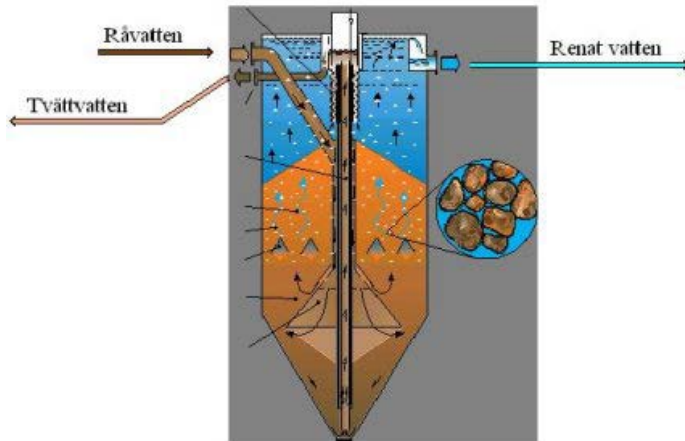
För att uppskatta hur bra barriärverkan klordesinficeringen i Hjälmed är har en Ct-beräkning gjorts. De beräknade värdena jämförs med de dimensionerande Ct-värdena i tabell 2.3 för att avgöra hur god inaktiveringen är (Bilaga 4). Ekvation 2.13 används för att beräkna inaktiveringsgraden, det vill säga den log-reduktion desinfektionen antas uppnå (Bilaga 5).

3.2. Tolleby vattenverk

Tolleby vattenverk byggdes år 1961 och ligger på Tjörn vid den bohuslänska kusten. Under sommaren producerar vattenverket dricksvatten till cirka 45 000 konsumenter och på vintern cirka 15 000 konsumenter. Skillnaden i produktionen beror på att de många sommarstugor som finns på Tjörn bara är bebodda under sommarhalvåret. Råvattnet tas från två sjöar, Bö tjärn och Tolleby tjärn, samt den konstgjorda sjön Olsby och från en mosse. Allt vatten pumpas till Bö tjärn där vattenintaget till vattenverket sker via ett intag på fem meters djup. Eftersom råvattenintaget ligger väldigt ytligt kan temperaturen på utgående dricksvatten uppgå till 20 grader på sommaren. Normal produktion på Tolleby vattenverk under sommarhalvåret är ca 3400 m³ per dygn (142 m³/h) och under vinterhalvåret cirka 2 400 m³ per dygn. Maximal kapacitet i vattenverket ligger på drygt 6000 m³ per dygn. Det finns även en reservvattenledning med råvatten från Stenungsund till vattenverket på Tjörn.

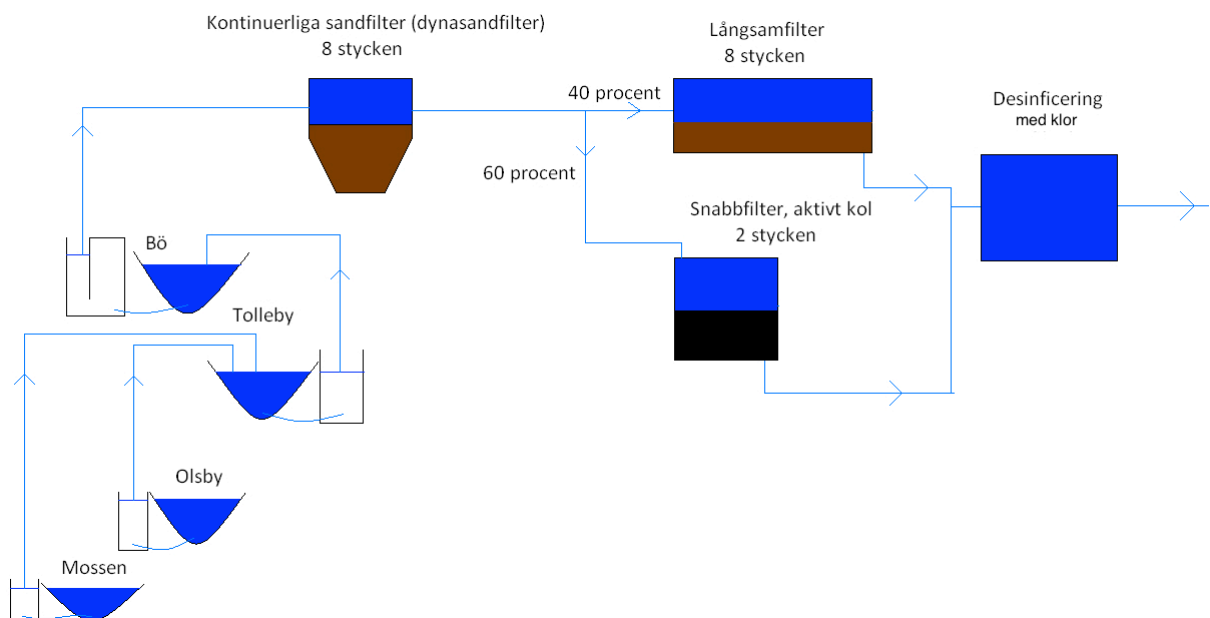
Det första av reningsstegen i Tolleby vattenverk är ett flockningssteg där aluminiumsulfat tillsätts som en koagulant. Vattnet leds sedan vidare genom åtta dynasandfilter, se figur 3.3. I

dess filter fastnar flockarna i sanden då vattnet trycks upp genom sanden. Tvättvattnet från dynasandfiltrena renas genom sedimentation i en lamellseparator för att kunna återanvändas i dynasandfiltrena igen tillsammans med nytt råvatten (Andersson, 2001).



Figur 3.3. Principskiss över hur ett dynasandfilter renar råvatten som ett första steg i vattenreningen (Strömstad, 2011).

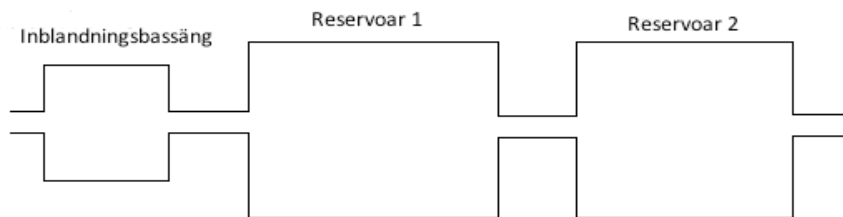
Efter dynasandfiltrena leds 40 procent av vattnet till fyra långsamfilter och 60 procent till kolfilter. Efter dessa processer leds vattnet till en inblandningsbassäng för klordioxid. Därefter hamnar vattnet i kontaktbassängerna och sedan ut på distributionsnätet. För en översiktlig bild över reningsstegen i Tolleby vattenverk se figur 3.4.



Figur 3.4. Översiktlig bild över råvattentäkterna och reningsstegen i Tolleby vattenverk

3.2.1. Överslagsberäkning av uppehållstiden

I Tolleby vattenverk finns först en inblandningsbassäng där klordioxiden blandas, vilken är tre gånger tre meter stor. Sedan finns det två kontaktbassänger som är 130 m^2 respektive 100 m^2 och i dessa fylls vattnet upp till två meters djup. Det medför en total volym för reservoarerna på 460 m^3 . Mellan bassängerna finns ett rör vilket är 500 millimeter långt och 300 millimeter i diameter, se figur 3.5.



Figur 3.5. Schematisk skiss över klorkontaktbassängerna i Tolleby vattenverk

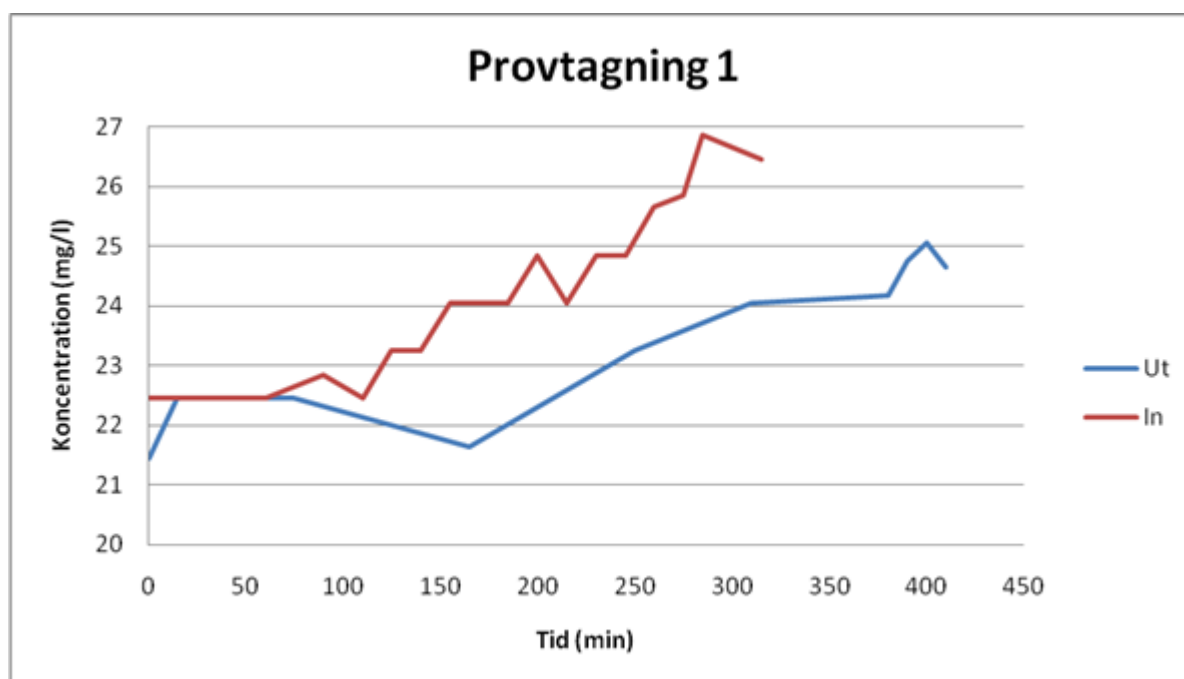
En överslagsberäkning av uppehållstiden i kontaktbassängerna har gjorts. I beräkningen har den totala volymen (V_{tot}) dividerats med det genomsnittliga vattenflödet på sommaren (Q) enligt ekvation 2.1. Ledningarna mellan bassängerna har försummats då de inte anses påverka resultatet nämnvärt (Bilaga 3).

Den hydrauliska faktorn har antagits till 0,5 på Tolleby vattenverk då det inte finns någon skärmning i bassängen. Volymen och flödet antas vara samma som för beräkningen med pluggflöde. Ledningen mellan bassängerna har försummats i beräkningen eftersom den förmodligen inte påverkar resultatet. Beräkningen har gjorts enligt ekvation 2.2. Den hydrauliska faktorn och faktorn för antalet kammare i serie fås ur tabell 2.2 (Bilaga 3).

4. Resultat

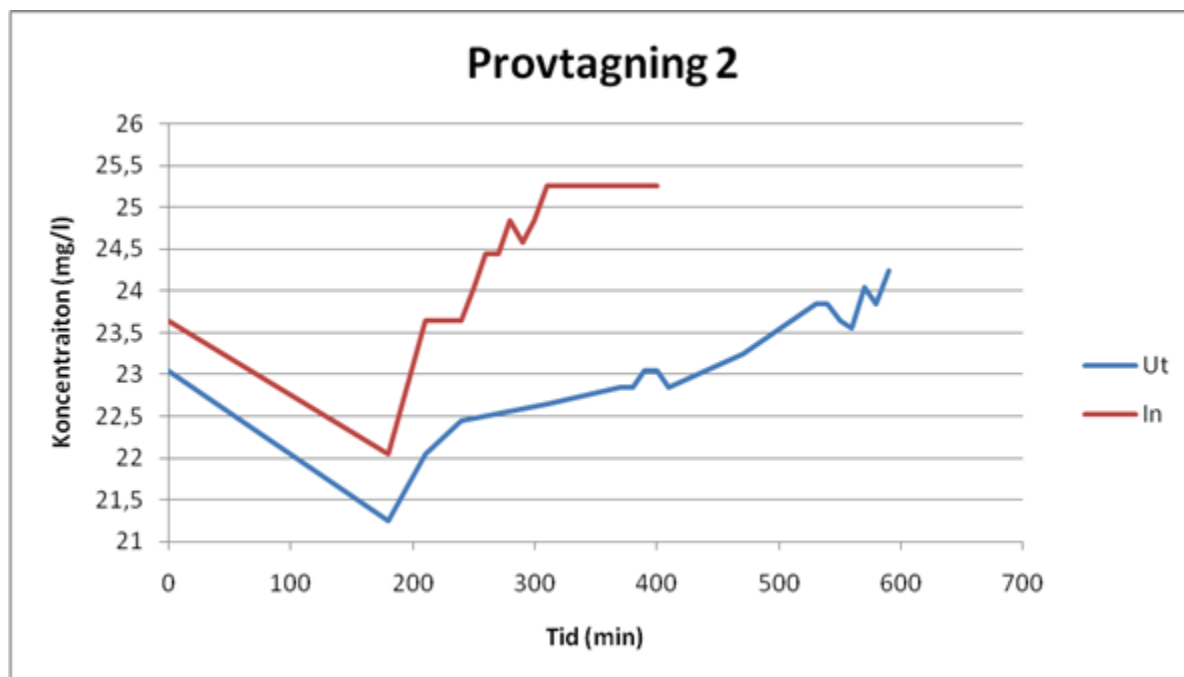
Syftet med studiens praktiska moment var att bestämma uppehållstiden i kontaktbassängerna på Hjälmareds Vattenverk i Alingsås. Den teoretiska uppehållstiden med hänsyn till en hydraulisk faktor beräknades till cirka 2 timmar och 50 minuter och därefter gjordes en serie provtagningar på vattenverket vid två olika tillfällen för att kunna fastställa uppehållstiden med hjälp av ett spårämnesförsök (Bilaga 3). Den teoretiska uppehållstiden med hänsyn till hydraulisk faktor vid lägsta volym och maximalt flöde beräknades till 1 timme och 50 minuter.

Vid laborationen på vattnet från provtagning 1 ökade kalciumkoncentrationen i inloppet efter cirka 125 minuter vilket är ett tecken på att den ökade kalkdosen då når kontaktbassängerna. Motsvarande tid för utloppet är 260 minuter vilket ger en tidsskillnad på 2 timmar och 5 minuter. Denna tid motsvarar bassängens uppehållstid. Resultatet från provtagning 1 visas i figur 4.1.



Figur 4.1. Kalkhalten vid inlopp respektive utlopp i kontaktbassängerna (2011-04-05).

Vid laborationen på vattnet från provtagning 2 uppnåddes en konstant koncentration i inloppet efter ungefär 310 minuter. En konstant koncentration för utloppet kunde inte påvisas, se figur 4.2.



Figur 4.2. Kalkhalten vid inlopp respektive utlopp i kontaktbassängerna (2011-05-03).

De beräknade Ct-värdena och log-inaktiveringsgraderna redovisas i nedanstående tabell, tabell 4.1.

Tabell 4.1 Ct-värden och log-inaktiveringsgrader för Hjälmareds vattenverk. Log(IA) för *Cryptosporidium* anses inte praktiskt tillämpningsbara då $Ct_{nödvändig}$ är extremt hög vilket medför små värden på Log(IA).

	Ct-värde	Log(IA)		Log(IA)	
		Bakterier	Virus	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Hydraulisk faktor (normaldrift)	43,11	83,22	21,56	0,86	--
Hydraulisk faktor (extremfall)	27,59	55,18	13,79	0,55	--
Spårämnesförsök	31,41	62,82	15,71	0,63	--

5. Diskussion och slutsats

Utifrån överslagsberäkning med en antagen hydraulisk faktor och med två bassänger i serie fås en uppehållstid på 2 timmar och 50 minuter, vilket är något högre än resultatet från provtagningarna på 2 timmar och 5 minuter. Det är tänkbart att en för hög hydraulisk faktor antagits vid överslagsberäkningen eftersom den är svår att uppskatta. Hade en lägre hydraulisk faktor använts vid beräkningarna skulle värdet överrensstämma bättre med den uppmätta tiden. Eftersom vattenproverna togs med väldigt stort tidsintervall hade en mer exakt uppehållstid kunnat fås om intervalltiden varit tätare.

Beräkningarna med hydraulisk faktor utgår från t_{10} , alltså den tidpunkt då 10 procent av det tillsatta spårämnet har passerat. Den tidpunkt som utlästs ur grafen från provtagning 1 motsvarar t_0 , alltså den tidpunkt då spårämnet når utloppet av kontaktbassängen. För att överslagsberäkningarna och resultaten från provtagningen ska kunna jämföras korrekt hade det varit önskvärt om båda dessa hade utgått från t_{10} . Upphållstiden från provtagning 1 ska därmed vara något högre för att motsvara t_{10} . Upphållstiden från överslagsberäkningarna ska antagligen vara något lägre eftersom en lägre hydraulisk faktor borde valts. Utifrån dessa antaganden blir skillnaden mellan överslagsberäkningar och provtagning mindre och överrensstämmelsen mellan teori och provtagning blir därmed bättre.

Syftet med provtagning 2 var att med hjälp av en längre total provtagningstid få fram den tidpunkt då koncentrationen i in- och utlopp blir konstant och lika, vilket skulle påvisa att allt vatten passerat genom bassängerna. Denna tidpunkt kunde inte fastställas på grund av för kort provtagningstid, men informationen från provtagning 1 är ändå tillräcklig för att kunna uppskatta en trovärdig uppehållstid i kontaktbassängerna. En datorsimulering av flödena i kontaktbassängerna skulle kunna användas som ett komplement till beräkningarna av uppehållstiden och ge mer detaljerad information om hur in- och utlopp är utformade, då till exempel döda zoner ofta bildas vid dessa ställen vilket påverkar uppehållstiden.

Eftersom en konstant koncentration i utloppet inte kunde påvisas trots att provtagning 2 pågick i totalt nästan tio timmar visar detta på att stor del av vattnet har en längre uppehållstid än vad som uppmätts. Att vattnet passerar bassängerna med så pass olika uppehållstid utgör ingen bra grund för optimal desinfektion. En del av vattnet kommer ha väldigt kort kontaktid med klor medan en del kommer ha desto längre. Eftersom dosen klor som tillsätts måste vara

anpassad för samtliga uppehållstider bör den kortaste uppehållstiden bli dimensionerande. Detta medför dock att dosen kan bli onödigt hög med avseende på det vattnet som passerar långsamt. En för låg klordos skulle däremot medföra att det vattnet med kortast uppehållstid inte desinficeras tillräckligt och därmed skulle risken för föroreningsspridning öka.

I både Hjälmareds vattenverk och Tolleby vattenverk dimensioneras den klordos som tillsätts vattnet utifrån kloröverskottet på det vatten som lämnar vattenverket ut på distributionsnätet. Alltså undersöker dessa två vattenverk idag bara hur mycket klor som återstår i vattnet efter den primära desinfektionen. Detta innebär att klorhalten kan vara högre än vad som egentligen krävs även om halten ligger under Livsmedelsverkets krav. Risken för kontaminering är därmed liten, men bieffekter från de biprodukter som klor kan bilda kan minskas vid ett mer jämnt förhållande mellan kontakttid och klordos. Liknande provtagningar har inte utförts vid något av vattenverken tidigare och klordoseringen sker i nuläget enligt de rutiner som bedrivits på vattenverken sedan många år tillbaka. Personalen på Hjälmareds vattenverk uppskattar uppehållstiden i kontaktbassängerna till cirka fyra timmar, vilket är högre än både resultaten från överslagsberäkningarna och provtagningarna.

Många vattenverk bereds på samma sätt varje dag och detta tillvägagångssätt är långt ifrån optimalt ur ett hälso- och miljöperspektiv. Det skulle helt klart vara intressant att utveckla denna studie för att kunna erhålla värdefull information om optimal och säker desinfektion. Det är dock svårt att hitta en lämplig metod som lätt kan användas för att beräkna uppehållstiden, eftersom många faktorer spelar in. Exempelvis är det svårt att avgöra vilken typ av strömningsförhållande vattnet har. En tänkbar lösning är att skapa en generell mätmetod med till exempel ett spårämne som vattenverken själva kan tillämpa på sina bassänger för att uppskatta uppehållstiden och därefter dosera klor efter tabeller med rekommenderade värden.

Då kalk vanligen tillsätts vid inloppen till kontaktbassängerna för att justera pH är det en enkel metod att använda kalk som spårämne. Detta påverkar inte dricksvattnets kvalitet negativt, men kan bidra till en liten smakförändring vilket knappast är märkbart för konsumenterna. Kalkhalten är också lätt att mäta vilket gör att analysen blir smidig.

Ett tänkbart sätt att få mer exakta resultat från mätningar skulle vara att använda en annan metod än titrering eftersom denna metod är beroende av att färgomslaget observeras vid rätt mängd tillsatt EDTA. Det är troligt att mängden tillsatt EDTA kommer vara olika beroende på vem som avläser färgomslaget, då färgförändringar och skiftningar kan upplevas olika av olika personer.

Ett annat sätt att få noggrannare resultat skulle kunna vara att använda ett annat spårämne än kalk samt att tillsätta en mycket högre dos av spårämnet för att få så stora skiftningar i koncentrationen som möjligt. Vid denna typ av försök går dock alltid dricksvattnets kvalitet och säkerhet i första hand och även om många spännande experiment hade kunnat utföras är det inte praktiskt möjligt att utföra på ett vattenverk som är i drift. Dessa försök hade i så fall fått utföras på modellbassänger vilket inte har varit aktuellt under denna studie.

Utifrån de Ct-värden som har beräknats går det att utläsa att Hjälmareds vattenverk har ett gott skydd mot bakterier och virus. Däremot är desinfektionen avparasiter dålig. För de beräkningar som har gjorts för att erhålla Ct-värdena har specifika formler för desinfektion med klor använts, trots att Hjälmareds vattenverk använder sig av klordioxid vid desinfektion. Eftersom vattenverket har angett att de doserar sitt desinfektionsmedel utifrån det kloröverskott som bildas på distributionsnätet är det troligt att en del av hypokloriten som ska bilda klordioxid passerar produktionskärlet oreagerat. På grund av detta användes beräkningsmetoder för hypoklorit istället för klordioxid. Några värden på Ct från andra vattenverk, att jämföra med har inte kunnat fås. Värt att nämna är dock att Hjälmareds vattenverk inte har en ovanligt dålig inaktivering av cryptosporidium utan att detta är en svårbekämpad parasit. Hjälmareds vattenverk kommer inom kort införa ytterligare en mikrobiologisk barriär i form av desinfektion med UV-ljus som är känt för att ha en god inaktivering av parasiter.

Slutsatsen av den här studien är att uppehållstiden i Hjälmareds vattenverk troligtvis är lite mer än två timmar, vilket både försök och överslagsberäkning visar på. Uppehållstiden är kortare än vad personalen på vattenverket antagit. Utifrån beräknade Ct-värden är vattenverkets skydd mot parasiten cryptosporidium väldigt låg. Därmed är det av intresse att utveckla denna studie i syfte att få en säkrare och mer optimal desinfektion.

Referenser

- Andersson, J. (2001) *Karlskrona vattenverk – Informationsskyltar* – Tillgänglig: <http://www.karlskrona.se/Global/Karlskrona%20kommun/Dokument/Bostad%20och%20miljo/VARenhallning%20dokument/Vattenverk/vattenverksskyltar.pdf> [2011-05-05]
- Andersson, N. (2010). *Analys av dricksvattenrening med metoderna Mikrobiologisk riskanalys (MRA) och God desinfektionspraxis (GDP)*. Linköping: Tekniska högskola Linköpings universitet.
- Bernhardsson A. (2011-03-17) *Interndokumentation genom e-mailkorrespondans*
- Bhandari, A. (2006). *Hydraulics of chlorine contact tanks*. Department of Civil Engineering at Kansas State University, Association of environmental engineering & science professors.
- Björks rostfria AB (2011) *Membranfiltrering* Tillgänglig: www.bjorsrostfria.se/membran[2011-05-05]
- Chalmers (2000). *Processteknik – dricksvatten och avloppsvatten*. Vatten Miljö Teknik
- Forss, M. (2011) *Desinfektion av dricksvatten, en litteraturstudie av olika tillvägagångssätt för att bestämma lämpliga Ct-värden för desinfektion*. Göteborg: Chalmers tekniska högskola.
- Göteborgs Stad (2011). *Dricksvattenberedning*. Tillgänglig: [http://www.goteborg.se/Bygga och Bo/ Vatten och avlopp/ Så funkar det/ Dricksvattenberedning](http://www.goteborg.se/Bygga%20och%20Bo/Vatten%20och%20avlopp/S%C3%A5%20funkar%20det/Dricksvattenberedning) [2011-03-01]
- Hällqvist, E. (2010) *Patogener i svenskt dricksvatten, reningsmetoder och framtida klimathot*. Uppsala: Uppsala Universitetet.
- Lindström, V. (2009). *Provisoriskt kompendium i VA-teknik. Vårt vatten (VA-kompendium)*
- Livsmedelsverket (2001). *Livsmedelverkets föreskrifter om dricksvatten*. SLVFS 2001:30. (H 90)
- Lundberg Abrahamsson, J., Ansker, J.,Heinicke G (2009). *MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk*. Svenskt vatten utveckling. (2009-05)
- Maier, R. M., Pepper, I. L., Gerba, C.P. (2000) *Enviromental Microbiology*. San Diego: Academic Press.
- Roser, D., Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., Nilsson, P., Thorwaldsdotter, R. (2006) *How to implement QMRA?* Tillgänglig: http://www.microrisk.com/uploads/microrisk_how_to_implement_qmra.pdf [2011-05-17]
- Nationalencyklopedin (2011) *Vattenverk*. Tillgänglig: <http://www.ne.se/vattenverk> [2011-05-12]
- Norrbottenskuriren (2010), *tusentals magsjuka i Östersund* Tillgänglig: www.kuriren.nu/nyheter/?articalide=5667644 [2011-05-05]
- Nordblom, O., Ljunggren, O. (2007) *Blandning och omsättning i dricksvattenreservoarer*. Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2007-15.pdf [2011-03-01]

Nordgren, J. (2009) *Norovirus Epidemiology: Prevalence, transmission and determinants of disease susceptibility*. Linköping: Linköpings universitet.

Primozone (2010), *Ozon är effektivt mot cryptosporidium*.
Tillgänglig: www.primozone.se/sv/nyheter/cryptosporidium/

Smittskyddsinstitutet (2010) *Sjukdomsinformation om Escherichia coli-infektioner i tarmen*.
Tillgänglig <http://www.smittskyddsinstitutet.se/sjukdomar/escherichia-coli-infektioner-i-tarmen/> [2011-04-12]

Smittskyddsinstitutet (2011) *Statistik för cryptosporidiuminfektion*. Tillgänglig:
<http://www.smittskyddsinstitutet.se/>[2011-03-01]

Smittskyddsinstitutet (2011) *Statistik för giardiainfektion*. Tillgänglig: <http://www.smittskyddsinstitutet.se/>[2011-03-01]

Steiner, K. (2005) *Jämnare kloröverskott under dricksvattendistributionen i Göteborg med kloraminering*. Göteborg: Chalmers tekniska högskola. (Examenarbete 2005:113).

Stockholm vatten (2010). *Reningsprocessen* Tillgänglig:
<http://www.stockholmvatten.se/sv/Vattnets-vag/Dricksvatten/Vattenverk/Reningsprocessen/>
[2011-03-01]

Strömstad (2011) Processchema av vattenverket.
Tillgänglig: <http://www.stromstad.se/omkommunen/forvaltningar/tekniska/kommunaltvatteno-chavlopp/vattenverkvattenkvalitet/stromstadvattenverk/processen.2579.html> [2011-05-05]

Svenskt vatten (2011). *Dricksvatten - vårt viktigaste livsmedel*. Tillgängligt:
<http://www.svensktvatten.se/web/dricksvatten.aspx> [2011-03-03]

Svenskt vatten (2011). *Optimal desinfektionspraxis (ODP)* Tillgänglig:
<http://www.svensktvatten.se/web/ODP.aspx> [2011-03-01]

Svenskt vatten (2011). *Varifrån kommer dricksvattnet?* Tillgänglig:
<http://www.svensktvatten.se/web/48998708-9f40-41bf-948c-4bf5d0becd4f.aspx> [2011-03-01]

Sveriges Radio (2010). *10 000 har drabbats av magsjuka i Östersund* (Elektronisk).
Tillgänglig: titelsökning på <http://sverigesradio.se> [2011-05-10]

United States Environmental Protection Agency (1999). *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*, EPA 815-R-99-014. Office of water 4607.

United States Environmental Protection Agency (2003). *LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking Technical Guidance Manual*, EPA 816-R-03-004. Office of water 4606M.

Ødegaard, H., Øserhus, S., Melin, E. (2009a). *Optimal desinfektionspraxis fase 2*. Norsk vann BA 169/2009

Ødegaard, H., Østehus, S., Melin, E. (2009b). *Veiledning til bestemmelse av god desinfektionspraxis – Slutrapport fra prosjektet Optimal desifektionspraxis*. Norsk Vann BA 170/2009.

Bilagor

Bilaga 1	Analys av vatten från Hjälmareds Vattenverk i Alingsås Provtagning 1
Bilaga 2	Analys av vatten från Hjälmareds Vattenverk i Alingsås Provtagning 2
Bilaga 3	Beräkningar för framtagandet av den effektiva uppehållstiden
Bilaga 4	Ct-beräkningar
Bilaga 5	Log-inaktiveringsberäkningar

Bilaga 1

Analys av vatten från Hjälmares vattenverk i Alingsås

Provtagning 1

Inledning

Syftet med laborationen är att bestämma kalkhalten i en provserie från Hjälmares Vattenverk i Alingsås. Resultatet kommer sedan användas för att bestämma uppehållstiden i vattenverkets kontaktbassäng.

Teori

För att avgöra kalkhalten i vattenproverna används en färgad indikator, i den här analysen en blandning av 0.2 gram calconkarbonsyra och 100 gram natriumklorid. Vid pH 11-12 binder indikatorn löst till kalciumjonerna och bildar ett lilarött komplex. För att höja vattnets pH tillsätts NaOH. Vid tillsats av EDTA kommer dessa att komplexbinda kalciumjonerna hårdare än vad indikatorn gör. Detta kommer generera ett färgomslag till blått som sker när alla kalciumjonerna bundit till EDTA.

Utifrån tillsatt mängd EDTA kan kalciumkoncentrationen beräknas enligt:

$$X = 1000 \cdot 40.08 \cdot V_{\text{EDTA}} \cdot c / 50$$

Där x är provets kalciumhalt (mg/l), V_{EDTA} är förbrukad mängd EDTA (ml) och c är koncentrationen EDTA (mol/l).

Material och metod

Provserien som ska analyseras består av prover från in- och utlopp från en kontaktbassäng på Hjälmares vattenverk. En ökad kalkdos tillsätts först till en kalkbassäng där den blandas om innan den når vattenverkets kontaktbassäng. Genom regelbundna provtagningar vid in- och utlopp kommer tidpunkten för olika kalkhalter i vattnet kunna fastställas. Proverna har tagits med jämt tidsintervall under sju timmar.

Analys sker genom att indikator och 2 ml NaOH 2 M tillsätts till vattnet och därefter titreras provet med EDTA 0.01 mol/l för att bestämma kalkhalten. Lösningen är från början lilaröd

men när allt kalcium i lösningen förbrukats sker ett färgomslag till blått. EDTA tillsätts med en byrett som avläses vid färgomslaget.

Tidsskillnaden mellan ökad kalciumhalt i utlopp och inlopp kan antas vara kontaktbassängernas uppehållstid.

Resultat

Tabell 1 visar tillsatt mängd EDTA för vattenproverna från kontaktbassängens utlopp. Tabell 2 visar tillsatt mängd EDTA för vattenproverna från kontaktbassängens inlopp.

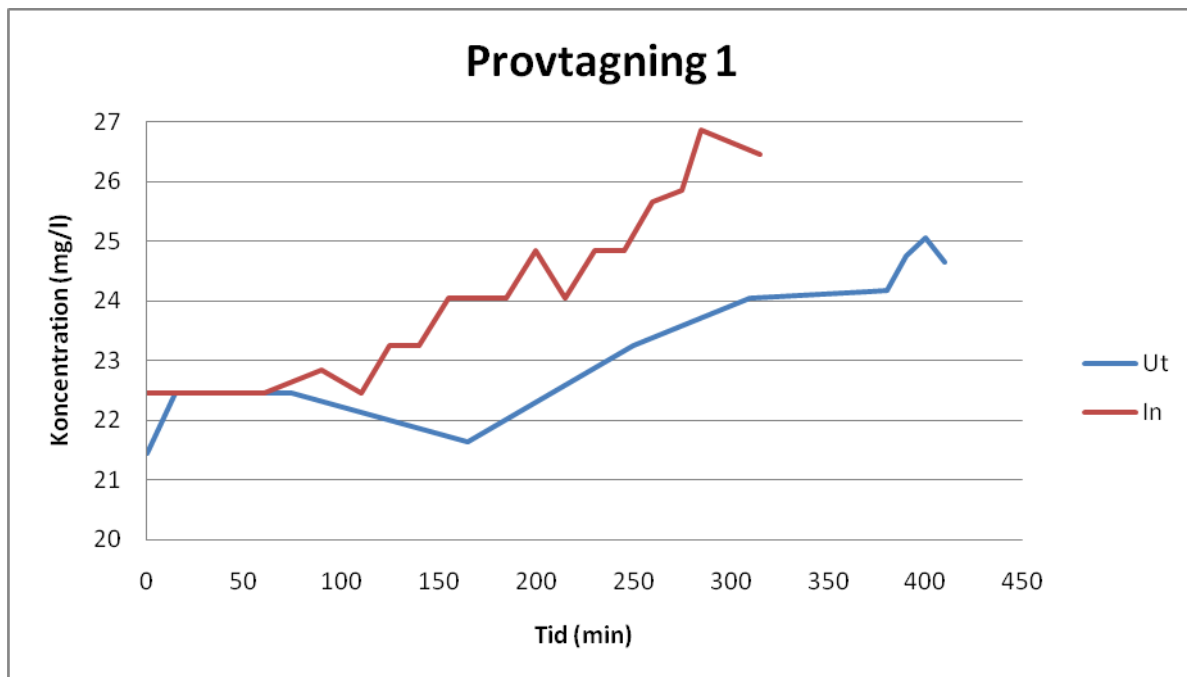
Tabell 1 Utlopp

Tid(min)	V(ml)
0	2,675
15	2,8
75	2,8
165	2,7
250	2,9
310	3
370	3,0125
380	3,016667
390	3,0875
400	3,125
410	3,075

Tabell 2 Inlopp

Tid(min)	V(ml)
0	2,8
60	2,8
90	2,85
110	2,8
125	2,9
140	2,9
155	3
170	3
185	3
200	3,1
215	3
230	3,1
245	3,1
260	3,2
275	3,225
285	3,35
315	3,3

Ökningen av kalciumhalt (mg/l) för in- och utlopp som en funktion av tiden visas i figur 1.



Figur 1 Resultaten av provtagning 1

Diskussion

Figur 1 visar att kalciumkoncentrationen i inloppet ökar vid ca 125 minuter. Motsvarande tidpunkt för utloppet är ca 250 minuter vilket ger en tidsskillnad på 2 timmar och 5 minuter. Detta motsvarar uppehållstiden för det vattnet som passerar snabbast genom bassängen.

Dock kan inte tiden för när koncentrationen vid in- och utlopp stabiliseras påvisas, antagligen eftersom mätningen inte pågått under tillräckligt lång tid. Eftersom denna tidpunkt är önskvärd att känna till för att få tidpunkten för när allt vatten passerat genom bassängen kommer ytterligare en mätning göras vid vattenverket.

Bilaga 2

Analys av vatten från Hjälmareds vattenverk i Alingsås

Provtagning 2

Inledning

Då provserien från Hjälmareds Vattenverk i provtagning 1 inte gav fullständiga resultat togs en ny provserie över ett längre tidsintervall. Provserien analyseras med exakt samma metod som provtagning 1 där enda skillnaden är att $c_{\text{EDTA}}=0.005 \text{ mol/l}$ för att uppnå en högre noggrannhet vid titreringen.

Resultat

Tabell 3 visar tillsatt mängd EDTA för vattenproverna från kontaktbassängens inlopp. Tabell 4 visar tillsatt mängd EDTA för vattenproverna från kontaktbassängens utlopp. Notera att mängden tillsatt EDTA är ungefär dubbelt så stor som vid provtagning 1 vilket beror på den lägre koncentrationen.

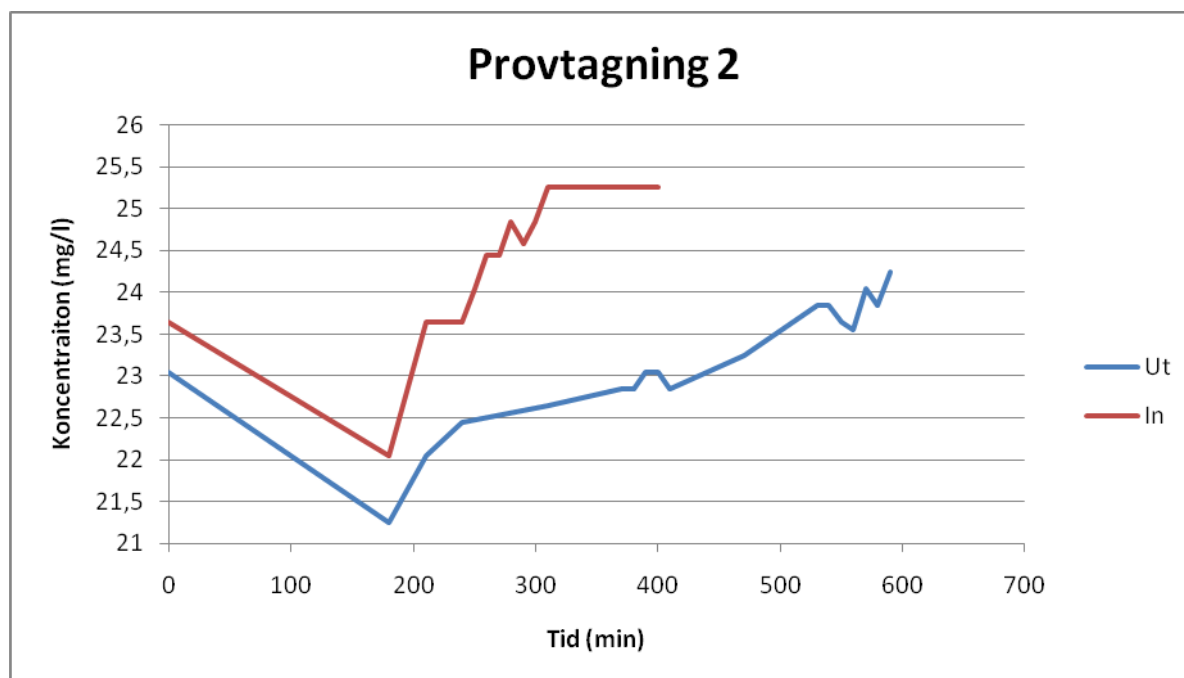
Tabell 3 Inlopp

Tid (min)	V (ml)
0	5,9
180	5,5
210	5,9
240	6
250	6,1
250	6,1
260	6,2
270	6,13
280	6,2
290	6,3
300	6,3
310	6,3
320	6,3
340	6,3
350	6,3
400	6,3

Tabell 4 Utlopp

Tid (min)	V (ml)
0	5,75
180	5,3
210	5,5
240	5,6
310	5,65
370	5,7
380	5,7
390	5,75
400	5,75
410	5,7
470	5,8
530	5,95
540	5,95
550	5,9
560	5,875
570	6
580	5,95
590	6,05

Ökningen av kalciumhalt (mg/l) för in- och utlopp som en funktion av tiden visas i figur 2.



Figur 2 Resultaten av provtagning 2

Diskussion

Figur 2 visar en stabiliserad kalciumkoncentration för inloppet efter ca 310 minuter. Efter denna tidpunkt är koncentrationen konstant vilket tyder på att allt vatten med ökad koncentration nu har nått bassängen. Vid provtagning 1 uppmättes denna tidpunkt till 260 minuter enligt figur 1. Dock gjordes endast provtagningar upp till tiden 315 minuter för inloppet vid provtagning 1 och där med finns inte heller några mätvärden för koncentrationen efter denna tidpunkt. Således är troligtvis resultatet från provtagning 2 ett mer korrekt resultat för tidpunkten då allt vatten nått bassängen.

Någon markant ökad koncentration för utloppet kan inte påvisas vilket innebär att även provtagning 2 pågick under för kort tid för att kunna uppskatta uppehållstiden för det vattnet som passerar långsammast genom bassängen.

På grund av den plötsliga minskningen av koncentrationen vid 180 minuter är det svårt att från provtagning 2 utläsa uppehållstiden för det vatten som passerar snabbast genom bassängen. För detta ändamål kommer resultatet från provtagning 1 användas. Den plötsliga minskningen av koncentrationen är troligtvis förknippat med någon typ av mätfel. Nollproven ansvarade vattenverkets personal för. Provet vid 180 minuter togs i samband med ankomst till

vattenverket och laborationens start och därmed har inga provtagningar utförts de första tre timmarna. Dock är det svårt att avgöra om detta är orsaken till koncentrationssänkningen, men det kan vara en tänkbar anledning som är värd att kommentera.

Det är i nuläget inte aktuellt att ta en ny provserie från Hjälmareds vattenverk då resultaten från provtagning 1 och provtagning 2 anses tillräckliga för att kunna uppskatta en ungefärlig uppehållstid.

Bilaga 3

Nedan följer beräkningar för att få fram uppehållstiden med tre olika antaganden.

Hjälmared med antagande om pluggflöde

$$t = V_{\max}/Q,$$

$$V_{\max}=2200\text{m}^3$$

$$Q=414\text{m}^3/\text{h}$$

$$t=2200/414=5,314\text{h}$$

Upphållstiden beräknas vara cirka fem timmar. Detta värde gäller om det är en ideal pluggflödesbassäng och ger den längsta uppehållstiden. Troligtvis stämmer detta inte överens med verkligheten utan faktorer som tar hänsyn graden av pluggflöde samt flera bassänger i serie bör tas med i beräkningen.

Hjälmared med hänsyn till hydraulisk faktor vid normaldrift

$$t = V_{\text{normal}}/Q_{\text{normal}} * (t_{10}/T)$$

$$V_{\text{normal}}=1650\text{m}^3$$

$$Q_{\text{normal}}=312\text{m}^3/\text{h}$$

$$\text{Hydraulisk faktor } (t_{10}/T) = 0,3$$

$$\text{Faktor för antalet kammare i serie} = 1,8$$

$$t=(1650/312)*0,3*1,8=2,86\text{h}$$

Upphållstiden beräknas bli cirka 2 timmar och 50 minuter. Denna beräkning ger förmodligen ett resultat som stämmer bättre överens med de förhållanden som råder i verkligheten.

Hjälmared med hänsyn till hydraulisk faktor vid lägsta volym och maximalt flöde

$$t = V_{\text{normal}}/Q_{\text{normal}} * (t_{10}/T)$$

$$V_{\text{extrem}}=1400\text{m}^3$$

$$Q_{\text{extrem}}=414\text{m}^3/\text{h}$$

$$\text{Hydraulisk faktor } (t_{10}/T) = 0,3$$

Faktorn för antalet kammare i serie = 1,8

$$t = (1400/414) * 0,3 * 1,8 = 1,83h$$

Uppehållstiden vid extremfallet och med hänsyn till hydraulisk faktor blev 1 timme och 50 minuter.

Tolleby med antagande om pluggflöde

$$t = V_{tot}/Q$$

$$V_{tot} = 460m^3$$

$$Q = 142m^3/h$$

$$t = 460/142 = 3,23h$$

Den beräknade uppehållstiden blir drygt tre timmar. Detta värde gäller om det är en ideal pluggflödesbassäng och ger den längsta uppehållstiden. Troligtvis stämmer detta inte överens med verkligheten utan faktorer som tar hänsyn graden av pluggflöde samt flera bassänger i serie bör tas med i beräkningen.

Tolleby med antagande om hydraulisk faktor

$$t = V_{tot}/Q, * (t_{10}/T)$$

$$V_{tot} = 460m^3$$

$$Q = 142m^3/h$$

$$\text{Hydraulisk faktor } (t_{10}/T) = 0,5$$

$$\text{faktor för antalet kammare i serie} = 1,5$$

$$t = (460/142) * 0,5 * 1,5 = 2,43h$$

Uppehållstiden beräknas nu istället bli cirka 2 timmar och 30 minuter.

Bilaga 4

Nedan följer uträkningar av Ct-värden utifrån olika de olika tider som är uträknade samt den uppmätta tiden från spårämnesförsök Hjälmareds vattenverk.

Beräkning av Ct-värde

$$TOC - \text{halt} = 3 \frac{mg}{l}$$

$$C_{dos} = 0,75 \frac{mg}{l}$$

$$IF_{klor} = 0,06 * TOC + 0,36 * C_{dos} + 0,08 * (C_{dos}/TOC) - 0,12$$

$$C_i = C_{dos} - IF$$

$$k = - \frac{(\ln(C_{ut}/C_{in}))}{t}$$

$$Ct = \left(\frac{C_i}{k}\right) * (1 - e^{-k*t}) \quad \text{Med utgångspunkt i initialkoncentrationen}$$

$$Ct = (C_{ut}/k) * (e^{-kt} - 1) \quad \text{Med utgångspunkt i utloppskoncentrationen}$$

$$IF = 0,35$$

$$C_i = 0,4$$

Beräkning av Ct-värde utifrån överslagsberäkning med antagande om hydraulisk faktor(Normaldrift)

$$t_{eff} = 2,86$$

$$k = 0,00591$$

$$Ct = 43,11 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med avseende på initialkoncentrationen}$$

$$Ct = 43,11 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med utgångspunkt i utloppskoncentrationen}$$

Beräkning av Ct-värde utifrån spårämnesförsöken

$$t_{eff} = 2,08h$$

$$k = 0,00812$$

$$Ct = 31,41 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med avseende på initialkoncentrationen}$$

$$Ct = 31,41 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med utgångspunkt i utloppskoncentrationen}$$

Beräkning av Ct-värdet utifrån maximat flöde och lågt vattenstånd i reservoaren med hydraulisk faktor (extremfall)

$$t_{eff} = 1,83h$$

$$k = 0,00924$$

$$Ct = 27,59 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med avseende på initialkoncentrationen}$$

$$Ct = 27,59 \text{ mg} * \text{min}/l \quad \text{Med utgångspunkt i utloppskoncentrationen}$$

Bilaga 5

Nedan följer beräkningar av Inaktiveringsgraden på Hjälmareds vattenverk, utifrån från de Ct-värden i bilaga 4.

Beräkning av inaktiveringsgraden

$$\text{Log}(IA) = n * \frac{Ct_{\text{beräknat}}}{Ct_{\text{nödvändig}}}$$

Ct_{nödvändigt} fås från tabell 2.3 (kapitel 2.5)

Antagen temperatur på vattnet är 4 grader och antaget pH 7-8.

Inaktiveringsgrad utifrån dimensionerade värden och hydraulisk faktor (normaldrift)

Bakterier

$$n = 3 \quad Ct_{\text{nödvändig}} = 1,5$$

$$\text{Log}(IA) = 83,22 \rightarrow \text{barriären klarar kravet på } 3\log$$

Virus

$$n=3 \quad Ct_{\text{nödvändig}} = 6$$

$$\text{Log}(IA) = 21,56 \rightarrow \text{barriären klarar kravet på } 3\log$$

Parasiter av gruppen *Giardia*

$$n=2 \quad Ct_{\text{nödvändig}} = 100$$

$$\text{Log}(IA) = 0,86 \rightarrow \text{barriären klarar inte kravet på } 2\log$$

Inaktiveringsgrad utifrån spårämnesförsök

Bakterier

$$n = 3 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 1,5$$

$$\text{Log(IA)} = 62,82 \rightarrow \text{barriären klarar kraven på 3log}$$

Virus

$$n=3 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 6$$

$$\text{Log(IA)} = 15,71 \rightarrow \text{barriären klarar kraven på 3log}$$

Parasiter av gruppen *Giardia*

$$n=2 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 100$$

$$\text{Log(IA)} = 0,63 \rightarrow \text{barriären klarar inte kravet på 2log}$$

Inaktiveringsgrad utifrån maximalt flöde och lägsta vattenvolym i reservoaren (extremfall)

Bakterier

$$n=2 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 1,5$$

$$\text{Log(IA)} = 55,18 \rightarrow \text{barriären klarar kravet på 3log}$$

Virus

$$n=3 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 6$$

$$\text{Log(IA)} = 13,79 \rightarrow \text{barriären klarar kravet på 3log}$$

Parasiter av gruppen *Giardia*

$$n=2 \quad C_{t_{\text{nödvändig}}} = 100$$

$$\text{Log(IA)} = 0,55 \rightarrow \text{barriären klarar inte kravet på 2log}$$