

11. DRICKSVATTENBEREDNING

11.1 Råvatten

Det vatten som vi använder för att producera dricksvatten kallas råvatten. Vi skiljer mellan två typer av råvatten: grundvatten och ytvatten. Grundvatten hittar vi i marken. Vatten från markytan läcker ner och fyller porer och sprickor i jorden. Jordlager som är speciellt genomsläppliga för vatten kallas akviferer. Dessa kan t.ex. bestå av sand, grus eller sprucket berg. Från dessa kan grundvatten pumpas upp och användas som dricksvatten. Ytvatten är det vatten som finns tillgängligt vid markytan i t.ex. floder och sjöar. Av jordens hela sötvattenresurser så är cirka 30% grundvatten, drygt 1% är ytvatten och resten är bundet i glaciärer.¹³

Både grundvatten och ytvatten används som råvatten för dricksvattenberedning. Fördelarna med grundvatten är att det är tillgängligt nästan överallt och det generellt har en mycket hög kvalitet. Grundvatten renas naturligt när det infiltrerar marken och ofta behövs ingen rening alls innan det kan användas för människors konsumtion. På landsbygden har många hus egna brunnar där grundvatten pumpas upp och används som dricksvatten. Nackdelen med grundvatten är att det kan vara svårt att producera de stora mängder vatten som krävs för större samhällen och städer. Därför används vanligtvis ytvatten som råvatten för större samhällen. Att producera dricksvatten från ytvatten kräver en rad reningsprocesser. I Sverige produceras ungefär hälften av dricksvattnet från grundvatten och hälften från ytvatten. Den totala volym dricksvatten som produceras är cirka 900 miljarder liter per år.¹²

Grundvatten som har en uppehållstid i marken som är längre än 14 dygn klassificeras inte som ytpåverkat och har vanligtvis en stabil kvalitet. Jämfört med ytvatten så har grundvatten oftast högre halter av mineraler. Om grundvattnet har varit i kontakt med kalkrikt berg så är vattnets alkalinitet och hårdhet hög. Järn och mangan förekommer också ofta.¹¹ Dessa ämnen är inte hälsofarliga men kan leda till avlagringar i rör och på annan utrustning och påverkar också vattnets smak.⁸

Ytvatten har generellt lägre alkalinitet och hårdhet än grundvatten. Ytvatten innehåller också organiska ämnen som benämns NOM (Natural Organic Matter). Dessa är t.ex. nedbrytningsprodukter från växter, djur och mikroorganismer. Ytvattens kvalitet kan variera kraftigt beroende på lokala utsläpp av föroreningar och på grund av t.ex. nederbörd och temperatur.¹¹

11.2 Beredningsprocesser

När ytvatten används som råvatten krävs flera beredningsprocesser för att producera dricksvatten. Livsmedelsverket specificerar de krav som finns för dricksvattenkvalitet. Kraven gäller för anläggningar som producerar över 10 m³/dygn, som försörjer fler än 50 personer eller som producerar dricksvatten för kommersiella syften. Det finns krav gällande både kemiska och mikrobiologiska parametrar. I föreskrifterna står det att särskild hänsyn ska tas till att beredningen har ett tillräckligt antal mikrobiologiska barriärer.⁷ Detta är reningsprocesser som antingen avskiljer eller inaktiverar patogena mikroorganismer (parasiter, bakterier och virus) i vattnet. Exempel på sådana beredningsprocesser är:⁶

- konstgjord infiltration
- kemisk fällning med efterföljande filtrering
- långsamfiltrering
- desinfektion
- filtrering genom membran med pordiameter under 0,1 µm.

I följande stycken beskrivs några av de vanligaste beredningsprocesserna som ingår i dricksvattenverk.

Silning

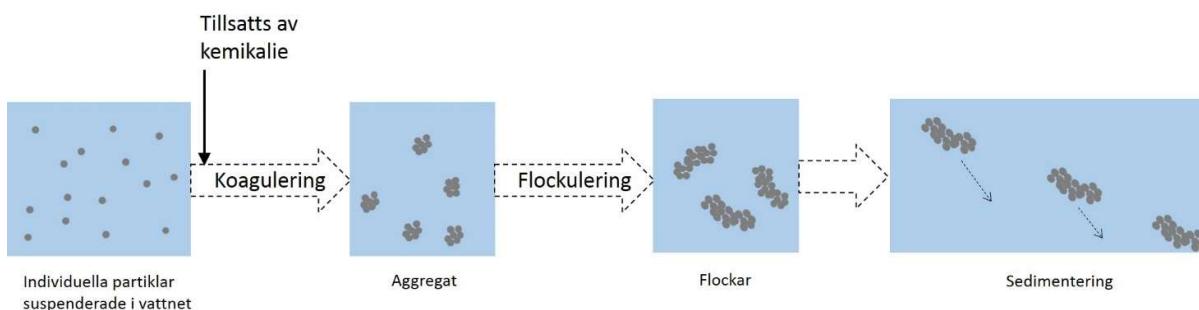
Råvattnet silas för att ta bort större material och t.ex. fisk från vattnet innan det renas i efterföljande processer. Galler eller silar med öppningar från några mm till cm används.

Konstgjord infiltration

Konstgjord infiltration innebär att ytvatten infiltreras i marken och sedan pumpas upp som artificiellt grundvatten. Vattnet renas när det filtreras genom marken. Partiklar avskiljs genom att de fastnar i jordmatrisen och organiska ämnen kan till viss del brytas ner av mikroorganismer som naturligt förekommer i marken. Ju längre uppehållstiden är för vattnet i marken, desto bättre blir avskiljningen av mikroorganismer från råvattnet. Om uppehållstiden är över 14 dagar och avståndet mellan infiltrationen och uttaget är större än 40 m, kan råvattnet klassificeras som grundvatten.⁶ Det är också viktigt att ovanför grundvattenytan ha en zon som inte är mättad med vatten. En alltför tunn omättad zon gör vattnet mer känsligt för påverkan av föroreningar. I det översta marklagret växer bakterier som använder organiska ämnen och näringsämnen som finns i vattnet. Bakterierna växer som biofilmer på ytan av det fasta material (t.ex. grus eller sand) som finns i marken. Biofilmerna bidrar till reningen av vattnet. De bryter ner organiska ämnen och minskar storleken på porerna i marken vilket bidrar till en bättre filtrering. De leder också till en bättre avskiljning av patogener från vattnet.³

Kemisk fällning

Kemisk fällning används för att rena vattnet från kolloidala partiklar som är för små och har för låg sjunkhastighet för att separeras från vattnet med hjälp av silning eller direkt sedimentation. Kemisk fällning består av tre processer: koagulering, flockulering och sedimentering (Figur 11-1). Koagulering innebär att de små partiklarna klumpar ihop sig och bildar större aggregat. Flockulering innebär att aggregaten binder till varandra och bildar större flockar. Sedimentering innebär att flockarna sjunker till botten i sedimenteringsbassänger.

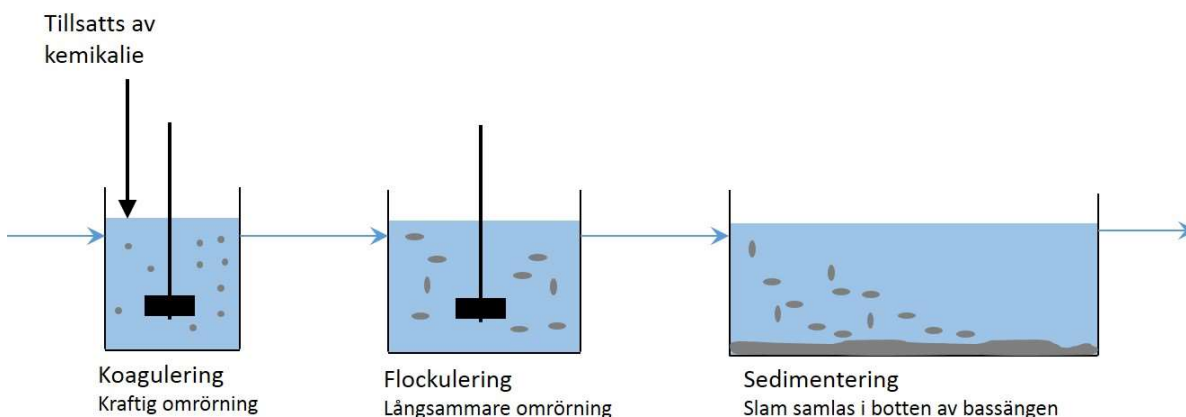


Figur 11-1. Illustration av koagulering, flockulering och sedimentering.

Koagulering av kolloidala partiklar i vatten motverkas av elektrostatiska krafter. Generellt har ytorna hos partiklar i vatten negativ elektrisk laddning. Eftersom lika laddningar repellerar varandra förhindras partiklarna från att koagulera och bilda flockar. Genom att tillsätta ett metallsalt kan de elektrostatiska krafterna brytas. Ofta används salt av aluminium eller järn, exempelvis $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ eller $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, som kemikalietillsatts. Metalljonen, Al^{3+} eller Fe^{3+} , bildar positivt laddade komplex med hydroxidjoner i vatten. Dessa adsorberar på ytan av partiklarna och bidrar till att minska den negativa ytladdningen. Genom att kombinera kemikalietillsatts med en kraftig omrörning av vattnet kan man minska de repulsiva elektrostatiska krafterna och öka sannolikheten för att partiklar ska kollidera med varandra. Detta gör att partiklarna koagulerar och bildar aggregat. När råvattnet innehåller låga koncentrationer av partiklar tillsätter man ibland oorganiska partiklar, t.ex. kiseldioxid, för att underlätta koaguleringen. De tillsatta partiklarna ger ytor där kolloidal partiklar i vattnet kan adsorbera och aggregat bildas.¹

Efter den initiala koaguleringen vill man att aggregaten ska bilda större flockar som kan avskiljas från

vattnet med sedimentering. I flockuleringsbassängen har man en långsammare omrörning än i koaguleringssteget eftersom en alltför kraftig omrörning kan leda till att flockarna slås sönder i mindre partiklar igen. Ibland tillsätter man organiska polymerer för att underlätta flockuleringen och för att starkare flockas ska bildas. Dessa polymerer består av kedjor av negativt eller positivt laddade molekyler som binder till partikelaggregaten i vatten. Efter flockuleringen rinner vattnet vidare till en sedimenteringsbassäng där flockarna sjunker till botten och avskiljs som slam. Skrapor vid botten av bassängen driver slammets till en slamficka där det pumpas ut från bassängen. Det renade vattnet rinner ut från bassängen genom överfall vid ytan.



Figur 11-2. Process med koagulering, flockulering och sedimentering.

I sedimenteringsbassängen är det önskvärt med pluggflöde. Allt vatten ska ha ungefär samma uppehållstid i bassängen. Man vill att vattnet ska flöda långsamt och att flockarna ska sjunka ner och lägga sig på botten. En sedimenteringsbassäng kan dimensioneras baserat på flockarnas sjunkhastighet. Tänk er en bassäng med längden L , bredden B och djupet D (Figur 11-3). En flock i det inkommande vattnet måste hinna sedimentera och nå slamlagret innan vattnet flödar ut från bassängen. Det betyder att flockens sjunkhastighet (V_F) måste vara större än bassängens djup dividerat med vattnets uppehållstid (θ) i bassängen.

$$V_F > \frac{D}{\theta}$$

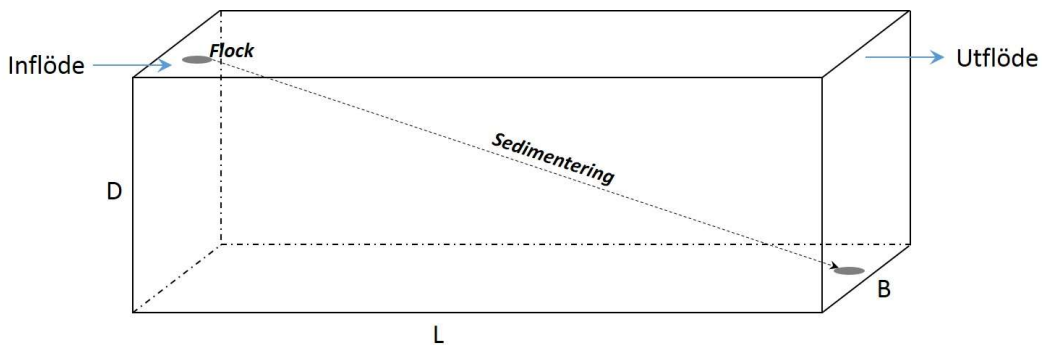
Upphållstiden är lika med bassängens volym dividerat med flödet.

$$\theta = \frac{D \cdot B \cdot L}{Q}$$

Om vi kombinerar de två ekvationerna får vi:

$$V_F > \frac{Q}{B \cdot L}$$

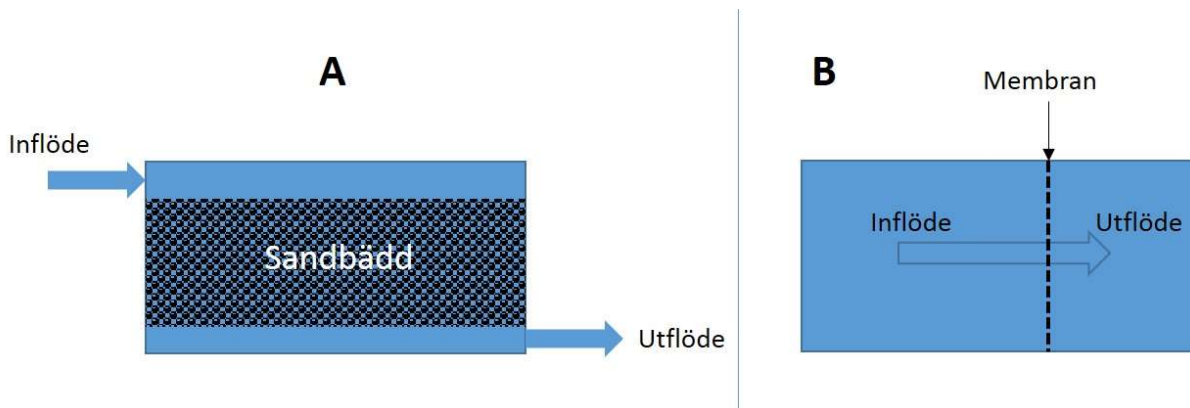
Termen $Q/(B \cdot L)$ kallas ytbelastningen och är flödet dividerat med bassängens yta. Sjunkhastigheten hos flockar, och därmed den maximalt tillåtna ytbelastningen, kan bestämmas experimentellt. Typiska ytbelastningar för sedimenteringstankar i vattenverk med koagulering med aluminium- eller järnsalt är 20,4-40,8 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ och vanliga uppehållstider för vattnet i bassängen är 2-8 h.⁹



Figur 11-3. Sedimentering av en flock i en rektangulär tank.

Filtrering

Vi kan skilja mellan filtrering som sker med membran och filtrering som sker i bäddar av granulärt material (Figur 11-4). Sandfilter tillhör den senare kategorin och är vanliga inom vattenrening. Ett sandfilter består av en bädd av sand och vattnet renas när det passerar genom sandbädden. Det finns två typer av sandfilter: snabbfilter och långsamfilter. Granulärt aktivt kol (GAK) är ett annat material som kan användas i filterbäddar.



Figur 11-4. (A) Filter med granulärt material (t.ex. en sandbädd). (B) Membranfiltrering.

Snabbfilter

I ett snabbfilter bidrar fysikaliska processer till reningen av vattnet. Vattnet passerar genom porer i sandbädden. Partiklar i vattnet fastnar på sandkornen vilket gör att vattnet renas. För att reningen ska fungera måste fällningskemikalier (t.ex. järn- och aluminiumsalt) tillsättas innan snabbfiltret. Detta gör att kolloidala partiklar i vattnet koagulerar och att deras negativa ytladdning minskar, vilket leder till att de lättare adsorberar på sandkornen i snabbfiltret. I vissa vattenverk passerar vattnet genom en komplett kemisk fällningsprocess med koagulering, flockulering och sedimentering, innan det leds till snabbfiltret. I andra vattenverk har man endast kemikalietillsatt i en koaguleringsstank (och eventuellt ett flockuleringssteg) innan snabbfiltret.¹ Sanden som används i snabbfilter har ofta en kornstorlek på 0,4-0,8 mm. Flödet genom filterbädden beror bland annat på vattnets kvalitet och förbehandling. Ofta används flöden på $5-15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Andra material än sand kan också användas i snabbfilter. Antracit är ett exempel. Det finns även filter som består av flera lager med olika filtermaterial.¹

Långsamfilter

Långsamfilter är en relativt enkel och effektiv vattenreningsprocess som utvecklades redan i början av 1800-talet och som är mycket vanlig även idag. I ett långsamfilter bidrar både biologiska och fysikaliska processer till reningen av vattnet. Skillnaden mot ett snabbfilter är att flödet genom filterbädden är betydligt lägre, runt $0,1-0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.¹⁴ I ett långsamfilter växer mikroorganismer

naturligt både vid filtrets yta och i filterbädden. Mikroorganismerna bryter ner föreningar i vattnet. Även virus, bakterier och parasiter i råvattnet kan till stor del tas bort i långsamfiltret.⁴ Precis som i ett snabbfilter bidrar även adsorption av partiklar på sandkornen till reningen. Efter hand så bildas ett lager av mikroorganismer och organiskt material på bäddens yta som gör att filterbädden hydrauliska kapacitet på sämre. Detta lager kallas schmutzdecke och måste tas bort med jämna mellanrum. Vid rensning avlägsnas ett tunt lager på 2-3 cm från filtrets yta. Det är i detta lager som filtrets största tryckförluster är koncentrerade.⁵

Granulärt aktivt kol (GAK)

GAK består av 0,5-3 mm stora partiklar som har en mycket porös struktur vilket gör att den specifika ytan är väldigt hög. Ett gram GAK kan ha en yta på 600-1700 m². Detta gör att GAK är väldigt bra på att adsorbära olika ämnen. GAK-filtrering används inom vattenberedning för att ta bort mikroföroreningar, t.ex. små organiska molekyler som orsakar smak och lukt hos vattnet.¹⁶

Membran

Membran är tunna material som innehåller porer med definierad storlek. De flesta typer av membran är gjorda av olika typer av plastmaterial, det finns dock även keramiska membran. Vatten tvingas genom porerna i membranet antingen genom att inflödessidan trycksätts eller att det sugts ut från utflödessidan. Föroreningar i vattnet förhindras att passera membranet beroende på porernas storlek. Membran klassificeras som mikrofilter (MF), ultrafilter (UF), nanofilter (NF) eller omvänd osmos (eng. *reverse osmosis*, RO). MF har en porstorlek runt 0,1 µm vilket förhindrar t.ex. parasiter och bakterier från att passera. UF har en porstorlek runt 0,01 µm vilket även förhindrar virus att passera membranet. NF och RO-membran har så små porer att även joner förhindras att passera. I områden med vattenbrist där dricksvatten produceras från havsvatten, används RO-membran för att avsalta havsvattnet.

Desinfektion

Syftet med desinfektion är att inaktivera patogena parasiter, bakterier och virus i vattnet. Desinfektionssteget är den sista reningsprocessen innan vattnet distribueras ut till konsumenterna. De vanligaste metoderna för desinfektion är klorering, ozonering och ultraviolett (UV) ljus. Klor och ozon är starka oxidationsmedel. När de patogena mikroorganismerna kommer i kontakt med klor eller ozon så oxideras delar av mikroorganismernas beståndsdelar. UV-ljus orsakar förändringar i mikroorganismernas DNA vilket leder till att de inaktiveras. Tabell 11-1 visar olika desinfektionsmedels effektivitet för inaktivering av olika patogener. Generellt så är klor och ozon effektiva mot bakterier och virus medan UV är mest effektivt mot parasiter (t.ex. *Cryptosporidium*).

Tabell 11-1. Rankning av olika desinfektionsmedels effektivitet mot olika typer av patogener. Baserad på Crittenden et al.¹

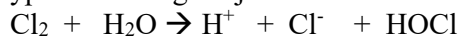
Desinfektionsmedel	Parasiter	Bakterier	Virus
Fritt klor	-/+	+++	+++
Kloramin	-	++	+
Klordioxid	++	+++	+++
Ozon	++	+++	+++
UV	+++	++	+

Klorering

Klorering är den vanligaste desinfektionsmetoden och har använts i dricksvattenberedning sedan början av 1900-talet. Det finns olika former av klor som används för desinfektion. Dessa inkluderar klorgas, natriumhypoklorit, kloramin och klordioxid.

Både vid tillsatts av klorgas (Cl₂) och natriumhypoklorit (NaOCl) så är det hypoklorit som fungerar som oxidationsmedel i vattnet. När klorgas (Cl₂) kommer i kontakt med vatten reagerar det och bildar

hypoklorit enligt följande ekvation:



Klorgas vatten vätejon klorid hypokloritsyra

När NaOCl tillsätts i vatten så löser det upp sig enligt följande ekvation:



natriumhypoklorit natriumjon hypokloritjon

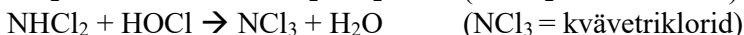
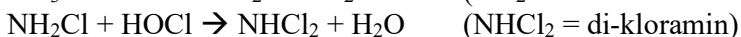
Hypoklorit är en svag syra och förekommer antingen som HOCl (hypokloritsyra) eller OCl⁻ (hypokloritjon) beroende på vattnets pH. Hypokloritsyra har ett pK_a-värde på 7,5. Detta betyder att vid pH 7,5 så finns det ungefär lika mycket HOCl som OCl⁻ i vattnet. Vid ett högre pH så dominerar OCl⁻ och vid ett lägre pH så dominerar HOCl.¹⁰ Jämviktsekvationen visas nedan:



$$K_a = 10^{-7,5} = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]}$$

HOCl och OCl⁻ brukar ofta kallas fritt klor och båda fungerar som desinfektionsmedel. HOCl är dock mer effektivt. Därför är det önskvärt med ett pH under 7 för att syra-formen av hypoklorit ska dominera.¹

Kloramin bildas när hypoklorit reagerar med ammoniak enligt följande reaktioner:



Kloramin kallas bundet klor och är inte ett lika bra desinfektionsmedel som hypoklorit. Det faktum att det reagerar långsammare innebär dock att det befinner sig längre tid i vattnet. Därför är det önskvärt att ha kloramin i det utgående vattnet från ett vattenverk eftersom det ger viss desinfektionskapacitet även i ledningsnätet. I vattenverk tillsätts därför ofta ammoniak till vattnet för att generera kloramin på plats. De former av kloramin som dominerar i dricksvatten är mono- och di-kloramin. Di-kloramin ger vattnet en obehaglig lukt och smak av klor. För att minimera mängden di-kloramin kan man justera vattnets pH till 8 eller högre.¹⁶

Klordioxid (ClO₂) är en desinfektionskemikalie som kan produceras på plats i vattenverket från klorgas och klorit. Ett problem med både fritt- och bundet klor är att biprodukter kan bildas när kloreter reagerar med organiska ämnen. T.ex. bildas trihalometaner som är cancerogena ämnen. Dessa ämnen bildas inte med ClO₂. En annan fördel är att ClO₂ har en hög desinfektionseffektivitet som inte påverkas av pH. Nackdelen är att två oorganiska biprodukter bildas (klorit och klorat), vilka kan ha negativa hälsoeffekter.^{15, 1, 16}

Ozonering

Ozon (O₃) är ett mycket starkt oxidationsmedel som kan genereras på plats vid vattenverket. Vanligtvis produceras ozon genom att syrgas (O₂) passerar genom ett elektriskt fält. Detta får vissa av syremolekylerna att brytas ner till enskilda syreatomer som sedan reagerar med O₂ och bildar O₃. Ozongasen injiceras sedan i vattnet i en inblandningsenhet. Eftersom ozon är skadligt att inandas är det viktigt att gasen som lämnar ozoneringssteget behandlas innan den släpps ut.¹

Ozon oxiderar patogener och organiska ämnen i vattnet antingen genom att direkt reagera med de ämnen som oxideras eller genom att bilda reaktiva hydroxyl-radikaler (•OH) som sedan reagerar med ämnen i vattnet. En ozondosering på 0,5-1,0 mg/L brukar användas för desinfektion. Om det finns bromid i vattnet kan ozonering leda till produktion av bromat, vilket är en hälsoskadlig kemikalie.¹⁶

Ozon kan även användas för att rena vatten från humusämnen. I dessa fall använder man koncentrationer upp mot 5 mg/L. Ozonet oxiderar humus ämnena till mindre organiska molekyler som kan brytas ner biologiskt i ett efterföljande långsamfilter.¹⁶

UV

UV-ljus med en våglängd på 200-300 nm orsakar skador hos DNA. Därför är ljus i detta våglängdsspann effektivt för att inaktivera patogener. I desinfektion med UV så passerar vattnet en behållare som är utrustad med UV-lampor. Lamporna har vanligtvis ett skyddande hölje av kvartsglass. Det kan bildas beläggningar på höljet som gör att ljusintensiteten som avges från lamporna till vattnet minskar. Därför är det viktigt med regelbunden rengöring. Vattnets kvalitet påverkar också effektiviteten hos UV-desinfektion. Om vattnet har höga färgtal eller turbiditet så minskar desinfektionseffektiviteten. En stor fördel med UV-desinfektion är att den inte genererar några skadliga biprodukter. En nackdel är att desinfektionen bara sker i behållaren där vattnet utsätts för UV-ljus. Man får ingen desinfektionskapacitet i distributionsnätet vilket är fallet med kloramin.

Design av desinfektionsanläggningar

Effektiviteten för desinfektionsprocesser definieras vanligtvis av log-reduktion av mikroorganismer. En reduktion på 1-log betyder att 90% av procent av mikroorganismerna har inaktiverats, 2-log betyder 99%, 3-log betyder 99,9%, etc. Hur stor log-reduktion som kan uppnås i en desinfektionsanläggning beror dels på koncentrationen av desinfektionsmedlet (t.ex. fritt klor) och dels på tiden som desinfektionsmedlet är i kontakt med mikroorganismerna. Produkten av koncentration multiplicerat med tid kallas Ct-värdet och används som designparameter. Desinfektionsanläggningar är byggda och drivs för att uppnå ett visst Ct-värde. För klorering och ozonering så är C lika med koncentrationen av klor eller ozon och t är tiden som vattnet befinner sig i desinfektionstanken. När det gäller UV så motsvaras Ct-värdet av UV-dos som mäts i J/m². UV-dosen är lika med ljusintensiteten från lampan multiplicerat med tiden som vattnet utsätts för UV-ljus.

De Ct-värden som krävs för att uppnå en viss log-reduktion beror dels på typen av mikroorganismer som ska inaktiveras, typen av desinfektionsmedel som används och vattnets karaktär (t.ex. pH och temperatur). Tabell 11-2 visar Ct-värden som kan användas för dimensionering av desinfektionsanläggningar. Notera att Ct-värdena i tabellen gäller för en vattentemperatur på 4°C. Vid lägre temperatur krävs högre Ct-värde för att uppnå samma inaktiveringsgrad. I praktiken är det svårt att dimensionera för högre Ct-värden än 100 mg·min/L eftersom det innebär antingen för höga koncentrationer desinfektionsmedel eller för stora bassänger. För UV-anläggningar rekommenderas en UV-dos på 400 J/m² enligt en rapport från Norsk Vann.²

Tabell 11-2. Ct-värden (mg·min/L) för dimensionering av desinfektionsanläggningar vid en vattentemperatur på 4°C. Baserad på Ödegaard et al.¹⁷

Desinfektionsmedel	Parasiter		Bakterier	Virus
	Giardia 2-log	Cryptosporidium 2-log	3-log	3-log
Fritt klor				
pH < 7	75	X	1,0	4,0
pH 7-8	100	X	1,5	6,0
pH > 8	175	X	2,0	8,0
Kloramin	1750	X	100	1500
Klordioxid	25	1000	1,0	20
Ozon	1,5	30	0,5	1,0

För att räkna ut Ct-värdet i en desinfektionstank måste man veta hur koncentrationen av desinfektionsmedlet, t.ex. klor, förändras i tanken. Detta beror på klorförbrukningens kinetik och

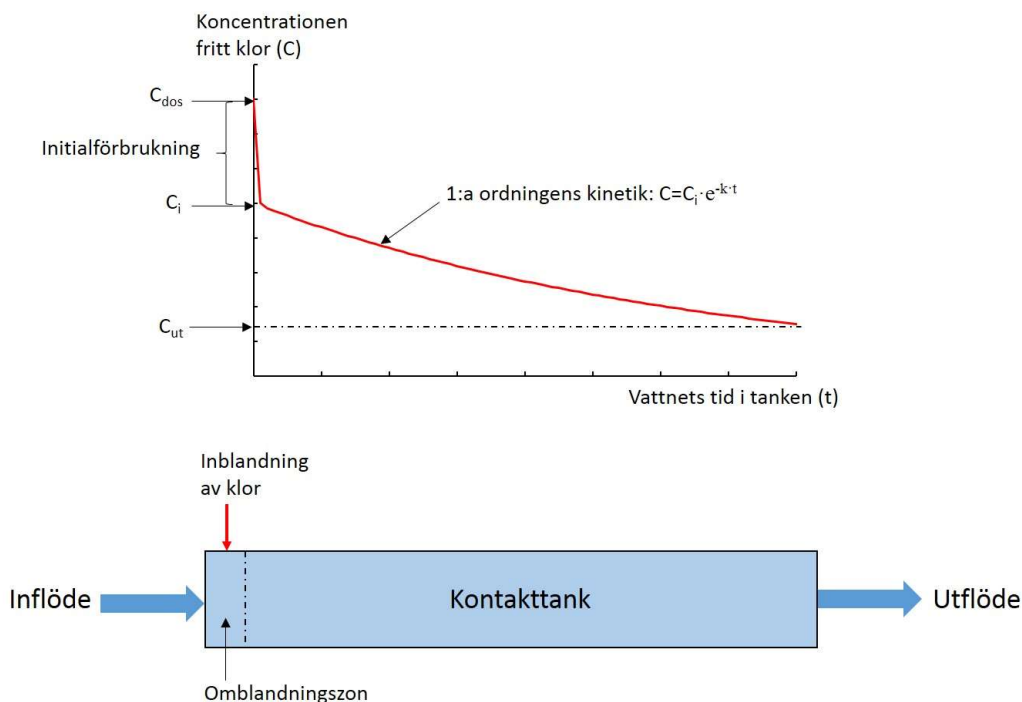
strömningsförhållandena i tanken (dvs. om vi har pluggflöde eller totalomrörd tank).

Klorförbrukningens kinetik

Figur 11-5 visar en typisk förbrukningskurva för fritt klor. Den koncentration som blandas in i vattnet kallas klordosen (C_{dos}). Direkt vid inblandning sker en snabb reduktion av koncentrationen när klor reagerar med olika ämnen i vattnet. Detta kallas initialförbrukningen och beror bland annat på koncentrationen av organiska ämnen i vattnet. Koncentrationen av klor efter initialförbrukningen kallas den initiala koncentrationen av klor (C_i). Efter den snabba initialförbrukningen sker en långsam förbrukning som följer 1:a ordningens kinetik (se kapitel 9). Koncentrationen klor vid en viss uppehållstid i tanken kan då räknas ut med följande ekvation:

$$C = C_i \cdot e^{-k \cdot t}$$

C är koncentrationen klor vid uppehållstiden t i tanken, och k är en konstant som beskriver förbrukningshastigheten.



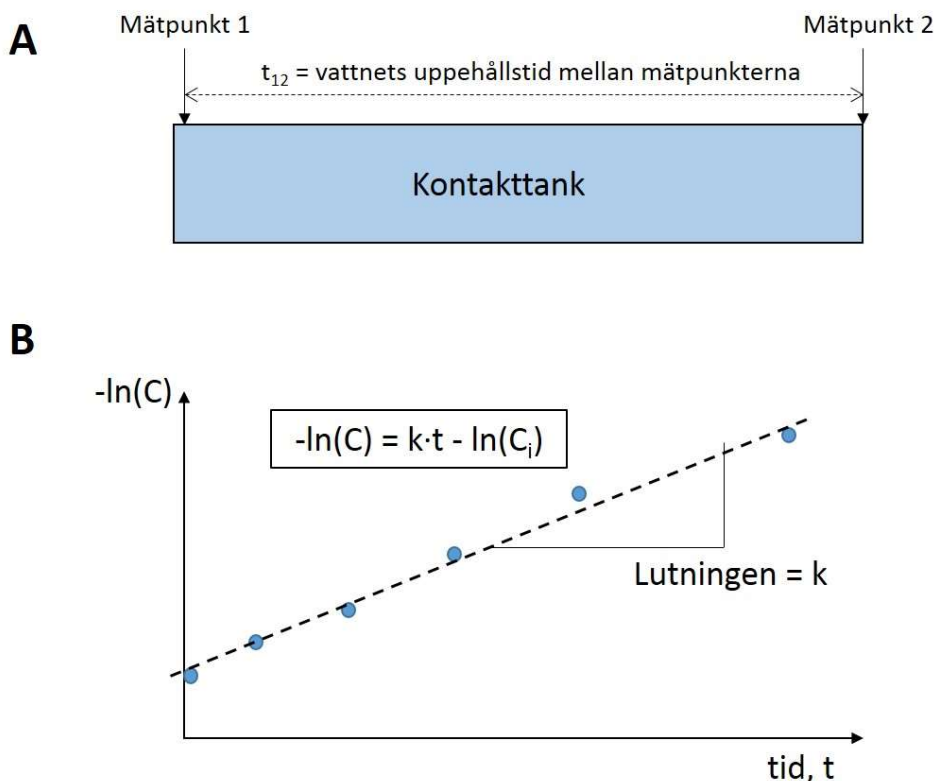
Figur 11-5. Förbrukning av fritt klor i en kontakttank följer 1:a ordningens kinetik.

Värdet på k kan bestämmas experimentellt om man har minst två mätpunkter för klor i en kontakttank. Figur 11-6 visar en kontakttank med en mätpunkt nära inflödet och en vid utflödet. Om vi antar att tanken har ett pluggflöde så är vattnets uppehållstid mellan de två mätpunkterna t_{12} . Genom att lösa ekvationen som beskriver förbrukningen av klor så kan man beräkna k .

$$C_2 = C_1 \cdot e^{-k \cdot t_{12}} \rightarrow C_2/C_1 = e^{-k \cdot t_{12}} \rightarrow \ln(C_2/C_1) = -k \cdot t_{12} \rightarrow \ln(C_2) - \ln(C_1) = -k \cdot t_{12}$$

$$k = -\left(\frac{\ln(C_2) - \ln(C_1)}{t_{12}}\right)$$

Om man har många mätpunkter vid olika uppehållstider så kan man beräkna k genom att rita ett diagram med $-\ln(C)$ på y-axeln och uppehållstiden, t , på x-axeln. Detta ger ett linjärt samband och lutningen är lika med värdet på k (Figur 6B).



Figur 11-6. (A) För att bestämma värdet på reaktionskonstanten, k, behövs minst två mätpunkter i kontakttanken. (B) Om man har flera mätpunkter kan man beräkna k baserat på det linjära sambandet mellan $-\ln(C)$ och vattnets uppehållstid, t.

Beräkning av Ct-värdet i en pluggflödestank

I en pluggflödestank är koncentration klor högt vid inflödet och lågt vid utflödet. Förändringen av koncentrationen i tankens flödesriktning ser ut som i Figur 11-5 och Ct-värdet kan beräknas som arean under kurvan. Denna area får man genom att integrera ekvationen som beskriver förbrukningen av klor i kontakttanken. Notera att θ är lika med vattnets uppehållstid i hela kontakttanken.

$$Ct = \int_0^{\theta} C_i \cdot e^{-k \cdot t} \cdot dt = \left[\frac{-C_i \cdot e^{-k \cdot t}}{k} \right]_0^{\theta} = \frac{-C_i \cdot e^{-k \cdot \theta}}{k} + \frac{C_i}{k}$$

$$Ct = C_i \cdot \left(\frac{1 - e^{-k \cdot \theta}}{k} \right)$$

Man kan också skriva en ekvation för Ct-värdet baserat på koncentrationen klor i utflödet (C_{ut}). Detta är mer användbart eftersom vattenverk vanligtvis mäter koncentrationen klor i vattnet som lämnar verket och distribueras till konsumenterna.

$$C_i = \frac{C_{ut}}{e^{-k \cdot \theta}}$$

$$Ct = \int_0^{\theta} \frac{C_{ut}}{e^{-k \cdot \theta}} \cdot e^{-kt} \cdot dt = \left[\frac{-C_{ut} \cdot e^{-k \cdot t}}{k \cdot e^{-k \cdot \theta}} \right]_0^{\theta} = \frac{-C_{ut}}{k} + \frac{C_{ut}}{k \cdot e^{-k \cdot \theta}}$$

$$Ct = C_{ut} \cdot \left(\frac{e^{k \cdot \theta} - 1}{k} \right)$$

Vattnets uppehållstid i tanken beräknas baserat på tankens volym och vattnets flöde: $\theta = V/Q$. I en kontakttank vill man ha pluggflöde vilket innebär att allt vatten som flödar in till tanken har exakt

lika lång uppehållstid. Detta är för att säkerställa att allt vatten har tillräckligt lång kontaktid med desinfektionsmedlet. I verkliga tankar är det dock svårt att uppnå perfekt pluggflöde. En viss fraktion av vattnet har en uppehållstid som är kortare än θ . En annan fraktion har en längre uppehållstid. När man dimensionerar desinfektionsanläggningar använder man därför ofta värdet t_{10} som betyder tiden det tar för 10% av vattnet att passera tanken. Uppehållstiden t_{10} kan bestämmas med spårämnesförsök (se kapitel 10). De ekvationer som vi använder för att beräkna Ct blir alltså:

$$Ct = C_i \cdot \left(\frac{1 - e^{-k \cdot t_{10}}}{k} \right)$$

$$Ct = C_{ut} \cdot \left(\frac{e^{k \cdot t_{10}} - 1}{k} \right)$$

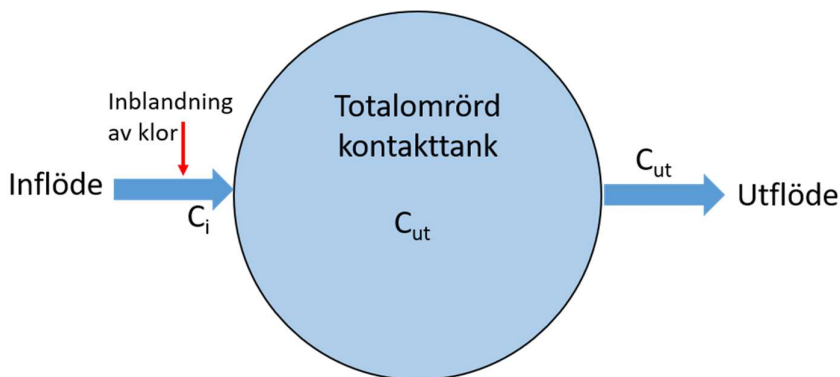
Beräkning av Ct -värdet i en totalomrörd tank

I en totalomrörd tank är koncentrationen av klor samma i hela tanken vilket betyder att koncentrationen i utflödet (C_{ut}) är lika med koncentrationen i tanken (Figur 11-7). För en totalomrörd tank är t_{10} -värdet 10% av vattnets genomsnittliga uppehållstid i tanken.

$$t_{10} = 0,1 \cdot \theta$$

Ct -värdet kan därför enkelt beräknas med följande ekvation:

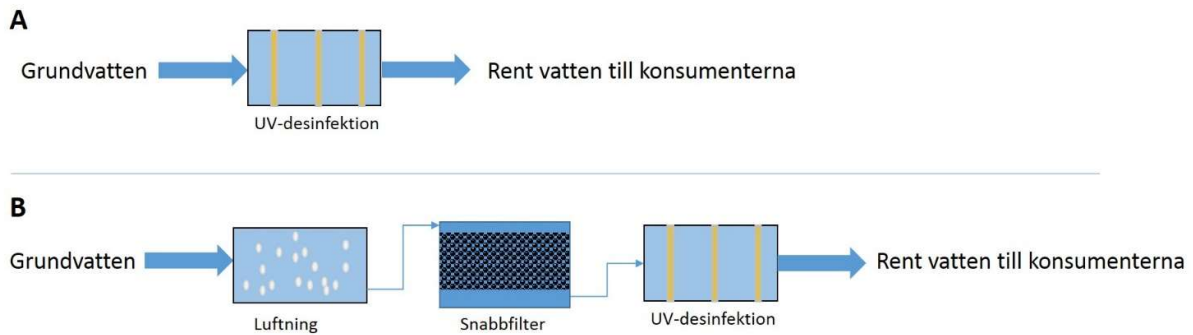
$$Ct = C_{ut} \cdot 0,1 \cdot \theta$$



Figur 11-7. Totalomrörd kontakttank. Eftersom tanken är helt omblandad så är koncentrationen av klor i utflödet detsamma som koncentrationen i tanken (C_{ut}).

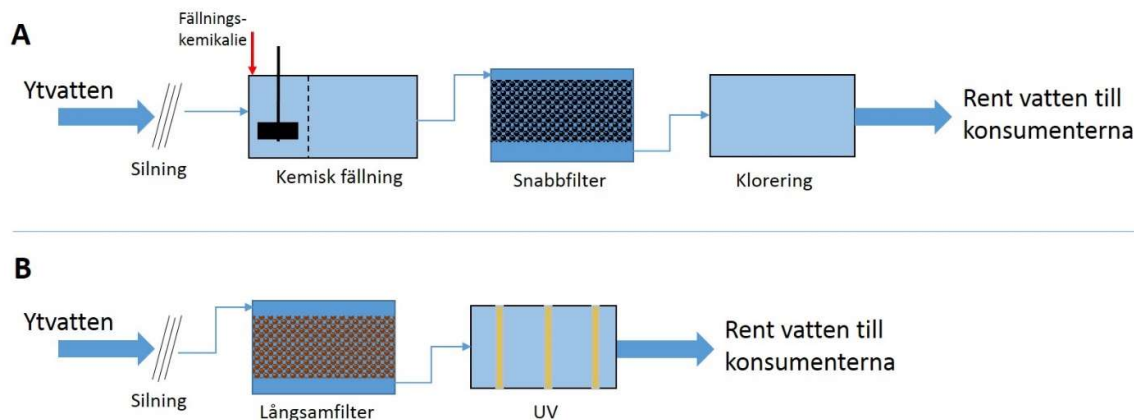
11.3 Processlösningar

I vattenverk kombineras olika beredningsprocesser för att producera dricksvatten. Vilka processer som används beror bland annat på råvattnets kvalitet. När grundvatten används så behövs inte så många processer. Enskilda hushåll med egen brunn kan ofta använda grundvatten utan rening. När grundvatten förses samhällen med dricksvatten har man vanligtvis ett desinfektionssteg innan vattnet distribueras till konsumenterna. Om grundvattnet innehåller höga halter av mineraler som kalcium och magnesium (hårdhet) eller järn och mangan, kan man behöva ta bort dessa för att förhindra att det bildas beläggningar i rör eller att vattnet missfärgas. Järn och mangan kan oxideras genom att man vattnet syresätts. Även oxidationsmedel som klor och ozon kan användas. De järn- och manganoxider som bildas separeras från vattnet med sedimentering eller snabbfilter.⁹ Kalcium och magnesium faller ut från vattnet genom att man höjer pH-värdet vilket leder till att $\text{CaCO}_3(\text{s})$ och $\text{Mg}(\text{OH})_2(\text{s})$ bildas. Dessa är fasta material som kan separeras från vattnet med sedimentation eller snabbfilter. Sedan tillsätts CO_2 som reagerar med vatten och bildar bikarbonat (HCO_3^-) och karbonat (CO_3^{2-}). Det leder både till att pH sjunker och att ytterligare $\text{CaCO}_3(\text{s})$ bildas och kan separeras från vattnet. Exempel på processlösningar för vattenverk där råvattnet är grundvatten visas i Figur 11-8.



Figur 11-8. Exempel på processlösningar för grundvattenverk. (A) Endast UV-desinfektion. (B) Luftning och snabbfilter används för att separera järn och mangan innan desinfektionssteget.

När ytvatten används som råvatten krävs flera beredningsprocesser. Ofta innehåller vattnet organiska ämnen (NOM) och dessa måste tas bort innan desinfektionssteget. Konstgjord infiltration, kemisk fällning och filtrering bidrar alla till rening av NOM. Man kan även använda ozonering följt av långsamfilter samt GAK-filtrering. Eftersom ytvatten kan ha skiftande kvalitet och lätt påverkas av föroreningar måste man ha flera mikrobiologiska barriärer för att säkerställa att det inte finns patogener i vattnet som distribueras till konsumenterna. Exempel på processlösningar för ytvattenverk visas i Figur 11-9. Båda exemplen har två mikrobiologiska barriärer.



Figur 11-9. Exempel på processlösningar för ytvattenverk.

Referenser

1. Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. Tchobanoglous, G. (2012). Water Treatment: Principles and Design, Wiley.
2. Eikebrokk, B., Raestad, C., Hem, L. J. Gjerstad, K. O. (2008). Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. Hamar, Norsk Vann.
3. Engblom, K. Lundh, M. (2006). Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning. *Svenskt Vatten*. **2006-10**.
4. Haig, S. J., Collins, G., Davies, R. L., Dorea, C. C. Quince, C. (2011). Biological aspects of slow sand filtration: past, present and future. *Water Science & Technology: Water Supply* **11**(4): 468.
5. Jabur, H. S. Mårtensson, J. (2003). Rensningsmetoder för långsamfilter. *Svenskt Vatten*.
6. Livsmedelsverket (2014). Vägledning Dricksvatten.
7. Livsmedelsverket (2015). Livsmedelsverkets föreskrift SLVFS 2001:30.
8. McFarland, M. L. Dozier, M. C. Drinking water problems: iron and manganese. *Texas A&M: Agrilife Extensions*.
9. Reynolds, T. D. Richards, P. A. (1996). Unit operations and processes in environmental engineering. Boston, USA, PWS Publishing Company.

10. Snoeyink, V. L. Jenkins, D. (1980). Water Chemistry. New York, USA, John Wiley & Sons.
11. Svenskt Vatten (2008). Råvattenkontroll - krav på råvattenkvalitet, Svensk Vatten.
12. Svenskt Vatten. (2016). "Produktion av dricksvatten." Retrieved 2017, from <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/produktion-av-dricksvatten>.
13. USGS. (2016). "The world's water." Retrieved 2017, from <https://water.usgs.gov/edu/earthwherewater.html>.
14. Verma, S., Daverey, A. Sharma, A. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. Environmental Technology Reviews 6(1): 47-58.
15. WHO (2005). Chlorite and chlorate in drinking-water.
16. Ödegaard, H. (2012). Vann- og Avløpsteknikk, Norsk Vann.
17. Ödegaard, H., Österhus, S. Melin, E. (2009). Optimal desinfeksjonspraksis fase 2. Norsk Vann.

11. ÖVNINGAR

Ö11-1. Experiment har utförts för att bestämma den kinetiska konstanten, k , som används för att beskriva förbrukningen av fritt klor i en desinfektionsprocess. I en kontakttank med pluggflöde, volymen 10 m^3 och flödet $8 \text{ m}^3/\text{h}$ uppmättes koncentrationerna fritt klor till $0,33 \text{ mg/L Cl}_2$ vid inflödet till tanken och $0,23 \text{ mg/L}$ vid utflödet. Beräkna k .

Ö11-2. Experiment har utförts för att bestämma den kinetiska konstanten, k , som används för att beskriva förbrukningen av fritt klor i en desinfektionsprocess. I en kontakttank med pluggflöde, volymen 10 m^3 och flödet $8 \text{ m}^3/\text{h}$ uppmättes koncentrationerna fritt klor till $0,25 \text{ mg/L Cl}_2$ i mitten av tanken och $0,17 \text{ mg/L}$ vid utflödet. Beräkna k .

Ö11-3. Du ska dimensionera en sedimenteringstank. Flödet till tanken är $50 \text{ m}^3/\text{h}$. Dimensionerande ytbelastning och uppehållstid är $0,8 \text{ m/h}$ och 4 h . Hur ska tanken vara utformad?

Ö11-4. Du ska dimensionera en sedimenteringstank. Flödet till tanken är $45 \text{ m}^3/\text{h}$. Dimensionerande ytbelastning och uppehållstid är 1 m/h och 3 h . Hur ska tanken vara utformad?

Ö11-5. Beräkna Ct-värdet för en kontakttank med koncentrationen $0,1 \text{ mg/L}$ fritt klor i utgående vatten och k -värdet $0,22 \text{ h}^{-1}$. Vi antar att tanken har perfekt pluggflöde, volymen är 60 m^3 och flödet $85 \text{ m}^3/\text{h}$. Är Ct-värdet tillräckligt högt för 3-log reduktion av virus om vattnets pH är $6,5$?

Ö11-6. Vatten desinficeras med fritt klor. Vattnets pH är $7,6$. Minst 3-log reduktion av virus krävs. Den kinetiska konstanten för nedbrytning av fritt klor, $k=0,15 \text{ h}^{-1}$ och utgående klor-koncentration är $0,08 \text{ mg/L}$. Hur lång kontaktid (t_{10}) behövs?

FACIT

11. ÖVNINGAR

Ö11-1. Lösninggång:

1:a ordningens kinetik beskriver konsumtionen av fritt klor. Följande ekvation kan alltså användas för att beräkna k:

$$C_2 = C_1 \cdot e^{-k \cdot t_{12}} \rightarrow C_2/C_1 = e^{-k \cdot t_{12}} \rightarrow \ln(C_2/C_1) = -k \cdot t_{12}$$

Tiden för vattnet att flöda genom tanken är lika med vattnets hydrauliska uppehållstid, V/Q:

$$t_{12} = 10/8 = 1,25 \text{ h}$$

$$k = -\ln(0,23/0,33)/1,25 = 0,29 \text{ h}^{-1}$$

$$\text{Svar: } k=0,29 \text{ h}^{-1}$$

$$\text{Ö11-2. Svar: } k=0,62 \text{ h}^{-1}$$

Ö11-3. Lösninggång:

Tankens volym kan beräknas från flödet och uppehållstiden:

$$V = Q \cdot \theta = 50 \cdot 4 = 200 \text{ m}^3$$

Tankens yta beräknas från flödet och ytbelastningen:

$$\text{Ytbelastning} = Q/Y_{ta} \rightarrow Y_{ta} = 50/0,8 = 62,5 \text{ m}^2$$

$$\text{Tankens djup: } 200/62,5 = 3,2 \text{ m}$$

Svar: Tankens totala volym är 200 m³, dess yta 62,5 m² och dess djup 3,2 m. Det kan vara lämpligt med en avlång tank för att åstadkomma pluggflöde.

$$\text{Ö11-4. Svar: } Y_{ta}=45 \text{ m}^2, \text{ djup}=3 \text{ m}$$

Ö11-5. Lösninggång:

Ct-värdet kan beräknas med följande ekvation (se kapitel 11 för härledning):

$$Ct = C_{ut} \cdot \left(\frac{e^{k \cdot t_{10}} - 1}{k} \right)$$

Eftersom vi har perfekt pluggflöde så är $t_{10} = \theta$.

$$\theta = V/Q = 60/85 = 0,71 \text{ h}$$

$$Ct = 0,1 \cdot (e^{0,22 \cdot 0,71} - 1) / 0,22 = 0,076 \text{ mg} \cdot \text{h/L}$$

Vi omvandlar enheten till mg*min/L:

$$0,076 \cdot 60 = 4,6 \text{ mg} \cdot \text{min/L}$$

I Tabell 11-2 (kapitel 11) ser vi att detta är tillräckligt högt för 3-log reduktion av virus om pH<7.

*Svar: Ct-värdet är 4,6 mg*min/L vilket är tillräckligt högt för 3-log reduktion av virus vid pH<7.*

$$\text{Ö11-6. Svar: } 1,15 \text{ h}$$