

Kapitel 3

Bassänginfiltration



Naturförutsättningar

Grundförutsättningen för bassänginfiltration är att ett ytvatten (sjö eller vattendrag) förekommer i närheten av en geologisk formation i vilken vatten kan lagras och utvinnas t ex genom pumpning ur brunnar. I Sverige nyttjas ofta isälvsavlagringar för detta ändamål. Den vanligaste isälvsavlagringen är grusåsen (rullstensåsen) men även andra avlagringar som innehåller sand och grus kan användas, t ex deltabildningar samt strand- och älvsediment.

Bild 3.1 visar den geologiska uppbyggnaden av en typisk grusås som bildats under högsta kustlinjen. Åsen avsattes under landisens avsmältning vid isälvarnas mynning i havet. Sedan avsattes ett fint lerslam från isälvarna ovanpå det grovkorniga isälvs materialet i det djupa havsvattnet. När sedan åsen steg upp ur havet genom landhöjningen spolades sand- och grusmaterialet bort från åskränet genom vågor- nas erosion och avsattes ovanpå leran. Dessa geologiska processer ledde ofta till att det bildades två grundvattenmagasin; ett övre magasin ovanpå leran i det utsvallade materialet och ett undre magasin i isälvsavlagringens centrala delar.

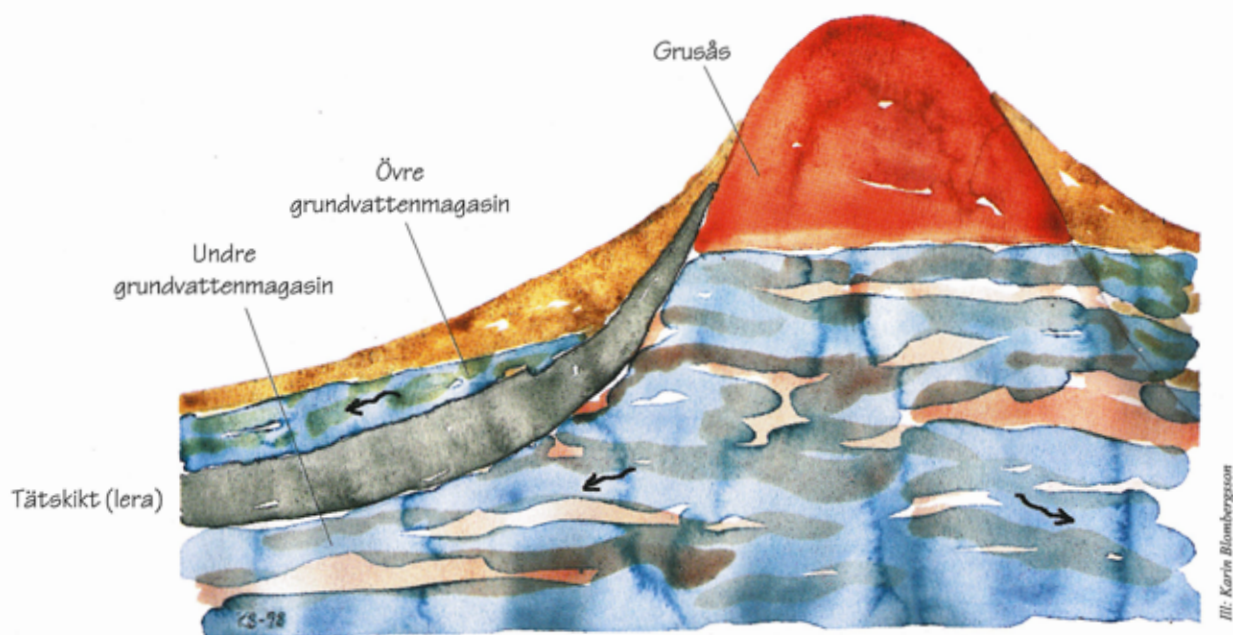


Bild 3.1 Uppbyggnaden av en grusås (rullstensås) med dubbla grundvattenmagasin.

Isälvsavlagringarna som används för konstgjord grundvattenbildning har en omättad zon ovanför grundvattenytan där porsystemet endast delvis är vattenfyllt och en vattenmättad zon under grundvattenytan (grundvattenzonen). I den omättade zonen transporteras vattnet till grundvattenzonen (perkolation) och vattnet renas. Dessutom påbörjas processerna som ska ge infiltrationsvattnet slutlig grundvattenkaraktär. I den mättade zonen strömmar vattnet vidare mot uttagsbrunnarna samtidigt som vattenkvaliteten ytterligare förbättras, se bild 3.2. För att infiltrationsvattnet ska ombildas till grundvatten krävs en viss uppehållstid mellan infiltrations-

och uttagsplats. Statens Livsmedelsverk föreskriver i Dricksvattenkungörelsen SLV FS 1993:35 en uppehållstid på minst 14 dagar för att vattnet ska klassificeras som ett grundvatten.

Om isälvsavlagringen innehåller skikt av finsediment (t ex ett lerlager i en grusås) Se bild 3.5 kan detta leda till att infiltrationsvattnet söker sig helt andra vägar än man tänkt sig. I värsta fall kan vattnet tränga upp i terrängen på olämpliga ställen, utmed rullstensåsens slänter eller i en dalgång eller annat lågområde. Det är därför viktigt att en noggrann hydrogeologisk undersökning görs innan man projekterar och bygger en infiltrationsanläggning.

Utflöde av infiltrationsvatten på oönskade ställen är ett problem som drabbat flera svenska infiltrationsanläggningar. I några fall har konstgjorda sjöar skapats, vilket resulterat i uppkomsten av visserligen oplanerade men ibland attraktiva bad- och fågelsjöar.

Ett bra sätt att försäkra sig om att vattnet rör sig på förväntat sätt är utföra ett infiltrationsförsök (gärna kombinerat med spårämnesförsök). Dessutom kan ett sådant försök ge god kännedom om förändringarna av vattenkvaliteten, se bild 3.8 och 3.9.

Metodbeskrivning

Bild 3.2 visar principen för bassänginfiltration. I sin grundform består en anläggning med bassänginfiltration av en intagsdel, en infiltrationsdel och en uttagsdel. Ofta sker en viss förbehandling av vattnet före infiltration och/eller efterbehandling efter uttag ur brunnar. Här beskrivs endast grundformen. För- och efterbehandling beskrivs i kapitel 5.

Vattenintaget sker från en sjö eller ett vattendrag. Vattnet pumpas därefter upp på infiltrationsbassänger, ofta lokaliserade på åschrönet för att infiltrationsvattnet ska passera en så mäktig omättad zon som möjligt ovanför grundvattenytan.

Infiltrationsvattnet luftas i bassängerna, vanligtvis med hjälp av skaskadluftare, se omslagsbilden till detta kapitel. Luftningen görs för att vattnets innehåll av syre ska öka vilket bl a behövs för nedbrytning av organiskt material. I botten på infiltrationsbassängerna placeras vanligen ett lager med långsamfiltersand (ca 0,5 - 1 m). Filtersanden skapar jämna infiltrationsförhållanden i bassängerna samt har en kornstorleksfördelning som är gynnsam för de naturliga reningsprocesserna. En nackdel är att filtersanden är kostsam varför vissa kommuner i stället valt att använda mer eller mindre lämpliga material från närbelägna sand- och grustäcker.

Efter en tids drift utbildas en filterhud (biohud) i botten på bassängerna. När filterhuden blivit alltför välutvecklad och svårgenomtränglig för infiltrationsvattnet måste den avlägsnas genom rensning (skumning) av bassängerna.

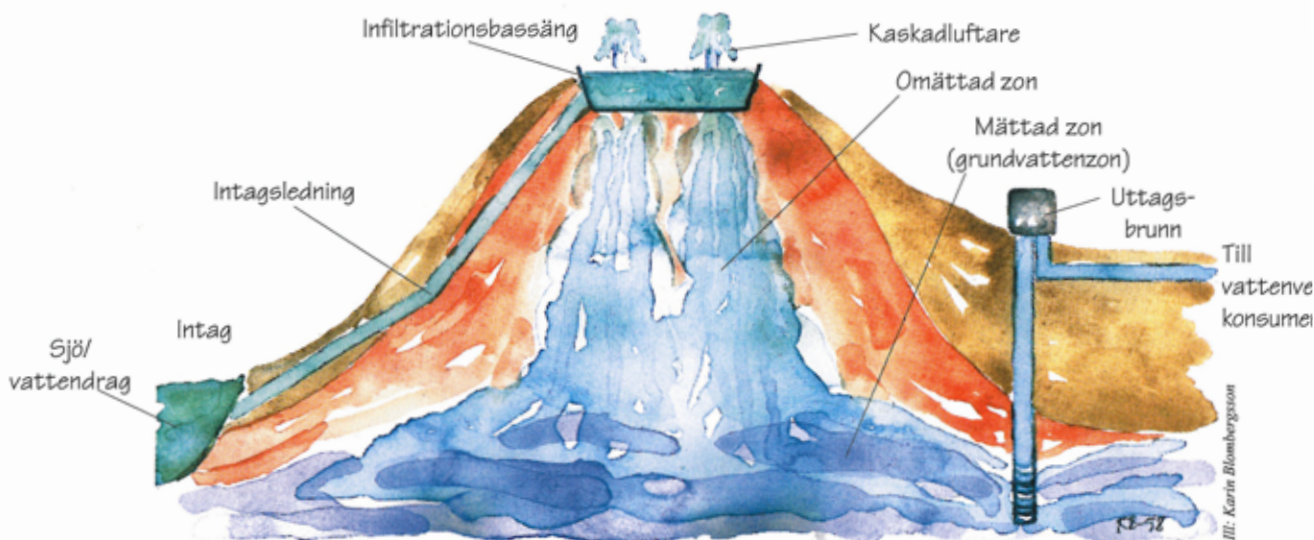


Bild 3.2 Principskiss av bassänginfiltration. Vattnet pumpas från sjön till vänster på bilden upp på grusåsens krön där vattnet luftas (kaskadluftare) och får strömma ner (perkolerar) till grundvattenzonen. Ibland sker förbehandling av vattnet innan infiltration. Efter en viss uppehållstid i grundvattenmagasinet pumpas vattnet upp ur brunnar för eventuell efterbehandling i vattenverk.

I filterhuden börjar reningsprocesserna som sedan successivt fortsätter i den omättade zonen och därefter i grundvattenzonen, bl a avskiljs organiskt material genom nedbrytning/adsorption och järn och mangan fälls ut. Filterhuden verkar dessutom som ett mekaniskt filter som effektivt avlägsnar partikulärt material. Reningsprocesserna vid bassänginfiltration beskrivs i kapitel 2.

Efter att infiltrationsvattnet passerat den omättade zonen och bildat grundvatten uttages det som ordinärt grundvatten genom pumpning ur brunnar. Ofta har vattnet hög kvalitet när det pumpas upp, i andra fall måste det genomgå någon form av efterbehandling som pH-justering och klorering. Ibland krävs dock en mer omfattande efterbehandling, t ex hårdhetsökning eller minskning av järn- och manganhalterna.

Se kap 5: För- och efterbehandling

Anläggningsöversikt

De flesta större, huvudsakligen kommunala, infiltrationsanläggningar med bassänginfiltration redovisas på bild 3.3 och i tabell 3.1. Av såväl bild som tabell framgår vilka anläggningar som besökts i samband med detta uppdrag.

Anläggningarna är koncentrerade till södra Sverige (Mälardalen, Småland och Västkusten) samt utmed Norrlandskusten. I Norrlands inland saknas anläggningstypen helt. Ett skäl till detta torde vara att tätorterna där är något mindre än i övriga delar av landet och att de därmed kan försörjas med naturligt grundvatten. Ett annat skäl är att ytvattnets kvalitet är jämförelsevis god och därför kan nyttjas för vattenförsörjningsändamål utan alltför omfattande rening.

Anläggningarna har identifierats med hjälp av VAV:s statistik "Analysdata 1994" (AD 94) som omfattar anläggningar med en årlig produktion överstigande 250 000 m³. Det är dock omöjligt att direkt ur denna statistik utläsa vilka anläggningar som har bassänginfiltration. I termen "bassänginfiltration" ingår ibland även anläggningar med återinfiltration efter inducerad infiltration, se bild 5.8. Enligt VAV (1996) fanns det 1994 totalt 137 anläggningar med bassänginfiltration vilka svarade för 24% av Sveriges totala dricksvattenproduktion. Antalet var ungefär detsamma som för anläggningar med naturligt grundvatten (25%). Resterande 51% producerades vid ytvattenverk.

Se lästips

I samband med fältbesök har anläggningstypen kontrollerats. Efter viss annan kontroll, bl a rundringning till vissa kommuner som ej besökts, har en lista upprättats som omfattar 65 större anläggningar med bassänginfiltration, se tabell 3.1 och bild 3.3.

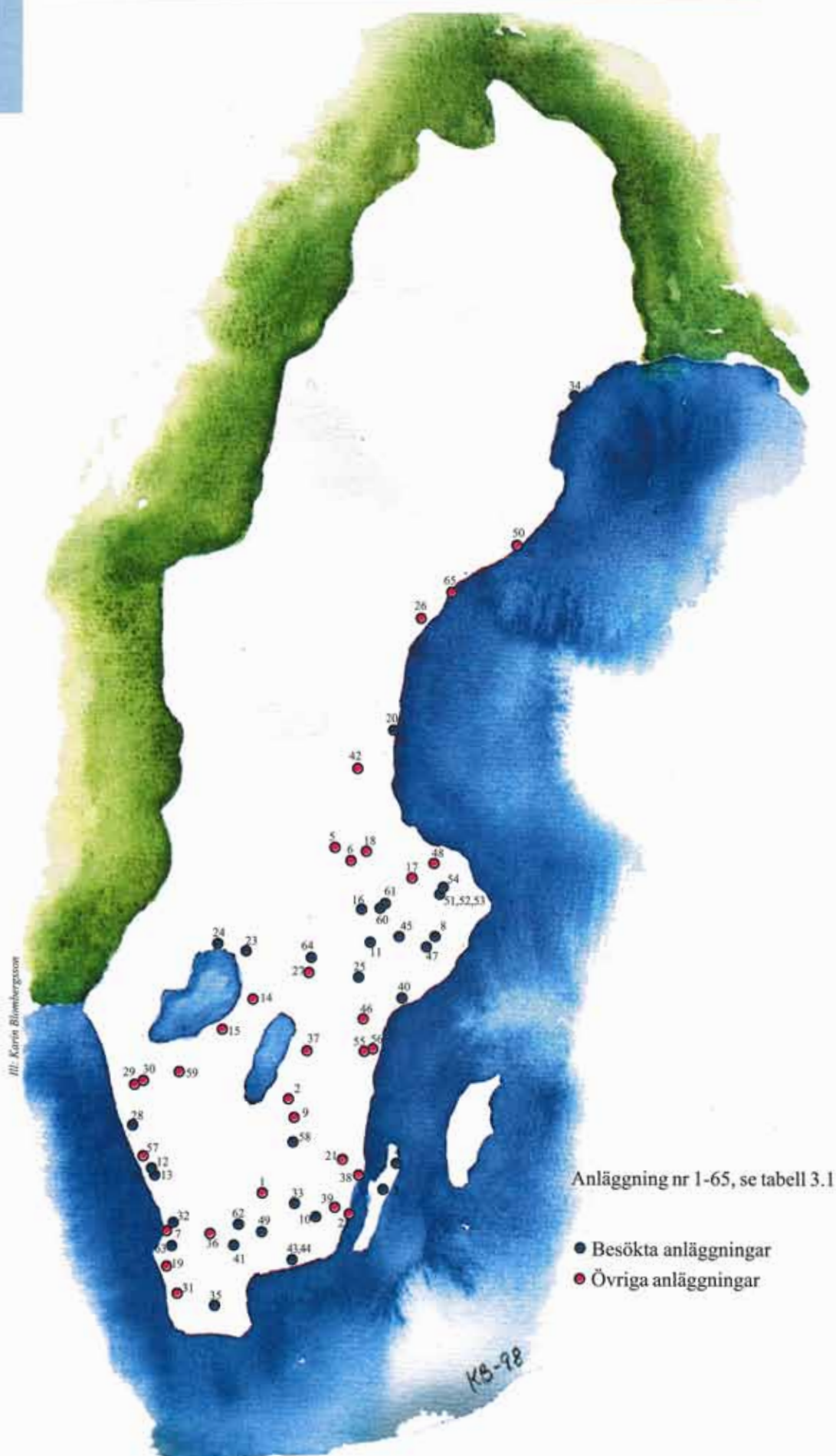


Bild 3.3 Större anläggningar med bassänginfiltration.

Tabell 3.1
Anläggningar med bassänginfiltration

Nr	Kommun	Anläggning	Nr	Kommun	Anläggning
1	Alvesta	Alvesta	45x	Strängnäs	Gorsingeholm ³⁾
2	Aneby	Aneby	46	Söderköping	Söderköping
3x	Borgholm	Köpingsvik	47x	Södertälje	Källtorp ⁴⁾
4x	Borgholm	Löttorp	48	Tierp	Västland
5	Borlänge	Froststbrunnssdalen	49x	Tingsryd	Norrård
6	Borlänge	Tjärna	50	Umeå	Forslanda
7	Båstad	Båstad	51	Uppsala	Lövstalöt
8x	Ekerö	Skytteholm	52	Uppsala	Vallskog ⁵⁾
9	Eksjö	Eksjö	53x	Uppsala	Tunåsen ⁵⁾
10x	Emmaboda	Getasjökvam	54x	Uppsala	Storvreta
11x	Eskilstuna	Hyndevad	55	Valdemarsvik	Falingsberg
12x	Falkenberg	Jonstorp	56	Valdemarsvik	Frörum
13x	Falkenberg	Kärreberg	57	Varberg	Kvarnagården
14	Gullspång	Hova	58x	Vetlanda	Upplanda
15	Götene	Götene	59	Vårgårda	Algutstorp
16x	Hallstahammar	Skantzen ¹⁾	60x	Västerås	Hässlö
17	Heby	Tärnsjö	61x	Västerås	Fågelbacken
18	Hedemora	Långshyttan	62x	Älmhult	Älmhult
19	Helsingborg	Örby	63x	Ängelholm	Brandsvig
20x	Hudiksvall	Hudiksvall	64x	Örebro	Skråmsta
21	Högsby	Staby	65	Örnsköldsvik	Gerdal
22	Kalmar	Skälby			
23x	Karlskoga	Gälleråsen	1)	Vattenverk vid Näs	
24x	Karlstad	Sörmon	2)	Kärragårdsverket	
25x	Katrineholm	Kerstinboda	3)	Industriell anläggning	
26	Kramfors	Angsta	4)	Vattenverk vid Djupdal	
27	Kumla	Blacksta	5)	Vattenverk vid Storvad och Galgbacken	
28x	Kungsbacka	Fjärås			
29	Kungälv	Dösebacka			
30	Kungälv	Lysegården	x	Besökta anläggningar	
31	Kävlinge	Kävlinge			
32x	Laholm	Skottorp			
33x	Lessebo	Hovmantorp			
34x	Luleå	Gäddvik			
35x	Malmö/ Lundregionen	Vombverket/ Sydvatten			
36	Markaryd	Grönö			
37	Mjölby	Högby			
38	Mönsterås	Sandbäckshult			
39	Nybro	Gårdsryd			
40x	Nyköping/ Oxelösund	Högåsen			
41x	Osby	Maglaröd			
42	Ovanåker	Raskes			
43x	Ronneby	Leråkra ²⁾			
44	Ronneby	Djurtorp ²⁾			

Planering av bassänginfiltration

Vid planering av bassänginfiltration krävs en rad olika förundersökningar:

- lokalisering av lämplig råvattentäkt samt intagspunkt i denna (vattenkvantitet och vattenkvalitet m m).
- lokalisering av infiltrationsplats (t ex undersökningsborrningar och försöksinfiltration).
- lokalisering av uttagsplats (t ex undersökningsborrningar, provpumpningar och grundvattenmodellering).

Andra undersökningar som är vanligt förekommande:

- kolonnförsök för att klarlägga behandlingseffekter med tilltänkt råvatten och sand- och grusmaterial.
- vattenbehandlingsförsök för att avgöra behov och metod beträffande för- och/eller efterbehandling.
- spårämnesförsök för att klarlägga hydraulisk kommunikation och uppehållstid mellan infiltrations- och uttagsplats.

Val av råvattentäkt - lokalisering av intagsplats

Val av lämplig intagsplats för råvattnet kan ses som ett första steg i "förbehandlingen". En logisk utgångspunkt vid all vattenförsörjning borde vara att utgå från en så bra råvattenkvalitet som möjligt för att minimera efterföljande behandling. Lokalisering av ett råvattenintag är inte bara en fråga om vattenprovtagning och vattenanalyser utan ofta en teknisk/ekonomisk optimering med många ingående komponenter.

Om råvattenintaget i en sjö förläggs på stort djup har vattnet ofta en bättre kvalitet avseende vissa parametrar (t ex färg, grumlighet och halten organiskt material) än i ett grundare läge. Dessutom är vattentemperaturen jämnare under året och genomsnittligt lägre, speciellt sommartid. Ett problem kan dock vara att t ex järn- och manganhalterna ökar om det uppstår syrebrist på större djup. Intagsledningens längd ökar vilket ökar investeringskostnaderna. Även uppvärmnings-kostnaderna för varmvatten för konsumenterna ökar eftersom vattnet är kallare.

Katrineholm tar sitt råvatten från sjön Viren som infiltreras vid Kerstinboda i centrala Katrineholm. Intaget förlades först vid pumpstationen, bild 3.4. Man fick emellertid problem med hög grumlighet i vattnet, vilket ledde till igensättningar i filterbäddarna. Intaget flyttades därför ut ca 200 m i sjön men där uppstod tidvis problem med höga järn- och manganhalter på grund av syrebrist. Intaget av vatten görs nu återigen vid det ursprungliga läget (bild 3.4) och andra åtgärder har vidtagits för att förhindra igensättningar i filterbäddarna, bl a har mikrosilarna ställts av.

Lokalisering av råvattenintag,
se lästips VAV P72, 1992

Se kap 5: Förbehand-
ling, avsnittet om
mikrosilning



Foto: Göran Hansson

Bild 3.4 Vattenintag och pumpstation med grovrensning vid sjön Viren för Katrineholms vattenförsörjning.

Lokalisering av infiltrationsplats

För att lokalisera en lämplig infiltrationsplats krävs god kännedom om den geologiska uppbyggnaden av den tilltänkta sand- och grusavlagringen (t ex en grusås). Undersökningarna inleds ofta med skrivbordsstudier följt av fältundersökningar.

Skrivbordsstudier

Förutsättningarna för konstgjord grundvattenbildning kan översiktligt studeras med hjälp av olika kartor. Viktig information om grundvattenförhållandena i ett område kan erhållas från olika kartor från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Hydrogeologiska och geologiska kartor som finns i olika skalor ger en bra överblick av naturförutsättningarna. Även topografiska och ekonomiska kartor (gröna och gula kartan) samt olika plankartor (kommunala översiktsplaner, detaljplaner m m) ger viktig orienterande information.

Förutom kartor studeras annat utredningsmaterial och data, t ex meteorologiska och hydrologiska data från SMHI, uppgifter om brunnar och borrhningar från SGU:s brunnarsarkiv, konsultutredningar m m.

Fältundersökningar

Fältundersökningar för att lokalisera lämpliga infiltrationsplatser inleds vanligtvis med geologiska rekognoseringar och undersökningsborrningar, ofta även provgrävningar. Vid dessa undersökningar klarläggs den geologiska uppbyggnaden av formationen. Speciellt viktigt är att klarlägga om det finns tätskikt i jordlagerprofilen. Eftersom även mycket tunna ler- och siltskikt kan orsaka problem vid infiltrationen krävs en noggrann provtagningsteknik för att kunna upptäcka finskikten, t ex ge-

nom provgrävning med ockulärbesiktning eller genom spad- eller skruvborrning.

Vid Kungsbackas infiltrationsanläggning i Fjärås visade sig problem med infiltrationskapaciteten härröra från tunna lager av finsediment strax under filterbäddarna. Detta exempel visar på betydelsen av noggranna förundersökningar innan en infiltrationsanläggning byggs (t ex försöksinfiltration). Detta är speciellt viktigt om den geologiska formationen är komplex som i fallet Fjärås bräcka, en israndbildning. Bild 3.5 visar ett tunt lerlager som påträffats vid schaktning under filterbäddarna. Sedan finsedimenten avlägsnats fungerar infiltrationen väl.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.5 Tunt lerskikt under en filterbädd vid Kungsbackas infiltrationsanläggning i Fjärås. Finskiktet orsakade dämning i infiltrationsbassängerna och grävdes därför bort.

På grund av förekomst av stora stenar och block i en åskärna kan det ibland vara svårt att driva undersökningsborrningar ned till bergytan med traditionella rörborrningar. I sådana fall krävs borrning med metoder som används vid brunnborrning, t ex ODEX-borrning eller motsvarande.

Bild 3.6 visar en lätt borrarutrustning som används vid rekognoserande undersökningar.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.6. Undersökningsborrning. Ett stålrör, vanligen ϕ 50 mm, drivs med en sponthammare. Prov av genomborrade jordlager uttas för siktanalys och dimensionering av produktionsbrunnar. Om röret lämnas kan det användas för grundvattennivåobservationer. Bilden är taget vid det gamla vattenverket vid Skråmsta, Örebro.

Vattenbehandling - kolonnförsök

För att klarlägga behandlingseffekterna kan det ofta vara lämpligt att utföra ett försök varvid det tilltänkta råvattnet får passera en kolonn fylld med sand från det tilltänkta infiltrationsområdet. Försöksarrangemangen vid ett kolonnförsök i Norsborgs vattenverk för Storstockholms framtida vattenförsörjning framgår av omslagsbilden till kapitel 7, Forskning och utveckling. Dessa kolonnförsök gjordes för att undersöka möjligheterna att ändra nuvarande behandlingsmetod (kemisk flockning/sedimentering och långsamfiltrering) till bassänginfiltration.

Lokalisering av uttagsplats - brunnssområde

För att lokalisera lämpliga platser för uttagsbrunnar krävs undersökningsborrningar varvid prover uttages för siktanalys och bestämning av de olika jordlagrens permeabilitet (genomsläpplighet). På grundval av siktkurvorna kan sedan dimensionering och utformning av produktionsbrunnarna göras. Brunnarna kapacitetstestas genom kortvariga provpumpningar. Bild 3.7 visar provpumpning av en nyanlagd uttagsbrunn med samtidig mätning av grundvattennivån i ett intilliggande observationsrör.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.7 Provpumpning och registrering av grundvattennivån vid en infiltrationsanläggning för kylvatten till industrier vid Gorsingeholm, Strängnäs. I bild Bertil Wiik, Aqua Terra.

Försöksinfiltration

När infiltrations- och uttagsplats bestämts kan det vara lämpligt att genomföra ett infiltrationsförsök. Vid försöksinfiltrationen kan man klarlägga den hydrauliska kommunikationen mellan infiltrations- och uttagsplats samt få besked om vattnets kvalitetsutveckling (behandlingseffekter) i den omättade och mättade zonen. Ofta utnyttjas spårämnesteknik för att fastställa vattnets uppehållstid mellan infiltrations- och uttagsplats. Bild 3.8 visar ett infiltrationsförsök i liten skala vid Löten på Munsö i Ekerö kommun.



Bild 3.8 Försöksinfiltration vid Löten, Ekerö.

Uttagsbrunnen är belägen ca 10 m utanför bilden. Försöket var avsett för vattenförsörjningen till Kungsberga, Söderby och Munsö kyrkby. På grund av kort uppehållstid blev det uttagna vattnets temperatur för hög (ca 19 °C) i september 1997. Även hårdheten och järn- och manganhalterna var för höga. Hårdheten sjönk från ca 32 till 19 °dH (den höga hårdheten är ett generellt problem för grundvatten i Uppsalaåsen).

Den höga hårdheten och de höga järn- och manganhalterna kan ha berott på att uttagsbrunnen var för djup. För små anläggningar i stora grundvattenmagasin kan det därför vara viktigt att uttagsbrunnen endast "skummar" av det infiltrerade vattnet i grundvattenmagasinets översta del.

Dålig temperaturutjämning är ett generellt problem vid denna typ av små infiltrationsanläggningar med korta uppehållstider. Det är svårt att väsentligt öka avståndet mellan infiltrations- och uttagsplats. En sådan åtgärd kan medföra att det infiltrerade vattnet förloras i större eller mindre grad. Kort uppehållstid kan även leda till otillräcklig avskiljning av organiskt material.

De problem som kan uppträda i små anläggningar gör att försöksinfiltration blir en särskilt viktig, för att inte säga nödvändig, förundersökningsmetod.

Ett storskaligt infiltrationsförsök i Oskarshamn visas på bild 3.9. Vid detta försök utnyttjades klorid som spårämne för att bestämma uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats, se avsnittet om uppehållstid och säkerhetsbarriärer, spårämneshöjning, tabell 3.2.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.9. Storskalig försöksinfiltration vid Forshult, Oskarshamn. Vid försöket infiltrerades 95 l/s. Uppehållstiden var kort, 1-2 dagar, vilket bl a medförde att avskilningen av organiskt material inte blev tillräcklig. Oskarshamn har därför valt att även fortsättningsvis basera vattenförsörjningen på ytvatten i stället för på konstgjort grundvatten, dock med en ny behandlingsprocess.

Pilotförsök - för- och efterbehandling

Om vattenkvaliteten i det uttagna grundvattnet ej är tillfredsställande kan det krävas behandlingsförsök för att klarlägga lämplig för- och/eller efterbehandling. Dessa görs lämpligen som pilotförsök i fält för att vattnet från den tilltänkta råvattentäkten ska kunna användas. Bild 3.10 visar en mobil anläggning för pilotförsök med kemisk flockning/sedimentering och flotation. Olika för- och efterbehandlingsmetoder beskrivs i kapitel 5.

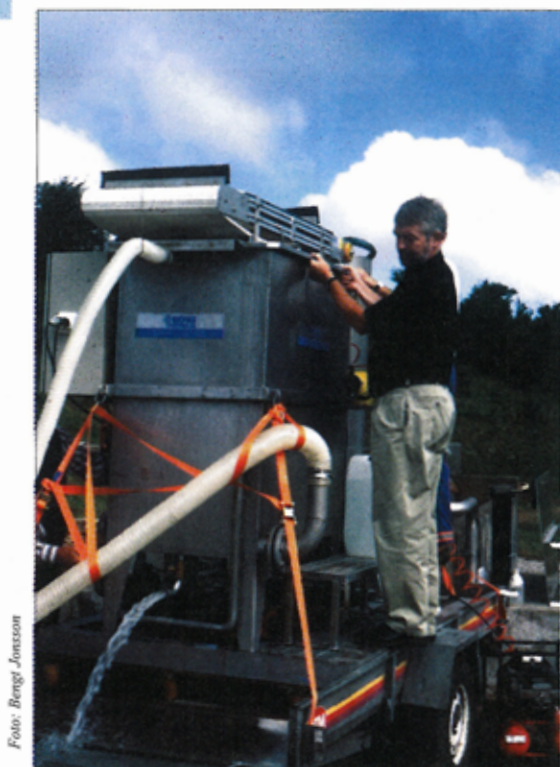


Foto: Bengt Jonsson

Bild 3.10. Mobil anläggning för pilotskaleförsök med kemisk flockning och flotation. På bilden ses Bertil Månsson, VA-chef i Simrishamn.

Utformning av bassänginfiltrationsanläggningar

Vattenintag/pumpstation

Anläggningarnas första steg är ett intag i en sjö eller ett vattendrag, se bild 3.4. Intaget utgörs av intagsledning och pumpstation, varifrån vattnet pumpas till infiltrationsbassängerna. Före pumpningen sker ofta grovrensning som förhindrar diverse flytande föremål, som blad och grenar samt fisk och andra djur att hamna i pumparna. Ibland sker här även mikrosilning för att minska vattnets innehåll av framför allt alger.

Se kap 5: För- och efterbehandling

Infiltrationsbassänger

Infiltrationsbassängerna schaktas som regel ut i befintligt åsmaterial. I botten läggs oftast en filterbädd av sand. Bassängerna kan ha mycket olika form och storlek. En typisk bassäng är rektangulär, ca 20 x 40 m (800 m²). I många fall har bassängerna anlagts i nedlagda grustag. En fördel med detta är att redan utnyttjad mark kan återanvändas för produktiva ändamål. En nackdel är dock att den omättade zonen - avståndet till grundvattenytan - har minskat genom grustäktsverksamheten. Vid Katrineholms infiltrationsanläggning i Kerstinboda motverkar man detta problem genom att successivt lägga på mer sand i bassängerna för att på så sätt öka den omättade zonens mäktighet, se bild 3.11.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.11 Infiltrationsbassäng i nedlagt grustag vid Kerstinboda, Katrineholm. Bassängen tillförs sand för att öka avståndet till grundvattenytan.

I flertalet anläggningar pumpas vattnet ut på bassängerna och fördelas och luftas med hjälp av en anordning som benämns utkastare, eller kaskadluftare. Luftaren på omslaget till denna rapport är gjord efter förebild från Karlstad (Sörmon). I Hudiksvall är utkastarna höga och har en mellantallrik som åstadkommer en effektiv luftning, se bild 3.12.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.12 Hög utkastare som ger bra luftning, Hudiksvall.

I några fall fördelas vattnet ut på bassängerna med självfall, bl a i Ronneby (Djurtorp). Vattnet leds här via en inloppskanal (försedimentation) till den första bassängen, bild 3.13. När denna är full bräddar vattnet över till nästa bassäng, bild 3.14.

Försedimentationen har bl a resulterat i längre rensningsintervall i bassängerna. På grund av de goda erfarenheterna av inloppskanalen i Djurtorp har även kommunens andra infiltrationsområde vid Leråkra försetts med en liknande anordning. I samtliga infiltrationsbassänger i Ronneby har finkrossad kalksten blandats in i filterbäddarna, se avsnittet om specialutformning av filterbäddar.

Bassänginfiltration

Utformning av bassänginfiltration

Foto: Göran Hansson



Bild 3.13 Försedimentation i inloppskanal vid Djurtorp, Ronneby.

Foto: Göran Hansson



Bild 3.14 Bräddning mellan infiltrationsbassänger vid Djurtorp, Ronneby.

I Luleå (Gäddvik) hade man tidigare infiltrationsdiken som successivt rensades och fördjupades genom handgrävning, bild 3.15. Nu har man låtit förbinda dessa infiltrationsdiken och därmed erhållit stora, mer lättskötta bassänger, se bild 3.16.

Foto: Göran Hansson



Bild 3.15 Infiltrationsdiken vid Gäddvik, Luleå.

Som kan skönjas som ringar på vattenytan i bild 3.16 var vattennivån vid besöksfallet så hög att utkastarna ("luftarna") låg under vatten. Samma förhållande har även konstaterats vid andra anläggningar, bl a Älmhult. Helst bör driften av anläggningarna ske på sådant sätt att utkastarna hålls ovan vattenlinjen.

Genom att förlägga utkastaren på sidan av bassängen kan rensning av bas-

Foto: Göran Hansson



Bild 3.16. Stor infiltrationsbassäng vid Gäddvik, Luleå. Utkastarna står under vatten, se svaga antydningar till ringar på vattnet.

sängerna underlättas, speciellt vid anläggningar som rensas maskinellt, se bild 3.17 som visar en anläggning i Finland. En nackdel är dock att fördelningen och luftningen av vattnet försämras jämfört med en bassäng med flera utkastare.

Foto: Göran Hansson



Bild 3.17. Utkastare vid sidan av en infiltrationsbassäng vid Jäniksenlinna i Tuusula, Finland.

I Falkenberg (Kärreberg) har man delat upp bassängerna i två halvor för att kunna rensa en halva i taget, se bild 3.18. Notera även att bassängkanterna här består av betongelement. Oftast utgörs bassängkanterna av en slänt i det naturliga sand- och grusmaterialet.

Bassänginfiltration

Utformning av bassänginfiltration

Foto: Göran Hansson



Bild 3.18 Avdelad bassäng vilket underlättar rensning vid Kärreberg, Falkenberg.

Botten på infiltrationsbassängerna är vanligtvis plana. Vid Källtorp (Djupdal) i Södertälje har man provat att göra fåror i filtersanden för att öka infiltrationsytorna och belastningen på bassängerna, se bild 3.19. Som framgår av bilden finns det dock redan vid påfyllningen en tendens att fårorna utjämnas/utplånas. Det torde därför vara svårt att bevara den fårade strukturen. En nackdel med fårorna är att rensningsdjupet ökar i förhållande till det plana normalutförandet.



Foto: Göran Hansson



Bild 3.19 Försök med fåror i bassängbotten för att öka infiltrationsytan vid Källtorp, Södertälje. Fårorna hade en tendens att raseras vid den första påfyllningen.

Filterbäddar/filtersand

Bassängbotten förses som regel med ett lager filtersand - en filterbädd. Filterbäddens mäktighet varierar mellan anläggningarna från några få decimeter till flera meter. Valet av filtersand samt uppbyggnaden av filterbädden är viktiga faktorer för en anläggnings funktion, speciellt dess hydraulik och reningsförmåga.

I Sverige har man haft som standard en filtersand som motsvarar långsamfiltersand, se kornstorlekskurvorna på bild 3.20.

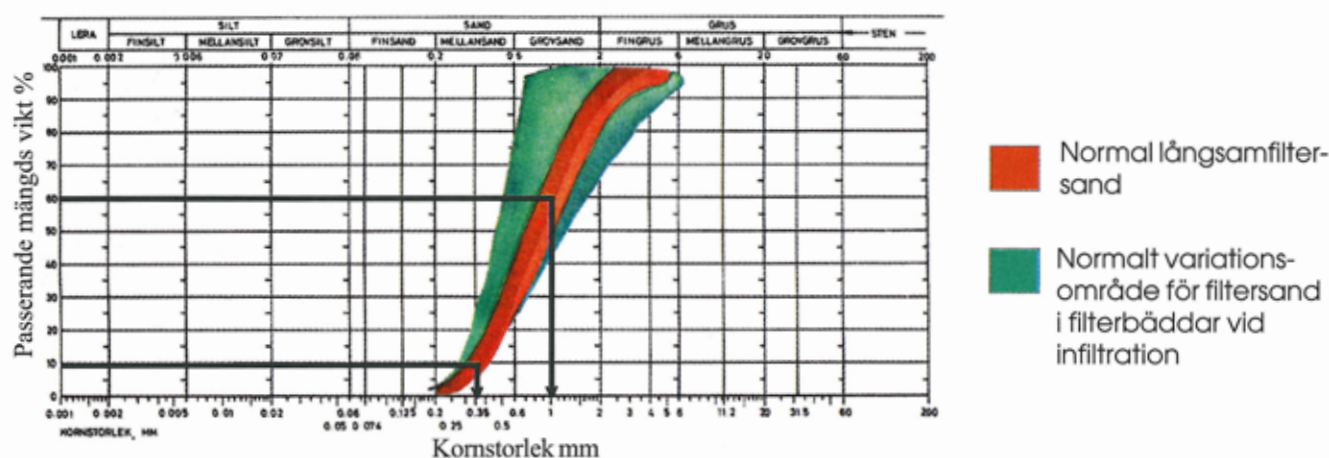


Bild 3.20. Kornstorleksfördelning för filtersand i filterbäddar (långsamfiltersand).
 $d_{10} = 0,35$ mm och $d_{60} = 1$ mm har markerats på figuren, se definitioner nedan.

Eftersom det är dyrt att köpa speciell filtersand, har många kommuner i stället lagt på ett sand- och grusmaterial från någon näraliggande täkt. Ibland har sanden tvättats innan utläggning, oftast inte. Ett sätt som allt oftare praktiseras är att tvätta filtersanden i samband med rensning av bassängerna, se avsnittet om drift och underhåll, sandtvätt.

Genom djuptvättning har man vid vissa anläggningar med för hög finmaterialhalt i filterbädden (även sådana som saknat filterbädd) kunnat tillskapa en funktionell filterbädd. Djuptvättning har även använts om filterbädden blivit igensatt av föroreningar. Man kan dock misstänka att materialet kan bli för grovt och jämnkornigt genom tvättningen, vilket skulle kunna resultera i försämrad reningsverkan.

Filtersand av långsamfiltertyp består huvudsakligen av mellansand, grovsand och fingrus som framgår av bild 3.20. Många anläggningar har filtersand med en kornstorleksfördelning som praktiskt taget helt faller inom intervallet 0,2 - 2,0 mm.

Krav på långsamfilter-sand (enligt VAV P 72, se lästips)

Grumlighet < 4 FNU
Saltsyralöslighet < 1 %
Järnhalt < 0,1 %
Humushalt < 1000 färgenheter
COD_{Mn} < ca 0,3 mg/g

Definitioner

- d_{60} = 60 % av materialet är finare än denna kornstorlek
- d_{10} = effektiv kornstorlek, 10 % av materialet är finare än denna kornstorlek
- $d_{60} : d_{10}$ = olikformighetstal

VAV publikation P 72, 1992,
Se lästips

Enligt "Dricksvattenteknik - Ytvatten" används vanligen sand med $d_{10} = 0,35 \pm 0,03$ mm och olikformighetstalet högst 2,5. Normalt krävs att man att högst 1 % av sanden får vara < 0,2 mm respektive > 2,0 mm.

Sanden bör till största delen bestå av mineralerna kvarts och fältspat. Glimmermineral är ej önskvärda. Kornen bör helst vara runda men skarpkantigt material kan komma ifråga om filtreringsegenskaperna är de samma som för runda korn. Porvolymen bör ligga på ca 30 - 40%. Sanden skall vara tvättad.

Se lästips

Generellt används i Sverige långsamfiltersand som är grövre än i de flesta andra länder. Ett VA-FORSK projekt har genomförts vid vattenverket i Häggeberg, Jönköping, där man studerat optimering av långsamfilter (Jabur och Mårtensson, 1999). Resultaten har visat på en något förbättrad reningseffekt med finare filtersand än den konventionella långsamfiltersanden.

I några besökta anläggningar hade man lagt ut olämpliga filtermaterial, bl a otvättad makadam i stället för den föreskrivna filtersanden. Ett sådant material medför risk för igensättningar i underliggande jordlager samt en nedsatt reningseffekt och bör därför bytas ut.

Specialutformning av filterbäddar

Forsknings- och utvecklingsverksamhet pågår för att specialutforma filterbäddar för specifika behandlingsbehov.

Se nedan

- inblandning av kalksten i filterbäddar för att höja vattnets pH, alkalinitet och hårdhet. Tekniken praktiseras redan vid ett antal kommunala anläggningar och kan sägas ha lämnat det inledande försöksstadiet.

Se lästips

- inblandning av halm, cellulosa (pappersmassa) för nitratreduktion. Forskning inom detta område har bedrivits av Johan Lindberg vid KTH (numera VBB VIAK, Luleå).

Se lästips

- inblandning av naturlig rostjord i filterbäddar för reduktion av organiskt material. Kolonnförsök har genomförts vid Kerstinboda vattenverk (Katrineholm) och Fredriksbergs vattenverk (Oskarshamn). Examensarbete av Anna-Lena Carling och Katarina Gustafsson vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

Se lästips

- nyttjande av masugnsslagg, rostjord och järnoxidtäckt sand som reaktiva filtermaterial för att avlägsna tungmetaller. Examensarbete av Niclas Bockgård vid Uppsala Universitet.

Inblandning av kalksten i filterbäddar

Kemiska förhållanden

Infiltrationsvattnen (ytvattnen) är ofta sura och mjuka och har låga alkaliniteter. Vid konstgjord grundvattenbildning ökar dock halten lösta salter, hårdhet och alkalinitet genom olika processer i marklagren samt genom uppblandning med naturligt grundvatten, vilket ofta är hårdare och har högre alkalinitet än infiltrationsvattnet. Trots detta krävs normalt efterbehandling för att förhindra (minska) korrosion i vattenledningsnätet.

Om man infiltrerar ytvatten under en lång tid kan marklagren med tiden komma att urlakas genom att lättvittrade mineraler går i lösning. Markens förmåga att buffra (neutralisera) det sura ytvattnet avtar därmed. Till slut kan marken inte längre omforma infiltrationsvattnet till ett vatten med grundvattenegenskaper.

Om marken urlakats under en längre period kan det ta lång tid att återställa buffringsförmågan (buffertkapaciteten). Först måste hårdhetsbildande kalcium (och magnesium) mätta jordlagren genom att adsorberas på sand- och gruskornen innan infiltrationsvattnets hårdhet kan öka. I Ronneby t ex tog det nästan 2 år innan effekter av kalkningen visade sig i uttagsbrunnarna, se nedan.

Organiskt material förekommer i råvattnet (t ex alger och humus). Dessutom produceras vissa årstider organiskt material i infiltrationsbassängerna genom fotosyntes. Det organiska materialet bryts ner av mikroorganismer, vilket huvudsakligen sker i biozonen - den mikrobiellt högaktiva filterhuden (biohuden) och filterbäddens översta decimetrar. Vid nedbrytningen bildas bl a koldioxid som med vatten bildar kolsyra.

Inblandning av kalk i filterbäddar

En idé som prövats vid några kommunala anläggningar med bassänginfiltration är att blanda in kalksten i filtersanden för att om möjligt slippa bygga ett separat behandlingssteg i vattenverket för att höja vattnets hårdhet och alkalinitet.

Den kolsyra som från början finns i infiltrationsvattnet och den som produceras vid nedbrytningen av organiskt material i biozonen kan nyttjas för att lösa upp kalksten och frigöra kalcium varvid vattnets hårdhet ökar.

Det har visat sig lämpligt att blanda in finkrossad kalksten i filterbäddarna. Genom att utnyttja kalksten blir inte pH-värdet för högt. De kemiska processerna vid upplösning av kalksten visas på bild 3.21.

Kalkstenens kornstorleksfördelning bör inte nämnvärt skilja sig från filtersandens för att inte påverka strömningen i filterbädden. Flera anläggningar har använt ett kalkstensmaterial med kornstorlek 0,2 - 2,0 mm. Kalkstenen blandas med ca 4-5 delar filtersand av den sort som normalt används i bassängerna. Kalkinblandningen kan t ex göras genom infräsning (harvning). Med denna metod kan inblandningsdjupet bli ca 0,5 m, se bild 3.23 från Emmaboda.

Vattenkvalitetskriteria mot korrosion

- Kalcium Ca > 20 mg/l (=2,8°dH)
- Vätekarbonat HCO_3 > 60 mg/l
- pH-värde 8,0-8,5
- Syrehalt O_2 > 3 mg/l

Buffringsförmåga
= motståndskraft mot
pH-ändringar

Eftersom nedbrytningen av organiskt material i biozonen är effektivare vid lägre pH-värde bör kalkstenslagret täckas med ett lager filtersand, minst 2 dm. Kalkstenen förbrukas successivt och därför måste filterbädden med tiden grävas upp och ny kalksten blandas in. Beroende på infiltrationsvattnets vattenkemi och de hydrauliska förhållandena kan kalkstenens upplösningstid överslagsmässigt beräknas.

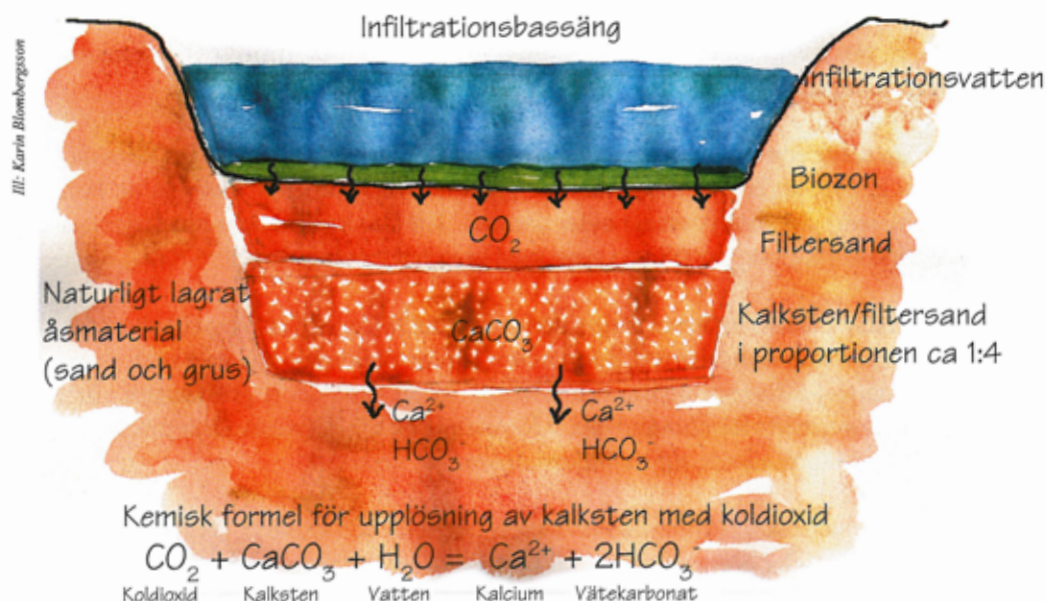


Bild 3.21. Utformning av filterbädd med inblandning av kalksten.

Praktiska erfarenheter

Nedan görs en beskrivning av några kommunala erfarenheter av inblandning av kalksten i filterbäddar.

Karlstad

Karlstad var först i Sverige med att tillsätta kalksten i infiltrationsbassängerna för att höja infiltrationsvattnets alkalinitet och kalciumhalt (hårdhet). Vid anläggningen på Sörmon lades kalksten ut på bassängbotten samtidigt som kolsyra tillfördes infiltrationsvattnet för att sänka pH-värdet. Kalkstenen utgjordes av en relativt fingraderad kalkstenskross med kornstorleken 0,2-1,5 mm.

Efter att kalkstenen lagts ut (1988) ökade såväl kalciumhalt som alkalinitet relativt snabbt i grundvattenmagasinet (inom 3-6 månader), varvid Ca-halten ökade från ca 10 mg/l, som råvattnet (Vänern) håller, till ca 16-17 mg/l i grundvattnet.

Efter 3 års drift bildades ett svårgenomträngligt lager i filterbädden som bestod av kalkstensrester blandat med filterhud och finmaterial. Man beslöt då (1991) att övergå till föralkalisering av infiltrationsvattnet med kalk-kolsyrametoden (släckt kalk), varvid delar av en avställd anläggning för kemisk flockning kunde utnyttjas. Innan denna togs i drift (efter ca 1 år) sjönk Ca-halten till ca 12 mg/l i grundvattnet. Det tog sedan

Se avsnittet om rensning av infiltrationsbassängar

ca 3 år med kalk-kolsyrprocessen innan Ca-halten återgått till tidigare nivå (16-17 mg/l). En nackdel med föralkaliseringen är att man behandlar en viss mängd vatten som aldrig når uttagsbrunnarna. För Sörmoverket har man uppskattat detta läckage till ca 20 %.

En effekt av kalkning direkt på botten av infiltrationsbassängerna var att kraftig vegetation utvecklades i bassängerna. Även föralkaliseringen med kalk-kolsyra orsakar ett skötselproblem med vegetation (bl a vass och tistlar) i bassängerna, se bild 3.22.



Foto: Åke Sjögren.

Bild 3.22. Infiltrationsbassäng med kraftig vegetation vid Sörmon, Karlstad. Fotografiet togs sommaren -96 strax innan bassängen rensades och de översta decimetrarna av filtersanden tvättades.

Södertälje

I Södertälje tillsattes kalksten i en filterbädd vid Källtorp sommaren -92. Resultaten har följts upp av KTH och VBB VIAK och redovisats i VA-FORSK Rapport nr 1994-08. Cristina Frycklund vid KTH har ytterligare följt upp försöket och presenterat resultaten i sin doktorsavhandling (1998).

Se lästips och kap 7:
Forskning och
utveckling.

Markvattenspetsar installerades ovan och under lagret med kalksten/filtersand för att kunna studera de vattenkemiska förändringarna, bl a av infiltrationsvattnets pH, hårdhet och allkalinitet. Av resultaten framgår att det tog ungefär 1 år innan effekten av kalkningen började märkas i intilliggande observationsrör. Den omänskade zonen är här ca 20 m mäktig vilket förklarar den långa responstiden. Efter 1 år hade t ex alkaliniteten intill bassängen ökat med 15 mg/l (från 39 till 54 mg/l) och kalciumhalten höjts 2-3 mg/l. Längre bort ifrån bassängen var förändringarna mindre pga inblandning av naturligt grundvatten.

Kommunen lät 1993 bygga en efterbehandlingsanläggning för alkalinisering med kalk och soda. Åren 1994-1995 blandades kalksten in i tre stora infiltrationsbassänger (vardera ca 1000 m²). Inblandningen av kalkstenen visade sig ha avsedd effekt beträffande alkaliniteten som ökade med 10 mg/l (från i genomsnitt 46 mg/l 1993 till 56 mg/l 1996) i uttagsbrunnar på 250-300 m avstånd från infiltrationsbassängerna. Ökningen har i stort sett varit bestående; 1999 var alkaliniteten i genomsnitt 54 mg/l. Ökningen i kalciumhalt är dock försumbar (< 2 mg/l).

Ronneby

För Ronneby gjordes 1992 en beräkning som visade att man borde kunna erhålla de önskvärda halterna på alkalinitet och hårdhet ($\text{HCO}_3^- > 60 \text{ mg/l}$ och $\text{Ca} > 20 \text{ mg/l}$) genom att blanda in kalksten i filterbäddarna och ändra några processer i vattenbehandlingen, bl a minskad luftning för att ta vara på kolsyran. Genom åtgärderna skulle kommunen kunna slippa en investering i en kalk-kolsyra anläggning i storleksordningen 2 mkr.

1992 provkalkades en av tre filterbäddar vid Djurtorp. Efter 2 år hade alkaliniteten vid infiltrationsplatsen ökat med i medeltal 30 mg/l och kalciumhalten med 10 mg/l. Även i en uttagsbrunn på 200 m avstånd kunde en ökning om än blygsam noteras (pH +0,5 enheter, alkalinitet + 7 mg/l). Dessa måttliga ökningar var förväntade eftersom endast ca 25% av vattnet kommer från den kalkade bassängen pga utspädning från två okalkade filterbäddar plus en liten del naturligt grundvatten.

Den kalkade filterbädden i Ronneby (Djurtorp) grävdes upp sommaren -97, efter ca 5 år. Kalkstenen var då praktiskt taget helt förbrukad. På basis av erfarenheterna från provkalkningen lät kommunen under sommaren -97 blanda in kalksten i samtliga filterbäddar vid anläggningarna i Djurtorp och Leråkra. Effekterna av kalk/sandfiltret kommer att följas upp i lysimetrar installerade ovanför och under kalkstenslagret samt i uttagsbrunnarna.

Resultaten från Ronneby kan förväntas belysa huruvida kalkstensinblandning i filterbäddar är en funktionell och kostnadseffektiv metod, eftersom man här kalkat samtliga bassänger och inte har någon större inblandning av naturligt grundvatten.

Olofström

I Olofström har man blandat in kalksten i långsamfiltret vid vattenverket i Lilla Holje. Därefter infiltreras vattnet på brunnar (djupinfiltration). Olyckligtvis tvingades kommunen under en period klorera vattnet före infiltration (pga höga bakteriehalter i råvattnet från sjön Halen), vilket hämmade de biologiska processerna i biozonen och därmed koldioxidproduktionen för upplösning av kalkstenen.

Innan kloreringen påbörjades kunde man konstatera en ökning av alkaliniteten från 9 till 20 mg/l, hårdheten (beräknad som kalcium) ökade från 7 till 11 mg/l och pH-värdet steg från 6,7 till 7,4 trots att mätningarna gjordes vintertid med ringa biologisk aktivitet och därmed låg koldioxid/kolsyra-produktion för upplösning av kalkstenen.

Emmaboda

Emmaboda har tidigare låtit kalka en mindre anläggning i Lindås. Effekterna var relativt blygsamma men ändå tydliga. Två år efter kalkningen hade alkaliniteten ökat från 10 till 15 mg/l, kalcium från 10 till 12 mg/l och pH-värdet från 6,2 till 6,5. Effekterna försvagas här genom inblandning av en stor portion naturligt grundvatten, bedömningsmässigt mer än 50 %.

Under sommaren -97 påbörjades kalkning vid kommunens huvudvattentäkt, Geta-sjökvarn. Råvattnet från Getasjö, en del av Lyckebyån, förbehandlades genom kemisk flockning och sedimentering i öppna bassänger samt föralkaliseras med släckt kalk.

Se bild 4.9

Se bild 5.5

Genom att blanda in kalksten i filterbäddarna hoppas kommunen kunna avveckla föralkaliniseringen och samtidigt förbättra reduktionen av organiskt material genom att infiltrationsvattnet vid beskickning av bäddarna håller ett lägre pH-värde än tidigare, vilket är gynnsamt för reduktionen av organiskt material.

Bildserien nedan visar arbetsgången vid utläggningen och infräsningen av kalkstenen. Därefter läggs ett lager filtersand ovanpå kalk/sandlagret, se bild 3.21.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.23. Bildserie från Getasjökvarn, Emmaboda kommun som visar utläggning och infräsning av kalkstenskross (0,2-2,0 mm) i en filterbädd. Kalkstenen kommer i bulk från Ignaberga nära Hässleholm. Den pumpas ut och läggs i högar (överst till vänster). Kalken fördelas jämt i bassängen (överst till höger) och fräses ihop med filtersanden (nedersta bildparet). Infräsningsdjupet är ca 0,5 m.

Slutsatser

Försöken med inblandning av kalksten i filterbäddar har huvudsakligen skett på forsknings- och utvecklingsbasis. Sommaren -97 kalkade Ronneby samtliga infiltrationsbassänger varför ett fullskaleprojekt nu finns i praktiken.

Positiva effekter har i de flesta fall kunnat konstateras, bl a vid Källtorp i Södertälje där man haft en bestående alkalinitetsökning samt i Ronneby och Lindås. Om effekten i uttagsbrunnarna blir så stor att utbyggnad av ett behandlingsteg för alkalisering/hårdhetsökning kan undvikas beror bl a av följande faktorer:

- vilken hårdhetsökning resp. alkalinitetsökning som erfordras
- filterbäddens/biohudens funktion (nedbrytning av organisk substans)
- filterbäddens hydrauliska egenskaper
- omättade zonens mäktighet och avstånd till uttagsbrunnar
- inblandning av naturligt grundvatten

Försök har visat att det är viktigt för avskiljning av organiskt material att hålla ett lågt pH-värde i biozonen.

Skeptikern till metoden hävdar att det är bättre att kunna kontrollera processerna i ett behandlingssteg i vattenverket än att bli hänvisad till en okontrollerbar process i marken; dessutom att effekterna i uttagsbrunnarna varit måttliga vid hittills utförda försök. Entusiasten i sin tur hävdar att här finns möjligheter till stora kostnadsbesparingar (inbesparing av ett behandlingssteg i vattenverket) samt att processen i princip sköter sig själv förutom byte av kalksten som i normalfallet behöver utföras vartannat till vart femte år.

Resultaten i Södertälje är uppmuntrande och borde närmare analyseras och dokumenteras. Ett resultat om metodens användbarhet bör kunna ges av Ronneby inom några år. Fram till dess måste förutsättningarna vid varje tilltänkt objekt nog analyseras, bl a beträffande de faktorer som listats ovan och en kostnad/nyttokalkyl utföras innefattande förväntade effekter på vattenkvaliteten samt kostnader för anläggning och drift och underhåll.

Brunnar och brunnsöverbyggnader

Brunnar - dimensionering och anläggning

Efter infiltrationen pumpas vattnet upp ur brunnar på samma sätt som vid konventionell grundvattenförsörjning. De flesta uttagsbrunnar som anläggs idag utgörs av filterbrunnar men även schaktbrunnar förekommer. Filterbrunnarna är i princip av två slag, s k formationsfilterbrunnar och grusfilterbrunnar.



Foto: Leif Lundholm.

Bild 3.24. Utförande av formationsfilterbrunn vid Näs, Hallstahammar.

Vid anläggning av *formationsfilterbrunnar* utvecklas ett naturligt filter på utsidan av filterröret genom rensumpning. Det vanligaste formationsfiltret är tillverkat i rostfritt stål med s k kontinuerlig slits, men det förekommer även andra typer av brunnsfilter som framgår av bild 3.25. Vanliga brunnsdimensioner är ϕ 200, 400 och 600 mm. Grövre dimensioner förekommer i sällsynta fall.

Vid dimensionering av en formationsfilterbrunn med ett kontinuerligt slitsat filter väljs normalt en slitsvidd på filtret som motsvarar omgivande jordlagers d_{60} -värde, dvs att 60 % av materialet är finare än den valda slitsvidden. Slitsvidden på filtterröret varierar därför ofta på olika djup beroende på de omgivande jordlagrens kornstorlek. Genom att lägga in s k blinda sektioner i filtterröret kan man utestänga finkorniga jordlager. På samma sätt kan man även förhindra grundvatten av olämplig kvalitet att komma in i brunnen.

I Sundsvall har man på olika sätt arbetat för att erhålla ett vatten som inte kräver efterbehandling. Ett sätt som praktiserats har varit att mycket noggrant studera skillnader i vattenkvalitet (bl a järnhalt) på olika djup och utestänga det oönskade vattnet med hjälp av s k blindrör.

Vid anläggning av *grusfilterbrunnar* placeras ett utvalt grusfiltermaterial på utsidan av filtterröret till skillnad mot formationsfilterbrunnar där ett naturligt filter utvecklas.

I många anläggningar, bl a vid Sörmon i Karlstad, finns äldre s k *dukfilterbrunnar*. I dessa brunnar har filtret utformats genom att borröret försetts med hål som täckts av en filterduk. Genom korrosion är nu en del av dessa brunnar i dålig kondition och släpper in material från omgivande jordlager. De måste därför successivt ersättas med nya brunnar, vanligtvis formationsfilterbrunnar.

Schaktbrunnar är som regel väsentligt grundare än filterbrunnarna. En typiskt schaktbrunn har en dimension som överstiger ϕ 1000 mm och är < 10 m djup. Brunnen är oftast utförd med betongringar.



Bild 3.25. Demonstrationsexemplar av olika brunnsfilter.

Brunnsöverbyggnader

Brunnarna täcks över med brunnslock eller -luckor, alternativt brunnsöverbyggnader. Brunnslock är oftast gjorda av betong eller lättmetall. Exempel på brunnsöverbyggnader visas på bild 3.26. En typ av brunnsöverbyggnader är snedställda så att pump och pumprör lätt kan lyftas upp, se bild 3.26 överst t v. Liknande modeller finns även prefabricerade. Andra har en toppögla så att hela brunnsöverbyggnaden kan lyftas bort, se bild 3.26 överst t h. Finns Sveriges vackraste brunnsöverbyggnad vid Gällerråsen i Karlskoga? Se bild 3.26 nederst t h.



Foto: Göran Hansson



Foto: Göran Hansson



Foto: Göran Hansson



Foto: Thorsten Blomquist

Bild 3.26. Olika typer av brunnsöverbyggnader. Överst t v Långholmen, Kristinehamn. En praktisk konstruktion med utfällbara snedställda luckor som gör pumpinstallationen lättåtkomlig. Överst t h Sandudden, Ekerö - en prefab-modell i aluminium. Hela brunnsöverbyggnaden kan lyftas bort i en ögla i toppen. Nederst t v Högåsen, Nyköping. Brunnsöverbyggnaden kallas "Biskopsmössan". Nederst t h Gällerråsen, Karlskoga. Brunnsöverbyggnad i betong - som ett konstverk. I bild Göran Spåre t v och rapportförfattaren t h.

Uppehållstid och säkerhetsbarriärer

Uppehållstider

Uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats (brunnar) är ett viktigt begrepp inom bassänginfiltrationstekniken. Enligt tidigare gängse uppfattning krävs ca 2 mån uppehållstid för att säkerställa fullgod mikrobiologisk kvalitet genom avdödning av bakterier och virus samt avskiljning av organiskt material (höga halter organiskt material kan ge upphov till färg-, lukt- och smakproblem). Många äldre infiltrationsanläggningar i Sverige är projekterade enligt denna princip.

Vid långa uppehållstider kan dock vattnets syreinhåll minska eller helt ta slut genom att det förbrukas vid nedbrytningen av organiskt material eller deltar i andra oxidationsprocesser. Den reducerande miljö som uppstår vid syrebrist gör att ämnen som järn och mangan kan gå i lösning, vilket i sin tur leder till att vattnet måste efterbehandlas, t ex med hjälp av återinfiltration eller Vyredox-metoder. Uppehållstiden bör därför vara tillräckligt lång för att vattnet ska omformas till ett högkvalitativt grundvatten, t ex avseende organiskt material, samtidigt som den inte bör vara alltför lång så att syrebrist uppstår.

Se kap 5 beträffande efterbehandlingsmetoder för järn och mangan

Vattnets uppehållstid mellan infiltrations- och uttagsplats kan uppskattas eller bestämmas med olika metoder, bl a spårämnesförsök och temperaturmätningar.

Spårämnesförsök

Spårämnesförsök är den mest utnyttjade tekniken för bestämning av vattnets uppehållstid. Ett spårämne tillsätts vattnet vid infiltrationsplatsen. Genom att observera den tid det tar innan spårämnet når uttagsbrunnarna kan uppehållstiden bestämmas. Ett krav på spårämnet är det inte fastläggs eller på annat sätt deltar i kemiska och biologiska processer. Spårämnet måste också vara ofarligt för dricksvattenkonsumtion, vilket är speciellt viktigt om försöken görs samtidigt med dricksvattenproduktionen.

Vanligen utnyttjas negativa joner för spårämnesundersökningar t ex klorid (Cl^-) och jodid (I^-). Positiva joner fastläggs i högre grad i jordlagren varför de är olämpliga som spårämnen. För att kunna nyttja nitrat (NO_3^-) som spårämne krävs att oxiderande förhållanden råder i hela den omättade och mättade zonen, annars kan nitrat reduceras till kvävgas (N_2) eller olika mellanformer som nitrit (NO_2^-) eller ammonium (NH_4^+), varvid resultaten blir missvisande.

Ett ofta använt spårämne är vanligt koksalt (natriumklorid, NaCl). En fördel med detta ämne är att det är naturligt förekommande i grundvatten och därmed lättare kan accepteras, en nackdel är dock hanteringen. Det krävs nämligen stora saltmängder, hundratals kilo eller ton. På bild 3.27 visas injektion av klorid vid ett spårämnesförsök i Hallstahammar.

Se bild 7.2.



Bild 3.27. Spårämnesförsök vid infiltrationsanläggningen Skantzen, Hallstahammar. Koksalt från containern i bakgrunden injicerades i bassängen. Kloridhalten registrerades i en uttagsbrunn ca 800 m från infiltrationsplatsen.

Se lästips och kap 7,
avsnittet VA-FORSK
projekt

I VA-FORSK-projektet "Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning" prövades natriumnitrat och natriumnaftionat. Vid tidigare försök i Karlskrona och Järna som också redovisas i rapporten, användes kaliumjodid (KI) respektive litiumklorid (LiCl).

Det uppstår ibland vissa frågetecken när uppehållstiden för en anläggning ska anges, i förhållande till Livsmedelsverkets "magiska" gräns (14 dagar):

- Är det den kortaste tiden tills spårämnet når uttagsbrunnen som ska gälla eller ett medelvärde för transporttiden?
- De flesta infiltrationsanläggningarna har brunnar på olika avstånd från infiltrationsplatsen och därmed olika uppehållstider. Gäller närmaste brunn, medelavstånd etc.

I tabell 3.2 anges uppehållstider som erhållits från spårämnesförsök vid ett antal kommunala infiltrationsanläggningar.

Tabell 3.2 Sammanställning av spårämnesförsök vid kommunala infiltrationsanläggningar för bestämning av uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats.

Kommun	Anläggning	Uppehållstid (dygn)	Spårämne	Avstånd till uttagsbrunnar (m)
Eskilstuna	Hyndevad	5-10	NaCl, (LiCl)	300 - 600
Götene	Botten	14	NaCl	100 - 120
Hallstahammar	Skantzen/Karlsro	50	NaCl,	800
Karlskrona	Augerum ¹⁾	0,5	KI	5
Kumla	Blacksta	4-54	NaCl, Ca(NO ₃) ₂	10-40
Mönsterås	Sandbäckshult	14-16	NaCl, KI	350
Oskarshamn	Forshult	1-2	NaCl	110 - 170
Södertälje	Järna ²⁾	1-2	LiCl	15
Uppsala	a) Vallskog	6 mån	Cr-EDTA	2500
	b) Tunåsen-Galgbacken	8 mån	NaCl, MgSO ₄ Färgämnen	2000
Ätvidaberg	Ören ³⁾	2-6	KI	10-70
Örebro	Jägarbacken	3; 50	NaCl, Na-naphthionat	220, 270-360
	Bista	5	NaCl, Na-naphthionat	150-220

1) Försöksinfiltration

2) Tagen ur drift för bassänginfiltration. Används idag för återinfiltration

3) Återinfiltration efter inducerad infiltration

Temperaturbestämningar

Ett naturligt "spårämne" är att utnyttja vattnets temperatur. Genom att jämföra temperaturerna i ytvattnet (infiltrationsplatsen) och grundvattnet (vid uttagsplatsen) kan man genom fasförskjutningen få en uppskattning på vattnets uppehållstid.

På bild 3.29 visas temperaturkurvor från Sörmoverket i Karlstad. Fasförskjutningen i temperaturkurvorna mellan ytvattentemperaturen i Vätern (=infiltrationsvattnets temperatur) och grundvattentemperaturen i uttagsbrunnarna är ca 3 mån. Vattnet rör sig fortare än temperaturfronten. Om den effektiva och totala porositeten är lika stora är vattnets hastighet ungefär dubbelt så hög. Den effektiva porositeten är dock oftast mindre än den totala vilket innebär att vattnets hastighet blir relativt sett högre.

Se lästips: VA-FORSK
Rapport nr 1999-14

Säkerhetsbarriärer

Säkerhetsbarriärer är ett viktigt begrepp vid beredning av dricksvatten. Enligt Dricksvattenkungörelsen gäller:

§9 *"Vid beredning av dricksvatten skall sådana metoder användas som, med hänsyn till råvattnets beskaffenhet och risken för kvalitetsförändringar under distributionen, krävs för att säkerställa att dricksvattnet är tjänligt när det når konsumenterna. Beredningen skall vara försedd med tillräckligt antal barriärer mot mikrobiologisk förorening".*

Som säkerhetsbarriärer räknas följande:

- Konstgjord infiltrering kortare tid än 14 dagar. Om vattnets verkliga uppehållstid mellan infiltrations- och uttagspunkterna är 14 dagar eller längre kan täkten normalt betraktas som en grundvattentäkt.
- Desinfektion. Om desinfektion sker vid två skilda steg i beredningen räknas det som två barriärer.
- Kemisk fällning
- Långsamfiltrering.

Andra behandlingsteg, t ex mikrosilning och snabbfiltrering räknas inte som säkerhetsbarriärer.

Det är olyckligt att begreppet säkerhetsbarriär sammankopplas med begreppet grundvattentäkt. I vanliga definitioner av begreppet grundvatten finns ingen koppling till vattenkvalitet eller uppehållstid.

Definition av grundvatten

"Vatten i den mättade zonen som har ett hydrostatiskt tryck lika med eller högre än atmosfärstrycket" (efter Nordic Glossary of Hydrology, 1984).

För beredning av dricksvatten gäller olika antal säkerhetsbarriärer om vattnet klassas som grundvatten eller ytvatten enligt definitionen i Dricksvattenkungörelsen, se tabell 3.3. Uppehållstiden 14 dagar har därför kommit att framstå som ett kritiskt gränsvärde.

Tabell 3.3. Rekommenderat minsta antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening i relation till vattentyp och råvattnets innehåll av *Escherichia coli* och koliforma bakterier (SLV FS 1993:35).

	Grundvatten		Ytvatten	
<i>Escherichia coli</i> Antal/100 ml	Ej påvisad	< 2	<10	<500
Koliforma bakterier Antal/100 ml	<1	<10	<100	<5000
Minsta antal barriärer	En barriär i beredskap	En	Två	Tre

Vid många infiltrationsanläggningar har tidigare bestämmningar som baserats på vattenomsättning eller temperaturbestämningar gett uppehållstider >14 dagar. Vid flera anläggningar har vid spårämnesförsök kortare uppehållstider än 14 dagar kunnat konstateras, ibland betydligt kortare. Som framgår av tabell 3.2 är det endast i Uppsala som spårämnesförsöken gett en uppehållstider som överstiger 2 mån.

Det kan därför ifrågasättas om uppehållstiden 14 dagar är ett relevant kriterium för en säkerhetsbarriär samt om ett infiltrerat vatten ska klassas som ett yt- eller grundvatten.

Behandlingseffekter

Fysikaliskt-kemiska behandlingseffekter

En central frågeställning vid bassänginfiltration är de förändringar (behandlings-effekter) som erhålls i vattenkvaliteten från infiltrationsplats till uttagsbrunnar.

Enligt Dricksvattenkungörelsen ställs krav på kontroll av uttaget grundvatten och dricksvatten, vilket innebär att detta vatten analyseras regelbundet vid centrala laboratorier eller vid vissa större vattenverk. Vattnet från sjön eller vattendraget som utgör det egentliga råvattnet analyseras oftast mycket sporadiskt. Eftersom det som regel saknas observationsrör mellan infiltrations- och uttagsplats kan det vara svårt att beskriva vattenkvalitetsförändringarna längs hela kedjan från sjön/vattendraget till leverans av dricksvatten.

SLV FS 1993:35

Vid flertalet anläggningar krävs att följande parametrar minskar:

- grumlighet
- färg
- organiskt material
- järn
- mangan

och att följande parametrar ökar:

- pH-värde
- hårdhet
- alkalinitet
- konduktivitet

och att en parameter utjämnas över året:

- temperatur

Se lästips kap 1

I VA-FORSK Rapport nr 1992-13 av Sundlöf och Kronqvist (1992) beskrivs en svensk "median"-anläggning. Infiltrationsvattnet i denna tas från en sjö, mikrosilas och infiltreras på bassänger med en hastighet av 2 m/d. Djupet till grundvattennivån är 5 m och avståndet till uttagsbrunnarna 300 m, se tabell 3.4.

Tabell 3.4. Vattenkvalitetsförändringarna i en svensk "median"-anläggning (enligt VA-FORSK Rapport nr 1992-13).

	Infiltration Ytvatten	Brunnar Grundvatten
Kemisk syreförbrukning COD _{Mn} , mg/l	5-10	1-2
Färg , mg Pt/l	30	5
Järn Fe, mg/l	0,3	0,05
Mangan Mn, mg/l	0,05	0,02
Kalcium Ca, mg/l	10	17
Alkalinitet HCO ₃ , mg/l	20	40
Aggressiv kolsyra CO ₂ , mg/l	3	15
Konduktivitet , mS/m	15	20

Minskning av grumlighet (turbiditet)

Infiltrationsvattnets grumlighet kan bestå av såväl organiskt som oorganiskt material. Det organiska materialet härrör bl a från humusämnen och alger, det oorganiska materialet bl a från lerslam som sköljts ut från åkermark.

Minskningen av grumlighet vid infiltrationsprocessen är som regel mycket hög. Ofta vill man undvika att infiltrera vattnet i infiltrationsbassängerna vid alltför hög grumlighet på grund av risk för igensättningar i filterbädd och underliggande jordlager. Flera anläggningar förbehandlar därför infiltrationsvattnet, t ex genom mikrosilning, snabbfiltrering eller kontinuerligt uppströmsfilter (typ DynaSand). Behandlingseffekten vid dessa förbehandlingsmetoder diskuteras i kapitel 5. Här kan dock nämnas att mikrosilar och snabbfilter normalt avlägsnar grumlighet som härrör från alger relativt bra, men att de till stor del släpper igenom fint lerslam.

Se bild 5.2

Flera anläggningar har larm som stänger vattenintaget vid höga grumlighetstal vilket kan inträffa vid snösmältning och kraftiga regn. Om finmaterial (slam) tränger ner i filterbädden och vidare i de naturliga jordlagren kan successiva igensättningar uppstå som gör att anläggningen till slut blir obrukbar. I värsta fall måste då en djupgrävning utföras för att byta ut filtermaterial och delar av naturmaterialet.

Se avsnittet om igensättningar

Avskiljning av organiskt material

Förekomst och inverkan på vattenkvalitet

Avskiljning av organiskt material är jämte de mikrobiologiska effekterna en av de viktigaste behandlingseffekterna vid konstgjord grundvattenbildning.

Organiskt material förekommer bl a som humus och alger i råvattentäkterna. Algproduktionen varierar kraftigt under året. Eftersom den gynnas av solljus och värme förekommer algblooming mest sommartid men på senare år har algbloomingar börjat uppträda allt senare på året, se avsnittet om vinterdrift angående Örebros problem med algblooming/igensättningar vintern 1996/97.

Organiskt material produceras även i bassängerna vid bassänginfiltration. Förekomst av organiskt material ger upphov till färg, lukt och smak i vattnet som kan leda till att vattnet uppfattas som oestetiskt, illaluktande och illasmakande. Det är främst ämnen med relativt stor molekylvikt som orsakar färg medan mer lågmolekylära ämnen ger upphov till lukt- och smakproblemen. Mängden biologiskt tillgängligt kol är också av stor vikt med hänsyn till risken för mikrobiell tillväxt i ledningsnäten.

Analysparametrar

I arbeten med organiskt material förekommer följande termer/analysparametrar:

NOM Naturligt organiskt material.

AOC Assimilerbart organiskt material (eng. Assimilable Organic Carbon).

DOC Löst organiskt material (eng. Dissolved Organic Carbon).

BDOC Biologiskt nedbrytbart löst organiskt material (eng. Biodegradable Dissolved Organic Carbon).

TOC Totalt organiskt kol (eng. Total Organic Carbon).

COD_{Mn} Kemisk syreföbrukning (eng. Chemical Oxygen Demand) mätt med en metod som använder mangan (Mn). Riktvärde 2 mg/l O₂; gränsvärde 4 mg/l O₂. Enligt Dricksvattenkungörelsen.

KMnO₄ Kaliumpermanganatförbrukningen användes tidigare som ett mått på halten organiskt material.

Färg Mäts som ett färgtal. Riktvärde 5. Gränsvärde = 15 (teknisk synpunkt). Gränsvärde = 30 (estetisk synpunkt) enligt Dricksvattenkungörelsen.

Reningsprocesser

Se bild 2.3

En stor del av minskningen av oönskade ämnen, bl a organiskt material sker i filterhuden (biohuden) och i de översta ca 10 -20 decimetrarna av filterbäddarna. Denna zon och filterhuden utgör en mikrobiologiskt högaktiv zon, den s k biozonen.

De viktigaste processerna som ger en minskning av organiskt material är:

- Filtrering som främst avskiljer suspenderat material
- Adsorption (fastläggning)
- Mikrobiell nedbrytning

Se kap 5, ang ozonförsök i Katrineholm

Organiskt material med låg molekylvikt är generellt sett lättare att avskilja vid infiltration än ämnen med hög molekylvikt. I vatten med främst humusämnen har det därför visat sig vara bra att spjälka upp dessa i mindre molekyler före infiltration. Ett sätt som visat sig fungera i flera fall är att behandla vattnet med ozon. Om ozoneringen görs efter infiltration krävs att de mindre molekylerna avlägsnas, t ex med aktivt kol. Höga AOC-halter (se definition ovan) gynnar nämligen tillväxt av bakterier på ledningsnätet.

Behandlingseffekter

Var sker avskiljningen av organiskt material? I biozonen, den omättade eller mättade zonen? Vid försök vid Hyndevadsverket i Eskilstuna på 1950-talet av Victor Jansa vid VBB erhöles följande resultat (omräknat från KMnO_4 -förbrukning till COD_{Mn}):

Se kap 7: Forskning och utveckling

Undersökningspunkt	COD_{Mn} (mg/l)	Reduktion (%)
Infiltrationsvatten	5,8	-
Efter 0,2 m biozon	4,9	14
Efter 20 m omättad zon	4,4	23
Efter 450 m mättad zon	3,3	43

Störst avskiljning (20%) skedde således i den mättade zonen (grundvattenzonen), följt av den tunna biozonen (14%) medan endast en mindre del (9 %) avskiljdes i den omättade zonen.

Ett forskningsprojekt, med stöd från EU och VA-FORSK, har genomförts beträffande avskiljning av organiskt material och risk för igensättningar inom samma försöksområde vid Hyndevad som användes på 1950-talet av Victor Jansa.

Se kap 7: Forskning och utveckling, VA-FORSK projekt

Resultaten av försöken uppvisade en bättre avskiljning av organiskt material, ca 50% (DOC-halten sjönk från 9 till 4,5 mg/l) i filterbädden och den omättade zonen, 25% i grundvattenzonen medan 25% kvarstod i uttaget grundvatten (DOC-halt 2-3 mg/l). Avskiljningen bestod till ungefär lika delar av mikrobiell nedbrytning och adsorption. Den relativt goda nedbrytningen kan troligtvis förklaras av en stor andel växt- och djurplankton i det organiska materialet (humus är mer svårnedbrytbart).

Organiskt material kan som nämns i kapitel 2 avskiljas i naturen genom adsorption på flervärda joner, främst Fe^{3+} och Al^{3+} (motsvarande kemisk flockning i vattenverken). Försök har gjorts med att blanda in järn- och aluminiumrik rostjord i filterbäddar för att undersöka möjligheterna att förbättra avskiljningen av organiskt material som ett examensarbete vid KTH vid vattenverken i Kerstinboda (Katrineholm) och Fredriksberg (Oskarshamn).

Se bild 2.1

Se avsnittet: Specialutformning av filterbäddar

Även inom forsknings- och utvecklingsarbetet för Storstockholms framtida vattenförsörjning har avskiljningen av organiskt material varit en viktig komponent. Vid kolonnförsöken i Norsborg har avskiljningen dock varit sämre än väntat. Den har dessutom visat sig vara starkt temperaturberoende. Vintertid har avskiljningen gått ner till ca 5% medan sommarvärdena som mest var uppe i knappt 25%. Dessutom har fältförsök utförts vid Ekerös infiltrationsanläggning i Skytteholm för att studera om förhållandena är gynnsammare i naturen än vid kolonnförsöken.

Se kap 7: Forskning och utveckling, VA-FORSK projekt

Omslagsbilden till kap 7 visar försöksarrangemanget vid Norsborgs vattenverk

Vid försök i Järna sommartid (hög temperatur och stor mikrobiell aktivitet) avskiljdes 50 % av det organiska materialet (mätt som TOC) i biozonen. Mängden

VA-FORSK Rapport nr 1994-08, se lästips

organiskt material som ackumulerades i filtersanden var större än den mängd som tillfördes med infiltrationsvattnet vilket tydde på en produktion av organiskt material i biozonen eller i det öppna vattnet i infiltrationsbassängen.

Av tabell 3.4 framgår att värdena för organisk substans i "median"-anläggningen är 5-10 mg/l i råvattnet och 1-2 mg/l i brunsvattnet, dvs en minskning i storleksordningen 80%. En del av reningseffekten torde dock kunna hänföras till inblandning av naturligt grundvatten med låga halter organiskt material.

Utvärderingen av tjugo svenska anläggningar (VA-FORSK Rapport nr 1992-13) visade att minskningen av COD_{Mn} är mindre god vid anläggningar som har:

- kort uppehållstid
- hög hydraulisk belastning
- ringa mäktighet av omättad zon

Bassänginfiltration kan således vara en mycket effektiv reningsmetod för avskiljning av organiskt material. Ny forskning, bl a inom ramen för projektet "Stockholms framtida vattenförsörjning" tyder dock på en något sämre reningsförmåga än som tidigare antagits, speciellt vid låga temperaturer.

Minskning av järn- och manganhalter

En betydande fastläggning av såväl järn som mangan sker i filterbädden. Vid försöken i Järna kunde allt tillfört järn återfinnas i filtrets övre del. Utfällningar av järn och mangan har dock skett på större djup vid flera anläggningar och orsakat igensättningar, vilket tyder på att järn och mangan kan passera filtersanden.

Om det uppstår syrebrist (vid ändrade pH och redoxförhållanden) i vattnet vid den vidare passagen i den omättade och mättade zonen kan järn och mangan som är fastlagt i marken (oxider och hydroxider) gå i lösning varvid järn- och manganhalterna i vattnet ökar på nytt.

Halterna kan också öka genom inblandning av naturligt grundvatten som ofta har höga järn- och manganhalter. Vid en del infiltrationsanläggningar måste därför det uttagna grundvattnet efterbehandlas, t ex genom luftning och snabbfiltrering (Eskilstuna, Karlskoga m fl), återinfiltration (Gävle, Järna, Kristinehamn m fl) eller i en Vyredox-anläggning (Hallstahammar, Nyköping-Oxelösund m fl).

Ökning av pH-värde, hårdhet, alkalinitet och konduktivitet

Genom jonbytesprocesser i filterbädd och underliggande jordlager förbrukas vätejoner vilket medför att det sura infiltrationsvattnet neutraliseras samtidigt som utbytbara kationer (Na⁺, K⁺, Ca²⁺ och Mg²⁺) frigörs och tillförs det infiltrerade vattnet. På så vis ökar, förutom pH-värdet, även vattnets alkalinitet, hårdhet och konduktivitet.

Bild 3.28 redovisar ökningen av hårdhet och alkalinitet vid 14 av de 20 anläggningar som undersöktes av Sundlöf och Kronqvist (1992). Som framgår har an-

Se avsnittet om igensättningar

Se kap 2: Reningsprocesser vid infiltration.

Konduktiviteten (ledningsförmågan) är ett mått på vattnets totala saltinnehåll

Se VA-FORSK Rapport nr 1992-12

läggningarna i Värmland (Karlskoga, Karlstad och Kristinehamn) en förhöjning av alkaliniteten som inte svarar mot ökningen av kalciumhalten. En förklaring till detta skulle kunna vara att genom försurningen har kalciumhaltiga, lättvittrade mineral redan förbrukats; i stället vittrar mineral som innehåller andra jonslag, t ex K^+ , Na^+ och Mg^{2+} . Uppsala i diagrammets överkant behöver avhärda sitt vatten medan Ronneby och Södertälje i diagrammets nederkant tillsatt kalksten i filterbäddarna för att öka vattnets pH, alkalinitet och hårdhet.

Se avsnittet: Special-
utformning av filter-
bäddar, inblandning av
kalksten

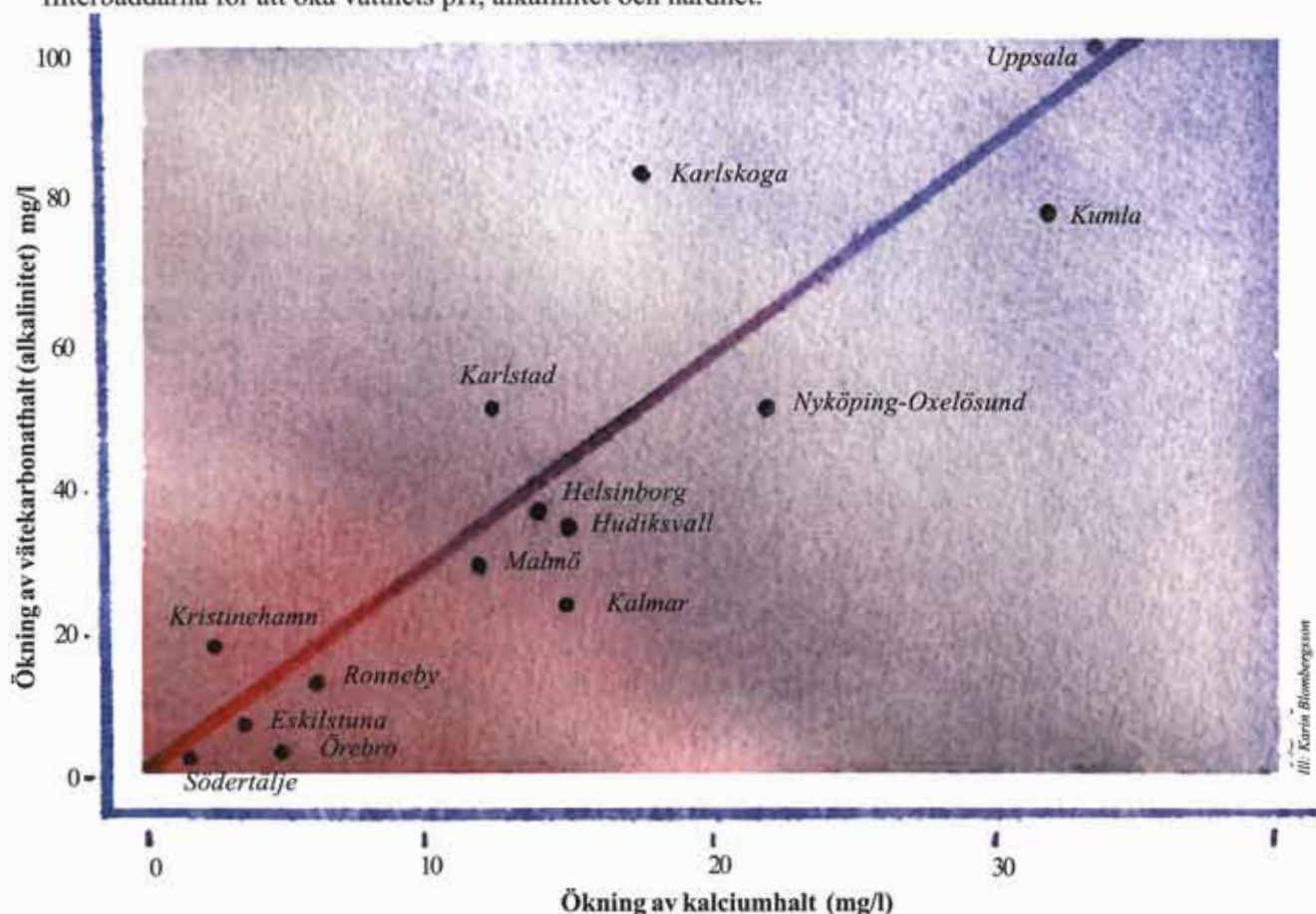


Bild 3.28 Ökning av hårdhet och alkalinitet vid bassänginfiltration (efter VA-FORSK Rapport nr 1992-13)

Trots att pH-värde, alkalinitet och hårdhet ökar krävs som regel justering i vattenverket för att ta bort vattnets aggressivitet och förhindra korrosion i ledningsnäten. För att uppnå detta alkaliserar vattnet, t ex med lut ($NaOH$) ibland i kombination med hårdhetshöjning med kalk; kalksten, $CaCO_3$ eller släckt kalk, $Ca(OH)_2$.

Kvalitetskriterier för att motverka korrosion anges i avsnittet om inblandning av kalksten i filterbäddar

Temperaturutjämning

En viktig effekt vid bassänginfiltration är den temperaturutjämning som sker i marken och grundvattenmagasinet. Ytvattnets temperatur svänger normalt mellan nära $0^{\circ}C$ vintertid till ibland över $20^{\circ}C$ sommartid. Om uppehållstiden mellan infiltrations-

och uttagsplats är tillräckligt lång sker normalt en effektiv temperaturutjämning.

Anläggningar med kort uppehållstid (< 14 dagar) kan få problem med att hålla Livsmedelsverkets riktvärde (12°C) på utgående vatten, ibland även gränsvärdet (20°C). Vid höga temperaturer finns risk för lukt- och smakproblem samt bakterietillväxt i ledningsnätet.

Avkylningen av ytvattnet i grundvattenzonen kan t ex utnyttjas av industrier för kylvattenändamål. Ett exempel på en sådan anläggning är Gorsingeholm i Strängnäs som försörjer ett antal industrier med kylvatten, se bild 1.12.

Bild 3.29 visar temperaturförhållandena vid Sörmon för Karlstads vattenförsörjning; dels ytvattentemperaturer (Vänern) dels ett samlingsvärde för temperaturen från uttagsbrunnarna. Som synes sker en betydande temperaturutjämning i grundvattenmagasinet över året. Grundvattentemperaturen varierar således endast mellan $6,5 - 8,8^{\circ}\text{C}$, medan ytvattentemperaturen svänger mellan nära noll vintertid till $> 20^{\circ}\text{C}$ sommartid. Lägg även märke till tidsförskjutningen mellan min- och maxtemperaturerna i ytvattnet och grundvattnet. I februari inträffar normalt min-temperaturen i ytvattnet, medan min-temperaturen i grundvattnet fördröjs till april-maj, vissa år ända in i juni. Tidsförskjutningen vid Sörmon är i genomsnitt ca 3 månader, vilket innebär att uppehållstiden är ca 1-1,5 månader mellan infiltrations- och uttagsplats, se avsnittet om temperaturbestämningar tidigare i kapitlet.

Möjligheten att utnyttja temperaturen som ett naturligt "spårämne" diskuteras vidare i avsnittet "Uppehållstid och säkerhetsbarriärer" tidigare i kapitlet.

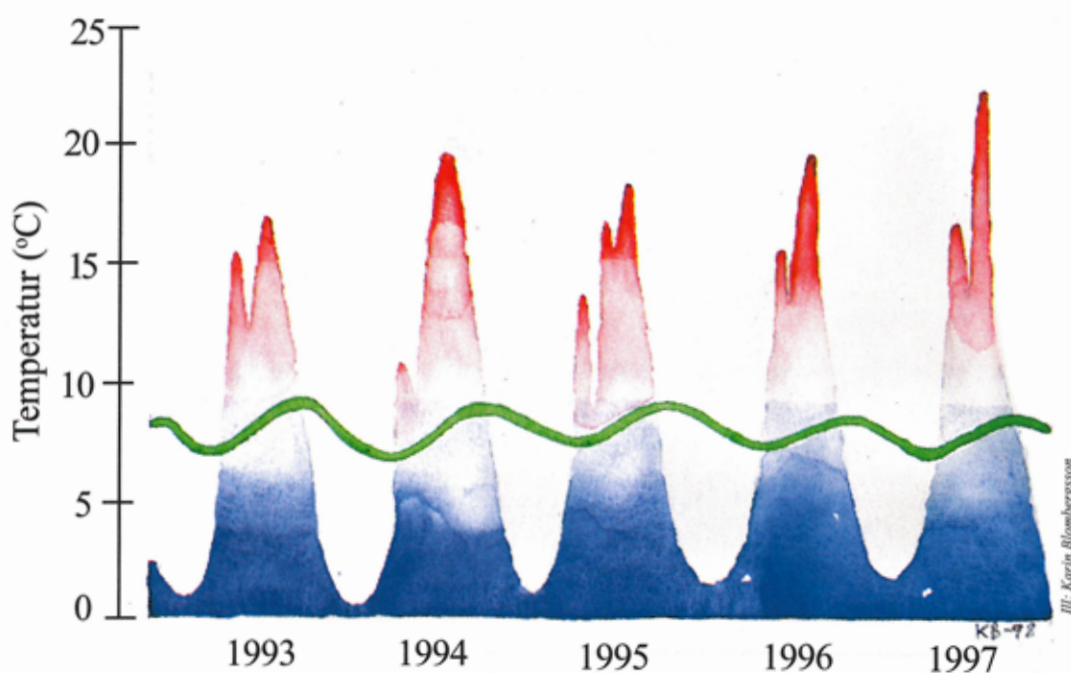


Bild 3.29 Ytvattentemperaturer (Vänern) och grundvattentemperaturer på Sörmon för Karlstads vattenförsörjning.

Drift och underhåll

Driften av en infiltrationsanläggning styrs i stor utsträckning av naturförutsättningarna och typen av infiltrationsanläggning (med eller utan för- och/eller efterbehandling), dess utformning samt av verksamhetens allmänna ekonomiska förutsättningar.

I detta avsnitt behandlas följande drift- och underhållsaspekter:

- Driftförhållanden baserat på naturförutsättningarna (ytvattentäktens och grundvattenmagasinets egenskaper, bl a vattenkvalitet).
- Hydraulisk belastning på infiltrationsbassänger.
- Vinterdrift.
- Rensning av infiltrationsbassänger (igensättning av filterhud, rensningsintervall, rensningsutrustning).
- Tvättning av filtersand (stationära och mobila tvättutrustningar, effekter på hydrauliska förhållanden i filterbäddar och behandlingseffekter).
- Igensättningar (processer, praktiska erfarenheter, djupgrävning).
- Drift och underhåll av brunnar och dränkbara pumpar.

Naturförutsättningar

Driften av ett infiltrationssystem måste i allt väsentligt baseras på de givna naturförutsättningarna i form av ytvattentäktens och grundvattenmagasinets egenskaper. Några vanliga situationer som driftsystemet ska kunna hantera är:

- fluktuationer i råvattenkvalitet.
- skillnader i vattenkvalitet mellan uttagsbrunnar.
- förlust av infiltrerat vatten/grundvattenläckage.

Fluktuationer i råvattenkvalitet

Råvattentäkterna uppvisar ibland stora årliga variationer i vattenkvalitet. I sjöar kan det framför allt sommartid förekomma besvärlig algblomning. Rinnande vatten har ofta hög grumlighet i samband med snösmältning och intensiva regn. Flera anläggningar har därför kontinuerlig mätning av grumlighet och en larmfunktion som stoppar intagspumparna om grumligheten överstiger ett givet värde. På bild 3.30 visas en kontinuerlig registrering av grumligheten vid Skråmsta vattenverk i Örebro under hösten 1996. Grumligheten i Svartån var hög under hela november och vattenintaget stoppades under flera veckor. För att klara denna typ av driftstopp krävs att grundvattenmagasinet är tillräckligt stort för att klara av produktionen utan tillskott från infiltrationen.

Grumlighet (FNU)

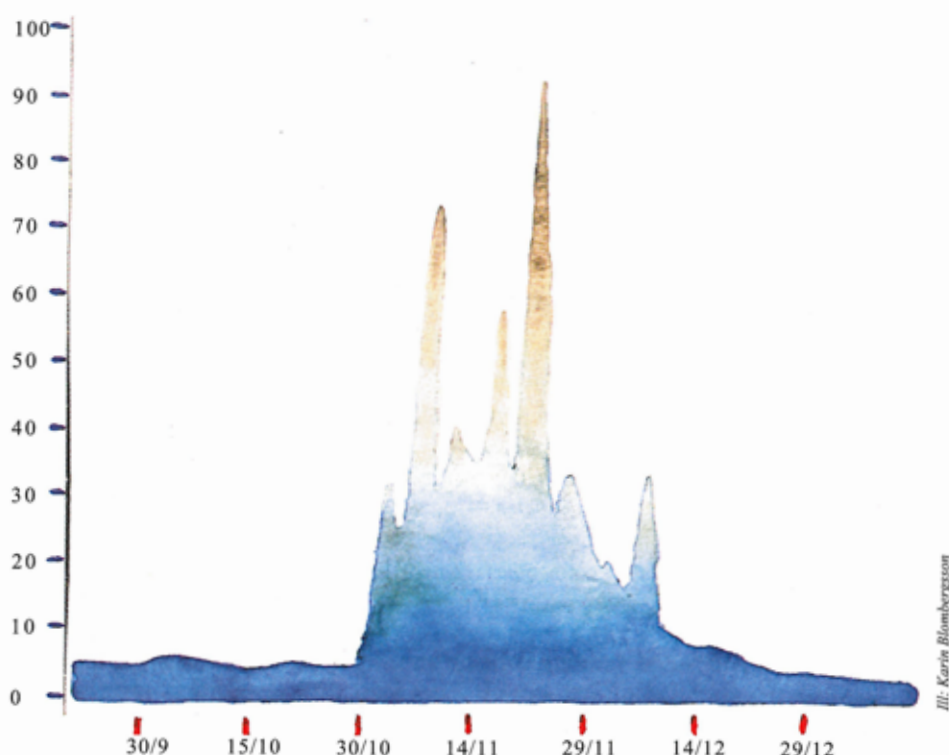


Bild 3.30 Hög grumlighet i Svartån hösten 1996. Vattenintaget för Örebro stoppades under perioden med hög grumlighet (turbiditet).

Skillnader i vattenkvalitet mellan uttagsbrunnar

De flesta grundvattenmagasin uppvisar skillnader i vattenkvalitet i olika magasinindelningar. Ibland är järn- och manganhalterna högre i vissa uttagsbrunnar pga inflöde av syrefattigt grundvatten från omgivande torv- och våtmarker eller djupare delar av magasinet som inte påverkats av infiltrationen. Som exempel kan nämnas Gäddvik i Luleå där vissa brunnar har problem med höga järnhalter, se bild 3.45. Driften baseras här på en regelbunden analys av järnhalterna och vid alltför höga halter stängs pumparna av. Salthalten kan också variera, speciellt i kustnära infiltrationssystem, men även där relik saltvatten förekommer i djupare delar av grundvattenmagasinen.

Även vid mindre variationer i vattenkvaliteten kan det vara lämpligt att noggrant fördela uttaget från olika brunnar för att minimera behovet av efterbehandling.

Grundvattenläckage

Omfattande läckage kan uppträda om en infiltrationsanläggning felaktigt placerats på så sätt att täta jordlager (t ex lera) gör att infiltrationsvattnet söker andra vägar än tänkt. Mindre läckage förekommer inom de flesta infiltrationssystem. Sådana förluster kan konstateras genom att den infiltrerade vattenmängden överstiger den uttagna vattenmängden. Läckaget utgör en extra kostnad, speciellt hög om infiltrationsvattnet förbehandlats.

Se avsnittet om naturförutsättningar och bild 3.5

För att förebygga läckage är det viktigt att noggrant kartlägga grundvattenmagasinets geologiska uppbyggnad, grundvattennivåförhållanden, hydrauliska egenskaper etc. Matematiska modeller är användbara vid projektering av en infiltrationsanläggning men de kan även vara till stor hjälp för driftoptimering. Genom att studera effekten av infiltration och uttag i olika delar av grundvattenmagasinet på grundvatten-nivåerna, kan driften optimeras så att läckage minimeras eller helt elimineras, se bild 6.3 som visar en strömningbild från Sörmon i Karlstad.

Hydraulisk belastning

En viktig faktor för en anläggnings funktion, såväl hydrauliskt som ur behandlings-synpunkt, är ytbelastningen (=hydraulisk belastning) på infiltrationsbassängerna, dvs den mängd infiltrationsvatten som fördelas på bassängytorna per tidsenhet ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d} = \text{m}/\text{d}$).

Belastningen är normalt i storleksordningen 1-3 m/d. Medelvärde var 2,3 m/d för 19 av de 20 undersökta anläggningarna i VA-FORSK Rapport nr 1992-13. Den tjugonde anläggningen, Fågelbacken i Västerås, har en extremt hög ytbelastning ($> 1000 \text{ m}/\text{d}$). Vattnet försvinner här ner i ett "slukhål" i åsen på en mycket liten yta, se bild 3.31. I rapporten påvisas ett visst samband mellan låg ytbelastning och god reningsgrad, mätt som minskning av halten organiskt material (COD_{Mn}).

Foto: Göran Hansson



Bild 3.31. "Slukhål" vid Fågelbacken, Västerås. Stora vattenmängder infiltreras här på en liten yta i grovt åsmaterial.

Belastningen på bäddarna kan dock variera avsevärt med tiden. Efter bassängrensning infiltrerar vattnet oftast på en liten yta närmast utkastarna (luftarna) med hög ytbelastning som följd, se bild 3.32 nederst till höger.

Bassänginfiltration

Drift och underhåll
Hydraulisk belastning



Foto: Göran Hansson

Bild 3.32 Ojämn hydraulisk belastning vid bassänginfiltration. Överst t v Jäniksenlinna, Tuusula, Finland. Överst t h Gällerråsen, Karlskoga. Nederst t v Kärreberg, Falkenberg. Samtliga dessa tre anläggningar har ojämn bassängbotten. Nederst t h Gorsingeholm, Strängnäs (industriell anläggning). Denna bassäng har nyligen rensats och infiltrationen sker på en begränsad del av anläggningen med hög ybelastning som följd, vilket kan leda till försämrade behandlingseffekt.

Strax före rensning är bassängerna ofta helt vattenfyllda, dvs hela bassängytan utnyttjas men då begränsas ofta infiltrationskapaciteten genom det hydrauliska motståndet i den relativt täta filterhuden (biohuden), se bild 2.3 och 3.35. Nivåskillnader på bassängbotten är en annan orsak till att inte hela bassängytan blir effektivt utnyttjad, se bild 3.32.

Vid beräkningen av ybelastning måste hänsyn tas till att bassänger tidvis är avstängda för rensning eller att driften sker genom beskickning av bassängerna växelvis, s k intermitterande drift.

Vinterdrift

Ofta ställs frågan om inte infiltrationsbassängerna fryser igen på vintern och hur den biologiska aktiviteten och därmed behandlingseffekterna påverkas vid kallt klimat.

I samband med att infiltrationstekniken introducerades i Sverige var man påtagligt oroad för att anläggningarna skulle frysa igen vintertid. Som exempel på försiktighetsåtgärder som tidigt vidtogs kan nämnas de infiltrationsdiken som anlades

vid Gäddvik i Luleå. Tanken var här att låta infiltrationen ske i diken med rinnande vatten i stället för öppna bassänger med "stillastående" vatten, för att på så sätt minska igenfrysningsrisken. Infiltrationsdikena blev med tiden svårskötta varför på senare tid ersatt dessa med stora bassänger, se bild 3.16. Erfarenheterna har nämligen visat att det inte sker någon igenfrysning så länge infiltrationen pågår. Genom vattenrörelserna kring spridningspunkterna hålls det isfritt kring dessa även om det bildas is i övriga bassängdelar, se bild 3.33 som visar anläggningen vid Hyndevad i Eskilstuna under stränga vinterförhållanden.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.33. Vinterbild från Hyndevad, Eskilstuna. Strömningen kring utkastarna håller bassängen delvis isfri.

Vid tillfälliga pumpavbrott kan det hända att spridningsledningar och utkastare fryser. Hudiksvall rapporterade att igenfrysning även skett i samband med spolning av snabb-sandfilter då man var tvungna att avbryta infiltrationen under några timmar.

Om det behövs rensning av bassängerna vintertid är detta av förklarliga skäl besvärligt. En metod som praktiserats i bl a Uppsala är att först tömma bassängerna och låta filterhuden frysa in i isen och därefter fylla på vatten och på så sätt lyfta isen med den infrusna filterhuden. Enligt uppgift har förfarandet fungerat bra.

Foto: Göran Hansson



Bild 3.34 Tunåsen, Uppsala. Notera att den gröna algmattan även förekommer vintertid

Se bild 3.35

Under vintern 1996/97 fick man i Örebro problem med igensättningar och tvingades rensa samtliga infiltrationsbassänger under vintersäsongen. Först schaktades all is bort och sedan skummades bassängerna på sedvanligt sätt. Det kunde då konstateras att en filterhud (algmatta) hade utvecklats i bassängbottnarna. Om denna hade orsakats av algbloomning i råvattentäkten (Svartån) eller om tillväxten skett i bassängerna kunde ej klarläggas. Algbloomningar i sjöar och vattendrag har dock på senare tid börjat uppträda allt senare på året och detta skulle kunna vara förklaringen. Vid en limnologisk undersökning av algerna konstaterades förekomst av trådformiga alger (*Achroonema sp.* och *Komvophorum constrictum*) som ansågs kunna ha orsakat igensättningarna.

En viktig fråga är hur liknande problem ska kunna undvikas i framtiden om algbloomningar uppträder vinterstid; vilka förebyggande åtgärder och vilka motåtgärder som kan vidtagas. Bättre kontroll av algproduktionen i råvattentäkten genom regelbunden provtagning skulle kunna vara en försiktighetsåtgärd. En annan åtgärd som normalt praktiseras vid många infiltrationsanläggningar är att rensa bassängerna strax innan vintersäsongen, men i Örebro hjälpte det inte.

Rensning av infiltrationsbassänger

Ett område som hittills inte automatiserats i någon större omfattning är rensning ("skumning") av infiltrationsbassänger. På vissa platser sker detta fortfarande manuellt med skyffel och spade. För det mesta sker dock rensningen maskinellt, men automatiska system saknas, typ fasta installationer med skrapor. Sådana skrapor förekommer dock vid några av de större långsamfilteranläggningarna, bl a vid Norsborg (Stockholm).

Rensningsintervall

Igensättning av biohuden

Bassängernas infiltrationskapacitet avtar med tiden varvid vattenytan stiger. Vid en viss nivå krävs att bassängerna rensas. På filterbäddens överyta bildas ett tunt lager av organiskt material (filterhud = biohud) som är mikrobiellt aktivt. Biohuden fungerar även som ett filter som avskiljer finpartiklar från infiltrationsvattnet. Ibland utvecklas filterhuden till något som skulle kunna liknas vid en matta (algmatta) som kan blir kompakt och tät och därigenom försvårar infiltrationen. Om den blir så seg kan den rullas ihop som en matta när den fått torka upp, se bild 3.35.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.35 Filterhud (algmatta) i en infiltrationsbassäng vid Källtorp, Södertälje.

Även de översta decimeterna i filtersanden brukar vara starkt påverkade av biologisk aktivitet och igensättningar av järn och mangan. Normalt behöver man därför även ta bort ett tunt lager av filtersanden.

Rensningsintervallet varierar mellan olika anläggningar från som mest varannan vecka (sommartid) till flera år. Oftast rensas bassängerna två gånger per år, försommar och senhöst. Driftpersonalen vill gärna ha nyrensade bassängar innan vintern för att minska risken att behöva rensa bassängerna vintertid.

Rensningsutrustning

Några anläggningar, har införskaffat speciella maskiner för rensning av filterbäddarna. En Bobcat har försetts med en vals som går att ställa in så att en bestämd tjocklek på filtersanden kan hyvlas av, se bild 3.36. Maskinen bör vara försedd med larvband eller ballongdäck för att minska kompaktionen av filterbädden.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.36 Bobcat med rensningsutrustning. Bilden är tagen vid infiltrationsanläggningen i Fjärås, Kungsbacka.

Den bortrensade filtersanden måste antingen ersättas med ny filtersand, vilket som regel görs efter ett antal skumningar när filterbädden blivit för tunn, eller tvättas och läggs tillbaka vilket beskrivs i följande avsnitt. Efter rensning kan filterbäddens överyta luckras upp. I Fjärås sker detta med hjälp av en specialbyggd harv, se bild 3.37.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.37. Uppluckring av filterbädd med "harvningsutrustning" vid Fjärås, Kungsbacka.

Bild 3.38 visar en rensningsmaskin, typ sopmaskin, som används vid Vombverket. För att den ska fungera krävs att filterhuden är torr och uppsprucken som på fotografiet.



Foto: Vombverket

Bild 3.38 Rensningsmaskin vid Vombanläggningen för Malmö/Lundregionen.

Vid en del små anläggningar rensas bassängerna för hand med skyffel. Många kommuner använder schakt- eller grävmaskiner för rensningen, men det kan vara svårt att hyvla av ett jämnt och tunt lager. Dessutom packas filtersanden av maskinernas tyngd, vilket sedan kan försvåra infiltration.

Tvättning av filtersand

Ibland kombineras rensningen ("skumningen") av infiltrationsbassängerna med tvättning av filtersanden som då läggs tillbaka i bassängen. Detta har normalt flera fördelar:

- minskade kostnader jämfört med inköp av ny filtersand.
- sanden blir med tiden ordentligt urtvättad och fri från finpartiklar. Detta förhållande är positivt ur hydraulisk synpunkt men kan troligtvis leda till försämrade reningsförmåga.
- sanden kan efter tvätten ha kvar en viss biofilm på sandkornen vilket är fördelaktigt ur behandlingssynpunkt. För ny filtersand behövs en tids inarbetning, normalt flera månader.

Vid bl a Vombanläggningen och Hyndevad (Eskilstuna) finns stationära sandtvättar, se bild 3.39.

Foto: Lars Åke Fridström



Bild 3.39. Stationär sandtvätt vid Vombanläggningen för Malmö/Lundregionen.

Flera andra anläggningar utnyttjar en mobil sandtvätt som drivs av en privat entreprenör som har specialiserat sig på sandtvätt. Firman har två utrustningar; en äldre (liknar en cementblandare) som lämpar sig bäst för djupgrävning (bild 3.40),

Foto: Göran Hansson



Bild 3.40. Sandtvätt som lämpar sig för djuptvätt. Fotografiet taget vid Skantzen, Hallstahammar.

och en nyare modell som liknar en skördetröska och som lämpar sig bäst för normal "skumning". Den senare maskinen visas på bildsviten från Källtorp, Södertälje, se bild 3.41.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.41. Mobil utrustning för sandtvätt. Bildsvit från Södertäljes infiltrationsanläggning vid Källtorp. Överst t v skrapas filterhuden ihop till högar. Överst t h bearbetar maskinen högarna med filtersand. Nederst t v sker tvättning i cykloner. Nederst t h återförs den tvättade sanden till bassängerna.

Bild 3.42 visar en prototyp av en maskin för rengöring av infiltrationsbassänger och långsamfilter. Maskinen går på botten under vatten vilket innebär att infiltrationsbassängerna kan vara i drift under rensningen. Maskinen tar bort filterhud och sand i en på förhand bestämd tjocklek (normalt ca 3 cm), avskiljer sand från vatten, lägger tillbaka sanden i samma bredd och leder bort avloppsvattnet med föroreningar.



Foto: Studio Ljuxped, Peppe Ericsson

Bild 3.42. Prototyp av en rensningutrustning för infiltrationsbassänger och långsamfilter som arbetar under vatten (Weda Vatten).

Förutom maskinen på bild 3.42 finns det andra innovationer för rensning av infiltrationsbassänger, vilka är under utveckling. Inom framtiden torde det därför komma ut en del nyheter på marknaden.

Igensättningar av filterbäddar och jordlager

Igensättningar - olika typer och förekomst

Igensättningar i filterbäddar och underliggande ostörda jordlager (friktionsjordar) utgör ett centralt tema för funktionen av anläggningar med bassänginfiltration. Om det inte längre går att infiltrera vatten i bassängerna kan anläggningen helt slås ut med svåra följder för vattenförsörjningen, såvida inte tillräcklig reservkapacitet föreligger.

Finns det risk att filterbäddarna och jordlagren sätter igen? Hur lång tid tar det innan igensättningar uppträder? Hur restaurerar man igensatta filterbäddar och

jordlager? Hur undviker man igensättningar? Frågor av detta slag kommer ofta upp i diskussioner såväl vid planering av nya infiltrationsanläggningar som under driftskedet.

Var uppträder igensättningar?

Igensättningar kan uppträda på följande ställen (se bild 3.43):

- på botten av infiltrationsbassängen och i de översta (mikrobiellt högaktiva) decimeterna av filterbädden. Detta är en normal igensättning som hanteras vid alla anläggningar genom rensning ("skumning"), ibland även genom tvättning av filtersanden.
- på större djup i filterbädden, speciellt i övergången mot underliggande naturliga jordlager. Detta kräver normalt djupgrävning och tvättning eller utbyte av filtersanden.
- i de naturliga jordlagren under filterbädden. Detta är den besvärligaste typen av igensättningar vilken kräver djupgrävning och omfattande renovering av filterbädd och de naturliga jordlagren.

Vad består igensättningen av?

Några vanliga typer av igensättningar är följande:

- olika kemiska utfällningar, t ex järn- och mangan(hydr)oxider och kalkutfällningar.
- igensättningar pga finmaterial i infiltrationsvattnet, t ex vid högvatten under vårflood och höstregn.
- igensättningar pga att finmaterial sköljs ut ur filtersanden och avsätts på större djup i finkorniga jordlager.
- igensättningar pga bakteriell aktivitet i biozonen som producerar gaser och andra nedbrytningsprodukter som sätter igen porutrymmena mellan sandkornen.
- igensättningar pga tillförsel av organiskt material från ytvattnet (t ex vid algblomning i råvattentäkten) eller hög produktion av organiskt material i bassängerna, vilket kan inträffa vid hög temperatur, soligt väder eller tillförsel av näringsrikt infiltrationsvatten (t ex vid föralkalisering med kalk).

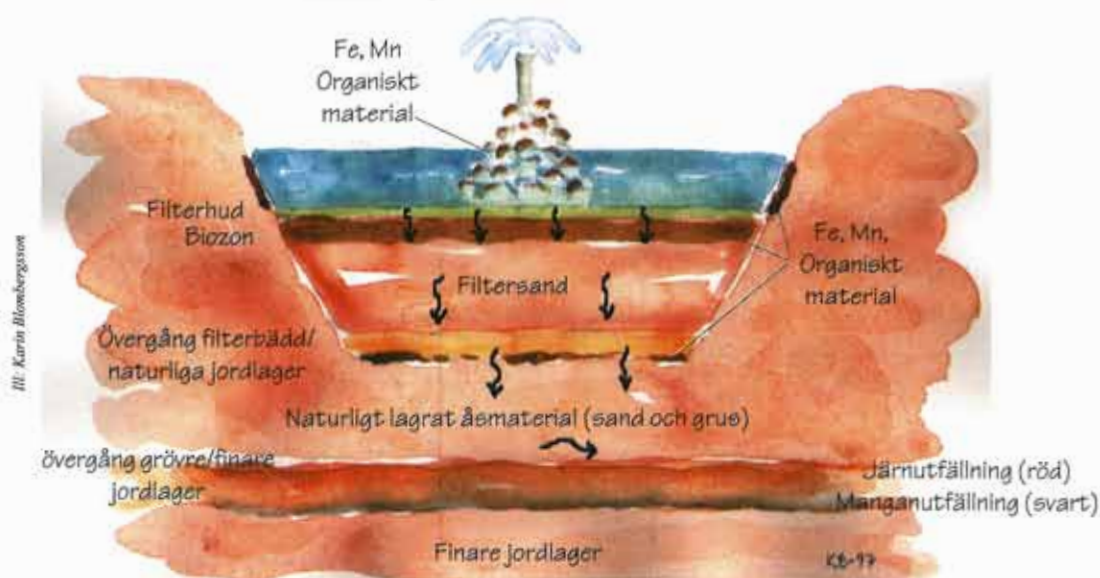


Bild 3.43. Principskiss som visar olika typer och förekomst av igensättningar vid bassänginfiltration.

Processer vid igensättning

Mekaniska processer

Finpartiklar i infiltrationsvattnet eller partiklar som sköljs ut ur filtersanden samlas i porutrymmena mellan sandkornen och orsakar på så sätt igensättningar. Man kan t ex minska tillförseln av finpartiklar med infiltrationsvattnet genom att stänga av infiltrationen när vattnet är för grumligt, alternativt förbehandla det.

Biologisk aktivitet

Hög biologisk aktivitet är generellt gynnsam för avskiljning av organiskt material och därmed avlägsnande av dålig lukt och smak i vattnet men kan under vissa betingelser leda till igensättningsproblem. Om syret i vattnet tar slut (anaeroba förhållanden) kan mikroorganismer orsaka gasbildning och fasta restprodukter kan sätta igen filterbädden. Det är därför viktigt att vattnet är syrerikt.

Som regel luftas vattnet i utkastare (kaskadluftning) innan infiltration. Det är också fördelaktigt om vattnets strömning i filterbädden är omättad. Vid omättad strömning uppnås en bättre kontakt mellan infiltrationsvattnet och sandpartiklarnas verk-samma ytskikt. En något finare sand i ytan av filterbädden kan vara en teknisk lösning för att motverka vattenmättnad i filterbädden.

Kemiska processer

Olika former av kemiska utfällningar orsakar igensättningar. Några vanliga utfällningar är järn(hydr)oxid (röd-gul), mangandioxid (svart) och kalciumkarbonat (vit). Utfällningar av järn och mangan kan ske i olika zoner:

- i botten på infiltrationsbassängen (filterhuden).
- i biozonen, de översta decimeterna i filterbädden.
- i övergången mellan filterbädd och underliggande jordlager. Om filtersanden vilar på ett bärlager av t ex singel eller makadam är det vanligt med utfällningar i detta lager.
- i de naturliga jordlagren under filterbädden, ofta i gränsen mellan grövre och finare skikt.

Utfällning av olika järn- och manganföreningar kan endast ske om vattnet innehåller syre. Om vattnet är syrefritt föreligger järn och mangan vanligen löst i vattnet. Bärlager av singel eller makadam bör undvikas såvida inte man medvetet önskar utfällningar i detta lager för att förhindra utfällningar på större djup.

Praktiska erfarenheter

Igensättningar i filterbäddar har drabbat flera anläggningar av olika orsaker. Nedan ges några kommunala exempel.

Katrineholm

I Katrineholm hade man tidigare bekymmer med igensättningar vid infiltrationsanläggningen i Kerstinboda. Infiltrationsvattnet från sjön Viren genomgick tidigare mikrosilning före infiltration. Mikrosilningen minskade enligt uppgift den biologiska aktiviteten i filterhuden och därmed förmågan att fastlägga (filtrera) finpartiklar.

Vattenintaget sker i en grund vik av sjön Viren som tidvis blir kraftigt uppgrumlad. Tillförseln av finmaterial till infiltrationsanläggningen medförde att bäddarna satte igen (eventuellt skedde även en ursköljning av finmaterial från filtersanden). Resultatet blev en mäktig (ca 1m) betongliknande igensättning.

En djupgrävning utfördes för att komma till rätta med igensättningarna. Såväl filtersand som naturmaterial byttes ut. Mikrosilarna ställdes av och står idag som reserv om man skulle vara tvungen att leverera sjövattnet direkt till konsumenterna vid ett eventuellt haveri i infiltrationsanläggningen eller förorening.

Uppsala

Uppsalas infiltrationsanläggning vid Tunåsen i Uppsalaåsen hade från starten 1964 fram till 1986 inte haft några påtagliga igensättningar i infiltrationsbassängerna. Filterbäddarna består här av ca 1,0 m grovkornig filtersand (0,5-2,0 mm) underlagrat av 0,5 m singel.

År 1986 konstaterades emellertid en minskning i infiltrationskapaciteten varför ett antal bassänger schaktades ur. Svarta igensättningar förekom i filterbädden som påminde om skenhälla (en hård "bergliknande" utfällning) som består av kompakta järn- och manganutfällningar. Dessa partier schaktades bort och anläggningen fungerade därefter bra.

År 1992 misstänkte man att det återigen bildats igensättningar som antogs bero på att filtersanden var för grovkornig. För att undersöka förhållandena utfördes djupgrävningar i två bassänger. I en av groparna konstaterades ett mörkfärgat horisontellt skikt i underkanten av singellagret; dessutom ett lutande skikt (ca 30°) från underkanten av singellagret och snett genom åsmaterialet. Genomgående för utfällningarna var att de underlagrades av tätare material. Infiltrationsvattnet dämades mot tätskikten vilket ledde till vattenmättnad och utfällningar.

De svartfärgade partierna bestod av bakteriellt utfällda manganföreningar. Bakterierna bestod bl a av *Metallogenium*, en manganfällande bakterie som verkar i syrerik miljö i alkaliska grundvatten.

Finmaterialet bestod av suspenderat material ("slam") från Fyrisån.

Följande åtgärder föreslogs:

- att filtersanden byts ut mot ett finkornigare material (0,2 - 2 mm).
- att stor försiktighet iakttas vid perioder med hög grumlighet i Fyrisån.
- att infiltrationsytan utformas med räfflor så att suspenderat material avskiljs och sedimenterar i botten på räfflorna medan infiltrationen kan fortgå utmed sidorna (se bild 3.19 från Källtorp, Södertälje).

Filtersanden byttes ut mot ett finare material och sedan dess har anläggningen vid Tunåsen fungerat utan konstaterade igensättningar. Förslaget med räfflor i sanden genomfördes dock aldrig. Vid hög grumlighet i Fyrisån stängs intaget av under korta perioder.

Eskilstuna

I Eskilstuna har man hittills inte haft problem med igensättningar i infiltrationsanläggningen vid Hyndevad. Eftersom man var intresserad av att veta om kontinuerlig igensättning pågick i filterbäddar och underlagrande jordlager genomfördes ett forsknings- och utvecklingsprojekt för att klarlägga riskerna, se nedan.

Hyndevadsån är tidvis mycket grumlig. Som motåtgärd stängs därför vattenintaget av vid hög grumlighet i ån. Eftersom avrinningsområdet till stor del består av lermark utgörs det suspenderade materialet i Hyndevadsån av fint lerslam som svårigen låter sig avskiljas i mikrosilar och snabbsandfilter, vilka utgör förbehandling av råvattnet före infiltration, se bild 5.2.

Det fina slammet utgör en potentiell risk för igensättningar i filterbädd och de naturliga jordlagren. Eftersom uttaget vatten i brunnarna till ca 90 % utgörs av infiltrerat vatten och grumligheten är låg innebär detta att finpartiklarna avsätts

Se kap 7, avsnittet om pågående forskning och utveckling



Foto: Anders Ljung

Bild 3.44. Bildserie från djupgrävningar vid Tunåsen, Uppsala, september 1992. På bilden t v ses schakten under singellagret. Nederst t h ses järn- och manganutfällningar i singellagret.

någonstans på vägen. Var sker ansamligen av finmaterial? Finns det risk för haveri? Hur länge kan man driva anläggningen?

Dessa var några av frågorna som ledde till att Eskilstuna valdes som försöksområde inom ramen för EU:s forskningsprogram "Artificial Recharge of Groundwater" som bedrevs av avdelningen för mark- och vattenresurser vid KTH. Studier gjordes dels som kolonnförsök i vattenverket, dels i fält med provtagning av markvatten och markluft på olika nivåer i en infiltrationsbassäng som var i drift. Provtagningsutrustningen i filterbäddarna visas på bilderna 7.3 och 7.4. Genom samverkan mellan EU-projektet och ett VA-FORSK projekt som behandlade igensättningar studerades avskiljning av suspenderat material och eventuella igensättningar i vattnets flödesriktning från infiltrationsplats till uttagsbrunnar.

Se vidare kap 7: Forskning och utveckling

Se lästips kap 7

Resultatet av undersökningarna visade att merparten av finmaterialet från infiltrationsvattnet redan avskildes i filterhuden och de översta ca 5 centimetrarna i filterbädden, se artikel i VAV-Nytt 5/99 med titeln "Inga igensättningar i Eskilstuna" av professor Gunnar Jacks, KTH.

Drift och underhåll av brunnar och under-vattenspumpar

Även brunnar måste skötas och underhållas. Äldre brunnar kan vara av undermålig kvalitet, bland annat s k dukfilterbrunnar som anlades fram till 1950-talet och som successivt ersätts. Genom korrosion kan det gå hål i filterduken och finmaterial tränger då in i brunnen.

Även moderna filterbrunnar behöver rensas. Om en filterbrunn dimensionerats med alltför stor slitsvidd kan material tränga in i brunnen. Detta material behöver rensas bort. Det är vanligt att filterrör med tiden blir igensatta av olika avlagringar, t ex järnutfällningar. Även dessa behöver rensas bort. Vid en del anläggningar rensas brunnarna enligt ett förbestämt schema, t ex vartannat år; vid andra görs rensningen vid behov när kapaciteten i en brunn gått ner markant. Rensningen av brunnarna sker antingen med vatten (jetspolning) eller luft (mammutpumpning).

Vid inducerad infiltration förekommer fast monterad utrustning för rensning av uttagsbrunnar, se kap 4, inducerad infiltration, bilderna 4.6 och 4.7.

Även pumputrustningen kan bli svårt angripen av utfällningar. Bild 3.45 visar en pump med kraftiga järnutfällningar som tagits ur drift vid Gäddvik, Luleå. För att konstatera igensättningarnas omfattning kan man göra en s k stegprovspumpning av brunnen för att bestämma dess hydrauliska egenskaper. Dessa värden jämförs med tidigare värden. En annan metod som blir allt vanligare är att videofilma brunnarna och filterrören för att direkt kunna se om, och i så fall var, igensättningar skett.



Foto: Göran Hansson

Bild 3.45 Kraftiga järnutfällningar på dränkbar pump vid Gäddvik, Luleå.

Lästips

Bockgård, Niclas, 1999. Reaktiva filtermaterial för avskiljning av tungmetaller ur vatten. Rapport UPTEC W99001, Uppsala Universitet.

Brandesten, Claes-Olof, 1993. Undersökning av grundvattentäkter med konstgjord grundvattenbildning i Kronobergs län med avseende på eventuell försurning, Avd för mark- och vattenresurser, KTH.

Carling, Anna-Lena och Gustafsson, Katarina, 1998. Artificial recharge of groundwater - testing different spodic B-horizon materials for removal of dissolved organic matter. Examensarbete, Institutionen för markvetenskap, SLU, ISSN-1102-1381.

Frycklund, Cristina, 1993. Den konstgjorda grundvattenbildningens kemi. Licentiatavhandling vid Institutionen för mark- och vattenresurser vid KTH. TRITA-KUT 93:1071 Avhandlingen innehåller bl a artikelen "Konstgjord infiltration vid Emmaboda vattenverk" som även publicerats i tidskriften Vatten 49: 49-55, 1993.

Frycklund, Cristina, 1998. Artificial recharge of groundwater for public water supply. Dissertation (Doktorsavhandling). Div. of Land and Water Resources, Royal Institute of Technology (KTH).

Jabur, Husam S. och Mårtensson, Jonas, 1999. Optimering av långsamfilter. VA-FORSK Rapport nr 1999-17.

Frycklund, Cristina; Jacks, Gunnar; Johansson, Per-Olof och Lekander, Kerstin, 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VA-FORSK Rapport nr 1994-08.

Lindberg, Johan, 1999. Ecological Engineering for Treatment of Contaminated Groundwater - Two Examples. Dissertation (Licentiatavhandling). Avd för mark- och vattenresurser, KTH. TRITA-AMILIC 2033..

Sundlöf, Bertil och Bertills, Ulla, 1994. Kalkning som åtgärd mot surt brunnsvatten. Naturvårdsverket, Rapport 4350.

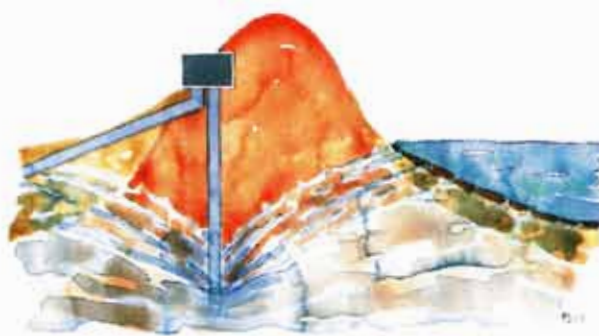
Tilly, Lena; Maxe, Lena och Johansson, Per-Olof, 1999. Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning. VA-FORSK Rapport nr 1999-14.

VAV, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, 1992. Dricksvattenteknik - Ytvatten, publikation P72.

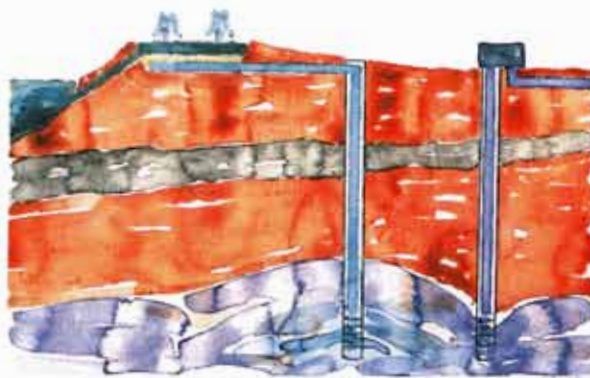
VAV, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, 1996. Analysdata 1994. Uppgifter över bakteriologisk och kemiska beskaffenhet hos råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk. VAV AD 94.

Kapitel 4

Övriga infiltrationsmetoder



Inducerad infiltration



Djupinfiltration



Sprinklerinfiltration

Inducerad infiltration

Naturförutsättningar

En grundförutsättning för inducerad infiltration är att det finns ett grundvattenmagasin som har hydraulisk kontakt med ett ytvatten. Liksom vid bassänginfiltration är det främst grundvattenmagasin som innehåller sand och grus som är av intresse, t ex grusåsar och andra isälvsavlagringar samt olika former av strand-, flod- och vindavlagringar.

Infiltration kan även induceras till grundvattenmagasin i berg, ett förhållande som inte är särskilt uppmärksammat. I avsnittet om uppehållstider nedan redovisas ett lyckat exempel från Rakkestad kommun i Norge.

Anläggandet av brunnar intill sjöar kräver god kännedom om både yt- och grundvattenförhållanden samt den hydrauliska kommunikationen mellan de båda vattenmagasinen. Beträffande ytvattentäkten krävs data om avrinning och vattenkvalitet samt nivåvariationer. I Kristinehamn råkade man ut för stora problem när Bergsjön ett år steg så högt att sjövattnet trängde in i en uttagsbrunn på Långholmen. Detta orsakade bakterieproblem och tillväxt av organiskt material i brunnen. Det krävdes klorering och omfattande rensning av brunnen innan den åter kunde tas i produktion.

Metodbeskrivning

Om ytvattnet ligger i direkt anslutning till grundvattenmagasinet och det dessutom finns en kommunikation genom bottensedimenten eller i strandkanten kan man, genom att pumpa upp vatten ur en brunn nära strandkanten, inducera ett läckage av ytvatten in i grundvattenmagasinet och på så sätt förstärka grundvattenbildningen. Principen för inducerad infiltration visas på bild 4.1

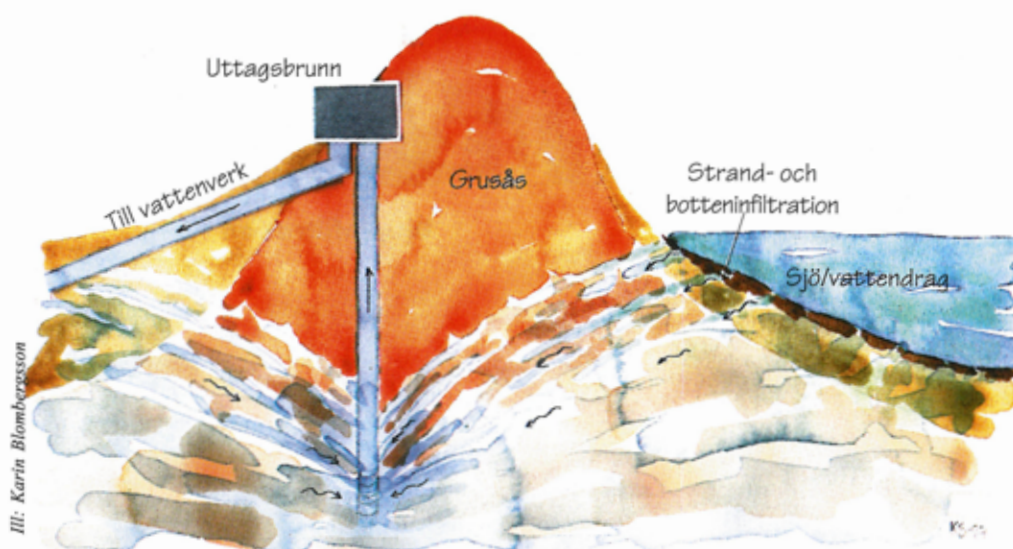


Bild 4.1 Principen för inducerad infiltration. Genom pumpning av grundvatten ur en brunn nära strandkanten utbildas en gradient (lutning) i grundvattenytan. På så sätt uppstår ett läckage av ytvatten till grundvattenmagasinet genom strand- och bottensedimenten.

De ursprungliga anläggningarna med inducerad infiltration var samlings- eller infiltrationsgallerier som anlades utmed floder i Europa under 1800-talet och 1900-talets början, se bild 1.2. I samband med projekteringen av dessa anläggningar gjordes ofta beräkningar för att se om finmaterial som avsattes på sandbottenarna även skulle föras bort av strömmarna. I Sverige utnyttjas många sjöar för inducerad infiltration trots att det inte förekommer någon påtaglig strand- och bottenerosion. Detta visar att infiltrationsprocesserna fungerar även utan bortförsel av sedimenterat material.

Följande faktorer är typiska för inducerad infiltration och påverkar behandlingsresultaten:

- *korta uppehållstider*: Korta uppehållstider mellan infiltration och uttag leder till att omformningen från yt- till grundvatten ofta inte blir helt tillfredsställande samt att temperaturutjämning blir måttlig i jämförelse med den som normalt uppnås vid bassänginfiltration och övriga infiltrationsmetoder (djupinfiltration och sprinklerinfiltration).
- *reducerande (syrefria) förhållanden*: Vid passage genom mäktiga strand- och bottensediment som innehåller rikligt med organiskt material kan infiltrationsvattnets syreinhåll helt konsumeras. Resultatet blir en syrefri miljö där järn och mangan (ofta bundet i komplexa föreningar med organiskt material) går i lösning. Detta leder i sin tur till problem med utfällningar och igensättningar av järn och mangan i uttagsbrunnarna när vattnet i brunnarna åter kommer i kontakt med luftens syre.
- *okontrollerbara infiltrationsförhållanden*: Man vet som regel inte exakt var infiltrationen sker i en sjö eller vattendrag, vilket gör att man även har små möjligheter att styra infiltrationsförloppet. Det är oftast inte heller tekniskt och ekonomiskt möjligt att t ex rensa eller muddra i en strandkant eller på en sjöbotten för att återställa infiltrationsförhållandena om igensättningar har skett. Dessutom föreligger inga möjligheter att förbehandla infiltrationsvattnet som vid övriga infiltrationsmetoder.

En fördel med inducerad infiltration i grundutförandet jämfört med bassänginfiltration är att ingreppet i naturen inskränker sig till uttagsbrunnarna. Detta gör även att kostnaderna blir lägre. Förhöjda halter järn, mangan och organisk substans som ofta föreligger vid inducerad infiltration kräver dock vanligen någon form av efterbehandling.

Som framgår av tabell 4.1, "Anläggningsöversikt" sker efterbehandling med hjälp av återinfiltration vid många anläggningar. Eftersom återinfiltrationsanläggningar består av infiltrationsbassänger kommer dessa anläggningar att likna bassänginfiltration. Genom likheten uppstår ibland en begreppsreda om vad som är bassänginfiltration och vad som är inducerad infiltration med efterföljande återinfiltration.

Anläggningsöversikt

Det är svårt att kartlägga alla Sveriges anläggningar med inducerad infiltration eftersom det sannolikt förekommer infiltration av ytvatten vid många grundvattenverk utan att detta alltid är känt och dokumenterat. I detta kapitel beskrivs erfarenheter från ett antal anläggningar där inducerad infiltration utförts på ett medvetet sätt som en specifik infiltrationsmetod. Vid flertalet av dessa anläggningar sker efterbehandling vanligtvis genom återinfiltration, se tabell 4.1.

Tabell 4.1 Exempel på anläggningar med inducerad infiltration

Kommun	Anläggning	Efterbehandling
Gnesta ^{x)}	Visbohammar	Inducerad infiltration + återinfiltration
Kristinehamn ^{x)}	Sandköping	Inducerad infiltration + återinfiltration
Surahammar ^{x)}	Rävnäs	Inducerad infiltration + återinfiltration i två steg
Hallstahammar ^{x)}	Näs	Inducerad infiltration + Vyredox II (även bassänginfiltration)
Södertälje ^{x)}	Järna	Inducerad infiltration + Vyredox II + återinfiltration
Sundsvall ^{x)}	Wifsta, Nolby, Grönsta	Naturlig/inducerad infiltration. Ingen efterbehandling
Gävle	Totra	Inducerad infiltration + återinfiltration
Åtvidaberg	Ören/Torp	Inducerad infiltration + återinfiltration
Högsby	Staby	Naturlig/inducerad infiltration
Mariestad	Stallbrorgrund	Försök med inducerad infiltration i Väner

x) Anläggningar som besökts i samband med denna studie.

Behandlingseffekter

Behandlingseffekter vid bassänginfiltration är ett ämnesområde som studerats relativt ingående inom svensk forskning och utveckling. Motsvarande forskningsresultat är inte lika omfattande beträffande behandlingseffekter vid inducerad infiltration. En större studie är publicerad i VA-FORSK Rapport nr 1994-08 "Konstgjord grundvattenbildning - processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration" (Frycklund, Jacks, Johansson och Lekander, 1994).

Ett annat viktigt arbete beskriver behandlingseffekter och reningsprocesser vid inducerad infiltration på Långholmen för Kristinehamns vattenförsörjning som presenterades på ett internationellt symposium i Dortmund 1979 av professor Gunnar Gustafson och som beskrivs i artikeln "Långholmen - Bank Recharge to an esker aquifer in Sweden (Långholmen - inducerad infiltration till en åsakvifer i Sverige). Resultaten från detta arbete beskrivs även i kapitel 2, "Reningseffekter vid infiltration". Nedan följer behandlingsresultat från dessa bägge publikationer samt information som framkommit vid besök av anläggningar med inducerad infiltration.

Se kap 7: Forskning och utveckling

Se lästips



Foto: Göran Hanson

Bild 4.2. Inducerad infiltration vid Långholmen, Kristinehamn

Organiskt material

På bild 4.2 syns Långholmen i Kristinehamn, en grusås som reser sig över vattenytan i Bergsjön. På denna holme har flera brunnar anlagts nära sjöstranden. På grund av det korta avståndet mellan sjön och brunnarna blir uppehållstiderna mycket korta. Trots de korta uppehållstiderna (timmar snarare än dygn) skedde en påtaglig avskiljning av organiskt material mätt som KMnO_4 -förbrukning*. Enligt Gustafson (1982) var COD-halterna (omräknat från KMnO_4 -förbrukning) ca 6 mg/l i Bergsjön och knappt 1 mg/l i grundvattnet. Vid pumpning med ca 30 l/s ökade COD-halten i det uttagna vattnet till 2,5-3 mg/l, dvs mer än en halvering i jämförelse med sjövattnet. Det uppnådda resultatet måste anses som mycket bra. Vid en jämförelse med vissa anläggningar med bassänginfiltration erhålles liknande behandlingseffekter normalt först efter passage av mäktiga lager omättad zon samt hundratals meter mättad zon.

Se lästips

Vid ett försök i Oskarshamn med inducerad infiltration från sjön Stor-Brå till Påskallaviksåsen (VA-FORSK Rapport nr 1994-08) var avskiljningen av organiskt material mätt som TOC betydande. Med fem dygns uppehållstid var minskningen 40%, efter 1 månad 50-70%.

Se lästips och kap 7:
Forskning och utveckling

Järn och mangan

Höga järn- och manganhalter är ett generellt problem vid inducerad infiltration pga att syrebrist och utlösning av järn och mangan uppstår vid passage av strand- och botten-sedimenten. Efterbehandling måste ofta tillgripas, t ex snabbsandfiltrering, återinfiltration eller Vyredox-metoder.

Se kap 5: För- och
efterbehandling

Kristinehamn

På Långholmen är mangan det största problemet, vilket bl a leder till utfällningar i infiltrationsbrunnarna. Förhöjda järnhalter har inträffat under perioder med stora vattenuttag och hög vattennivå i Bergsjön, varvid ytvattnet direkt infiltrerat i de grova isälvssedimenten utan att passera finsedimenten. Perioder med förhöjda

* Se definitioner av analysparametrarna för organiskt material i kap 3, avsnittet om behandlingseffekter, avskiljning av organiskt material.

Se bild 5.10

järnhalter i det utpumpade vattnet har därför sammanfallit med perioder med förhöjda järnhalter i Bergsjön. För att minska halterna mangan, järn och organiskt material återinfiltreras vattnet vid vattenverket i Sandköping.

Sundsvall

I Sundsvall har man vid samtliga vattentäkter (Wifsta, Nolby och Grönsta) lagt stor vikt vid att placera uttagsbrunnarna på ett sådant avstånd från infiltrationsområdena längs Ljungan och Indalsälven att det fortfarande finns kvar syre i vattnet. Eftersom syre förbrukas vid olika nedbrytnings- och oxidationsprocesser tenderar halterna att avta med ökat avstånd från infiltrationsplatsen. När syrebrist inträffar kan järn och mangan gå i lösning, vilket man vill undvika. För att uppnå bästa möjliga vattenkvalitet har man även arbetat med att stänga ute vattenförande skikt med sämre vattenbeskaffenhet (bl a hög järnhalt) genom att sätta in s k blindrör i filterbrunnarna, se kapitel 3, avsnittet "Brunner - dimensionering och anläggning". Genom de olika åtgärderna har man genom naturlig och inducerad infiltration i de tre vattentäkterna lyckats erhålla ett vatten som kan distribueras utan någon som helst efterbehandling, inte ens klorering.

Hårdhet och alkalinitet

Kristinehamn

Se lästips: Gustafson, 1982

På Långholmen (Kristinehamn) ökade först kalciumhalten i uttagsbrunnen från 13 till strax över 30 mg/l. Detta tolkades som att finsediment i anslutning till isälvsavlagringen tömdes på vatten som varit stagnant under en längre period. Kalcium hade därmed haft tid att lösas ut ur mineralen. Vid stort vattenuttag sjönk halten till ca 5 mg/l, vilket dock var högre än Ca-halten i Bergsjön. Vid ett uttag på 30 l/s kom Ca-halten att inta någon form av kemiskt jämviktsläge kring 12 mg/l, dvs ungefär samma nivå som den ursprungliga Ca-halten i grundvattnet.

Oskarshamn

Se lästips: VA-FORSK
Rapport nr 1999-08

I Oskarshamn gjordes under 1991 försök med inducerad infiltration vid sjön Storbrå. Sjöns totalhårdhet var ca 13 mg/l (som Ca) och alkaliniteten 15 mg/l (23 mg/l). Hårdheten i en uttagsbrunn ca 20 m från sjön, sjönk vid provpumpning från ca 27 mg/l till 23 mg/l pga den inducerade infiltrationen från sjön. Alkaliniteten i uttagsbrunnen sjönk kraftigt under den första månadens provpumpning (till 1 mg/l) för att sedan stiga till 16 mg/l, dvs ungefär samma halt som i sjön. En möjlig förklaring till den låga alkaliniteten inledningsvis i uttagsbrunnen, samt i observationsrör mellan sjön och uttagsbrunnen, kan ha varit att alkaliniteten förbrukades vid oxidation av järn.

Kväveföreningar

Mariestad

En intressant undersökning har 1997 utförts för Mariestads vattenförsörjning ute i Väneren. Vid Stallbrorgrund har tre formationsfilterbrunnar anlagts och provpumpats, se bild 4.3. Brunnarna är anlagda i en grusås under Väneren. Åsen går i

Se lästips

dagen på flera ställen som öar och holmar, se artikeln "Vatten under Vänern" av Håkan Kinnerberg och Ove Ekberg i Cirkulation 6/97.

Grundvattnet var ursprungligen salt (relikt) och innehöll kväve i form av ammonium (NH_4 -halten var 0,2-0,3 mg/l). Vid provpumpningen sjönk salthalten i uttaget grundvatten mätt som konduktivitet från 50 till 20 mS/m (Vänernvattnet har en konduktivitet på ca 10 mS/m). Temperaturen ökade samtidigt från 8°C till 19°C (Vänerns temperatur var 22°C). Temperaturen överstiger därmed Livsmedelsverkets riktvärde = 12°C (gränsvärde = 20°C). Både salthaltsminskningen och temperaturökningen tyder på ett avsevärt inläckage (=inducerad infiltration) från Vänern till grundvattenmagasinet under provpumpningen, vilken varade i 4-5 månader.

Vid provpumpningen började kväve, i form av nitrit (NO_2^-), uppträda i uttaget grundvatten (bottenvattnet i Vänern innehåller nitrit). Mekanismen för nitritbildningen var antingen mikrobiell oxidation av ammonium eller denitrifikation av nitrat under syrefria förhållanden.

Mariestad överväger att bygga ut vattentäkten och lämnade 1998 in en ansökan om tillstånd för uttaget till dåvarande Vattendomstolen (numera Miljödomstolen).

Foto: Håkan Kinnerberg



Bild 4.3. Tre undersökningsbrunnar vid Stallbrorgrund i Vänern för Mariestads vattenförsörjning. Provpumpningar utfördes 1997 i ett grundvattenmagasin under sjön, varvid ett inducerat läckage från Vänern uppstod.

Temperatur

Kristinehamn och Sundsvall

På bild 4.4 visas temperaturkurvor från Långholmen (Kristinehamn) och Wifsta (Sundsvall). Som framgår är årstidsvariationerna avsevärda med max-temperaturer kring 12-14 °C och min-temperaturer kring 3 °C. Max-temperaturerna sommartid är därmed i närheten av eller överstiger Livsmedelsverkets riktvärde på 12 °C.

Se kap 3, avsnittet om uppehållstider och säkerhetsbarriärer

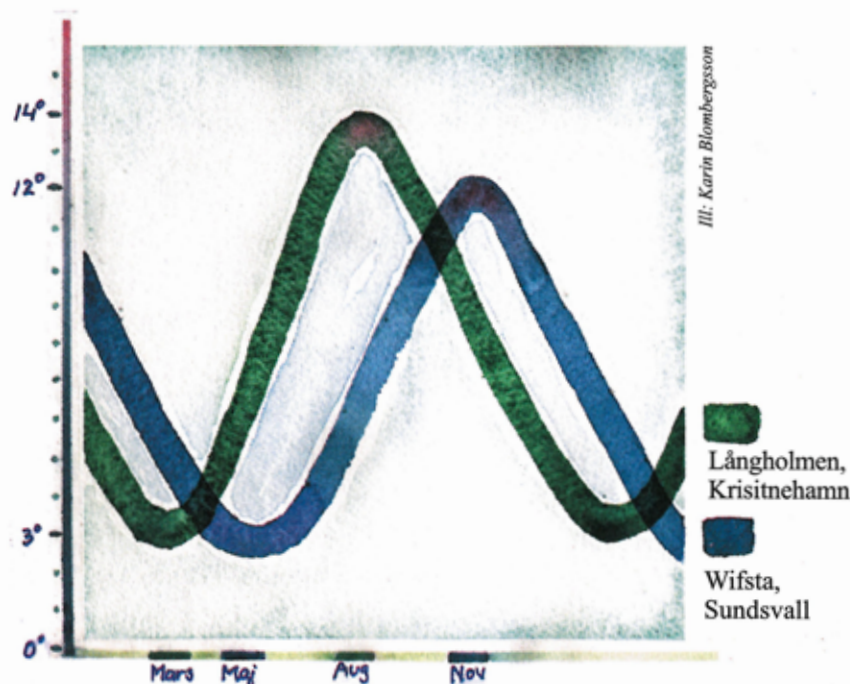


Bild 4.4 Temperaturkurvor vid inducerad infiltration på Långholmen (Kristinehamn) och i Wifsta (Sundsvall).

Min-temperaturen på uttaget grundvatten på Långholmen inträffar i mars; i maj i Wifsta. Max-temperaturen på grundvattnet på Långholmen sammanfaller med max-temperaturen i Bergsjön, medan den i Wifsta är fördröjd tills november. Ur dessa temperaturfördröjningar (fasförskjutningar) kan uppehållstiden överslagsmässigt beräknas.

Uppehållstider

Vid inducerad infiltration har man inte samma möjligheter som vid bassänginfiltration att tillsätta spårämnen för bestämning av uppehållstid pga sjöarnas och vattendragens stora vattenvolymer.

Uppehållstiden bestäms i stället bäst genom att studera naturliga förändringar i vattnets temperatur och olika jonslag. Av speciellt intresse som naturliga "spårämnen" är stabila isotoper av själva vattenmolekylen; syreisotopen ^{18}O och väteisotopen ^2H .

Temperaturmätningar

Exempel på temperaturkurvor för Kristinehamns vattentäkt på Långholmen och Sundsvalls vattentäkt i Wifsta visas i bild 4.4. Genom fasförskjutningen i temperatur mellan ytvattnet och grundvattnet kan uppehållstiden beräknas.

Vid Långholmen sammanfaller det infiltrerade vattnets temperatur med ytvattnets

(max-värdet i augusti och min-värdet i mars). Detta tyder på en kort uppehållstid mellan infiltration och uttag.

I Wifsta sker en fördröjning med min-värden i maj och max-värden i november. Uppehållstiden rör sig här om ca 1-2 månader. För noggrannare bestämning krävs spårämnesförsök, se kapitel 7. Vattnet rör sig fortare än temperaturfronten, varför värdet som erhålls ur temperaturkurvorna ska divideras med en faktor ca 2-3 för att erhålla uppehållstiden.

Om man betraktar bild 4.2 är det lätt att föreställa sig en kort uppehållstid mellan yt- och grundvattnet på Långholmen. Vid Wifsta i Sundsvall är avståndet till brunarna betydligt längre, vilket leder till den längre uppehållstiden, se bild 6.1.

Naturliga isotoper i vattnet

Under sommarhalvåret när det sker avdunstning från sjöarnas och vattendragens yta kommer de tyngre vattenmolekylerna som innehåller ^{18}O och ^2H att anrikas. Vatten från snösmältning innehåller däremot relativt sett låga halter av ^{18}O och ^2H . Grundvatten uppvisar däremot normalt inte samma årstidsvariationer. Genom att studera fasförskjutningen i koncentrationerna av de naturliga isotoperna i ytvattnet respektive grundvattnet (bildat vid inducerad infiltration) kan ett mått på uppehållstiden erhållas. I och med att vi här studerar vattnet självt krävs ingen korrektion som fallet är när temperaturen utnyttjas.

Som exempel visas resultaten från en undersökning av grundvattenbildning i berg i Rakkestad, Norge. Vid bergborring nära sjön Honningen visade sig flera brunnar ha anmärkningsvärt hög kapacitet. Den högsta kapaciteten var ca 10 l/s vilket är bland det högsta som erhållits i Skandinavien i kristallint berg. Orsaken till den höga kapaciteten visade sig vara inducerad infiltration från sjön. Denna typ av inducerad infiltration är väsentligen okänd och möjligheten borde uppmärksammas.

För att studera den inducerade infiltrationen gjordes bl a mätningar av ^{18}O -halterna i sjövattnet och grundvattnet. I bild 4.5 visas resultat från ^{18}O -studien för bestämning av uppehållstid och inblandning av ytvatten i det uppumpade grundvattnet. Beräkningar baserade på fasförskjutningen gav en uppehållstid på 2,5 månad med 77% inblandning av ytvatten i en uttagsbrunn (Br 1) ca 5 m från sjön Honningen. I och med den relativt långa uppehållstiden sker omvandling av ytvatten till grundvatten som här varit bestående även vid mycket stora uttag för vattenförsörjning i Rakkestad. Bergbrunnarna var ursprungligen bara tänkta att komplettera ytvattenförsörjningen i Rakkestad under högförbrukning sommartid. På grund av de höga kapaciteterna i bergbrunnarna vid Honningen lades emellertid vattenförsörjningen helt om från ytvatten till grundvatten.

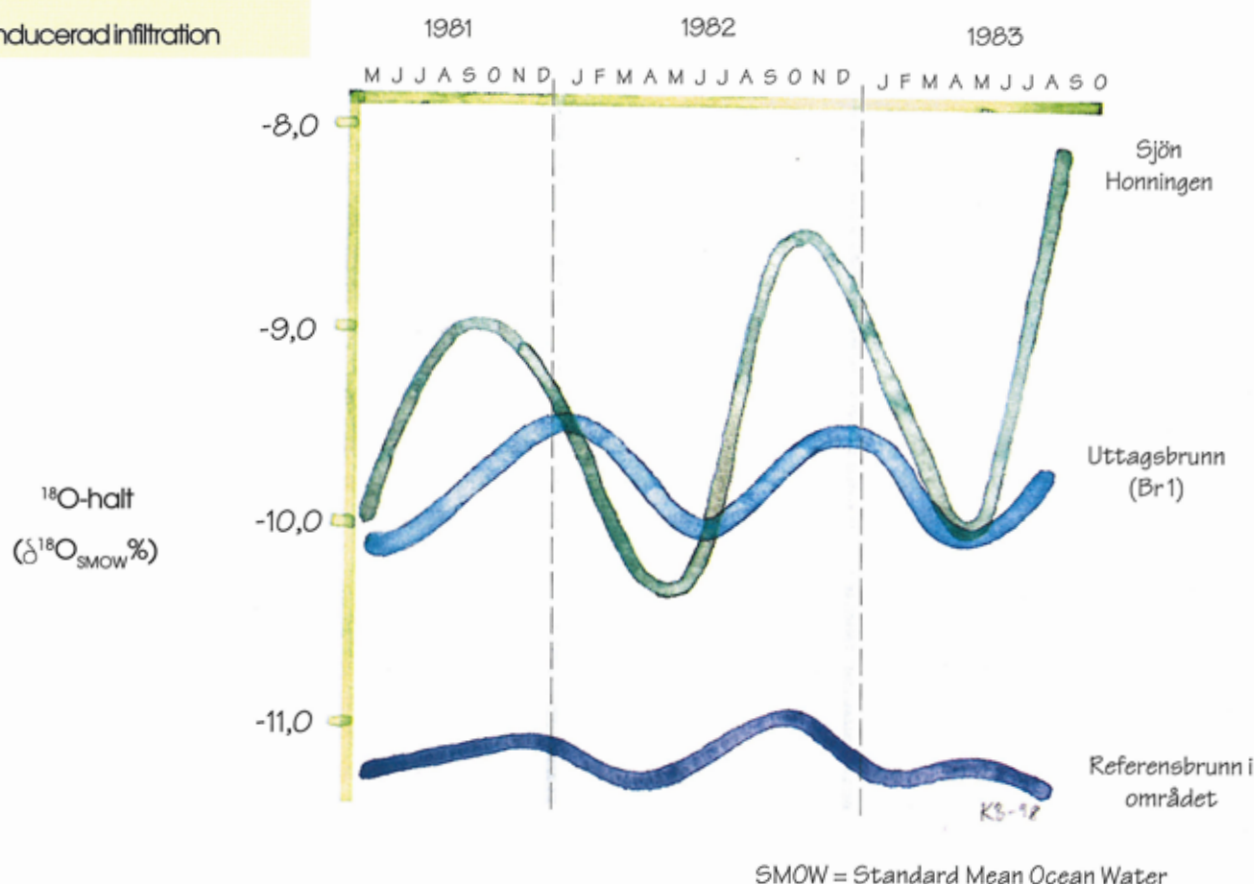


Bild 4.5. Variationer i ^{18}O -halt i grundvatten och ytvatten vid inducerad infiltration i berg vid sjön Honningen, Rakkestad, Norge (efter Göran Hanson och Pia Jonsson, opubl.). Ill: Karin Blombergsson.

Drift och underhåll

Vattenuttag

Drift och underhåll vid inducerad infiltration koncentreras till uttagsbrunnarna. En viktig aspekt vid driften av en anläggning med inducerad infiltration är att anpassa uttaget så att svängningarna i vattenkvaliteten minimeras. Detta kan uppnås genom praktiska försök där vattenuttaget varieras och vattenkvalitetsförändringen samtidigt studeras.

Rensning av uttagsbrunnar

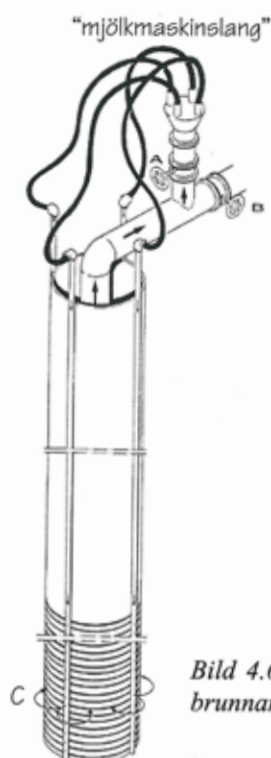
Ett vanligt drift- och underhållsproblem vid inducerad infiltration är att uttagsbrunnarna sätts igen genom utfällningar, framför allt bestående av järn, mangan och kalk. För att brunnarna ska återfå sin ursprungliga kapacitet krävs att brunnarna rensas. Vanliga metoder för detta är sk manschettumpning och jetspolning, ibland i kombination med syrabehandling. Oxalsyra och ättiksyra är relativt lätthanterliga ämnen medan saltsyra, som ibland används när utfällningarna är svårupplösta, är mer opraktisk och ohälsosam. Innan vattnet släpps till recipienten neu-

Se tidigare avsnitt om
hårdhet och alkalinitet
på Långholmen,
Kristinehamn

traliseras syran, t ex med lut eller jordbrukskalk. Vid flera anläggningar har man schemalagda rensningar av uttagsbrunnarna, t ex varje eller vartannat år. Vid andra anläggningar görs rensningen vid behov, oftast när kapaciteten i en uttagsbrunn sjunkit.

Vid Långholmen (Kristinehamn) och Visboholm (Gnesta) har man installerat permanenta utrustningar för rensning av uttagsbrunnarna. I bägge fallen är avståndet mellan uttagsbrunn och ytvattentäkt ca 5-10 m.

Principen vid rensningen framgår av bild 4.6. Brunnsvatten pumpas här runt genom rör som är fastsatta på utsidan av brunnns- och filterrören. På bild 4.7 visas en uttagsbrunn på Långholmen med en sådan fast rensningsutrustning.



Rensningsförfarande

1. Tillsätt klor (natriumhypoklorit) eller syra (oxalsyra eller saltsyra).
2. Ventilen B stängs och A öppnas.
3. Undervattenspumpen startas varvid vattnet går ner på utsidan av brunnsröret och in genom slitsarna i filterröret (C).
4. När rensningen är klar stängs ventilen B, "mjölkmaskinslangen" kopplas bort och ersätts med en brandslang som leds mot recipient.
5. Brunnen pumpas ren. Utpumpat vatten neutraliseras innan det släpps till recipient.

Bild 4.6. Principskiss av fast monterad utrustning för rensning av brunnar (efter beskrivning av Aqua Terra, Örebro).

Foto: Göran Hanson



Bild 4.7. Permanent rensningsutrustning vid Långholmen, Kristinehamn. Se bild 4.6 angående utformning och rensningsförfarande.

Djupinfiltration

Metodbeskrivning

Om det finns finsediment (t ex lera och silt) ovanpå eller i sand- och gruslagren fungerar inte bassänginfiltration eftersom vattnet inte kan tränga ner (perkolerar) till grundvattenzonen. En möjlighet kan då vara att infiltrera ytvattnet på brunnar direkt i grundvattenmagasinet. Det krävs dock normalt att ytvattnet förbehandlas, t ex genom långsamfiltrering för att brunnarna inte ska sätta igen. Principen för infiltration på brunnar, s k djupinfiltration visas på bild 4.8.

Igensättningar i infiltrationsbrunnar

Igensättningar i infiltrationsbrunnarna är ett vanligt förekommande problem vid djupinfiltration. Orsaken kan dels vara suspenderade finpartiklar i infiltrationsvattnet eller kemiska utfällningar, t ex järn(hydr)oxider eller karbonater. Bakteriellt orsakade igensättningar kan ske genom tillväxt av t ex järnbakterier. Om brunnarna sätter igen krävs rensning, se praktiska erfarenheter från Kristinehamn.

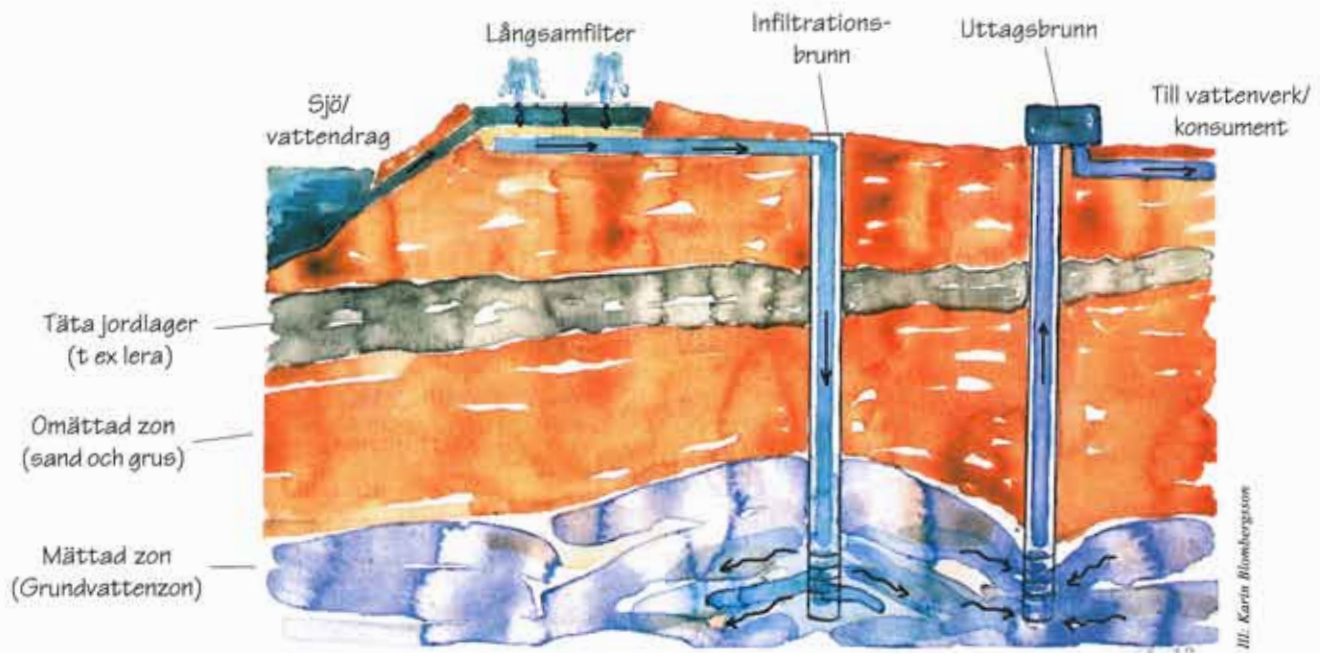


Bild 4.8. Principen för djupinfiltration. Ytvattnet förbehandlas (i detta exempel genom långsamfiltrering), infiltreras på brunnar och pumpas upp ur uttagsbrunnar i samma grundvattenmagasin. Vattnet efterbehandlas normalt före distribution.

Praktiska erfarenheter

Djupinfiltration används idag endast vid två anläggningar; i Kristinehamn (Sandsköpings kommun) och Olofström (Lilla Holje). Tidigare nyttjade även Västerås (Högåsen) och Söderköping (från Hällaån) infiltration på brunnar, men dessa har tagits ur drift av skäl som redovisas nedan.

Olofström

Den senast anlagda djupinfiltrationsanläggningen (1995) är belägen vid Lilla Holje i Olofström. Vattenförsörjningen för Olofström baserades ursprungligen på grundvatten men har kompletterats med ytvatten från sjön Halen. Kommunen valde att även fortsätta driften av grundvattentäkten. Uttaget sker ur två brunnar belägna några hundratal meter från genomfartsvägen i Olofström (väg 121) och ca 50 m från Holjeån. För att i första hand skydda vattentäkten mot en eventuell förorening från vägen anlades två infiltrationsbrunnar mellan uttagsbrunnarna och vägen som en hydraulisk spärr (skyddsinfiltration). Infiltrationen innebär även en förstärkning av grundvattentillgången.

Infiltration sker med långsamfiltrerat sjövattnet som tas från samma råvattenledning som till ytvattenverket. Infiltrationens storlek är för närvarande ca 600 m³/d men har tidvis varit 2000 m³/d, vilket innebär en hydraulisk belastning på långsamfiltret på 0,6 resp. 2,0 m/d (långsamfilterbassängen är ca 1000 m²). Kalksten blandas in i filtersanden för att höja infiltrationsvattnets pH, alkalinitet och hårdhet. För att täta mot underlagrande naturmaterial har morän lagts ut vilket i många fall kan vara ett alternativ till syntetiska geomembran. Det förbehandlade vattnet infiltreras därefter på filterbrunnar som framgår av bild 4.9.

Under somrarna 1997-98 uppträdde bakterier på ledningsnätet och konsumenterna uppmanades att koka sitt dricksvatten. Man klorerade även inkommande råvatten, vilket medförde att den biologiska aktiviteten i långsamfiltret avstannade. Vattenverket har därefter kompletterats med UV-desinficering. Kloreringen på råvattensidan har upphört. Långsamfiltrets funktion har därefter successivt förbättrats.

Infiltrationen på brunnarna har hittills fungerat väl. Inga igensättningstendenser har kunnat noteras i filterbrunnarna. En viss ökning av grundvattentemperaturen har påvisats som en effekt av infiltrationen.

Innan kloreringen av råvattnet påbörjades kunde vissa positiva effekter av kalkinblandningen konstateras. Genom att den biologiska aktiviteten avstannade i långsamfiltret vid kloreringen producerades ej längre den kolsyra som behövs för upplösning av kalkstenen.

Se kap 3, avsnittet om inblandning av kalksten i filterbäddar.

En uppföljning av drift- och behandlingsresultat från Lilla Holje skulle vara av intresse för utvärdering av djupinfiltration som infiltrationsmetod och även resultaten av inblandningen av kalksten i långsamfilterbädden.



Bild 4.9. Djupinfiltration (infiltration på brunnar) vid Lilla Holje, Olofström. Förbehandling av råvatten från sjön Halen görs med långsamfiltrering. I filterbädden har inblandning av kalksten gjorts för att öka vattnets pH, alkalinitet och hårdhet (bilden t v). Det förbehandlade vattnet leds därefter till infiltrationsbrunnar och pumpas upp i uttagsbrunnar. På bilden t h ses en infiltrationsbrunn och en uttagsbrunn. Avståndet mellan dessa är ca 75 m.

Kristinehamn

I Kristinehamn, vid vattenverket i Sandköping, har man längst erfarenhet i Sverige av djupinfiltration.

Råvattnet tas ur Bergsjön och förbehandlas genom långsamfiltrering. Filtret är uppbyggt av ca 60 cm filtersand (0,35 -1,2 mm), ca 10 cm dräneringsgrus (3,0-5,0 mm) med dräneringsrör som ligger på en plastduk. Det uppsamlade vattnet avleds därefter till infiltrationsbrunnarna.

Den första infiltrationsbrunnen anlades 1971. Därefter har ytterligare två brunnar anlagts (1976 och 1991). Brunnarna är utformade som formationsfilterbrunnar med kontinuerligt slitsade filter. Den äldsta brunnen har tagits ur drift p g a igensättningar av mangan och järn. De nyare infiltrationsbrunnarna rensas regelbundet (ungefär var femte år) för att avlägsna igensättningar av främst mangan och järn. På bild 4.10 visas rensning av en infiltrationsbrunn där igensättningen främst bestod av mangan.

Utgående vatten från Sandköping är mjukt (hårdhet ca 2,5 - 3,0 °dH) och alkaliniteten ca 50 mg/l (Livsmedelsverkets riktvärde = 60 mg/l). Ett alternativ till konventionella metoder (typ kalk-kolsyrametoden), för att uppnå tillfredsställande hårdhet och alkalinitet, skulle kunna vara kalkstensinblandning i filterbädden på liknande sätt som i Olofström, se bild 4.9.



Bild 4.10. Rensning av infiltrationsbrunn vid Sandköping, Kristinehamn. Brunnen var kraftigt igensatt av mangan (den svarta utfällningen på handen t v) och det som missfärgar det uppumpade vattnet på bilden t h.

Västerås

Under 1972-73 anlades en djupinfiltrationsanläggning vid Fågelbacken som ett komplement till Hässlöanläggningen. Avsikten var att infiltrera i åsens hela tvärsnitt, dvs att även utnyttja de delar av grundvattenmagasinet som täcks av lerlager. Det naturliga grundvattenskydd som lerlagret innebar var en annan aspekt till fördel för djupinfiltration.

Råvattnet från Mälaren förbehandlades genom kemisk flockning (järnklorid), sedimentering och snabbfiltrering vid Hässlöverket. Vattnet pumpades därefter till infiltrationsbrunnar i området vid Malma gård - Hökåsen.

Anläggningen bestod av 5 infiltrationsbrunnar, typ formationsfilterbrunnar, med kontinuerligt slitsade filter. Man fick dock snart problem med infiltrationen och brunnarna bräddade över. En tänkbar orsak kan ha varit att rester från förbehandlingen följde med infiltrationsvattnet och satte igen brunnarna; en annan hydraulisk problem i brunnarna. Problemen blev bestående varför djupinfiltrationssystemet togs ur drift efter en kort tid.

På bild 4.11 ses en infiltrationsbrunn (den bortre brunnen) och en mätbrunn (i förgrunden) vid Fågelbacken. I bakgrunden skymtar infiltrationsbassängen med det "slukhål" som visas i detalj på bild 3.31. Slukhålet upptäcktes genom att bräddvatten från den igensatta infiltrationsbrunnen fann en dräneringsväg via "slukhålet". Efter upptäckten har slukhålet permanentats och idag infiltreras ca 25 000 m³/d på en yta < 20 m², vilket innebär en hydraulisk belastning >1250 m/d, se kapitel 3, avsnittet om hydraulisk belastning.

Foto: Göran Hanson



Bild 4.11. Tidigare djupinfiltration vid Fågelbacken, Västerås. Bilden visar en mät- och en infiltrationsbrunn som tagits ur drift. Nuvarande infiltrationsanläggning med "slukhål" skymtar i bakgrunden, se detalj bild 3.31.

Söderköping

I Söderköping togs en anläggning med djupinfiltration i drift 1976. Råvattnet togs från Hällaån och behandlades genom kemisk flockning (aluminiumsulfat) och sedimentering.

Det förbehandlade vattnet leddes med självfall till en infiltrationsbrunn. Brunnen var nedförd i grovt åsmaterial under ca 14 m lera. Den var utformad som en 23 m djup, ϕ 600 mm grusfilterbrunn.

Förutom att förstärka grundvattentillgången var avsikten med infiltrationen att sänka hårdheten i grundvattnet som höll ca 20 °dH (Livsmedelsverkets gränsvärde = 15 °dH ur teknisk synpunkt). Idag krävs infiltration även för att hålla uppe grundvattennivåerna i vattentäktsområdet eftersom sättningsskador inträffat på intilliggande fastigheter.

Efter en tid började kapaciteten sjunka i infiltrationsbrunnen pga av igensättningar. Dessa orsakades troligen av restflockar från förbehandlingen. Genom syra-behandling kunde utfällningarna lösas upp och brunnens kapacitet återställas. Syra-behandlingarna behövde dock genomföras regelbundet varför man 1987 upphörde med djupinfiltrationen och övergick till bassänginfiltration.

Sprinklerinfiltration

Metodbeskrivning

En teknik som under de senaste åren börjat väcka intresse är infiltration på naturmark med hjälp av sprinklersystem. Tekniken utnyttjas i Finland men har hittills inte introducerats i Sverige. Några av fördelarna med tekniken är att man slipper större ingrepp i naturen samt att markens naturliga lager (t ex rostjordslagret) kan nyttjas i reningsprocessen. Bild 4.12 visar principen för sprinklerinfiltration.



Bild 4.12 Principen för sprinklerinfiltration. Ytvatten (obehandlat eller förbehandlat) sprids via hålförsedda ledningar på naturmark. Vattenmängderna är betydligt större än den naturliga nederbörden. I de naturliga jordlagren, t ex rostjordslagret, sker avskiljning av olika ämnen, bl a organiskt material.

Finska erfarenheter

I maj -97 anordnade det finska Miljöministeriet ett studiebesök för svenska deltagare vid två anläggningar med sprinklerinfiltration; Borgå och Tavastehus.

Borgå

Konstgjord grundvattenbildning med hjälp av sprinklersystem har varit i drift vid Sannäs för Borgås vattenförsörjning sedan 1982. Obehandlat sjövattnet infiltreras här i Sannäsåsen via spridningsledningar som ligger förlagda direkt på marken, se bild 4.13. Avståndet till grundvattenytan är betydande (23 m) och avståndet mellan infiltrations- och uttagsplats är också förhållandevis långt (1400 m).

Driftförhållanden

Vid Sannäs produceras i medeltal 5400 m³/d vatten varav drygt hälften, ca 3000 m³/d, utgörs av infiltrerat vatten. Driften av anläggningen är kontinuerlig vilket innebär att infiltration även sker vintertid. För att minska risken för igenfrysning vrider man då ledningarna så att öppningarna hamnar nedåt. Enligt uppgift har anläggningen bara haft ett driftstopp under de gångna 15 åren på grund av igenfrysning av spridningsledningarna.



Bild 4.13. Sprinklerinfiltration vid Sannäs i Borgå, Finland.

Igensättningar och rensning

Efter 4 år (sommaren -86) var man tvungen att avlägsna det ytliga humuslagret på grund av igensättningar som orsakade en kraftig ytavrinning längs åsslätten.

Efter 11 år (sommaren -93) ändrades utformningen av infiltrationsområdet genom att man lät schakta ur ett antal infiltrationsgravar (minibassänger) sedan man återigen haft problem med igensättningar och ytavrinning.

Vid besöket i maj -97 (efter 15 år) hade man åter problem med minskad kapacitet i anläggningen och markytan i infiltrationsområdet med minibassängerna var i behov av rensning. Anläggningen har således ett genomsnittligt rensningsintervall på 5 år, vilket är längre än för flertalet anläggningar med bassänginfiltration i Sverige. Rensningen är dock relativt besvärlig eftersom anläggningarna inte är utformade för att kunna rensas.

Tavastehus

I Tavastehus startade 1995 ett forskningsprojekt där man studerar effekterna av sprinklerinfiltration på mark, vatten och vegetation. Forskningen bedrivs av det Finska Skogsforskningsinstitutet (Finnish Forest Research Institute) och ska pågå till 2001.

Driftförhållanden

Sprinklerinfiltration sker här på en mycket markerad grusås med branta slänter, se bild 4.14. Enligt uppgift är infiltrationsmängderna mycket stora, liksom den hydrauliska belastningen (10 m/d) eller 2000 gånger den normala nederbörden. Vattenuttaget ur åsen är ca 12000 m³/d, varav ca 70 % utgörs av konstgjort grundvatten, resten är naturligt grundvatten. För att undvika igensättningar sker driften inom ett infiltrationsområde i ca 1 år, därefter får området vila (ca 1 år).

Uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats är 2-3 månader, se artikel av Erik Winnfors (1999).

Se lästips

Foto: Göran Hanson



Bild 4.14. Sprinkleranläggning i Tavastehus, Finland.

Behandlingseffekter

Infiltrationen av sjövattnet med pH >7 har lett till att markens pH-värde under humuslagret stigit från ca 4,7 till 6,7.

Behandlingseffekten har varit god beträffande avskiljning av organiskt material. Infiltrationen av en stor mängd syresatt vatten har även lett till ökad nitrifikation i mark – och grundvatten. Järnhalten har varit klart under gränsvärdet 0,2 mg/l. Halten löst organiskt kol (DOC) var ca 8-9 mg/l i sjövattnet och ökade till ca 13 mg/l under humusskiktet för att i grundvattenzonen minska till ca 5-6 mg/l, en minskning med ca 30-40% jämfört med sjövattnet, vilket kan anses som relativt bra. Enligt beräkningar avskiljs årligen ca 10 ton organiskt kol i mark- och grundvattenzonerna. En viktig frågeställning för Skogsforskningsinstitutet är om detta kol anrikas i jordlagren genom adsorption eller bryts ner av mikrober.

Foto: Göran Hansson



Bild 4.15. Detalj av sprinklerinfiltration vid Tavastehus, Finland.

Kväveförhållandena i markvattnet förändrades påtagligt genom infiltrationen. Innan infiltrationen påbörjades förelåg kvävet i markvattnet som ammonium (NH_4^+). Genom inverkan av det syrerika infiltrationsvattnet bildades nitrat med hjälp av nitrifierande bakterier. Denna förhöjda nitrathalt har hittills inte inneburit någon restriktion för användningen av det infiltrerade vattnet som dricksvatten. Forskarna är emellertid intresserade av om den höga nitrathalten kommer att bestå även när infiltrationen upphört. Resultaten hittills tyder på att den kan bestå mycket länge, enligt utsago av Häljä - Sisko Helmisaari, forskare vid Skogsforskningsinstitutet. Se artiklar av Helmisaari (1998) och Winnfors (1999).

Se lästips

Erosion

De höga infiltrationsmängderna (hydrauliska belastningen) ledde till att ytavrinning uppstod längs åsslänterna vilket i sin tur gav upphov till vissa erosionsproblem.

Vegetation

Förändringarna i markens växtlighet (fältskiktet) bestod bl a i att vissa gräs och örter som trivs med högt pH och våta förhållanden expanderat kraftigt på bekostnad av ris (bl a lingon) och mossor. Förändringar på träden tar betydligt längre tid och har därför ännu inte kunnat utläsas, se bild 8.4.

Vattenbehandling

Ingen förbehandling görs på råvattnet från sjön Alajärvi. Uttaget grundvatten efterbehandlas med kalk/kolsyra för att höja vattnets pH, alkalinitet och hårdhet. I övrigt sker ingen ytterligare behandling före distribution.

Lästips

Andersson, Olof, 1988. Projektering av injekteringsbrunnar kräver speciella överväganden. I "Grundvattenförsörjning- Geohydrologi i praktiken". Dokumentation av symposiet den 4:e maj 1988. VBB VIAK och Svenska Hydrologiska Rådet.

Gustafson, Gunnar, 1982. Langholmen - Bank Recharge to an esker aquifer in Sweden. In Artificial Groundwater Recharge, Vol I, DVWK Bulletin 11. Verlag Paul Parey - Hamburg/Berlin.

Frycklund, Cristina; Jacks, Gunnar; Johansson, Per-Olof och Lekander, Kerstin, 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VA-FORSK Rapport nr 1994-08.

Helmisaari, H-S m fl, 1998. Sprinkling infiltration in Finland: Effects on forest soil, percolation water and vegetation. I Peters, J.P m fl: "Artificial Recharge of Groundwater, 243-248. Balkema. Rotterdam.

Kinnerberg Håkan och Ekberg, Ove, 1997. Vatten under Väneren. Artikel i Cirkulation 6/97. Vatten & Samhällsteknik, Jönköping resp Mariestads kommun.

Winnfors, Erik, 1999. Infiltration med sprinkler. Artikel i Cirkulation 8/99.

