

Kapitel 8

Miljö- och omvärldsaspekter



Allmänt

Miljö- och omvärldsaspekter utgör idag viktiga kriterier vid planering, projektering samt drift och underhåll av VA- anläggningar. De kompletterar därmed de mer traditionella kriterierna: naturförutsättningar, teknik och ekonomi.

I detta kapitel diskuteras inledningsvis kretslopp, uthållig utveckling och hushållning med mark- och vattenresurser. Dessa principer inom miljöarbetet har nu upphöjts till lag i miljöbalken (SFS 1998:808) som trädde i kraft vid årsskiftet 1998/99. Regelverket kring konstgjord grundvattenbildning kommer att påverkas av miljöbalken men även av olika EG-direktiv, t ex "ramdirektivet för vatten" (ram för gemenskapens åtgärder inom vattenpolitikens område) med bl a dricksvattendirektivet.

Generella miljöeffekter vid konstgjord grundvattenbildning beskrivs i kapitlet liksom miljöeffekterna för varje infiltrationsmetod. Vissa jämförelser görs med miljöeffekterna vid ytvattenförsörjning.

Omvärldsaspekter

Kretslopp och uthålliga VA-system

Uthålliga (bärkraftiga, hållbara) tekniska system och kretslopp har blivit viktiga begrepp inom VA-försörjningen, liksom för övrigt inom många andra verksamhetsområden.

Uthållig utveckling

"att vi som lever idag inte ska använda naturresurser på ett sådant sätt att kommande generationer inte kan få sina behov tillgodosedda" (enl. VAV, 1997).

Vatten och näringsämnen ingår i två kretslopp där VA-verken levererar renat dricksvatten för konsumtion samt näringsämnen till jord- och skogsbruk i form av avloppsslam, se bild 8.1.

I VAV:s skrift "Vatten och näringsämnen i kretslopp" indelas den svenska VA-försörjningen i tre epoker:

- folkhälsoepoken - från 1800-talet
- miljöskyddsepoken - kulminerade under 1960/70-talen i samband med utbyggnaden av avloppsreningwerken med statsbidrag.
- kretsloppsepoken - från 1980-talet

Enligt VAV-skriften fungerar som regel vattnets kretslopp i tätorternas VA-försörjning utan allvarliga störningar för hälsa och miljö. I mitten av 1990-talet återfördes ca en tredjedel av slammet från avloppsreningwerken till jordbruket. I dagsläget (mars 2000) sker praktiskt taget ingen spridning av avloppsslam på åkrarna eftersom Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) avråder sina medlemmar till detta. Näringsämnenas kretslopp fungerar således inte som på bild 8.1.



Bild 8.1. Vattnets och näringsämnenas kretslopp. Ill. Karin Blombergsson.

Konsumentinformation och -inflytande

Dagens epok inom VA-försörjningen, kretsloppsepoken, skulle även kunna beskrivas som en informationsteknologiepok - en IT-epok. En snabb datorisering och ökad användning av den nya informationsteknologin pågår inom VA-verksamheten sedan början av 1990-talet; alltifrån planering, projektering, utbyggnad och drift och underhåll till konsument- och övriga samhällskontakter.

I EG:s dricksvattendirektiv ställs krav på konsumentupplysning beträffande vattenkvaliteten. Den ökande internetanvändningen innebär en ny möjlighet att sprida sådan information till konsumenterna. Genom Internet skapas förutsättningar för en interaktiv konsumentkontakt där konsumenterna kan framföra sina synpunkter på vattenkvaliteten, leveransstörningar m m.

Det finns nu åtskilligt med VA-information på Internet. VAV:s hemsida (www.vav.se) har information om föreningens verksamhet, nyheter, kalendarium för VA-aktiviteter, kurskatalog från vattenskolan, utbildning och internationella frågor. Dessutom kan vissa program och uppdateringar inhämtas, bl a kan VA-statistik erhållas. På hemsidan informerar även VA-FORSK om sina publikationer, ansökningsförfaranden m m. Vidare finns länkar till VAV-medlemmar, bl a kommuner, myndigheter, universitet och medlemsföretag. Via länkarna kan man nå en stor del av den svenska VA-informationen på Internet.

Från VAV:s hemsida kan man också nå flera hemsidor med information om anläggningar med konstgjord grundvattenbildning, bl a för Malmö/Lund (Vombverket), Eskilstuna (Hyndevadsverket) och Västerås (Hässlöverket). I Malmö informerades konsumenterna via Internet om den omläggning till ett mjukare vatten som skedde i april -99. Eftersom Internet då endast nådde ett begränsat antal konsumenter infördes även annonser i dagspressen om denna vattenkvalitetsförändring. Från Vombverket och Hyndevadsverket (Leif W Linde:s VA-sida) finns vattenanalyser och Livsmedelsverkets gränsvärden inlagda på Internet som en praktisk konsumentinformation.

Se kap 5, avsnittet om
avhårdning och
alkalinitetsminskning

Internetadresser

Cirkulation	www.ohlwin.se/cirkulation/
Malmö	www.malmo.se
Eskilstuna Energi & Miljö	www.eskilstuna-em.se
Eskilstuna, Leif W Linde	www.kuai.se/~leilin/hynde vad
VAV	www.vav.se
Västerås	www.vev.se

På Leif W Linde:s hemsida (kan även nås från VAV:s hemsida via tidskriften "Cirkulation" och dess länkar) finns ett processschema från Hyndevadsverket med fotografier och beskrivning av infiltrationsanläggningen. VA-verksamheten i Eskilstuna finns dessutom beskriven på en CD-rom som tagits fram med stöd från VA-FORSK.

Västerås hemsida visar bl a en principbild över vattenförsörjningsanläggningarna med bassänginfiltration vid Fågelbacken och Hässlö samt vattenbehandlingsprocesserna.

Vattnets värde

Vattnets estetiska värde

Estetiska frågor har alltid varit viktiga inom vattenförsörjningen. Konsumenterna kräver ett attraktivt vatten utan lukt och smak och som har låga värden på färg och grumlighet. Ett absolut krav är att dricksvattnet har hög kvalitet i mikrobiologiskt hänseende.

Livsmedelsverket har gjort en genomgång av anmärkningar på turbiditet (grumlighet) och färg vid vattenverken som ingår i VAV:s statistik för åren 1989 och 1994. Vid grundvattenverken var, som väntat, anmärkningar mot grumligheten lägst. Av verken hade 14 % vid något tillfälle haft turbiditetsvärden $> 0,5$ FNU, vilket enligt Dricksvattenkungörelsen klassificeras som "tjänligt med anmärkning" (gränsvärdet för otjänligt är 20 FNU). Såväl ytvattenverk som anläggningar med bassänginfiltration fick fler anmärkningar än grundvattentäkt, 19% resp. 22%. Flera vattenverk hade även anmärkningar på höga färgtal. Vid något tillfälle hade 11 % av verken haft färgtal > 15 , vilket enligt Dricksvattenkungörelsen innebär "tjänligt med anmärkning".

För att motverka hög grumlighet stängs råvattenintaget i vissa anläggningar vid alltför hög grumlighet. Bild 3.30 visar hög grumlighet i Svartån, Örebro under en regnrik senhöst (1996), vilket ledde till att råvattenintaget stoppades. För att kunna utnyttja en sådan möjlighet krävs tillgång till ett grundvattenmagasin med tillräcklig volym så att uttag kan ske utan tillförsel av infiltrationsvatten. Även Eskilstuna stänger tidvis sitt råvattenintag från Hyndevadsån, se bild 5.2. Hög grumlighet innebär även en risk för igensättningar i filterbäddar och underliggande jordlager.

I samband med VAV:s tävling "Sveriges godaste dricksvatten" som anordnades vid matmässan GastroNord i Älvsjö i mars 1998 användes kockar och vinprovare för att utse det godaste vattnet. Vinnande vatten från Rävlanda i Härryda karaktä-

Se lästips, VA-FORSK
Rapport nr 1998-15 samt
artikel i VAV-Nytt 1/98 av
Anders Hult

SLVFS 1993:35

Se kap 3, avsnittet om
igensättningar

riserades som "ett gott balanserat vatten, törstsläckare med fin mineralton, lite kärvt, angenäm bitterhet och en fin finish". Av anläggningar som använder konstgjord grundvattenbildning placerade sig Frörum i Valdemarsvik på en andraplats och vattnet fick omdömet "stramt med bra struktur och friskhet, sval källvattenlik karaktär". I allmänhet fick dricksvatten baserat på grundvatten bättre betyg än dricksvatten framställt av ytvatten. Det är möjligt att sådana "mjuka" omdömen om dricksvattnet efter förebild från vinprovarvärlden kommer att få ökad betydelse i framtiden. Vissa framtidsforskare spår för övrigt att nästa samhällsepok som tar över efter industri- och informationssamhället blir en "humanepok" som kommer att domineras av känslor och upplevelser i stället för dagens mer materiella inriktning.



Bild 8.2 Regionfinal i kranvattentävlingen i Sundsvall den 18 februari 1997.

Sundsvalls vattentäkt Grönsta, som baseras på konstgjord grundvattenbildning, kom på delad första plats tillsammans med Homna, Ovanåker. På bilden ses Lars-Erik Lannert (VAV) avsmaka ett tävlingsbidrag.

Vattnets ekonomiska värde

Ordspråk:

"Man vet bäst vad vattnet är värt, när brunnen är tom."

Ordspråket är hämtat från en artikel av Gullvy Hedenberg "Kranvattentävlingen - ett lyft för dricksvattnet" i Vår Föda nr 5/98 - ett temanummer om dricksvatten.

Se lästips

I det vattenrika Sverige har det hittills saknats bra praktiska verktyg för att värdera vatten. Vid konflikter med t ex grustäktsintressen har det som regel varit lätt att åsätta ett värde på grusfyndigheterna medan motsvarande värde på grundvattnet varit svårt att beräkna och hävda.

I samband med byggandet av Bärbyleden i Uppsala beräknades värdet på Uppsalas vattentäkt i Uppsalaåsen till ca 1,1 miljard. Värderingen ledde till att mycket omfattande skyddsåtgärder vidtogs där trafikleden byggdes på åsen, se bild 6.8.

Se lästips

En värderingsmodell för grundvatten har utarbetats av Mikael Sandström vid Handelshögskolan i Stockholm med stöd från Naturvårdsverket. Modellen presenteras i rapporten "Vad är vattnet värt - Värderingsmodell för grundvattentillgångar". Modellen är en förenklad samhällsekonomisk kostnads- och nyttoanalys. Diskussionen i rapporten beaktar i huvudsak avvägningen mellan dricksvattenintresset och grusintresset. Betydelsen av andra värden poängteras dock, bl a estetiska, kulturella och rekreationsmässiga. Författaren konstaterar att denna typ av värderingsmodell aldrig kan tjäna som enda beslutsunderlag utan behöver kompletteras med andra viktiga faktorer som inte har kunnat inkluderas i modellen. Dessutom råder det ofta stor osäkerhet beträffande de naturvetenskapliga samband som styr grundvattentillgång och -kvalitet.

Naturvårdsverket har nyligen fått regeringens uppdrag att utarbeta anvisningar för värdering av grundvattenresurser. Arbetet påbörjades under våren -99 och ska vara klart i oktober år 2000.

I ovannämnda artikel av Anders Hult i VAV-Nytt nr 1/98 kommenteras även en undersökning i Skellefteå som visade att konsumenterna var villiga att betala ett högre pris om det samtidigt medförde en säkrare kvalitet. Vidare konstaterades i artikeln att kunskaperna är begränsade om vad konsumenterna är villiga att betala för vatten.

Förhoppningen är att de pågående insatserna för värdering av grundvatten kommer att leda till att vattenintressena bättre kan hävdas i konkurrens med övriga anspråk samt att värderingsgrunden i det inledande ordspråket inte ska behöva tillgripas.

Värdefulla grundvattentillgångar ska kunna klassas som riksintressen enligt anvisningar från Naturvårdsverket (1995) som ger vägledning för såväl avgränsning som åtgärder för att säkerställa dessa. Områdena ska fastställas av Naturvårdsverket efter förslag från länsstyrelserna, men ännu har ingen grundvattentillgång skyddats på detta sätt. En ändring i miljöbalken krävs troligen för att detta arbete ska ta fart; eventuellt kan det ske med stöd av EG:s "ramdirektiv för vatten".

Se lästips

Miljöaspekter

Miljökonsekvenser vid konstgjord grundvattenbildning

Allmänt

De flesta infiltrationsanläggningar som nu är i drift har prövats enligt den gamla vattenlagen men endast ett fåtal har genomgått en allsidig miljöprovning. En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ingår nu som en del i provningen enligt den nya miljöbalken, se artikeln "Miljöbalken - till skydd för våra vatten" av Ulf Skorup (1998). Bestämmelser om MKB införlivades dock redan 1991 i bl a Naturresurslagen (SFS 1991:738) och därmed indirekt även i vattenlagen.

Generella miljöaspekter vid konstgjord grundvattenbildning, liksom vid övrig vattenberedning, är energianvändning, kemikalieförbrukning och -hantering, transporter, hälsoaspekter, risk för förorening, olyckor och sabotage samt i förekommande fall slamhantering.

Se lästips

Specifika miljöeffekter vid konstgjord grundvattenbildning är ingreppen i naturen (speciellt infiltrationsbassängerna), påverkan på vegetation, användning av naturgrus (filtersand), igensättningar i jordlagren, vittring och urlakning av jordlagren samt miljöeffekter på grund av ändrade grundvattennivåer, såväl nivåhöjningar i infiltrationsområden som avsänkningar i uttagsområden.

Miljöeffekter uppstår vid råvattenintag, infiltrations- och uttagsplats samt i vattenverket vid vattenberedningen; i vissa fall även hos konsumenterna. Dessa miljöeffekter skiljer sig för de olika infiltrationsmetoderna vilket beskrivs generellt. Dessutom förekommer vid varje infiltrationsanläggning en platsspecifik miljöpåverkan. Infiltrationsmetoder som beskrivs är följande:

- bassänginfiltration
- inducerad infiltration
- djupinfiltration
- sprinklerinfiltration

Se kap 3: Bassänginfiltration och kap 4: Övriga infiltrationsmetoder

Miljöeffekterna är till stor del beroende på om för- och/eller efterbehandling krävs, och i så fall vilka för- och efterbehandlingsmetoder som tillämpas. De fyra infiltrationsmetoderna skiljer sig väsentligt åt beträffande behovet av för- och efterbehandling. Vid en diskussion om metodernas miljöpåverkan är det därför inte relevant att enbart jämföra grundmetoderna.

Se kap 5: För- och efterbehandling

Generella miljöeffekter vid konstgjord grundvattenbildning

Energianvändning

Energianvändningen är generellt låg vid svenska VA-verk. Enligt VAV:s skrift "Vatten och näringsämnen i kretslopp" är förbrukningen endast 150 - 250 kWh per person och år, vilket ungefär motsvarar en 60 W glödlampa.

Se lästips

En viktig faktor för energianvändningen i konsumentledet är vattentemperaturen. Vid all infiltration sker en utjämning av infiltrationsvattnets temperatur vid passagen i omättad och mättad zon. Graden av utjämning varierar framför allt med uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats. Vid uppehållstider längre än 14 dagar brukar grundvattnets temperatur utjämnas relativt väl under året. På bild 3.29 redovisas temperaturkurvor från Sörmoverket i Karlstad där uppehållstiden är ca 3 mån. Som framgår av bilden är temperaturutjämningen mycket god. Vid ännu längre uppehållstider, 4-7 mån, blir grundvattentemperaturen som högst vintertid. Detta är gynnsamt eftersom konsumenterna kan spara energi vid uppvärmning av tappvarmvatten. Den förhöjda grundvattentemperaturen vintertid kan även utnyttjas för grundvattenvärme med värmepump, se bild 1. 9.

Kemikalieförbrukning och -hantering

Kemikalieförbrukningen vid vattenberedningen beror i stor utsträckning på behovet av för- och efterbehandling. I ytterlighetsfallen behövs antingen ingen vatten-

Se kap 5: För- och efter-
behandling

beredning alls (t ex Sundsvall) eller en omfattande för- och/eller efterbehandling. Exempel på kemikaliekrävande för- och efterbehandling är kemisk flockning och sedimentering (Örebro, Västerås, Emmaboda m fl), avhärdning (bl a Vombverket) och hårdgörning med kalk-kolsyra (bl a Luleå och Karlstad) eller kalk-krita (Osby).

Kemiska flockningsmedel tillsätts vid ett antal anläggningar med kontaktfiltrering (DynaSand filter) som för- och/eller efterbehandling (bl a vid Löttorp, Köpingsvik, Vetlanda och Hovmantorp).

Kemikalieförbrukningen är generellt sett högre vid *bassänginfiltration* än övriga infiltrationsmetoder, se tabell 8.1. Generellt är kemikalieförbrukningen mindre vid konstgjord grundvattenbildning än vid ytvattenverk men högre än vid grundvattenverk med naturligt grundvatten.

Vid *inducerad infiltration* sker ingen förbehandling. Eventuell efterbehandling av järn, mangan och organiskt material sker som regel med kemikaliefria metoder (återinfiltration, Vyredox-metoder eller snabbsandfiltrering). Kemikalier används dock bl a för justering av pH samt skyddsklorering.

Djupinfiltration har normalt långsamfiltrering (inga kemikalier) som förbehandling. Normalt förekommer ingen kemikaliekrävande efterbehandling förutom pH-justering och skyddsklorering.

Vid *sprinklerinfiltration*, som den utförs i Finland sker ingen förbehandling. Efterbehandlingen är normalt pH-justering och skyddsklorering. I Tavastehus används kalk/kolsyra metoden för att höja vattnets pH, alkalinitet och hårdhet.

Transporter

Transportbehovet för en infiltrationsanläggning beror till stor del på kemikalieförbrukningen. Den är därför generellt störst vid anläggningar med omfattande för- och efterbehandling. Anläggningar med bassänginfiltration har generellt sett större kemikalieförbrukning än anläggningar som baseras på övriga infiltrationsmetoder. Transporter till och från infiltrationsanläggningar med bl a kemikalier utgör en belastning på närmiljön på grund av bilavgaserna. Det är även ett globalt miljöproblem genom påverkan på klimat (växthuseffekten) och förbrukning av ändliga råvaror (fossila bränslen).

Transporter inom vattenverksområdet, bl a vid rensning av infiltrationsbassänger samt tvätt eller utbyte av filtersand utgör en olycksrisk. Det är därför viktigt att alla fordon använder (nedbrytbara) vegetabiliska oljor i stället för mineraloljor. Olycksrisken är mindre för infiltrationsmetoderna utan bassänger, främst sprinklerinfiltration. Vid djupinfiltration och inducerad infiltration förekommer ofta bassänger vid för- och efterbehandling.

Transporter med farligt gods inom vattenskyddsområde utgör ett hot för alla typer av infiltrationsanläggningar. Hotet är dock mindre vid djupinfiltration eftersom det vid dessa anläggningar som regel finns ett tätande jordlager (ofta lera) över de grundvattenförande jordlagren. Vid flera infiltrationsanläggningar har skyddsåtgärder vidtagits, bl a i Katrineholm (Kerstinboda), Kristinehamn (Sandköping), Uppsala

(Galgbacken m fl) och Kalmar (Högby) längs vägar inom vattenskyddsområde. Skyddsåtgärder har även planerats/projekterats i Hallstahammar (Näs), på Sörmon (Karlstad) och i Karlskoga (Gällersåsen).

Vattenkvalitet - hälsoaspekter

Enligt Dricksvattenkungörelsen ges riktvärden och gränsvärden för olika fysikalisk-kemiska och mikrobiologiska parametrar. Gränsvärden som ibland överskrids vid vissa anläggningar med konstgjord grundvattenbildning och som är av betydelse ur hälsosynpunkt, är framför allt halten organiskt material (oftast mätt som COD_{Mn}). Höga halter organiskt material kan ge vattnet dålig lukt och smak samt kan även ge upphov till cancerogena föreningar vid reaktion med t ex klor.

Toxiska ämnen kan produceras av cyanobakterier (blågröna alger) i samband med vattenblomning. Blomningar med cyanobakterier skapar alltid problem i råvattentäkt. De ger upphov till jord- och dylukt, i större koncentrationer en mögellukt. Många arter av cyanobakterier kan dessutom producera levergifter (bl a *Microcystis*) och nervgifter (bl a *Anabaena*).

I en studie av Heléne Annadotter "Toxiska blågrönalger (cyanobakterier) och dricksvattenrening" i Vatten 1/95 konstateras att massutveckling av potentiellt toxiska cyanobakterier har förekommit i samband med oförklarliga utbrott av epidemier hos dricksvattenkonsumenter. Blågrönalgtoxinet microcystin har detekterats i dricksvatten efter rening med snabbfiltrering/klorering, snabbfiltrering/flockning samt aktivt kol-filtrering. Avlägsnande av blågrönalger var effektivast i ytvattenverk med kemisk flockning och sedimentering samt anläggningar med konstgjord grundvattenbildning. Det existerar inga gränsvärden för algtoxiner i dricksvatten. En provisorisk säkerhetsnivå för microcystin på 1 µg/l för korttidsexponering har föreslagits.

Se lästips

I VA-FORSK Rapport nr 1993-03 har Heléne Annadotter redovisat studier av algtoxiner i dricksvatten vid två vattenverk, bägge med konstgjord grundvattenbildning: Galgbacken i Hässleholm (råvattentäkt Finjasjön) och Vombverket för Malmö/Lundregionen (råvattentäkt Vombsjön).

Se lästips och kap 7, avsnittet om VA-FORSK projekt

Blågrönalger, innehållande microcystin, kunde konstateras i råvattnet till bägge vattenverken. I ett enskilt prov vid Vombverket förekom vattenlöst microcystin efter mikrosilning. Däremot påträffades inget microcystin i renvatten från något av verken.

Gertrud Cronberg m fl (1997) undersökte förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket 1996-1997. Vid 10 av 32 undersökningstillfällen konstaterades microcystin i råvattnet med 1,5 µg/l som högsta uppmätta halt. Microcystin konstaterades även i renvattnet vid 10 av 48 provtagningstillfällen med 0,5 µg/l som högsta halt, dvs hälften av det föreslagna gränsvärdet. En förklaring till de oväntat höga halterna, och en lång microcystinperiod på hösten 1996, skulle kunna ha varit att toxinproduktionen var högre i infiltrationsbassängerna än i råvattnet från Vombsjön som togs in på 4-6 m djup. Ljuset antogs vara en faktor som skulle kunna förklara skillnaden i toxinhalt. Blågrönalgbiomassan var större i de bassänger

Se lästips

som togs i drift på hösten jämfört med de som startade på våren.

Livsmedelsverkets har utfört en undersökning av algtoxiner vid svenska vattenverk där 17 infiltrationsanläggningar ingick. I två av de undersökta infiltrationsanläggningarna, Kärreberg (Falkenberg) och Vombverket (Malmö/Lundregionen), påträffades levergiften microcystin-RR i bassängerna i halter strax över detektionsgränsen, däremot inte i dricksvattnet.

Livsmedelsverket konstaterar vidare att det i Sverige inte finns något klarlagt samband mellan cyanobakterietoxin i dricksvatten och sjukdom hos människa. Det har dock förekommit sjukdomsfall på grund av förorenat dricksvatten där orsakerna inte kunnat klarläggas, men där man inte kunnat utesluta att algtoxiner varit orsaken.

I en artikel av Eva Willén i VAV-Nytt 3/96 "Se upp med vattenblommande sjöar" konstateras att varje år dödas hundar, kor och får som dricker av ytvatten i blomning.

Mikrobiologisk förorening är den vanligaste orsaken till vattenburna sjukdomsutbrott. Den vanligaste orsaken är att fel uppstår i distributionssystemet så att t ex avloppsvatten infekterar dricksvattnet.



Foto: Göran Hansson

Bild 8.3 Kraftig vattenblomning i råvattentäkt och infiltrationsbassänger kan leda till lukt- och smakproblem i dricksvattnet. Vid blomning med cyanobakterier (tidigare blågröna alger) kan skadliga ämnen (algtoxiner) produceras, bl a nerv- och levergifter. Vattenblomningen kan även leda till igensättningar i bassänghotten.

Se lästips

Se lästips

Olyckor och sabotage

Olyckor som inverkar skadligt på människa och miljö sker på olika sätt bl a:

- olyckor med transporter av kemikalier för vattenberedningen i vattenverken.
- trafikolyckor med farligt gods inom vattenskyddsområde.
- personalolyckor i vattenverken vid kemikaliehantering.
- olyckor med utsläpp av bensin/oljor från maskiner inom infiltrationsområden.
- utsläpp av kemikalier på vattenledningsnätet genom fel i apparatur/utrustning i vattenverken, t ex natriumhydroxid (lut) som används för pH-justering eller olika klorföreningar som används vid skyddsklorering mot mikrobiologisk förorening. Denna typ av olyckor har tyvärr inträffat vid ett flertal tillfällen. Sedan 1994 ska det i alla vattenverk finnas utrustning som varnar för när fel uppkommit vid pH-justering eller desinfektion (Dricksvattenkungörelsen §7). I Perstorp ledde en lutolycka till att man slutade använda lut och övergick till pH-justering med hjälp av sandbäddar med kalk.
- mer ovanliga olyckor är t ex att en bil kör av vägen och hamnar i en infiltrationsbassäng (exempel från Ängelholm).

Se kap 6: Skydd av
infiltrationsanläggningar.

Sabotage är lyckligtvis något som anläggningar med konstgjord grundvattenbildning varit förskonade ifrån. Infiltrationsbassänger utomhus är svårövervakade vilket medför en större risk för sabotage än andra typer av vattenförsörjning. Sabotage-risken ökar i kris- och krigstid. Vid sådana tillfällen förstärks naturligen bevakningen av infiltrationsanläggningarna för att minska risken för sabotage.

Miljöeffekter vid olika infiltrationsmetoder

Bassänginfiltration

Bassänginfiltration är den infiltrationsmetod som generellt har störst miljöpåverkan, speciellt infiltrationsbassängerna har en negativ miljöeffekt på landskapsbildningen. Vattenverksamheten konkurrerar här med annan markanvändning, t ex jord- och skogsbruk, grustäkt och det rörliga friluftslivet.

- *Ingrepp i naturen.* Infiltrationsbassänger är arealkrävande. Konflikter kan därmed uppstå gentemot andra samhällsintressen och markanvändning samt natur- och kulturminnesvård (t ex fornlämningar).
- *Vegetation.* Inom infiltrationsområden avlägsnas all vegetation vid urschaktning av bassängerna. Inom övriga delar av vattentäktsområdet sparas normalt vegetationen i största möjliga utsträckning. Vegetationen påverkas däremot sällan direkt av själva infiltrationsprocesserna. Om det sker ett permanent utflöde av grundvatten i omgivningarna (orsakade av t ex tätskikt, se bild 3.5) kan sankmarker eller i ytterlighetsfallet sjöar bildas med typiska växter för dessa mil-

Se kap 3, avsnittet
om tvättning av filter-
sand

Se kap 3, avsnittet
om igensättningar

Se kap 3, avsnittet
om inblandning av
kalksten i filterbäddar

jöer (biotoper).

- *Naturgrus.* Filtersanden i infiltrationsbassängerna utgörs normalt av naturmaterial. Vid vissa anläggningar byts filtersanden ut när den blivit igensatt; vid andra tvättar och återanvänder man sanden. Eftersom naturligt sand- och grusmaterial är en ändlig resurs, som börjar bli en bristvara i södra Sverige, är tvättningsförfarandet att föredra ur hushållningssynpunkt.
- *Igensättningar.* Igensättningar förekommer i såväl filtersanden som underliggande naturliga jordlager på grund av anrikning av suspenderat material och olika utfällningar (bl a järn och mangan).
- *Vittring.* Urlakning av lättvittrade mineraler sker kontinuerligt genom tillförseln av stora mängder surt ytvatten, vilket leder till minskad buffertkapacitet i jordlagren, se kapitel 2 "Reningsprocesser vid infiltration". Inblandning av kalksten i filterbäddar kan i viss mån kompensera en generellt låg eller avtagande urlakning av kalcium.
- *Grundvattennivåhöjning.* Risk för utläckage av grundvatten till omgivningar. I extrema fall har grundvattensjöar uppstått genom vattenavledning längs täta jordlager. I bebyggd miljö kan hög grundvattennivå ge upphov till fukt- och dräneringsproblem.
- *Grundvattennivåsänkning.* I anslutning till uttagsbrunnar kan en grundvattensänkning ge upphov till sättningsskador på bebyggelse och annan infrastruktur. Ett exempel på en sådan skada har inträffat kring infiltrationsanläggningen i Söderköping, med skadestånd på mångmiljonbelopp som följd.

Inducerad infiltration

I sitt grundutförande medför inducerad infiltration endast små miljökonsekvenser. Det är dock näst intill regel att vattnet måste efterbehandlas för att avlägsna järn, mangan och organiskt material. Hårdhetshöjning är en annan vanlig efterbehandling eftersom det inducerade ytvattnet ofta är mjukt på grund av kort uppehållstid mellan infiltrations- och uttagsplats, vilket i sin tur resulterar i att det infiltrerade vattnet inte hinner omformas till grundvatten i tillräcklig grad.

- *Energianvändning.* Anläggningar med inducerad infiltration och bassänginfiltration med kort uppehållstid har ofta hög temperatur på utgående vatten sommartid i likhet med ytvatten, vilket minskar energianvändningen för tappvarmvatten. På bild 4.4 redovisas höga temperaturer vid inducerad infiltration under sensommar- sen höst i Kristinehamn och Sundsvall. Ett exempel på en anläggning med bassänginfiltration med kort uppehållstid (<1 vecka) är Kerstinboda i Katrineholm där sommartemperaturerna ibland närmar sig Livsmedelsverkets gränsvärde (20 °C). Av denna anledning har man utrett möjligheterna att med olika metoder kyla vattnet, vilket dock visade sig vara alltför kostsamt, varför inga åtgärder vidtagits.
- *Uttagsbrunnar.* Miljöpåverkan kan primärt hänföras till uttagsbrunnar/grundvattenuttag. Igensättningar sker ofta i och omkring uttagsbrunnarna. Grundvattenuttag kan leda till skadlig grundvattensänkning och bl a ge upphov till sättningsskador på fastigheter.

- *Råvattenintag.* Anordningar för råvattenintag saknas vid denna metod.
- *Igensättningar i jordlagren.* Det föreligger en viss risk för igensättningar i jordlagren mellan platsen för strand- och botteninfiltrationen och uttagsplatserna. Om en igensättning skulle uppstå är den i så fall mycket svår att lokalisera och åtgärda. Igensättningar kan även förekomma om Vyredox-metoder används som efterbehandling för att minska halterna av järn och mangan samt organiskt material, se metodbeskrivning i kapitel 5, avsnittet om efterbehandling.
- *Vattentemperatur.* Vattentemperaturen varierar normalt under året på grund av korta uppehållstider, se bild 4.4. Den högre temperaturen från försommar till sen höst påverkar gynnsamt kostnaderna för konsumenterna för uppvärmning av tappvarmvatten.
- *Vattenkvalitet.* Den förhöjda vattentemperaturen är inte enbart positiv. Vid alltför hög temperaturer kan lukt- och smakproblem uppstå som kräver efterbehandling. Vanligen krävs även efterbehandling av andra skäl, bl a för att avlägsna järn, mangan och organiskt material.
- *Efterbehandling.* Genom ökade halter av framför allt järn och mangan sker som regel efterbehandling av det inducerade vattnet, vilket leder till en påtagligt ökad miljöpåverkan. Återinfiltration är den vanligaste efterbehandlingsmetoden vid inducerad infiltration, se tabell 4.1 och metodbeskrivning i kapitel 5, avsnittet om efterbehandling. Infiltrationsbassängerna i dessa system ger upphov till miljökonsekvenser som liknar de vid bassänginfiltration. Vyredox-metoder har inte samma negativa effekt på landskapsbilden som återinfiltration.

Djupinfiltration

Miljökonsekvenserna vid grundformen av djupinfiltration är obetydliga. Eftersom det krävs förbehandling av det vatten som ska infiltreras i brunnar bör man räkna in förbehandlingen i grundutförandet (normalt långsamfiltrering), se bild 4.9. Eftersom miljökonsekvenserna vid långsamfiltrering liknar bassänginfiltration kommer därför de totala miljöeffekterna att bli betydligt större än i själva grundutförandet.

- *Ingrepp i naturen.* Djupinfiltration innebär praktiskt taget inget ingrepp i naturen i grundformen. Eftersom långsamfiltrering normalt ingår som förbehandling blir det ändå ett väsentligt ingrepp på grund av långsamfilterbassängerna (liknande som vid bassänginfiltration).
- *Markanvändning.* Inga speciella miljökonsekvenser.
- *Råvattenintag.* Samma konsekvenser som för övriga infiltrationsmetoder (inducerad infiltration undantaget).
- *Igensättningar i jordlager.* Inga igensättningar sker i den omättade zonen eftersom injektionen sker direkt i den mättade zonen. Igensättningar i den mättade zonen inskränker sig som regel till infiltrationsbrunnarna och jordlagren i deras närhet. Igensättningar i brunnarna är snarare ett tekniskt än ett miljömässigt problem.

- *Förbehandling.* Långsamfiltrering sker vid de bägge anläggningarna som nu är i drift (Kristinehamn och Olofström). Tidigare försök med kemisk flockning och sedimentering har ej varit lyckade.
- *Vattenkvalitet.* Direktinjektion i den mättade zonen utesluter av naturliga skäl rening i den omättade zonen. Kravet på förbehandling blir därför större än vid andra infiltrationsmetoder. Dessutom krävs förbehandling för att motverka utfällningar i infiltrationsbrunnarna.
- *Vattentemperatur.* En viss förhöjd temperatur i grundvattnet kan förekomma vilket har positiva effekter (minskad energiförbrukning för varmvattenberedning) och negativa effekter (lukt- och smakproblem vid starkt förhöjd temperatur).
- *Risk för förorening.* Eftersom infiltration sker direkt i den mättade zonen (grundvattenzonen) fungerar inte den omättade zonen som skyddsbarriär vid förorening av infiltrationsvattnet.
- *Grundvattennivåhöjning resp -sänkning.* Kring infiltrationsbrunnarna kan det i bebyggd miljö uppstå miljöpåverkan som är relaterade till förhöjd grundvattennivå, t ex fukt- och dräneringsproblem i och omkring fastigheter. I och omkring uttagsbrunnar kan även skadlig grundvattensänkning uppträda vilket kan leda till sättningsskador.

Sprinklerinfiltration

Sprinklerinfiltration är en i Sverige hittills oprövad infiltrationsmetod som har betydande miljöfördelar, speciellt om man jämför med bassänginfiltration. Den största positiva aspekten med denna infiltrationsmetod är att den inte nämnvärt stör landskapsbilden. Sand- och grusavlagringen kan liksom befintlig vegetation lämnas orörd. Metoden beskrivs i kapitel 4, avsnittet om sprinklerinfiltration med exempel från Finland.

- *Ingrepp i naturen.* Eftersom sprinklersystemet läggs ut på naturmark blir ingreppet i naturen ringa. Ingen schaktning sker vid denna metod.
- *Markanvändning.* Även om ingreppet är mindre än vid bassänginfiltration förhindras ändå normalt markutnyttjande. Rörligt friluftsliv kan fortsätta även om det inte är särskilt lämpligt med kringströvande personer inom infiltrationsområdet ur föroreningssynpunkt och av praktiska skäl (från Borgå, Finland, har man rapporterat om problem med barn som vrider på kranar). Om vattenverksamheten avslutas kan det ursprungliga markutnyttjandet snabbt återupptas, vilket är en viktig fördel med denna metod. Metoden borde därför vara speciellt tillämplig för temporära anläggningar.

- **Vegetation.** Den naturliga vegetationen påverkas i viss mån även vid sprinklerinfiltration även om marktäcke samt buskar och träd bevaras. Genom den extremt höga vattenbeskickningen förändras florans varvid vissa arter ökar på bekostnad av andra. Även frön av vattenväxter kan följa med infiltrationsvattnet och slå rot inom infiltrationsområdet. Genom den ökade vattenhalten kan de ske en viss försumpning även om grusavlagringarna naturligt har mycket god dränering. Vegetationsförändringar vid sprinklerinfiltration studeras för närvarande i ett projekt som bedrivs av det finska skogsforskningsinstitutet i Tavastehus, se bild 8.4.



Foto: Göran Hanson

Bild 8.4. Uppmätning av trädens tillväxt vid sprinklerinfiltration. Bilden är tagen vid en försöksanläggning i Tavastehus, Finland som bedrivs av skogsforskningsinstitutet Finnish Forest Research Institute, se bild 4.14 och 4.15.

Jämförelse av miljöeffekter för olika infiltrationsmetoder

För att kunna jämföra miljöeffekterna för de fyra infiltrationsmetoderna har en relativ bedömning gjorts av olika miljöeffektområden, se tabell 8.1. Ingen åtskillnad har gjorts mellan strategiska och ej strategiska miljöeffektområden. För att resultaten ska vara rättvisande har det förutsatts att inducerad infiltration åtföljs av återinfiltration och djupinfiltrationen föregås av långsamfiltrering.

Som framgår av tabell 8.1 är de negativa miljöeffekterna vid vattenberedningen störst för bassänginfiltration och sprinklerinfiltration. Vid behandlingsplatsen (infiltrations- och uttagsplats) är de negativa miljöeffekterna störst för bassänginfiltration, följt av sprinklerinfiltration och djupinfiltration (ungefär lika) och minst för inducerad infiltration.

Det bör påpekas att jämförelserna kan förfinas genom att ge olika vikter åt olika effekter. Dessutom tillkommer alltid platsspecifika effekter som kan förändra den generella jämförelsen mellan infiltrationsmetoderna.

Tabell 8.1 Jämförelse av miljöeffekter vid olika infiltrationsmetoder**A. Miljöeffekter vid vattenberedningen (vattenverket)**

	Bassäng- infiltration	Inducerad infiltration 1)	Djup- infiltration 2)	Sprinkler- infiltration
Vattenkvalitet - hälsoaspekter (osäkert)	1	2	2	1-2
Energiförbrukning- beredning	2	1	1	2
Energiförbrukning- konsument	3	1	2	3
Transporter	3	1	1	2
Kemikalieförbrukning, -hantering	1-4	2	2	2
Olyckor och sabotage	3	1	1	2
Totalt A	13-16	8	9	12-13

B. Miljöeffekter vid behandlingsplatsen (infiltrations- och uttagsplats)

	Bassäng- infiltration	Inducerad infiltration 1)	Djup- infiltration 2)	Sprinkler- infiltration
Ingrepp i naturen/landskapsbild	4	3	3	2
Markanvändning				
- Rörligt friluftsliv	3	1	1	2
- Grustäktverksamhet	1-3	1	1	2
- Jord- och skogsbruk	2	1	1	1-2
Naturgrus	2	0	2	0
Vegetation	3	1	1	1-2
Råvattenintag	1	0	1	1
Vattentemperatur	1	3	2	1
Igensättningar	2	3	3	3
Mikrobiologisk förorening	1	1	2	1
Skadlig grundvattennivåhöjning	2	0	1	2
Skadlig grundvattennivåsänkning	1	1	1	1
Byggskede	3	1	1	2
Totalt B	26-28	16	20	19-21
Totalt A + B	39-44	24	29	31-34

Miljöeffektskala

0= ingen negativ miljöeffekt

1= obetydlig “ “

2= viss “ “

3= måttlig “ “

4= stor “ “

1) med återinfiltration som efterbehandling

2) med långsamfiltrering som förbehandling

Miljöeffekter vid bassänginfiltration jämfört med ytvattenförsörjning

Se lästips kap 1

Miljöeffekterna vid bassänginfiltration har studerats under utredningsarbetet för Storstockholms framtida vattenförsörjning.

Se lästips kap 1

En strategisk miljökonsekvensbeskrivning (MKB) upprättades parallellt med de geohydrologiska, tekniska och ekonomiska förstudierna. En differentiering mellan strategiska och ej strategiska miljöeffektområden gjordes.

Följande urvalskriterier användes för att identifiera *strategiska miljöeffektområden*:

- storleken och omfattningen av miljökonsekvensen, eller antalet människor som berörs, är av regional betydelse.
- långsiktiga, irreversibla konsekvenser uppstår.
- miljöeffektområdet påverkas i hög utsträckning vid dricksvattenframställning enligt studerade metoder.

Miljökonsekvenserna av det föreslagna alternativet med bassänginfiltration jämfördes med nuvarande ytvattenberedning, se tabell 8.2.

Som framgår av tabell 8.2 skulle bassänginfiltration således innebära att strategiskt viktiga positiva miljöeffekter uppnåddes främst avseende vattenkvalitet, slamhantering, förbrukning och hantering av kemikalier samt transporter. Energiförbrukningen vid beredningen samt olycks- och sabotageriskerna visade sig vara negativa för utbyggnadsalternativet. Energiförbrukningen vid bassänginfiltration skulle bli ca 45 % högre än med dagens teknik.

I samtliga miljöeffektområden knutna till behandlingsplatsen (landskapsbild, jord- och skogsbruk samt grusförsörjning) skulle bassänginfiltration ha större negativa miljöeffekter än ytvattenalternativet. Orsaken till detta är främst de stora arealer som krävs för infiltrationsbassängerna.

Tabell 8.2 Sammanställning av miljökonsekvenser för en studerad utbyggnad av ett system för Storstockholm baserad på bassänginfiltration i grusåsar jämfört med nuvarande ytvattenberedning år 2010.

(enligt Strategisk miljökonsekvensbeskrivning, Stockholm Vatten/ Norrvatten m fl 1997, se lästips kap 1)

A - Strategiska miljöeffektområden

<i>Miljöeffektområden knutna till behandlingsprocessen</i>	<i>miljökonsekvens</i>
Vattnets kvalitet - hälsoaspekter	++
Energiförbrukning vid vattenberedning	-
Olyckor och sabotage	-
Slamhantering	++
Förbrukning och hantering av kemikalier ²⁾	++
<i>Miljöeffektområden knutna till behandlingsplatsen³⁾</i>	
Rekreation och friluftsliv	- ¹⁾
Kulturmiljö	- ¹⁾
Naturmiljö	- ¹⁾
Kommunal och regional planering	ej möjlig att konsekvensbeskriva

B - Ej strategiska miljöeffektområden

<i>Miljöeffektområden knutna till behandlingsprocessen</i>	<i>miljökonsekvens</i>
Transporter	+
Energiförbrukning hos vattenkonsumenten	=
<i>Miljöeffektområden knutna till behandlingsplatsen³⁾</i>	
Landskapsbild	- ¹⁾
Jord- och skogsbruk	- ¹⁾
Grusförsörjning - konkurrerande intresse	-
Byggskedet	-

Miljökonsekvensklassifiering

- liten negativ konsekvens för bassänginfiltration
- = ingen skillnad mellan bassänginfiltration och ytvattenalternativet
- + positiv konsekvens för bassänginfiltration
- ++ stor positiv konsekvens för bassänginfiltration

¹⁾ På lång sikt kan bevarandeintressena stärkas genom att vattenskyddsområden upprättas kring infiltrationsanläggningar.

²⁾ Gäller enbart konsekvenserna i Sverige; ej utomlands.

³⁾ Utfallet kan skilja mellan olika typfallsområden.

Lästips

Aneer, Gunnar och Löfgren, Susanna, 1996. Algblomning - några frågor och svar. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län.

Annadotter, Heléne, 1993. Algtoxiner i dricksvatten - en undersökning vid två svenska vattenverk samt en litteraturstudie. VA-FORSK Rapport nr 1993-03.

Annadotter, Heléne, 1995. Toxiska blågrönalger (cyanobakterier) och dricksvattenrening. Vatten 51:5-11.

Cronberg, Gertrud; Annadotter, Heléne; Lindberg, Magdalena; Lirås, Vibeke och Lawton, Linda, 1997. Undersökning om förekomst av algtoxiner i rå- och renvatten från Vombverket samt påväxtalger i infiltrationsdammarna 1996-1997. Ekologiska Institutionen, Limnologi, Lunds Universitet.

Hedenberg, Gullvy, 1998. Kranvattentävlingen - ett lyft för dricksvattnet. Livsmedelsverket, Vår Föda 5/98.

Hjort, Jan, 1984. Konsumtionsvattnets temperatur sett ur energihushållningssynpunkt. Utvärdering av försök med energibesparing. Stockholm Vatten AB.

Hult, Anders, 1998. Dricksvattnet - anmärkningsvärt oklart. Artikel i VAV- Nytt 1/98.

Hult, Anders, 1998. Dricksvattensituationen i Sverige. VA-FORSK Rapport nr 1998-15.

Hult, Anders; Beckman - Sundh, Ulla; Möller, Tord; Willén, Eva och Erlandsson, Bitte, 1997. Algtoxiner i sjö- och dricksvatten. Livsmedelsverket, Rapport 19/97.

Livsmedelsverket, 1993. Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten. SLV FS 1993:35.

Naturvårdsverket, 1995. Dricksvattenförsörjning - vägledning för utpekande av områden av riksintresse. Rapport 4452.

Naturvårdsverket, 1999. Utmärkning av vattenskyddsområde. Broschyr.

Sandström, Mikael, 1998. Vad är vattnet värt - Värderingsmodell för grundvattentillgångar. Naturvårdsverket, Rapport 4876.

Skorup, Ulf, 1998. Miljöbalken - till skydd för våra vatten. Artikel i VAV-Nytt 6/98.

SOU, 1999. En ny vattenadministration - Vatten är livet. SOU 1997:99.

SOU, 1999. Miljösamverkan i vattenvården. SOU 1997:155.

Stockholm Vatten, Norrvatten, VBB VIAK, KTH och J&W, 1997 Undersökning av möjligheterna till konstgjord grundvattenbildning - etapp 2. Strategisk miljökonsekvensbeskrivning.

Svensk författningssamling, 1998. Miljöbalken. SFS 1998:808.

VAV, 1997. Vatten och näringsämnen i kretslopp - En bok om samhällets vattenförsörjning och avloppshantering.

Willén, Eva, 1996. Se upp med vattenblommande sjöar. Artikel i VAV-Nytt 3/96

Kapitel 9

Sammanfattning av erfarenheter och framtidsutsikter



Illustration: Karin Blombergsson

Allmänt

Tekniken att framställa konstgjord grundvatten genom infiltration av ytvatten till ett grundvattenmagasin har praktiserats under ca hundra år i Sverige. Rapporten har sammanställts för att beskriva olika infiltrationsmetoder och presentera erfarenheter som vunnits genom årens lopp, främst vid kommunala anläggningar. Information har erhållits genom intervjuer av VA-personal i samband med besök och fältbesiktningar vid ett drygt trettiotal anläggningar med konstgjord grundvattenbildning. Dessutom redovisas resultat från bland annat konsultutredningar, forskningsprojekt, examensarbeten och artiklar i fackpress.

Fyra infiltrationsmetoder presenteras:

- *Bassänginfiltration* (via infiltrationsbassänger).
- *Inducerad infiltration* (via strand- och botteninfiltration). Ett läckage uppstår när det bildas en gradient (lutning) i grundvattenytan vid pumpning ur brunnar.
- *Djupinfiltration* (via brunnar).
- *Sprinklerinfiltration* (genom infiltration i naturmark).

Vilka är då de viktigaste erfarenheterna från ”konstgjord grundvattenbildning” med avseende på naturförutsättningar, behandlingsresultat, forskning och utveckling, för- och efterbehandling, skyddsaspekter, miljöeffekter och omvärldsaspekter? Vad är framtidsutsikterna för tekniken och vilka är forskningsbehoven?

Erfarenheter av konstgjord grundvattenbildning

Anläggningar och användningsområden

Det finns ett 70-tal större anläggningar med bassänginfiltration i Sverige, ett stort men okänt antal med inducerad infiltration, två med djupinfiltration (Olofström och Kristinehamn) men hittills ingen med sprinklerinfiltration. Exemplet på sprinklerinfiltration är därför hämtade från Finland, där metoden praktiserats i många år. Konstgjord grundvattenbildning kan vara en lämplig vattenberedningsprocess utifrån följande utgångspunkter:

- som en behandlingsmetod för ytvatten.
- för att förstärka den naturliga grundvattenbildningen.
- för att erhålla en blandning av yt- och grundvatten vanligtvis ur vattenkvalitetssynpunkt.

Konstgjord grundvattenbildning kan även tillämpas inom andra användningsområden än dricksvattenberedning t ex:

- för uttag av grundvattenvärme eller -kyla genom den utjämning av infiltrationsvattnets temperatur som uppnås i grundvattenmagasinet.
- för grundvattennivåhöjning i syfte att motverka sättningar i jordlager, vilket kan orsaka skador på bebyggelse m m.
- som hydraulisk spärr för att förhindra förorening eller blockera grundvatten av olämplig kvalitet.

Naturförutsättningar

Naturförutsättningarna utgör basen för samtliga metoder som faller under begreppet ”konstgjord grundvattenbildning”. Både val av infiltrationsmetod och utformningen av en infiltrationsanläggning styrs i hög grad av de givna naturförutsättningarna.

Val av infiltrationsmetod

Bassänginfiltration och sprinklerinfiltration har likartade naturförutsättningar. Om det av olika skäl inte är lämpligt eller tillåtet att avlägsna vegetation eller schakta för bassänger kan sprinklermetoden utgöra ett alternativ till bassänginfiltration. Ofta föreligger ett starkt bevarandebeslut för grusåsar bland annat för det rörliga friluftslivet samt natur- och kulturminnesvård. Dessutom föreligger en intressekonflikt med sand- och grustäkt.

Eftersom sprinklerinfiltration är en oprövad metod i Sverige krävs noggranna förstudier (t ex en längre tids provinfiltration) innan en permanent anläggning kan utföras. Det skulle vara intressant om någon kommun ville pröva sprinklermetoden, helst under forskningsmässiga betingelser.

Inducerad infiltration kräver speciella naturförutsättningar avseende kontakten mellan yt- och grundvatten. Om ett val föreligger mellan inducerad infiltration och bassänginfiltration är ofta den förstnämnda metoden ett billigare alternativ som dessutom medför mindre negativa miljökonsekvenser. Om valet ändå faller på bassänginfiltration beror det ofta på att en bättre vattenkvalitet kan uppnås med denna metod.

Djupinfiltration används främst när den vattenförande formationen påträffas under täta jordlager. Metoden har i något fall valts för att bättre kunna utnyttja hela grundvattenmagasinet, men genom de problem som förekommit med bland annat igensättningar, väljs metoden knappast om andra alternativ föreligger. Om resultaten från den nya anläggningen i Olofström blir positiva kan detta möjligen leda till ett ökat intresse för djupinfiltration. En uppföljning av driftdata från denna anläggning skulle därför vara av stort intresse.

Noggrann provtagning - provinfiltration

Svåra problem har ibland uppstått redan vid utförandet av infiltrationsanläggningar. Flera anläggningar har övergivits när infiltrationsvattnet t ex läckt ut i slänten på en grusås och således ej nått ner till grundvattnet. Problemet orsakas av förekommande tätskikt (ofta lerlager), men även av tunna siltskikt. Med detaljerad hydrogeologiska förundersökning, noggrann jordprovtagning samt provinfiltration kan dock sådana problem undvikas, se bild 3.5 (tätskikt) och bild 3.9 (provinfiltration).

Med spårämnesförsök kan vattnets transportvägar och uppehållstider klarläggas. Grundvattenmodeller kan i många fall användas för bestämning av strömningsförhållanden och optimering av infiltration/uttag inom ett grundvattenmagasin.

Noggrann utformning av infiltrationsanläggningen

Det krävs bl a noggrann lokalisering av infiltrationsplatser som både har gynnsamma jordlager ur reningssynpunkt (lämplig kornstorleksfördelning), en mäktig omättad zon samt uttagsplatser på rätt plats och avstånd från infiltrationsplatsen. Genom noggrann utformning av anläggningen kan optimal uppehållstid erhållas för minskning av bl a halten organiskt material utan att järn och mangan går i lösning. Kvalificerad brunnsutformning (bl a utestängning av oönskat grundvatten från vissa skikt) har visat sig kunna medverka till förbättrad vattenkvalitet.

Kontakt mellan yt- och grundvatten vid inducerad infiltration

Vid inducerad infiltration är det genom provpumpningar nära ytvattentäkten som kontakten mellan yt- och grundvattnet kan konstateras. Det är särskilt viktigt att studera vattnets kvalitetsutveckling samt uttagbara vattenmängder. I flera fall har brister i förundersökningarna lett till anläggningar som inte fungerat väl beträffande hydraulik och vattenkvalitet. Vattentemperaturen och naturliga isotoper (bl a ^{18}O), har visat sig vara bra "spårämnen" för bestämning av uppehållstider (bild 4.5).

En intressant variant på inducerad infiltration har undersökts för Mariestads vattenförsörjning. Här har borrhinar och provpumpningar utförts i sand- och grusformationer under Väneren. Planer finns att permanenta uttaget som en reservvattentäkt. En detaljerad uppföljning av vattenkvalitetsdata skulle i så fall vara av stort värde för att klarlägga långsiktiga behandlingseffekter vid denna speciella typ av inducerad infiltration. Förhoppningsvis skulle driftuppföljningen även ge ökad kunskap om reningsprocesserna vid inducerad infiltration.

Metodbeskrivningar

Bassänginfiltration

Bassänginfiltration (ofta används benämningen "konstgjord infiltration") var den infiltrationsmetod som först introducerades i Sverige i slutet av förra seklet av professor J Gust Richert vid dåvarande Vattenbyggnadsbyrån (VBB). Den naturliga grundvattenbildningen förstärks med denna metod genom att ytvatten infiltreras i bassänger som anlagts i sand- och grusavlagringar. Vattnet genomgår därefter naturlig rening genom olika fysikalisk-kemiska och mikrobiologiska processer vid passagen av de omättade jordlagren samt vidare i den mättade zonen (grundvattenzonen). På detta sätt åstadkoms en "grundvattenfabrikation", ett uttryck som myntats av prof Richert kring sekelskiftet.

Infiltrationsbassängerna förses som regel med filtersand av långsamfiltertyp ovanpå de naturliga jordlagren. På överytan av filterbädden bildas efter en tids drift ett biologiskt högaktivt skikt - en filterhud (biohud) som effektivt medverkar i vattenreningsprocessen. Algerna i filterhuden producerar olika lättnedbrytbara ämnen

Se bild 4.3

Se bild 2.2

Se bild 2.3

som ger näring åt mikroorganismer (bl a bakterier och mikrosvampar) som sitter fast på markpartiklarna och bildar en biofilm. Genom inverkan av dessa mikroorganismer kan även komplexa organiska föreningar i infiltrationsvattnet brytas ned. Filterhuden, som ibland kan bilda en sammanhängande "algmatta", fungerar även som ett mekaniskt filter för uppslammat material i infiltrationsvattnet. Den leder dock till successivt avtagande infiltrationskapacitet i bassängerna, varför det krävs regelbunden rensning (skumning) av dessa, normalt 2 gånger per år. Det blir allt vanligare att det bortskummade materialet ca 5-10 cm filtersand/ filterhud tvättas och filtersanden återanvänds.

Se bild 3.39 - 3.41

Inducerad infiltration

Vid inducerad infiltration förstärks den naturliga grundvattenbildningen genom läckage från en sjö eller ett vattendrag via strand- och bottensediment till ett angränsande grundvattenmagasin. Läckaget uppstår (induceras) genom att grundvatten pumpas nära ytvattnet. Inducerad infiltration kan således bara användas när ett grundvattenmagasin har god hydraulisk kontakt med ett ytvatten (bild 4.1). Reningsprocesserna vid inducerad infiltration sker mer okontrollerbart än vid bassänginfiltration. I samband med läckaget av ytvattnet genom strand- och bottensedimenten förbrukas en stor del av vattnets syreinhåll. Den reducerande miljön leder ofta till att mangan (även järn) går i lösning. Även reducerade kväveformer kan uppträda, t ex nitrit och ammonium. Efterbehandling krävs därför vanligtvis vid anläggningar med inducerad infiltration med syfte att minska halterna av framför allt järn, mangan och organiskt material. Vanliga metoder är snabbsandfiltrering, återinfiltration (bild 5.8) och Vyredox- metoder (bild 5.11).

Djupinfiltration

Djupinfiltration (= infiltration via brunnar) kan vara ett alternativ i de fall där det inte går att infiltrera i markytan, t ex om de ytliga jordlagren är täta (bild 4.8). Metoden kräver normalt förbehandling (vanligtvis långsamfiltrering) för att kompensera att ingen rening sker i den omättade zonen. Förbehandling krävs även för att undvika igensättningar i brunnarna framför allt av järn och mangan (bild 4.10).

Reningsprocesserna vid djupinfiltration sker uteslutande i den mättade zonen eftersom infiltrationsvattnet injiceras direkt i grundvattenmagasinet. Metoden fungerar därför främst som magasinering och temperaturutjämning, men det sker även en ytterligare förbättring av vattenkvaliteten (polering).

Sprinklerinfiltration

I Finland har man under många år använt ytterligare en infiltrationsmetod nämligen sprinklerinfiltration. Metoden nyttjar den naturliga jordmånsprofilen i reningsprocessen genom att infiltrationsvattnet sprids direkt på naturmark (oftast skogsmark) genom ett system av perforerade ledningar (bild 4.12). Flera svenska kommuner har visat intresse för metoden men hittills har ingen permanent sprinkleranläggning utförts.

Behandlingsresultat

Behandlingsresultat för de olika infiltrationsmetoderna beskrivs i kapitel 3 och 4. En tidigare sammanställning av behandlingsresultat vid konstgjord grundvattenbildning har publicerats av Sundlöf och Kronquist i VA-FORSK Rapport nr 1992-13 (se kap 1 lästips) där representativa värden angavs för en "median"-anläggning med bassänginfiltration (tabell 3.4). Nedan följer en generell beskrivning av behandlingsresultat vid bassänginfiltration.

Estetiska parametrar

Hög grumlighet kan, speciellt vid vårflood och kraftiga regn, leda till att råvattenintag i vattendrag måste stoppas för att undvika igensättningar i filterbäddar och underliggande naturliga jordlager. Även vid algbloomning kan hög grumlighet förekomma. Lukt och färg förekommer ofta i råvattnet men brukar normalt vara tillfredsställande i utgående renvatten.

Hårdhet och alkalinitet

Ökningen av hårdhet (kalcium- och magnesiumhalt) och alkalinitet som erhålls vid infiltration är ibland otillräcklig (bild 3.28). För att förbättra dessa värden sker inte sällan för- eller efterbehandling med kalk-kolsyra eller krita-kolsyra.

Inblandning av kalksten i filterbädden är en teknik som börjar bli allt vanligare (bild 3.23). Forskning och utveckling (FoU) inom detta område har pågått sedan i början på 1990-talet. I Ronneby som var tidigt ute med försök har nu kalksten blandats in samtliga infiltrationsbassänger vid Leråkra och Djurtorp. Viss instrumentering för uppföljning har installerats, bl a lysimetrar. En uppföljning av driftdata från dessa anläggningar skulle vara av stort intresse.

Organiskt material

Halten organiskt material kan betraktas som den viktigaste enskilda parametern vid infiltration. För "median"-anläggningen (tabell 3.4) anges en minskning av COD_{Mn}-halten från 5-10 mg/l till 1-2 mg/l, d v s en minskning med ca 80%. Inblandning av naturligt grundvatten har dock varit en bidragande orsak till de goda behandlingsresultaten.

För att isolera behandlingseffekten genom infiltrationsprocessen under i huvudsak omättade förhållanden, har en jämförelse gjorts med resultaten från kolonnförsök vid Norsborgs vattenverk och fältförsök vid Skytteholm (Ekerö). Dessa försök har utförts av Stockholm Vatten/Norrsvatten som ett led i utredningarna om Storstockholms framtida vattenförsörjning. Här har minskningen av organiskt material varit 20-25 % när vattnet varit varmt och endast ca 5-10% när vattnet varit kallt. Uppehållstiden vid kolonnförsöket var 10-18 tim, vid Skytteholm ca 1,5 dygn. Resultaten redovisas i VA-FORSK Rapport nr 1999-18 (se lästips kap 1). Liknande resultat har erhållits vid försöksinfiltration i Forshult, Oskarshamn (bild 3.9) och Augerum, Karlskrona, där infiltration skett under kontrollerade betingelser. Även vid dessa infiltrationsförsök har uppehållstiden varit kort, 1-2 resp. 0,5 dygn (tabell 3.2).

Ett EU/VA-FORSK projekt i Eskilstuna (Hyndevad) uppvisade bättre avskiljning av organiskt material med en minskning sommartid med 25%, efter passage av filterbädden och > 60 % efter ca 500 m i grundvattenzonen. Vintertid var motsvarande minskning i grundvattenzonen drygt 40%. Uppehållstiden var här 5-15 dagar. Försöket visade således på en betydande avskiljning av organiskt material även i den mättade zonen.

Resultaten pekar på att det krävs ytterligare åtgärder vid anläggningar med kort uppehållstid i grundvattenzonen (speciellt där det inte förekommer inblandning av naturligt grundvatten) för att uppfylla Livsmedelsverkets gränsvärde för halten organiskt material ($COD_{Mn}=4 \text{ mg/l O}_2$).

De blygsamma behandlingseffekterna medför även att planerade projekt baserade på avskiljning av organiskt material huvudsakligen i omättad zon (t ex för Storstockholm) behöver fokusera på förbehandling (t ex ozon), användning av reaktiva filter för förbättrad adsorption eller förbättrad tillgång på närings- och spårämnen för att stimulera mikrobiell nedbrytning, alternativt någon form av efterbehandling.

Järn och mangan

Höga järn- och manganhalter är vanliga i svenska grundvatten. Vid bassänginfiltration är infiltrationsvattnet syresatt, varför järn och mangan inte förekommer i löst form utan faller ut som järn- och mangan(hydr)oxider. Utfällningarna sker till stor del i filterhuden och den översta decimetern av filtersanden, men kan även uppträda på större djup. Om uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagsplats är lång kan syret förbrukas längs flödesvägen genom olika kemiska och biologiska reaktioner (bl a nedbrytning av organiskt material). I den syrefria miljön kan järn och mangan gå i lösning. Likaså kan inblandning av naturligt grundvatten öka järn- och manganhalterna i uttaget grundvatten.

Vid inducerad infiltration är järn- och manganhalterna vanligen höga. Vid strand- och botteninfiltration förbrukas nämligen syre varvid i första hand mangan (även järn) går i lösning. Det krävs därför ofta efterbehandling för att minska halterna. Återinfiltration, Vyrebox -metoder och snabbbsandfiltrering är vanliga behandlingsmetoder för detta ändamål.

Mikrobiologisk förorening

Infiltration är ett effektivt sätt att minska halten bakterier och virus. Det är därför ovanligt med infiltrationsanläggningar som har problem med den mikrobiologiska kvaliteten.

Toxiska ämnen

Algtoxiner har blivit mycket uppmärksammade på senare tid. Dessa produceras vid vattenblomning av vissa cyanobakterier (blågröna alger). Toxinerna (som kan bestå av lever- och nervgifter) har kunnat konstateras i några få fall i infiltrationsbassänger, dock i mycket låga halter. De har däremot inte påträffats i dricksvattnet. Enligt Livsmedelsverket är risken liten för höga toxinhalter i uttaget grundvatten i samband med infiltration.

Rester av bekämpningsmedel är ett annat problem som fått ökad aktualitet på sistone. Enligt Livsmedelsverkets bedömning får bekämpningsmedel inte förekomma i påvisbara halter i dricksvatten. Numera sker analyserna oftare och med metoder och instrument som kan analysera allt lägre halter. Genom de mer frekventa analyserna avseende bekämpningsmedel och den ökade analysnoggrannheten upptäcks spår av bekämpningsmedel allt oftare. Ibland härrör dessa från bekämpningsmedel som sedan länge varit förbjudna i Sverige. Problemen är störst i områden med jordbruksmark och lätta (genomsläppliga) jordar.

Specialutformning av filterbäddar

Hittills, under det sekel som bassänginfiltration praktiserats i Sverige, har i stort sett samma typ av filtersand (av långsamfiltertyp) använts. Under senare år har det skett forskning och utveckling med syfte att ta fram filtermaterial som har bättre adsorptionsegenskaper än normal filtersand, s k reaktiva filter. En annan nymodighet som prövats i FoU-sammanhang är att anpassa filtermaterialet specifikt till den eller de parametrar i infiltrationsvattnet som behöver förändras.

Försök har även gjorts att utnyttja naturlig rostjord, en markhorisont i podsoljordar som effektivt fastlägger negativt laddat organiskt material genom elektrostatiske bindningar med de flervärda positiva jonerna Al^{3+} och Fe^{3+} (bild 2.1). Problemen med naturlig rostjord har varit att den inte fungerat vid förhöjda pH-värden. Det är därför av vikt att pröva material som har god adsorptionsförmåga inom hela det pH-intervall som naturligt förekommer vid infiltration. Olivin är exempel på ett sådant naturligt mineral med hög positiv laddning som därmed har god adsorptionsförmåga för negativt laddat organiskt material. Lyckade försök har även gjorts att på konstlad väg framställa ett filtermaterial som är täckt med järnoxid.

Inblandning av kalksten i filterbäddar är också exempel på specialutformade filter, i detta fall för att öka vattnets pH, hårdhet och alkalinitet.

Drift och underhåll

Inom drift och underhåll har det skett en hel del, speciellt under senare år. En tydlig tendens är att driften automatiseras och datoriseras.

Rensning av infiltrationsbassänger skedde förr ofta manuellt men numera används regelmässigt maskiner. Vissa är specialutformade för att avlägsna ett tunt lager filtersand med filterhud/algmatta, ca 5-10 cm (bild 3.36 och 3.38).

Flera anläggningar tvättar och återanvänder filtersanden, vilket är bra eftersom naturgrus är en ändlig resurs och bristvara i vissa delar av Sverige (bild 3.39-3.41). Sandtvätt är ett område inom konstgjord grundvattenbildning där det skett (och fortfarande sker) produktutveckling (bild 3.42).

Normalt fungerar en infiltrationsanläggning bra vintertid rent hydrauliskt utan problem med igenfrysning (bild 3.33 och 3.34). Igenfrysning kan dock inträffa, t ex i utkastarna vid pumpavbrott. För att minska risken för igensättningar vintertid rensas bassängerna vanligtvis strax före vintersäsongen. Om igensättningar ändå in-

träffar kan man avlägsna "algmattan" genom att först tömma bassängerna och låta den frysa in i isen och sedan lyfta hela ispacken med den infrusna algmattan genom att fylla upp bassängerna med vatten. Detta är en metod som med framgång praktiserats, bl a i Uppsala.

Igensättningar i filterbädd och underliggande jordlager är något som många anläggningar drabbats av eller som man hyser oro inför. Igensättningar orsakas framför allt av uppslammat material eller utfällningar av t ex järn och mangan (bild 3.43). Även massförekomst av alger kan orsaka igensättningar. För att motverka igensättningar med uppslammat material stängs råvattenintagen vid extremt hög grumlighet vid flera infiltrationsanläggningar. Detta förutsätter att leverans kan ske från grundvattenmagasinen under driftstoppen som kan pågå i flera veckor (bild 3.30).

För- och efterbehandling

För- och/eller efterbehandling krävs ofta för att ett fullgott dricksvatten ska kunna framställas. Den enskilda parameter som orsakar mest problem är halten organiskt material (mätt som COD_{Mn}) men även järn och mangan. Höga manganhalter (även järn) förekommer speciellt vid inducerad infiltration men även vid andra infiltrationsmetoder, speciellt när det sker en inblandning av naturligt grundvatten.

En normalanläggning har följande för- eller efterbehandling:

- mikrosilning före bassänginfiltration
- återinfiltration efter inducerad infiltration
- långsamfiltrering före djupinfiltration
- sprinklerinfiltration – ingen förbehandling sker vid de besökta finska anläggningarna.

Vid bassänginfiltration förekommer i vissa fall kemisk flockning och filtrering som förbehandling i andra fall kontaktfiltrering (t ex DynaSand-filtrer). En annan vanlig efterbehandling är justering av hårdhet antingen genom inblandning av kalksten i filterbäddar eller med kalk-kolsyra, i något fall (Osby) med krita-kolsyra, vilket tidigare krävde dispens men som nu är godkänt av Livsmedelsverket. För samtliga metoder tillkommer normalt efterbehandling med pH-justering och desinfektion.

En tendens under senare år, speciellt i södra Sverige, har varit att för svårbehandlade vatten tillgripa kontaktfiltrering (med eller utan flockningskemikalier) som för och/eller efterbehandling. Det är dock önskvärt att om möjligt undvika flockningskemikalier, både av kostnads- och miljöskäl.

På senare tid har intresset även börjat rikta sig mot att förbättra betingelserna i själva filtermediet (= förbehandling), genom valet av filtersand eller genom speciella reaktiva filter, som beskrivs ovan.

Skydd av infiltrationsanläggningar

Infiltrationsanläggningar liksom övriga vattenförsörjningsanläggningar behöver skyddas mot förorening. Eftersom infiltrationsanläggningar omfattar både en yt- och grundvattendel krävs skyddsåtgärder av såväl råvattentäkt som grundvattenmagasin.

Hittills har vattenskyddsområden främst varit upprättade för grundvattentäkter. Infiltrationsanläggningarna har därför normalt skyddsområden med skyddsföreskrifter som täcker infiltrations- och uttagsområden, men saknar motsvarande skydd för råvattentäkterna. Ett viktigt skäl till detta har varit avsaknaden av allmänna råd för ytvattenskydd motsvarande de som finns för grundvatten. Sådana råd och anvisningar är för närvarande under utarbetande av Naturvårdsverket. Vissa riktlinjer och överväganden finns publicerade av Livsmedelsverket.

Olyckor och sabotage är lyckligtvis sällsynta vid infiltrationsanläggningar. Mest utsatt är bassänginfiltration genom sina stora öppna vattenytor. Rapporten visar exempel på vidtagna skyddsåtgärder, t ex skydd kring vägar som passerar vattenskyddsområden samt även beredskapsövningar.

Forskning och utveckling

Forskning och utveckling inom konstgjord grundvattenbildning har hittills till stor del fokuserats på processer, vattenkvalitet och behandlingseffekter främst vid bassänginfiltration men även inducerad infiltration. FoU-verksamhet rörande djupinfiltration har varit begränsad eftersom det bara finns ett fåtal anläggningar. Beträffande sprinklerinfiltration har det inte skett någon FoU i Sverige, däremot i Finland.

Samband mellan behandlingseffekter och hydraulisk belastning, den omättade zonens mäktighet och uppehållstider har studerats. Beträffande spridningsvägar och uppehållstider mellan infiltrations- och uttagsplats har flera arbeten baserats på spårämnesförsök.

Försök har gjorts för att förbättra betingelserna för de mikrobiella processerna i filtermediet genom tillsats av lättillgängligt kol (t ex stärkelse) eller näringsämnen (t ex kväve och fosfor).

En betydande forskning har ägnats åt möjligheterna att specialutforma filtermediet för att åstadkomma specifika behandlingseffekter, t ex minskning av halten av organiskt material och kväve; pH, alkanitets- och hårdhetsökning; eller metallavskiljning.

Miljöeffekter

Miljöeffekterna vid konstgjord grundvattenbildning skiljer sig väsentligt mellan de olika infiltrationsmetoderna. Skillnaderna är även stora i förhållande till annan vattenförsörjning baserat på naturligt grundvatten eller ytvatten.

Miljöeffekterna har bedömts för de olika infiltrationsmetoderna med normal för- och efterbehandling (förbehandling genom långsamfiltrering för djupinfiltration, efterbehandling genom återinfiltration för inducerad infiltration). En jämförelse har visat att miljöeffekterna är minst vid inducerad infiltration och djupinfiltration, störst vid bassänginfiltration (tabell 8.1).

Miljöeffekterna vid bassänginfiltration är störst vid behandlingsplatsen (=infiltrationsplatsen). Vissa miljöeffekter är knutna till själva vattenberedningen (energiförbrukning, transporter, kemikalieförbrukning samt olycks- och sabotagerisk). Vattenkvalitet och hälsoaspekter är dock gynnsamma vid bassänginfiltration, speciellt om uppehållstiden är lång (månader).

Framtidssikter

En generell tendens inom svensk vattenförsörjning är i riktning mot förbättrad vattenkvalitet, driftsäkerhet samt lättskötta och "underhållsfria" system med långt gången automatik och datorisering.

Konstgjord grundvattenbildning är ofta attraktivt ur vattenkvalitets-, miljö- och kostnadssynpunkt (låga driftskostnader) men inte alltid lika attraktivt ur underhållssynpunkt, speciellt inte att rensa infiltrationsbassänger, tvätta och byta filtersand eller ta hand om driftstopp vintertid, t ex igenfrysta utkastare eller rensning av isbelagda infiltrationsbassänger.

Förbättringar inom konstgjord grundvattenbildning i framtiden kan bl a förväntas beträffande förundersökningar, förbehandling, filtermedia, drift- och underhåll samt yt- och grundvattenskydd.

Förundersökningar

Följande förbättringar av förundersökningar för konstgjord grundvattenbildning bedöms vara intressanta:

- *Undersökningsbrunnar/provpumpning.* Ökad användning för att klarlägga geologiska och hydrogeologiska förhållanden.
- *Förbättrad jordprovtagning* för minimering av risken för misslyckade infiltrationsanläggningar orsakade av täta jordlager med hjälp av bl a provschaktning, provtagning med ODEX-utrustning eller skruvborrning.
- *Grundvattenmodeller.* Ökad användning, gärna i kombination med spårämnesförsök för lokalisering av infiltrationsbassänger och uttagsbrunnar.
- *Hydrauliska tester.* Ökad användning vid inducerad infiltration för att klarlägga kontakten mellan yt- och grundvatten.
- *Försöksinfiltration.* Ökad användning av försöks (prov-) infiltration för att klarlägga kontakten mellan infiltrationsbassäng och grundvattenzon samt vattenkvalitetsförändringar.
- *Spårämnesförsök.* Ökad användning för att klarlägga infiltrationsvattnets strömningsbild samt uppehållstider mellan infiltrations- och uttagsplats.

Förbehandling

- *Förbättrad råvattenkvalitet* genom åtgärder på avrinningsområdesnivå (kontroll av erosion och näringsläckage m m), eventuellt även genom biomanipulering av råvattentäcker.
- *Förbättrade betingelser för reningsprocesserna* genom tillsats av t ex näringsämnen, bakterier och mikroorganismer eller manipulering av det organiska materialet (genom ozonering eller andra metoder).
- *Inblandning av kalksten i filterbäddar*. Vidareutveckling av en teknik som visat sig vara intressant.
- *Reaktiva filter*. Introduktion av t ex naturlig rostjord och mineral med hög adsorptionsförmåga, även reaktiva filter som framställts genom att filtersandens yta täckts med ett högadsorptivt ämne (t ex järnoxid).
- *Krossmaterial* som ersättning för naturgrus. Försöksverksamhet och eventuell introduktion.
- *Minskad användning av flockningskemikalier i vattenberedningen*. Minskad kemikalieanvändning genom optimerad dosering.

Drift- och underhåll

Vidareutveckling och ökad användning av:

- *Datoriserad drift*. Generell datorisering samt ökad användning av grundvattenmodeller
- *Maskinell rensning* av infiltrationsbassänger, även maskiner som rensar infiltrationsbassänger under drift med vattenfyllda bassänger (bild 3.42).
- *Maskinell sandtvätt*. Vidareutveckling av befintlig utrustning samt innovationer.

Yt- och grundvattenskydd

Följande åtgärder förväntas:

- Upprättande av *vattenskyddsområden* med skyddsföreskrifter för de anläggningar som saknar sådana, revidering och uppdatering av äldre vattenskyddsområden. Ett starkt ökande intresse och insatser för skydd av ytvatten.
- Anläggning av *vägskydd*, bl a täta diken inom skyddsområde men även andra skyddsåtgärder.
- Planering av *skyddsinfiltration* mot förorening.
- *Beredskapsövningar*, simulering av farligtgods-olyckor.
- Användning av *operativa grundvattenmodeller* för beredskapsändamål.

Forsknings- och utvecklingsbehov

Trots att konstgjord grundvattenbildning pågått i mer än ett sekel i Sverige föreligger likväl ett stort forsknings- och utvecklingsbehov, se debattartikel av Cristina Frycklund i VAV-Nytt 5/99 "Långt i från färdigforskat om konstgjort grundvatten", se lästips kap 7.

Följande angelägna FoU-områden har identifierats (för detaljerad beskrivning, se kapitel 7).

Bassänginfiltration

Avskiljning av organiskt material

- Karaktärisering av organiskt material.
- Avskiljning av humus och algdominerat material.
- Avskiljningsmekanismer (adsorption och mikrobiell nedbrytning).
- Avskiljning vid anläggningar med god avskiljning.
- Avskiljning vintertid.
- Reaktiva filter (bl a järnoxidtäckt olivin och kalkstensinblandning i filterbäddar).
- Mikrobiell nedbrytning.
- Filtersand/krossmaterial (behandlingseffekter, hydrauliska egenskaper, igensättningar m m).

Förbehandling

- Ozonering.

Igensättningar

- Igensättning i filterbäddar och underliggande jordlager (processer och motåtgärder).

Buffringsförmåga/hårdhetsbildning

- Långtidseffekter av infiltration på markens förmåga att omforma ytvatten till grundvatten.

Sandtvätt

- Olika anläggningars effekt på bl a färg och grumlighet.
- Utvärdering av sandtvättsdata från Örebro.

Rensningsutrustning

- Jämförande undersökningar av befintlig rensningsutrustning.
- Utveckling av ny rensningsutrustning (på kommersiell basis).

Inducerad infiltration

- Processkemiska studier.
- Inducerad infiltration under ytvatten (t ex Vänern vid Mariestad)
- Algtoxiner (förekomst, problem m m).

Djupinfiltration

- Behandlingseffekter i hela processkedjan
- Igensättningar i infiltrationsbrunnar

Sprinklerinfiltration

- Pilotprojekt i Sverige

Övriga användningsområden

- Infiltration av varmt vatten sommartid för uttag av grundvattenvärme vintertid.
- Infiltration för kylvattenändamål.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Weland, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-
verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledning. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Clæs Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöshet för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcköskning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattningslaguner med naturnära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg, *Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albiñ, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992–1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering, *Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk, *Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattnings av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner, *Peder Hjorth*
- 1999-09 Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(ör)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbrecht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämneshöjning som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*
- 1999-15 Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs", *Erik Kärrman, Håkan Jönsson, Christopher Gruvberger, Magnus Dalemo, Ulf Sonesson, Thor Axel Stenström*
- 1999-16 Kadmium – spårning och analys, *Marie Häggglund, Christina Rydh, Birgitta Strandberg*
- 1999-17 Optimering av långsamfilter, *Husam S. Jabur, Jonas Mårtensson*
- 1999-18 Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen, *Johanna Blomberg, redaktör*
- 1999-19 Hårdgörning av dricksvatten med krita i torr form och kolsyra – fullskaleförsök vid Öxsjöverket i Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1999-20 Servisavloppsledningar – erfarenheter och råd vid schaktfri renovering, *Thomas Johansson*
- 1999-21 Hydraulisk modellering av vattenledningsnät i realtid, *Lennart Andersson*
- 1999-22 Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–1997, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 2000-01 Källsorterad humanurin i kretslopp, *Håkan Jönsson, Björn Vinnerås, Caroline Höglund, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar, Holger Kirchmann*
- 2000-02 Användningsmöjligheter för avloppsslam, *Henrik Tideström, Katarina Starberg, Thord Ohlsson, Per-Axel Camper, Peter Ek*
- 2000-03 Hantering av svartvatten från Tegelvågens skola – kretsloppssystem med våtkompostering, *Erik Norin, Christopher Gruvberger, Per-Ola Nilsson*
- 2000-04 Redovisning av kostnader inom VA-försörjningen, *Gunnar Mellström*
- 2000-05 Konstgjord grundvattenbildning – 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning, *Göran Hanson*