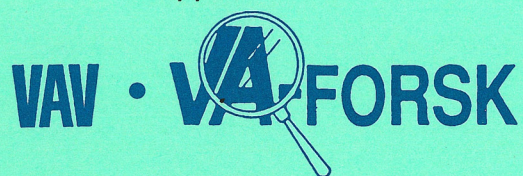


Rapport nr 1994-08



Konstgjord
grundvattenbildning —
Processtudier vid inducerad
infiltration och
bassänginfiltration

Cristina Frycklund, Gunnar
Jacks, Per-Olof Johansson,
Kerstin Lekander



Rapport utgiven av Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
i samarbete med Byggeforskningsrådet, BFR och VBB VIAK AB

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal va-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala va-området. Projekt bedrivs inom hela det va-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

| | |
|--|--------------------------|
| Hans Mattsson, ordförande | Södertälje |
| Professor Peter Balmér | GRYAAB, Göteborg |
| Va-chef Sture Bergström | Gatukontoret, Skellefteå |
| Kommunalråd Bert-Ove Bäckman | Lycksele |
| Avdelningschef Jane Cederqvist | Sv kommunförbundet |
| Tekn dr Jan Hultgren | Stockholm Vatten AB |
| Kommunalråd Caisa Hörberg | Lidingö |
| Ordf i tekniska nämnden Thure Larsson | Gatukontoret, Visby |
| Tekn chef Peeter Maripuu | Lysekil |
| Va-chef Bengt L Persson | VA-verket, Malmö |
| Vd Lars Jansson | VAV |
| Forskningsledare Jan Falk, sekreterare | VAV |

VA-FORSK
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
Regeringsgatan 86
111 39 STOCKHOLM
Tel: 08-23 29 35
Fax: 08-21 37 51

Rapport nr 1994-08



Konstgjord
grundvattenbildning —
Processtudier vid inducerad
infiltration och
bassänginfiltration

Cristina Frycklund, Gunnar
Jacks, Per-Olof Johansson,
Kerstin Lekander

VA-FORSKs rapportserie

| | |
|---------------------------------|---|
| Rapportens titel: | Konstgjord grundvattenbildning — Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration |
| Title of the report: | Artificial groundwater recharge — Processes associated with induced recharge and basin recharge |
| Rapportens beteckning | |
| Nr i VA-FORSK-serien: | 1994-08 |
| ISSN-nummer: | 1102-5638 |
| ISBN-nummer: | 91-88392-84-8 |
| Författare: | Cristina Frycklund, KTH, Mark- och vattenresurser, Gunnar Jacks, KTH, Mark- och vattenresurser, Per-Olof Johansson, KTH, Mark- och vattenresurser, Kerstin Lekander, VBB VIAK AB |
| Utgivare: | Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV |
| VA-FORSK projekt nr: | 91-123 |
| Projektets namn: | Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration |
| Projektets finansiering: | VA-FORSK, BFR och VBB VIAK AB |
| Rapporten beställs från: | Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 171 88 Solna, tel 08-734 51 00 |
| Rapportens omfattning | |
| Sidantal: | 68 |
| Format: | A4 |
| Upplaga: | 1400 |
| Sökord: | Dricksvatten, vattenrening, vattenkvalitet, hydrogeologi, spårämnesmetodik, filtersand, organiskt material, kalksten, fältstudier |
| Keywords: | Drinkingwater, water quality, hydrogeolgy, tracer technique filterbed, organic substance, limestone, field studies |
| Sammandrag: | De processer som medverkar till förändring av vattnets kvalitet har studerats vid fyra svenska anläggninga för dricksvattenproduktion med konstgjord grundvattenbildning. Kvalitetsförändringarna har följts genom fältstudier vid bassäng- och inducerad infiltration. |
| Abstract: | Artificial groundwater recharge has been studied at four Swedish water supply plants with respect to processes affecting water quality and flow patterns from the infiltration sites to the production wells. |
| Målgrupper: | Dricksvattenproducenter; forskare och konsulter inom vattenkvalitet och naturvattenkemi; miljöförvaltningsmyndigheter; inom och utom Sverige |
| Utgivningsår: | 1994 |
| Pris 1994: | 110 kr, exkl moms |

Sammanfattning

Processtudier vid fyra anläggningar för dricksvattenproduktion baserade på bassänginfiltration och inducerad infiltration, har visat att god kännedom om de hydrogeologiska förhållandena på platsen är av helt avgörande betydelse för en optimal utformning av en anläggning och dess drift. Utbytet av infiltrationen kan bara bedömas med god kännedom om den lokala hydrogeologin. Noggranna undersökningar med hydrogeologiska, hydrokemiska och geofysiska metoder är nödvändiga. Infiltrationsvattnets strömvägar har stor betydelse för grundvattenkvantiteten och -kvaliteten. Användning av spårämnen ger goda möjligheter att bedöma vattnets strömvägar och uppehållstider. Ett flertal spårämnen, både naturliga och tillsatta kan komma ifråga, exempelvis klorid, litium och kisel. De lokala förhållandena avgör vilket eller vilka spårämnen som är lämpligast. Ytterligare erfarenheter av storskaliga spårämnesstudier krävs dock.

Vid bassänginfiltration ackumuleras ofta finmaterial i övergången mellan filtersanden och det underliggande naturmaterialet. Finmaterialet dämmer infiltrationsvattnet och försvårar vidare perkolation nedåt. Med en omsorgsfull uppbyggnad av filtersanden med ett finkornigare skikt i filtersandens yta än därunder, skulle processen kunna förbättras. Ett sådant ytskikt skulle skydda akviferen från igensättningar på större djup och vara åtkomligt för regelbunden tvätt eller utbyte.

Det organiska materialet i infiltrationsvattnet avskiljs vid bassänginfiltration ytligt i filtersanden. Avskiljningen sker till stor del av mikroorganismer, varför den blir mer effektiv under sommarsäsongen. Detta bör beaktas vid skötseln av infiltrationsbassängerna, genom att gynnsamma förhållanden för mikroorganismerna bevaras samtidigt som en fullgod infiltrationskapacitet upprätthålls. Viktiga frågor angående olika typer av organiskt material och deras uppträdande i olika faser vid konstgjord grundvattenbildning kvarstår ännu att besvara, varför fortsatt forskning inom ämnet behövs. Detta gäller såväl bassänginfiltration som inducerad infiltration.

Inblandning av kalk i filterbädden vid bassänginfiltration är en användbar metod för att höja vattnets alkalinitet, hårdhet och pH. Det är dock fråga om långsamma vittringsprocesser och vid stora avstånd mellan infiltration och uttagsplats kan responstiden vara flera år. Detta kan emellertid vara en fördel genom att årstidsvariationer utjämnas.

Studierna har visat att bassänginfiltration även vid en kort transport genom marken effektivt avskiljer järn och mangan från infiltrationsvattnet, sommartid gäller detta även organiskt material. En alltför kort marktransport förmår däremot inte jämna ut de årstidsbundna temperaturvariationer som ibland motiverar en övergång från ytvatten till grundvatten med konstgjord infiltration.

Kontakten mellan yt- och grundvatten är även vid inducerad infiltration av avgörande betydelse för vattnets kvantitet och kvalitet. Vid förundersökningar måste bottensedimentens karaktär och förekomsten av lågpermeabla skikt kartläggas. Hydrauliska tester bör användas i ett så tidigt skede av undersökningarna som möjligt. Vidare skulle en förfinad borrhörningsteknik kunna kombineras med georadarmätningar och spårämnesstudier.

En god hydraulisk kontakt med korta uppehållstider och liten kontaktyta mellan vatten och sediment ger ofta ett mineralfattigt vatten med stora årstidsbundna temperaturvariationer och dålig avskiljning av t ex organiskt material. Vid infiltration genom lågpermeabla lager uppstår ofta reducerande förhållanden som kan ge sekundära effekter i form av höga järn- och manganhalter i vattnet. Variationer i ytvattennivån kan starkt påverka infiltrationsförhållandena.

Problem med avskiljning av organiskt material samt järn och mangan är vanliga vid inducerad infiltration och ofta kopplade till varandra. Här krävs ytterligare forskning med kombinerade laboratorie- och fältstudier.

Summary

Studies of the chemical and physical processes associated with basin recharge and induced recharge at four water supply plants, have shown that good knowledge of the local hydrogeology is imperative for optimal design and maintenance of such plants. The yield of the recharge can only be predicted if the water pathways between the recharge area and the extraction well are known. Thorough investigations with hydrogeological, hydrochemical and geophysical methods are necessary. Tracers give good opportunities to study the water pathways and residence times. A number of elements, both naturally occurring and added, may be used, e.g. bromide, chloride, lithium and silica. Which tracer that will be best suited, will be determined by the local conditions. Further research and experience from large-scale studies of tracer methodology is however necessary.

Basin recharge often lead to accumulation of fine particles in the borderzone between the filtersand and the underlying natural sediment. The accumulated particles have a clogging effect which successively prevents further percolation. With a careful build-up of the surface layer of the filtersand, using a finer texture in the upper part than below, these problems may be avoided. This kind of top-filter would protect the aquifer from clogging at greater depths and also be accessible for cleaning or exchange.

The organic substances which are brought to the recharge basin with the infiltration water are retained in the top part of the filtersand. The retention is to a great extent accounted for by the action of microorganisms, thus getting more effective during the summertime. This fact should be considered in the maintenance of the recharge basins, by sustaining a good environment for the microorganisms as well as keeping up a sufficient infiltration capacity. Important questions concerning different types of organic substances and their appearance in different stages of the artificial recharge process, still remain unanswered, and therefore further research within this subject is needed. This applies for both basin and induced recharge.

Intermixture of limestone in the filterbed of basin recharge plants is a useful method for raising the alkalinity, the hardness and the pH of the water. The weathering processes that lead to this change in water quality are slow and when the distance between recharge and well is large, the response time may be several years. This can, however, be an advantage as yearly fluctuations are evened out.

The studies have shown that even a short passage through the ground at basin recharge, effectively retains iron and manganese from the infiltrating water. In the summertime this is also true for organic substances (TOC). If the passage through the ground is too short, however, the recharge process may not be sufficient to even out the natural fluctuations in the temperature over the year.

The contact between surface water and ground water is of primary importance for induced recharge, considering both quantity and quality aspects. The character of the bottom sediments must be investigated and any low permeability layers must be detected during the initial studies. Hydraulic tests should be used as early as possible. Furthermore, advanced drilling technique could be combined with georadar measurements and tracer tests.

A good hydraulic contact combined with a short residence time and a minor specific surface area for contact between water and sediment, often result in a water with a low mineral content and in low retention of organic substances. When the recharge takes place through low permeability layers, reducing conditions often occur, which may lead to the secondary effects of high contents of iron and manganese in the water. Variations in the surface water-level may have a strong influence on the infiltration conditions.

Problems with retention of organic substances as well as with iron and manganese are common for induced recharge and are often linked to each other. Further research in this subject, with combined laboratory and field studies is necessary.

Förord

Föreliggande rapport utgör den slutliga redovisningen av projektet "Konstgjord grundvattenbildning — processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration". Projektet är ett samarbetsprojekt mellan nuvarande avdelningen för mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) och VBB VIAK AB. Projektet påbörjades sommaren 1991. Extern finansiering har erhållits genom anslag från VA-FORSK (65 %) och genom ramavtalet mellan BFR och VBB VIAK (35 %). Därutöver har de berörda kommunerna ställt upp med personal och viss materiel vid fältarbetena vid respektive försöksanläggning. P-O Johansson, KTH, har varit projektledare för hela projektet medan Anders Rydergren, VBB VIAK, har varit projektledare för VBB VIAKs insats.

Ett stort tack riktas till referens- och styrgruppen, som har bidragit med värdefulla synpunkter vid uppläggning och genomförande av arbetet samt på rapporten. Gruppen har utgjorts av Torgny Agerstrand, VBB VIAK; Thorsten Blomquist, Länsstyrelsen Örebro; Tore Burtus, Norrvatten; Gullvy Hedenberg, VAV; Inge Karlsson, Surahammars Kommun; Gert Knutsson, KTH; Anders Landström och Lars-Erik Larsson, Södertälje Kommun; Jan Sandberg, Oskarshamns Kommun och Per-Olof Seman, VBB VIAK. Ett särskilt tack också till kommunernas personal som varit behjälpliga med provtagning och fältarbeten i ur och skur.

Fältarbetet i Södertälje har utförts av Gunnar Jacks, Kerstin Lekander och Cristina Frycklund, i Järna av C Frycklund, G Jacks, K Lekander och Per-Olof Johansson, i Oskarshamn av P-O Johansson, C Frycklund och G Jacks och i Surahammar av K Lekander. I rapporten har avsnitten om Södertälje i huvudsak författats av G Jacks, om Järna av C Frycklund, om Oskarshamn av P-O Johansson och om Surahammar av K Lekander. Spårämnesstudien i Järna har redovisats av P-O Johansson, hydrogeologi och kemi i grundvattenmagasinet i Järna och Södertälje av K Lekander. Torgny Agerstrand har skrivit bakgrundsavsnitten om Södertälje, Järna och Surahammar, P-O Johansson om Oskarshamn. C Frycklund har editerat slutrapporten.

Stockholm i mars 1994

Cristina Frycklund

Innehållsförteckning

Sida

| | |
|--|----|
| Sammanfattning | |
| Summary | |
| Förord | |
| 1. Inledning | 1 |
| 1.1 Problemställningar | |
| 1.2 Målsättning | |
| 1.3 Fältområden | |
| 2. Bassänginfiltration | 3 |
| 2.1 Södertälje | 3 |
| 2.1.1 Metodik | 3 |
| 2.1.2 Resultat | 7 |
| 2.1.3 Kommentarer | 10 |
| 2.2 Järna | 11 |
| 2.2.1 Metodik | 12 |
| 2.2.2 Resultat | 16 |
| 2.2.3 Kommentarer | 27 |
| 3. Inducerad infiltration | 29 |
| 3.1 Oskarshamn..... | 29 |
| 3.1.1 Metodik | 29 |
| 3.1.2 Resultat | 31 |
| 3.1.3 Kommentarer | 39 |
| 3.2 Surahammar | 40 |
| 3.2.1 Metodik | 40 |
| 3.2.2 Resultat | 42 |
| 3.2.3 Kommentarer | 45 |
| 4. Allmän diskussion och slutsatser | 47 |
| 4.1 Bassänginfiltration | 47 |
| 4.2 Inducerad infiltration | 50 |
| Referenser | 54 |

Bilagor:

- Bil 2.1 Vattenhalten i marken i markvattenrör 1-3 vid fyra olika tillfällen, Järna.
- Bil 2.2 Vattenhalten i marken i markvattenrör 4 och 5 vid fyra olika tillfällen, Järna.
- Bil 2.3 Vattnets kvalitetsutveckling m a p TOC. Myrstugan, Järna.
- Bil 2.4 Vattnets kvalitetsutveckling m a p TOC, på 20 cm djup i filtersanden. Järna.
- Bil 2.5 Halten organiskt kol i filtersanden. Myrstugan , Järna
- Bil 4.1 Vattnets kvalitetsutveckling m a p COD-Mn, färg och temperatur. Järna.

1. Inledning

Vattenförsörjningen för Sveriges tätorter baseras på yt- eller grundvatten. För att till fullo kunna tillgodogöra sig dessa resurser krävs goda kunskaper både vad gäller vattnets kvantitet och kvalitet. Som en grov tumregel kan sägas att grundvatten vanligen har bättre kvalitet än ytvatten, medan en ytvattenresurs ger möjlighet till uttag av större mängder vatten. För att öka uttagsmöjligheten för grundvatten tillämpas i många fall någon typ av konstgjord grundvattenbildning.

Praktiska kunskaper och långvarig erfarenhet av konstgjord grundvattenbildning finns i Sverige och utomlands. Efter en genomgång och utvärdering av dessa erfarenheter (Frycklund, 1992 samt Sundlöf & Kronqvist, 1992) framkom dock att forskningsbehovet ännu är stort inom området. De fysikaliska, kemiska och biologiska processerna och de faktorer som styr dessa är dåligt kända för samtliga typer av konstgjord grundvattenbildning i Sverige. De erfarenheter och forskningsresultat som finns i t ex Tyskland och Nederländerna är inte direkt överförbara till svenska förhållanden. Exempelvis kan de organiska ämnen som ska avlägsnas vara av helt olika typ. De hydrogeologiska förhållandena skiljer sig också åt, och därmed även vattnets vägar och uppehållstider. Ökade kunskaper inom området behövs alltså för att väsentligt kunna förbättra utformningen och dimensioneringen av nya och befintliga anläggningar för konstgjord grundvattenbildning.

1.1 Problemställningar

Projektet "Konstgjord grundvattenbildning — processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration" realiserar en del av det ramprogram för forskning om konstgjord grundvattenbildning som utarbetats vid avdelningen för mark- och vattenresurser (1990-08-29). Projektet har inriktats på nedanstående problemställningar:

Bassänginfiltration

- Hur påverkar den omättade zonen behandlingsresultatet? Vilket samband råder mellan vattenkvalitet och zonens mäktighet, kontakttid och kontaktyta?
- Kan de idag gängse använda uppehållstiderna förkortas med bibehållet behandlingsresultat? Är transporten genom den omättade zonen en viktigare grund för dimensionering än den totala uppehållstiden?
- Vilka faktorer styr avskiljningen av organiskt material? Hur inverkar råvattenkvaliteten och dess variation, ytbelastning, kontakttid, det geologiska materialets sammansättning och mikrobiell aktivitet? Finns långtidseffekter att ta hänsyn till?
- Vilka faktorer styr förekomsten av järn och mangan? Hur inverkar redoxförhållanden, mikrobiell aktivitet och metallorganiska komplex?

Inducerad infiltration

- Hur ändras vattenkvaliteten vid inducerad infiltration från inträngandet i bottensedimenten fram till uttagspunkten? Vilken betydelse har avstånd och uppehållstider?
- Är den inducerade infiltrationen koncentrerad till vissa zoner? Hur inverkar olika vattenstånd och vattentemperaturer på infiltrationszonens läge?
- Vad orsakar den vid inducerad infiltration vanliga förekomsten med efterhand stigande järn- och manganhalter? Kan man med förebyggande åtgärder förhindra en med tiden försämrad vattenkvalitet?

1.2 Målsättning

Målsättningen med projektet har varit att studera vattnets kemiska förändringar vid tillämpning av konstgjord grundvattenbildning och sambandet mellan vattnets strömningsvägar och uppehållstider i marken och grunden. För detta formulerades följande delmål:

Bassänginfiltration

- att klarlägga sambandet mellan transport i omättad zon och grundvattnets kvalitet
- att utvärdera uppehålltidens betydelse för grundvattenkvaliteten
- att öka kunskapen om det organiska materialets karaktär, egenskaper och årstidsvariation och dess inverkan på grundvattenkvaliteten
- att klarlägga vilka faktorer som styr förekomsten av järn och mangan i grundvattnet
- att pröva och utveckla lämplig undersökningsmetodik och att utifrån erhållna resultat kunna lämna råd för anläggande och drift

Inducerad infiltration

- att bestämma strömningsvägar och uppehållstider samt inflytandet av vattenstånd och temperatur
- att studera vattenkvalitetens förändringar från infiltration till uttagpunkt och över tiden
- att klarlägga källor och orsaker till ökande järn- och manganhalter
- att pröva och utveckla lämplig undersökningsmetodik och att utifrån erhållna resultat kunna lämna råd för anläggande och drift

1.3 Fältområden

De problemställningar som har urskiljts har studerats i fältområden. Valet av fältområden har styrts av vilka processer som avsetts att studeras, intresse från kommunalt håll att medverka i projektet och geografiskt läge. Två anläggningar med bassänginfiltration, Södertälje och Järna, och två med inducerad infiltration, Oskarshamn och Surahammar, valdes för studierna. Under projektets gång anpassades arbetets inriktning vid respektive anläggning efter dittills framkomna resultat.

2. Bassänginfiltration

2.1 Södertälje

Södertälje kommuns vattenverk vid Djupdal producerar ca 8,9 milj m³/år. Vattnet utvinns ur ett stort antal brunnar och grundvattentillgången är förstärkt med konstgjord grundvattenbildning av samma storleksordning som renvattenproduktionen. Infiltrationsvattnet tas i Mälaren och det infiltreras över bassänger utan föregående behandling.

Förutsättningarna för den konstgjorda grundvattenbildningen är omfattande isälvsavlagringar i Södertäljestråket (figur 2.1). Avlagringarna har endast delvis åsform med nordvästlig riktning. Söder om Källtorp och vid Torsjödal förekommer tväråsar vinkelrätt mot denna riktning och i anslutning till dessa finns ett flertal dödisgröpar. Detta talar för stagnationsperioder i landisens recession och komplexa bildningsformer hos isälvsavlagringarna.

Södertälje vattenverk, med infiltrationsbassängerna vid Källtorp bedömdes vara ett representativt exempel på en anläggning i en mäktig isälvsavlagring med bassänginfiltration. Här fanns en mäktig omättad zon där samband mellan uppehållstider i denna zon och grundvattenkvaliteten skulle kunna studeras. Här fanns också behov av att höja vattnets alkalinitet på annat sätt än genom tillsats av soda, Na₂CO₃, eftersom en natriumhalt under 20 mg/l i konsumtionsvattnet eftersträvades. Under projektarbetets gång utvecklades studierna vid Källtorp mot att studera möjligheten att påverka vattenkvaliteten genom inblandning av kalk i filtersanden.

De flesta ytvatten har en otillräcklig hårdhet och alkalinitet för att kunna tillföras ledningssystemet utan behandling. Då man använder sig av infiltration brukar hårdhet och alkalinitet i allmänhet öka (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Om man under lång tid tillför ett mjukt ytvatten till en isälvsavlagring händer det dock att dennas buffringsförmåga så småningom avtar (Brandesten, 1983). Strömningen genom åsmaterialet sker sannolikt till stor del i en begränsad sektion av åsen och i det grövsta materialet varför vittringen är långsam utom i de fall då man har kalkmaterial i åsen (Morosini, 1989).

2.1.1 Metodik

Hydrogeologi

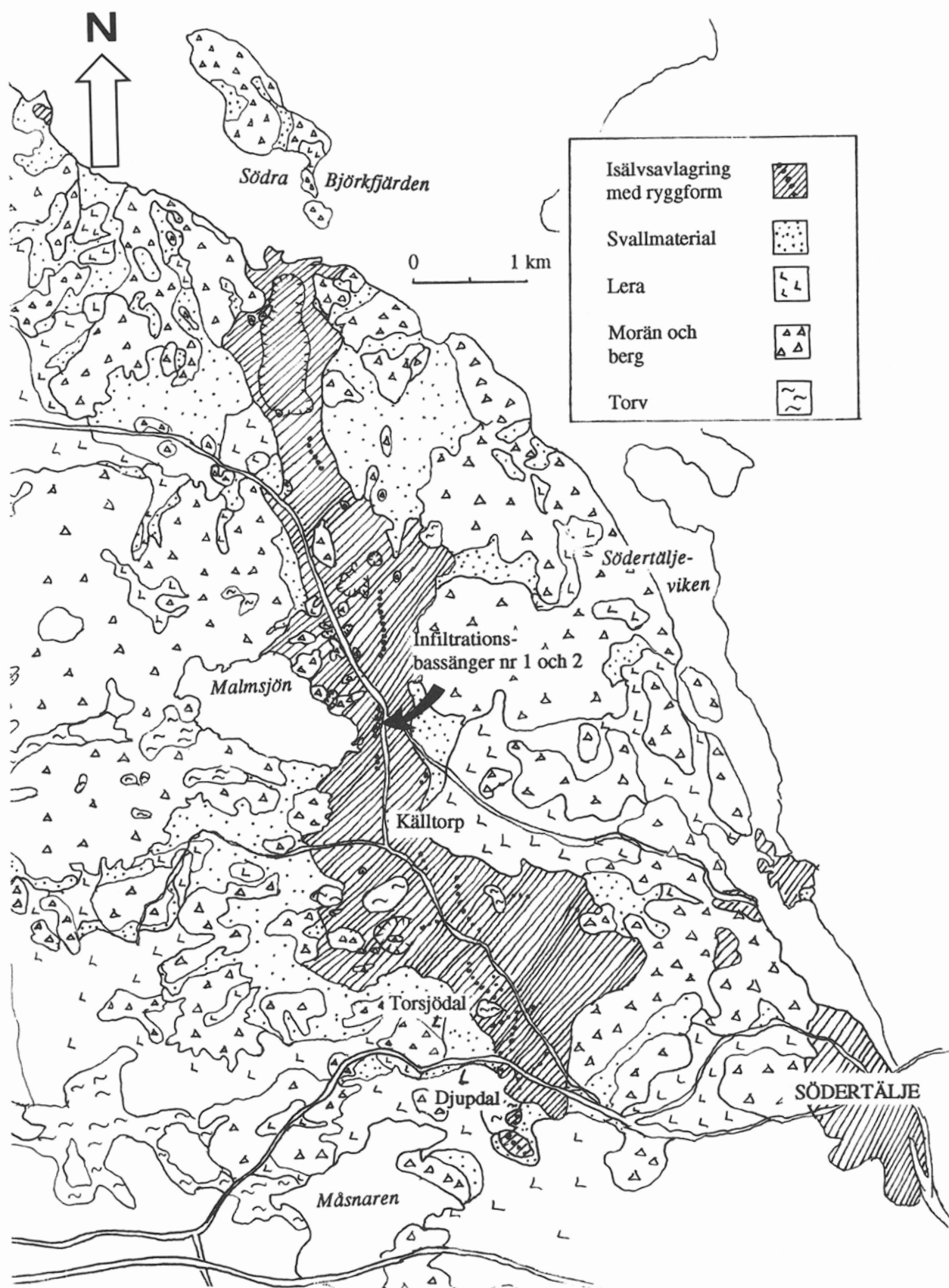
I avsikt att bestämma de hydrauliska egenskaperna runt infiltrationsbassängen sattes en ny brunn, Stora odex, samt fyra nya observationsrör, Lilla odex, Rb 9101-9103 (figur 2.2). Odex-teknik var nödvändig i det grova isälvs materialet i åsens centrala delar.

Provpumpning utfördes vid två tillfällen i Stora odex och nivåmätningar vid flera tillfällen i samband med vattenprovtagning. Brunnen är 30 meter djup, har två meter filterrör och når cirka 6 meter under grundvattenytan.

Infiltrationsbassäng nummer 2 har använts sedan 1962 och den filtersand som påförts ovanpå det naturliga isälvs materialet har utgjorts av natursand, utan föregående tvättning (Ulf Jaehnke, personlig kontakt). I samband med kalkningen utfördes i maj -92 en djupgrävning i bassäng 2, ner till naturmaterialet på cirka en meters djup. Ytskiktet i bassängen hade tidigare regelbundet skrapats bort, senast våren 1991, men hade troligtvis inte djupgrävts någon gång tidigare. Två profiler grävdes, en i bassängens centrala del, någon meter från inloppsledningen till bassängen och en i bassängens nordligaste del, någon meter från bassängkanten.

Kalkbädd

Något utvärderat försök av inblandning av kalk i filtermaterialet vid bassänginfiltration är inte känt. I Karlstad har man satt till kalk och kolsyra innan vattnet påfördes infiltrationsdammen. Där fick man stora svårigheter med algblomning (Jan Nilsen, VBB VIAK, personlig kontakt).



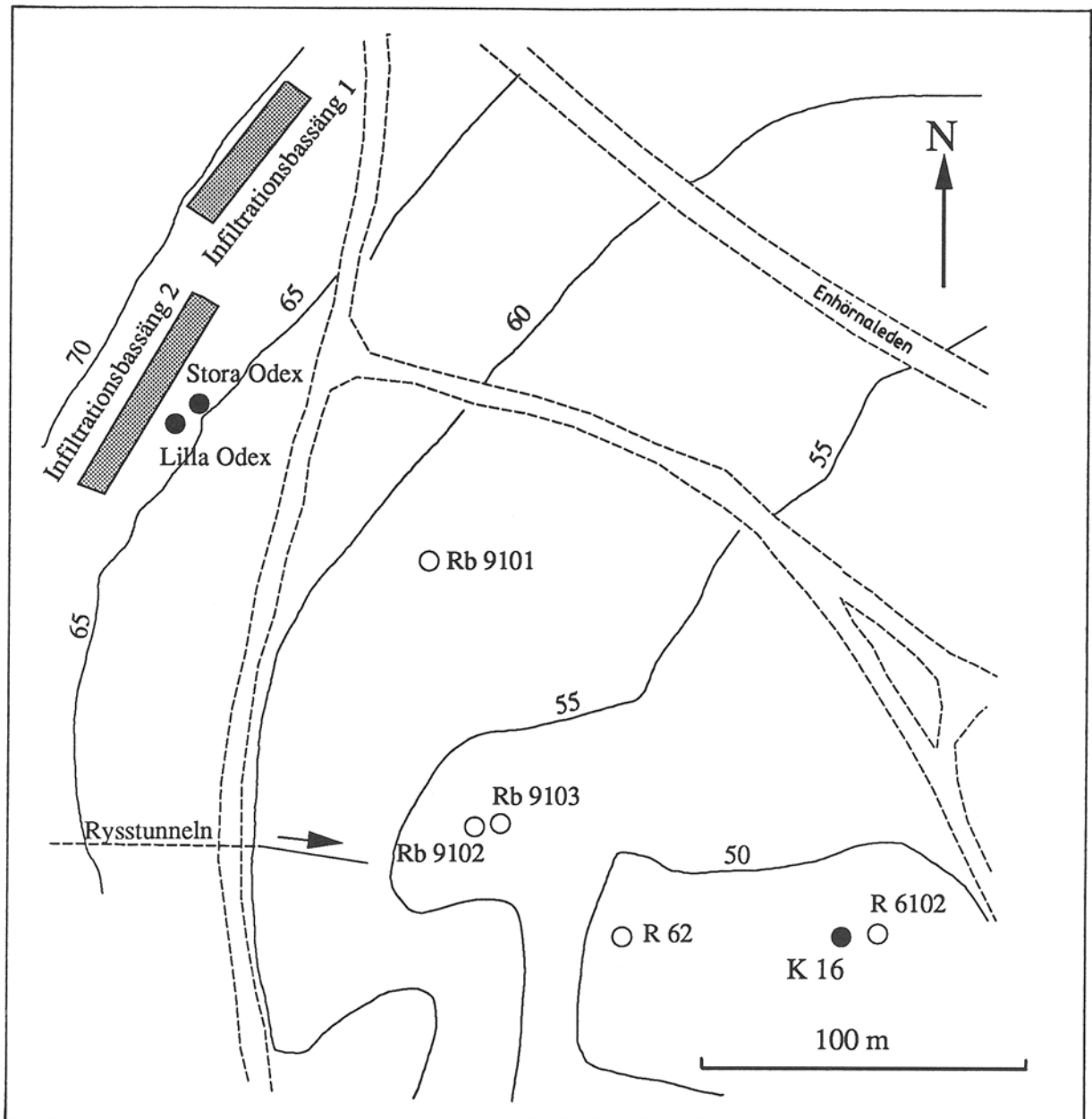
Figur 2.1 Geologisk karta med isälvsavlagringarna i Södertäljestråket (efter SGU 1968 och 1981a).

Orsaken till detta är oklar, möjligen tillväxte Ca-beroende alger eller frigjordes möjligen små mängder fosfor ur kalken. Mot bakgrund av erfarenheterna från Karlstad beslöts att i Södertälje inte lägga kalken i ytan av infiltrationsbassäng 2, utan blanda in den mellan 0,2-0,8 m djup och lägga ett 0,2 m rent sandlager ovanpå. Detta är fördelaktigt också ur den synpunkten att adsorption av humus är bättre vid ett lägre pH än ett högre. Positiva ytladdningar på järn- och aluminiumhydroxider på sandmaterialet minskar med ökande pH. De negativt laddade humusämnen kommer då att adsorberas sämre. I ett laboratorieförsök med infiltrationsvatten från Emmaboda och Järna (Myrstugan) manipulerades pH till olika värden innan vattnet filtrerades genom ett 0,45 µm milliporfilter. Som framgår av figur 2.3 verkar pH-höjningen dispergerande på humusämnen så att de i högre grad passerar genom filtret vid högre pH. Det är också en känd erfarenhet från markkalkning att vattenfärgen ökar i grund- och ytvatten.

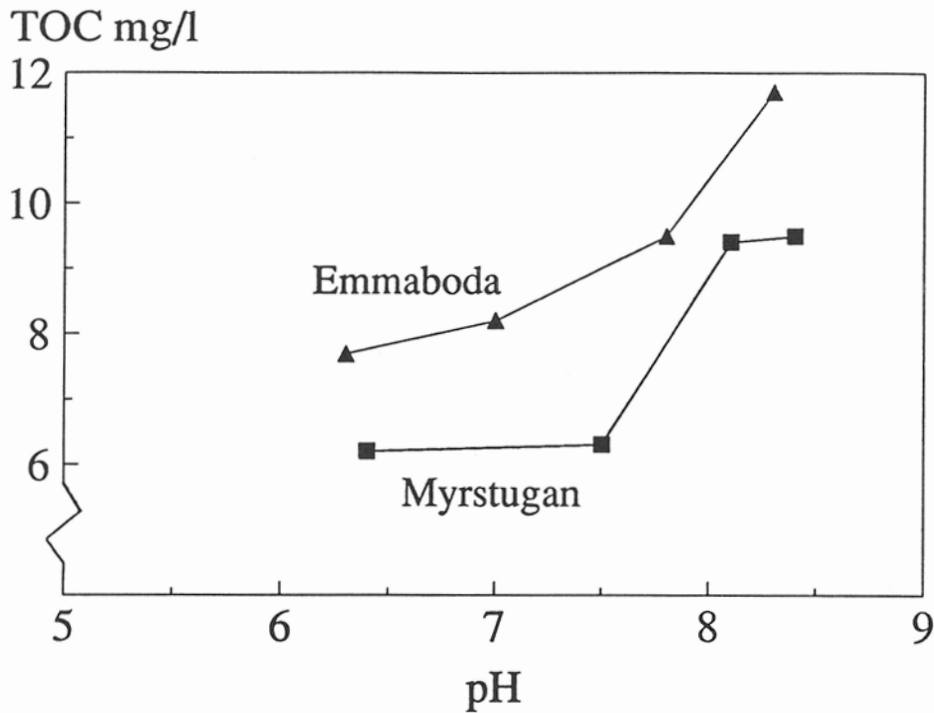
Som kalkmaterial användes kalksten (urkalk) från Gåsgruvan, Filipstad, varur finfraktionen frånskilts så att kornklasserna 0,2-2 mm huvudsakligen var närvarande, detta för att inte försämra genomsläppligheten i bädden. För att på halva infiltrationsbassängens yta av 550 m² lägga ett 0,6 m tjockt lager av sand/kalk i en blandning 3/1 åtgick 30 ton kalk. Den andra halvan av bassängen användes som referensyta.

För att följa försöket nedsattes gasrör, grundvattenrör och undertryckslysimetrar i bädden (figur 2.4). Undertryckslysimetrarna sattes på 0,15 respektive 0,85 m djup, vilket i den kalkade delen av bassängen betyder omedelbart ovan kalkskiktet samt i dess nederkant. I kalkytan nedsattes tre uppsättningar av lysimetrar och i referensytan två. Prov på infiltrationsvattnets syrehalt togs i Winklerflaskor med titrering i laboratoriet. Gasprover togs på 0,1, 0,2 och 0,6 m djup i 50 ml plasticsprutor som testats noga på täthet. Tidigare har en metodstudie genomförts av dessa sprutor (Schröder opublicerat). Det visade sig att diffusionen genom plasten var långsam så att några påtagliga förändringar i gashalter ej kunde ses efter ett dygn. Normalt kan analys ske redan samma dag som proverna tas. Syrehalt och koldioxidhalt analyserades sedan på en Radiometer blodgasapparat på Huddinge sjukhus.

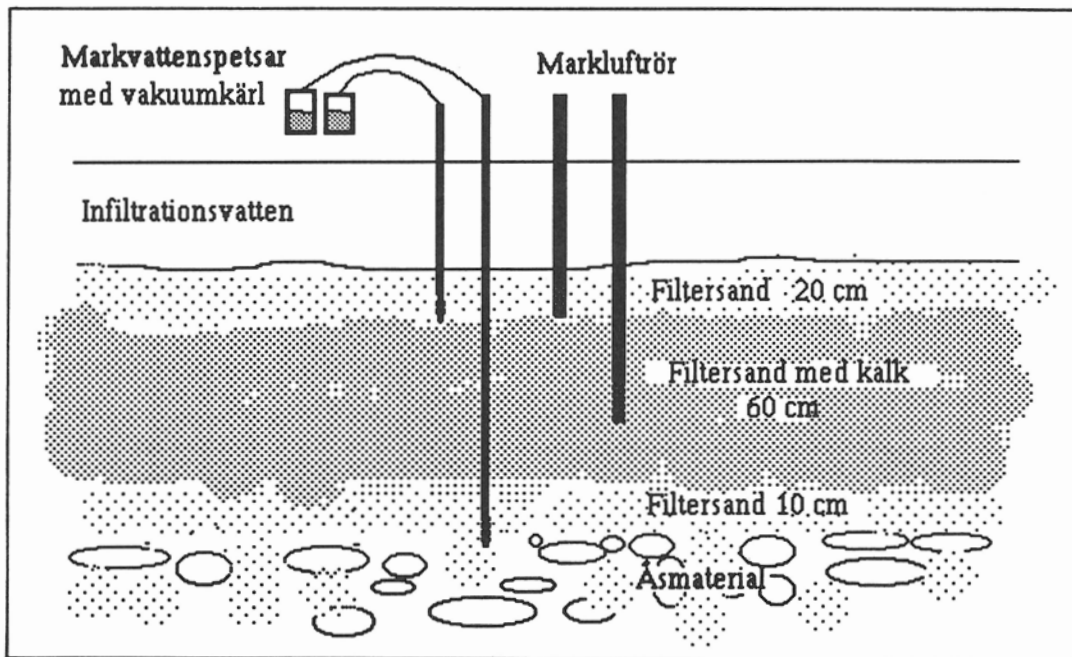
Försöket följdes genom provtagning i bädden ca varannan månad. Samtidigt togs prover i den nyupptagna brunnen (Stora odex) ca 15 m nedströms dammen. Mellan bassängen och brunnen fanns en ca 20 m djup omättad zon i ett grovt material. Vattenprover togs i fyra punkter i grundvattenmagasinet vid 4-6 tillfällen före kalkningen och vid ett tillfälle ett år efter kalkningen.



Figur 2.2 Området vid infiltrationsbassängerna 1 och 2 vid Källtorp, Södertälje, med Stora odexbrunnen strax intill. Uttagsbrunnen K16 är belägen cirka 300 m sydost om bassäng 2. Nivåkurvorna avser markytans läge i möh.



Figur 2.3 pH-manipulerade infiltrationsvatten från Emmaboda och Järna (Myrstugan) som har filtrerats genom 0,45 µm millipor-filter varefter TOC har analyserats.



Figur 2.4 Kalkbäddsförsök i Södertälje. Installationer för provtagning av vatten och markluft.

2.1.2 Resultat

Hydrogeologi

Vid propumpning av Stora odex kunde endast ett maximalt uttag på cirka 1,5 l/s göras (figur 2.2), vilket troligen berodde på att brunnen inte gick att rensa ordentligt. Vid beräkning

av akviferens transmissivitet¹ erhöjls ca 0,015 m²/s då data från Lilla odex, som ligger i åskärnan, användes och något lägre, 0,002 vid de distalt belägna Rb 9101 och 9102. Transmissiviteten indikerar en något låg permeabilitet om man jämför med andra uppgifter från åsar i samma storlek som Malmsjöåsen (Gustafson, 1978). Vid beräkning av magasin-koefficienten², utifrån data från Rb 9101 och Rb 9102, erhöjls värdena 0,08 respektive 0,04 vilket är något lågt för en öppen åsakvifer. De låga värdena indikerar ett inflytande av åsens mer distala delar där slutna förhållanden råder.

Djupgrävningen av bassäng 2 i samband med kalkinblandningen visade att ett 18 cm tjockt skikt av finkornigt material, mellansandig finsand med 1% ler, fanns på 1 meters djup, i kontakten mellan filtersanden och det naturliga åsmaterialet. Skiktet påträffades intill infiltrationsvattnets inlopp men fanns inte i bassängens norra ände. Här fanns i stället ett 5-10 cm tjockt skikt med kraftiga järnutfällningar på 75 cm djup, också här i kontakten mellan filtersanden och åsmaterialet.

Åsens material bestod av stora, rundade stenar blandade med betydligt finkornigare material, huvudsakligen sand.

Kalkbädd

Infiltration i den kalkade bassäng 2 påbörjades 18 augusti 1992. Det visade sig att vattnet i kalkbädden jämviktades med kalken och under hela perioden hade ett pH på ca 8,2. Samtidigt höjdes hårdhet och alkalinitet (figur 2.5). Kalkupplösningen verkar vara högre under periodens början och dess slut vilket torde bero på att den biologiska aktiviteten som ger koldioxiden är högre under den varma årstiden. De uppnådda värdena är i stort sett tillfredställande för att kunna mata detta vatten direkt på nätet (L-E Larsson, Södertälje kommun, muntlig uppgift). Brunnen, Stora odex, verkar ha påverkats först efter nästan ett års drift av kalkbädden. Uttagsbrunnen K16, några hundra meter bort har inte påverkats av kalkbädden.

Kalkupplösningen bör under året ha uppgått till ca 1500 kg om infiltrationsmängden varit 400 m³/dygn till kalkbädden.

Det visade sig tidigt att de installerade gasrören ej kunde användas till att ta gasprover i bädden då flödet var mättat. Det finkorniga skiktet på ca 1 meters djup dämmer sannolikt uppåt.

Vid försökets avslutning i augusti 1993 avsågs att mäta syrehalter i det perkolerande vattnet genom att långsamt pumpa upp vatten ur grundvattenrör nedsatta till olika djup. Det visade sig då något överraskande att strömningen övergått till att vara omättad. Under dessa förhållanden kunde istället gasrören användas.

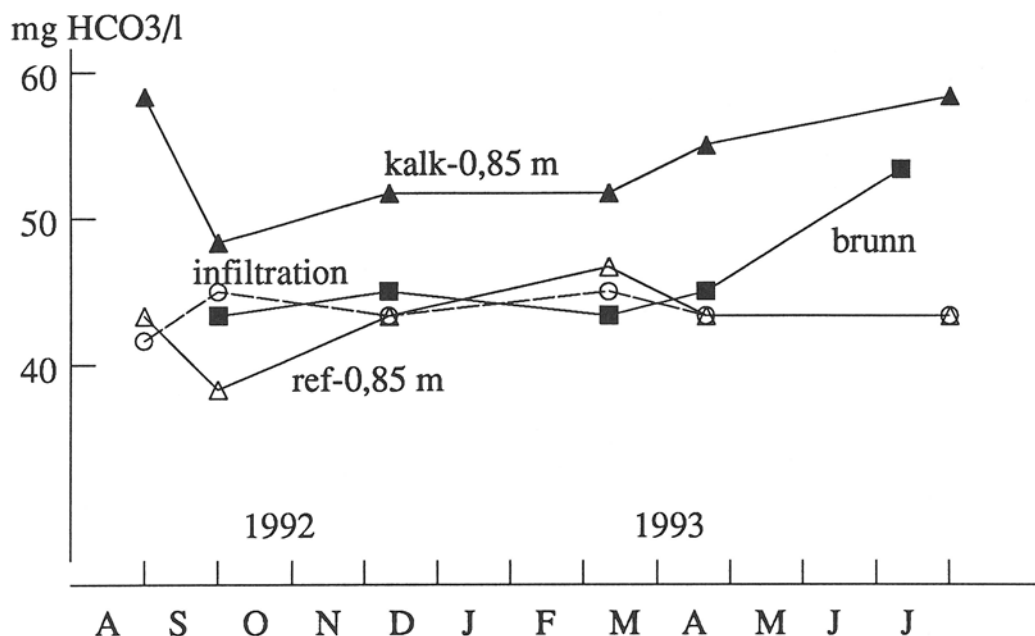
Proverna på infiltrationsvattnet visade att en påtaglig syreförbrukning skedde i de första 10 cm i bädden från 21 % O₂ till 13-14 % (figur 2.6). Samtidigt steg CO₂-halten till ca 0,3 %. Detta är ungefär samma halt som observerades i Emmaboda (Frycklund & Jacks, 1993). I kalkytan skedde en närmast fullständig konsumtion av koldioxiden under upplösning av kalken. Att halterna av koldioxid och syre inte är komplementära dvs utgör 21 % tillsammans beror på syrets och koldioxidens olika löslighet i vatten. Genom att med Henrys lag räkna fram syrehalten i markvattnet kan man beräkna syreförbrukningen i vattnet. Om man

¹ Transmissivitet är ett mått på den mängd vatten som kan röra sig genom en akvifer. Anges som det vattenförande lagrets hydrauliska konduktivitet multiplicerad med dess mäktighet ($[m/s] \cdot [m] = [m^2/s]$).

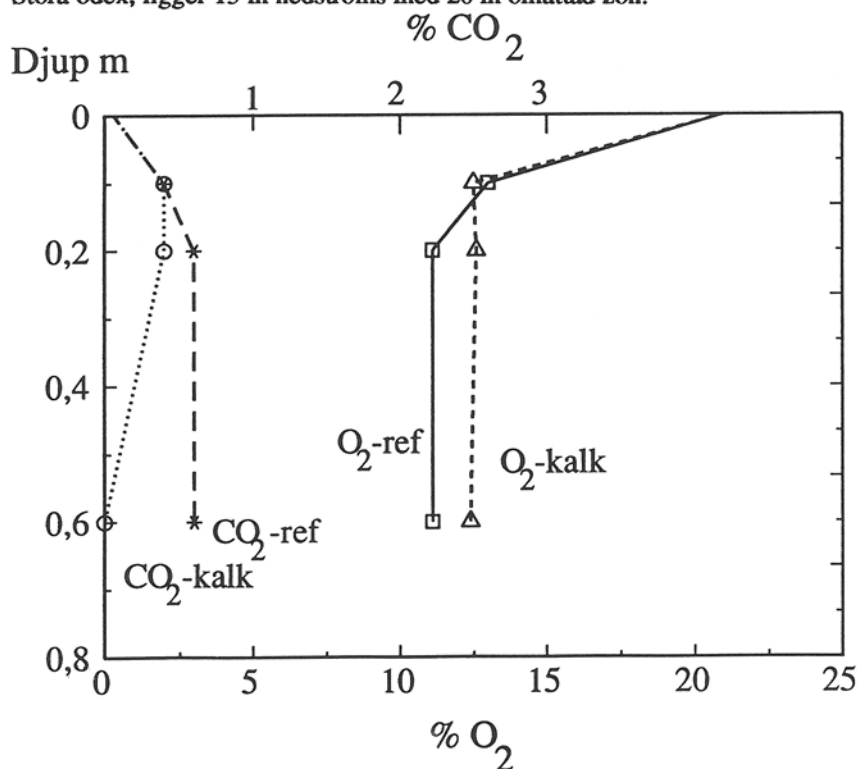
² Med magasin-koefficient avses den vattenmängd som det vattenförande lagret avger (eller magasinerar) per enhetsarea vid en sänkning (respektive höjning) av grundvattennivån med en enhet ($[m^3] / [m^2] \cdot [m]$, dvs dimensionslös).

Se vidare Knutsson & Morfeldt, 1993 eller Freeze & Cherry, 1979.

räknar sig tillbaka till vad denna syreförbrukning innebär i form av nedbrytning av organisk substans kommer man fram till att ca 1,5 mg TOC/l bryts ned av en totalhalt av ca 7 mg/l. Det är intressant att notera att i alla profiler som mättes skedde i stort sett ingen förändring under 10 cm djup. Det kan noteras att brunnsvattnet, Stora odex, även efter det att det påverkats av kalken i augusti 1993 har en ungefär oförändrad halt av aggressiv koldioxid. Detta innebär att nedbrytningen fortsätter i akviferen, men då sannolikt med en mycket långsammare hastighet.



Figur 2.5 Resultat vid kalkbäddsförsöket i Södertälje. Infiltration avser infiltrationsvattnet, kalk-0,85 m är prov taget under kalkbädden medan ref-0,85 är taget i referenshalvan av bassängen på samma djup. Brunnen, Stora odex, ligger 15 m nedströms med 20 m omättad zon.



Figur 2.6. Halter av syre och koldioxid i infiltrationsbäddens markluft i augusti 1993, Södertälje.

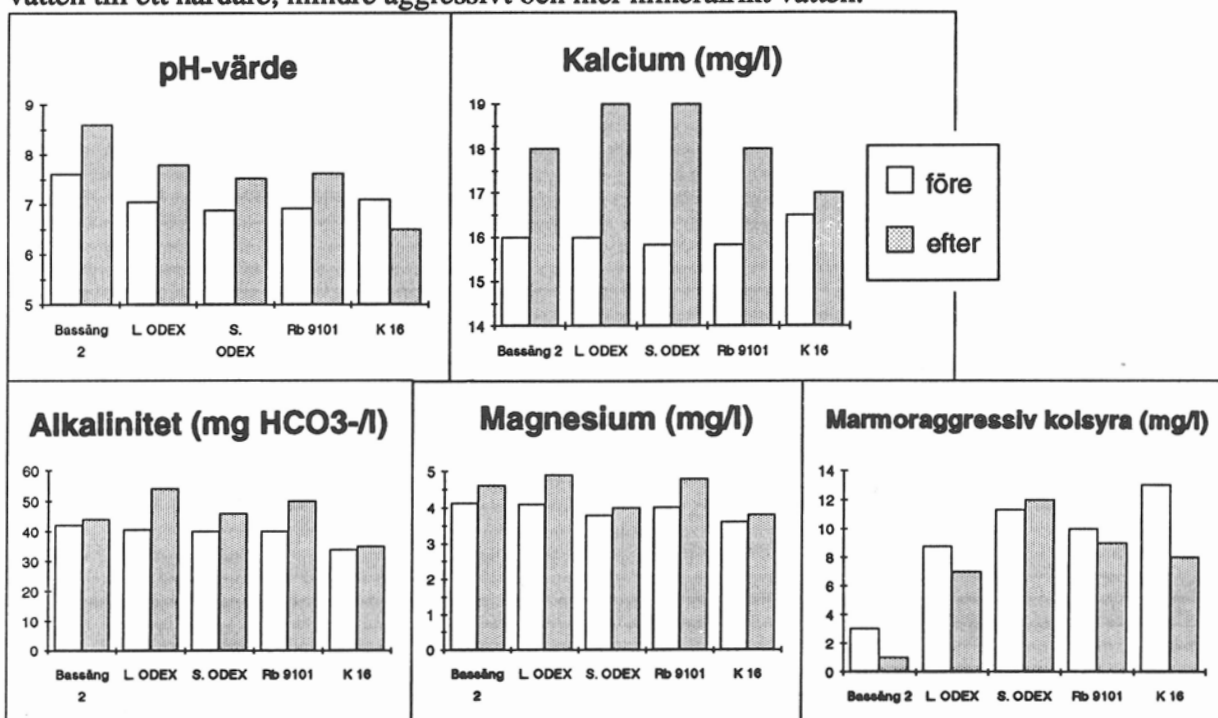
I grundvattenmagasinet kunde en tydlig inverkan av kalkningen konstateras. I figur 2.7 visas analysresultat av vatten från bassäng 2 och från fyra punkter nedströms denna, dels före kalkningen samt ett år efter.

pH-värdet var vid samtliga tillfällen högst i bassängvattnet och något lägre i grundvattnet, vilket är naturligt eftersom pH-värdet sjunker något vid infiltrationen på grund av bakteriell aktivitet och koldioxidbildning. Ett år efter kalkningen hade pH-värdet höjts på samtliga provtagningsställen utom i brunn K 16.

Alkaliniteten höjdes, som mest i röret närmast bassängen, Lilla odex, från 39 till 54 mg/l. I de övriga rören hade en viss förhöjning skett ett år efter kalkning. I det rör som ligger längst bort från infiltrationsbassängen hade dock ingen förhöjning av alkaliniteten skett.

Kalciumhalten höjdes 2-3 mg/l i rören nedströms bassängen men mindre i brunn K16. Även magnesiumhalten ökade något. Halten marmoraggressiv kolsyra var i princip oförändrad.

Sammanfattningsvis kan sägas att grundvattnet förändrades från ett mjukt, mineralfattigt vatten till ett hårdare, mindre aggressivt och mer mineralrikt vatten.



Figur 2.7 Förändringen av pH, kalcium, alkalinitet, magnesium och marmoraggressiv kolsyra i infiltrationsvattnet och grundvattenmagasinet i Södertälje, före och efter kalkningen av bassäng 2. Medelvärden av analyser före kalkningen (2-6 provtagningsstillfällen) jämförs med analysresultat 1 år efter kalkningen (1 provtagningsstillfälle).

2.1.3 Kommentarer

De geohydrologiska förutsättningarna vid bassäng 2 i Södertälje visade sig något annorlunda än vad som antagits. Det låga värdet på magasincoeffcienten kan bero på förekomsten av tätande finmaterial mellan det steniga åsmaterialet. Fördröjd vattenavgivning kan på dessa grunder antas, men kan dock inte konstateras i propumpningsdata. En spårämnesstudie vore här ett värdefullt hjälpmedel för att bedöma vattenmagasinets hydrauliska egenskaper.

Djupgrävningen av bassäng 2 visade att stora rundade stenar var omgivna av finsand. Mellanfraktionerna mindre sten, grus och grovsand saknades. Bassängen har använts i cirka 30 år och det är mycket möjligt att finsanden ackumulerats genom urtvättning av filtersanden.

Skiktet med finkornigt material påträffades intill infiltrationsvattnets inlopp i bassängen. Det faktum att skiktet saknades längre bort från utloppet kan vara en kombination av att finmaterial förts dit med infiltrationsvattnet och att genomströmningen är större närmare inloppet än längre bort från det. Skiktet försvårar vidare perkolation nedåt och ger en förhöjd mättnadsgrad i filtersanden.

Den brunn som är representerad i figur 2.5, Stora odex, ligger som nämnts ca 15 m nedströms om infiltrationsbädden och under en 20 m omättad zon. Kalkningens årslånga responstid i brunnen är högst rimlig med antagande att infiltrationsmängden varit ca 480 m³/dygn till den kalkade delen av bassängen och att detta vatten tillförts ca 0,2 mekv Ca+Mg/l extra. Om man vidare antar att den volym som måste buffras upp innan effekten når grundvattnet är 20 m x 275 m² får man genom att dividera totalmängden nytillförd Ca+Mg med vikten av denna volym, att 4-5 mekv/kg av Ca+Mg bundits till sand-grusmaterialet. Detta är ett rimligt värde eftersom den totala katjonbyteskapaciteten hos sand-grus är av storleksordningen 10 mekv/kg. Uttagsbrunnen, K16, några hundra meter bort har ej påverkats vilket också är rimligt med tanke både på avståndet och den begränsade andelen som det kalkade vattnet utgör av den totala grundvattenbildningen. Sundlöf (1989) byggde kalkbäddar för återinfiltration av en delström vatten vid två medelstora kommunala vattentäkter i Marks kommun och har sedan observerat en långsam uppbyggnad av alkaliniteten. Där var avståndet mellan kalkgrav och uttagsbrunnar i ena fallet 60 m i det andra 25 m.

Den årstidsvariation som kan anas i figur 2.5 kommer att utjämnas genom jonbyte i akviferen mellan infiltrationsdamm och brunn K16 varför man inte behöver befara vattenkvalitetsvariationer i det uttagna grundvattnet.

2.2 Järna

Vattenförsörjningen till Järna samhälle i Södertälje kommun har sedan början av 1960-talet baserats på en grundvattentäkt vid Myrstugan. Vattenbehovet uppgick 1985 till 0,95 milj m³/år. Grundvattenförekomsten är betingad av en isälvsavlagring vars centrala del utgörs av en ca 300 m lång mindre rullstensås.

På grund av otillräcklig naturlig grundvattentillgång och en dålig vattenkvalitet genom läckage från sankområden i närheten av ån, förstärktes tillgången med infiltration av åvatten över en bassäng öster om åsen under 1970-talet. I samband med ökande vattenbehov kvarstod dock den dåliga kvaliteten och 1986 togs ett nytt vattenverk i drift. Detta försågs med råvatten direkt från Kallforsån och var utrustat för behandling med kemisk fällning samt filtrering genom filter av sand och aktivt kol.

Kallforsåns vattenkvalitet försämrades under perioder med stora flöden, vilket medförde att det nya vattenverket tidvis inte kunde producera ett tillfredsställande renvatten. Som komplettering till vattenbehandlingen utnyttjades därför möjligheten att återgå till uttag av grundvatten och förstärka grundvattenbildningen genom anläggning av två infiltrationsbassänger i den centrala åsen. Dessutom utfördes två nya brunnar med hög kapacitet i åsmaterialet.

I princip utgjorde den konstgjorda grundvattenbildningen en förbehandling av råvattnet till det nya vattenverket och man bortsåg från den uppehållstid som infiltrationsvattnet bör ha i ett konventionellt system. Resultatet av förbehandlingen blev mycket gynnsamt och man kunde upphöra med den kemiska fällningen.

Vid Järna vattenverk bedömdes möjligheter finnas att studera förändringar med tiden av infiltrationsvattnets och det perkolerande vattnets kvalitet, vilka faktorer som inverkar på avskiljningen av organiskt material, långtidseffekter på det geologiska materialet, samband mellan omättad zon och grundvattenkvalitet, liksom uppehållstidens betydelse för vattenkvali-

teten. Eftersom åvattnet pumpades till infiltrationsbassängerna endast under halva dygnet, s k intermittent beskickning, kunde effekterna av sådana driftsförhållanden också studeras här.

2.2.1 Metodik

Infiltrationsprocessen i Järna har studerats i detalj. En rad installationer för provtagning har gjorts i nummer 1 av vattenverkets tre infiltrationsbassänger (se figur 2.8). Infiltrationsvatten, markvatten, grundvatten och vattenverkets råvatten har provtagits liksom filtersanden. Tre grundvattenrör har drivits, Rb 9101, 9102 och 9103, för att kunna följa vattnets väg mellan infiltrationsbassängen och brunnen. En spårämnesstudie har genomförts.

Hydrogeologi

Nivåerna i ett urval av grundvattenrör vid Myrstugan har mätts vid 10 tillfällen. Utifrån dessa data har strömbilden runt infiltrationsbassängerna vid de olika tillfällena kartlagts. Nivåmätningar utfördes i samband med varje grundvattenprovtagning. För de tre första tillfällena (911209, 920128 och 920325), gjordes mätningar i samtliga observationsrör inom vattenverksområdet (figur 2.8). Vid övriga tillfällen mättes minst i sex rör, placerade kring infiltrationsbassängerna och brunn 6 (Rb 8307, 8701, 8703, 8804, 9101 och 9102). Vid dessa senare tillfällen har referensnivåer i områdets utkanter beräknats utifrån medelvärden från de första mätningarna. Med krigingmetodik har sedan strömbilderna konstruerats utgående från ramen av referensnivåer och mätta nivåer.

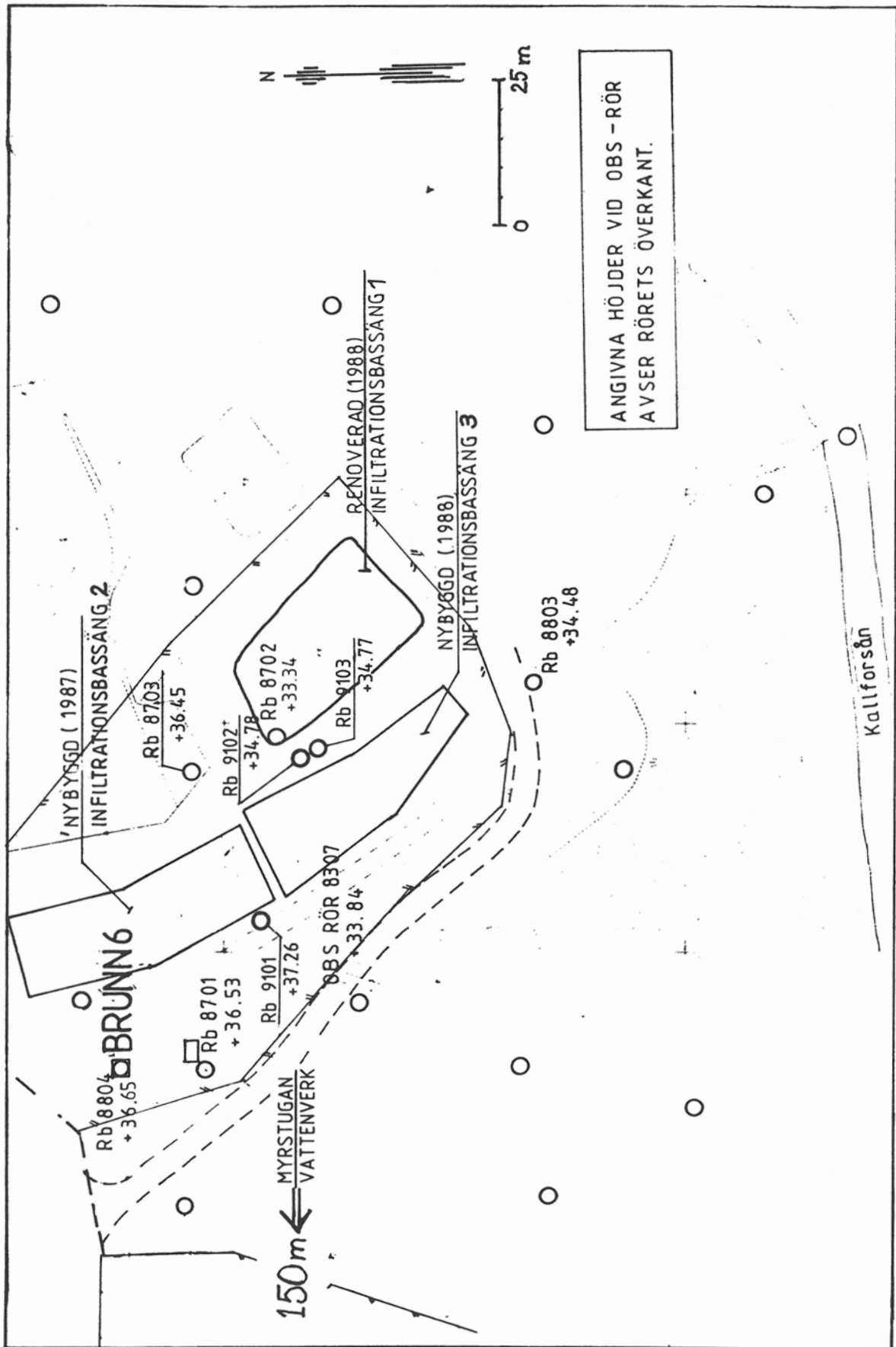
Grundvattennivån i rör 9103 har övervakats kontinuerligt. Avsikten var att låta en nivågivare ansluten till en datasamlare registrera grundvattennivån varje halvtimme under hela projektiden, men på grund av driftsproblem har nivådata erhållits endast för vissa perioder.

Spårämnesstudie

För att bestämma uppehållstider och strömningsvägar mellan infiltrationsbassängerna och uttagsbrunnen genomfördes en spårämnesstudie under tiden 920811-920818. Under denna period infiltrerades vatten i bassängerna nummer 1 och 2, se figur 2.8. Den genomsnittliga infiltrationsmängden var för bassäng 1, 1128 m³/dygn och för bassäng 2, 1106 m³/dygn. Dessa mängder infiltrerades under 13 tim. Vattenuttaget ägde rum i brunn 6 och uppgick under spårämnesstudien till i genomsnitt 2966 m³/dygn.

Som spårämnen användes klorid (i form av natriumklorid) i bassäng 1 och litium (i form av litiumklorid) i bassäng 2. Klorid avsågs doseras 920811 under ett helt infiltrationsintervall (13 tim), men på grund av problem med doseringspumpen kom doseringen att endast äga rum under 9 tim. Doseringen utfördes så att kloridhalten i infiltrationsvattnet höjdes från naturliga 10 mg/l till ca 260 mg/l. Litium doserades 920811 under hela infiltrationsintervallet så att halten i det infiltrerande vattnet uppgick till ca 440 µg/l. Den naturliga halten av litium var försumbar.

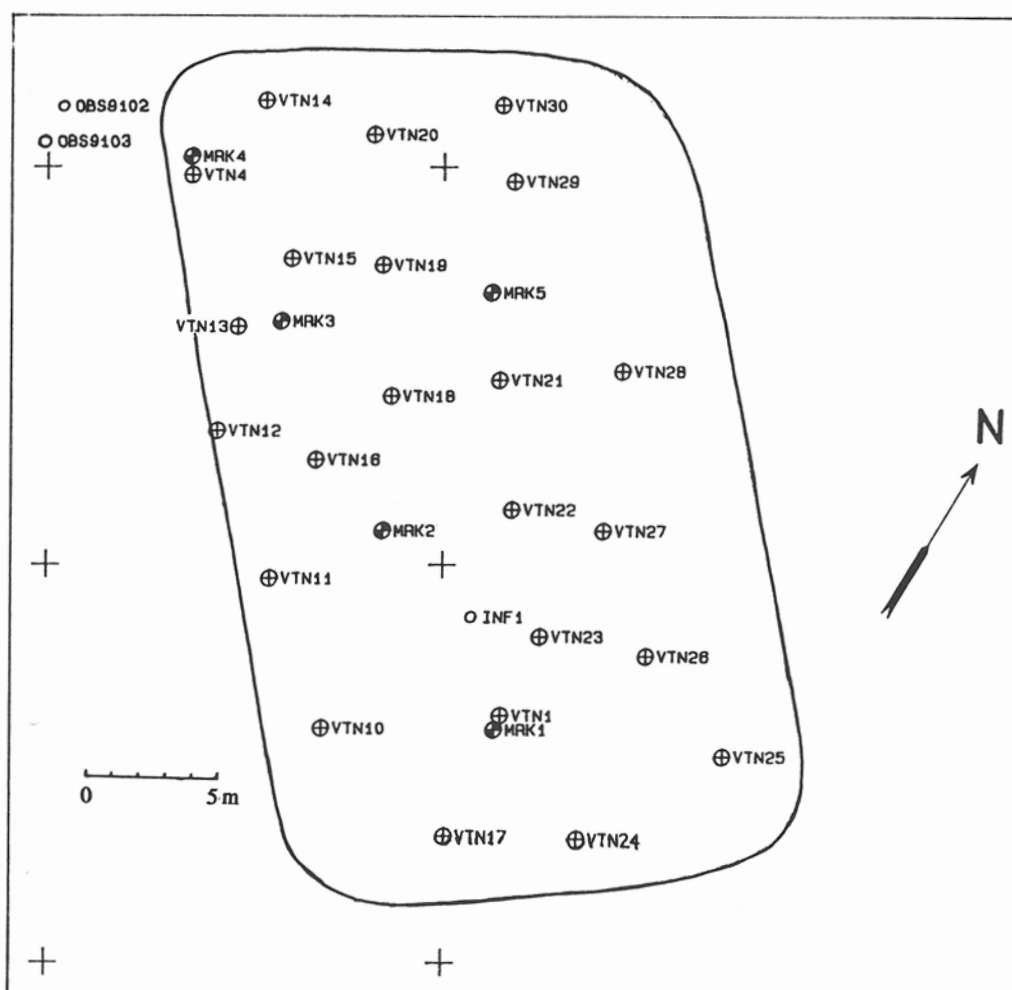
Under det att spårämnesdoseringen pågick togs vattenprover, förutom på det infiltrerande vattnet, också i 19 av de undertryckslysimetrar (se nedan) som installerats i bassäng 1. Avsikten med detta var att undersöka om hela infiltrationsytan var aktiv eller om vissa delar satts igen. Grundvattenprover togs i brunn 6 samt i grundvattenrören 8307, 8701, 8702, 8703, 8803, 9101 och 9102 (figur 2.8). Prover togs inledningsvis flera gånger per dygn och under de två sista dyggen en gång per dygn. I samband med vattenprovtagningen mättes också vattennivåerna.



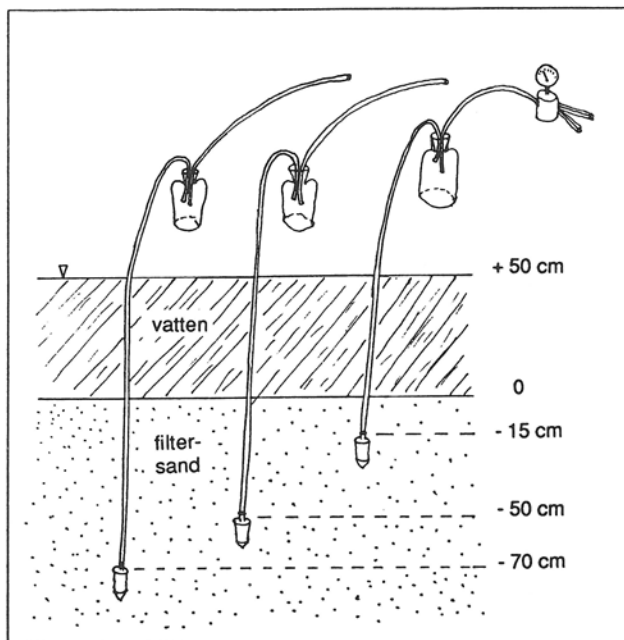
Figur 2.8 Infiltrationsbassängerna vid Myrstugan, Järna vattenverk. I bassäng 1 gjordes installationer för provtagning. I brunn 6 pumpas det grundvattnet upp som leds in i vattenverket.

Vattenkemi

För att följa vattnets kvalitetsförändringar längs dess väg ner genom filtersanden installerades undertryckslysimetrar i 24 punkter i bassäng 1. Lysimetrarna i alla provtagningspunkter utom 2 och 3 (figur 2.9), består av en cylindrisk ihålig kropp av keramik. Det keramiska materialets pordiameter är ca 1 μm . En slang är ansluten till kroppen och ett markvattenprov kan sugas upp genom filtret och slangen med hjälp av en vacuum pump. I punkterna 2 och 3 har så kallade BAT-lysimetrar installerats. Den typ som använts här består av ett cylindriskt filter av rostfritt syrafast stål med en pordiameter av ca 2 μm . BAT-lysimetrarna kan användas både för vattenprovtagning och för mätning av portryck/tension. Vid punkterna 1, 2 och 4 har markvattenprover kunnat tas på fyra nivåer, i punkten 3 på två nivåer. I de övriga 20 punkterna var provtagningsdjupet 20 cm (figur 2.10).



Figur 2.9 Placeringen av undertryckslysimetrarna (VTN1-30), infiltrationsvattnets inlopp (INF1) och markvattenrör/provtagningspunkterna (MRK1-5) i bassäng 1, Järna.



Figur 2.10 Undertryckslysimetrar installerade på olika djup för provtagning av markvatten.

Vattenprover har dessutom tagits av infiltrationsvattnet vid pumpintaget i Kallfors, en km norr om infiltrationsbassängerna, i grundvattenrör nr 9101, 9102 och 8702 och av grundvattnet från brunn 6. Det senare utgör vattenverkets inkommande vatten. Proverna har i princip tagits månadsvis från mars till oktober 1992 och analyserats på en rad parametrar.

Filtersand

Efter en renovering av infiltrationsbassäng 1 1988, påfördes ca 100 cm tvättad filtersand på det naturliga isälvmaterialet. Filtersanden har successivt skrapats bort i avsikt att upprätthålla en god infiltrationskapacitet. Omedelbart innan projektet startade, i december 1991, hade ett 20 cm tjockt skikt av filtersanden skrapats bort och hela det kvarvarande skiktet var ca 60-70 cm tjockt.

För att bedöma i vilken omfattning järn, mangan och organiskt material ackumulerades i filtersanden, togs prover före infiltrationsstarten i december 1991 och efter projektet i april 1993. Proverna togs dels i enskilda punkter, dels som samlingsprover representerande hela bassängen, ner till 70 cm djup. Sammanlagt togs 59 prover i december 1991 och 62 prover i april 1993.

Proverna har analyserats på sitt innehåll av organiskt material genom bestämning av viktsförlust vid glödning i 550°C. Provernas järn- och manganinnehåll har bestämts genom extraktion med natriumpyrofosfat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) för att urskilja den organiskt bundna fraktionen och med natriumdithionit ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) för att bestämma totalhalterna exklusive det som är gitterbundet (Soil Survey, 1972).

Filtersandens vattenhållande egenskaper har undersökts i ostörda cylinderprover av filtersanden från punkterna MRK 1-5 (fig 2.9). På laboratorium utfördes så kallad pF-analys på proverna, vilket innebär att proverna utsätts för ökande undertryck, varvid deras vatteninnehåll vid vissa undertryck bestäms genom vägning (Hillel, 1980). pF är negativa logaritmen för tensionen angiven i cm vattenpelare.

Vattenhalten i filtersanden och det underliggande materialet ner till ca 5 m djup har bestämts genom neutronsondmätning (Hillel, 1980) i punkterna MRK 1-5 (fig 2.9) vid 4 tillfällen, 19 december 1991, 5 maj, 3 juni och 14 oktober 1992. Mätning har gjorts var 10:e eller var

20:e cm ner till 5 meter under bassängbotten. I rör 1 har mätning endast kunnat utföras ner till ca 2 m djup på grund av en skada på röret vid installationen.

Filtersandens porositet har bestämts på två sätt: dels genom vägning av ostörda cylinderprover med känd volym vid full mättnad och efterföljande beräkning av differensen mellan torr och blöt jord. Dels har porositeten beräknats utifrån en antagen korndensiteten av $2,65 \text{ g/cm}^3$ och vägning av jorden i cylinderproverna. Eftersom materialet består av en relativt kvartsrik sand kan densitetsantagandet anses rimligt.

2.2.2 Resultat

Järna Vattenverk vid Myrstugan producerar vanligen 2500-3000 m^3 konsumtionsvatten per dygn. Maximalt uppgick produktionen till över 3500 m^3 per dygn i juni 1992. Infiltrationsvattnet pumpas från Kallforsån cirka en km norr om infiltrationsbassängerna (figur 2.8).

Infiltration på bassäng 1 startade den 20 januari 1992. Fram till den 13 maj 1992 användes endast infiltrationsbassäng 1, varefter infiltrationsvattnet fördelades över bassängerna 1 och 2 eller 1 och 3. Infiltrationsbassäng 1 har en yta av ca 670 m^2 och är belägen 32,24 - 32,30 möh.

Hydrogeologi

Grundvattnets strömvägar varierar stort beroende på vilka bassänger som används för infiltration. Genom att studera nivådiagram för grundvattnet vid olika tillfällen har tre olika situationer har kunnat särskiljas, a. infiltration endast på bassäng 1, b. infiltration endast på bassäng 2 och c. infiltration både på bassäng 1 och 2:

a. Infiltration endast på bassäng 1

Grundvattnet närmast infiltrationsbassängen strömmar västerut för att sedan vrida mot nordväst i riktning mot brunn 6 (se som exempel figur 2.11). Vid pumpning i brunn 6 sker också en tillströmning av grundvatten från södra och sydvästra delen av området.

Nivådiagrammen för de tillfällen då bassäng 1 nyttjades indikerar att flödesriktningen går från bassäng 1 mot Rb 9102, Rb 9101 och till brunn 6.

b. Infiltration endast på bassäng 2

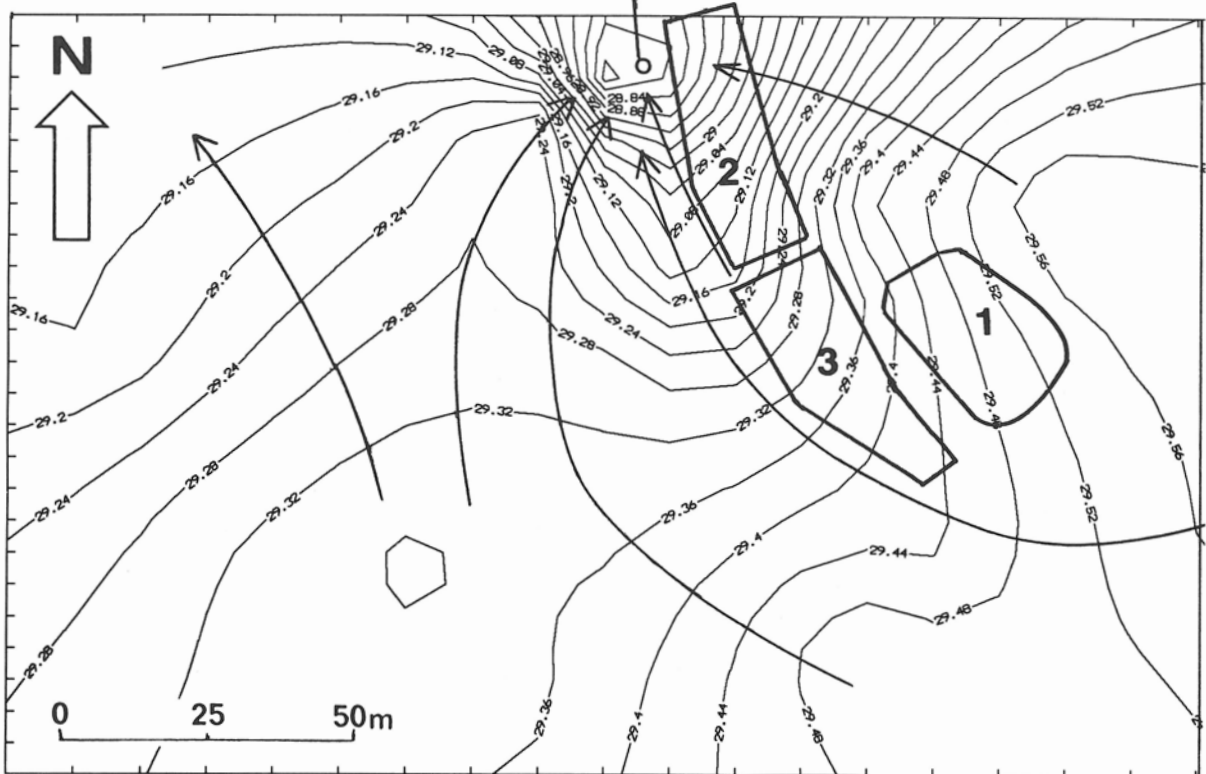
Grundvattenströmningen från bassäng 2 är riktad mot nordväst (se figur 2.12). En viss tillströmning av grundvatten sker från söder och sydväst.

c. Infiltration både på bassäng 1 och 2

Vid de tillfällen då både bassäng 1 och bassäng 2 nyttjades, förskjuts det av infiltrationen bildade området med högre grundvattennivåer något åt sydost. Vid det i figur 2.13 redovisade tillfället var brunn 6 inte i drift. När brunnen tas i drift förändras strömbilden. Den utförda spårämnesstudien (se nedan) tyder dock på att när både bassäng 1 och 2 används, når inte det vatten som infiltreras i bassäng 1 brunn 6.

Grundvattennivåer 920325

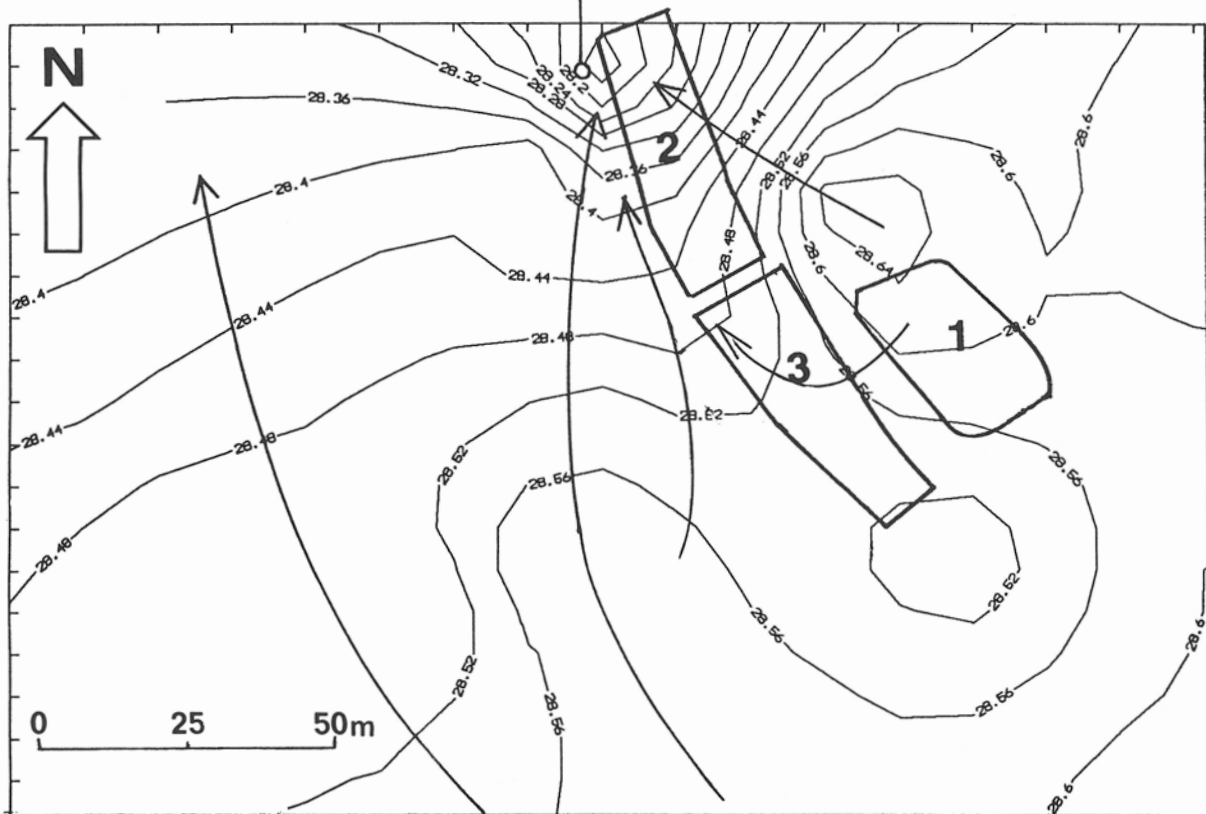
BRUNN 6



Figur 2.11 Grundvattennivåer och strömningsförhållanden 92-03-25, Myrstugan, Järna. Infiltration har pågått endast på bassäng 1 med ca 40 l/s de senaste 12 timmarna. Uttaget i brunn 6 är 55 l/s.

Grundvattennivåer 911209

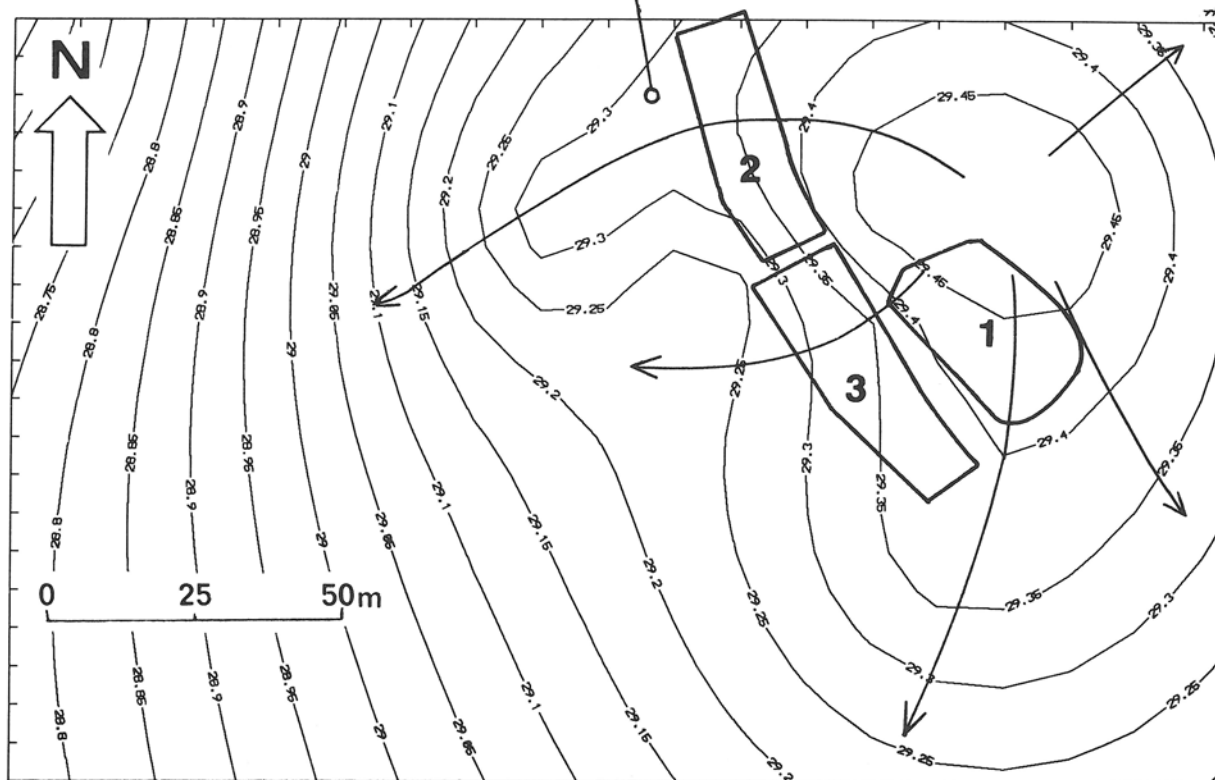
BRUNN 6



Figur 2.12 Grundvattennivåer och flödesriktningar då enbart bassäng 2 nyttjas (91-12-09). Myrstugan, Järna.

Grundvattennivåer 920810

BRUNN 6

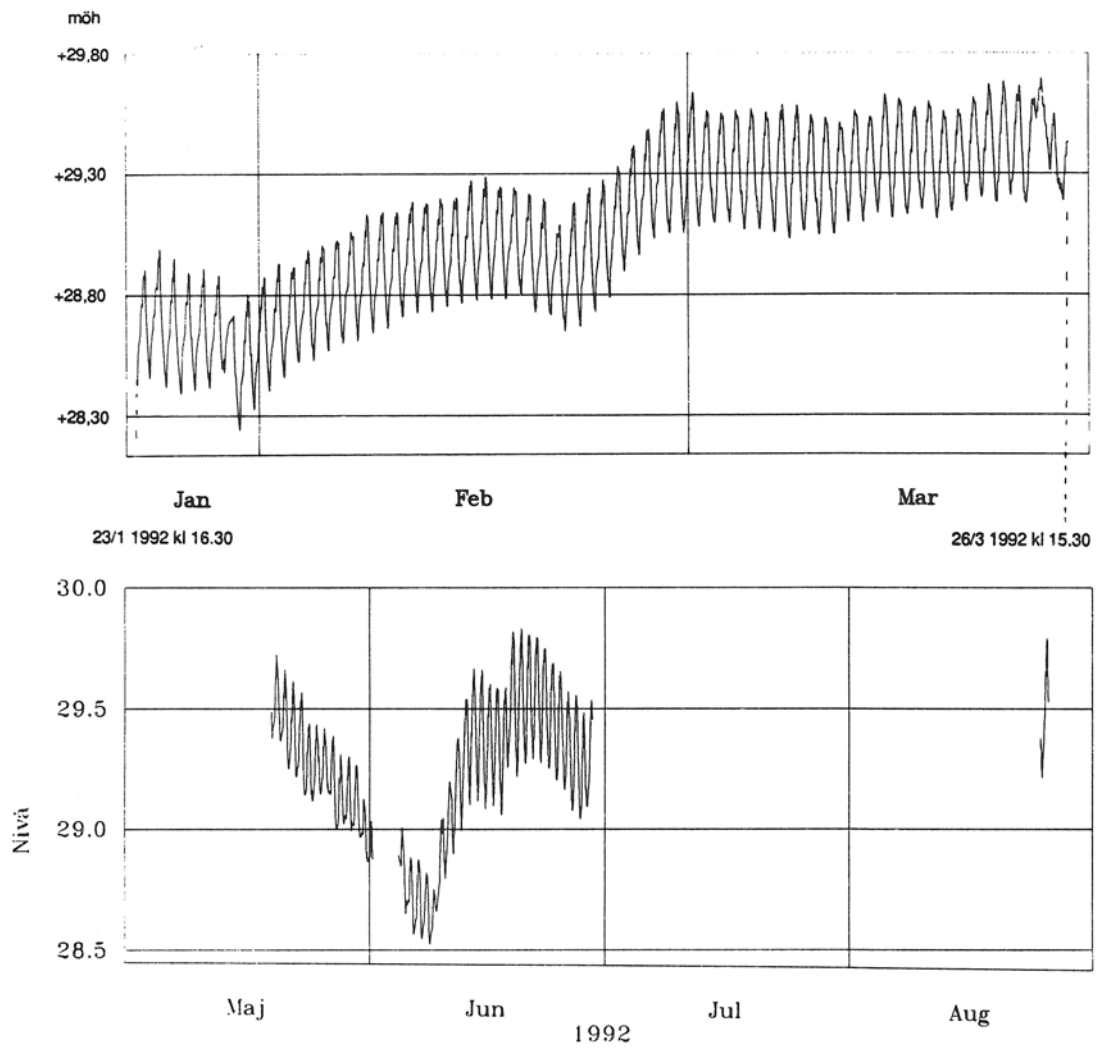


Figur 2.13 Grundvattennivåer och grundvattenströmning 92-08-10, dvs vid spårämnesstudiens start. Infiltration skedde på både bassäng 1 och 2. Brunn 6 var inte igång under mätningen. Myrstugan, Järna.

Grundvattennivån i Rb 9103 har registrerats varje halvtimme under sammanlagt 102 dygn under perioden 23 januari till 26 augusti 1992 (figur 2.14). Infiltrationsvatten har vanligtvis pumpats till bassäng nr 1 under 10-15 av dygnets 24 timmar. Denna så kallade intermittenta beskickning har inneburit att grundvattennivån har stigit och sjunkit med en amplitud av 30-60 cm under dygnet. Den högsta nivån i grundvattenmagasinet uppmättes den 20 juni till +29,83 möh. Filtersandens yta är belägen på ca 32 möh, vilket innebär att man vid magasinets högsta uppmätta nivå hade omkring 2 meter ner till grundvattenytan.

Neutronsondmätningar och efterföljande porositetsbestämningar i det geologiska materialet visar att vattenhalten inte uppgick till full mättnad vid mättillfällena, dvs förhållandena var omättade ner till grundvattenytan (bilaga 2.1 och 2.2 samt i tabell 2.1). Genomgående för alla mättillfällen var en förhöjd vattenhalt på nivåerna 60 och 70 cm djup i markvattenrör 1 och 2 (figur 2.9). På dessa nivåer uppmättes de högsta vattenhalterna i hela profilen ovanför grundvattenytan, 32-34 %. I rör 4 och 5 fanns antydning till förhöjd vattenhalt på dessa nivåer, men inte lika utmärkande som i rör 1 och 2.

Mättnadsgraden i filtersanden redovisas i tabell 2.1. Mättnadsgraden anges som kvoten mellan vattenhalten vid mättillfället (mätt med neutronsond) och total porositet. Av tabell 2.1 framgår att störst mättnad uppmättes på 60-70 cm djup vid rör 2, och var som mest 93 %. Annars var mättnadsgraden i allmänhet mellan 50 och 70 %.



Figur 2.14 Grundvattennivån i Rb 9103 varierade under dygnet 30-60 cm till följd av den intermittenta infiltrationen på bassäng 1. Myrstugan, Järna.

Tabell 2.1 Vattenhalt i volyms-% i de fem markvattenrören på vissa djup, vid mätillfällena 5/5, 3/6 resp 14/10 1992, Myrstugan, Järna. Mättnadsgrad anger aktuell vattenhalt i förhållande till vattenhalt vid full mättnad (kolumn D).

| | | Vattenhalt enligt neutronsondmätning vol-% | | | Vattenhalt, beräknad ur densitet 2,65 g/cm ³ vol-% | Mättnadsgrad | |
|------------------|----------|--|-----|-------|---|--------------|-------|
| | | A | B | C | D | B/D | C/D |
| Markvattenrör nr | djup, cm | 5/5 | 3/6 | 14/10 | | 3/6 | 14/10 |
| 1 | 20 | 23 | 20 | 22 | 40 | 50 % | 55 % |
| | 50 | 25 | 30 | 33 | 39 | 77 % | 85 % |
| 2 | 20 | 21 | 25 | 27 | 35 | 71% | 77 % |
| | 30 | 23 | 24 | 30 | 36 | 67 % | 83 % |
| | 50 | 26 | 29 | 30 | 40 | 72 % | 75 % |
| | 60 | 17 | 33 | 32 | 35 | 93 % | 90 % |
| | 70 | 23 | 32 | 31 | | | |
| 3 | 10 | 18 | 26 | 23 | 40 | 59 % | 52 % |
| | 20 | 15 | 21 | 19 | | | |
| | 50 | 14 | 19 | 16 | 40 | 48 % | 40 % |
| 4 | 20 | 18 | 21 | 21 | 40 | 52 % | 52 % |
| | 50 | 18 | 21 | 18 | 40 | 52 % | 45 % |
| 5 | 20 | 14 | 21 | 16 | 39 | 54 % | 41 % |
| | 40 | 13 | 17 | 13 | 40 | 42 % | 32 % |
| | 60 | 17 | 28 | 20 | 39 | 72 % | 51 % |

Spårämnesstudie

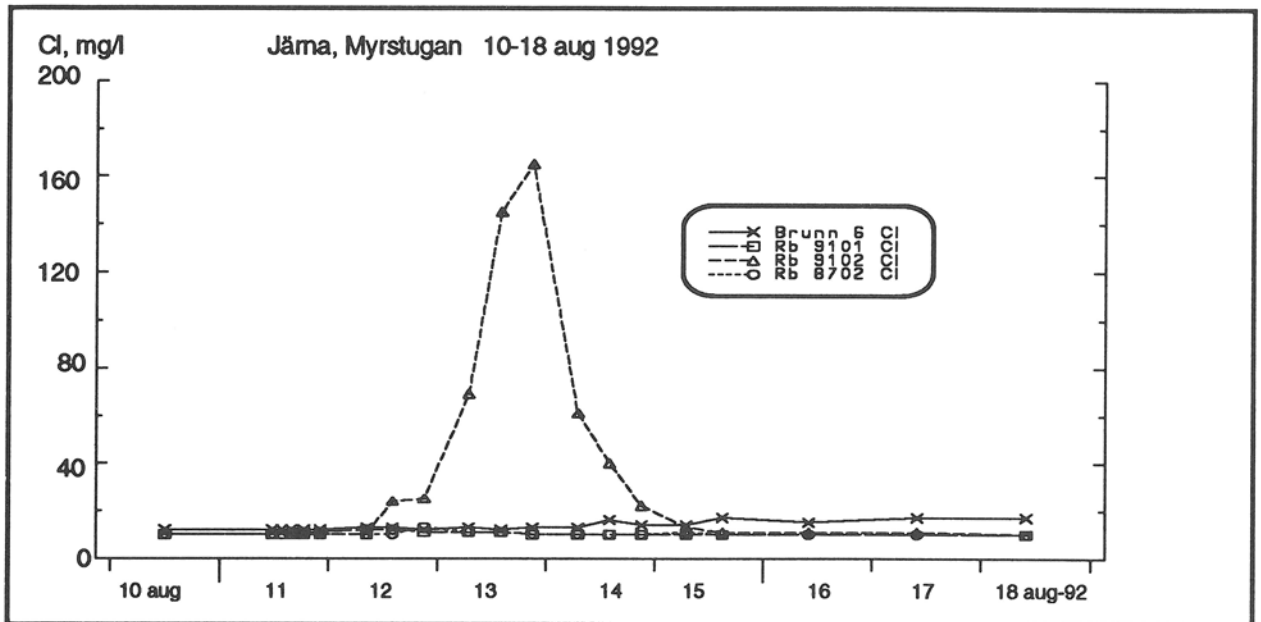
Vattendjupet i bassängerna varierande under spårämnesstudien mellan 0,0 och ca 0,7 m. Baserat på infiltrationsytorna vid medeldjupet motsvarade infiltrationsmängden en belastning av ca 0,12 respektive 0,16 m³/m²/ tim för bassängerna 1 och 2. Med en kinematisk (effektiv) porositet av 30 % skulle detta motsvara infiltrationshastigheter på 0,4 resp 0,5 m/tim.

Provtagningen i lysimetrarna i bassäng 1 ägde rum 3,5 till 6 tim efter att kloriddoseringen hade påbörjats. I samtliga vattenprov uppmättes kraftigt förhöjda kloridhalter och i de flesta fall i nivå med halten i infiltrationsvattnet. Resultaten indikerar att hela infiltrationsytan är aktiv.

Förutom i lysimetrarna kunde förhöjd kloridhalt endast påvisas i vatten från rör 9102, som är beläget omedelbart intill bassäng 1 och vars sil är belägen strax under grundvattenytan, se figurerna 2.8 och 2.15.

I vatten från övriga rör kunde ingen förhöjd halt påvisas. Detta gäller även vatten från rör 8702, som är beläget i bassängen, men vars sil är belägen ca 14 m under grundvattenytan. Generellt är rörens intagssilar belägna långt under grundvattenytan. Detta torde vara förklaringen till att spårämnet inte påträffats i vatten från något av de övriga i olika riktningar belägna rören. Ej heller i vatten från uttagsbrunnen har nämnvärt förhöjda kloridhalter påvisats, se figur 2.15. Förklaringen torde vara att infiltrationen i bassäng 2 dämmer bort det i bassäng 1 infiltrerade vattnet, som då tar andra vägar och inte når brunnen, i varje fall inte

inom den tid som provtagning pågick (jämför figur 2.13). Brunnen provtogs varje dag fram t o m 920818. Inte heller i ett prov taget 920825 kunde någon förhöjd kloridhalt påvisas.



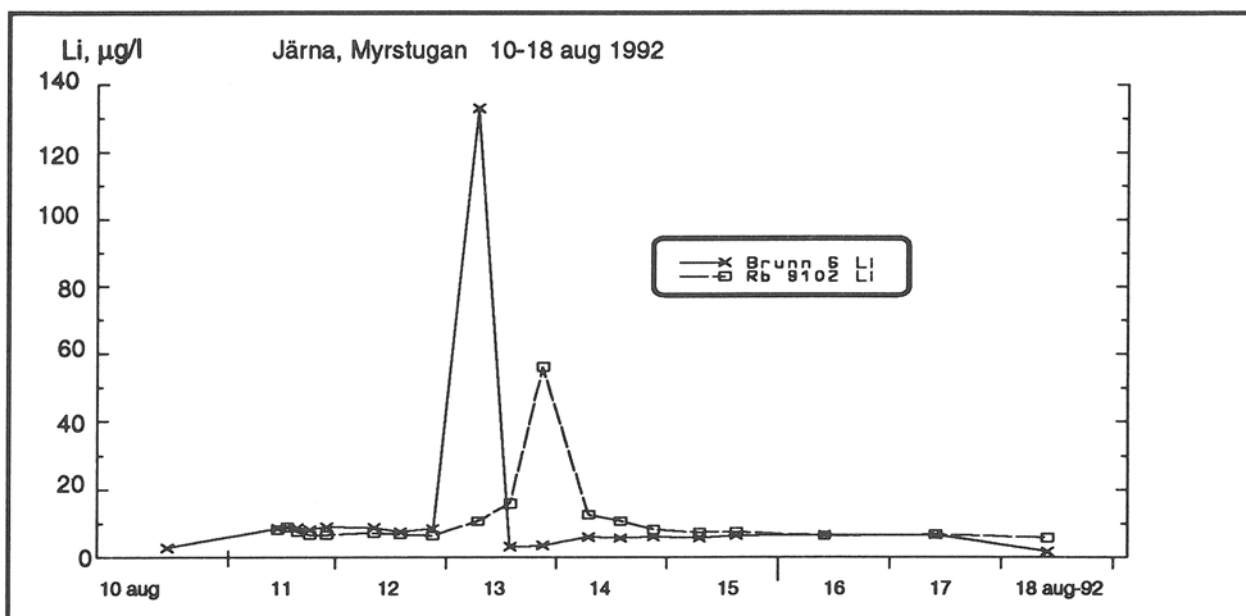
Figur 2.15 Kloridhalter i vatten från uttagsbrunnen och från några rör under spårämnesstudien.

Förhöjda litiumhalter påvisades i vatten från rör 9102 och i uttagsbrunnen, se figur 2.16. Uppehållstiden från infiltrationen i bassäng 2 till uttagsbrunnen var 2 dygn. Den höga och smala toppen indikerar en mycket liten dispersion. Hela spårämnesmängden passerade på mindre än 16,5 tim och den högsta uppmätta halten var drygt 130 $\mu\text{g/l}$. Om infiltrationsmängden i bassäng 2 sätts i relation till uttaget skulle den högsta halten i vatten från uttagsbrunnen bli ca 160 $\mu\text{g/l}$. Detta tyder på att vid de infiltrations- och uttagsförhållanden som rådde under spårämnesstudien, bestod ca 80 procent av vattnet som pumpades ur brunn 6 av infiltrationsvatten från bassäng 2.

Spårämnesstudien indikerar dels att det vatten som infiltreras i bassäng 1 vid de aktuella infiltrationsförhållandena inte alls tillvaratas eller har längre uppehållstid än en vecka. Den indikerar vidare att uppehållstiden från bassäng 2 är ca två dygn under de förhållanden som rådde under spårämnesstudien. Under våren 1992 infiltrerades vatten endast i bassäng 1. Strömningsförhållandena var då helt annorlunda (se ovan).

Vattenkvalitet

Vattnets innehåll av organiskt material, mätt som TOC, minskade i allmänhet vid vattnets perkolation genom bädden. Bilaga 2.3 visar hur avskiljningen av organiskt material ökade med tiden, från 15-20% i den översta metern i mars till över 50% i augusti. Vid nivån 20 cm ökade avskiljningen från ca 10 % i mars till ca 40 % i augusti (bilaga 2.4). Från mars till augusti låg TOC-halten i infiltrationsvattnet på en ganska jämn nivå, 7,7-9,4 mg/l. I oktober hade temperaturen sjunkit och infiltrationsvattnets kvalitet förbättrats. TOC-halten var då 3,8 mg/l och filtersanden tillfördes inte längre lika stora mängder organiskt material. De halter som påträffades i markvattnet i oktober var högre än i infiltrationsvattnet, vilket tyder på att organiskt material frigjordes och sköljdes ut från filtersanden. TOC-halten i vatten från rör 9102 var i oktober relativt låg och det frigjorda organiska materialet verkade inte föras vidare så långt.



Figur 2.16 Litiumhalter i vatten från uttagsbrunnen och från några rör under spårämnesstudien.

Mycket tyder på att det mörkbruna, luckra skikt som successivt byggdes upp ovanpå filter-sanden till stor del utgjordes av aktiva mikroorganismer. Det var sannolikt denna uppbyggnad som gjorde att avskiljningen av organiskt material skedde allt ytligare med tiden under den varma säsongen. När temperaturen sjönk under hösten föll mikrosamhället sönder. Detta kan förklara de ovan nämnda TOC-halter som fanns i markvattnet i oktober. Med tiden blev också variationen större mellan TOC-avskiljningen i olika delar av infiltrationsbassängen. Det tyder på att somliga partier av filtermaterialet förlorade sin förmåga att avskilja TOC medan andra fortsatte att vara aktiva. Se figur 2.17 och bilaga 2.4.

Järnhalten var i allmänhet låg, så långt vattnets väg kunde följas i infiltrationsbädden (tabell 2.2). Infiltrationsvattnet innehöll omkring 0,1 mg/l. Högsta värdet erhöles 28 augusti och var då 0,18 mg/l. Redan i den översta provtagningsnivån i filtersanden, 10 eller 15 cm, var järnhalten nere på ca 0,05 mg/l och sjönk sedan ytterligare ner till det största provtagningsdjupet, 115 cm. I brunnsvattnet var järminnehållet högre igen, högre än de 0,1 mg/l som livsmedelsverkets norm för dricksvatten anger (Statens livsmedelsverk, 1993). De högre halterna beror sannolikt på tillflödet av grundvatten från söder och sydväst med höga järnhalter.

Tabell 2.2 Vattenkvalitetens förändring med djupet vid de olika provtagningsstillfällena. Provpunkt och provdjup angivet som 1:10 för provpunkt 1, 10 cm djup. Infiltrationsbassäng 1, Myrstugan, Järna.

| datum: | 25 mars | | 9 april | | 6 maj a) | | 2 juni b) | | 29 juni c) | | 28 juli d) | | 25 aug e) | | 14 okt | |
|--------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| provpunkt | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l | Fe mg/l | Mn mg/l |
| infiltration | 0,1 | 0,02 | | | 0,08 | 0,02 | 0,07 | 0,04 | 0,11 | 0,05 | 0,12 | 0,05 | 0,18 | 0,04 | 0,08 | 0,01 |
| 1:10 | 0,06 | <0,01 | | | 0,06 | <0,01 | 0,03 | -- | 0,03 | -- | 0,02 | -- | 0,07 | -- | 0,05 | -- |
| 1:20 | 0,14 | <0,01 | | | 0,02 | <0,01 | 0,03 | -- | 0,02 | -- | 0,02 | -- | 0,09 | -- | 0,04 | -- |
| 1:50 | 0,08 | <0,01 | | | 0,04 | <0,01 | 0,03 | -- | 0,03 | -- | 0,03 | -- | 0,04 | -- | 0,03 | -- |
| 1:115 | 0,04 | <0,01 | | | 0,03 | <0,01 | 0,02 | -- | 0,04 | -- | 0,03 | -- | 0,06 | -- | 0,04 | -- |
| 2:15 | -- | -- | 0,04 | <0,01 | 0,05 | <0,01 | 0,04 | <0,01 | 0,07 | -- | 0,05 | -- | 0,06 | -- | -- | -- |
| 2:30 | -- | -- | 0,05 | <0,01 | 0,05 | <0,01 | 0,05 | -- | 0,02 | -- | 0,03 | -- | 0,06 | -- | 0,06 | -- |
| 2:50 | -- | -- | 0,04 | <0,01 | 0,04 | 0,01 | 0,05 | -- | 0,05 | -- | 0,03 | -- | 0,01 | -- | 0,03 | -- |
| 2:85 | -- | -- | 0,05 | <0,01 | 0,04 | 0,01 | 0,04 | -- | 0,04 | -- | 0,11 | -- | 0,12 | -- | 0,05 | -- |
| 3:15 | -- | -- | 0,06 | <0,01 | -- | -- | 0,15 | -- | 0,11 | -- | 0,48 | -- | 0,62 | -- | -- | -- |
| 3:50 | -- | -- | 0,06 | <0,01 | 0,11 | 0,02 | -- | -- | 0,10 | -- | -- | -- | -- | -- | -- | -- |
| 4:10 | -- | -- | | | -- | -- | 0,03 | -- | 0,04 | -- | 0,01 | -- | 0,04 | -- | 0,02 | -- |
| 4:20 | 0,27 | 0,01 | | | -- | -- | 0,05 | -- | -- | -- | -- | -- | -- | -- | -- | -- |
| 4:50 | 0,09 | 0,01 | | | 0,03 | <0,01 | 0,03 | -- | 0,03 | -- | 0,03 | -- | <0,01 | -- | 0,01 | -- |
| 4:115 | 0,11 | <0,01 | | | 0,03 | <0,01 | -- | -- | -- | -- | 0,01 | -- | 0,02 | -- | 0,02 | -- |
| Brunn 6 | 0,11 | 0,03 | -- | -- | 0,19 | 0,04 | 0,13 | 0,04 | 0,14 | 0,04 | 0,22 | 0,03 | 0,23 | 0,03 | 0,21 | 0,03 |

Provtagningsdatum:

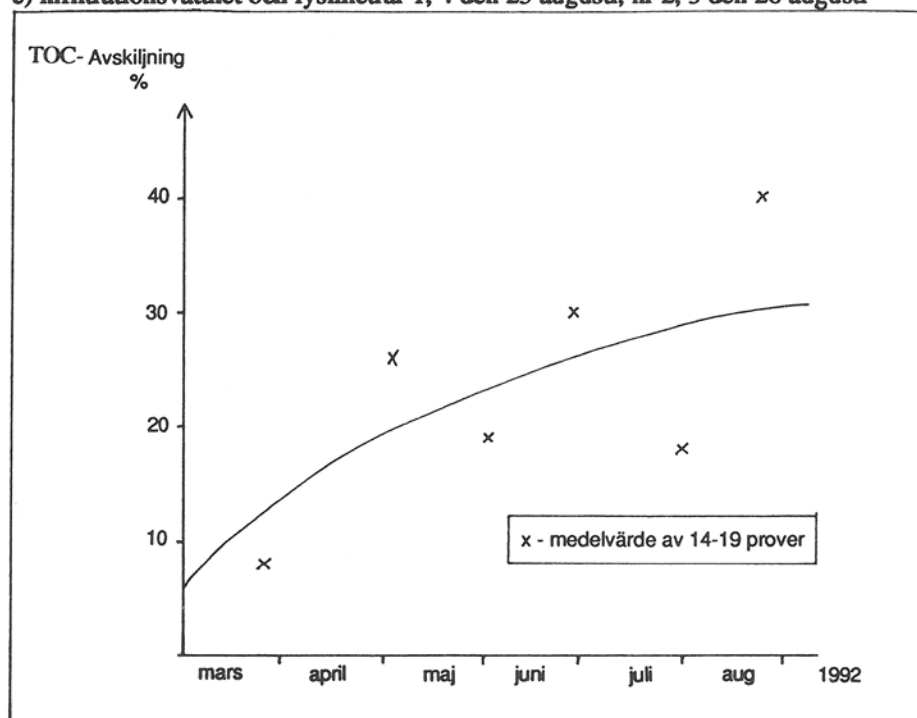
a) infiltrationsvattnet 6 maj, lysimetrar nr 1, 4 den 4 maj och nr 2, 3 den 5 maj.

b) infiltrationsvattnet och lysimetrar nr 1, 4 den 2 juni, nr 2, 3 den 3 juni.

c) infiltrationsvattnet och lysimetrar nr 1, 4 den 28 juni, nr 2, 3 den 29 juni.

d) infiltrationsvattnet och lysimetrar 1, 4 den 28 juli, nr 2, 3 den 29 juli

e) infiltrationsvattnet och lysimetrar 1, 4 den 25 augusti, nr 2, 3 den 26 augusti



Figur 2.17 TOC-avskiljningens förändring med tiden på 20 cm djup i infiltrationsbädden i bassäng 1, Myrstugan, Järna. Avskiljning i % = (1 - TOC-halt i aktuellt prov / TOC-halt i infiltrationsvattnet) x 100.

Vattenkvaliteten i grundvattenmagasinet visade sig vara starkt kopplad till vilka bassänger som användes för infiltration. I början av studien nyttjades enbart bassäng 1 för infiltration. För att studera vattenkvalitetens utveckling från infiltrationen, vidare i grundvattenmagasinet och fram till brunnen, har medelvärden av analysresultat från den period då enbart bassäng 1 nyttjades, upprättats för varje provtagningspunkt i grundvattenflödets riktning; nämligen Kallforsån (infiltrationsvatten), Rb 9102, Rb 9101 och Myrstugans inkommande, dvs brunn 6. Medelvärden för tre provtagningsstillfällen då endast bassäng 1 nyttjades redovisas i figur 2.18.

I jämförelsen mellan vattenkvaliteterna i de olika provpunkterna är det svårt att särskilja inflytandet av den ökade uppehållstiden från det av inblandning av naturligt grundvatten. Strömningsförhållandena i akviferen är inte tillräckligt väl kända för att göra en sådan särskiljning. Den förändrade vattenkvaliteten är resultatet av det samlade inflytandet.

Halten TOC och färg är betydligt lägre redan i Rb 9102, jämfört med infiltrationsvattnet. Under den fortsatta transporten sker i stort sett ingen ytterligare minskning av TOC och endast en liten minskning av färg.

Syre och pH är betydligt lägre redan i Rb 9102 men analysvärdena fortsätter att minska nedströms infiltrationsbassängen, mot brunn 6. Minskningen av COD och alkalinitet samt ökningen av marmoraggressiv kolsyra tycks ske relativt kontinuerligt under den studerade tiden. Av dessa parametrar är det främst COD, alkalinitet och turbiditet som är av praktiskt betydelse. Höga COD- och turbiditetsvärden är inte önskvärda i konsumtionsvatten.

För järn- och manganhalterna kan ingen entydig förändring nedströms infiltrationsbassängen konstateras. Här spelar istället inblandningen av naturligt grundvatten en betydande roll, se vidare avsnitt 2.2.2, hydrogeologi.

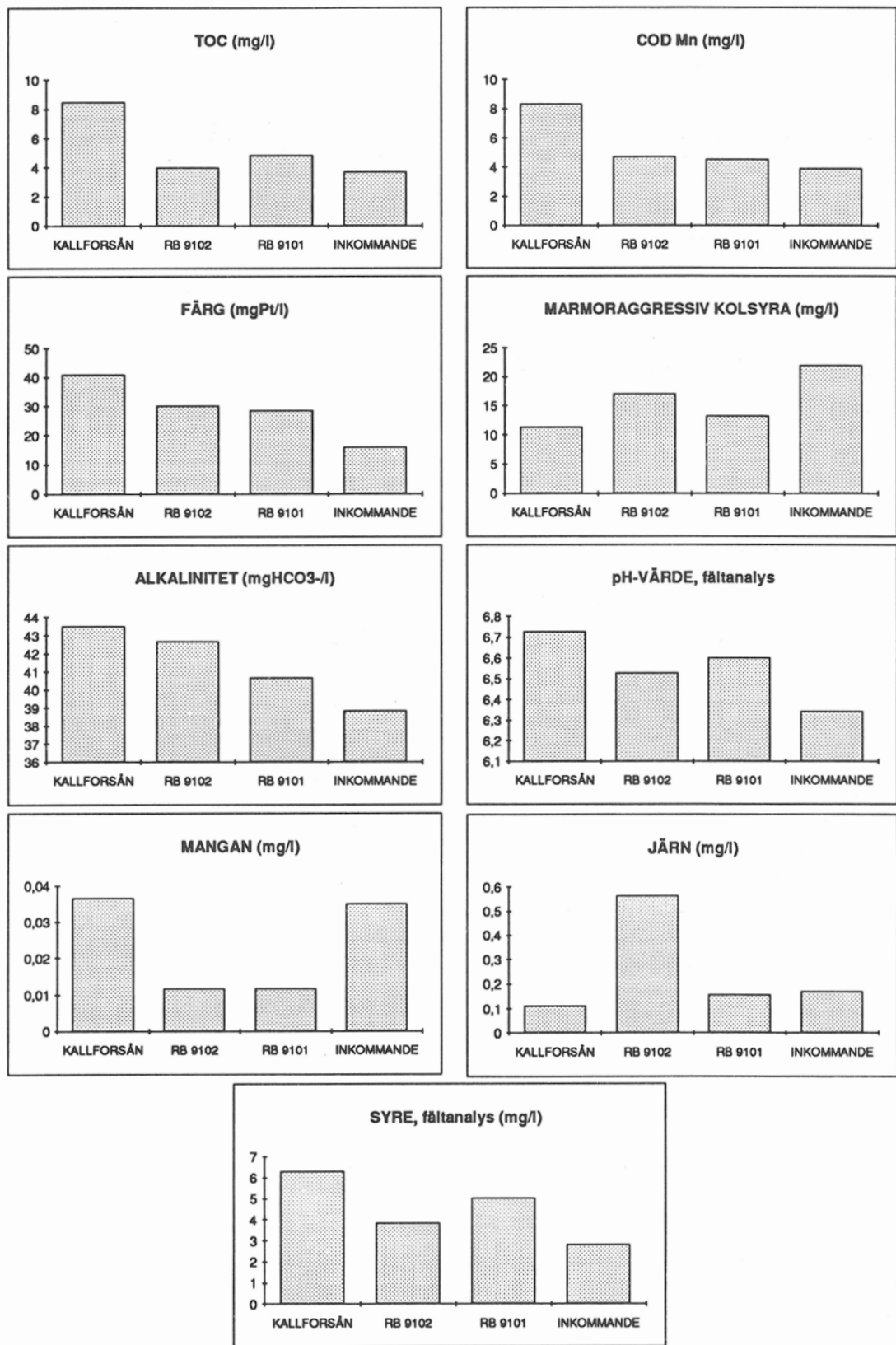
I maj -92 fungerade infiltrationen i bassäng 1 så dåligt att även bassäng 2 togs i drift. Detta komplicerar utvärderingen av grundvattenanalyserna. Vid jämförelse mellan de olika driftsituationerna kan intressanta skillnader i vattenkvaliteten i magasinet konstateras.

Då bassäng 2 togs i drift förändrades analysmedelvärdena. I vatten från Rb 9101 ökade färgen, mängden heterotrofa bakterier och turbiditeten. I vatten från Rb 9102 sjönk halten COD, TOC samtidigt som alkaliniteten, järnhalten och antalet heterotrofa bakterier ökade, se figur 2.19. Vattenkvaliteten i Rb 9101 påverkades av det infiltrerade vattnet med kort uppehållstid. Förändringarna i Rb 9102 tyder på en större grundvatteninblandning än tidigare.

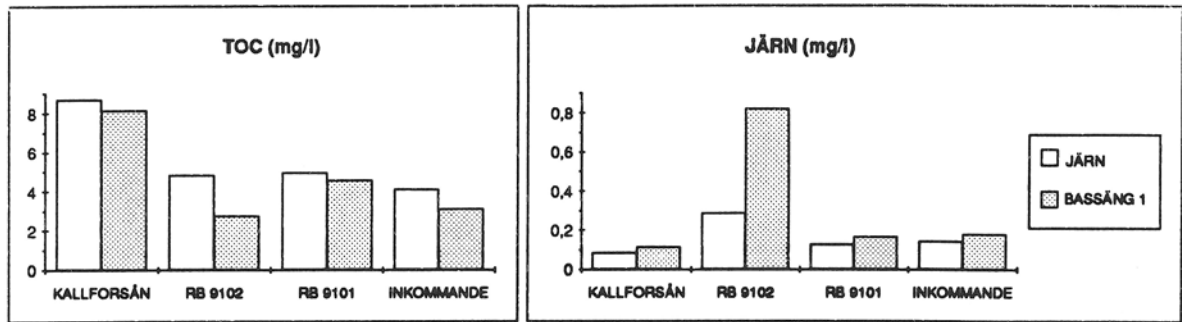
Filtersand

Texturen hos filtersanden var relativt grov och motsvarar en grusig sand. Siktcurvan i figur 2.20 visar materialet på 20-50 cm djup, där 20% av materialet är större än 2 mm, i grusfraktionen. Ojämnkornighetstalet d_{60} / d_{10} är 3,7. Detta kan jämföras med en allmänt använd norm för långsamfiltersand (VBB, 1972) där högst 1% av materialet får vara större än 2 mm och ojämnikornighetstalet högst 2,5. Filtersandens porositet ligger i allmänhet mellan 36% och 41% och är lika över hela djupet.

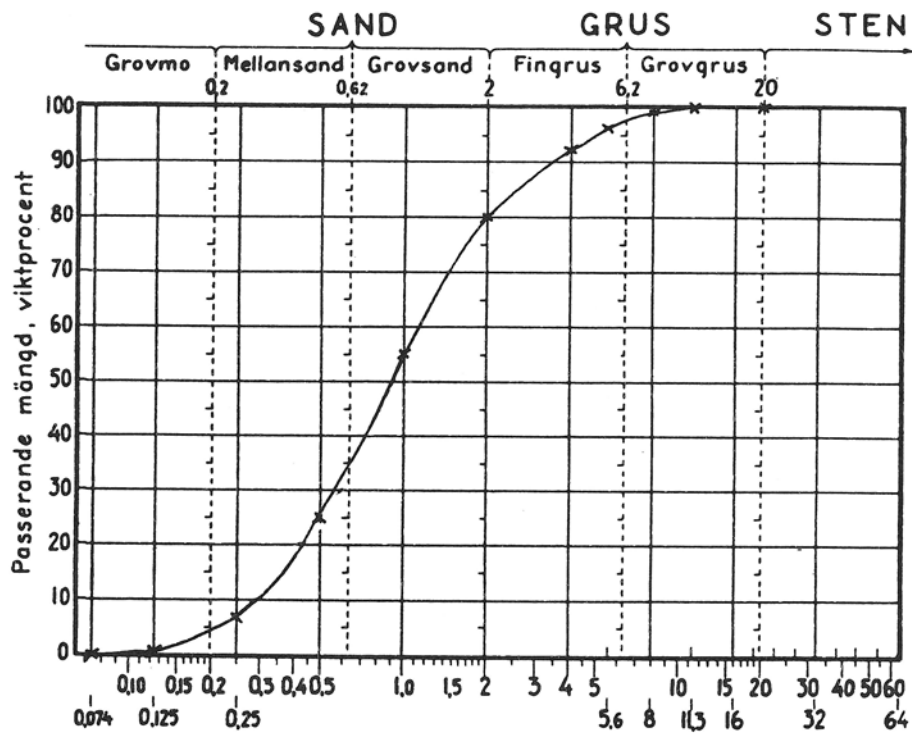
Filtersandens textur medger teoretiskt en hydraulisk konduktivitet av $1,1 \cdot 10^{-3}$ m/s, motsvarande 4000 mm/h vid 15°C (beräknad med Hazens formel, Almén & Talme, 1978). Upprepade mätningar av vattennivån i infiltrationsbassängen visade att, med en antagen effektiv porositet av 30 %, infiltrationshastigheten vanligen var ca 130 mm/h. Under varma sommareftermiddagar, då vattnet hunnit värmas upp i bassängen, uppgick hastigheten till 280 mm/h.



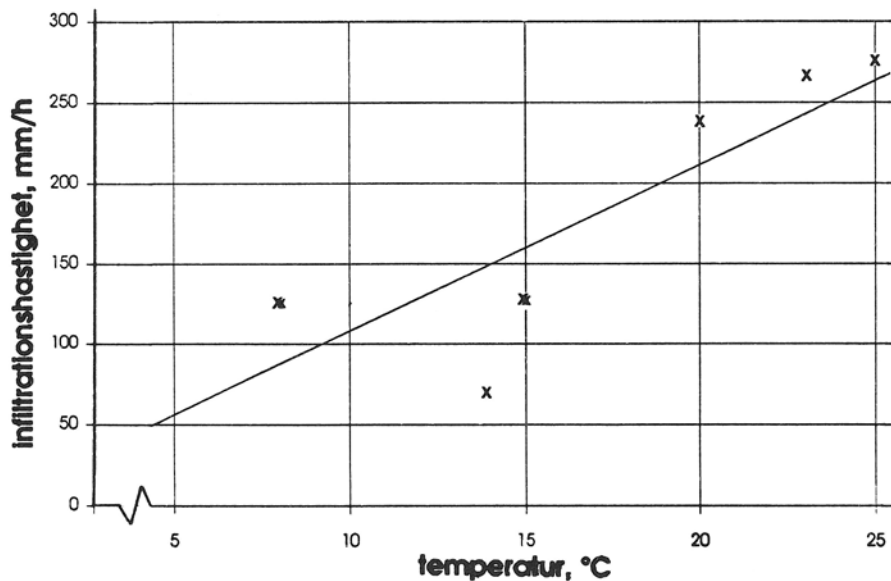
Figur 2.18 Vattenkvaliteten i infiltrations- och grundvatten vid Myrstugan, Järna. Medelvärden från tre provtagningstillfällen under våren 1992, då endast bassäng 1 var i drift.



Figur 2.19 Jämförelse mellan medelvärden för TOC och järn vid infiltration på bassäng 1 och infiltration på både bassäng 1 och 2, Myrstugan, Järna.



Figur 2.20 Filtersandens korntorleksfördelning i bassäng 1, Myrstugan, Järna.



Figur 2.21 Infiltrationshastigheten ökar vid stigande temperatur. Temperaturvärdena avser lufttemperaturen. Regressionslinjen beräknad ur åtta mätillfällen (kryssmarkering), $r = 0,84$.

Variationen är starkt kopplad till vattentemperaturen, som framgår av figur 2.21. Detta förklaras av att vattnets viskositet sjunker med ökande temperatur. Vattendjupets inverkan på infiltrationshastigheten är avsevärt mindre än temperatureffekten.

När filtersanden var mättad med vatten var 30-35 volymsprocent vatten fritt dränerbart, återstående ca 5 volymsprocent var kapillärt eller adsorptivt bundet. Det innebär att ca 85% av filtersandens vatten kunde dräneras fritt. Redan vid pF 1,5 dvs om grundvattenytan ligger mer än 32 cm ner, dräneras så mycket vatten att den återstående vattenhalten är <10 volymsprocent.

Halten av organiskt material i filtersandens översta 5 cm var i december 1991 0,8 vikts-% (se bilaga 2.5). I april 1993 var halten i samma skikt 1,8 vikts-%. Halten avtog med djupet och på ca 60 cm djup uppmättes samma halter som i december 1991. Halten av organiskt material i det underliggande naturliga materialet var markant högre.

Under perioden december 1991 till april 1993 har även järn och mangan ackumulerats i filtersandens övre del (bilaga 2.5). Sett över de översta 25 centimetrarna steg det totala järninnehållet från 790 g till 1030 g per kvadratmeter. Andelen av detta järn som var organiskt bundet ökade från 10 till 23 %. Manganinnehållet i samma volym av filtersand ökade relativt sett mer och dessutom mer ytligt, från 14 g till 63 g. Andelen organiskt bundet mangan sjönk från 49 till 37 %. Skillnaden mellan 1991 och 1993 års analysresultat från nivåer under 25 cm ligger inom felmarginalerna.

2.2.3 Kommentarer

De hydrogeologiska förutsättningarna vid Myrstugan i Järna är komplexa. En stor del av förändringarna i grundvattenkvaliteten orsakas av de ändrade flödesmönster i akviferen som blir följden av ändrade driftsförhållanden.

Det är svårt att i denna studie dra slutsatser om uppehållstidens betydelse för vattenkvaliteten eftersom osäkerheten rörande blandningsförhållandena i akviferen är stor. I spårämnesstudien kunde endast 60 procent av koncentrationen i infiltrationsvatten från bassäng 1 påträffas i en enda analys av vatten från Rb 9102. Då infiltrerades emellertid vatten i både bassäng 1 och 2 och bassäng 1 fungerade hydrauliskt sett dåligt. I magasinet kan det infiltrerade vattnet spädas ut dels med naturligt grundvatten men även med infiltrerat vatten med betydligt längre uppehållstid. Denna inverkan på vattenkvaliteten i magasinet är helt beroende av hur anläggningen drivs, t ex magasinets storlek, uttagets storlek och infiltrationsmängd och -plats.

Ett visst samband mellan uppehållstid i marken och vattenkvalitet kan konstateras för färg, turbiditet, COD, alkalinitet, syre, pH och marmoraggressiv kolsyra. Sambanden grundar sig emellertid endast på modellerade flödesriktningar (avsnitt 2.2.2) och ytterligare studier krävs för att bekräfta och kvantifiera dessa samband. Inga samband mellan uppehållstid och järn- och manganhalt i grundvattnet har funnits. Istället styr de hydrogeologiska förhållandena dessa ämnens förekomst.

I ytvatten är ofta TOC-halten och färgvärdet högt. Denna studie visar att även en kort uppehållstid i bädden är tillräcklig för att väsentligt sänka TOC-halten i vattnet. Under gynnsamma förhållanden fastnade 50 % av det organiska materialet i de översta 20 centimetrarna av filtersanden, vilket innebär att uppehållstiden under sådana förhållanden inte är så betydelsefull för denna parameter. Det är istället sannolikt att de lokala betingelserna i denna övre del av filtersanden, såsom temperatur, kontaktyta och näringstillgång är viktigare.

När temperaturen sjönk på hösten frigjordes organiskt material från filtersanden. Det frigjorda materialet bestod troligen dels av mikroorganismer som inte kunde leva här längre när

näringsstillförseln och temperaturen sjunkit, men även av sådant organiskt material som tillförts med infiltrationsvattnet under den varma säsongen. Det är osäkert vad som händer med det frigjorda organiska materialet, men troligen sker en fortsatt nedbrytning och fastläggning genom adsorption och mekanisk avskiljning om än med en långsammare hastighet. Många mikroorganismer har en väl utvecklad förmåga att anpassa sig efter rådande förhållanden, varför det ligger nära till hands att anta att nya mikrosamhällen utvecklas där förhållandena är gynnsamma för detta, i detta fall där det frigjorda organiska materialet förts.

En grov uppskattning av vilka mängder organiskt material som tillförts under perioden december 1991 - april 1993 tyder på att man har en produktion av organiskt material i filtersanden som är större än den nedbrytning som pågår.

Studien visar att allt det järn och mangan som tillförts med infiltrationsvattnet lades fast i filtersanden. Fastläggningen skedde ytligt, 65% av järnet och 85 % av manganet fastnar i de översta 5 centimetrarna. Dessa resultat stämmer väl med tidigare studier i Emmaboda (Frycklund & Jacks, 1993). De problem med järn och mangan som finns i brunsvattnet härstammar från grundvattnet som kommer från syd/sydväst. Tillströmningen av syrefattigt, järnrikt grundvatten kan motverkas genom lämplig bassängdrift. Det är möjligt att även de problem med lukt- och smakstörningar som man tidigare haft i vattnet, härrör från det söderifrån kommande grundvattnet, snarare än från variationer i infiltrationsvattnets kvalitet. Under projekttiden uppvisade infiltrationsvattnet en jämn kvalitet, även vid ett tillfälle med mycket intensivt regn.

Mätningarna av mättnadsgraden i filtersanden visar på omättade förhållanden vid samtliga mättillfällen. Det är dock inte uteslutet att det vid andra tillfällen under kortare perioder kan ha varit mättat inom vissa zoner, mest sannolikt är detta strax ovanför övergångsskiktet till naturmaterialet under filtersanden. Den generella slutsatsen blir ändå att den vattenkvalitet som erhålls under filtersanden är ett resultat av processer som övervägande verkat under tillgång på syre och med stor kontaktyta mellan vatten och filtersand.