

Transporttider för vatten i närområdet till en vattentäkt - spårämnesförsök i en isälvsavlagring

Jonas Enquist

Referat

Transporttider för vatten i närområdet till en vattentäkt – spårämnesförsök i en isälvsavlagring

Jonas Enquist

Vid utformningen av skyddsområden för grundvattentäkter är det av stor vikt att kunna uppskatta grundvattnets transporttid (uppehållstid) från olika partier av akviferen till uttagsplatsen. Dessa bedömningar har en tendens att bli osäkra på grund av heterogeniteter i akviferen. Som ett led i arbetet att utveckla metoder för en säkrare avgränsning av skyddsområden genomfördes ett spårämnesförsök i en isälvsavlagring (Järlåsaåsen) belägen cirka 2,5 mil nordväst om Uppsala.

Syftet med examensarbetet var att genomföra, beskriva och utvärdera spårämnesförsöket. Bestämda transporttider från spårämnesförsöket skulle sedan kunna användas för jämförelse med stokastiskt simulerade transporttider för grundvattnet i området.

Tre färgspårämnen (rhodamin WT, uranin och naphthionat) och ett salt (NaBr) användes vid spårämnesförsöken. Spårämnena injicerades i fyra olika grundvattenrör belägna 25 meter från en uttagsbrunn. Pumpflödet ur uttagsbrunnen var 1,7 L/s och med en automatprovtagare togs vattenprover från det uppumpade vattnet. Resultatet från massbalansberäkningarna visade på att all injicerad bromid återfanns i uttagsbrunnen, men andelen återfunnen spårämnesmassa var betydligt lägre för färgspårämnena rhodamin WT (70 %), uranin (61 %) och naphthionat (19 %). Den låga andelen återfunnen massa beror troligtvis främst på nedbrytning och kanske även på adsorption.

En analytisk lösning till advektions- dispersionsekvationen i en dimension för radiellt konvergerande strömning användes vid utvärderingen av genombrottskurvorna. En minsta och största uppehållstid på 1,9 dygn respektive 5,1 dygn och överlag oväntat stora dispersiviteter (9 – 35 m) erhöles från kurvanpassningen. Den första ankomsttiden till uttagsbrunnen hade ett minsta och största värde på 3,8 respektive 13 timmar. Utspädningsförsök genomfördes också för att bestämma storleken på flödet vid injektionsrören. Dessa försök gav en bild av flödets storlek, skillnader mellan de olika injektionsrören och flödets förändring vid pumpning.

De bestämda transporttiderna visar på relativt stora tidsskillnader och ett heterogent försöksområde. Transporttidsfördelningarna utgör också ett underlag för en jämförelse mot stokastiskt simulerade transporttider av grundvattnet.

Nyckelord: spårämnesförsök, utspädningsförsök, isälvsavlagring, transporttider, vattenskyddsområden

Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet, Villavägen 16, 752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765

Abstract

Travel times of the water in the immediate surroundings of a water supply – tracer test in an esker

Jonas Enquist

When establishing a groundwater protection area it is of great interest to be able to estimate the transit time of the groundwater from different places of the aquifer to the withdrawal well. These estimates can be uncertain due to heterogeneities in the aquifer. As a part of the work to develop methods for a more certain delineation of protection areas, a tracer test was performed in an esker located 25 kilometres NW of the town Uppsala.

The purpose of this master thesis was to perform, describe and evaluate the tracer test. Travel times from the tracer test should then enable comparison against stochastic simulated travel times of the groundwater in the area.

Three dyes (rhodamine WT, uranine and naphthionate) and a salt (NaBr) were used in the tracer test. The tracers were injected in four different wells located 25 meters from a pumping well. The pumping well was pumped at a rate of 1.7 L/s and water samples were collected from the pumped water. The calculated mass recovery was large for bromide (101 %) but considerably lower for the dyes rhodamine WT (70 %), uranine (61 %) and Naphthionate (19 %). The low mass recovery for the dyes is probably due to degradation and maybe also adsorption.

An analytical solution to the advection – dispersion equation in one dimension for radial converging flow was used for the interpretation of the breakthrough curves. Smallest and largest transit time that was received from the model fitting was 1,9 days and 5,1 days respectively and without exception large longitudinal dispersivities (9-35 m). Point dilution tests were performed in the injection wells in order to determine the ground water flow at these wells. The tests gave information about the magnitude of the ground water flow, differences between the wells and the flow change at pumping.

Travel times were estimated from the received breakthrough curves and the travel time distributions can be used for comparison against stochastic simulated travel times of the groundwater.

Keywords: tracer test, point dilution tests, esker, travel times, water protection areas

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 20 högskolepoäng och slutför mina studier till Civilingenjör inom Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet är utfört inom projektet ”Avgränsning av skyddsområden för grundvatten, behov av metodutveckling”, vilket är finansierat av Formas (Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggnad). Målet med projektet är att utveckla metoder för att kunna göra en säkrare bestämning av storleken på skyddsområden för grundvattentäkter. Examensarbetets del av detta projekt bestod i att utföra, beskriva och utvärdera ett spårämnesförsök.Handledare har varit Allan Rodhe professor i hydrologi vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Ämnesgranskare var Rajinder Saxena vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Ett tack riktas till Fritjof Fagerlund och Mats Enblom för instruktioner i hur man använder ett totalinstrument. Tack Ellen Walger för att du ryckte in och hjälpte till med provtagningen i fält och Håkan Wennerberg för arbetet med att analysera vattenprover. Tack till familjen Levin i Brygggarbo för tillgång till el.

Jag vill också tacka Calle Hjerne på Geosigma för dina tydliga instruktioner under fältarbetet och att du har svarat på frågor som har dykt upp. Tack Erik Gustafsson för lånet av referenser, Eva Wass för instruktioner under arbetets laborativa moment och alla andra på Geosigma för god hjälp i projektet.

Tack Björn för sällskapet under fältarbetet och givande diskussioner kring frågor som har dykt upp. Jag vill även tacka Auli Nemi och min ämnesgranskare Rajinder Saxena. Sist men inte minst vill jag tacka min handledare Allan Rodhe som alltid har ställt upp och stöttat mig under arbetets gång. Tack Allan för att jag har fått delta i ett projekt som har varit intressant och väldigt lärorikt.

Jonas Enquist

Uppsala, april 2006

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
2. TEORI	2
2.1 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK.....	2
2.1.1 Filterfaktor.....	2
2.1.2 Faktorer som kan påverka utspädningshastigheten.....	4
2.2 SPÅRÄMNESTRANSPORT.....	5
2.2.1 Allmänt om ämnestransport.....	5
2.2.2 Genombrottskurvor.....	7
2.2.3 Radiellt konvergerande spårämnesförsök.....	8
2.2.4 Utpumpad massa.....	9
2.3 SPÅRÄMNINGEN.....	9
2.3.1 Kriterier för val av spårämne.....	9
2.3.2 Analys av färgspårämnen.....	9
2.3.3 Uranin.....	10
2.3.4 Rhodamin WT.....	10
2.3.5 Natriumnaphthionat.....	11
2.3.6 Bromid.....	11
2.3.7 Sammanfattning av spårämnesegenskaper.....	11
3. MATERIAL OCH METODER	12
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING.....	12
3.1.1 Järlåsaåsen.....	12
3.1.2 Grundvattenrör och pumpbrunn.....	14
3.1.3 Jordprover.....	15
3.2 MÄTNINGAR.....	15
3.3 SPÅRÄMNESINJEKTION.....	16
3.3.1 Utspädningsförsök i injektionsrören vid naturliga förhållanden.....	16
3.3.2 Utspädningsförsök vid pumpning.....	17
3.3.3 Planering av transportstudien.....	18
3.3.4 Spårämnesinjektion.....	18
3.3.4 Provtagning.....	19
3.4 ANALYS AV VATTENPROVER.....	20
3.5 BERÄKNINGAR.....	20
4. RESULTAT	22
4.1 GRUNDVATTENNIVÅER.....	22
4.3 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK.....	23
4.4 GENOMBROTTSKURVOR I OBSERVATIONSRÖREN.....	24
4.4.1 Naphtionat injicerat i rör 510.....	25
4.4.2 Rhodamin-WT injicerat i rör 512.....	26
4.4.3 Bromid injicerat i rör 513.....	27
4.4.4 Uranin injicerat i rör 515.....	28
4.5 GENOMBROTTSKURVOR I PUMPBRUNNEN.....	29

4.6 MASSBALANS	31
4.7 MODELLANPASSNING AV GENOMBROTTSKURVOR	32
4.8 SAMMANFATTANDE RESULTATTABELL	33
5. DISKUSSION	34
5.1 GRUNDVATTENYTAN	34
5.2 UTSPÄDNINGSFÖRSÖKEN	34
5.3 TRANSPORTSTUDIER	35
5.3.1 Pumpstoppets inverkan på transporttiden	35
5.3.2 Genombrottskurvor i observationsrören	36
5.3.3 Genombrottskurvor i pumpbrunnen	36
5.3.4 Andelen utpumpad spårämnesmassa	37
5.3.5 Kurvanpassning av genombrottskurvor	37
5.3.6 Vattnets transporttider	38
5.4 SAMMANFATTANDE DISKUSSION	39
6. REFERENSER	40
6.1 TRYCKTA REFERENSER	40
6.2 MUNTliga REFERENSER	41
BILAGOR	42
BILAGA 1 OMRÅDESKARTA JÄRLÅSA	42
BILAGA 2 GENOMBROTTSKURVOR I OBSERVATIONSRÖREN	43
BILAGA 3 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK I INJEKTIONSRÖREN	47

1. INLEDNING

Vattenskyddsområden behövs för att ge vattentäkter ett långsiktigt skydd och därmed säkra råvattentillgångar för framtiden. Enligt riksdagens miljömål ska geologiska formationer som är viktiga för nuvarande och framtida vattenförsörjning ha ett långsiktigt skydd senast år 2010 (SOU, 2000). Vattenskyddsområdet storlek bör vara hela vattentäktens tillrinningsområde, ifall inte beslutsunderlaget visar att ett mindre område räcker för att uppnå syftet med skyddet (Naturvårdsverket, 2003).

Skyddsområdet delas upp i skyddszoner (vattentäktszon, primär skyddszon och sekundär skyddszon) och storleken på de primära och sekundära skyddszonerna bestäms utifrån grundvattnets uppehållstid. Utgångspunkten när gränsen för den primära skyddszonen upprättas är att grundvattnets transporttid ska vara 100 dygn. Denna tidsgräns ska göra att en eventuell förorening hinner upptäckas och åtgärdas innan den når uttagsbrunnen. Gränsen för den sekundära skyddszonen ska upprättas så att transporttiden till uttagsbrunnen (vattentäktszonen) är minst 1 år.

Den enda existerande metoden för att direkt mäta och bestämma grundvattnets transporthastighet är spårämnesförsök. Försöken är dock kostsamma och transporthastigheten bestäms därför istället ofta från mycket enkla och överslagsmässiga beräkningar (Fernqvist, 2004). Detta kan leda till att storleken på skyddsområdet blir betydligt mycket större eller mindre än vad det egentligen skulle behöva vara. Ett för litet skyddsområde innebär ett bristfälligt skydd och ett för stort skyddsområde kan medföra en onödig inskränkning i markanvändningen och även stora kostnader.

Avgränsning av ett vattenskyddsområde innebär en sannolikhetsbedömning av vattnets transporttid från en plats i akviferen till uttagsbrunnen. Det är därför lämpligt att underlaget till bedömningen ges i statistiska termer. Stokastisk transporttidssimulering med utnyttjande av akviferens heterogenitet har förutsättningar att ge ett sådant underlag. Detta examensarbete redovisar resultaten av ett spårämnesförsök som genomfördes för att ta fram parametrar för utveckling av en stokastisk transportmodell. Försöket genomfördes i en isälvsavlagring, då detta är den vanligaste akvifertypen för större grundvattentäkter i Sverige (Knutsson & Morfeldt, 1995). Fyra olika spårämnen injicerades på olika platser och transporttider till en pumpbrunn på 25 meters avstånd bestämdes. Anledningen till att flera olika injektionsplatser valdes var för att försöka erhålla en bild av akviferens heterogenitet.

Syftet med examensarbetet är att beskriva och utvärdera spårämnesförsöket. Bestämda transporttider från spårämnesförsöket ska sedan kunna användas för jämförelse med stokastiskt simulerade transporttider av grundvattnet i området. Den stokastiska modellen behandlas i ett parallellt examensarbete (Lönnerholm, 2006).

Examensarbetet har två mål:

1. Att med utspädningsförsök jämföra storleken på grundvattenflödet kring fyra grundvattenrör, både vid den naturliga gradienten och under pumpning.
2. Att bestämma transporttider, dispersionsparametrar och massbalans för de injicerade spårämnena.

2. TEORI

Under det här examensarbetet har spårämnen tillsatts grundvattnet med syfte att studera tre processer.

- Koncentrationsminskning på platsen (utspädningsförsök) har undersökts vid fyra olika grundvattenrör för att uppskatta grundvattenflödets storlek.
- Spårämnenas rumsliga fördelning har studerats genom att provtagning har utförts i observationsrör belägna mellan injektionsrören och en pumpbrunn.
- Spårämnenas transporttid till en pumpbrunn har bestämts utifrån de erhållna genombrottskurvorna.

Tyngdpunkten har varit att studera genombrottskurvor i en pumpbrunn från spårämnen som injicerats samtidigt i olika brunnar på 25 meters avstånd från pumpbrunnen.

2.1 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK

Utspädningstekniken (se t.ex. Carlsson, 1970) bygger på att flödet genom ett grundvattenrör står i proportion till utspädningshastigheten av ett tillsatt spårämne. Genom att anta att vattenflödet in till grundvattenröret är lika stort som utflödet ger kontinuitetsvillkoret följande samband:

$$Q \cdot C_{in} \cdot dt - Q \cdot C_{ut} \cdot dt = d(C \cdot V) \quad (1)$$

där C (kg/m^3) är koncentrationen av spårämne, V (m^3) är vattenvolymen i röret och Q (m^3/s) är vattenflödet. Spårämneskoncentrationen antas vara noll i inflödet ($C_{in} = 0$) och vattenvolymen i röret antas vara konstant, d.v.s.

$$dC \cdot V = -Q \cdot C_{ut} \cdot dt \quad (2)$$

om spårämnet är fullständigt omblandat i mätsektionen blir $C_{ut} = C$ och

$$\int_{C_0}^C \frac{1}{C} dC = - \int_0^t \frac{Q}{V} dt \quad (3)$$

randvillkoret $C = C_0$ vid tiden $t = 0$ ger

$$Q = - \frac{V}{t} \ln \left(\frac{C}{C_0} \right) \quad (4)$$

Grundvattenflödet per tvärsnittsarea Q/A fås genom att dividera flödet med tvärsnittsarean på mätsektionen.

2.1.1 Filterfaktor

Ett grundvattenrör eller borrhål stör den naturliga grundvattenströmningen genom att flödet avlänkas mot grundvattenröret. Förhållandet mellan rörets genomsläpplighet och konduktiviteten hos omgivande akviferen bestämmer utseendet och storleken på störningen. Genom att beräkna en kontraktionsfaktor (korrektionsfaktor på grund av

borrhålets störning av flödeslinjerna) kan man uppskatta flödet vid ostörda förhållanden (Halevy m.fl., 1967).

$$\frac{Q}{A} = \alpha \cdot v_f \quad (5)$$

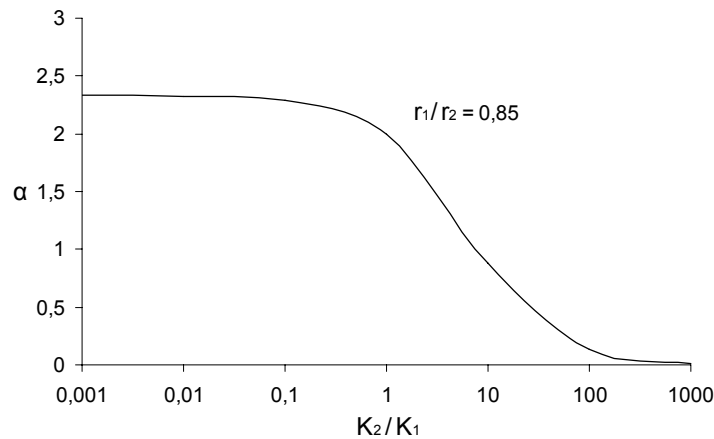
där Q/A (m/s) är storleken på flödet genom grundvattenröret bestämt från utspädningshastigheten, α (-) är kontraktionsfaktorn och v_f (m/s) flödet i den ostörda akviferen.

Halevy m.fl. (1967) beskriver hur kontraktionsfaktorn α beror av rörets utformning:

$$\alpha = \frac{4}{1 + \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2 + \frac{k_2}{k_1} \left[1 - \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2\right]} \quad (6)$$

där r_1 (m) är grundvattenrörets innerradie, r_2 (m) dess ytterradie, k_1 (m/s) är konduktiviteten för grundvattenröret (d.v.s. från r_1 till r_2) och k_2 (m/s) är konduktiviteten hos omgivande akvifermaterial. Ekvation 6 är giltig enbart vid laminärt flöde. För att erhålla en rimlig noggrannhet vid beräkningen av α krävs att $k_1 \geq k_2$ (Drost m.fl., 1968).

För en grävd grop eller ett borrhål i berggrunden med ostört sprickplan saknas filter ($r_1 = r_2$) och korrektionsfaktorn α är här lika med två. Det från utspädningsförsöket uppmätta flödet är alltså för dessa fall dubbelt så stort som det naturliga flödet.



Figur 1 Kontraktionsfaktorn α som funktion av k_2/k_1 när förhållandet mellan rörets inre och yttre radie är 0,85 (d.v.s. dimensionen för de fyra grundvattenrör där utspädningsförsöken genomfördes).

Genomsläppligheten hos grundvattenröret k_1 kan bestämmas experimentellt i en flödesmodell eller uppskattas från sambandet (Drost m.fl., 1968):

$$k_1 = \frac{f \cdot \rho \cdot g \cdot r_H^2}{\eta \cdot A \cdot B} \quad (7)$$

där f (-) är perforeringsgraden på grundvattenröret (arean på hålen / total area på filterröret), ρ (kg/m^3) är vattnets densitet, g (m/s^2) är gravitationsaccelerationen, r_H (m)

är perforeringshålens hydrauliska radie (2 gånger hålets area / hålets omkrets), η (Ns/m^2) är vattnets dynamiska viskositet, A (-) är motståndskoefficient för hålen och B (-) motståndskoefficient för det perforerade röret.

2.1.2 Faktorer som kan påverka utspädningshastigheten

Andra faktorer än grundvattenflödet kan bidra till utspädningen av spårämnet. Exempel på sådana faktorer är densitetsskillnader, diffusion och omblandningseffekter.

En densitetsskillnad mellan spårämneslösningen och omgivande vatten orsakar ett utflöde av spårämne. Det är viktigt att spårämneslösning och omgivande vatten har samma temperatur. En temperaturskillnad på $0,1^\circ\text{C}$ räcker för att skapa ett utflöde på grund av densitetsskillnad (Halevy m.fl., 1967). Om densitetsskillnaden är liten sker det ändå alltid ett utflöde på grund av molekylär diffusion (Halevy m.fl., 1967). Storleken på utflödet orsakat av molekylär diffusion kan uppskattas från (Institut für Radiohydrometrie, 1969):

$$v_d = \frac{\pi \cdot D \cdot \varphi(f)}{r_1} \quad (8)$$

där D (m^2/s) är diffusionskoefficienten för spårämnet i vatten, r_1 (m) är innerradien för grundvattenröret och $\varphi(f)$ (-) är en funktion som beror av filtrets tjocklek och perforeringsgrad. Utspädningsförsök med NH_4Br vid Institut für Radiohydrometrie (Jahresbericht 1966) visade att för flöden v_f större eller lika med $0,3$ m/dag var diffusionens inverkan försumbar.

Det är viktigt att spårämnet är väl omblandat under utspädningsförsöket. Om det inte sker någon omblandning har spårämnet en tendens att lämna röret snabbare än vad som kan förväntas från grundvattenflödets storlek. Utan omblandning utgörs ofta utspädningskurvan (logaritmen av koncentrationen mot tiden) av två linjer med olika lutningar istället för endast en rät linje (Halevy m.fl., 1967). Den optimala omblandningshastigheten är beroende av storleken på grundvattenflödet. En för hög omblandningshastighet gör att spårämnet lämnar mätsektionen snabbare, men medför inget stort fel. Försök vid Institut für Radiohydrometrie (Jahresbericht 1965) visade att felet på beräknat grundvattenflöde var 10 % då den högsta tillåtna omblandningshastigheten överskreds 3 gånger.

Tre olika stadier för utspädningshastigheten kan ofta urskiljas under utspädningsförsöket. Under det första stadiet syns omblandningseffekter, det andra stadiet innefattar utspädning på grund av grundvattenflödet och det sista stadiet beror på att koncentrationen närmar sig bakgrundshalten. Vid beräkningar för att bestämma flödet bör man utelämnat det första stadiet (Halevy m.fl., 1967).

2.2 SPÅRÄMNESTRANSPORT

2.2.1 Allmänt om ämnestransport

Advektion

Advektion innebär att ett ämne i lösning följer grundvattnets flödesriktning och flödets storlek kan uppskattas med Darcys lag:

$$\frac{Q}{A} = -K \cdot \frac{dh}{dl} \quad (9)$$

K (m/s) är den hydrauliska konduktiviteten, dh/dl (-) betecknar grundvattenytans lutning, Q/A (m/s) beskriver vattenföringen per tvärsnittsarea, och ska inte förväxlas med v (m/s) i ekvation 10 som beskriver medelhastigheten hos vattenpartiklarna:

$$v = -\frac{K}{n_k} \frac{dh}{dl} \quad (10)$$

där n_k (-) är den kinematiska porositeten.

Diffusion

Molekylär diffusion innebär att molekylernas slumpmässiga rörelse orsakar en ämnestransport vid koncentrationsskillnader. Diffusionen kan ha betydelse för ämnestransporten i geologiska formationer med låg permeabilitet (Fetter, 1993).

Eftersom porernas väggar utgör ett hinder i molekylernas slumpmässiga rörelse är diffusionskonstanten mindre i grundvatten än i fritt vatten (Freeze & Cherry, 1979):

$$D^* = \omega \cdot D \quad (11)$$

där D^* (m²/s) betecknar den effektiva diffusionskoefficienten, D (m²/s) är diffusionskoefficienten i fritt vatten och ω (-) är en faktor som beror av akviferens porositet.

Ficks lag beskriver masstransport på grund av koncentrationsskillnader. Diffusionens storlek kan beskrivas med Ficks andra lag (Freeze & Cherry, 1979):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (12)$$

Dispersion

Ett kolvflöde innebär att vattenpartiklarna förflyttar sig som en sammanhängande front och har samma medelhastighet under strömningen. Dispersionen gör att ämnestransporten avviker från ett kolvflöde, det vill säga ämnet i lösning transporteras både snabbare och långsammare än vattnets medelhastighet. Dispersionen beror på diffusion och variationer i hastigheten. Hastighetsvariation beror i sin tur främst på variationer i konduktiviteten, men även på faktorer på mikronivå. Friktionen i en enskild por gör att vattnet i centrum av poren rör sig snabbare än vattnet nära porens väggar. Olika långa flödesvägar kring mineralkornen är en annan orsak till dispersion på pornivå.

Hydrodynamisk dispersion är ett samlingsnamn för dispersion till följd av variationer i hastighet (mekanisk dispersion) och molekylär diffusion. Vid höga hastigheter ökar den mekaniska dispersionens betydelse för dispersionen. Hydrodynamisk dispersion beskrivs med denna ekvation (Fetter, 2001):

$$D_l = \alpha_l \cdot v + D^* \quad (13)$$

där D_l (m^2/s) är den longitudinella dispersionskoefficienten, α_l (m) är den longitudinella dispersiviteten och v (m/s) är grundvattnets medelhastighet.

Dispersiviteten representerar akviferens heterogenitet, men är ingen konstant utan ökar med flödesvägens längd, eftersom sannolikheten att stöta på variationer i till exempel konduktivitet ökar med sträckan. I sand och grusavlagringar ligger dispersiviteten vanligen mellan 0,1 och 100 meter beroende på flödesvägens längd. En grov uppskattning på dispersiviteten kan göras genom att anta att den är en tiondel av längden på flödesvägen (Käss, 1998).

Peclet-talet beskriver förhållandet mellan ämnestransport på grund av advektion och dispersion enligt:

$$P_e = \frac{v \cdot x}{D_l} \quad (14)$$

där x (m) är längden på flödesvägen.

Advektions-dispersionsekvationen

Transporten av ett ämne i lösning sker till följd av både advektion och dispersion. För det tredimensionella fallet beskrivs processen med ekvation 15 när flödet sker parallellt med x-axeln (Käss, 1998):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_l \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_t \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_v \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (15)$$

där D_l , D_t och D_v (m^2/s) är dispersionskoefficienterna i longitudinell-, transversell- och vertikalled. Lösningen till ekvation 15 är inte tillämpbar för att utvärdera spårämnesförsök på grund av många obekanta variabler (Käss, 1998).

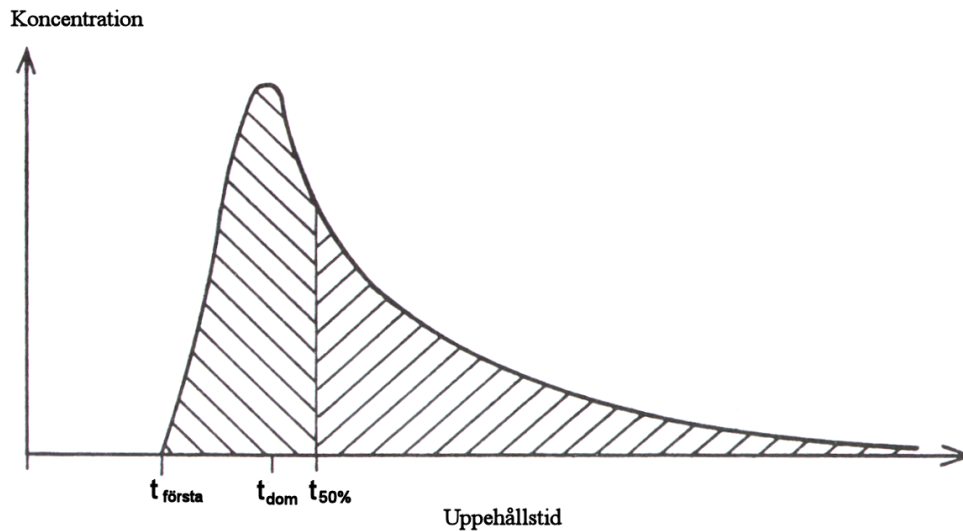
Ämnestransport i en dimension utan hänsyn till nedbrytning eller adsorption kan tecknas (t.ex. Fetter, 2001):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_l \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (16)$$

När hastigheten är noll ($v = 0$) reduceras ekvationen till att beskriva transport på grund av diffusion (ekvation 12). Det finns ett flertal olika analytiska lösningar för ekvation 16 och en lösning för fallet med radiellt konvergerande strömning tas upp i avsnitt 2.2.3.

2.2.2 Genombrottskurvor

En genombrottskurva beskriver hur spårämneskoncentrationen förändras med tiden i en observationspunkt. Genombrottskurvan innehåller bland annat information om transporttider från injektionsplatsen till observationspunkten. De olika transporttider som man brukar tala om är första detektionstiden $t_{första}$, tiden för högsta koncentrationen t_{dom} och tiden då hälften av spårämnesmassan har passerat $t_{50\%}$ (Figur 2). De olika tiderna motsvarar den snabbaste hastigheten $v_{första}$, den dominerande hastigheten v_{dom} och medelhastigheten v_{medel} . Tidpunkten då hälften av spårämnet har passerat brukar vanligtvis ligga inom tidsintervallet där koncentrationen har sjunkit till mellan 66 % och 50 % av toppkoncentrationen (Käss, 1998).



Figur 2 Ideal genombrottskurva från ett spårämnesförsök. Markerade tidpunkter är första detektionstiden ($t_{första}$), tiden för högsta koncentrationen (t_{dom}) och tiden då hälften av spårämnesmassan har passerat ($t_{50\%}$) (redigerat efter Käss, 1998).

Vid upprättande av skyddsområden för grundvattentäcker är det betydelsefullt att kunna uppskatta den första detektionstiden $t_{första}$. Om en olycka inträffar och grundvattnet blir förorenat ska det finnas tid till att sätta in åtgärder innan föroreningen når uttagsbrunnen. Att bara en minimal del av föroreningsplymen har nått uttagsbrunnen vid denna tidpunkt, är i detta sammanhang av mindre betydelse. Eftersom även låga föroreningshalter kan göra dricksvattnet otjänligt.

Zuber (1974) nämner ett antal orsaker till att experimentella genombrottskurvor ibland har långa svansar, det vill säga att det tar lång tid innan spårämneskoncentrationen når bakgrundshalten. Bland annat dessa orsaker tas upp:

- Reversibel adsorption och en heterogen akvifer.
- Områden (porer) med stillastående vatten dit spårämnet kan diffundera för att senare diffundera tillbaka till det strömmande vattnet.
- Injektionen blir inte en ren puls (koncentrationen avtar sakta i injektionsröret).

2.2.3 Radiellt konvergerande spårämnesförsök

Radiellt konvergerande spårämnesförsök innebär att man pumpar upp vatten ur en brunn, vilket medför att grundvattenytan bildar en avsänkningsträtt kring brunnen och spårämnen injiceras i observationsrör belägna inom avsänkningsträtten.

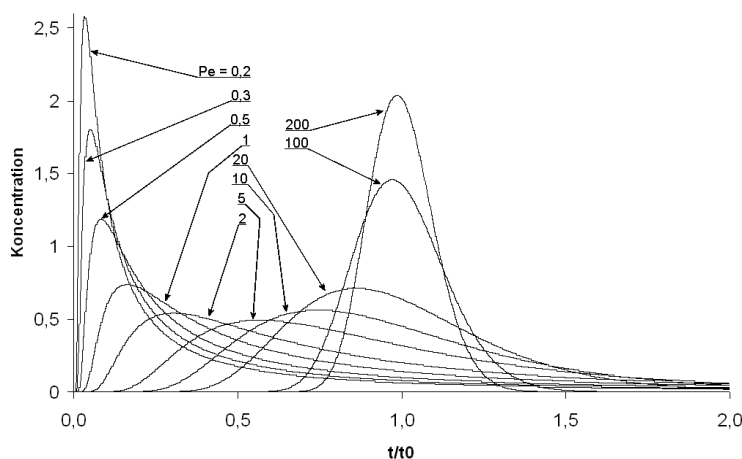
Radiellt konvergerande spårämnesförsök har den fördelen att all den injicerade massan teoretiskt ska kunna återfinnas i pumpbrunnen och föroreningen av akviferen kan begränsas. En annan fördel är att försöket går snabbare än om det hade utförts vid den naturliga gradienten. Det finns dock igen exakt analytisk lösning för radiell strömning och den laterala dispersionen suddas ut i pumpbrunnen på grund av konvergerande flödeslinjer. Detta talar för valet av en endimensionell modell för utvärdering av genombrottskurvorna (Zuber, 1974). De approximativa lösningarna som har presenterats av Lenda och Zuber, Sauty, Gelhar och Collins m.fl. har visat sig vara inexakta för stora dispersiviteter (Moench, 1989).

Koncentrationen i en pumpbrunn av ett spårämne som momentant har injicerats i en annan brunn på avståndet x (m) kan enligt Lenda och Zuber (1970) beskrivas med ekvationen:

$$c(x,t) = \frac{m}{Q \cdot t_0} \frac{1}{\sqrt{\frac{4\pi}{Pe} \left(\frac{t}{t_0}\right)^3}} \exp \left[-\frac{\left(1 - \frac{t}{t_0}\right)^2}{\frac{4}{Pe} \frac{t}{t_0}} \right] \quad (17)$$

Där m (kg) är injicerad massa, Q (m³/s) är storleken på flödet från pumpbrunnen (pump-hastigheten), t_0 (s) är den genomsnittliga uppehållstiden och Pe (-) är Peclet-talet (se ekvation 14).

Utvärderingen av genombrottskurvorna försvåras om dispersionen är stor (litet Peclet-tal), eftersom det ofta leder till att svansen på genombrottskurvorna är lång och ej så väldefinierad (Zuber, 1974). Utseendet på genombrottskurvor erhållna från modellen (ekvation 17) med varierande grad av dispersion framgår av Figur 3.



Figur 3 Typkurvor enligt ekvation 17 för olika Peclet-tal. Koncentrationen (godtycklig enhet) ritas mot dimensionslös tid (tid (t) sedan injektion genom uppehållstiden t_0).

2.2.4 Utpumpad massa

Hur stor andel av injicerad spårämnesmassa som pumpats ut ur brunnen kan beräknas från genombrottskurvorna:

$$\text{Utpumpad massa (\%)} = 100 \cdot \frac{Q}{m_0} \int_0^{\infty} C(t) dt \quad (18)$$

där Q (m^3/s) betecknar pumpflödet ur brunnen, m (kg) står för den injicerade massan och C (kg/m^3) står för koncentrationen av spårämnet över bakgrundshalten. Mängden återfunnen massa i ett observationsrör kan bestämmas om man istället för pumpflödet Q multiplicerar med flödet genom en representativ tvärsnittsarea.

2.3 SPÅRÄMNINGEN

2.3.1 Kriterier för val av spårämne

Spårämnen kan delas in i två kategorier; artificiella och naturligt förekommande spårämnen. Ett artificiellt spårämne bör uppfylla ett antal kriterier för att vara lämpligt att använda vid ett spårämnesförsök (Käss, 1998). Om huvudsyftet med spårämnesförsöket är att bestämma transporthastigheten hos grundvattnet ska spårämnets egenskaper innebära att det följer vattnets väg så idealiskt som möjligt. Anjoner har oftast ingen tendens till sorption, eftersom markpartiklarna i regel är negativt laddade. Katjoner är därför olämpliga att använda som spårämnen.

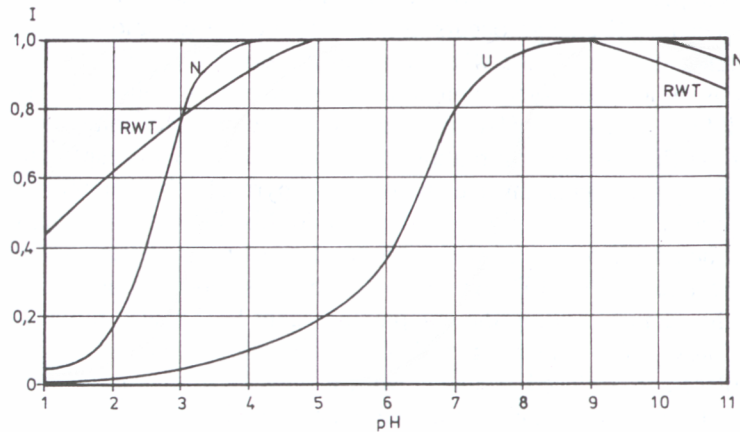
Ett idealiskt spårämne bör ha dessa egenskaper (Gaspar, 1987; Johansson m.fl., 1999):

- Lättlösligt i vattnet och inte förändra vattnets fysikaliska och kemiska egenskaper.
- Stabilt och inte adsorbera till partikelytor.
- Detekterbart i låga koncentrationer.
- Inte vara toxiskt eller sönderfalla till giftiga föreningar.
- Den naturliga koncentrationen av spårämnet bör vara låg och stabil.
- Om flera spårämnen används bör de inte interagera med varandra under transporten med grundvattnet eller vid analysen av koncentrationerna.
- Inte vara för dyrt att inhandla eller analysera.

Under fältförsöket injicerades flera olika spårämnen samtidigt för att på kort tid få ut så mycket information som möjligt. Spårämnena som valdes var färgämnen uranin, rhodamin WT, natriumnaphthionat och saltet natriumbromid. Dessa spårämnen innehar många av de egenskaper som ett idealiskt spårämne bör ha.

2.3.2 Analys av färgspårämnen

Koncentrationen av färgspårämne i vattenprover kan bestämmas med en spektrofotometer. Genom att bestråla proverna med ljus av en viss våglängd (excitationsvåglängd), sänder de ut ljus med en annan våglängd (emissionsvåglängd). Intensiteten på det utsända ljuset (fluorescensen) är koncentrationsberoende, vilket möjliggör en bestämning av halten. Fluorescensens intensitet beror även av bland annat temperatur och pH (Käss, 1998).



Figur 4 Intensitetens pH-beroende för färgspårämnen: RWT = rhodamin WT, U = uranin och N = natriumnaphtionat (redigerat efter Käss, 1998).

Då flera olika färgspårämnen används samtidigt är det viktigt att de är spektralt separerade det vill säga att ämnenas fluorescensmaximum ligger tillräckligt långt ifrån varandra så att interferens undviks vid analysen.

2.3.3 Uranin

Uranin, eller natriumfluorescein ($C_{20}H_{10}Na_2O_5$) vilket det även kallas, används ofta som spårämne och har under lång tid utnyttjats inom hydrologin (Gaspar, 1987; Käss, 1998). Emissionsvåglängden för uranin ligger vid 512 nm för pH-neutrala lösningar. Koncentrerade uraninlösningar har en mörkröd färg som vid spädning antar en grön/gul färgton. Färgskiftningen beror på att uraninmolekylen dissocierar till den gröna anjonen och dissociationsgraden är för spädda lösningar enbart pH-beroende. Det är den gröna anjonen som fluorescerar och uranin är väldigt intensivt fluorescerande. Detektionsgränsen för uranin är 0,002 $\mu\text{g/l}$ för moderna spektrofluometrar. Intensiteten på fluorescensen är pH-beroende och för ett pH-värde över 8.5 är fluorescensen maximal, se Figur 4 (Käss, 1998).

Uranin besitter många av de egenskaper som ett idealt spårämne ska ha och innehar fler fördelar än andra spårämnen. Uranin är till exempel relativt billigt, har en låg detektionsgräns och en liten interaktion med akviferen. Uranin kan däremot inte användas i sura vatten på grund av att det övergår i katjonform och sorberar till partikelytor. Löst uranin bryts också ned i ljus och bör därför inte användas vid spårämnesförsök i ytvatten. Det har även rapporterats om en mikrobiologisk nedbrytning av uranin. Risken är dock liten att ett spårämnesförsök ska misslyckas på grund av mikrobiologisk nedbrytning och nedbrytningen sker främst på platser där man tidigare har tillsatt uranin (Käss, 1998).

2.3.4 Rhodamin WT

Rhodamin WT ($C_{29}H_{29}N_2NaO_5$) har goda spårämnesegenskaper. Det är till exempel inte speciellt ljuskänsligt och fluorescensens pH-beroende är litet. Rhodamin WT har en röd färg och emissionsvåglängden ligger vid 580 nm (Käss, 1998). Kolumnexperiment har visat att rhodamin WT adsorberar till sand (Sabatini & Austin, 1991). Ptak och Schmid (1996) genomförde spårämnesförsök i en grus och sandavlagring där man samtidigt i samma grundvattentrör injicerade uranin och rhodamin WT. Sedan jämfördes

transporthastigheten för uranin och rhodamin WT. Rhodamin WT retarderas i förhållande till uranin och retardationskonstanten (V_{ur}/V_{rh}) visade sig variera mellan 1,26-1,40.

2.3.5 Natriumnaphtionat

Natriumnaphtionat ($C_{10}H_8NNaO_3S$) har lägre fluorescensintensitet än uranin och en högre bakgrundsfluorescens gör att en högre koncentration bör tillsättas vattnet som studeras. Natriumnaphtionat har liten tendens till sorption och kan användas tillsammans med andra vanliga färgspårämnen utan att interferera (Käss, 1998).

Det förekommer dock fall där naphtionat har visat en markant fastläggning under transporten. Johansson m.fl. (1999) skriver om ett spårämnesförsök i en vattentäkt i Jägarbacken (isälvsavlagring) där naphtionat och natriumklorid samtidigt tillsattes en infiltrationsbassäng. Naphtionatet fastlades i väsentlig utsträckning jämfört med klorid. Det bör dock påpekas att infiltrationsvattnet innehöll en hög halt organiskt material och att grundvattnet hade ett lågt pH-värde ($pH < 7$).

2.3.6 Bromid

Fördelen med att använda bromid som spårämne är att det inte kan ske någon mikrobiologisk nedbrytning och att det saknar sorptiva egenskaper. Det är däremot ett relativt dyrt spårämne och ett tidsödande arbete att bestämma dess koncentration. För analysen av bromid är det enklast att använda sig av en jonselektiv elektrod. Detektionsgränsen för bromid är hög (50 $\mu\text{g/l}$), vilket ofta innebär att en stor massa måste tillsättas vid injektionen (Käss, 1998). Lösligheten (850 g/l vid 10°C) kan därför begränsa hur stor massa som kan injiceras om det inte är tillämpligt att injicera stora volymer.

2.3.7 Sammanfattning av spårämnesegenskaper

Ett idealt spårämne ska inte fastläggas under transporten med grundvattnet och vara lösligt i vattnet. Då flera olika färgspårämnen används samtidigt är det viktigt att ämnenas fluorescensmaxima ligger tillräckligt långt ifrån varandra så att interferens undviks vid analysen (se Tabell 1).

Tabell 1 Sammanfattning av några egenskaper hos spårämnena som användes vid försöket.

	Uranin	Rhodamin-WT	Naphtionat	NaBr
Fastläggning	Mycket låg	Måttlig	Ofta låg	Mycket låg
Vattenlöslighet	> 600 g/l (20°C)	Bra	240 g/l	850 g/l (10°C)
Emissionsvåglängd (nm)	512	580	420	-
Excitationsvåglängd (nm)	491	555	320	-

Källa: Käss W., (1998). Tracing Technique in Geohydrology, Balkema, Rotterdam.

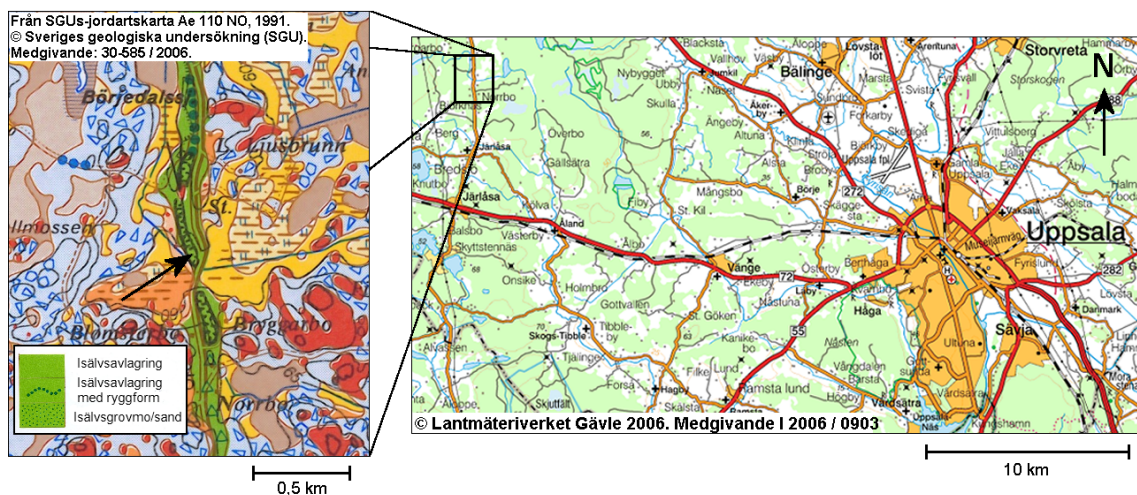
3. MATERIAL OCH METODER

Spårämnen injicerades i fyra grundvattenrör vid tre olika tillfällen. Först utfördes utspädningsförsök med saltlösning vid naturliga strömningsförhållanden. Avsikten var att beräkna det opåverkade grundvattenflödet. Efter pumpstart injicerades färgspårämnen (och i ett av rören bromidlösning) för transportstudier. Även vid dessa injektioner observerades utspädningen i injektionsrören med hjälp av tillsatt saltlösning. Då provtagningen i pumpbrunnen i samband med denna injektion misslyckades genomfördes en tredje och förenklad spårämnesinjektion. Tillvägagångssätt och resultat från den misslyckade transportstudien behandlas inte i denna rapport.

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

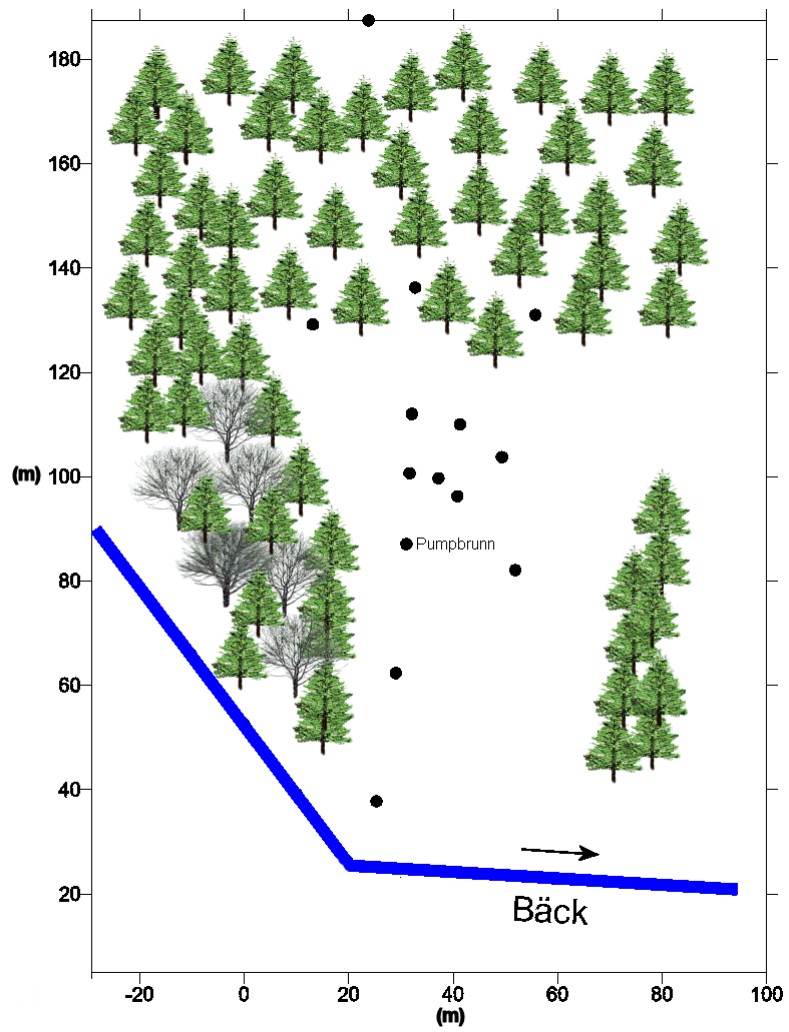
3.1.1 Järlåsaåsen

Fältförsöket genomfördes i Järlåsaåsen som är en isälvsavlagring belägen ca 2,5 mil NV om Uppsala (Figur 5). Järlåsaåsen består framförallt av grus, sten och block. Järlåsaåsen är bitvis en ryggformad rullstensås, men täktverksamheten har varit omfattande i åsen, liksom inom försöksområdet (SGU, 1991; Svantesson, 1991).



Figur 5 Järlåsaåsens och försöksområdets läge i förhållande till Uppsala. Det grönmarkerade området på jordartskartan utgör en del av Järlåsaåsen och pilen markerar platsen för spårämnesförsöket.

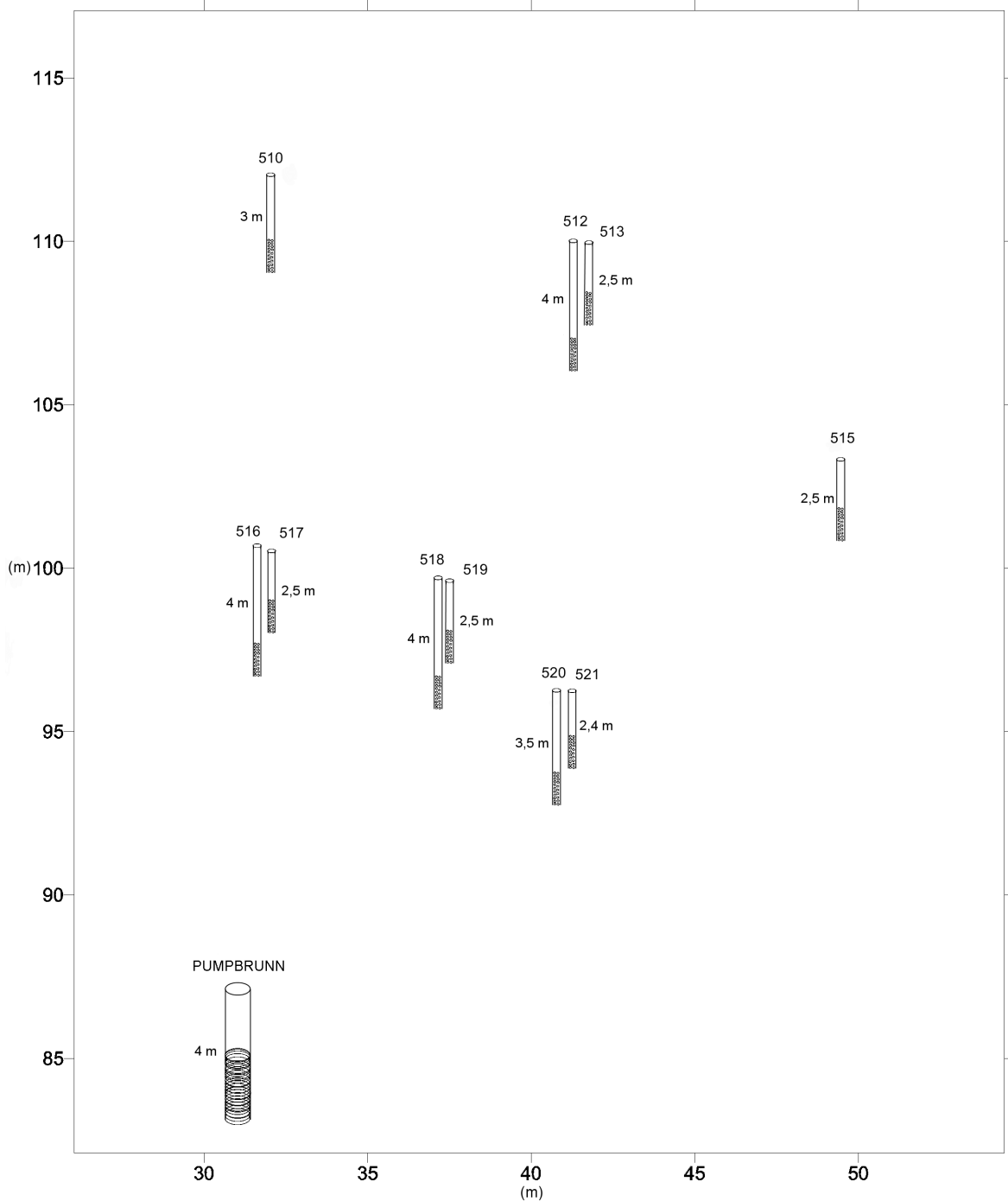
Försöksplatsen är en öppen yta i botten av en nedlagd grustäkt (Figur 6). Bortsett från enstaka buskar saknas vegetation mellan injektionsrören och pumpbrunnen. Markytan är plan och nära horisontell, med ett djup till grundvattenytan på ca 1-2 meter beroende på årstiden. Norra delen av försöksområdet är en 30-årig tallplantering. I söder och sydväst avgränsas området av en bäck (ett grävt dike) som står i hydraulisk kontakt med akviferen.



Figur 6 Skiss över försöksområdet, där (•) anger läget för grundvattenrören och pumpbrunnen.

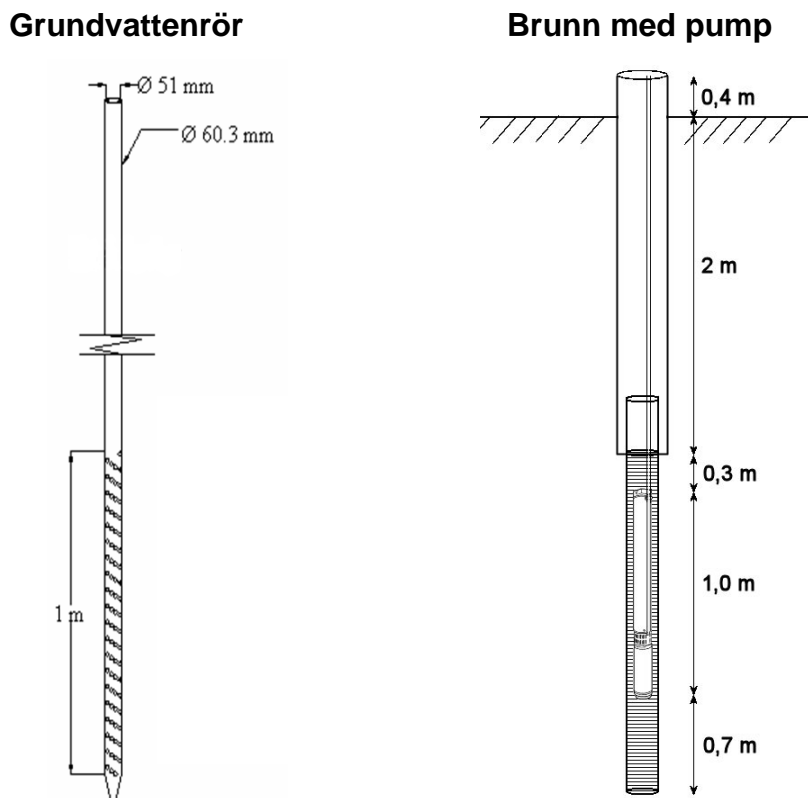
3.1.2 Grundvattenrör och pumpbrunn

Det finns 23 st grundvattenrör och en pumpbrunn inom försöksområdet (se Bilaga 1). Grundvattenrören är nedrivna till olika djup (ca 2-8 m) och perforerade från rörspets och en meter upp. De har en innerdiameter på 51 mm och ytterdiameter 60,3 mm. Hos injektionsrören (rör 510, 512, 513 och 515) har den perforerade sektionen hål med 6 mm i diameter (perforerad area på 3,1 %). På de platser där två grundvattenrör står tätt intill varandra är det ena något djupare borrarat för att såväl injektion som observation skulle kunna göras på olika nivåer i akviferen (Figur 7).



Figur 7 Placering och rörspetsens djup under markytan för pumpbrunnen, injektions- och observationsrören. Intagsnivån för rören (1 m lång) och pumpbrunnen (2 m lång) är markerade.

Pumpbrunnen har en filterspets (JWSSil, slitsstorlek 1 mm) på två meter med innerdiameter ca 124 mm. Pumpen sänktes ner till den perforerade sektionen (se Figur 8) och pumpade 1,65 l/s under försöken. Vattnet som pumpades upp avleddes till bäcken 48 meter från brunnen.



Figur 8 Dimensioner på grundvattenrören och pumpens placering i brunnen.

3.1.3 Jordprover

Vid installationen av grundvattenrören och pumpbrunnen togs jordprover som spolades upp ur rören med tryckluft efter varje meters neddrivning. En siktanalys genomfördes på jordproverna, vilket gav data över kornstorleksfördelningen. Utifrån kornstorleksfördelningen uppskattades konduktiviteten (Lönnerholm, 2006).

3.2 MÄTNINGAR

Ett lokalt koordinatsystem upprättades över området inom vilket koordinaterna (x, y, z) för överkanterna på grundvattenrören och brunnen avvägdes med en totalstation (se kartan, Bilaga 1).

Vattennivån i grundvattenrören bestämdes manuellt med hjälp av ett ellod. Noggrannheten på lodningen uppskattas vara $\pm 0,25$ cm. Lodningen genomfördes vid ett flertal tillfällen både under naturliga förhållanden och vid pumpning. Grundvattennivån i tre rör (rör 501, 508 och 514) registrerades med kapacitansloggrar (GPSE 101 400) och vattennivån i pumpbrunnen med en tryckgivare (Druck BDR) (10-minutersmedelvärden). En nederbördsräknare (vippkärl) var utplacerad invid pumpbrunnen och både tryckgivaren och nederbördsräknaren var kopplade till en

Campbell datalogger. Pumpflödet beräknades genom att utpumpad vattenvolym regelbundet avlästes på en mekanisk flödesmätare som var inkopplad till pumpens tryckslang.

3.3 SPÅRÄMNESINJEKTION

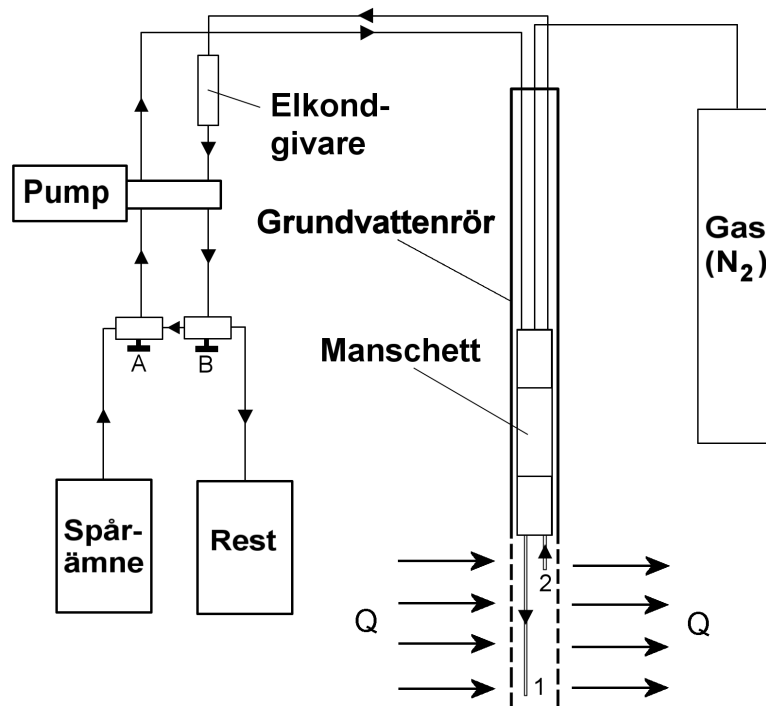
3.3.1 Utspädningsförsök i injektionsrören vid naturliga förhållanden

Utspädningsförsök genomfördes i fyra olika grundvattenrör (rör 510, 512, 513 och 515) för att uppskatta flödet i dessa under naturliga förhållanden (20-22 sept) och under pumpning (20-21 okt). Tre av grundvattenrören är relativt ytliga (intag ca 1,5-2,5 m och 2-3 m under markytan) och ett något djupare (rör 512, intag 3-4 m under markytan, se Figur 7). Huvudfraktionen omkring den perforerade delen på de fyra försöksrören utgörs av sand.

I rör 512 injicerades saltlösning (NaCl) med en koncentration av 25 g/l. För de tre övriga utspädningsförsöken späddes lösningen 3 gånger det vill säga saltlösningar på 8,3 g/l injicerades.

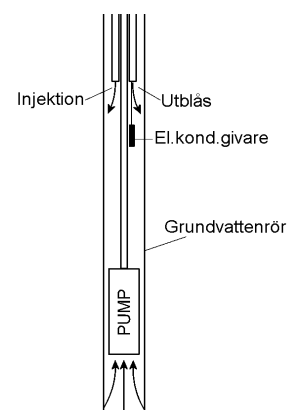
Utrustning utvecklad av Geosigma nyttjades under utspädningsförsöken. En manschett (se Figur 9) användes för att avgränsa rörens perforerade sektion vid utspädningsförsöken, med undantag för rör 513. Innan manschetten blåstes upp med hjälp av kvävgas fylldes systemet med vatten från grundvattenröret. Vid spårämnesinjektionen pumpades lika stor volym vatten upp ur röret (rest) som den volym spårämneslösning som injicerades. Detta gjordes för att undvika att spårämnet skulle tryckas ut ur grundvattenröret vid injektionen. Tillsatsen av saltlösning avbröts då en större volym pumpats ned (ca 3 L) än den av manschetten avgränsade vattenvolymen (1,8 – 2,7 L), det vill säga när grundvattnet i röret hade ersatts av spårämneslösning. Sedan vreds ventil A och B om (se Figur 9) och vattnet i den avgränsande sektionen cirkulerades, genom att vattnet pumpades ut genom manschettpetsen (1) och sögs upp just under manschetten (2). Detta gjordes för att hålla en kontinuerlig omblandning i injektionsrörets perforerade del och kapaciteten på cirkulationspumpen var cirka 0 – 17 ml per sekund.

En MITEC-logger var kopplad till en elektrisk konduktivitetsgivare och konduktiviteten på det cirkulerade vattnet registrerades kontinuerligt. Efter 3 – 4 timmar när koncentrationen började närma sig bakgrundsvärdet avbröts försöken.



Figur 9 Försökuppställning för utspädningsförsöken (utvecklat av Geosigma). Pilarna vid den perforerade delen på grundvattenröret symboliserar grundvattenflödet. Övriga pilar illustrerar vattnets flödesväg vid injektion av spårämne och vid cirkulation av det spårämnesmärkta vattnet.

För rör 513 kunde inte den utspädningsmetodik som beskrevs ovan användas. Grundvattenflödet var här så stort att det injicerade spårämnet snabbt spolades bort och det vatten som pumpades ur sektionens övre del innehöll inte något spårämne. Istället genomfördes ett förenklat utspädningsförsök i detta rör, där vattnet blandades om med en 12 volts pump. Denna pump hade betydligt större kapacitet (ca 160 ml/s) än den som användes i det slutna systemet (ca 17 ml/s). Konduktivitetvärden togs manuellt med en konduktivitetmätare vars givare monterats i mitten av den perforerade rörsektionen (Figur 10).



Figur 10 Principskiss för utspädningsförsöken i rör 513.

3.3.2 Utspädningsförsök vid pumpning

Utspädningsförsöken upprepades sedan under pumpning och påbörjades i rör 512 två dagar efter att pumpningen satts igång. Saltkoncentrationen (NaCl) på lösningarna som injicerades var 8,3 g/l för rör 510, 7,2 g/l för rör 512 och 8,8 g/l för rör 515. Dessa blandningar innehöll även färgspårämne för transportstudier. I rör 513 användes natriumbromid (161,6 g/l) både för att bestämma transporttider och uppskatta utspädningshastigheten, eftersom konduktiviteten ges av storleken på salthalten.

3.3.3 Planering av transportstudien

Inför injektionen för transportstudier gjordes en uppskattning av transporttiden från injektionsrören till pumpbrunnen. Injektionsrören ligger på 25 meters avstånd från pumpbrunnen. Genom att med ekvation 19 (Zuber, 1974) beräkna tiden det tar att tömma cylindervolymen med en radie på 25 meter från pumpbrunnen, erhålls en uppskattning av transporttiden. Här antas att det naturliga flödet kan försummas jämfört med det som orsakas av pumpningen, att hela mäktigheten bidrar till flödet i lika stor grad (homogen akvifer) och att det råder stationära förhållanden.

$$Q \cdot t_0 = \pi \cdot r^2 \cdot m \cdot n_k \cdot V_d \quad (19)$$

Där Q (m^3/s) är pumpflödet, t_0 (s) är medeluppehållstiden för ett ”kolvflöde” mellan brunnarna, r (m) är avståndet mellan pumpbrunn och injektionsbrunn, m (m) är mäktigheten på den mättade delen av akviferen, n_k (-) är den kinematiska porositeten och V_d (m^3) är volymen på avsänkingskonen kring pumpbrunnen. Om vi pumpar med 1,65 L/s (Q), antar att akvifären har en mäktighet m på 5 m, en kinematisk porositet n_k på 0,2 och att volymen V_d är försumbar (avsänkningen mycket liten på grund av den relativt höga konduktiviteten) blir medeltransporttiden till brunnen drygt 14 dygn. Den transporttiden ansågs vara lämplig för att spårämnesförsöket skulle kunna genomföras inom tidsramen för detta examensarbete (20 veckor).

För att bestämma vilka spårämneskoncentrationer som behövde injiceras för att erhålla mätbara, men inte alltför höga, koncentrationer i pumpbrunnen uppskattades storleken på den så kallade geometriska spädningen. Härvid antogs att flödet till pumpbrunnen är radiellt och lika stort från alla håll och på alla nivåer. Den geometriska spädningen ges då av injektionssektionens vertikala tvärsnittsarea (rördiameter \cdot sektionshöjd) dividerad med den totala mantelarean av cylindern med radien r . Detta gav en spädning på 10000 gånger. Sedan antogs att det sker 100 gångers spädning på grund av dispersion, så att hela pulsen skulle vara synlig i brunnen. En spädning på totalt 10^6 gånger plus ytterligare en faktor tio i extramarginal, gav en koncentration på 10^7 gånger bakgrundshalten. Bakgrundshalterna för de fyra utvalda spårämnena uppmättes i pumpbrunnen före försöket (Tabell 2). Det gav för de uppmätta bakgrunds-koncentrationerna 1 000 ppm uranin, 1 000 ppm rhodamin, 13 000 ppm naphthionat och 2 kg/L bromid. Då 2 kg/L var större än löslighetsgränsen för bromid valdes en halt under denna gräns (161,6 g/l).

3.3.4 Spårämnesinjektion

Flera olika spårämnen (4 stycken, se Tabell 2) injicerades för att injektionerna skulle kunna genomföras samtidigt på olika platser och olika djup under markytan (rör 510, 512, 513 och 515).

Vid spårämnesinjektionen användes samma försöksupställning som under utspädningsförsöken (Figur 9). Provtagningen i pumpbrunnen misslyckades vid detta tillfälle och en andra spårämnesinjektion genomfördes cirka en månad senare (16/11-05). Vid det andra spårämnesförsöket injicerades spårämnena istället genom en Tecalanslang som hade monterats på en lång stålpinne. Stålpinnen fördes upp och ner längs rörets perforerade del under tiden spårämnet pumpades ner med en peristaltisk pump (Cole Parmer). När spårämnet hade injicerats hällades 10 liter vatten ner i röret. Det tillsatta vattnet gör att spårämnet trycks ut ur röret i proportion till transmissiviteten.

Det antas alltså att störst mängd spårämne trycks ut på de ställen längs perforeringen där transmissiviteten är som störst (Zuber, 1974).

Injektionsplatserna för de olika spårämnena och injicerad massa framgår av Tabell 2.

Tabell 2 Information om spårämnesinjektionen genomförd den 16 november 2005.

Rör nr	Spårämne	Koncentration	Injicerad massa	Bakgrundshalt	Injektionstid
510	Naphtionat	25,7 g/l	64,8 g	1,3 µg/l	10:31 – 10:38
512	Rhodamin	1,0 g/l	2,17 g	0,1 µg/l	09:34 – 09:42
513	NaBr	161,7 g/l	416,9 g	200 µg/l	09:55 – 10:02
515	Uranin	1,02 g/l	2,54 g	< 0,1 µg/l	10:12 – 10:22

3.3.4 Provtagning

Vattenprover togs dels manuellt i observationsrören (rör 516, 517, 518, 519, 520 och 521) dels med en automatprovtagare som installerats vid bäcken dit brunnsvattnet avleddes. Vattenproverna förvarades mörkt och i bruna 100 ml flaskor, då färgspårämnena bryts ned i solljus.

I tre av observationsrören (rör 516, 518 och 520) placerades en enkel variant av manschetter (cirkulära hårdgummiskivor som slöt relativt tätt mot röret) för att förhindra spårämnena att stiga upp i vattenvolymen ovanför rörets perforerade del. Genom manschetterna hade Tecalanslangar dragits så att vattenprover kunde pumpas upp med hjälp av en peristaltisk pump. Vattenproverna från observationsrören togs med ett tidsintervall på ca 60 minuter från och med att spårämnena injicerats och 15 timmar framåt. Därefter togs vattenprover med ett betydligt glesare tidsintervall.

Automatprovtagaren (ISCO 6700) (Figur 11.b) tog prover från ett uppsamlingskärl som hade placerats där brunnsvattnet pumpades ut i bäcken (Figur 11.a).

Automatprovtagaren innehöll 24 stycken 400 ml flaskor (Figur 11.c) och programmerades för att ta prover med ett lämpligt tidsintervall. När de 24 flaskorna var fyllda hälldes proverna i bruna 100 ml flaskor och provtagaren startades på nytt. Direkt efter spårämnesinjektionen togs vattenprover var 20:e minut och därefter med ett allt längre tidsintervall.



Figur 11 Provtagning av brunnsvattnet från ett uppsamlingskärl och en värmeisolerad kåpa där provtagaren var placerad (a). Automatprovtagare (b) med 24 stycken flaskor (c).

3.4 ANALYS AV VATTENPROVER

Vattenproverna analyserades på Geosigmas laboratorium i Uppsala. Halterna av färgspårämnen bestämde med en spektrofotometer vars mätnoggrannhet är 5 % (Wass muntligen, 2005). Först valdes ett fåtal prover ut för analys och sedan kompletterades analysen med ytterligare ett antal prover för att erhålla tätare mätpunkter längs genombrottskurvorna. Vid analysen pipetterades vattenproverna upp i kyvetter och deras ungefärliga pH-värde bestämde med lackmuspapper. Sedan tillsattes 1 droppe buffert (pH 9) för att höja pH-värdet från 6-7 till pH 8. Detta gjordes för att fluorescensens pH-beroende är litet vid detta pH-intervall (Figur 4, avsnitt 2.3.2). Varje prov analyserades med avseende på halten av uranin, rhodamin och naphthionat i nämnd ordning. Uranin analyserades först då det är mest känsligt för nedbrytning under analysen (Wass muntligen, 2005).

Koncentrationen av bromid bestämde med en jonselektiv elektrod (Model 9635 Bromide Electrode). Först upprättades en kalibreringskurva utifrån 4 standarder med koncentrationerna 0,02, 0,2, 2 respektive 20 mg/l. I kalibreringskurvan ritades logaritmen av koncentrationerna mot uppmätta spänningar (mV). Sedan tillsattes i en bägare 800 µl ISA (Ionic Strength Adjustor) och 40 ml vattenprov. Mätelektroden fördes ner i bägaren och fick stå med magnetorrör tills det att ett något så när stabilt spänningsvärde kunde avläsas (ca 2-3 minuter). Bromidkoncentrationen i vattenproverna beräknades sedan utifrån kalibreringskurvan.

3.5 BERÄKNINGAR

Från mätningar av grundvattennivån inom området interpolerades grundvattenytor fram med programvaran Surfer 7.0 med hjälp av interpolationsmetoden kriging. Från grundvattenytorna uppskattades gradienten kring injektionsrören vid naturliga förhållanden och under pumpning.

Grundvattenflödet Q/A beräknades med hjälp av ekvation 4. Genom att rita logaritmen av spårämneskoncentrationen mot tiden gav lutningen storleken på faktorn Q/V . Då storleken på tvärsnittsarean A för grundvattenrörets perforerade del och rörvolymen V är kända konstanter, kunde flödet Q/A beräknas. Korrigering för flödeslinjernas konvergens mot röret utfördes genom att det uppmätta flödet Q/A dividerades med kontraktionsfaktorn α (se ekvation 5). Flertalet av kurvorna följde inte det linjära samband som teorin beskriver (ekvation 4). För dessa kurvor studerades största (a) och minsta (b) lutningen, vilket gav en uppskattning av flödet (Bilaga 3).

För att kunna uppskatta storleken på kontraktionsfaktorn α krävs, som nämnts, kännedom om förhållandet mellan rörets konduktivitet och konduktiviteten på omgivande akvifermaterial (se ekvation 6). Ett försök att uppskatta permeabiliteten för injektionsrören utfördes med hjälp av ekvation 7. Ur en graf över geometriska data för ett rör och dess motståndskoefficient bestämde motståndskoefficienten B (66,9) (Drost m.fl., 1968). Eftersom motståndskoefficienten för cirkulära rör är lika med 8 (Drost m.fl., 1968), användes detta värde för motståndskoefficienten för filterhålen ($A = 8$). Vid en grundvattentemperatur på 10°C erhöles ett konduktivitetvärde på $k_1 = 3,9 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Den beräknade konduktiviteten på grundvattenröret k_1 jämfördes mot konduktiviteten vid injektionsrören k_2 (uppskattade från kornstorleksfördelningen). Förhållandet mellan

akviferens och grundvattenrörens konduktiviteter (k_2/k_1) låg inom intervallet 0.3–1.0, vilket gav värden på kontraktionsfaktorn α inom intervallet 2,2–2,0 (se Figur 1). Osäkerheten vid skattningen av konduktiviteten utifrån kornstorleksfördelningen är ganska stor. Eftersom variationen i konduktiviteten mellan de fyra injektionsrören var relativt liten ($1,2 \cdot 10^{-3} - 4,0 \cdot 10^{-3}$ m/s) användes samma kontraktionsfaktor ($\alpha = 2,1$) för alla fyra grundvattenrören. Konduktiviteten K vid rören bestämdes sedan genom att korrigerat flöde v_f (ekvation 5) dividerades med den uppskattade gradienten.

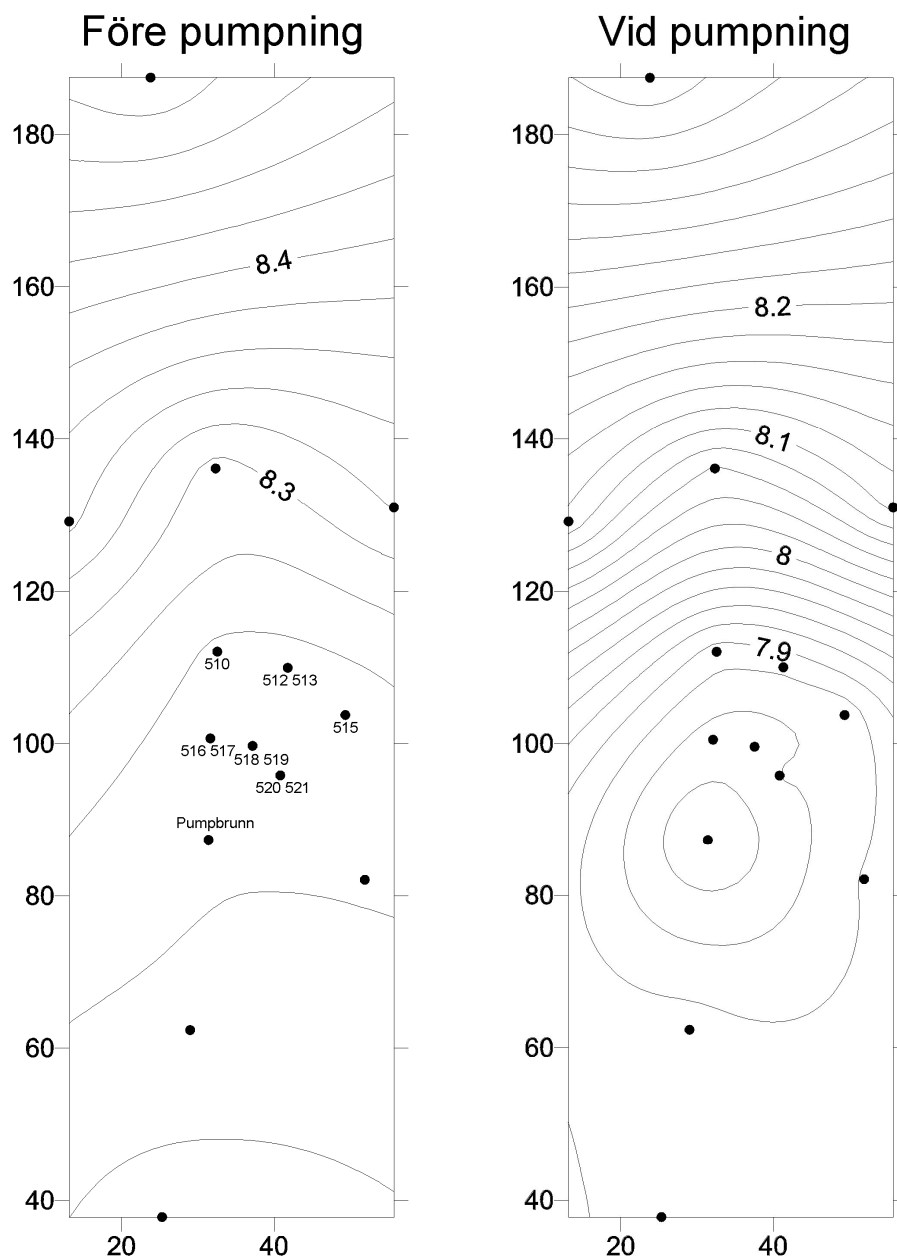
Transporttider bestämdes ur de erhållna genombrottskurvorna (se avsnitt 2.2.2). Först beräknades en bakgrundskoncentration för respektive genombrottskurva som subtraherades från den uppmätta spårämneskoncentrationen. Bakgrundskoncentration beräknades som ett medelvärde från ett antal prover på bakgrundshalten. De tider som uppskattades visuellt var den snabbaste transporttiden ($t_{första}$) och den dominerade transporttiden (t_{dom}). Retardationskonstanten är i regel liten hos de tillsatta spårämnena (se avsnitt 2.3) och ingen hänsyn tas till sorption vid utvärderingen av transporttiderna. Genombrottskurvorna integrerades grafiskt med hjälp av planimeter (arean under kurvorna bestämdes) och den utpumpade massan kunde beräknas med ekvation 18. Då genombrottskurvorna hade långa svansar och provtagningen avbröts innan spårämneskoncentrationen hade nått bakgrundshalten extrapolerades kurvorna för att få den totala massan.

För att bestämma uppehållstiden och dispersionskoefficienten för de injicerade spårämnena, utfördes en kurvanpassning mot de i pumpbrunnen uppmätta koncentrationerna. Modellen som användes är en approximativ lösning till advektionsdispersionsekvationen för radiellt konvergerande flöde i en dimension (ekvation 17). Kurvanpassningen utfördes i Excel genom att parametrarna t_0 och P_e manuellt justerades, med strävan att erhålla en god överensstämmelse mot de experimentella värdena. Från Peclet-talet P_e kunde sedan den longitudinella dispersiviteten α_l beräknas eftersom avståndet till pumpbrunnen var känt (ekvation 13 och 14).

4. RESULTAT

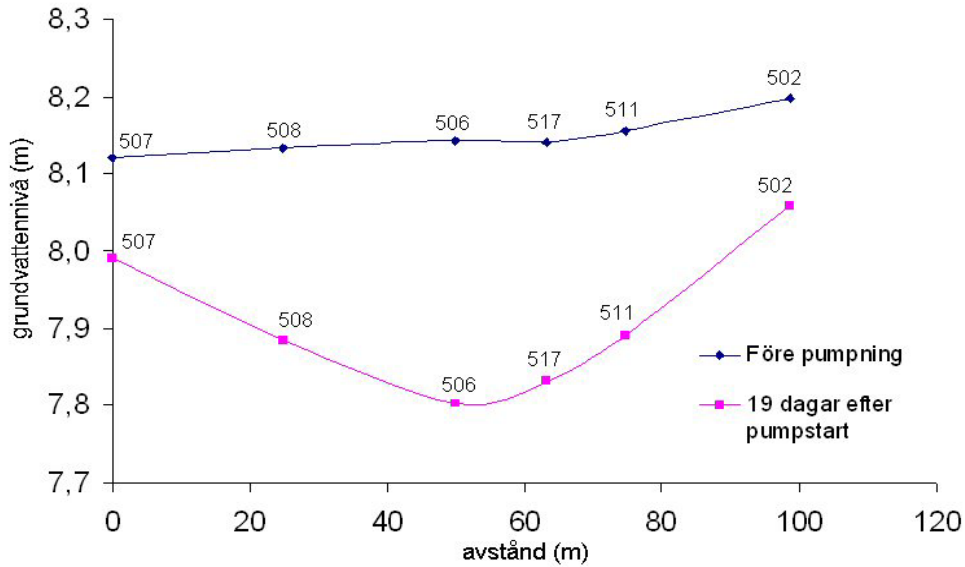
4.1 GRUNDVATTENNIVÅER

Grundvattenytans lutning omkring injektionsrören och pumpbrunnen är liten vid naturliga förhållanden och uppskattas att vara ca $6 \cdot 10^{-4}$. Längre norrut på försöksområdet är gradienten större (Figur 12). Vid pumpning var gradienten ca 10 gånger större omkring injektionsrören (d.v.s. 0,008 vid rör 510, 512 och 513 och 0,005 vid rör 515).



Figur 12 Interpolerade grundvattenytor före (21/9-05) och under pumpning (22/10-05) (0,02 m ekvidistans).

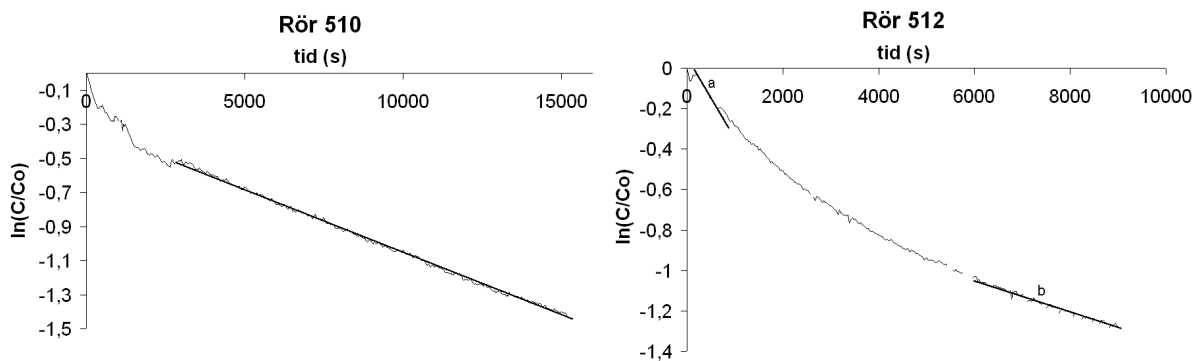
Av ett längdsnitt genom försöksområdet (Figur 13) framgår det att injektionsrören ligger inom den avsänkningstratt som uppkommer kring pumpbrunnen. (Rör 506 ligger precis vid pumpbrunnen och rör 511 bredvid injektionsröret 510, se Bilaga 1.)



Figur 13 Längdsnitt från rör 507 till rör 502 före respektive under pumpning beskriver grundvattenytans gradient under naturliga förhållanden och dess utseende vid pumpning.

4.3 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK

Utspädningsförsöken resulterade i åtta stycken avklingningsdiagram (Bilaga 3). Flertalet av kurvorna följer inte det linjära samband som teorin beskriver (se ekvation 4). För de icke linjära kurvorna beräknades som nämnts en uppskattning av största och minsta flöde (se Tabell 3).



Figur 14 Exempel på två kurvor från utspädningsförsöken utförda före pumpning, linjär (rör 510) och ej linjär (rör 512).

Tabell 3 Beräknat flöde i injektionsrören under naturliga förhållanden och vid pumpning.

Rör nr	510	512	513	515
Q/A [ms ⁻¹] Före pumpning	1,7·10 ⁻⁶	1,8 ^b – 8,1 ^a ·10 ⁻⁶	0,96 ^b – 1,8 ^a ·10 ⁻⁴	0,94 ^b – 3,2 ^a ·10 ⁻⁶
Q/A [ms ⁻¹] Vid pumpning	6,1·10 ⁻⁶	1,8·10 ⁻⁶	0,65 ^b – 3,3 ^a ·10 ⁻⁵	5,5·10 ⁻⁶

Storlek på flödet då ^aförsta och ^bsista delen av utspädningskurvan utvärderas (se Bilaga 3).

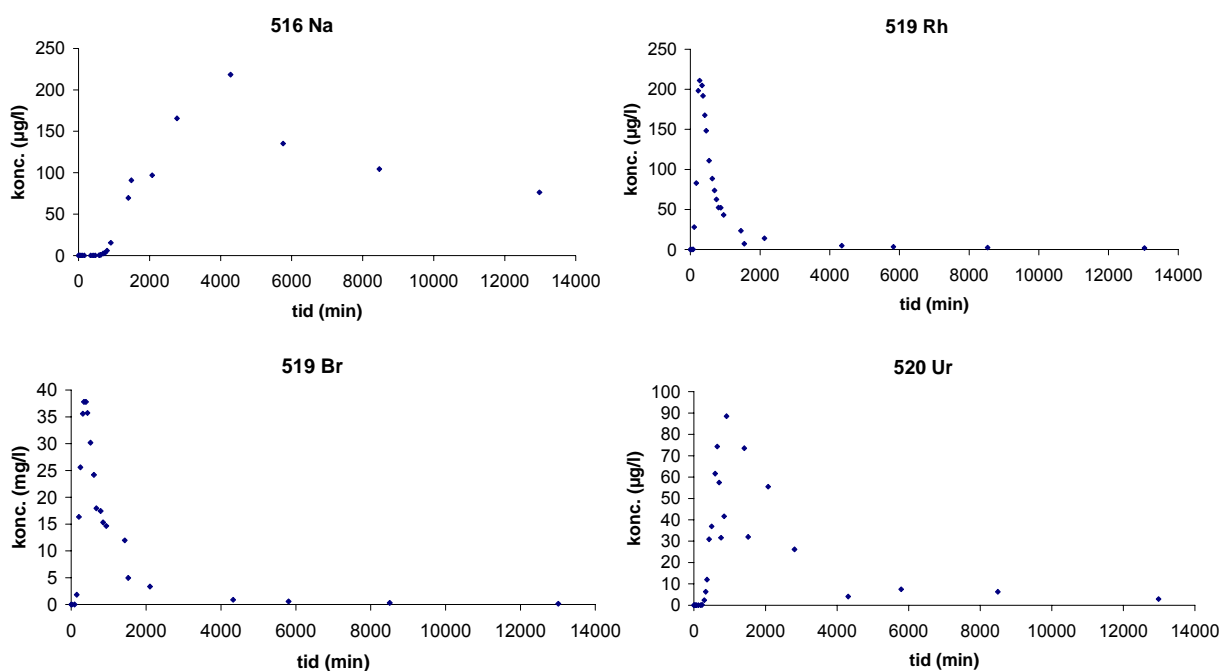
4.4 GENOMBROTTSKURVOR I OBSERVATIONSRÖREN

Transporttiden till observationsrören (ca 11,5 m) var kortast för rhodamin (Rh) och bromid (Br) som injicerades i rör 512 respektive rör 513. Genombrottskurvan för naphthionat (Na) injicerat i rör 510 är dåligt definierad, men naphthionat ser ut ha längst transporttid till observationsrören (Figur 15 och Tabell 4).

Tabell 4 Transporttider och hastigheter till de observationsrör (ca 11,5 m) där den högsta koncentrationen av respektive spårämne uppmättes.

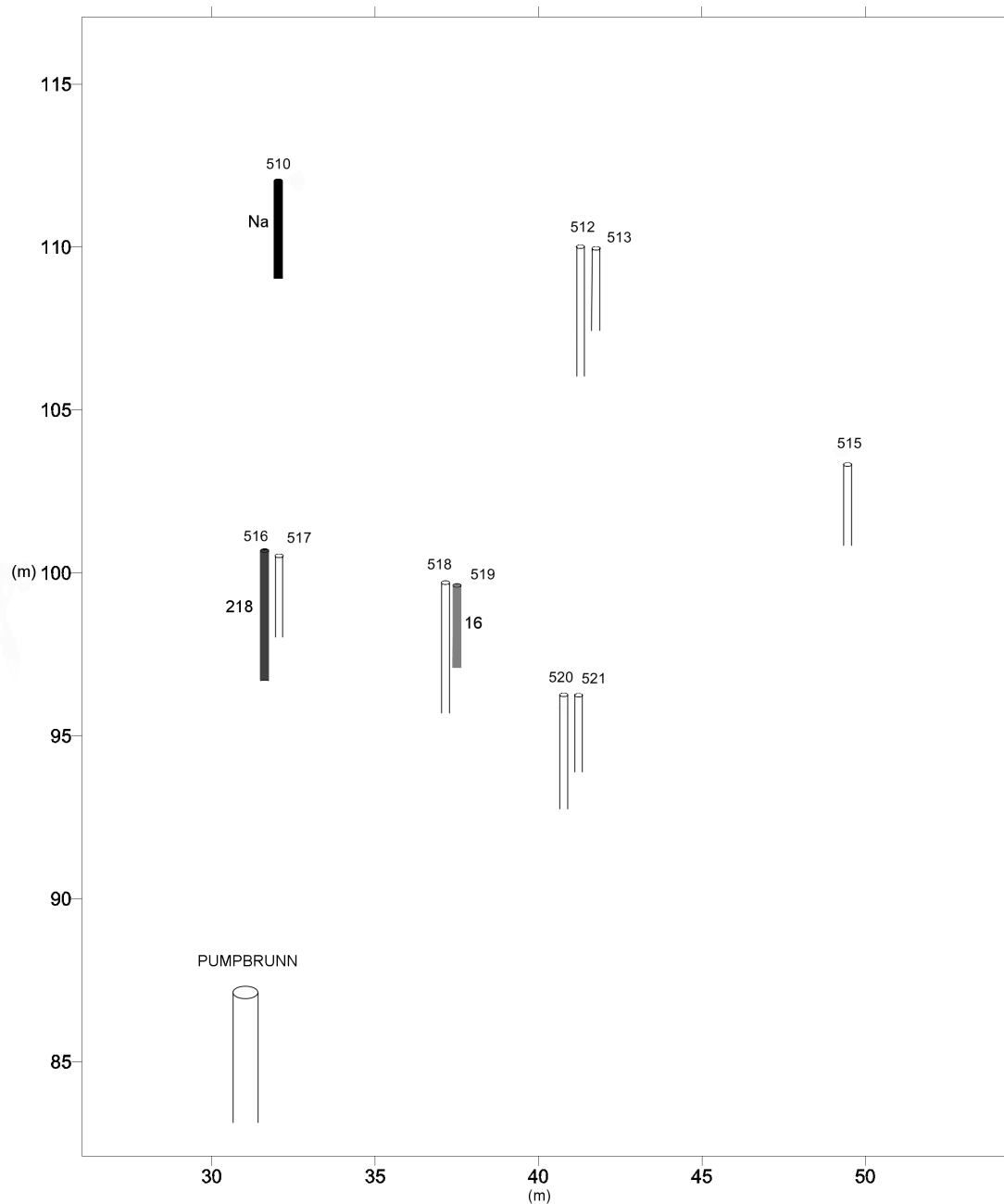
Rör nr	516 Na	519 Rh	519 Br	520 Ur
t _{första} (min)	580	80	90	230
t _{dom} (min)	–*	295	370	1000*
V _{första} (m/dygn)	28,4	201	179	70,6
V _{dom} (m/dygn)	–*	54,6	43,6	16,2

* t_{dom} svår att uppskatta då provtagningen varit gles kring koncentrationstoppen.

**Figur 15** Exempel på en genombrottskurva för varje spårämne i de observationsrör (rör 516, 519 och 520) där den högsta toppkoncentrationen uppmättes. Tiden anges i minuter från tidpunkten för injektionen.

4.4.1 Naphtionat injicerat i rör 510

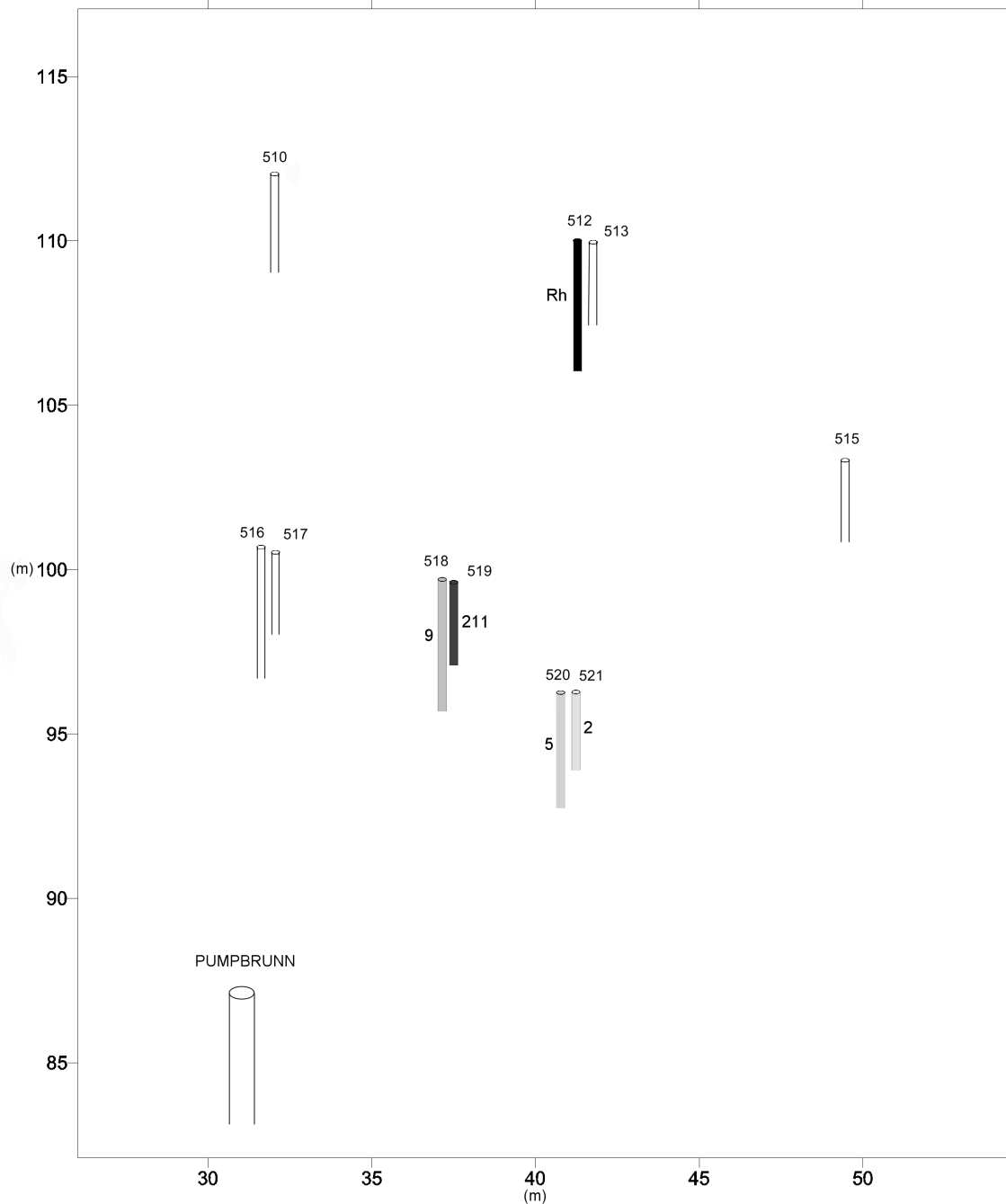
För naphtionat som injicerades i rör 510 påträffades koncentrationer klart över bakgrundshalten i vattenprover tagna i rör 516 och rör 519. I rör 517 var spårämneskoncentrationen tydligt över bakgrunden i ett prov taget just efter ett tillfälligt pumpstopp som inträffade 29 timmar efter injektionen. Proverna togs med ett tidsintervall på cirka 1 timme direkt efter injektionen och 15 timmar framåt och därefter med ett betydligt glesare tidsintervall (se 3.3.4). För naphtionat var genombrottskurvorna i observationsrören inte lika väldefinierade som för övriga spårämnen, eftersom provtagningsintervallet var något för gles kring den jämförelsevis sena koncentrationstoppen (se Bilaga 2).



Figur 16 Uppmätta koncentrationer av naphtionat i observationsrören. Siffrorna invid de färgade rören anger högsta uppmätta värde i respektive rör ($\mu\text{g/L}$).

4.4.2 Rhodamin-WT injicerat i rör 512

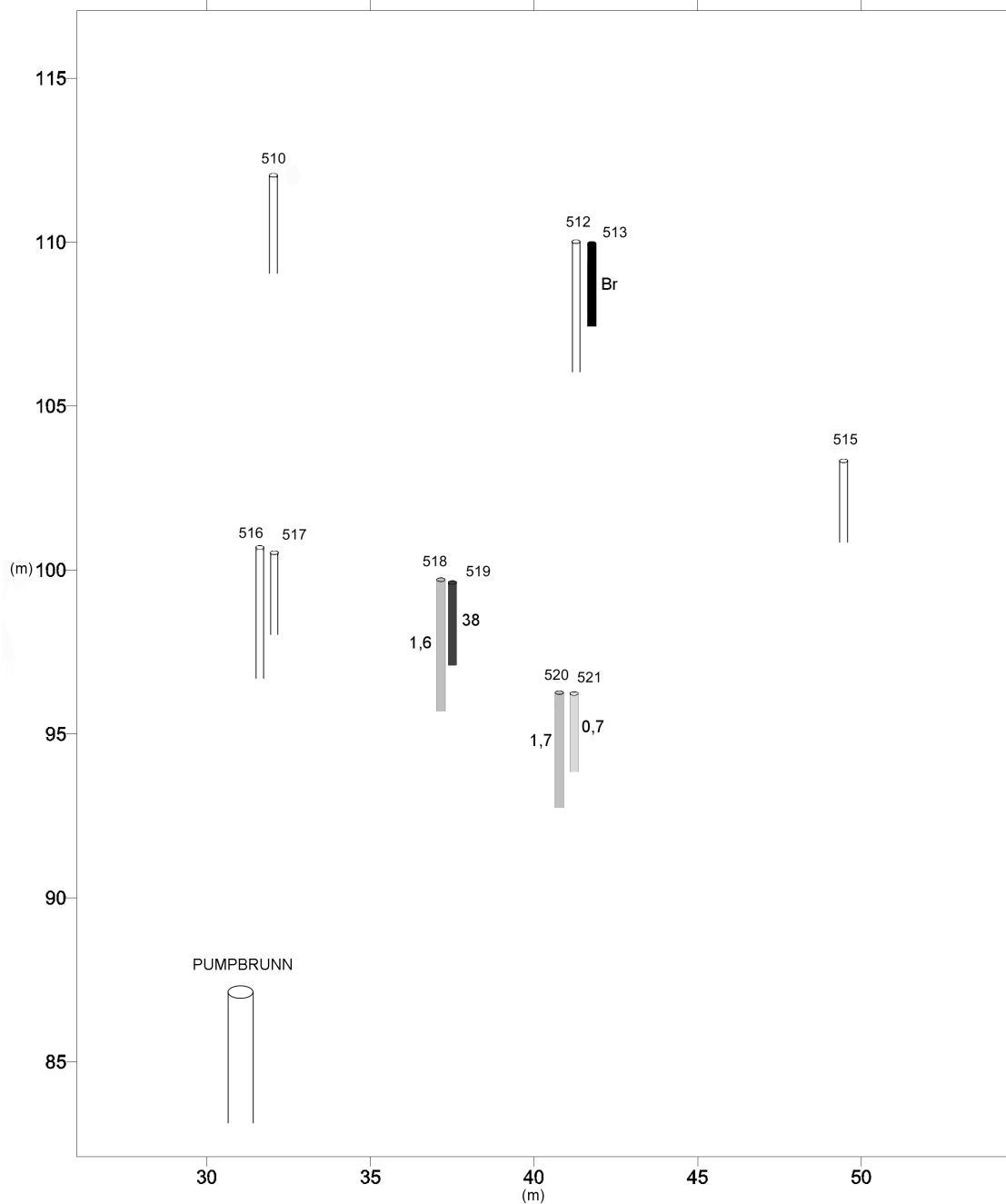
Rhodamin-WT påträffades i observationsrören 518, 519, 520 och 521. Klart högst koncentration uppmättes i rör 519 följt av rör 518, 520 och 521. I rör 516 och 517 uppmättes något förhöjda bakgrundskoncentrationer som minskade med tiden (se Bilaga 2). Den något förhöjda bakgrundskoncentrationen i dessa rör beror med sannolikhet på spårämnesrester från den första injektionen, där rhodamin injicerades i rör 510.



Figur 17 Uppmätta koncentrationer av rhodamin i observationsrören. Siffrorna invid de färgade rören anger högsta uppmätta värde i respektive rör ($\mu\text{g/L}$).

4.4.3 Bromid injicerat i rör 513

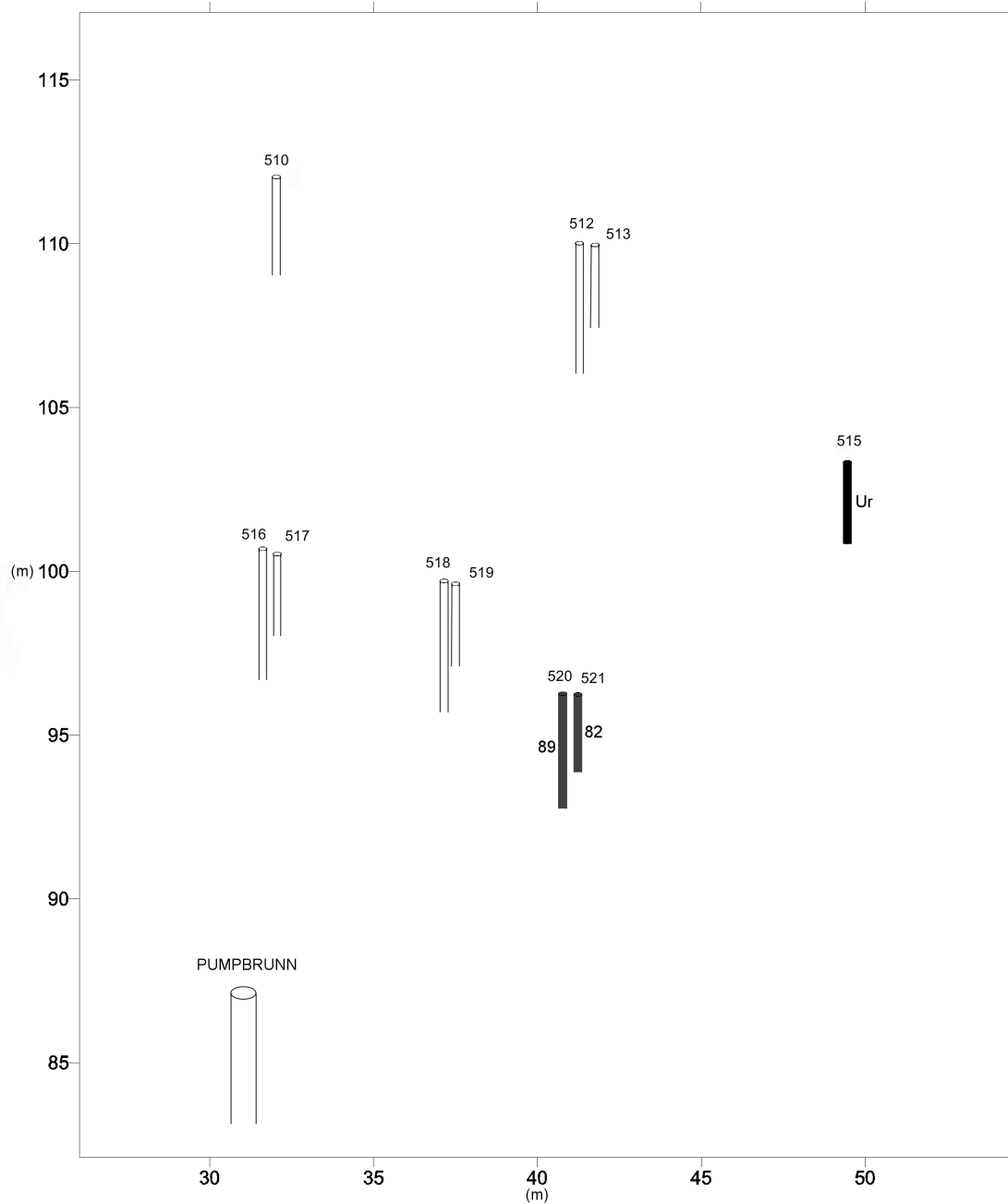
Bromidkoncentrationer över bakgrundshalten uppmättes i rör 518, 519, 520 och 521. Högst koncentration uppmättes i rör 519, följt av rör 520, 518 och 521.



Figur 18 Uppmätta koncentrationer av bromid i observationsrören. Siffrorna invid de färgade rören anger högsta uppmätta värde i respektive rör (mg/L).

4.4.4 Uranin injicerat i rör 515

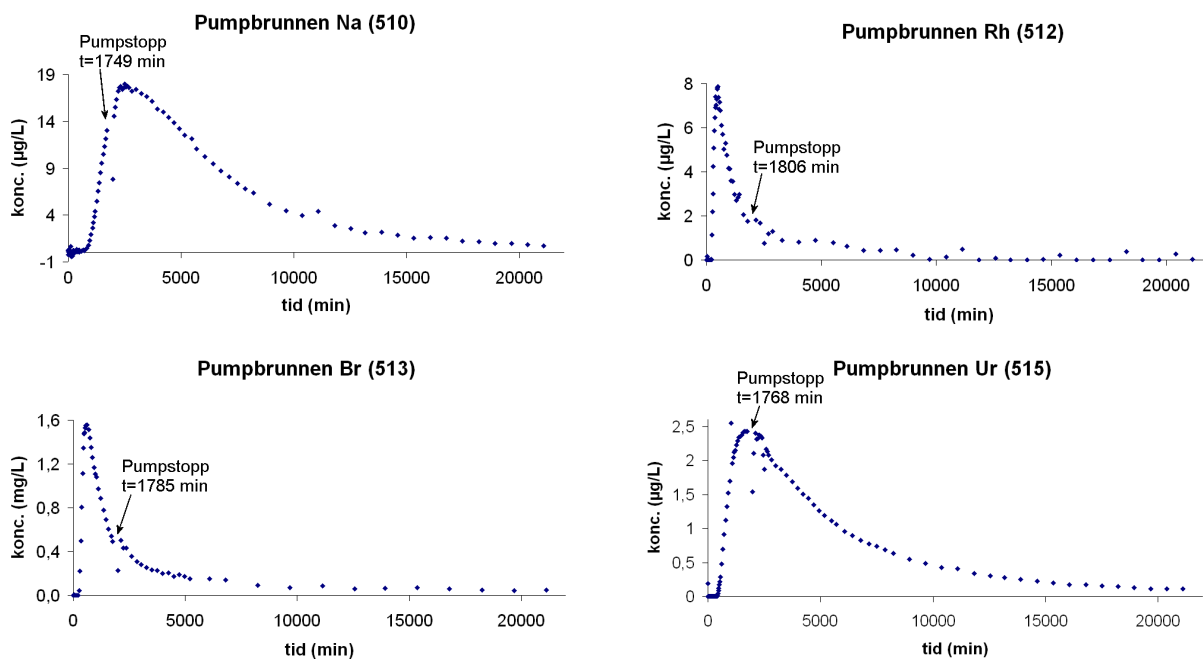
Uranin påträffades i rör 520 och 521 och ungefär samma högsta koncentrationer uppmättes i dessa rör (se Bilaga 2).



Figur 19 Uppmätta koncentrationer av uranin i observationsrören. Siffrorna invid de färgade rören anger högsta uppmätta värde i respektive rör ($\mu\text{g/L}$).

4.5 GENOMBROTTSKURVOR I PUMPBRUNNEN

Ungefär 29 timmar efter spårämnesinjektionen stannade pumpen tillfälligt och stod stilla i 4 timmar och 25 min. Vid tidpunkten när pumpen stannade hade koncentrationer över bakgrundshalten uppmätts i pumpbrunnen för samtliga injicerade spårämnen (Figur 20). Koncentrationen av naphthionat ökade linjärt i pumpbrunnen innan pumpstoppet. Utifrån den linjära delen på genombrottskurvan beräknades transporttiden till brunnen vara cirka 3 timmar långsammare på grund av pumpstoppet, det vill säga flödet mot brunnen upphörde inte helt under pumpstoppet.



Figur 20 Genombrottskurvor i pumpbrunnen. Naphtionat (Na) injicerades i rör 510, rhodamin (Rh) i rör 512, bromid (Br) i rör 513 och uranin (Ur) i rör 515.

Transporttiderna till pumpbrunnen var kortast från rör 512 följt av rör 513, rör 515 och rör 510 (Tabell 5).

Tabell 5 Transporttider och hastigheter till pumpbrunnen (ca 25 m) från de fyra olika injektionsrören.

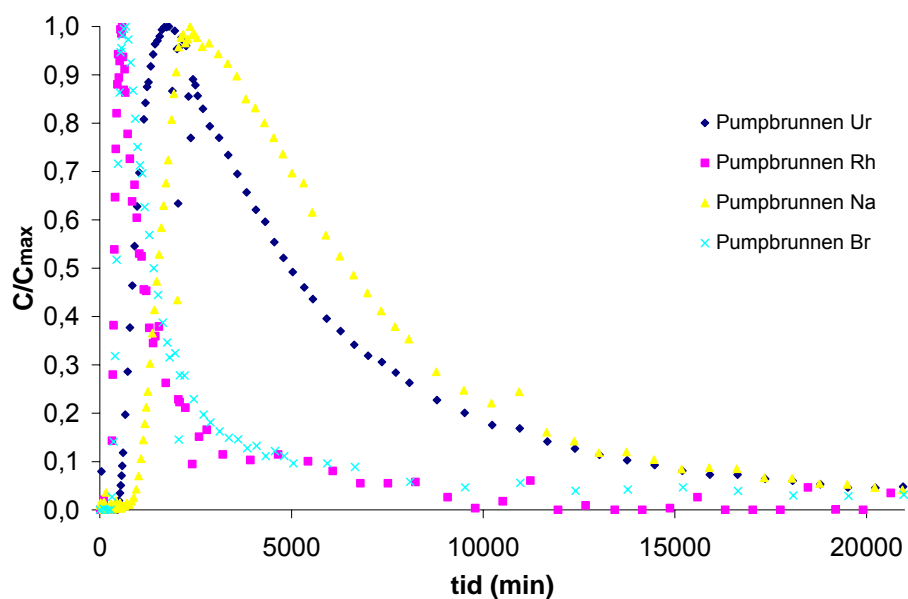
Rör nr	510	512	513	515
$t_{\text{första}}$ (min)	760	230	240	420
t_{dom} (min)	2500 ^a	500	620	1740 ^b
$V_{\text{första}}$ (m/dygn)	47,3	157	152	85,7
V_{dom} (m/dygn)	14,4 ^a	72,3	58,8	20,3 ^b

^a Toppkoncentrationen är förskjutet p.g.a. pumpstoppet, beräknas att egentligen inträffa ca 180 min tidigare.

^b Pumpstoppet bedöms ha inträffat precis vid toppkoncentrationen.

Normaliserade genombrottskurvor i pumpbrunnen visar skillnaden i transporttid från de fyra olika injektionsrören (Figur 21). Genombrottskurvorna för rhodamin och bromid (Figur 21) visar på små skillnader i dispersion och transporttider. Spårämnena är

injicerade på olika djup i närliggande rör (djup: 1,5 – 2,5 m respektive 3 – 4 m och avståndet mellan rören är 0,5 m).

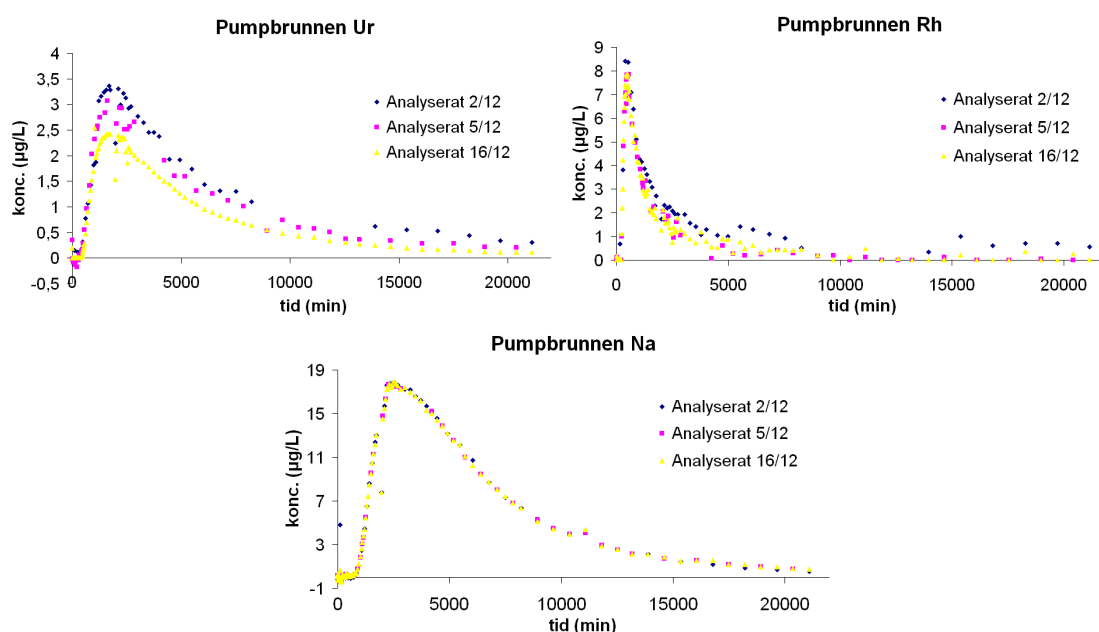


Figur 21 Genombrottskurvor i pumpbrunnen normaliserade med avseende på högsta uppmätta koncentrationen.

4.6 MASSBALANS

Den utpumpade massan beräknades vara 101 % för bromid (rör 513). För rhodamin (rör 512) beräknades den utpumpade massan vara 69,6 %, uranin (rör 515) 60,8 % och för naphthionat (rör 510) 19 %.

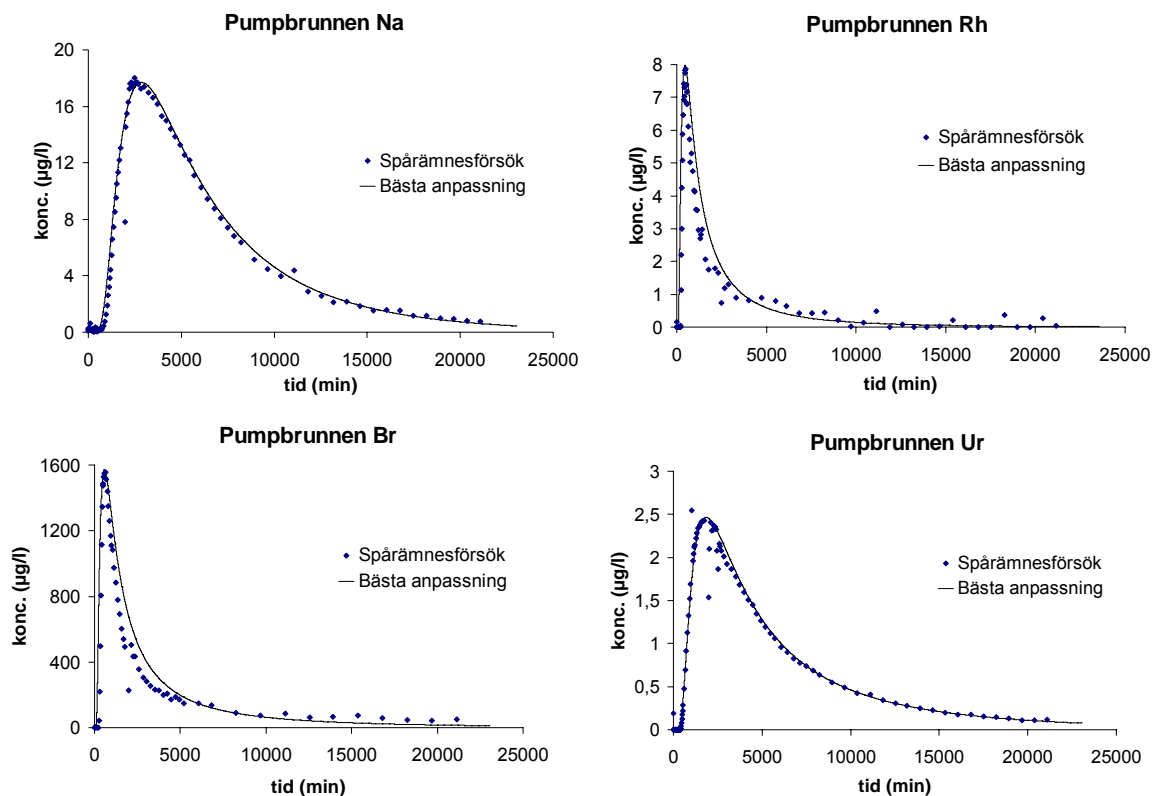
Ett antal vattenprover med relativt stort tidsintervall sinsemellan analyserades den 2/12-05 (det vill säga 1 till 16 dagar efter att proverna tagits med automatprovtagaren). Sedan kompletterades analysen (5/12) med ytterligare ett antal prover för att erhålla tätare mätpunkter längs genombrottskurvorna. Överlag lägre koncentrationer uppmättes i prover analyserade med avseende på uranin och rhodamin den 5/12 jämfört med 2/12. Samtliga prover analyserades därför på nytt den 16/12. Ytterligare något lägre koncentrationer av uranin uppmättes vid detta tillfälle. Koncentrationen av naphthionat förändrades däremot inte mellan de olika analystillfällena (Figur 22).



Figur 22 Koncentrationen av färgspårämne i prover tagna i pumpbrunnen och analyserade vid tre olika tillfällen. I synnerhet uraninkoncentrationen i provflaskorna minskade med tiden från provtagningstillfället.

4.7 MODELLANPASSNING AV GENOMBROTTSKURVOR

En bra anpassning mellan modell och fältdata erhöles för genombrottskurvorna från naphthionat och uranin. Det var däremot svårare att anpassa modellen mot genombrottskurvorna för rhodamin och bromid där koncentrationstoppen var tidig och smal (litet peclet-tal). Bästa anpassningen mellan modell och spårämnesförsök framgår av Figur 23 och Tabell 6 nedan.



Figur 23 Bästa anpassningen för de fyra genombrottskurvorna i pumpbrunnen.

Värden för variablerna t_0 och P_e erhöles direkt från den bästa kurvanpassningen (se ekvation 17) och de övriga variablerna har beräknats utifrån dessa (Tabell 6).

Tabell 6 Parametervärden från modellenanpassningen av genombrottskurvorna. Uppskattade parametrar är den genomsnittliga uppehållstiden (t_0), peclet-talet (P_e), genomsnittliga flödes hastigheten (v), longitudinella dispersiviteten (α_1) och longitudinella dispersionen (D_1).

Rör nr	510 (Na)	512 (Rh)	513 (Br)	515 (Ur)
t_0 (min)	7000	2800	4850	7350
P_e (-)	2,94	1	0,71	1,6
v (m/dygn)	5,1	13	7,4	4,9
α_1 (m)	9	25	35	16
D_1 (m ² /sek.)	0,00051	0,0037	0,0030	0,00088

4.8 SAMMANFATTANDE RESULTATTABELL

Storleken på flödet vid injektionsrören (från utspädningsförsöken) och parametrar erhållna från analysen av genombrottskurvorna sammanfattas i Tabell 7.

Konduktiviteten har bestämts från beräknat flöde och uppskattad gradient vid injektionsrören. Storleken på beräknad konduktivitet skiljer sig åt före respektive vid pumpning och då främst för rör 510, 512 och 513. Denna variation belyser svårigheten av att göra en korrekt uppskattning av flödet och gradienten kring injektionsrören.

Tabell 7 Sammanfattning av resultaten från utspädningsförsöken, uppskattad konduktivitet vid injektionsrören och erhållna parametrar från kurvanpassningen av genombrottskurvorna i pumpbrunnen.

Rör nr	510	512	513	515
<u>Vid injektionsrören</u>				
Q/A (m/dygn) (Före pumpning) (antar $n_k=0,2$)	0,72	0,79 – 3,5	42 – 76	0,41 – 1,4
Q/A (m/dygn) (Vid pumpning) (antar $n_k=0,2$)	2,6	0,79	2,8 – 14	2,4
K (m/s) (Före pumpning)	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$0,31 - 1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-1} - 2,9 \cdot 10^{-1}$	$1,6 - 5,4 \cdot 10^{-3}$
K (m/s) (Vid pumpning)	$7,6 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$0,81 - 4,1 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
<u>Transport till brunnen</u>				
α_l (m)	9	25	35	16
t_0 (min)	7000	2800	4850	7350
$t_{\text{första}}$ (min)	760	230	240	420
v_{medel} (m/d)	5,1	13	7,4	4,9

5. DISKUSSION

5.1 GRUNDVATTENYTAN

Norr om pumpbrunnen (Figur 12) finns relativt många grundvattenrör installerade, vilket ger en god uppfattning över grundvattenytans lutning. I områdets utkanter och på de ställen där bara ett fåtal rör finns utplacerade är osäkerheten hos de interpolerade grundvattenytorna något större. Under naturliga förhållanden är lutningen på grundvattenytan liten mellan injektionsrören och pumpbrunnen. Utifrån de interpolerade grundvattenytorna går det uppströms injektionsrören en gränslinje över till en större gradient. Akviferen består av minst två stycken tydliga lager (Lönnerholm, 2006) och konduktiviteten i det ytliga lagret (sand/grus) är högre än i den underliggande moränen. Den större gradienten i övre delen av försöksområdet kan därför förklaras med en mindre mäktighet hos det ytliga jordlagret. Det är svårt att bestämma det exakta läget för tröskeln över till den mindre mäktigheten, vilket tillför en viss osäkerhet på storleken på gradienten och även de beräknade konduktiviteter vid injektionsrören.

5.2 UTSPÄDNINGSFÖRSÖKEN

Avsikten med utspädningsförsöken var att bestämma det naturliga flödet kring injektionsrören och även hur detta flöde förändrades vid påverkan från pumpbrunnen. Den större gradienten som uppstår vid pumpning borde alltså innebära ett större flöde vid injektionsrören. Några av utspädningsförsöken resulterade inte i exponentiellt avtagande koncentrationer och var därför något svårtolkade. Försöken har ändå gett en bild av storleken på flödet, skillnader mellan de olika injektionsrören och flödets förändring vid pumpning (Tabell 3).

För rör 510 erhöles en linjär utspädningskurva både innan och vid pumpning (Bilaga 3). Flödet ökade något (en faktor 3,6) vid pumpning, vilket verkar rimligt till följd av den större gradienten (Tabell 3).

Kurvan för rör 512 var linjär vid pumpning, men olinjär vid naturliga förhållanden (Bilaga 3). Storleken på flödet (flödesintervallet) uppskattat från den olinjära kurvan är större än flödet beräknat från den linjära kurvan (Tabell 3). Eventuellt kan det större beräknade flödet bero på att en högre spårämneskoncentration användes vid försöket (25 g/l jämfört med 8,3 g/l) och densitetsskillnaden mot omgivande vatten kan ha inducerat en skenbar flödes hastighet. Att det beräknade flödet före pumpning är lite för högt visar även skillnaden i konduktivitet före respektive vid pumpning (Tabell 3). Ett lägre flöde ($1,3 \cdot 10^{-7}$ m/s) ger samma värden på beräknad konduktivitet före respektive vid pumpning. Elverket som bland annat försåg cirkulationspumpen med ström stannade vid ett flertal tillfällen under försöket. Detta kan ha gjort att omblandningen i röret blev bristfällig och därmed bidragit till kurvans utseende (Bilaga 3).

Vid utspädningsförsöken i rör 513 användes en annan pump med högre kapacitet och konduktivitetvärden avlästes manuellt. Saltkoncentrationen i rör 513 avklingade väldigt snabbt och vid försöket innan pumpning hade konduktiviteten sjunkit en tiopotens innan mätvärdena började antecknas. Ganska få mätvärden antecknades under försöket, vilket gör att lutningen på kurvan blir något osäker (Bilaga 3). Om flödet jämförs med rör 510 där en linjär kurva erhöles, var beräknat flödet mycket större i rör 513 (56–106 ggr). Till utspädningsförsöket vid pumpning användes en natrium-

bromidlösning med en koncentration på 161,7 g/l. En kurva med två olika lutningar erhöles från detta försök och beräknat flöde från denna kurva var lägre än beräknat flöde innan pumpning (Tabell 3). Det är svårt att förklara orsaken till utseendet på denna kurva (Bilaga 3), den förenklade utspädningsmetodikerna fungerade inte optimalt i detta fall.

Även för rör 515 erhöles en olinjär kurva före pumpning och en linjär kurva vid pumpning (Bilaga 3). Att kurvan före pumpning inte var linjär kan möjligen bero på en för låg omblandningshastighet. Under försöket uppstod problem med att systemet sattes igen (troligtvis av uppvirvlade partiklar) och cirkulationshastigheten sänktes därför markant. En jämförelse mellan ett medelvärde på bestämt flödesintervall före pumpning och flödet vid pumpning visar att flödet ökade 3,8 gånger vid pumpning (Tabell 3).

Det kan vara svårt att uppskatta hur mycket ett grundvattenrör stör det naturliga grundvattenflödet. Utspädningsmetodikerna kan därför oftast inte förväntas ge absoluta värden på flödet (v_f) med större noggrannhet än 50 % (Halevy m.fl., 1967). De flödes hastigheter som bestämdes vid utspädningsförsöken bör därför inte ses som ett exakt värde på grundvattnets flödes hastighet, utan snarare som ett ungefärligt värde och möjliggör en jämförelse av flödet vid de undersökta grundvattenrören. För större noggrannhet på det beräknade flödet kring grundvattenrören krävs det att genomsläppligheten bestäms experimentellt. Permeabiliteten bör bestämmas dels för grundvattenröret och dels för grundvattenröret tillsammans med filtermaterial med olika konduktiviteter. Grundvattenrören bör också väljas på så sätt att perforeringsgraden är stor och rörets konduktivitet därmed är större än akviferens.

Ingen hänsyn har tagits till att även andra faktorer än grundvattenflödet bidrar (t.ex. densitets-, diffusions- och omblandningseffekter) till utspädningen av spårämnet (se avsnitt 2.1.2). Det beräknade flödena kan därför vara något för stora. Diffusionens betydelse för utspädningshastigheten uppskattas dock vara obetydlig för de saltkoncentrationer (NaCl) som användes under utspädningsförsöken. Beräknat flöde på grund av diffusion (ekvation 8) är försumbart (0,0038 m/dygn) jämfört med de beräknade flödena från utspädningsförsöken (Tabell 7).

Sammanfattningsvis kan sägas att utspädningsmetodikerna fungerade bättre vid pumpning än före pumpning. Det högre flödet under pumpningen gjorde med stor sannolikhet att störande faktorer (t.ex. densitets och diffusionsseffekter) fick mindre betydelse för utspädningen av spårämnet.

5.3 TRANSPORTSTUDIER

5.3.1 Pumpstoppets inverkan på transporttiden

Det är svårt att med säkerhet säga hur pumpstoppet har påverkat grundvattenflödet till brunnen. Eventuellt kan den naturliga gradienten ha gjort att flödesvägen blivit något längre från rör 512, 513 och 515. Eller så innebar pumpstoppet bara att gradienten mot pumpbrunnen blev mindre, vilket gav ett lägre flöde under stoppet.

Pumpstoppet påverkade inte den snabbaste transporttiden t_l eftersom stoppet inträffade efter att spårämnena nått brunnen, däremot inverkade den på den dominerande transporttiden för naphthionat (rör 510). Utifrån genombrottskurvan för naphthionat

beräknades tidpunkten för toppkoncentrationen inträffa ca 3 timmar senare till följd av pumpstoppet. Högsta koncentrationen av uranin (rör 515) i pumpbrunnen uppmättes precis innan pumpstoppet och den dominerande transporttiden antas därför inte ha påverkats av att pumpen stannade. Pumpstoppet har haft en liten betydelse för den bästa anpassningen mellan modell och fältförsök. Tidsförskjutningen vid pumpstoppet är relativt liten (ca 3 timmar) jämfört med den tid (ca 300 timmar) som det uppmättes tydliga spårämneskoncentrationer över bakgrundshalten.

5.3.2 Genombrottskurvor i observationsrören

Den högsta koncentrationen av injicerat spårämne påträffades som väntat i observationsrören belägna mitt emellan injektionsrör och pumpbrunn. Geometrin och det radiella strömningsmönstret mot brunnen motverkar den transversella dispersionen. Den naturliga gradienten kan däremot ha inneburit att flödet inte var alldeles radiellt från rör 512, 513 och 515. Att det uppmättes koncentrationer över bakgrundshalten i observationsrören 520 och 521 från spårämnena injicerade i rör 512 och 513 tyder på att flödet inte var helt radiellt, men de uppmätta halterna var dock relativt låga (se Figur 17 och 18).

Stora skillnader i halten av spårämne uppmättes däremot i grundvattenrör med intag på olika djup. Utifrån provtagningen i observationsrören verkar huvuddelen av flödet från rör 510 gå förhållandevis djupt under markytan. Från rör 512 och 513 ser däremot flödesvägen ut att vara ytlig och från rör 515 verkar plymens djup under markytan vara ett mellanting, eftersom lika stora koncentrationer uppmättes i det djupa och det ytliga grundvattenröret.

I vissa observationsrör var bakgrundskoncentrationen av spårämnena något förhöjd och avtog sedan med tiden. Detta beror med all sannolikhet på spårämnesrester från den första injektionen (Bilaga 2).

5.3.3 Genombrottskurvor i pumpbrunnen

Rhodamin (rör 512) och bromid (rör 513) är injicerade nära varandra, men på olika djup. Det två olika injektionsdjupen verkar ha haft liten inverkan på storleken hos dispersionen och transporttiden (se Figur 21, avsnitt 4.5). Bromid injicerades ytligt (rör 513) och i det grundvattenrör där det högsta flödet hade uppmätts. En gissning hade varit att bromid skulle transporteras snabbare till pumpbrunnen på grund av det större flödet kring detta rör, men transporttiderna var något större. Bromidlösningen som injicerades hade en högre densitet än övriga spårämnesblandningar ($1,16 \text{ g/cm}^3$), eventuellt kan densitetsskillnaden mot grundvattnet ha påverkat flödet för tiden närmast efter injektionen. Små skillnader i densitet räcker för att spårämnet ska avvika från grundvattnets flödesväg och sjunka djupare ned i akviferen. Vid ett spårämnesförsök i en sand- och grusakvifer i Massachusetts injicerades en saltlösning med en densitet på cirka $1,00089 \text{ g/cm}^3$ (890 mg/L löst salt). Grundvattnet hade en densitet på $1,00004 \text{ g/cm}^3$ och denna skillnad räckte för att det skulle uppstå ett nedåtriktat flöde (Leblanc m.fl., 1991). Den beräknade flödet är dock relativt stort i rör 513, vilket borde ha inneburit en snabb utspädning av bromidlösningen och att skillnaden i densitet haft en liten inverkan på flödet.

5.3.4 Andelen utpumpad spårämnesmassa

Vid beräkningen av den utpumpade massan extrapolerades sista delen på genombrottskurvorna för att bestämma när koncentrationen åter var nere på bakgrundsnivån. Extrapoleringen innebär en viss osäkerhet för storleken på utpumpad massa, men troligtvis utgör sista delen av kurvan bara en bråkdel av den totala massan.

Analyserna av spårämnen påbörjades cirka två veckor efter att proverna hade tagits. Proverna förvarades i rumstemperatur på labbet mellan första och andra analystillfället. Något lägre halter av uranin och rhodamin uppmättes vid det senare analystillfället (Figur 22). Det verkar därför vara viktigt att tidigt påbörja analyserna för att minimera risken för nedbrytning i provflaskorna.

Beräkningarna visar att all injicerad bromid återfanns i pumpbrunnen. Bromid bryts inte ned, är en anjon med mycket låg tendens att fastläggas och det relativt höga flödet i rör 513 bidrog säkert också till en så stor andel utpumpad massa. En viss osäkerhet vid extrapoleringen av sista delen på genombrottskurvan och den något större arean som pumpstoppet orsakade är troligtvis förklaringen till att den beräknade andelen återfunnen massan till och med blev större än hundra procent (101 %). För färgspårämnen var inte andelen återfunnen massa fullt så stor (rhodamin 70 %, uranin 61 % och naphthionat 19 %), vilket troligtvis beror på nedbrytning (Figur 22) och kanske också på att en del av spårämnet stannade kvar i injektionsröret. Att endast 19 % naphthionatet återfanns i pumpbrunnen är förvånande, eftersom geometrin och det radiella strömningsmönstret teoretiskt innebär att all den injicerade massan skulle kunna återfinnas i pumpbrunnen. Att flödet skulle ha tagit någon annan väg än till pumpbrunnen verkar osannolikt, eftersom injektionsröret ligger inom den avsänkningsträtt som bildades kring pumpbrunnen (Figur 13). Trots att spårämnet vanligen har en låg tendens att fastläggas (Käss, 1998) går det inte utesluta att en del av massan har adsorberat till porskelettet.

Sammanfattningsvis är det viktigt att förvara proverna med färgspårämnen svalt och att tidigt påbörja analyserna. Vid injektionen försökte vi trycka ut spårämnet ur röret, men en del av massan kan trots allt ha stannat kvar. Ett par dagar efter injektionen hade det därför varit bra att pumpa upp vattnet i röret, för att bestämma koncentrationen av spårämne och därmed erhålla säkrare värden på massbalansen.

5.3.5 Kurvanpassning av genombrottskurvor

Det gick bra att anpassa den valda modellen mot genombrottskurvorna för uranin och naphthionat där dispersionen var förhållandevis liten. Genombrottskurvorna för rhodamin och bromid uppvisade en stor dispersion och det var här svårare att erhålla en lika bra anpassning. Anpassningssvårigheterna beror troligtvis på begränsningar i modellen eftersom den har visat sig vara inexact för stora dispersiviteter (Moench, 1989). Osäkerheten är därför något större hos parametervärdena från dessa genombrottskurvor med stor dispersion (Figur 23).

En nackdel med att utföra kurvanpassning genom att manuellt korrigera ett antal parametrar är att bedömningen av vad som är den bästa anpassningen blir något subjektiv. Det kan istället vara bättre att minimera minsta kvadratfelet mellan fälldata och den analytiska modellen. Eftersom genombrottskurvorna i pumpbrunnen var väldefinierade fungerade det bra att utföra anpassningen visuellt. Att provtagningen

hade avslutades innan koncentrationen hade nått bakgrundnivån innebar en viss osäkerhet vid kurvanpassningen.

Från modellanpassningen av genombrottskurvorna erhöles över lag stora dispersivitetvärden (9 m – 35 m). Flödesvägens längd var 25 m och ett vanligt antagande är att storleken på den longitudinella dispersiviteten är en tiondel av längden på flödesvägen. De höga dispersivitetvärdena pekar på ett heterogent försöksområde. Den högsta dispersiviteten uppvisade spårämnen som hade injicerats i rör 512 och rör 513. Att denna del av försöksområdet uppvisar en stor heterogenitet kan även konstateras från utspädningsförsöken, eftersom flödet i rör 513 var betydligt mycket högre än vid övriga rör.

Avståndet mellan injektionsrör och pumpbrunnen har betydelse för hur korrekt den analytiska lösningen (modellen) beskriver ämne-transporten. Större avstånd är att föredra vid uppskattningen av den longitudinella dispersiviteten (Welty & Gelhar 1994). Vid mindre avstånd kan lokala variationer i heterogenitet kring injektionsröret få stort genomslag på dispersiviteten. Betydelsen av dessa variationer skulle troligtvis bli mindre om flödet fortgick en längre sträcka (Niemi muntligen, 2006). Den relativt korta flödesvägen (25 m) är förmodligen en förklaring till de stora dispersivitetvärden som bestämdes från spårämnen injicerade i rör 512 och rör 513.

Antagandet att flödet sker i en dimension är en stark förenkling av ämne-transporten i ett heterogent medium, men är ett vanligt antagande vid utvärderingen av spårämnesförsök (Gustafsson m.fl., 2004). För radiellt flöde mot en brunn kan dock denna förenkling motiveras med att geometrin och strömningsmönstret motverkar den transversella dispersionen.

5.3.6 Vattnets transporttider

Vid planeringen av spårämnesförsöket uppskattades den genomsnittliga transporttiden från injektionsrören till pumpbrunnen vara drygt 14 dygn (se avsnitt 3.3.3). Kurvanpassningen av genombrottskurvorna i pumpbrunnen gav en största och minsta uppehållstid på 1,9 dygn respektive 5,1 dygn. Upphållstiden för grundvattnet överskattades alltså vid planeringen av spårämnesförsöket. Utifrån typen av material i åsen uppskattades den kinematiska porositeten vara 20 %. Ett korrekt antagande av storleken på den kinematiska porositeten är viktigt vid uppskattningen av uppehållstiden. Hade till exempel en kinematisk porositet på 10 % antagits (istället för 20 %) skulle den uppskattade uppehållstiden blivit 7,1 dygn, vilket ligger närmare resultaten från fältförsöket.

Vid uppskattningen av transporttiderna för grundvattnet har det antagits att spårämnen är ideala det vill säga att de inte utsätts för någon retardation. Naphtionat hade de längsta transporttiderna och det går inte att utesluta att spårämnet retarderades med tanke på att endast 19 % av massan återfanns i pumpbrunnen.

Sammanställningen av transporttiderna visade på längre transporttider från rör 510 och rör 515 än från rör 512 och rör 513. Spårämnesförsöket visade alltså att grundvattenflödet var mycket större i den delen av akviferen (omkring rör 512 och rör 513).

5.4 SAMMANFATTANDE DISKUSSION

En god bild av utseendet på grundvattenytan både vid naturliga förhållanden och vid pumpning har åstadkommit från de mätningar som har genomförts. Grundvattenytans lutning är liten omkring pumpbrunnen (ca 0,0006) vid naturliga förhållanden och en tydlig avsänkning åstadkoms under pumpningen.

Utspädningsförsöken har gett en bild av storleken på flödet, skillnader mellan de olika injektionsrören och flödets förändring vid pumpning. De beräknade flödena vid pumpning är troligtvis mest tillförlitliga (förutom rör 513). I två av grundvattenrören uppskattades flödet öka cirka 3,5 gånger vid påverkan från pumpbrunnen. Försöken visade också på ett betydligt mycket större flöde i rör 513 än övriga undersökta rör. Hur mycket större detta flöde är kan dock inte med säkerhet utläsas från försöken.

Provtagningen i observationsrören gav en indikation om grundvattnets flödesväg mellan injektionsrör och pumpbrunn. Grundvattnets flödesväg från de olika injektionsrören visade på stora variationer i djupet under markytan. Provtagningen gav också en antydning om att flödet inte var alldeles radiellt mellan injektionsrören och pumpbrunnen.

Bra anpassning mellan modellen och fältförsöket erhöles för de två sträckorna med minst dispersion. Överensstämmelsen var något sämre mot genombrottskurvorna som uppvisade stor dispersion. Överlag stor dispersivitet erhöles från kurvanpassningen av genombrottskurvorna vilket indikerar ett heterogent försöksområde.

Sammanfattningsvis har spårämnesförsöket gett information om transporttider och storleken på dispersionen från olika platser kring pumpbrunnen. De bestämda transporttiderna visar på relativt stora tidsskillnader och ett heterogent försöksområde. Spårämnesförsöket stöder därmed hypotesen att det kan vara svårt att med överslagsmässiga beräkningar uppskatta transporttiden i isälvsmaterial eftersom dessa akviferer ofta är heterogena.

6. REFERENSER

6.1 TRYCKTA REFERENSER

Carlsson L, (1970). Försök att med hjälp av utspädningsteknik bestämma grundvattnets skenbara medelströmshastighet, Publikation A 70:2, Inst. för vattenförsörjning och avlopp, CTH.

Drost, W., Klotz, D., Koch A., Moser, H., Neumaier, F., Rauert, W., (1968). Point dilution methods of investigating ground water flow by means of radioisotopes. Water resources research vol. 4 (1).

Fernqvist, J., (2004). Skyddsområden för grundvattentäkter – granskning av hur de upprättas. Examensarbete vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. ISSN 1650-6553 Nr 72.

Fetter C.W., (1993). Contaminant Hydrogeology, Upper Saddle River, New Jersey.

Fetter C.W., (2001). Applied Hydrogeology, Upper Saddle River, New Jersey.

Forschungsstelle für Radiohydrometrie, (1966). Jahresbericht 1965, am Institut für allgemeine und angewandte Geologie und Mineralogie der Universität München.

Freeze, A., Cherry, J., (1979). Groundwater, Prentice Hall, New Jersey.

Gaspar, E., (1987). Modern Trends in Tracer Hydrology vol.1., CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.

Gustafsson, E., Nordqvist, R., Tammela, P.T., (2004). Investigation of residence times and retrieval of infiltration water by a tracer test at Virttaankangas, Finland. Geosigma final report.

Halevy E., Moser H., Zellhofer O., Zuber A., (1967). Borehole dilution techniques: A critical review, Isotopes in Hydrology, p 531–564 (Proc. Symp. Vienna 1967), IAEA, Vienna.

Institut für Radiohydrometrie, (1967). Jahresbericht 1966, der Universität München.

Institut für Radiohydrometrie, (1969). Jahresbericht 1968, der Universität München.

Johansson, P.O., Maxe, L., Tilly, L., (1999). Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, VA-Forsk Rapport:14, VAV AB, Stockholm.

Jordartskartan, (1991). 11H Enköping NO, SGU serie Ae 110.

Knutsson G., Morfeldt C., O., (1995). Grundvatten: teori & tillämpning, AB Svensk Byggtjänst, Stockholm.

Käss, W., (1998). Tracing Technique in Geohydrology, Balkema, Rotterdam.

Leblanc D.R., Garabedian S.P., Hess K.M., Gelhar, L.W., Quadri R.D., Stollenwerk K.G., Wood W.W., (1991). Large scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod Massachusetts, 1. Experimental design and observed tracer movement. *Water Resources Research* 27:5 s. 895-910.

Lenda, A., Zuber, A., (1970). Tracer dispersion in groundwater experiments. *Isotope Hydrology 1970*, IAEA, Vienna.

Lönerholm, B., (2006). Transporttidsmodellering vid provpumpning i heterogen jord – spårämnesförsök i en isälvsavlagring. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet. ISSN 1401-5765 Nr 21.

Moench A (1989) Convergent Radial Dispersion: A Laplace Transform Solution for aquifer tracer testing. *Water Resources Research* vol. 25 (3) mars.

Naturvårdsverket (SNV), (2003). Vattenskyddsområde. Handbok med allmänna råd, 2003:6.

Ptak, T., Schmid, G., (1996). Dual-tracer transport experiments in a physically and chemically heterogeneous porous aquifer: effective transport parameters and spatial variability. *Journal of Hydrology*, 183:117-138.

Sabatini, D., Austin, T., (1991). Characteristics of Rhodamine WT and Fluorescein as adsorbing groundwater tracers. *Ground Water* 29 (3), 341-349.

SOU (Statens offentliga utredningar), (2000). Framtidens miljö – allas vårt ansvar. SOU 2000:52.

Svantesson, S. I., (1991). Jordartskartor – Beskrivning till jordartskartan Enköping NO, SGU, Uppsala.

Welty, C., Gelhar., L., (1994). Evaluation of longitudinal dispersivity from nonuniform flow tracer tests. *Journal of Hydrology*, 153:71-102.

Zuber, A., (1974). Theoretical possibilities of the two-well pulsed method. In: *Isotope Techniques in Groundwater Hydrology 1974*, Vol. II. IAEA, Vienna.

6.2 MUNTliga REFERENSER

Niemi, Auli. Professor vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Regelbunden kontakt under examensarbetet.

Wass, Eva. Konsult Geosigma Uppsala, 2005.

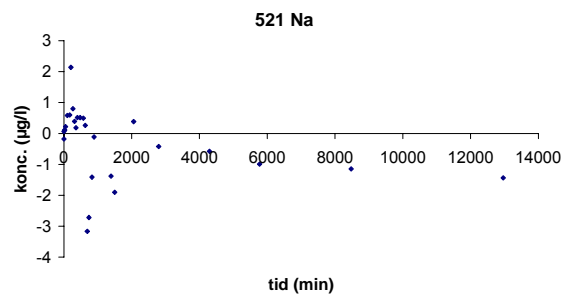
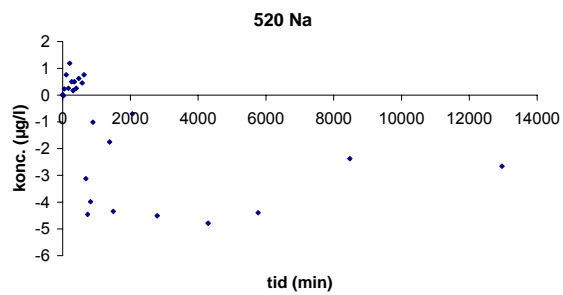
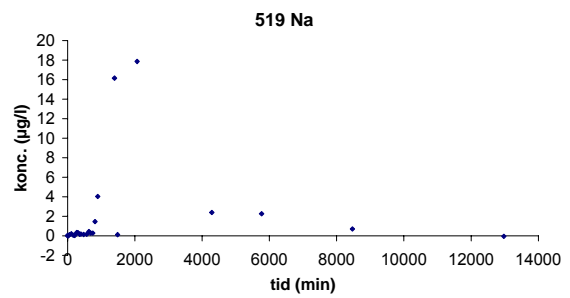
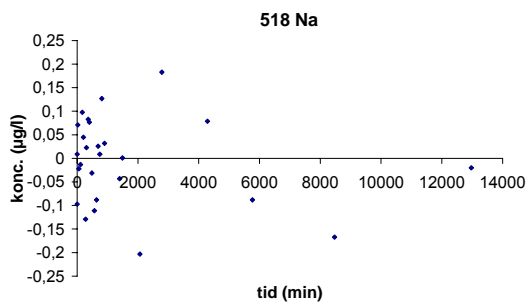
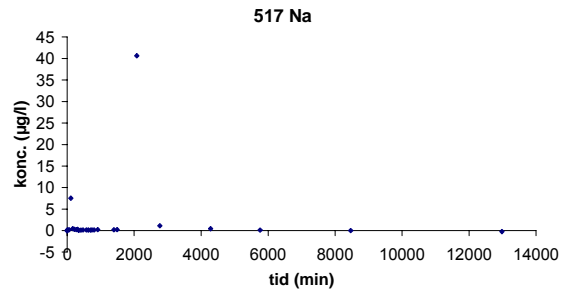
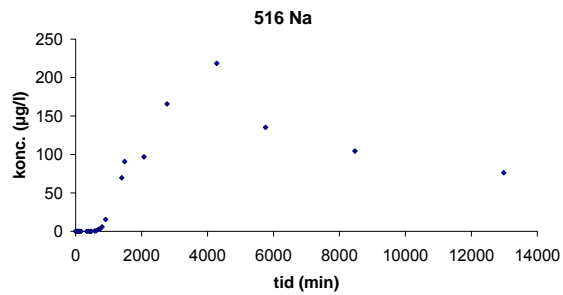
BILAGOR

BILAGA 1 OMRÅDESKARTA JÄRLÅSA

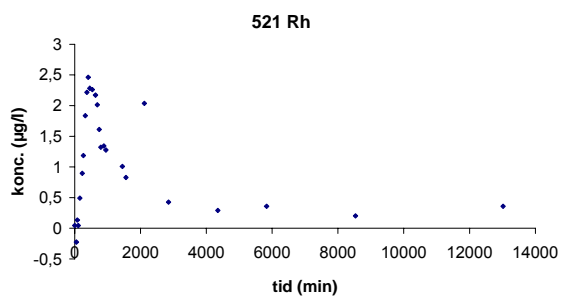
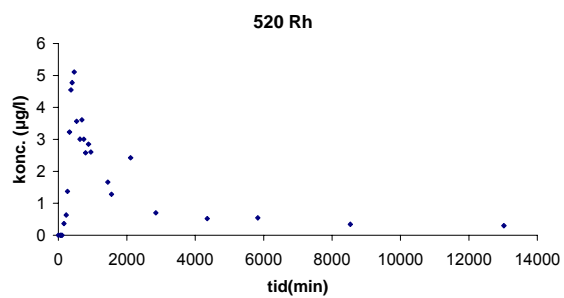
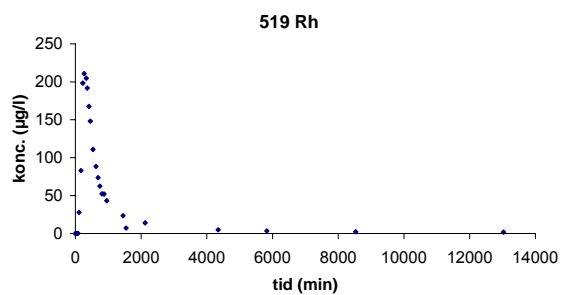
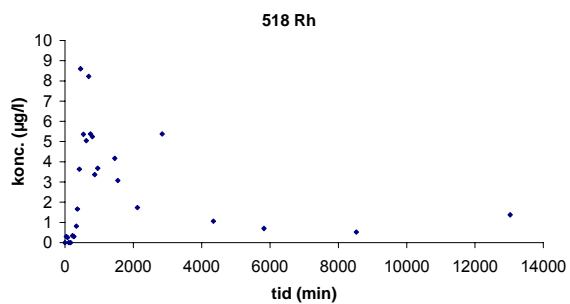
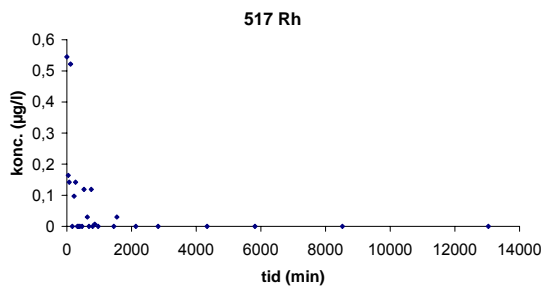
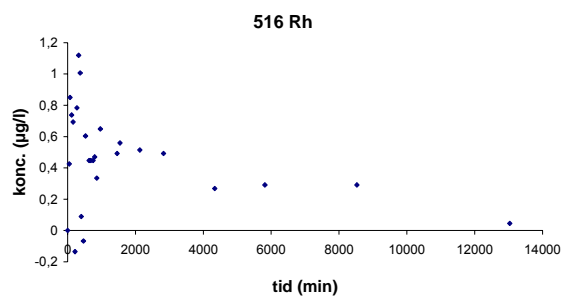


BILAGA 2 GENOMBROTTSKURVOR I OBSERVATIONSRÖREN

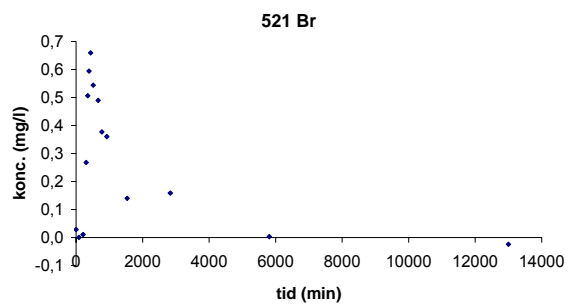
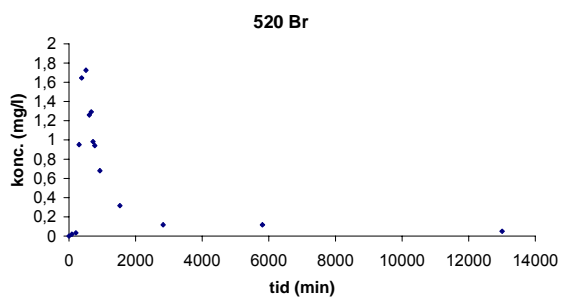
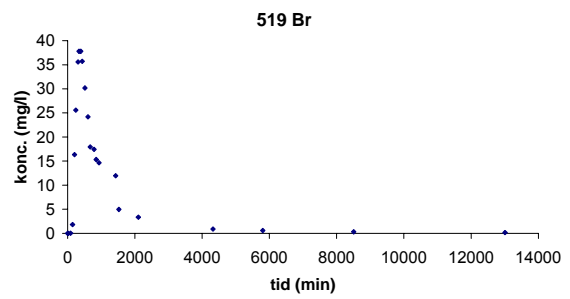
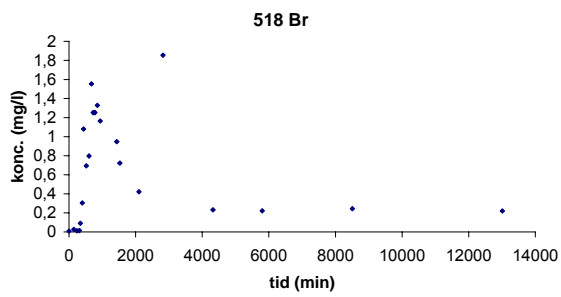
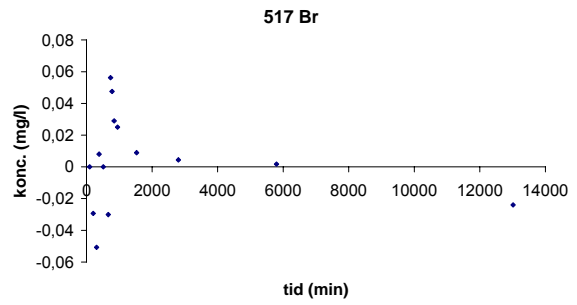
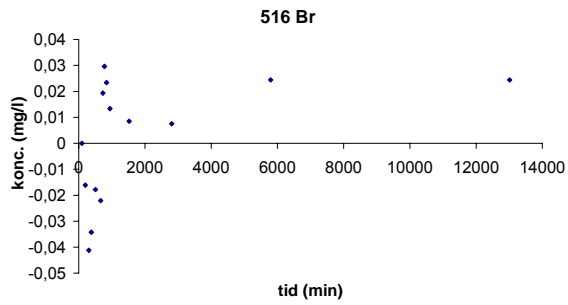
NAPHTIONAT INJICERAT I RÖR 510



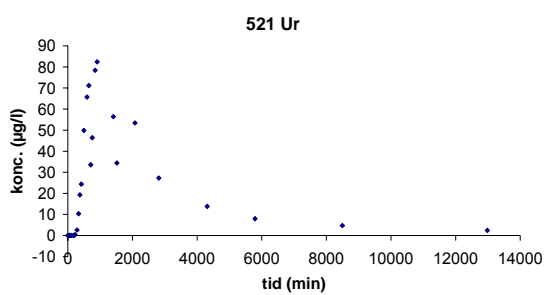
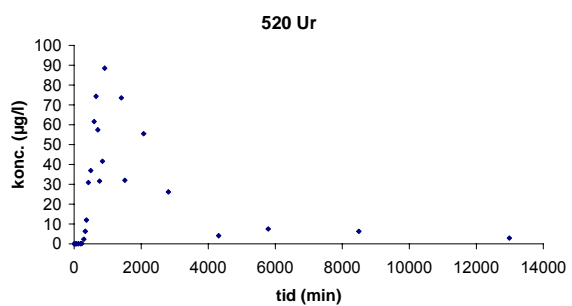
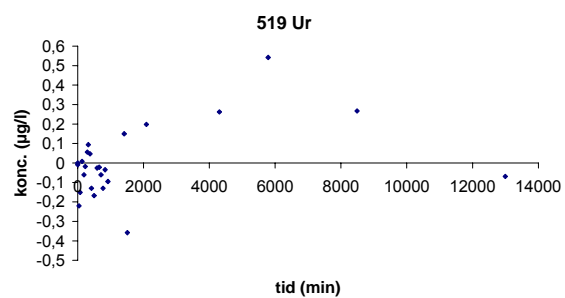
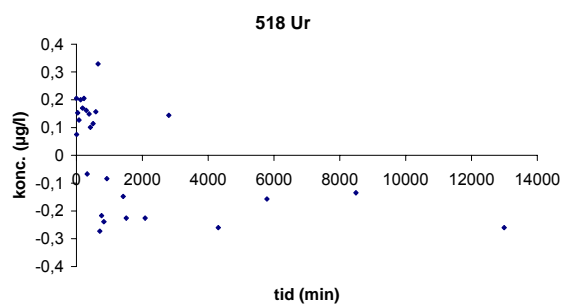
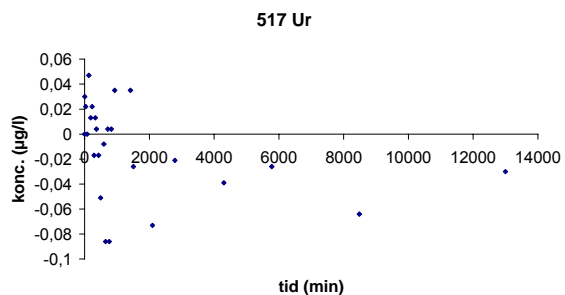
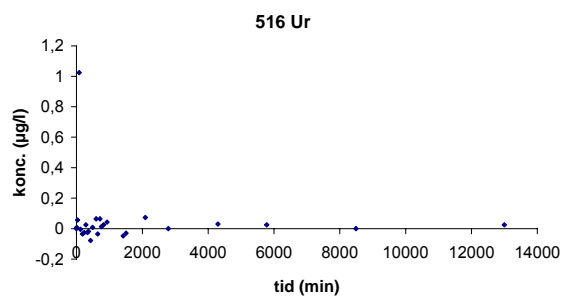
RHODAMIN-WT INJICERAT I RÖR 512



BROMID INJICERAT I RÖR 513

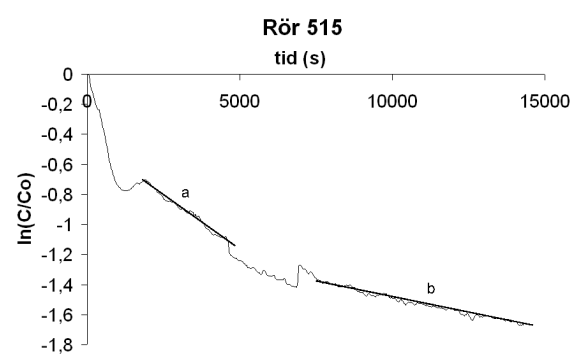
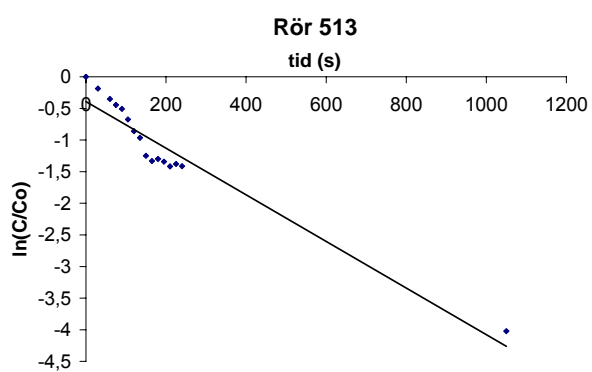
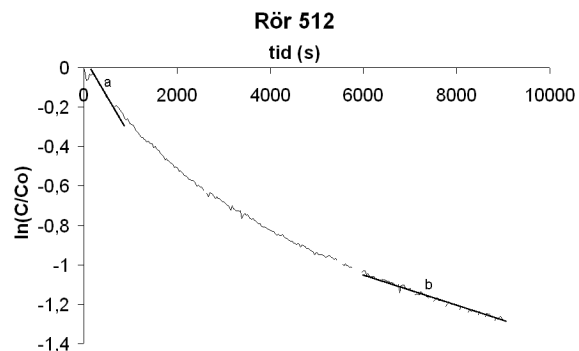
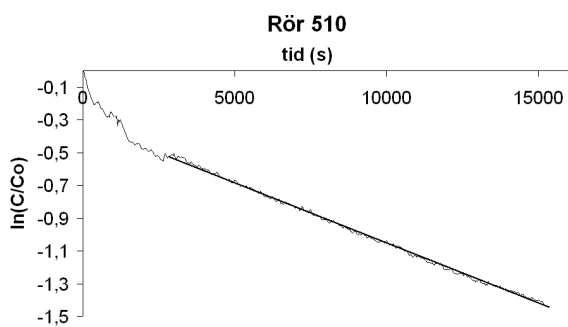


URANIN INJICERAT I RÖR 515



BILAGA 3 UTSPÄDNINGSFÖRSÖK I INJEKTIONSFRÖREN

UTSPÄDNINGSFÖRSÖK FÖRE PUMPNING



UTSPÄDNINGSFÖRSÖK UNDER PUMPNING

