

Massflöde som bedömningsgrund för förorenat grundvatten

Mass flux as a tool for assessment of contaminated
groundwater

David Stenman

REFERAT

Massflöde som bedömningsgrund för förorenat grundvatten

David Stenman

Förorenat grundvatten bedöms ofta med fokus på att specifika gränsvärden för föroreningskoncentrationer ej skall överskridas. Höga koncentrationer i grundvattnet behöver dock inte betyda att risken att kontaminera nedströms recipienter är stor. Detta eftersom höga föroreningskoncentrationer kan återfinnas i zoner med låg permeabilitet vilket medför små grundvattenflöden och därmed en liten belastning på nedströms recipienter. Genom att genomföra kompletterande mätningar av masstransporten (massflödet) av en förorening kan dock en tydligare bild av föroreningssituationen fås.

I detta arbete undersöktes hur massflöde skulle kunna användas som en bedömningsgrund för förorenat grundvatten och vilka mättekniker som finns för att kvantifiera massflödet.

De tekniker som finns för att mäta massflöde kan delas upp i två grupper. Den ena gruppen omfattar tekniker där uppmätta punktdata av koncentrationer och grundvattenflöden interpoleras längs en tvärsnittssektion av marken vinkelrätt mot grundvattenflödet. Den andra gruppen omfattar tekniker där pumpning av grundvatten tillämpas för att bestämma massflödet.

Massflödesmätningar av förorenat grundvatten skulle kunna användas vid beslut om vilket eller vilka förorenade områden som skall renas först. Prioriteringar mellan områdena skulle exempelvis kunna baseras på beräknade koncentrationer utifrån massflödesmätningar och storleken på ett potentiellt uttag av grundvatten. Alternativt kan massflödet användas som ett mått på den belastning som anses acceptabel för att koncentrationen i ett närliggande vattendrag inte skall överskrida ett gränsvärde. Mätningar av massflöde skulle då kunna användas som en bedömningsgrund för den belastning av en specifik förorening som anses acceptabel på en recipient från fall till fall. Vid en sådan bedömning måste hänsyn tas till föroreningens farlighet, platsspecifika utspädningseffekter och bakgrundshalter.

En fältstudie genomfördes även i ett före detta industriområde i Kopparlunden, Västerås. Fältstudien genomfördes för att exemplifiera hur mätningar av massflöde kan genomföras. Utspädningsteknik tillämpades, med uranin som spårämne, för att skatta specifika grundvattenflöden. Dessa specifika grundvattenflöden kombinerades med tidigare uppmätta TCE-koncentrationer för att erhålla massflödet. I fältstudien skattades massflödet av TCE till ca 29,4 kg år⁻¹.

Studier gjorda i USA visar att massflödesmätningar har varit värdefulla då de har underlättat bedömningen av förorenat grundvatten. Studierna visar även att mätningar av massflöde kommer att användas mer frekvent då fördelarna med mätningarna blir mer allmänt kända.

Nyckelord: Massflöde, bedömningsgrunder, förorenat grundvatten, mättekniker.

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet. Villavägen 16, 752 36 Uppsala.

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Mass flux as a tool for assessment of contaminated groundwater

David Stenman

Contaminated groundwater is often judged by certain concentration criteria that are not to be exceeded. High concentration in groundwater doesn't necessarily mean high exposure to down gradient recipients. This is because high concentrations can be situated in zones with low permeability with a small discharge of groundwater and therefore little transport of contaminated groundwater to down gradient recipients. By combining concentration values with measurements of mass flux one can get a better picture of the contaminated site.

The purpose of this paper was to examine how mass flux can be used as an assessment for contaminated groundwater and what techniques are to be used for mass flux measurements.

There are two types of measurement techniques. One is to use several point samples of concentrations and measure the specific groundwater discharge in several points along a transect perpendicular to the direction of the groundwater flow. By interpolating the point samples the total mass flux through the transect can be calculated. The other method is to extract groundwater by pumping to calculate the mass flux of contaminants.

Mass flux measurements could be used as a priority assessment for remediation among several contaminated sites. The prioritization should then be based on mass flux measurements and a potential extraction or dilution of the contaminated groundwater to calculate the corresponding concentration in a well or a surface water body. Note that this prioritization must be used from case to case as the toxic effect of different contaminants, the size of the dilution and background values vary between sites.

A minor field-study was implemented in a former industrial area in Kopparlunden, Västerås. The purpose of the field-study was to show how measurements of mass flux are practically determined. A dilution technique was used, with uranin as a tracer, to determine to specific groundwater flux. The specific groundwater flux was combined with earlier measurements of TCE-concentrations to calculate the mass flux. In the field-study a TCE mass flux of about 29.4 kg year⁻¹ was calculated.

Studies made in the USA show that mass flux estimates have been proven valuable for contaminated site management. Studies have also shown that the use of mass flux measurement will increase as the benefits become more widely recognized.

Keywords: Mass flux, assessment of mass flux, contaminants in groundwater, measurement techniques.

Department of Earth Sciences, Air, Water and Landscape Science, Uppsala University.
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sweden.

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Denna rapport är skriven som ett avslutande examensarbete på 30 högskolepoäng inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala Universitet i samarbete med Geosigma AB i Uppsala.

Jag vill tacka min handledare Rune Nordqvist på Geosigma AB i Uppsala som funnits till hands med sitt kunnande under skrivandet och under fältmätningar.

Jag vill också tacka min ämnesgranskare Allan Rodhe på institutionen för geovetenskaper på Uppsala Universitet för vägledning, konkreta tips och granskning under arbetets gång.

Jag vill även passa på att tacka alla på Geosigas kontor i Uppsala för en trevlig tid.

Slutligen vill jag rikta ett tack till vänner och familj, speciellt till Maria för korrekturläsning, stöd och uppmuntran.

Uppsala, Mars 2011.

David Stenman

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Förorenat grundvatten bedöms ofta med fokus på att specifika gränsvärden för föroreningskoncentrationer ej skall överskridas. Höga koncentrationer i grundvattnet behöver dock inte betyda att områden som ligger nedströms en utsläppskälla förorenas i stor grad. Detta eftersom höga föroreningskoncentrationer kan återfinnas i zoner med låg genomsläpplighet vilket medför små grundvattenflöden och därmed en liten belastning på områden nedströms utsläppskällan. Genom att genomföra kompletterande mätningar av masstransporten (massflödet) av en förorening kan dock en tydligare bild av föroreningssituationen fås.

Massflöde definieras som transporten av en ämnesmassa genom en definierad tvärsnittsytta per tidsenhet (kg år^{-1}). Om man delar upp tvärsnittsytan i areaenheter och tittar på massflödet genom varje areaenhet fås det specifika massflödet ($\text{kg m}^{-2}\text{år}^{-1}$). Masstransporten av lösta ämnen i grundvattnet beror på två faktorer. Den ena faktorn är koncentrationen (kg m^{-3}) av ämnet i grundvattnet och den andra faktorn är grundvattenflödet ($\text{m}^3\text{år}^{-1}$).

I detta arbete undersöks hur massflöde skulle kunna användas som en bedömningsgrund för förorenat grundvatten och vilka mättekniker som finns för att bestämma massflödet.

Mätningar av massflöde används lämpligen då spridningen av föroreningar från en föroreningskälla skall bestämmas, då föroreningsbelastningen på ett område skall uppskattas, den naturliga självreningen skall bestämmas eller när ett reningsförsök skall utvärderas. Vidare kan skattningar av massflödet användas vid val av reningsteknik, i övervakningssyfte eller som underlag för prioritering mellan förorenade områden.

De tekniker som finns för att mäta massflöde kan delas upp i två grupper. Den ena gruppen omfattar tekniker som använder sig av uppmätta punktdata av koncentrationer och grundvattenflöden längs en tvärsnittssektion av marken vinkelrätt mot grundvattenflödet. Varje punktdata får sedan representera en koncentration eller ett grundvattenflöde genom en specifik del av marken. Den andra gruppen omfattar tekniker där pumpning av grundvatten tillämpas för att bestämma massflödet.

Punktmätningarna av grundvattenflödet eller massflöde sker vanligen i flera grundvattenrör som bildar en linje vinkelrätt mot grundvattenflödets riktning. I varje grundvattenrör tas vattenprover på flera djup som analyseras med avseende på föroreningskoncentrationer. Även grundvattenflöden mäts på flera djup där varje mätpunkt på ett specifikt djup i ett grundvattenrör avgränsas med två manschetter (gummielement som blåses upp). Detta görs eftersom grundvattenflödets storlek kan variera med djupet beroende på markens egenskaper. Grundvattenrören i sig påverkar den naturliga grundvattenströmningen runt rören varför de uppmätta grundvattenflödena måste korrigeras. Detta eftersom grundvattenrören i sig utgör en zon i marken med i regel högre genomsläpplighet än det omgivande jordlagret. Efter korrigeringen summeras varje delområde som de uppmätta punktdata av koncentrationer respektive grundvattenflöden får representera. För att erhålla massflödet genom hela tvärsnittssektionen multipliceras sedan de summerade koncentrationerna med de summerade grundvattenflödena. Punktmätningar av massflöde är bland annat användbart då det finns intresse att identifiera lokala variationer i massflödet, vilket pumpmätningar ej klarar av. Exempelvis kan en rening då fokuseras till de områden som utgör den största belastningen.

Pump teknikerna medför att allt förorenat grundvatten som korsar en tvärsnittsytta analyseras. Dessa tekniker kan skatta massflödet med större noggrannhet än punktmätningarna under antagandena att mätningarna sker i ett homogent jordlager med hög genomsläpplighet och att allt förorenat grundvatten kan pumpas upp och analyseras. Eftersom en pumpning sker av grundvattnet uppkommer ett onaturligt grundvattenflöde och därmed massflöde. Hänsyn till pumpningen måste därför tas vid beräkning av det naturliga massflödet.

Naturvårdsverket har tagit fram en riktvärdesmodell för hur föroreningskoncentrationer i grundvattnet skall bedömas. Någon metodik för mätning av massflöde finns dock inte att tillgå. Naturvårdsverket hänvisar istället till strömningshastighet för olika jordarter som medför stora spridningsförutsättningar. Dessa spridningsförutsättningar avser spridning i homogena jordlager vilket nästan aldrig förekommer i verkligheten. Det borde därför vara av stort intresse att en mer utförlig metodik för beräkning av grundvattenflöde eller massflöde bör tas fram om man har för avsikt att bestämma massflödet med större noggrannhet.

Naturvårdsverket menar att en förorenat område ej får medföra en oacceptabel belastning på ett nedströms område. Någon information om vad som anses vara en oacceptabel belastning framgår dock inte. Naturvårdsverket har tagit fram en modell för spridning av föroreningar i grundvattnet som baseras på utspädningseffekter mellan ett förorenat område och en nedströms liggande dricksvattenbrunn. Modellen ger ett ungefärligt värde på föroreningskoncentrationen i dricksvattenbrunnen men gör en rad olika antaganden som borde göra den väldigt osäker. Istället skulle det kanske vara bättre att ta fram en metodik för hur massflödesmätningar skall eller kan genomföras. Utifrån det kan en bedömning göras av föroreningens farlighet och den belastning som föroreningen har på området.

Massflödesmätningar av förorenat grundvatten skulle kunna användas vid beslut om vilket eller vilka förorenade områden som skall renas först. Prioriteringar mellan områdena skulle exempelvis kunna baseras på beräknade koncentrationer utifrån massflödesmätningar och storleken på ett potentiellt uttag av grundvatten. Alternativt kan massflödet användas som ett mått på den belastningen som anses acceptabel för att koncentrationen i ett närliggande vattendrag inte skall överskrida ett gränsvärde. Mätningar av massflöde skulle då kunna användas som en bedömningsgrund för den belastning av en specifik förorening som anses acceptabel på ett nedströms område från fall till fall. Detta beroende på föroreningens farlighet, utspädningseffekter och bakgrundshalter.

Studier gjorda i USA visar att massflödesmätningar har varit värdefulla då de har underlättat bedömningen av förorenat grundvatten. Studierna visar även att mätningar av massflöde kommer att användas mer frekvent då fördelarna med mätningarna blir mer allmänt kända.

ORDLISTA

Absorption = upptagning eller uppsugning hos ett material

Advektion = Rörelsen av en ämnesmassa som uppkommer på grund av grundvattenflödet

Adsorbent = material som ett ämne adsorberas till

Adsorption = innebär att ett ämne fastnar på ytan av ett fast material eller en vätska

Akvifer = en geologisk bildning som innehåller grundvatten

Akvitard = en geologisk bildning som är mycket svårgenomtränglig för vattnet, exempelvis finkornigt material

Darcyflöde = se specifikt flöde

Desorption = motsats till adsorption

Diffusion = Ämnesflöde som uppstår genom koncentrationsskillnader mellan två områden

Dispersion = Spridning av lösta partiklar som uppstår genom hastighetsvariationer i grundvattenflödet.

DNAPL = (dense non-aqueous phase liquid) ämne med högre densitet än vatten och har låg vattenlöslighet

Hydraulisk konduktivitet = vattenledningsförmåga eller markens vattengenomsläpplighet

Isotrop = de fysikaliska egenskaperna förhåller sig lika i alla riktningar

Kinematisk porositet = andelen av porutrymmet i marken som är tillgänglig för vattentransport

LNAPL = (light non-aqueous phase liquid) ämne som har lägre densitet än vatten och har låg vattenlöslighet

NAPL = (non-aqueous phase liquid) ämne med låg vattenlöslighet

Permeabilitet = markens genomsläpplighet för en specifik vätska (exempelvis vatten)

Porositet = volymandelen av porer i marken

Specifikt flöde = flöde per tvärsnittsenhet ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) eller Darcyflöde

Tortuositet = en strömbanas slingrighet

Transmissivitet = akviferens genomsläpplighet ($T=K \times b$)

Uniformt flöde = flödets riktning och storlek är samma i alla punkter

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH DISPOSITION	1
2	TEORI	3
2.1	MASSFLÖDE.....	3
2.2	BAKGRUND OM ÄMNESTRANSPORT I GRUNDVATTEN	5
2.2.1	Advektion	5
2.2.2	Diffusion.....	6
2.2.3	Dispersion.....	6
3	KONCENTRATIONER SOM BEDÖMNINGSGRUND	8
3.1	MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden)	8
3.1.1	Fas 1 (orienterande studier)	8
3.1.2	Fas 2 (översiktliga undersökningar)	9
3.2	MODELLER.....	11
3.2.1	Transportmodell för spridning av föroreningar i grundvattnet.....	11
3.2.2	Riktvärdesmodell för skydd av grundvatten.....	12
3.2.3	Riktvärdesmodell för skydd av ytvatten.....	14
4	MASSFLÖDE SOM BEDÖMNINGSGRUND	16
4.1	ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN.....	16
4.1.1	Karakterisering	16
4.1.2	Utvärdering av belastning på recipienter	17
4.1.3	Utvärdering och val av reningsteknik.....	18
4.1.4	Kontroll och övervakning.....	19
4.1.5	Prioritering av förorenade områden.....	19
5	MÄTTEKNIKER FÖR BERÄKNING AV MASSFLÖDE	20
5.1	PUNKTMÄTNINGAR AV SPECIFIKT GRUNDVATTENFLÖDE	21
5.1.1	Utspädningsteknik	21
5.1.2	Rotary device probe (RDP)	25
5.1.3	Velocity probe	26
5.1.4	Point velocity probe (PVP).....	26
5.1.5	Sammanfattning punktfloeden	29
5.2	PUNKTMÄTNING AV MASSFLÖDE.....	30
5.2.1	Passive flux meter (PFM).....	30
5.3	TRANSEKTMETODEN	39
5.4	ANDRA INTEGRERANDE MÄTNINGAR AV MASSFLÖDE	42

5.4.1	Integral groundwater investigation method (IGIM)	42
5.4.2	Modified integral pumping test (MIPT)	47
5.4.3	Tandem circulation wells (TCW)	49
5.5	KOSTNADSANALYS	51
6	FÄLTSTUDIE	53
6.1	PLATSBESKRIVNING	53
6.1.1	Hydrogeologi	54
6.2	UTFÖRANDE	57
6.2.1	Lodning.....	57
6.2.2	Spårämne	57
6.2.3	Grundvattenprovtagning.....	58
6.2.4	Analys av vattenprover	60
6.3	RESULTAT AV FÄLTSTUDIEN	61
7	DISKUSSION	64
7.1	MÄTTEKNIKER.....	64
7.2	BEDÖMNINGSGRUNDER	66
7.3	FÄLTSTUDIE	68
8	SLUTSATSER	69
	REFERENSER.....	71
	BILAGA	74

1 INLEDNING

Grundvatten står för två tredjedelar av jordens sötvattentillgångar. Storstäder över hela världen är i många fall beroende av grundvatten som sötvattenkälla. Samtidigt riskerar många grundvattenmagasin att kontamineras på grund av omfattande utsläpp av kemikalier som når grundvattnet. Vid händelse av ett sådant utsläpp kan det område som förorenar grundvattnet delas upp i två delar, där den ena delen är föroreningskällan och den andra är föroreningsplymen. Föroreningskällor som kontaminerar grundvattnet härstammar antingen från utsläpp som görs vid markytan eller utsläpp under markytan. Sker utsläppet vid markytan i form av NAPL (non-aqueous phase liquid) transporteras föroreningen med hjälp av gravitationen genom den omättade zonen tills den når grundvattenytan. Ej vattenlösliga ämnen, som har en lägre densitet än vatten, benämns LNAPL. De lägger sig ovanpå grundvattenytan och går sakta i lösning med grundvattnet. Föroreningar, exempelvis lösningsmedel, som har en högre densitet än vatten, benämns DNAPL. Dessa föroreningar transporteras genom den mättade zonen (grundvattnet) där de successivt går i lösning innan de når en zon i marken, eller berggrunden, med låg permeabilitet där de ansamlas. Eftersom NAPL har låg vattenlöslighet kan de ansamlas i områden och belasta en recipient under lång tid. Detta resulterar i stora föroreningsplymer som måste behandlas (Goltz, 2007). Analys av uppmätta föroreningskoncentrationer i grundvattnet ger en viss kunskap om hur föroreningssituationen ser ut. Koncentrationsdata talar om hur föroreningssituationen ser ut på en specifik plats vid en viss tidpunkt. Detta är användbart då risker skall analyseras för en given recipient med avseende på riktvärden. Enbart koncentrationsdata har dock vissa begränsningar vad gäller belastningen på en recipient. Mer eller mindre direkta mätningar av massflödet kan därför vara ett värdefullt komplement till koncentrationsdata då belastningen på en recipient skall bedömas (ITRC, 2010).

Masstransporten av föroreningar med grundvattnet genom en tvärsektion av marken uttrycks som massflöde ($\text{massa} \times \text{tidsenhet}^{-1}$). Bedömningsgrunder för förorenat grundvatten har fram till idag främst tagit hänsyn till uppmätta föroreningskoncentrationer i grundvattnet. Höga koncentrationsvärden kan dock återfinnas i zoner med låg permeabilitet vilket medför ett litet grundvattenflöde och därmed en liten transport av förorenat grundvatten. Av den anledningen kan beräkningar av massflödet utgöra ett kompletterande underlag vid bedömning av förorenat grundvatten och ge underlag för en effektiviserad rening. Mätningar av massflödet har främst gjorts i USA där även forskning kring ämnet bedrivs.

1.1 SYFTE OCH DISPOSITION

Syftet med detta examensarbete var att undersöka i vilken utsträckning massflöde av föroreningar kan användas som bedömningsgrund för förorenat grundvatten. Ett specifikt mål var att undersöka vilka mättekniker som är bäst lämpade för bestämning av massflödet ur mätnoggrannhets- och kostnadssynpunkt.

Examensarbetet består av två huvuddelar där den första delen är en litteraturstudie och den andra ett fältförsök.

Litteraturstudien omfattar en bakgrundsstudie över vilka processer som påverkar hur lösta föroreningar transporteras med grundvattnet. Den behandlar även de användningsområden där bestämning av massflöde kan tillföra ett utökat underlag för bedömning av förorenat grundvatten. Litteraturstudien avslutas med en illustration och analys av de mättekniker som är förknippade med massflödesberäkningar. En uppdelning mellan de olika mätteknikerna

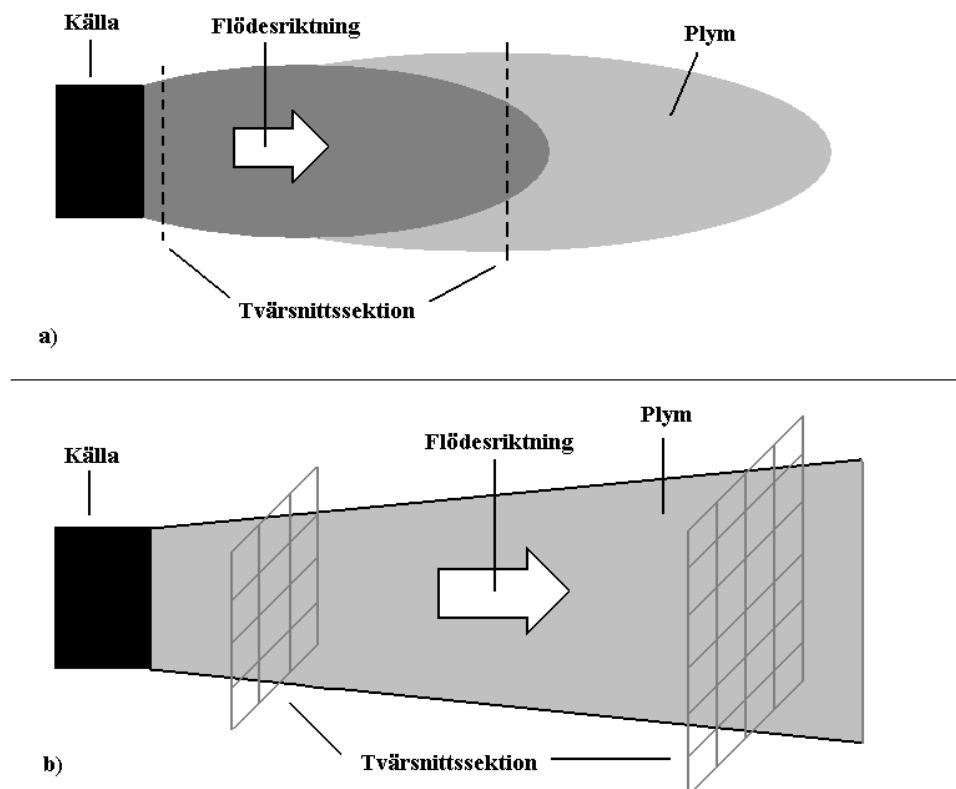
görs, där en del avser tekniker som är baserade på grundvattenflödesdata i kombination med koncentrationsdata, och en annan del avser mättekniker som direkt mäter föroreningsflödet.

I fältförsöket tillämpas en av de beskrivna mätteknikerna, den så kallade utspädningstekniken. Där genomförs en massflödesberäkning av klorerade kolväten från ett före detta industriområde i Västerås.

2 TEORI

2.1 MASSFLÖDE

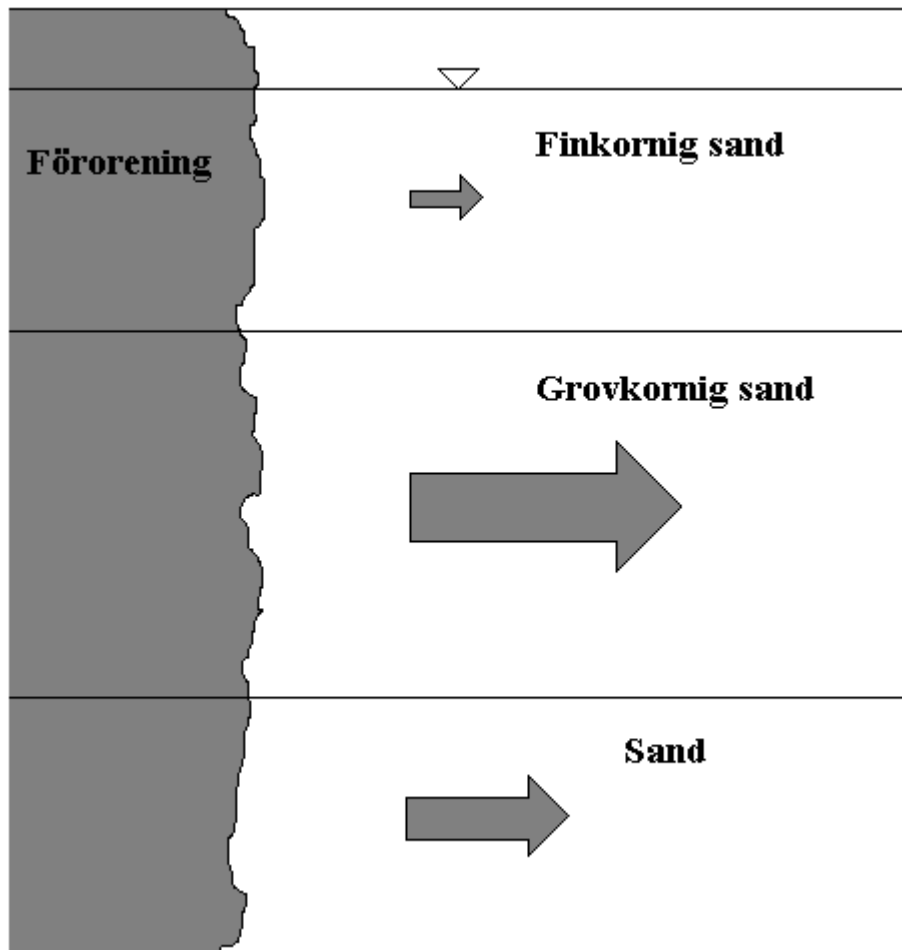
Massflöde definieras som massan av ett ämne som transporteras genom en definierad tvärsnittsytta (tvärsnittssektion) under en tidsperiod (kg år^{-1}). Om man delar upp tvärsnittsytan i areaenheter och tittar på massflödet genom varje areaenhet fås det specifika massflödet ($\text{kg m}^{-2}\text{år}^{-1}$). Massflödets storlek, för lösta ämnen i grundvattnet, beror på två faktorer. Den ena faktorn är mängden av lösta föroreningar i grundvattnet och den andra faktorn är hur snabbt grundvattnet rör sig genom en definierad tvärsnittsytta. Om man betraktar ett föroreningsutsläpp, som sker under grundvattenytan från en punktkälla, kan föroreningsplymens utbredning illustreras där de två tvärsnittssektionerna består av grundvattenrör (Figur 2-1). Detta är en förenklad bild av föroreningsplymens utseende då föroreningar även kan spridas vinkelrätt mot grundvattenflödet och till och med mot grundvattenflödets riktning på grund av diffusions- och dispersionseffekter.



Figur 2-1 Föroreningsplym med två tvärsnittssektioner a) sedd ovanifrån och b) sedd från sidan.

För att illustrera betydelsen av massflödesmätningar visas i Figur 2-2 ett fiktivt exempel på transport av föroreningar genom ett grundvattenrör. Markprofilen är i exemplet uppdelad i tre olika lager med samma föroreningskoncentration i grundvattnet och samma hydrauliska gradient, men med olika hydrauliska konduktiviteter. Grundvattenflödet varierar därför mellan de olika lagren. Om man endast tar hänsyn till uppmätta koncentrationer i grundvattnet

från respektive jordlager kan detta tolkas som att en rening av grundvattnet ger samma reningseffekt oavsett vilket jordlager som renas. Men om även grundvattenflödet mäts, och därmed massflödet, kan det område som utgör den största belastningen på nedströms recipienter urskiljas. Det största massflödet sker genom den grovkorniga sanden varför denna bör renas först, för att störst reningseffekt skall erhållas.



Figur 2-2 Schematisk bild av massflödets storlek (gråa pilar) i olika jordlager. Föroreningskoncentrationen och den hydrauliska gradienten antas vara lika i alla jordlager. Den hydrauliska konduktivitetens storlek är i fallande ordning störst för den grovkorniga sanden, sanden och minst för den finkorniga sanden.

2.2 BAKGRUND OM ÄMNESTRANSPORT I GRUNDVATTEN

2.2.1 Advektion

En viktig transportmekanism för ämnen i grundvattnet är advektion. Advektion är rörelsen av en ämnesmassa som uppkommer på grund av grundvattenflödet. Med detta menas att ämnen rör sig med samma hastighet som grundvattnet utan inverkan av någon koncentrationsgradient. Transporten i en dimension kan beskrivas enligt advektionsekvationen (ekv.2-1).

$$\frac{dC}{dt} = -v_x \frac{dC}{dx} \quad 2-1$$

där v_x (ms^{-1}) är vattenpartiklarnas linjära medelhastighet i x-riktningen (Ingebritsen m.fl., 2006).

För att lösa advektionsekvationen måste först flödet och hastigheten på vattenpartiklarna räknas ut med hjälp av Darcys lag (ekv.2-2).

$$q = \frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dl} \quad 2-2$$

där q (ms^{-1}) är det specifika flödet eller volymflödet per tvärsnittsarea (kallas även Darcyflödet), Q är vattenföringen (m^3s^{-1}), A (m^2) är tvärsnittsarean, K (ms^{-1}) är den hydrauliska konduktiviteten, dh/dl är lutningen på grundvattenyta (Ingebritsen m.fl., 2006).

Här är det viktigt att q ($\text{m}^3\text{s}^{-1}\text{m}^{-2} = \text{ms}^{-1}$), som är vattenföring per tvärsnittsarea, inte förväxlas med v (ms^{-1}), som är medelhastigheten hos vattenpartiklarna (ekv.2-3).

$$v = \frac{q}{n_k} = -\frac{K}{n_k} \frac{dh}{dl} \quad 2-3$$

där n_k (-) är den kinematiska porositeten, ibland kallad den effektiva porositeten, vilken beskriver volymsandelen av jorden som aktivt bidrar till grundvattenflödet (Ingebritsen m.fl., 2006).

Massflödet av ett löst ämne på grund av advektion kan då beräknas genom att multiplicera vattenpartiklarnas medelhastighet med koncentrationen av det lösta ämnet (ekv.2-4).

$$q_a = vC \quad 2-4$$

där q_a ($\text{massa} \times \text{area}^{-1} \text{tidsenhet}^{-1}$) är massflödet genom advektion (Ingebritsen m.fl., 2006).

2.2.2 Diffusion

Diffusion är det ämnesflöde som uppstår genom koncentrationsskillnader mellan två områden. Detta flöde är proportionellt mot koncentrationsgradienten och den molekylära diffusionskoefficienten. Detta förhållande är känt som Ficks första lag som beskriver diffusionen i fritt vatten (ekv.2-5).

$$q_d = -D_w \frac{dc}{dx} \quad 2-5$$

där q_d (m^2s^{-1}) är diffusionsflödet, D_w (m^2s^{-1}) är den molekylära diffusionskoefficienten i fritt vatten, dc/dx är koncentrationsgradienten (Ingebritsen m.fl., 2006).

Eftersom föregående ekvation endast gäller för fritt vatten måste en korrigering göras av D_w då strömningen sker i grundvattnet, det vill säga genom poröst material. D_m (m^2s^{-1}) representerar diffusionskoefficienten för poröst material (ekv.2-6).

$$D_m = \frac{n_k}{\tau} D_w \quad 2-6$$

där n_k (-) är den kinematiska porositeten och τ (-) är tortuositeten eller slingrighetsfaktorn som beskriver de omvägar som vattnet tar runt markpartiklarna. Tortuositeten definieras som den totala färdvägen en partikel tar dividerat med den linjära sträckan för färdvägen. Detta medför i grundvatten att τ alltid är större än 1 och i sin tur att D_m (m^2s^{-1}) alltid är mindre än D_w (m^2s^{-1}) (Ingebritsen m.fl., 2006).

För ett dynamiskt system beskrivs diffusionen av Ficks andra lag som anger storleken på diffusionen, med andra ord hur koncentrationen ändras med tiden i en given punkt (ekv.2-7).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad 2-7$$

Ekvationen ovan beskriver ett transient system där koncentrationen både kan öka och minska med tiden, det vill säga ett icke stationärt system (Hiscock, 2005). Resultat har visat att diffusionskoefficienten är relativt liten i geologiska formationer och enbart diffusion kan därför inte förklara ämnestransporten över långa sträckor eller korta tidssteg (Ingebritsen m.fl., 2006).

2.2.3 Dispersion

Mekanisk dispersion är den spridning av lösta partiklar som uppstår genom hastighetsvariationer i grundvattenströmningen. Orsakerna till hastighetsvariationerna kan förklaras både på porskala och på fältskala. På porskala orsakas spridningen av att vattnet rör sig snabbare genom stora porer än små. Vattnet rör sig även snabbare i mitten av poren än längs kanterna, där friktionen från markpartiklarna inverkar. På samma sätt kan även hastigheten variera beroende på hur slingrig väg vattnet tar mellan partiklarna. På fältskala uppkommer hastighetsvariationerna på grund av jordlagrens varierande hydrauliska

konduktivitet. Molekylär diffusion beror på koncentrationsgradienten och är ofta dominant vid små grundvattenflöden. Mekanisk dispersion beror på advektionen och är dominant vid höga grundvattenflöden (Ingebritsen m.fl., 2006).

Effekterna av dispersion och diffusion kan summeras och beskrivas med en hydrodynamisk dispersionskoefficient. I ett isotropt medium uttrycks dispersiviteten, α , i förhållande till grundvattenströmningens riktning. Longitudinellt (L) och transversellt (T) motsvarar parallell respektive vinkelrät spridning jämfört med grundvattenströmningens riktning (ekv.2-8, 2-9).

$$D_L = \alpha_L \bar{v} + D_m \quad 2-8$$

$$D_T = \alpha_T \bar{v} + D_m \quad 2-9$$

där D_L (m^2s^{-1}) och D_T (m^2s^{-1}) är den longitudinella respektive transversella hydrodynamiska dispersionskoefficienten, α_L (m) och α_T (m) är den longitudinella respektive transversella dispersiviteten, $\bar{v}$ (ms^{-1}) är vattenpartiklarnas medelhastighet och D_m (m^2s^{-1}) är den molekylära diffusionskoefficienten för poröst medium (Ingebritsen m.fl., 2006).

Peclet-talet talar om vilken betydelse advektionen respektive dispersionen har för ämnestransporten (ekv.2-10). Ett litet peclet-tal medför stor spridning (dispersion) medan ett stort peclet-tal medför att advektiv transport dominerar.

$$Pe = \frac{\bar{v}l}{D_L} \quad 2-10$$

där Pe (-) är peclet-talet, $\bar{v}$ (ms^{-1}) är vattenpartiklarnas medelhastighet, l (m) är längden på transportsträckan för vattenpartiklarna och D_L (m^2s^{-1}) är den longitudinella hydrodynamiska dispersionskoefficienten (Ingebritsen m.fl., 2006).

En endimensionell beskrivning av hur transportprocessen ser ut ges av *advektion-dispersionsekvationen* nedan. Denna beskriver ämnestransporten i en homogen och mättad akvifer med uniformt flöde, där endast advektion och hydrodynamisk dispersion påverkar transporten i grundvattnets longitudinella riktning (ekv.2-11) (Hiscock, 2005).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 c}{\partial l^2} - \bar{v} \frac{\partial c}{\partial l} \quad 2-11$$

3 KONCENTRATIONER SOM BEDÖMNINGSGRUND

3.1 MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden)

Naturvårdsverket har tagit fram en inventeringsmodell för hur miljödata skall samlas in och användas vid prioritering av förorenade områden. Den så kallade MIFO-modellen (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) är anpassad efter svenska krav för inventering och klassning av förorenade områden och beskrivs i en rapport från Naturvårdsverket (1999). Modellen är uppdelad i två faser, där fas 1 är en orienterande studie som innehåller en riskklassning för att prioritera förorenade objekt till fas 2 där en översiktlig undersökning och en ny riskklassning genomförs.

3.1.1 Fas 1 (orienterande studier)

I fas 1 sker identifiering av förorenande objekt och branscher, uppgiftsinsamling i form av kartor och tidigare studier samt intervjuer och platsbesök. Från detta underlag bedöms förorenade områden, med hjälp av olika blanketter, med avseende på föroreningsnivåer, föroreningsarnas farlighet, spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde. Fas 1 avslutas med att objekten riskklassas enligt fyra nivåer för prioritering till fas 2.

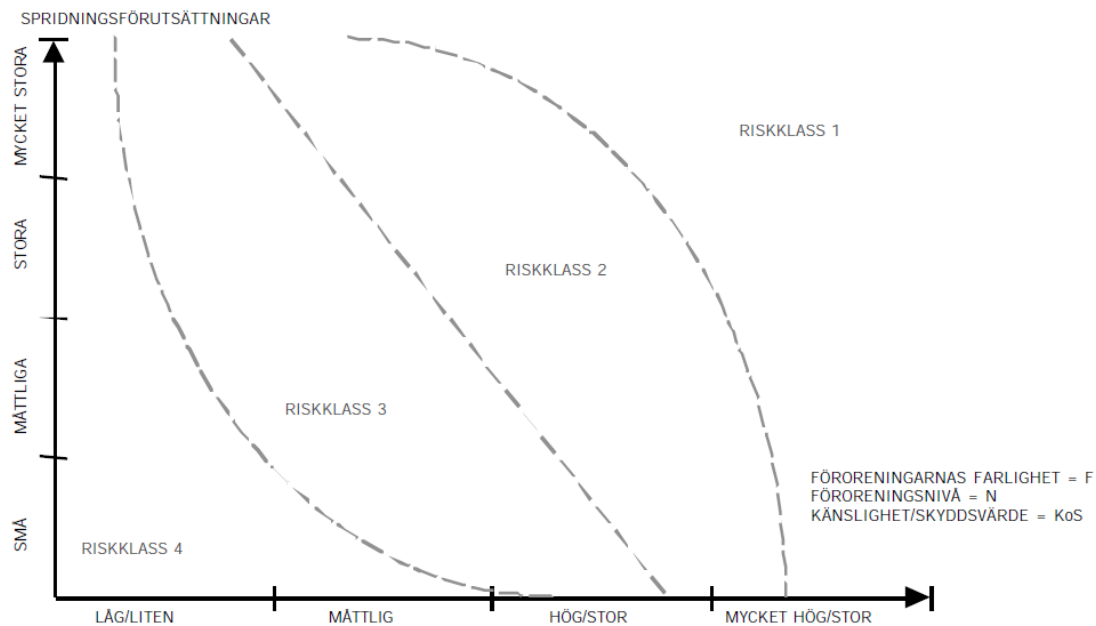
Riskklassningen av objekten sker enligt (Figur 3-1) där:

Klass 1 – Mycket stor risk

Klass 2 – Stor risk

Klass 3 – Måttlig risk

Klass 4 – Liten risk

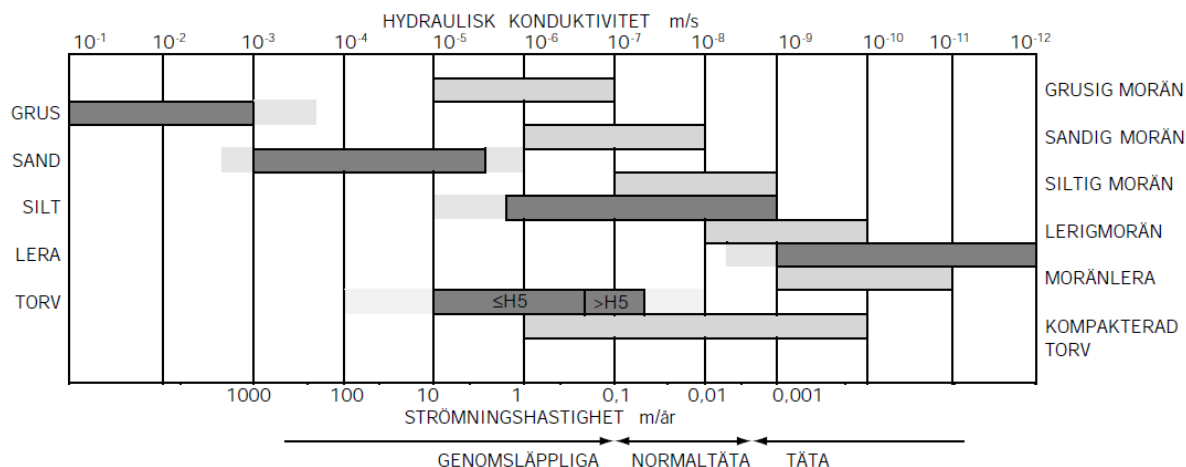


Figur 3-1 Samlad riskbedömning för ett förorenat område med avseende på föroreningars farlighet, föroreningsnivå och känslighet/skyddsvärde kontra spridningsförutsättningarna (Carlsson & Gustavsson, 1984).

3.1.2 Fas 2 (översiktliga undersökningar)

Fas 2 inleds med att områdets geologiska förutsättningar illustreras. Detta sker genom framtagandet av geologiska kartor för att bestämma förutsättningarna för potentiell förorenings-spridning. En provtagningsplan upprättas, som baseras på tidigare framtaget material, där det anges vilka prover som skall tas, var och hur de skall tas och vilka analyser på proverna som skall göras. Provtagning och analys av prover genomförs sedan enligt provtagningsplanen varpå en sammanställning och utvärdering av objektet kompletterar utvärderingen från fas 1. Avslutningsvis genomförs en ny riskklassning, enligt de fyra nivåerna, där riskklassningen i fas 1 justeras.

Enligt Naturvårdsverkets MIFO-metodik för provtagning av grundvatten ges en vägledning för hur provtagning av grundvatten skall ske vad gäller föroreningskoncentrationer. Någon mätningsteknik för beräkning av grundvattenflöde tas dock inte upp. Naturvårdsverket hänvisar istället, för beräkning av grundvattenflöde och därigenom massflöde, till Carlsson & Gustavsson (1984) som tagit fram en tabell över hydraulisk konduktivitet för olika jordarter med en hydraulisk gradient på 1 % (Figur 3-2).



Figur 3-2 Olika jordars hydrauliska konduktivitet och strömningshastighet för en hydraulisk gradient på 1 % vid en antagen kinematisk porositet av 30 %. Ljusgrå ton anger osäkerhetsområden (Carlsson & Gustavsson, 1984).

Figur 3-2 ger dock endast ett översiktligt värde på strömningshastigheten i homogena jordlager och strömningen kan för överslagsuppskattning antas ske vinkelrätt mot markytans höjdkurvor från hög till låg terräng. Sådana förhållanden uppträder nästan aldrig för föroreningar då de även, på grund av diffusion och densitetsskillnader, kan spridas vinkelrätt eller mot grundvattenflödets riktning. Hänsyn måste därför även tas till nedbrytningen eller bindningen av föroreningar i marken samt snabbare transportvägar för föroreningen. Sådana transportvägar kan exempelvis vara naturliga sprickzoner i marken eller tekniska installationer som ledningsgravar, avloppsledningar och nedgrävda konstruktioner.

Naturvårdsverket (1999) har tagit fram värden på vad som anses vara stora eller små spridningsförutsättningar. Bedömningarna utgår ifrån föroreningskoncentrationer som kan ge negativa effekter. Snabb spridning bedöms utgöra större risk än långsam spridning. Snabb spridning har mark med hög permeabilitet, exempelvis grova siltjordar, sand eller grus, med en stor hydraulisk gradient. Långsam spridning har mark med täta jordlager, exempelvis lera, med en obetydlig hydraulisk gradient. I mark och grundvatten bedöms spridningsförutsättningarna enligt Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Riskbedömning av spridningsförutsättningar för förorenat grundvatten.

Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Ingen spridning	<0,1 m år ⁻¹	0,1 – 10 m år ⁻¹	>10 m år ⁻¹

3.2 MODELLER

3.2.1 Transportmodell för spridning av föroreningar i grundvattnet

Naturvårdsverket (2009a) har tagit fram en transportmodell för spridning av föroreningar till en nedströms liggande dricksvattenbrunn. Modellen ger en skattning av den utspädning som sker mellan det förorenade området och dricksvattenbrunnen. Utspänningsfaktorn beräknas med en modell som tar hänsyn till grundvattenflödet i en jordakvifer samt infiltrationen. Modellen används för att beräkna vilken koncentration ($C_{gw-well}$) som fås i en dricksvattenbrunn som ligger nedströms ett förorenat område. Transportmodellen redovisas nedan och syftar till föroreningarna som härstammar från en föroreningskälla som ligger under grundvattenytans nivå (ekv.3-1).

$$C_{gw-well} = D_{F,gw-well} C_{w-mob} \quad 3-1$$

där C_{w-mob} (kg m^{-3}) är koncentrationen av mobila föroreningar i grundvattnet, $D_{F,gw-well}$ (-) är utspänningsfaktorn som beräknas enligt (ekv.3-2):

$$D_{F,gw-well} = \frac{WZ_f}{(2y_{mix-well} + W)d_{mix-well}} \quad 3-2$$

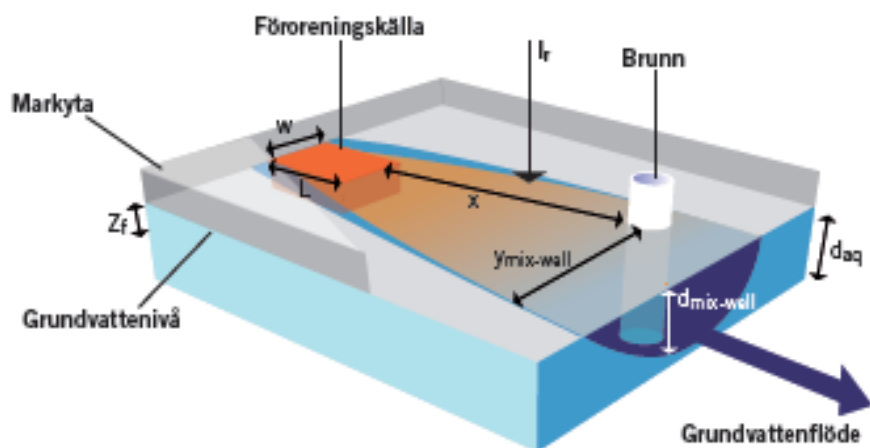
där W (m) är bredden på det förorenade området, Z_f (m) är det förorenade områdets djup under grundvattenytan, $d_{mix-well}$ (m) är blandningszonens tjocklek där infiltrerande nederbörd späder ut det förorenade grundvattnet och $y_{mix-well}$ (m) är blandningszonens utbredning.

Parametrarna $y_{mix-well}$ och $d_{mix-well}$ beräknas enligt (ekv.3-3, 3-4):

$$y_{mix-well} = \sqrt{0,0112(L + x_{well})^2} \quad 3-3$$

$$d_{mix-well} = \sqrt{0,0112(L + x_{well})^2} + d_{aq} \left[1 - \exp\left(-\frac{(L+x_{well})I_r}{K \cdot i \cdot d_{aq}}\right) \right] \quad 3-4$$

där L (m) är föroreningskällans längd i flödesriktningen, x_{well} (m) är avståndet mellan det förorenade området och brunnen, d_{aq} (m) är akviferens mäktighet, I_r (m år^{-1}) är grundvattenbildningen, K (ms^{-1}) och i (-) är akviferens hydrauliska konduktivitet respektive hydrauliska gradient, se Figur 3-3.



Figur 3-3 Schematisk bild för förklaring av parametrar då föroreningskällan ligger under grundvattenytan och kontaminerar en dricksvattenbrunn (Naturvårdsverket, 2009a).

3.2.2 Riktvärdesmodell för skydd av grundvatten

Naturvårdsverket har tagit fram en riktvärdesmodell för hur riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten skall beräknas. Vid beräkning av riktvärden för grundvatten är syftet att fastställa vilken föroreningshalt som kan antas påverka grundvattnet i anslutning till det förorenade området. Den föroreningshalt i marken som gör att haltkriteriet för föroreningen i grundvattnet nedströms källan överskrids betecknas C_{GW} (mg L^{-1}) och beräknas enligt (ekv.3-5):

$$C_{GW} = \frac{C_{crit-gw}}{D_{F,gw-protect} \cdot C_{F,water-mob}} \quad 3-5$$

där $C_{crit-gw}$ (mg L^{-1}) är haltkriterium för skydd av grundvatten, $D_{F,gw-protect}$ (-) är utspädningsfaktorn porvatten – grundvatten och beror bland annat på föroreningskällans geometri och läge i förhållande till skyddsvärt grundvatten. $C_{F,water-mob}$ (kg L^{-1}) är fördelningsfaktorn vatten – jord och definieras som koncentrationen av föroreningen som är löst i porvattnet i förhållande till den totala koncentrationen i marken (för beräkningar av $D_{F,gw-protect}$ och $C_{F,water-mob}$ hänvisas till Naturvårdsverket 2009a).

Generella haltkriterier, $C_{crit-gw}$, saknas för grundvatten i Sverige. Naturvårdsverket har därför använt ämnesspecifika värden i modellen som baseras på dricksvattennormer från Livsmedelsverket och WHO. Dessa normer omfattar 50 % av dricksvattenkriteriet eller 50 % av TDI (tolerabelt dagligt intag) (Naturvårdsverket, 2009a).

Halkriterierna i riktvärdesmodellen för grundvatten utgår från skydd av människors hälsa. Hänsyn bör dock tas till grundvattenmagasinets storlek, skyddsvärde och bakgrundshalter i omgivande grundvatten vid beräkning av platsspecifika riktvärden. Riktvärdena bör därför justeras i de fall då (Naturvårdverket, 2009a):

- Höga bakgrundshalter förekommer naturligt eller som följd av tidigare antropogen påverkan. Halkriterierna kan då behöva justeras eftersom marginalen blir mindre till de halter som kan antas ge skadliga effekter.
- Föroreningen kontaminerar stora grundvattenmagasin. Mängden av föroreningar som kontaminerar grundvattnet kan i dessa fall vara mycket stor trots att halterna i grundvattnet understiger dricksvattenkriterierna. En uppskattning av vilken belastning som det förorenade området har på grundvatten bör istället ligga som grund för bestämning av halkriteriet.
- Flera förorenade områden belastar samma grundvattenmagasin. Den totala mängden av föroreningar från alla områden måste här bedömas för att dricksvattenkriteriet skall hållas.
- Flyktiga ämnen förekommer i grundvattnet som kan tänkas förorena byggnader inom eller utanför det förorenade området.
- Avsikten är att använda grundvattnet till bevattning eller annan verksamhet annan än dricksvatten.
- Anrikning av föroreningar kan ske i recipienten som medför miljö- och hälsorisker, exempelvis i våtmarker eller andra utströmningsområden.
- Speciellt prioriterade föroreningar som kan medföra en oönskad höjning av bakgrundshalterna.

3.2.3 Riktvärdesmodell för skydd av ytvatten

I vissa fall kan det vara mer lämpligt att använda ytvattenkriterier för beräkning av haltkriterium för skydd av grundvatten. Så kan exempelvis vara fallet i städer där bakgrundshalten är högre än dricksvattenkriterierna och grundvattnet därför inte används som dricksvatten. I de områden där avrinningen sker till närliggande vattendrag borde också grundvattnet bedömas enligt ytvattenkriterier och utspädningsförhållandena, mellan grund- och ytvatten (Geosigma, 2010).

Det riktvärde som ger effekter i ytvattenmiljön, E_{offsite} , motsvarar den föroreningskoncentration i marken som medför att föroreningskoncentrationen i ett närliggande ytvattensystem motsvarar haltkriteriet för ytvatten (ekv.3-6).

$$E_{\text{offsite}} = \frac{C_{\text{crit-sw}}}{DF_{\text{sw}} \cdot CF_{\text{water-mob}}} \quad 3-6$$

där $C_{\text{crit-sw}}$ (mg l^{-1}) är haltkriteriet för skydd av ytvatten, DF_{sw} (-) är utspädningsfaktorn för porvatten-ytvatten och $CF_{\text{water-mob}}$ (kg l^{-1}) är fördelningsfaktorn mellan porvatten och jord.

De haltkriterier som finns för ytvatten, $C_{\text{crit-sw}}$, syftar till att negativa effekter på växt- och djurliv skall undvikas. För många ämnen saknas generella haltkriterier. I dessa fall baseras framtagna halter på vilka risker som finns för miljöeffekter, eller avvikelser från normala halter, i sjöar och vattendrag. För de flesta ämnena är haltkriterierna för ytvatten satta lägre än dricksvattenkriterierna. Med detta avses att människors hälsa även skall skyddas i samband med användning av ytvatten. Platsspecifika riktvärden för förorenad mark och grundvatten bör därför anpassas med avseende på skydd av ytvatten. Haltkriterierna för skydd av ytvatten kan anpassas under vissa platsspecifika förhållanden om (Naturvårdsverket, 2009a):

- Ett högre eller lägre skyddsvärde finns hos recipienten eller andra recipienter nedströms.
- Andra föroreningskällor redan belastar recipienten. Vilken belastning kan antas som godtagbar för recipienten och vad blir belastningen för andra recipienter nedströms.
- Föroreningskällan har en vattentäkt som recipient.
- Recipienten är ett vattendrag med mycket hög vattenföring. Om riktvärdesmodellen används för dessa vattendrag kan mycket höga riktvärden erhållas. En lämpligare metod för bestämning av riktvärden är då istället att titta på massflödet av föroreningar till vattendraget, det vill säga vad är den totala mängdmässiga föroreningsbelastningen på recipienten.
- Recipienten har flera föroreningskällor. Riktvärdet kan i dessa fall behöva justeras eftersom varje föroreningskälla inte kan tillåtas kontaminera recipienten med halter beräknade från varje föroreningskälla separat. Hänsyn bör även tas till vad den nuvarande totala belastningen är på recipienten och hur kan belastningen komma att ändras i framtiden från respektive föroreningskälla.
- Anrikning av föroreningar i sedimenten kan misstänkas ske. Sådana föroreningar med höga fastläggningssegenskaper (K_d -värden) kan vara PAH, PCB, dioxiner, bly och kvicksilver.

- Utsläppet resulterar i en oacceptabel höjning av bakgrundshalterna. Hänsyn bör tas till hur de naturliga koncentrationerna varierar i vattendraget, vattendragets storlek och annan påverkan.
- Föroreningen i fråga är ett flyktigt ämne alternativt genomgår kraftig nedbrytning. För flyktiga ämnen kan halterna reduceras kraftigt då en betydande förångning sker från fria vattenytor. I modellen för spridning till ytvatten ingår ej flyktigheten och nedbrytningen hos ämnen.

4 MASSFLÖDE SOM BEDÖMNINGSGRUND

4.1 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN

Detta avsnitt bygger där inte annat ges på ITRC (2010) och behandlar de potentiella användningsområden där massflödesmätningar kan bidra med ett utökat underlag för beslutsfattande angående åtgärder för förorenat grundvatten. Användningsområdena för massflödesmätningar kan delas upp i följande kategorier:

- Karaktärisering
- Utvärdering av belastning på recipienter
- Utvärdering och val av reningsteknik
- Kontroll och övervakning
- Prioritering av förorenade områden

4.1.1 Karaktärisering

Vid karaktärisering av ett förorenat område tillför massflödesmätningar ny information utöver den som ges av koncentrationsdata. Denna nya information underlättar bedömningen av ett specifikt utsläpp. Exempel på detta följer nedan.

Massflödesmätningar kan utnyttjas vid bestämning av källstyrkan (kg år^{-1}) från en föroreningskälla. Källstyrkan har stor betydelse vid val och design av reningsteknik eller utvärdering av tidigare reningsförsök. Källstyrkan bestäms genom att man mäter massflödet genom en tvärsektion som placeras nedströms föroreningskällan. Massflödet kan då användas som beslutsunderlag för vilka föroreningskällor som skall prioriteras med avseende på källstyrkan.

Vid karaktärisering av ett förorenat område är det av stort intresse att identifiera så kallade ”hot spots”, det vill säga områden som i stor grad bidrar till det totala massflödet och utvidgningen av plymen. Om dessa hot spots identifieras kan reningsåtgärder koncentreras till dessa punkter, vilket medför att den totala reningen effektiviseras.

Massflöde är även ett bra verktyg då den naturliga självreningen skall bestämmas. Den naturliga självreningen kan delas upp i processer som verkar inuti föroreningsplymen och de som verkar vid kanten av föroreningsplymen. Inuti plymen verkar biotisk och abiotisk nedbrytning och adsorption. Vid plymens kanter verkar processer som advektion, dispersion, förångning och upptag av växter. Dessa processer utgör tillsammans den naturliga självreningen. Genom att mäta och jämföra massflödet (kg år^{-1}) genom två eller flera tvärsektioner kan den naturliga självreningen bestämmas. Om massflödet från föroreningskällan är större än den naturliga självreningen medför detta att plymen kommer utvidgas. Däremot om det omvända existerar, det vill säga om den naturliga självreningen är större än massflödet från föroreningskällan, kommer föroreningsmassan i plymen att minska. En stabil plym kommer således att erhållas om massflöde från källan är lika stort som den naturliga självreningen. För de plymer som expanderar kan massflödesmätningar användas för att förutse när plymen i framtiden kommer att stabiliseras. Via kännedom om storleken på den naturliga självreningen kan därför reningsförsök utvärderas och effektiviseras. Frågor som till exempel om reningen haft något resultat, eller om en minskad rening och därmed lägre kostnad kan ge likvärdigt resultat, kan då besvaras.

Vilka zoner i marken som den huvudsakliga föroreningsmassan transporteras genom är viktigt att fastställa för att en tydlig bild av föroreningssituationen skall erhållas. Zoner med hög eller låg permeabilitet kan belasta områden olika beroende på föroreningskoncentrationer och grundvattenflöden i respektive zon. Det kan visa sig att endast en rening av den zon där det huvudsakliga massflödet sker kan ge samma resultat som rening av hela det förorenade området. Massflödesmätningar kan då komplettera koncentrationsdata för att underlätta bedömningen. Basu m.fl. (2009) använde mätningar av specifikt massflöde för att illustrera detta. Mätningarna resulterade i slutsatsen att ingen rening krävdes i detta specifika fall då den återstående föroreningsmassan var isolerad i zoner med låg permeabilitet varför belastningen på recipienter nedströms ansågs liten.

Massflödesmätningar är även användbart i de fall man önskar bestämma storleken på den biologiska nedbrytningen. Om den naturliga självreningen är känd kan den biologiska nedbrytningens andel av den naturliga självreningen bestämmas. Detta kan göras genom att mäta massflödet av elektronacceptorer, donatorer eller nedbrytningsprodukter, vilka talar om markens nedbrytningsegenskaper. Detta kan göras för att fastställa om vissa zoner i marken kräver en utökad eller minskad rening på grund av dåliga eller bra nedbrytningsegenskaper i marken.

Massflödesmätningar kan även användas för att fastställa om flera föroreningskällor kontaminerar samma område. Genom att mäta den naturliga självreningen för en plym och jämföra med ett känt massflöde från en föroreningskälla kan slutsatser dras om plymen härstammar från flera föroreningskällor. Överskrider den naturliga självreningen det kända massflödet samtidigt som plymen utvidgas måste således flera föroreningskällor bidra till utvidgningen av samma plym.

4.1.2 Utvärdering av belastning på recipienter

Punktmätningar av endast föroreningskoncentrationer i grundvattnet ger begränsad information om belastning på nedströms recipienter. Två plymer med samma koncentration kan därför belasta nedströms recipienter olika. Detta eftersom plymerna kan utsättas för grundvattenflöden av varierande storlek och därmed transportera olika mängder av föroreningar över en tidsperiod. Akviferens egenskaper kan även medföra att den naturliga självreningen varierar mellan de förorenade områdena. Detta medför att två plymer med samma koncentration kan belasta en recipient under olika lång tid. Mätning av massflöde kan då vara användbart, istället för eller i kombination med koncentrationsdata, för att uppskatta belastningen på en recipient eller en dricksvattenbrunn. Detta speciellt om föroreningsplymen späds ut med ”rent” vatten vid eller innan en dricksvattenbrunn eller ytvattentäkt, då låga koncentrationer ej speglar masstransporten av föroreningen.

ITRC (2010) refererar till Einarson and Mackay¹ som illustrerar hur massflöde kan användas för att prioritera reningsbehov genom att exemplifiera massflödet av en förorening i anslutning till en dricksvattenbrunn. Här används uppmätt massflöde för att beräkna den resulterande koncentrationen i dricksvattenbrunnen då uttag görs av olika storlek (ekv.4-1).

$$C_{sw} = \frac{M_d}{Q_{sw}}$$

4-1

¹ Einarson, M. D., Mackay, D.M., (2001). Predicting the Impacts of Groundwater Contamination. *Environmental Science and Technology*, vol 35(3), s. 66A–73A.

där C_{sw} (kg m^{-3}) är föroreningskoncentrationen i uppumpat vatten från dricksvattenbrunnen, M_d (kg år^{-1}) är massflödet vid kanten av dricksvattenbrunnens infångningszon och Q_{sw} ($\text{m}^3\text{år}^{-1}$) är pumpflödet från dricksvattenbrunnen. Index: sw = supply well, d = discharge.

Ekvationen ger att då pumpflödet är stort resulterar detta i att föroreningskoncentrationen i uppumpat vatten minskar. Detta ska dock inte tolkas som att ett stort pumpflöde skall användas för att minska föroreningskoncentrationen i dricksvattnet. Snarare ska detta tolkas som en bedömningsmetod för att relatera utsläppets påverkan på recipienten, och därmed prioritera behov av rening. Utsläppet skall då bedömas enligt acceptabla punktkoncentrationer där en jämförelse görs med hänsyn till beräknade utspädningseffekter baserade på massflödesberäkningar (ekv.4-1).

4.1.3 Utvärdering och val av reningsteknik

Av tekniska och ekonomiska anledningar kan det vara svårt att genomföra en fullständig rening av förorenat grundvatten inom en rimlig tidsperiod. Det kan då istället vara önskvärt att delvis genomföra en rening av grundvattnet. Mätningar av massflöde kan då vara en lämplig metod för att bestämma när ett reningsförsök skall avslutas och när en övergång skall ske till naturlig självrening eller annan reningsmetod.

Möjligheterna att använda reningstekniker för att rena förorenat grundvatten i zoner med låg permeabilitet varierar. Tekniker som baseras på uttag av grundvatten är främst effektiva i zoner med hög permeabilitet, medan tekniker såsom bortschaktning, omblandning av jordvolymen och isolering av jordvolymen fungerar i både zoner med låg- och hög permeabilitet. Vid val och design av reningsteknik är det viktigt att fastställa i vilken zon av marken som i störst grad bidrar till den huvudsakliga transporten av föroreningar, och hur stor den naturliga självreningen är. Mätning av massflöde kan då vara ett lämpligt verktyg för val av reningsteknik, vid avgörande av när ett reningsförsök skall avslutas samt om ett byte av reningsmetod skall genomföras. Vid design av reningsteknik kan massflödesmätningar dessutom öka förståelsen för föroreningsfördelningen i marken relaterat till grundvattenflödet. Detta är viktig information då pumpbrunnar, observationsbrunnar och val av injektionspunkter skall bestämmas.

Mätningar av massflöde under lång tid kan även klargöra vilken verkan en reningsmetod har då de yttre omständigheterna ändras. Exempelvis kan biomassan öka i jorden under en period, vilket kan medföra en större nedbrytning av föroreningen i fråga. Massflödesmätningar kan då visa hur massflödesfördelningen i marken ändras till följd av en ökad biomassa i jorden.

4.1.4 Kontroll och övervakning

Om massflödet mäts både innan och efter en rening av föroreningskällan kan reningens effekt tolkas. Skillnaden i massflöde, då massflödet före reningen jämförs med massflödet efter reningen, visar vilken effekt en rening av föroreningskällan har haft. Om massflödet inom plymen mäts, före och efter reningen, visar skillnaden i massflöde plymens respons på reningen av källan eller reningen av plymen. Vid utvärderingen av massflödet är det viktigt att jämföra uppmätt massflöde nedströms med massflödet som härstammar från källan.

Vid övervakning och kontroll av ett förorenat område kan massflödesmätningar komplettera koncentrationsmätningar. Koncentrationsdata kan exempelvis visa på en för hög koncentration av föroreningar i en specifik zon jämfört med rikt- eller gränsvärdena, medan massflödesmätningar visar på litet massflöde från zonen i fråga. Alternativt kan massflödesmätningar visa på höga massflöden från zoner med låga uppmätta koncentrationer på grund av höga grundvattenflöden. Bedömningen av ett förorenat område bör därför ta hänsyn till massflödesdata såväl som koncentrationsdata.

4.1.5 Prioritering av förorenade områden

Massflödesmätningar ger ett mått på källstyrkan och belastningen på nedströms recipienter från ett förorenat område. Genom förbättrade uppskattningar av källstyrkan, den naturliga självreningen och den potentiella påverkan på nedströms recipienter kan massflödet från en föroreningskälla och inom plymen utgöra ett utökat underlag för prioritering av förorenade områden. Prioritering kan då ske av vilka områden som först skall renas inom samma plym eller mellan plymer som härstammar från olika föroreningskällor. Massflöde är då en effektiv metod för att utvärdera uppmätta föroreningskoncentrationers belastning på nedströms recipienter.

5 MÄTTEKNIKER FÖR BERÄKNING AV MASSFLÖDE

Tekniker som används för att mäta massflöde kan delas upp i två huvudmetoder. Den ena metoden syftar till att mäta massflödet av föroreningar genom hela tvärsnittssektionen direkt. Den andra metoden integrerar separata punktmätningar av specifikt grundvattenflöde och uppmätta punktkoncentrationer för att beräkna massflödet.

Det finns tre olika grupper av metoder för bestämning av det specifika flödet (flöde per tvärsnittsarea) hos grundvattnet. Den första gruppen omfattar tekniker som beräknar det specifika flödet med hjälp av Darcys lag (ekv.2-2). Den andra gruppen använder sig av tillsatta spårämnen för att bestämma det specifika flödet, se avsnitt 5.1 och 5.2. Den tredje gruppen tillämpar metoder för åldersbestämning av grundvattnet med hjälp av naturligt förekommande isotoper som tritium och kol-14 (Freeze & Cherry, 1979).

I de tekniker där Darcys lag används behövs information om den hydrauliska konduktiviteten och den hydrauliska gradienten. Det vanliga är att en skattning görs av grundvattenflödet baserat på grundvattennivåer i området i kombination med borrhålstester. Genom mätning av grundvattennivåer kan en hydraulisk gradient bestämmas och genom borrhålstester kan den hydrauliska konduktiviteten skattas. Stor osäkerhet finns dock vid bestämning av den hydrauliska konduktiviteten i fältsituationer. Detta i kombination med osäkerheten hos den hydrauliska gradienten medför en signifikant osäkerhet hos det specifika flöde som beräknas (Freeze & Cherry, 1979).

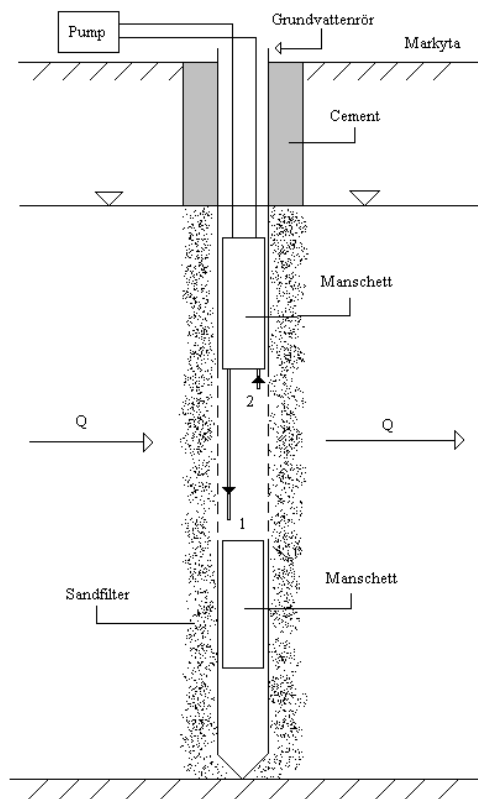
En annan metod för bestämning av grundvattnets hastighet (det specifika flödet) är att låta ett spårämne injiceras i en punkt och observera det i en annan punkt. Det specifika flödet kan sedan erhållas, efter korrigering med avseende på dispersionseffekter, genom kännedom om transportsträckan, transporttiden och den kinematiska porositeten. Vanliga egenskaper hos spårämnen kan vara att de är radioaktiva, har stor elektrisk ledningsförmåga, är fluorescerande så att de kan detekteras i låga koncentrationer (Freeze & Cherry, 1979).

Det finns dock vissa nackdelar vid bestämning av grundvattenflödet under en naturlig gradient med hjälp av spårämnen. En relativt lång mätperiod behövs eftersom grundvattnets hastighet normalt är relativt liten. Många observationspunkter krävs då heterogeniteter i marken gör att grundvattenflödet kan variera kraftigt från en punkt till en annan, vilket gäller för alla mätningar av grundvattenflöde och koncentrationer. Endast en liten del av flödesfältet kan undersökas om inte alltför långa mätperioder skall erhållas. Hänsyn måste även tas till de störningar som mätutrustningen utgör på flödesfältet (Freeze & Cherry, 1979).

5.1 PUNKTMÄTNINGAR AV SPECIFIKT GRUNDVATTENFLÖDE

5.1.1 Utspädningsteknik

Utspädningsteknik är en enkel metod för skattning av grundvattnets horisontella medelhastighet under en naturlig (befintlig) gradient. Tekniken innebär att utspädningsförloppet av ett spårämne som injicerats i ett grundvattenrör studeras. Denna utspädning är ett resultat av grundvattenströmningen genom röret och koncentrationsförändringen per tidsenhet av spårämnet beror på grundvattenflödets storlek. På detta sätt kan grundvattenflödet mätas in-situ utan att den hydrauliska gradienten förändras genom artificiell sänkning av grundvattennivån. Från grundvattenflödet genom grundvattenröret kan sedan det specifika flödet i närheten av grundvattenröret beräknas. Utspädningsmätningen sker i en filtersektion vanligen isolerad med en eller två uppblåsbara manschetter (gummielement) för att erhålla grundvattenflödet på ett specifikt djup och minska omblandningsvolymens storlek i röret eller borrhålet (Figur 5-1).



Figur 5-1 Schematisk bild av ett grundvattenrör med isolerad filtersektion. För att en homogen blandning av spårämnet skall ske cirkuleras vattnet i sektionen genom att vatten pumpas upp till ytan i rör nr 2, och ner till sektionen i rör nr 1, i ett slutet system.

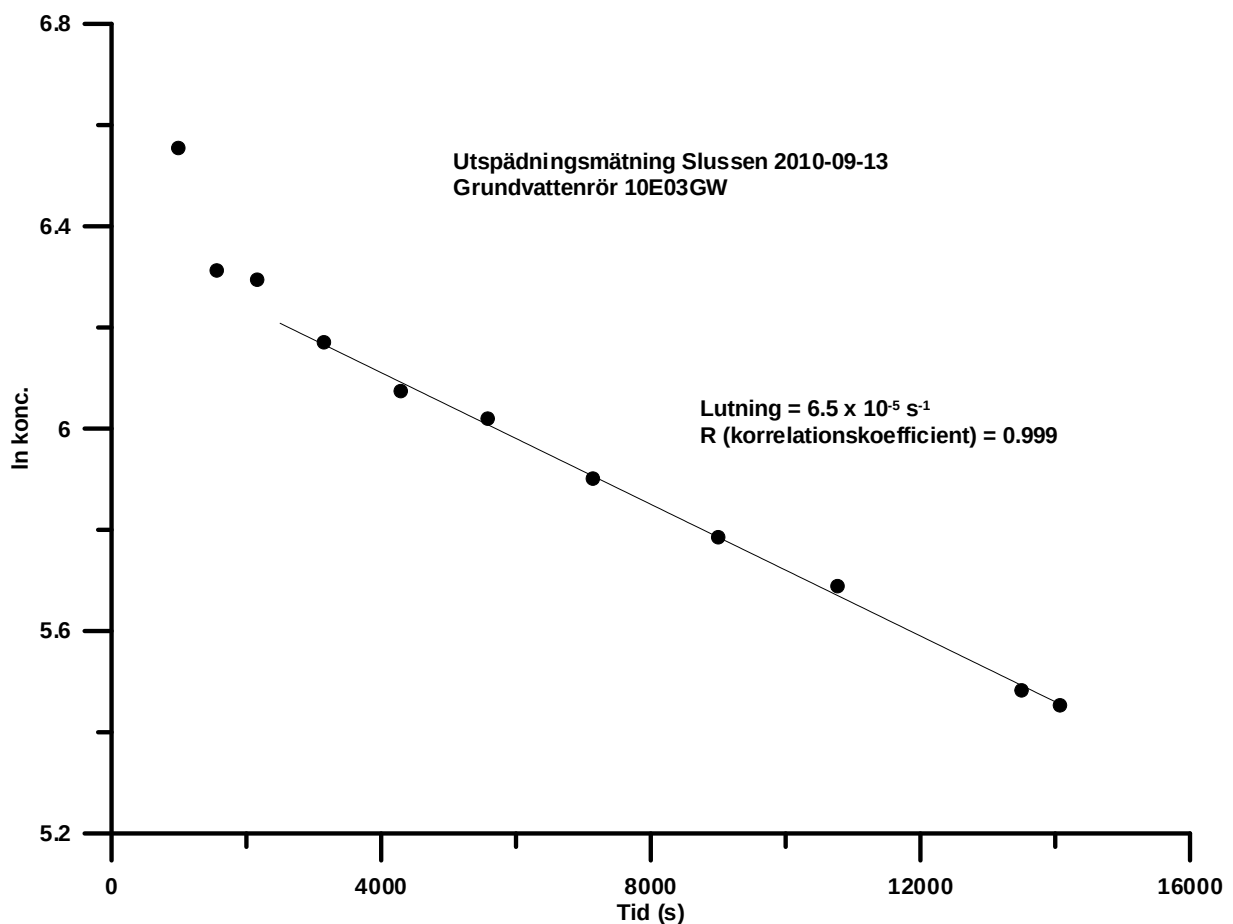
För att tillräcklig omblandning av spårämnet skall fås cirkuleras vattenvolymen i den avmanschetterade sektionen. Då fullständig omblandning har erhållits kan utspädningsförloppet mätas över tiden (ekv.5-1 och 5-2). Utspädningen sker då endast till följd av den naturliga grundvattenströmningen genom sektionen och ges av:

$$\ln \frac{C}{C_0} = -\frac{Q_{bh}}{V} t \quad 5-1$$

eller

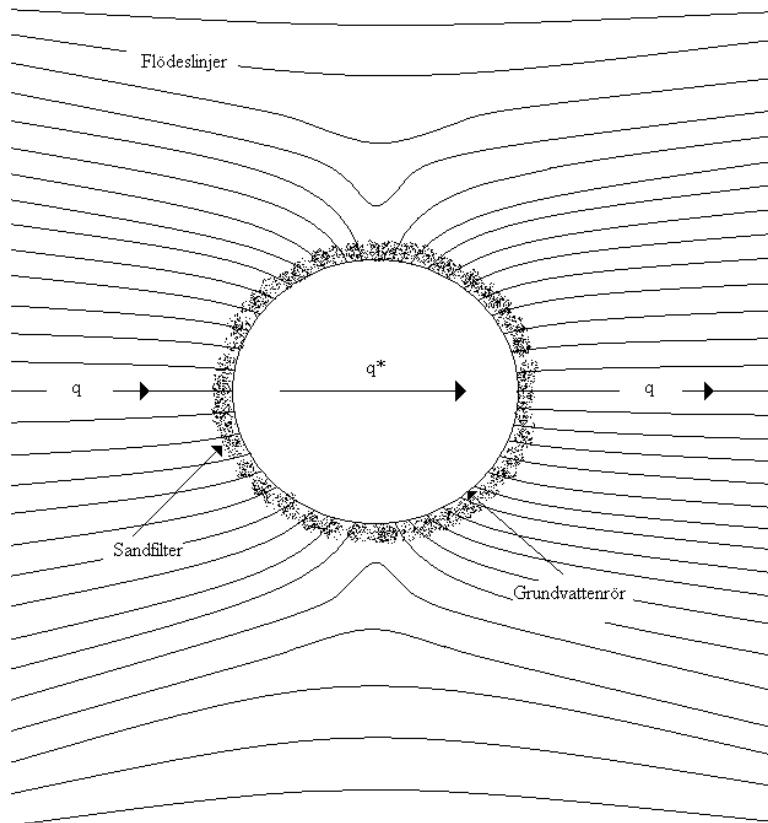
$$\ln C = -\frac{Q_{bh}}{V} t + \ln C_0 \quad 5-2$$

där C (kg m^{-3}) är koncentrationen över tiden, C_0 (kg m^{-3}) är koncentration vid tiden $t=0$, Q_{bh} ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) är grundvattenflödet genom röret/borrhålet, V (m^3) är omblandningsvolymen i sektionen. Från lutningen på grafen (Figur 5-2) kan sedan Q_{bh} beräknas. Flödet genom borrhålet (Q_{bh}) kan sedan skrivas som det specifika flödet genom grundvattenröret gånger tvärsnittsarean av sektionen (A). Eftersom vi känner till tvärsnittsarean, som längden på sektionen gånger diametern, kan då även det specifika flödet genom grundvattenröret bestämmas.



Figur 5-2 Den naturliga logaritmen av koncentrationen som funktion av tiden i ett utspädningsförsök (Geosigma, 2010b, med tillstånd).

Det specifika flödet genom grundvattenröret är inte samma specifika flöde som kan antas för akviferen. Detta beror på att grundvattenröret med ett eventuellt omgivande sandfilter påverkar flödesfältet i jorden. Grundvattenröret med omgivande sandfilter utgör en zon i marken med i regel högre konduktivitet än akviferen. Detta medför att vattenpartiklarna helst tar vägen genom den högkonduktiva zonen vilket gör att konvergerande flödeslinjer in mot röret bildas (Figur 5-3).



Figur 5-3 Grundvattenrörets och sandfiltrets inverkan på flödesfältet.

För att det specifika flödet genom grundvattenröret (q^* i Figur 5-3) skall kunna räknas om till det verkliga specifika flödet, q , i akviferen införs en konvergensfaktor, α . Den faktorn är ett mått på hur grundvattenröret påverkar det naturliga flödesfältet. Konvergensfaktorn kan, då inget sandfilter används, beräknas enligt Ogilvis formel (Geosigma, 2010):

$$\alpha = \frac{4}{\left[1 + \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2\right] + \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \left(\frac{r_1}{r_2}\right)^2\right]} \quad 5-3$$

där α (-) är konvergensfaktorn, r_1 (m) och r_2 (m) är inner- respektive ytterradien för grundvattenröret, K_2 (ms^{-1}) är akviferens hydrauliska konduktivitet, K_1 (ms^{-1}) är den hydrauliska konduktiviteten för grundvattenrörets filtersektion (beror på hur rörets geometri ser ut). Vi kan se att om inner- och ytterradierna ungefär är lika stora ($r_1 \approx r_2$) och rörets

konduktivitet är mycket större än akviferens ($K_1 \gg K_2$) så blir $\alpha \approx 2$, vilket är ett vanligt antagande (Lamontagne, 2002).

Det verkliga specifika flödet, q , i akviferen kan sedan beräknas med hjälp av konvergensfaktorn, α (ekv.5-4).

$$q = \frac{q^*}{\alpha} \quad 5-4$$

Medelhastigheten, v (ms^{-1}), hos vattenpartiklarna kan sedan erhållas genom att ta hänsyn till akviferens kinematiska porositet, n_k (-) (ekv.5-5).

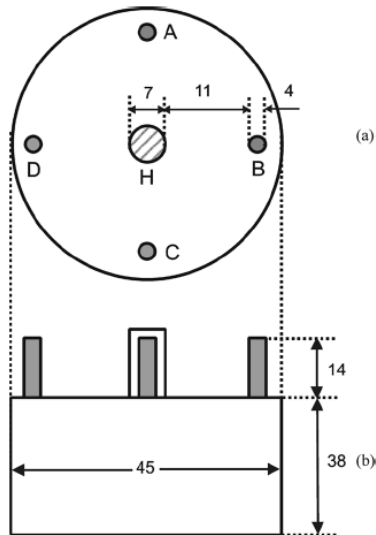
$$v = \frac{q^*}{\alpha n_k} \quad 5-5$$

Antaganden (enligt Lamontagne, 2002):

- Konstant grundvattenflöde under provtagningstillfället.
- Homogen omblandning av spårämnet i sektionen.
- Konvergensfaktorn, α , måste vara känd.
- Inga densitetsskillnader får uppstå pga. spårämnets egenskaper.
- Omblandningen får inte öka utflödet av spårämnet från sektionen.

5.1.2 Rotary device probe (RDP)

Guaraglia m.fl. (2009) har utvecklat en punktmätningssmetod för att mäta det specifika flödets riktning och storlek med värme som indikator. Instrumentet som har utvecklats är en rotary device probe (RDP) som installeras antingen i ett grundvattenrör eller i direkt kontakt med akvifermaterialiet (Figur 5-4).



Figur 5-4 Schematisk bild av RDP-instrumentet med ett centralt värmeaggregat (H), med en omgivande temperatursensor, och fyra temperatursensorer (A, B, C, D), siffervärdena är i millimeter. a) sedd ovanifrån och b) sedd från sidan (Guaraglia m.fl., 2009, med tillstånd).

Teorin bygger på ett linjärt förhållande mellan den effekt som krävs för att hålla temperaturen konstant i det centrala värmeaggregatet och det specifika flödet. Då flödet ökar måste således även värmeaggregatets effekt ökas för att temperaturen skall hållas konstant.

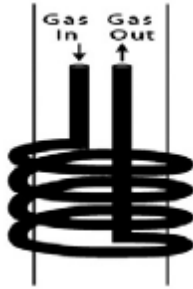
För mätning av det specifika flödets riktning används de fyra temperatursensorerna. Genom att rotera RDP:en tills den största temperaturskillnaden mellan två motstående temperatursensorer fås kan riktningen bestämmas. Det specifika flödets riktning är då parallell med de två temperatursensorerna och flödet sker från den lägsta till den högsta temperaturen.

Guaraglia m.fl. (2009) testade RDP-instrumentet först med en numerisk simulering och sedan i en uppbyggd modellakvifer. Den numeriska simulationen gav tillfredställande resultat för specifika flöden upp till 1000 m dag^{-1} . Instrumentet testades endast i modellakviferen med specifika flöden upp till 100 m dag^{-1} med goda resultat. Riktningens osäkerhet kunde uppskattas med hjälp av 24 tester med flöden mellan 5 och 100 m dag^{-1} . Detta resulterade i en osäkerhet hos riktningen med ett kvadrerat medelvärde på $1,3^\circ$ med en standardavvikelse på $0,9^\circ$.

Tekniken är än så länge inte testad i fält men resultaten ser lovande ut för framtida fältförsök.

5.1.3 Velocity probe

Patterson m.fl. (2010) har utvecklat ett instrument, velocity probe, för att mäta grundvattenflödet genom en filtrerad sektion i ett grundvattenrör. Instrumentet använder CO_2 som spårämne, vilket periodvis injiceras till ett spiralformat rör (Figur 5-5) som sänks ner till grundvattenrörets filtersektion. Reduktionen av CO_2 kan då mätas som följd av att CO_2 diffunderar genom kolumnväggen till grundvattnet. Diffusionen, och därmed förlusten av CO_2 i kolumnen, är proportionell mot grundvattenflödet genom sektionen som då kan bestämmas.



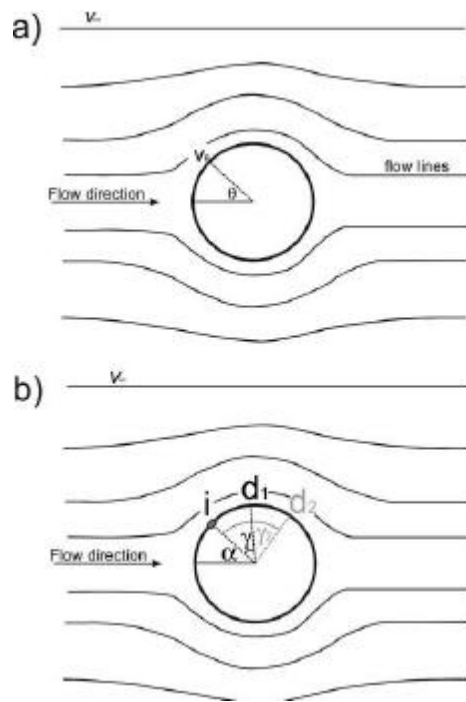
Figur 5-5 Schematisk bild på en velocity probe.

Resultaten visade på god precision för specifika flöden mellan 0,07 och 0,82 m dag⁻¹ då instrumentet jämfördes med en annan teknik (passive flux meter). Testerna genomfördes i en modellakvifer varför ytterligare, fullskaliga, studier bör genomföras.

5.1.4 Point velocity probe (PVP)

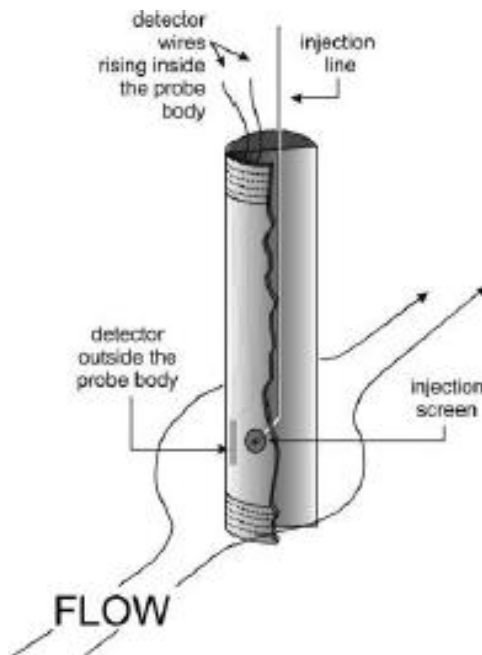
Labaky m.fl. (2007) har tagit fram och testat en punktmättningsmetod, point velocity probe (PVP), för mätning av det specifika flödet i en akvifer. Metoden är en enkel och billig metod som kan mäta det specifika flödet och grundvattenflödets riktning på centimeterskala i en akvifer bestående av icke kohesivt material, det vill säga icke finkornigt material.

PVP är en ca 0,75 m stålcyllinder som installeras på ett givet djup i ett grundvattenrör. Stålcyllindern är försedd med en injektionsport och två detektionsportar (Figur 5-6).



Figur 5-6 PVP-instrumentet sedd ovanifrån a) Grundvattnets hastighet längs ytan på instrumentet är en funktion av vinkeln, θ . b) PVP-instrumentet med en injektionsport, i, och två detektionsportar, d1 och d2, för mätning av grundvattnets hastighet och riktning (Labaky m.fl. 2007, med tillstånd).

Spårämnet, i detta fall en saltlösning, injiceras med en puls från markytan via en injektionsslang som mynnar i injektionsporten (Figur 5-7). Genom två kablar, kopplade till de två detektionsportarna, kan förändringen i elektrisk ledningsförmåga till följd av förhöjd salthalt i grundvattnet räknas om till koncentrationsdata och plottas över tiden.



Figur 5-7 Illustrativ bild av PVP-instrumentet (Labaky m.fl., 2007, med tillstånd).

För att det specifika flödet skall erhållas anpassas genombrottskurvan till en lösning av advektions-dispersionsekvationen. Beroende på vilken vinkel i förhållande till grundvattenflödet som PVP:en placeras i kan riktningen på det specifika flödet bestämmas. Detta kan göras genom att jämföra det beräknade specifika flödet för de olika detektionsportarna. Skillnaden i det specifika flödet används då för att beräkna riktningen på flödet.

Labaky m.fl. (2007) fann att PVP-tekniken var en lämplig metod för att mäta det specifika flödet i en akvifer för flöden i intervallet $0,01-3,2 \text{ m dag}^{-1}$, förutsatt att omgivande akvifermaterial ej störs under installationsmomentet. Det specifika flödets storlek kunde uppskattas med $\pm 9\%$ jämfört med det antagna ”verkliga” flödet och riktningen med $\pm 8\%$. Det bör dock noteras att PVP-tekniken ej är utvärderad i ett fullskaligt fältförsök än, och bör därför genomgå ytterligare tester innan mät noggrannheten kan bestämmas.

5.1.5 Sammanfattning punktflöden

Punktmätningsteknikerna som nämnts i avsnitt 5.1 är alla tekniker som syftar till att skatta det specifika grundvattenflödet. Teknikernas användningsområden beror dock på storleken av det specifika flödet. En tabell har därför tagits fram för att definiera lämpliga användningsområden för de studerade mätteknikerna med avseende på specifika flödesintervall (Tabell 5-1).

Tabell 5-1 Mätintervall av specifika flöden för olika mättekniker.

Metod	Specifikt flöde (m/dag)
Utspädningsteknik	Beror på val av spårämne
Rotary device probe (RDP)	5 – 100
Velocity probe	0,07 – 0,82
Point velocity probe (PVP)	0,01 – 3,2

5.2 PUNKTMÄTNING AV MASSFLÖDE

5.2.1 Passive flux meter (PFM)

Följande teoriavsnitt refererar till Hatfield (2004) om inte annat anges.

Denna metod använder sig av en så kallad Passive Flux Meter (PFM) som är en permeabel nylonstrumpa fylld med ett adsorberande material (adsorbent) och impregnerad med ett vattenlösligt spårämne. Tekniken innebär att PFM:en sänks ned i ett grundvattenrör där den passivt mäter både massflödet av en förorening och grundvattenflödet.

För massflödesmätningen antas att den totala massan av föroreningen som transporteras genom instrumentet adsorberas till adsorbenten. Den adsorberade massan antas då vara proportionell mot massflödet. Då mätningen är slutförd tas PFM:en upp och den adsorberade föroreningsmassan extraheras och analyseras.

För mätning av grundvattenflödet använder sig instrumentet av ett impregnerat vattenlösligt spårämne. Då grundvattnet strömmar genom instrumentet medför det att spårämnet successivt löses upp och transporteras iväg av grundvattnet. Den återstående spårämnemassan är då omvänt proportionell mot grundvattenflödet för mätperioden. När mätningen är slutförd undersöks hur mycket av detta spårämne som finns kvar och därigenom kan det kumulativa grundvattenflödet bestämmas för mätperioden.

Grundvattenflödet och massflödet får sedan representera flöden genom en given tvärsnittsytas i närheten av mätpunkten. För att en tydlig bild av föroreningsplymen skall fås krävs flera punktmätningar på olika djup längs flera mätsektioner. En uppskattning av det totala massflödet av en förorening genom en tvärsnittsytas fås då genom att integrera punktvärdena av massflödet (ekv.5-6).

$$M_Q = \int J_C dA = \int q c_F dA \quad 5-6$$

där M_Q (kg s^{-1}) är det totala massflödet och J_C ($\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$) är massflödet per enhetstvärsnittsarea (dA). PFM:en ger då möjligheten att antingen bestämma det specifika massflödet (J_C) direkt eller som produkten av det specifika grundvattenflödet, q (ms^{-1}), och koncentrationen, c_F (kg m^{-3}), i mätpunkten.

Genom att välja olika ämnen som adsorbent respektive spårämne kan instrumentet anpassas för olika typer av miljöer och föroreningar. För föroreningar såsom klorerade lösningsmedel, t.ex. TCE (trikloretylen) och PCE (perkloretylen), används aktivt kol som adsorbent och olika typer av alkoholer som spårämne (Enviroflux).

Massflödet för olika typer av lösta föroreningar (både organiska och oorganiska) kan mätas så länge som adsorbenten fortfarande kan ta upp och bibehålla föroreningen. Föroreningen måste även kunna extraheras från adsorbenten eller analyseras och kvantifieras i adsorberat tillstånd. Ingen nedbrytning av föroreningen i adsorberat tillstånd antas ske (Hatfield m.fl., 2004).

De finns många fördelar med PFM-tekniken (enligt tillverkaren Enviroflux). PFM:en mäter grundvattenflöde och massflöde av föroreningar simultant och behöver därför ingen kompletterande provtagning av föroreningskoncentrationer. Eftersom det är en kumulativ mätningsteknik är den okänslig för fluktuerande grundvatten- och föroreningsflöden som annars kan variera lokalt. Mättekniken kräver dessutom ingen övervakning under mätperioden

varför endast två besök krävs, ett vid installation och ett vid mätslut. Vertikala variationer av horisontellt flöde kan mätas under en naturlig gradient då flera PFM:er kan placeras på olika djup i samma grundvattenrör. Ingen el, pumpning eller kännedom om lokala hydrauliska konduktiviteter i akviferen krävs.

Beräknat massflöde har dock en viss osäkerhet eftersom beräkningarna bygger på data från punktmätningar av flöden. Matrisen kan även adsorbera ”fel ämnen”, det vill säga ämnen som man ej vill undersöka. Detta minskar då adsorptionshastigheten för den sökta föroreningen och massflödet kan underskattas. Eftersom det är en kumulativ mätteknik kan dygnsvariationer inte urskiljas, och därför kan ej max- och minflöden bestämmas.

Teori för grundvattenflödesberäkningar

Detta avsnitt refererar till Hatfield (2004) om inte annat anges.

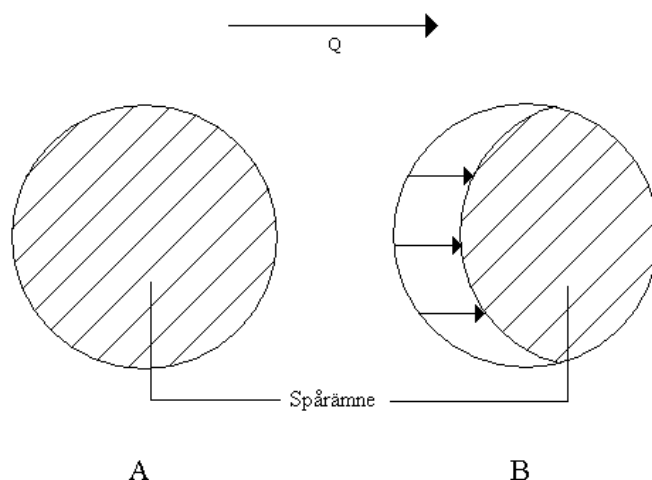
För bestämning av grundvattenflödet används ett eller flera spårämnen som impregnerats på matrisen/adsorbenten. Dessa spårämnen, vanligen alkoholer, desorberas från adsorbenten i en takt som är proportionell mot grundvattenflödet och retardationsfaktorn, R_d , av spårämnet på adsorbenten. Retardationsfaktorn kan mätas i laboratorium och är en funktion av jämviktskonstanten, skrymdensiteten och vattenhalten i matrisen (Annable m.fl., 2005). Teoretiskt sett ser spårämnesfördelningen i PFM:en ut som A i Figur 5-8 vid tiden $t=0$, dvs. jämnt fördelad över hela matrisen. Efter att PFM:en installerats och utsatts för grundvattenflödet försvinner spårämnet successivt från matrisen enligt B i Figur 5-8. Den kvarvarande spårämnesmassan kan enkelt beskrivas som (ekv.5-7).

$$m_R = m_I - m_L \quad 5-7$$

där m_R (kg) är den kvarvarande (residuala) spårämnesmassan vid tiden t , m_I (kg) är den initiala spårämnesmassan vid tiden $t=0$ och m_L (kg) är den avlägsnade spårämnesmassan vid tiden t .

De antaganden som denna beräkning av desorptionstakten bygger på är att:

- Advektiv transport dominerar.
- Desorptionen av spårämnet från matrisen är linjär, reversibel och sker direkt.
- Flödesfältet genom matrisen är homogent, horisontellt och parallellt med grundvattenflödet.



Figur 5-8 Teoretisk bild över spårämnets fördelningen i en PFM A) utan inverkan av grundvattenflöde och B) under inverkan av grundvattenflöde.

Hatfield m.fl. (2004) refererar till Strack och Haitjema² som har visat att parallella flödeslinjer existerar för ett cirkulärt, homogent och permeabelt instrument med en omgivande homogen akvifer med given hydraulisk konduktivitet. Detta medför att antagandet om parallella flödeslinjer inom PFM:en kan anses som riktigt (Annable m.fl., 2005). Däremot påverkar PFM:en flödesfältet i omkringliggande akvifer. Beroende på PFM:ens hydraulisk konduktivitet kan konvergerande eller divergerande flödesfält bildas kring instrumentet likt tidigare avsnitt 5.1.1 Utspädningsteknik (Figur 5-3).

För att kompensera för dessa konvergerande eller divergerande flödeslinjer införs en konvergensfaktor/divergensfaktor. Faktorn visar förhållandet mellan det specifika flödet inom PFM:en och det verkliga specifika flödet i akviferen som ligger i närheten av grundvattenröret. För en cirkulär PFM som är installerad i ett öppet borrhål, det vill säga utan grundvattenrör, beräknas α enligt nedan (ekv.5-8).

$$\alpha = \frac{q^*}{q} = \frac{2}{1 + \frac{1}{K_D}} \quad 5-8$$

där α (-) är konvergens/divergensfaktorn, q^* (ms^{-1}) är det specifika flödet genom PFM:en, q (ms^{-1}) är det specifika flödet i den omgivande akviferen och $K_D = k_D/K_2$ där k_D är den hydrauliska konduktiviteten för PFM:en och K_2 (ms^{-1}) är den hydrauliska konduktiviteten för det omgivande akvifer materialet.

² Strack, O.D.L., Haitjema, H.M., (1981). Modeling double aquifer flow using a comprehensive potential and distribution singularities: 2. Solution for inhomogeneous permeabilities. *Water Resources Research*. Vol 17(5), s.1551-1560.

Då PFM:en installerats i en filtersektion i ett grundvattenrör utan omgivande sandfilter måste även hänsyn tas till hur grundvattenröret och PFM:en påverkar flödesfältet (ekv.5-9).

$$\alpha = \frac{4}{\left(1 + \frac{1}{K_S}\right)\left(1 + \frac{K_S}{K_D}\right) + \left(1 - \frac{1}{K_S}\right)\left(1 - \frac{K_S}{K_D}\right)\left(\frac{1}{R_S}\right)^2} \quad 5-9$$

där $K_S = K_1/K_2$ är kvoten mellan den hydrauliska konduktiviteten för grundvattenrörets filtersektion K_1 (m/s) och den hydrauliska konduktiviteten för omgivande akvifermaterial, K_2 (ms^{-1}). $R_S = r_2/r$ visar hur stor horisontell tvärsnittsytan PFM:en upptar av grundvattenröret som den yttre radien för grundvattenröret, r_2 (m), dividerat med radien för PFM:en, r (m).

Om andelen av den kvarvarande spårämnesmassan är större än 30 % ($M_R > 0.3$) av den initiala spårämnesmassan kan akviferens specifika grundvattenflöde beräknas (ekv.5-10).

$$q = \frac{1,67r\theta R_D(1-M_R)}{\alpha t} \quad 5-10$$

där M_R (%) är andelen kvarvarande spårämnesmassa (m_R/m_I), r (m) är PFM:ens radie, θ (%) är vattenhalten i PFM:en, R_d (-) är spårämnets retardationsfaktorn för adsorbenten och t (s) är tiden för mätintervallet. Enligt ekv.5-5 fås den omgivande akviferens specifika flöde genom division med konvergensfaktorn, α (-). Om den kvarvarande spårämnesmassan är mindre än 30 % hänvisas beräkningar till metoden som ges i Hatfield³, alternativt Annable⁴.

Spårämnets retardationsfaktor, R_d (-), som visar hur mycket långsammare spårämnet transporteras till följd av sorption till adsorbenten, beräknas enligt nedan (ekv.5-11).

$$R_d = \frac{\theta + \rho_b K_p c_0^{n-1}}{\theta} \quad 5-11$$

där θ (%) är vattenhalten i matrisen/adsorbenten, ρ_b ($\text{kg}\times\text{m}^{-3}$) är skrymdensiteten för matrisen, c_0 ($\text{kg}\times\text{m}^{-3}$) är koncentrationen av löst spårämne i porvattnet inom matrisen vid tiden $t=0$, K_p (m^3kg^{-1}) är *Freundlich's jämviktskoefficient* eller fördelningen av spårämnet mellan adsorbenten och vätskefasen och n är exponenten för *Freundlich sorptionsisoterm*. För så säkra uppskattningar av grundvattenflödet som möjligt skall flera olika spårämnen användas

³ Hatfield, K., Annable, M., Cho, J., Rao, P.S.C., Klammler, H., (2004). "A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media", *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, s. 155-181. Citerad av Hatfield m.fl. (2004).

⁴ Annable, M. D., Hatfield, K., Cho, J., Klammler, H., Parker, B.L., Cherry, J.A., Rao, P.S.C. (2005). "Field-Scale Evaluation of the Passive Flux Meter for Simultaneous Measurement of Groundwater and Contaminant Fluxes". *Environmental Science and Technology*. Citerad av Annable m.fl. (2005).

vid samma mättillfälle. Flera spårämnen bidrar till ökad sannolikhet att någon eller några av spårämnena skall finnas kvar i tillräcklig mängd vid mätslut för att ekv.5-10 skall kunna användas.

Teori för massflödesberäkningar

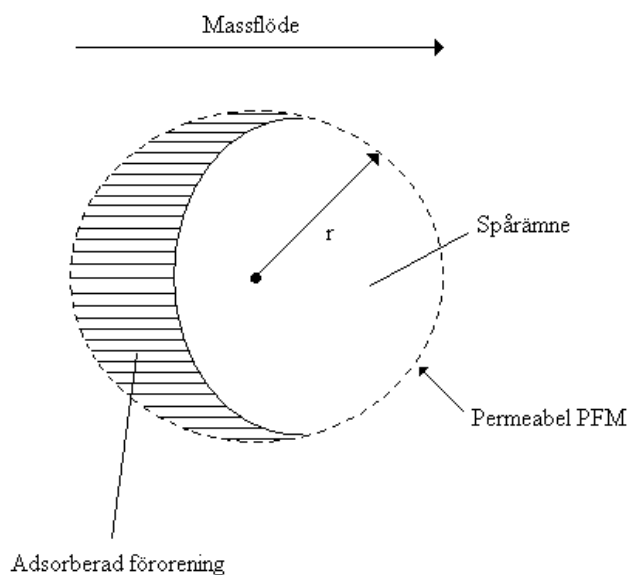
Detta avsnitt refererar till Annable m.fl. (2005) om inte annat anges.

PFM:en mäter det advektiva massflödet för en given tidsperiod vilket definieras som (ekv.5-12).

$$J_C = qC_F \quad 5-12$$

där J_C ($\text{kg} \times \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) är det genomsnittliga advektiva massflödet för mätperioden, q (m s^{-1}) är grundvattenflödet och C_F ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$) är föroreningsflödets medelkoncentration i grundvattnet.

För att beräkna massflödet av den specifika föroreningen med grundvattnet utsätts PFM:en för grundvattenflödet under en given tidsperiod. Då mätningen är slutförd tas PFM:en upp och den adsorberade massan av föroreningen kvantifieras. Adsorptionen av en specifik förorening ser i teorin ut som Figur 5-9.



Figur 5-9 Teoretisk bild för hur föroreningen adsorberas i en PFM.

Genom kännedom om adsorberad föroreningsmassa, kvarvarande spårämnesmassa, vattenhalten i PFM:en samt retardationsfaktorn för föroreningen på adsorbenten kan medelkoncentrationen i grundvattnet beräknas (ekv.5-13).

$$C_F = \frac{M_C}{\pi r^2 L (1 - M_{RC}) \theta R_{dc}} \quad 5-13$$

där C_F ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$) är medelkoncentrationen av föroreningen i grundvattnet, M_C (kg) är den adsorberade föroreningsmassan på adsorbenten, r (m) är radien på PFM:en, L (m) är längden på mätsektionen, θ (%) är PFM:ens vattenhalt, R_{dc} (-) är retardationsfaktorn för föroreningen på adsorbenten och M_{RC} (%) är den hypotetiska relativa kvarvarande spårämnesmassan då spårämnet har samma retardationsfaktor (R_{dc}) som föroreningen. För beräkningar av M_{RC} hänvisas till ekvation nummer 14, 18 och 19 i Hatfield (2004).

Då medelkoncentrationen (C_F) av föroreningen i grundvattnet är känd kan massflödet (J_C) beskrivas med hjälp av grundvattenflödet (q) enligt föregående avsnitt. Om antagandet görs att fördelningen av föroreningen mellan den adsorberade fasen och den lösta vattenfasen sker omgående och är linjär kan massflödet beräknas enligt ekv.5-14.

$$J_C = q C_F = \frac{q^* M_C}{\alpha \pi r^2 L (1 - M_{RC}) \theta R_{dc}} \quad 5-14$$

där q (ms^{-1}) är grundvattenflödet i akviferen, q^* (ms^{-1}) är grundvattenflödet genom PFM:en och α (-) är konvergensfaktorn som beräknas enligt föregående avsnitt.

Då retardationsfaktorn antar höga värden, alternativt mätperioden är mycket kort, kan ekv.5-14 reduceras till ekv.5-15. I ekv.5-15 antas att den totala massan av föroreningen som passerar genom mätsektion adsorberas och förblir adsorberad till adsorbenten.

$$J_C = \frac{M_C}{2 \alpha r L t} \quad 5-15$$

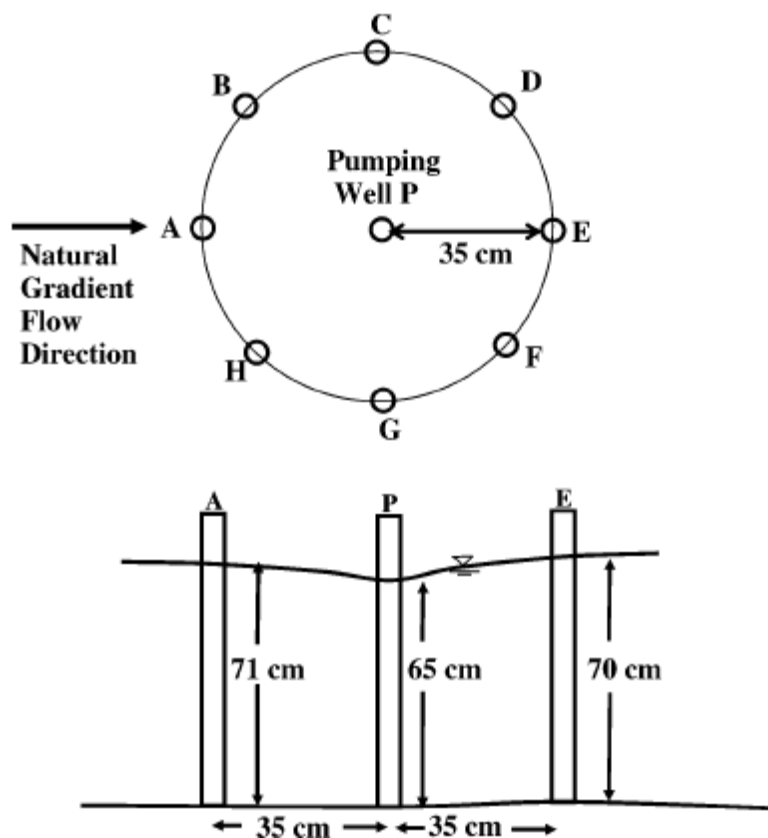
där J_C ($\text{kg} \times \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) är massflödet av föroreningen, M_C (kg) är den adsorberade föroreningsmassan, α (-) är konvergensfaktorn, r (m) är radien på PFM:en, L (m) är längden/höjden på mätsektionen och t (s) är tiden för mätperioden.

Fallstudier

I en rapport från Annable m.fl. (2005) utvärderas två fältstudier gjorda med PFM:en på Canadian Forces Base Borden (CFB Borden) i Ontario, Kanada. I den första fältstudien undersöktes PFM:en under inverkan av radiellt flöde och i den andra fältstudien under inverkan av linjärt flöde.

Hydrogeologin i CFB Borden består av ett ytligt lager isälvsmaterial av relativt homogen sand med ett medel K-värde på 5 m dag^{-1} . Sanden underlagras av ett lerlager på 1,3 – 2,5 m som fungerar som en akvitard. Grundvattennivån varierar mellan 0,2 – 1,5 m under markytan. Den naturliga gradienten är ca 0,001 (0,1 %) med en hydraulisk lågpunkt i ett litet vattendrag.

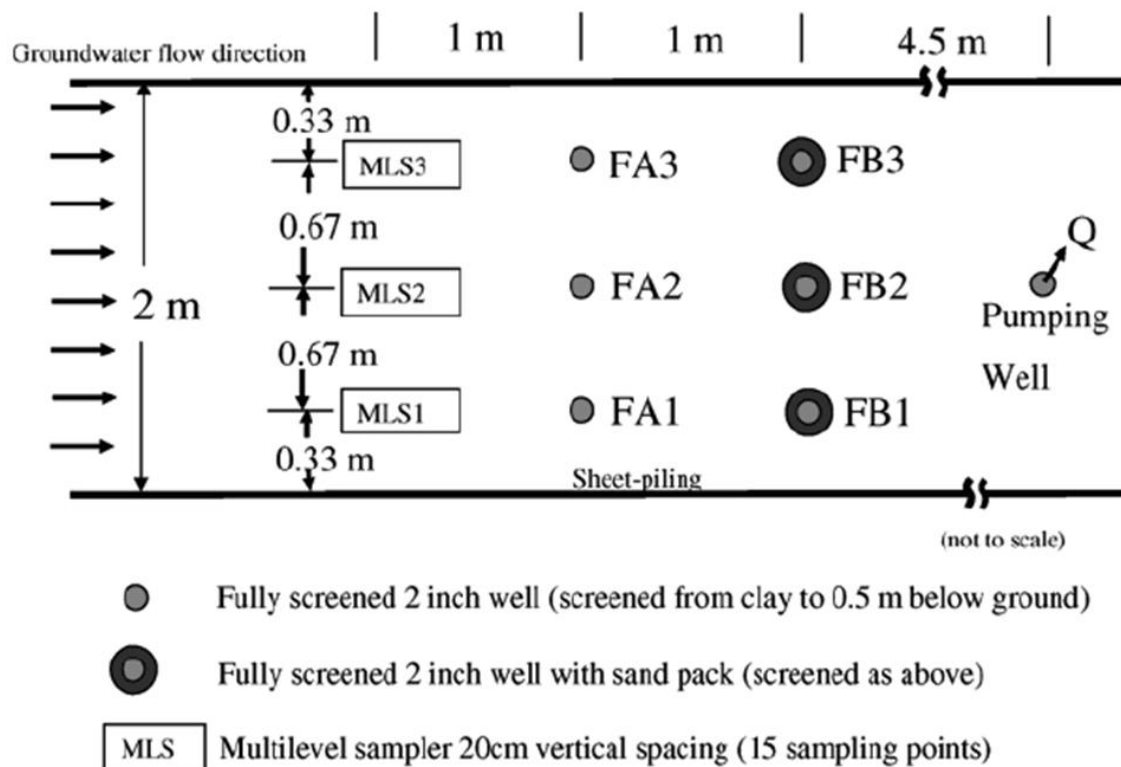
Försök 1: I den första fältstudien installerades PFM:er i en cirkel runt en pumpbrunn på ca 4 m avstånd från ett vattendrag (Figur 5-10). Akviferens mäktighet var här 1,2 m med en grundvattennivå 0,3 m under markytan. Klorerade lösningsmedel hade 3 år tidigare injicerats på en plats som låg 80 m därifrån mot gradientens riktning. PFM:er installerades i helfiltrerade PVC-rör med en diameter på 3,2 cm. Pumpbrunnen pumpades med ett konstant flöde på 255 ml min^{-1} samtidigt som prover togs på TCE- och PCE-koncentrationer. Massflödet genom pumpbrunnen jämfördes sedan med det integrerade massflödet från de åtta PFM:erna.



Figur 5-10 PFM-test för radiellt flöde, CFB Borden (Annable, 2005, med tillstånd).

Försök 2: I den andra fältstudien utvärderades PFM:en under inverkan av ett linjärt flödesfält. Fältstudien utfördes i en del av akviferen som var avgränsad med två parallella spontar som drivits ned 2,2 m längs en sträcka på 30 m i gradientens riktning. Kanalen var 2 m bred och stängd i ena änden där vatten pumpades ur en helfiltrerad pumpbrunn med ca 203 ml min^{-1}

(Figur 5-11). PFM:er installerades i grundvattenrör i två sektioner vinkelrätt mot grundvattenflödet. I en sektion omgavs grundvattenrören av den naturliga akviferen och i den andra sektionen försågs grundvattenrören med ett omgivande sandfilter med en kornstorlek på 2 mm. En föroreningsplym av metyl-tert-butyleter (MTBE) från tidigare experiment användes för analys av massflöde. Grundvattenflödet genom pumpbrunnen jämfördes sedan med grundvattenflöden beräknade från de två sektionerna med installerade PFM:er. Massflödet av MTBE beräknat från de två PFM-sektionerna jämfördes med massflödet baserat på uppmätta koncentrationer med MLS (multi-level-samplers).



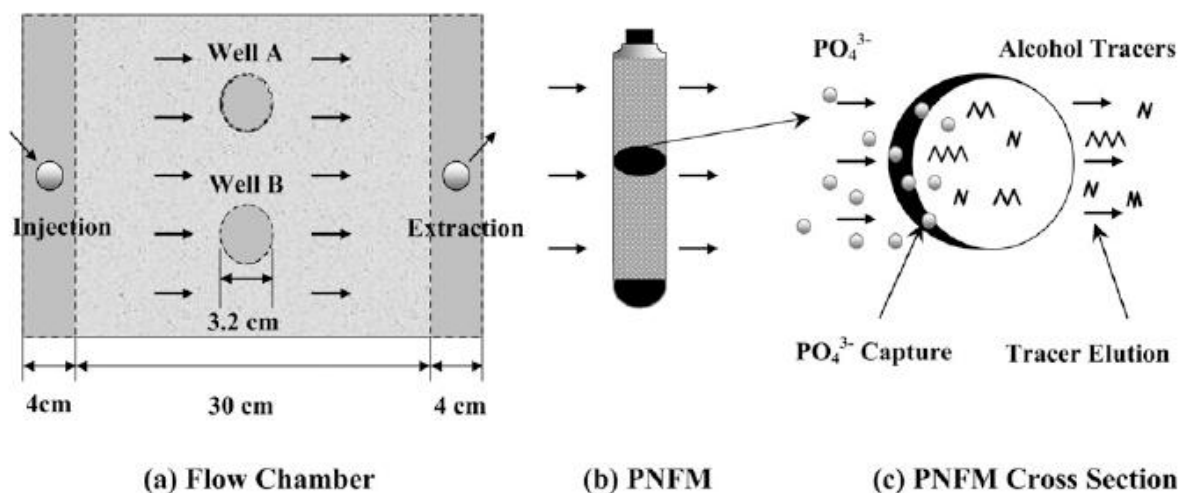
Figur 5-11 PFM-test för linjärt flöde, CFB Borden (Annable, 2005, med tillstånd).

Resultat (försök 1-2): Båda ovanstående försök visade att PFM:ens beräknade grundvattenflöde hade en osäkerhet som låg inom $\pm 15\%$ av det ”verkliga” grundvattenflödet och inom $\pm 30\%$ av det ”verkliga” massflödet av MBTE.

Försök 3: I en rapport av Cho m.fl. (2007) testades PFM:ens förmåga att mäta även massflöde av näringsämnen. PNFM (passive nutrient flux meter), som instrumentet kallas, är en PFM som i detta försök använder sig av lewattit (Lewatit S 6328 A) som adsorberande komponent för att studera massflödet av fosfat (PO_4^{3-}). För bestämning av grundvattenflödet användes sex olika alkoholer som spårämne.

Ett småskaligt laborativt experiment utfördes för att utvärdera PNFM:en. En rektangulär rostfri ställåda med längden 38 cm, bredden 30,7 cm och djupet 12 cm användes som akvifermodell (Figur 5-12). PNFM:er installerades i två stycken PVC rör med 3,2 cm i diameter i en mättad modellakvifer bestående av sand (0,075 – 1,4 mm i diameter) som förtvättats med fosfatlösning. Både injektionsröret och extraktionsröret omgavs av glasskolor

(1,5 cm i medeldiameter) för att mer uniformt flöde skulle fås genom modellen. Genom injektionsröret pumpades en $4,8 \text{ mg l}^{-1}$ fosfatlösning ned och genom extraktionsrören pumpades vatten bort så att en konstant koncentration av fosfat och en konstant grundvattenyta på 10 cm erhöles i modellakviferen. Detta motsvarade ett specifikt flöde i modellen som varierade mellan $0,4 \text{ cm h}^{-1}$ och $1,2 \text{ cm h}^{-1}$ beroende på storleken av pumpflödet. Försöksperioderna varierades mellan 6 och 45 timmar.



Figur 5-12 Mätupställning för PNFM-test (Cho m.fl 2007).

Resultat (försök 3): Mätningarna visade att det specifika grundvattenflödet kunde uppskattas med $\pm 13 \%$ osäkerhet då 1-hexanol och 2,4-dimetyl-3-pentanol (DMP) användes som spårämne. Detta under förutsättning att andelen kvarvarande spårämnemassa (M_R) i PNFM:en låg i intervallet $0,4 < M_R < 0,85$ då Lewatit används som adsorberande komponent. Mätresultaten visade även att PNFM:en kunde uppskatta massflödet av fosfat med en osäkerhet på $\pm 6 \%$.

5.3 TRANSEKTMETODEN

Den vanligaste metoden för att beräkna massflöde av föroreningar är transektmetoden. Transektmetoden bygger på punktmätningar av grundvattenflöde, exempelvis genom tekniker i kapitel 5.1 eller 5.2, och provtagning av punktkoncentrationer av föroreningar längs en tvärsnittssektion av grundvattenrör nedströms en föroreningskälla och vinkelrätt mot grundvattenflödet. Tvärsnittssektionen delas upp i olika områden där varje delområde representerar ett specifikt grundvattenflöde med en viss uppmätt koncentration. Massflödet genom hela tvärsnittssektionen är då summan av massflödet genom varje delområde (ITRC, 2010).

API (2003) beskriver hur massflödet för en förorenad grundvattenplym kan beräknas genom en eller flera tvärsnittssektioner.

1. Föroreningskoncentrationer i plymen

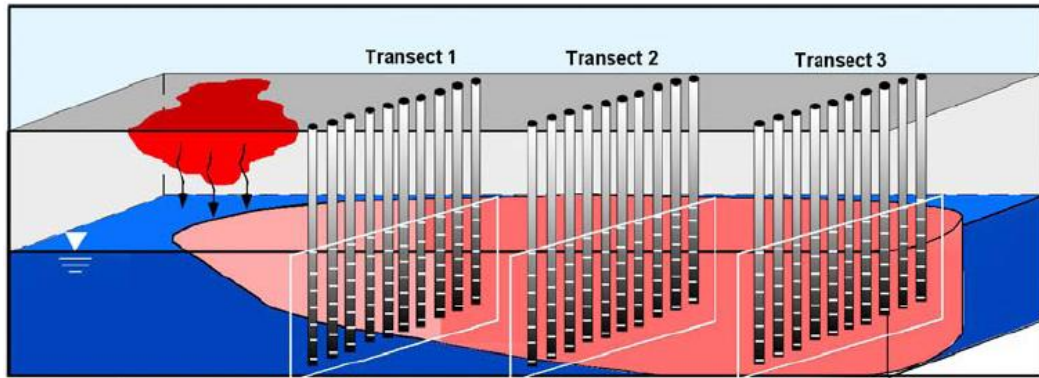
För att säkerställa att hela föroreningsplymen tas med i mätningarna måste tvärsnittssektionens bredd och djup vara tillräckliga för att omfatta hela plymen. Koncentrationsdata tagna från båda kanterna av tvärsnittssektionen bör därför uppvisa inget, alternativt väldigt låga, koncentrationsvärden för föroreningen i fråga. För att en bra uppskattning skall fås av massflödet bör så många grundvattenrör som möjligt användas och prover tas på flera djup. Detta förutsätter att filtersektionen sträcker sig längs hela grundvattenröret för att koncentrationens djupberoende skall kunna bestämmas. Det är dock vanligt att tidigare installerade grundvattenrör används där endast en del av grundvattenröret har en filtersektion. Koncentrationsprov som tas från filtersektionen får då representera ett uniformt koncentrationssvärde längs hela grundvattenröret som omges av motsvarande akvifermaterial.

2. Grundvattenflöde

Grundvattenflödet kan mätas eller skattas exempelvis genom tidigare beskrivna punktmätningstekniker för grundvattenflöde.

3. Tvärsnittssektioner

Tvärsnittssektionerna bör ligga vinkelrätt mot grundvattenflödet och omfatta hela plymens bredd och djup. För uniforma flödesfält blir då tvärsnittssektionen en rät linje (Figur 5-13) men för flödesfält där flödeslinjerna konvergerar eller divergerar får tvärsnittssektionen en kurvliknande form. Detta eftersom man eftersträvar att grundvattenflödet skär tvärsnittssektionen vinkelrätt i varje punkt.



Figur 5-13 Schematisk bild av tre tvärsnittssektioner placerade vinkelrätt mot grundvattenflödet nedströms en föroreningskälla (API, 2003).

4. Interpolationsmetoder

Uppmätta punktdata av koncentrationer och grundvattenflöden representerar endast koncentrationen respektive flödet i en specifik punkt. En interpolation mellan punktdata krävs då för att även ta med ej provtagna delar längs tvärsnittsektionen. Det finns två huvudsakliga interpolationsmetoder. Den ena metoden är att använda sig av konturlinjer mellan datapunkter där en successiv utjämning sker mellan datapunkterna. Den andra metoden är att dela in tvärsnittssektionen i separata delområden där varje delområde tilldelas en koncentration samt ett grundvattenflöde. Theissen polygoner används ofta för denna uppdelning i delområden.

5. Beräkning av massflöde

Massflödet beräknas genom att massflödet genom varje delområde summeras (ekv.5-16).

$$M = \sum_{j=1}^n M_{dj} = \sum_{j=1}^n C_j q_j A_j \quad 5-16$$

där M (kg år^{-1}) är massflödet, n är antal delområden (polygoner), M_{dj} ($\text{kg år}^{-1}\text{m}^{-2}$) är massflödet genom delområde, j , C_j (kg m^{-3}) är föroreningskoncentrationen i delområde, j , q_j (ms^{-1}) är det specifika grundvattenflödet genom delområde, j , och A_j (m^2) är arean för delområde, j .

Massflöde beräknas enligt transektmetoden genom integration av punktdata för både koncentrationer och grundvattenflöden. Det finns dock osäkerheter förknippade med dessa punktdata. En ökad osäkerhet fås också när dessa punktdata interpoleras och multipliceras med varandra för beräkning av massflödet. Generellt kan man säga att osäkerheten minskar då tätheten mellan data ökar, det vill säga fler brunnar installeras och prover tas på flera djup. Vid ökad datatäthet minskar risken att missa områden som bidrar med höga massflöden och interpolationen mellan datapunkterna blir mindre osäker. ITRC (2010) refererar till Fraser⁵ som undersökt osäkerheter i beräknat massflöde med transektmetoden för olika datatätheter. Fraser fann att standardavvikelsen (osäkerheten) för massflödet ökade med över 50 % då tätheten mellan datapunkterna minskades från 1,7 till 0,7 datapunkter per kvadratmeter.

Uppmätta punktdata för koncentrationer och grundvattenflöden varierar inte bara mellan olika platser utan kan också variera med tiden. Det är därför viktigt att provtagning görs vid samma tidpunkt eller att korrigering görs för prover tagna vid olika tidpunkter (ITRC, 2010).

⁵ Fraser, M., McLaren, R., Barker, J. (2005). Multilevel monitoring wells to assess contaminant mass discharge: Magnitude of uncertainties based on Borden monitoring experience, in *Abstract Book of the 2005 Ground Water Summit Program, National Ground Water Association*, April 17-20, San Antonio, Texas.

5.4 ANDRA INTEGRERANDE MÄTNINGAR AV MASSFLÖDE

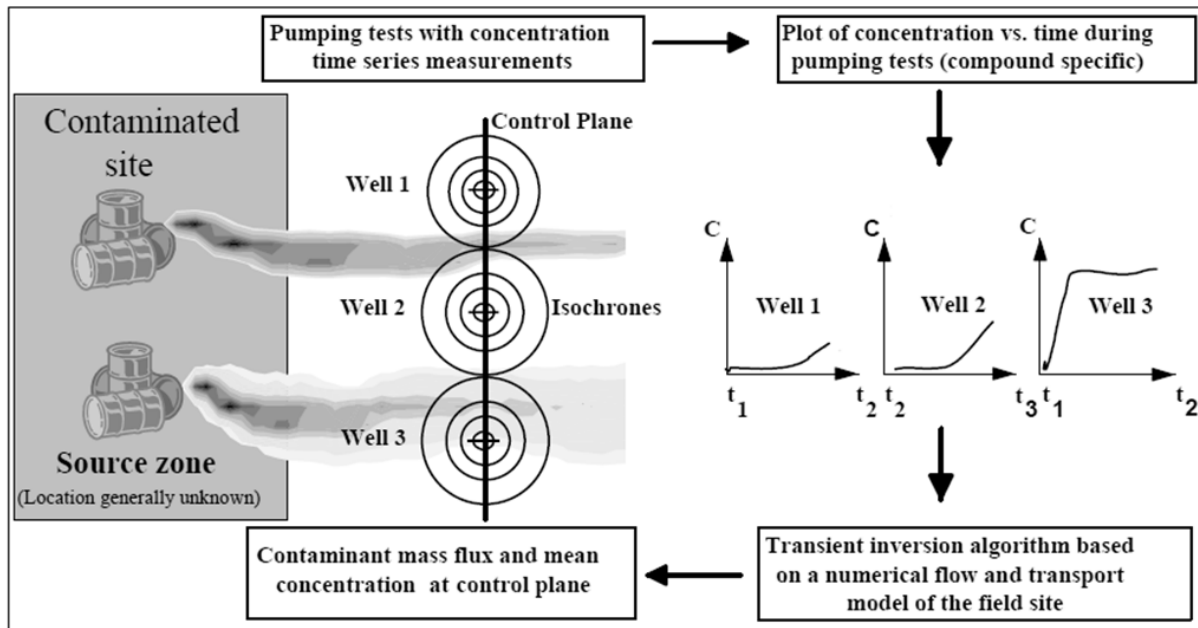
Detta avsnitt behandlar mättekniker som mäter ”hela” massflödet genom en tvärsnittsyta av marken, det vill säga hela plymens massflöde genom en tvärsnittsyta analyseras. Ingen interpolation mellan punktdata behöver därför göras, enligt tidigare beskrivna punktmätningstekniker, med transektmetoden. Nedanstående tekniker innebär någon form av pumpning av grundvatten, vilket medför en icke naturlig gradient. Beräkningarna av det naturliga massflödet görs därför baklänges, det vill säga massflödesberäkningarna tar hänsyn till pumpningen och anpassar mätdata som om mätningen genomförts under en naturlig gradient.

5.4.1 Integral groundwater investigation method (IGIM)

Integral groundwater investigation method (IGIM) är en metod som syftar till att hela föroreningsplymen skall analyseras. Metoden innebär att en eller flera pumpbrunnar placeras nedströms och vinkelrätt mot föroreningsplymens flödesriktning (Figur 5-14). Pumpflödet, placeringen av pumpbrunnarna och pumptiden justeras så att pumpbrunnarnas totala infångningszon omger hela föroreningsplymen. Koncentrationen av den undersökta föroreningen genom alla pumpbrunnar mäts sedan kontinuerligt och plottas mot tiden för att massflödet skall erhållas.

De antaganden som görs inom infångningszonen är att (Bockelmann, 2002):

- Flödet mot pumpbrunnarna är radiellt och det naturliga flödet kan försummas.
- Akviferen är homogen med avseende på porositet, hydraulisk konduktivitet och mäktighet.
- Föroreningskoncentrationen i en specifik del av flödesfältet varierar ej, alternativt varierar linjärt, under mätperioden.



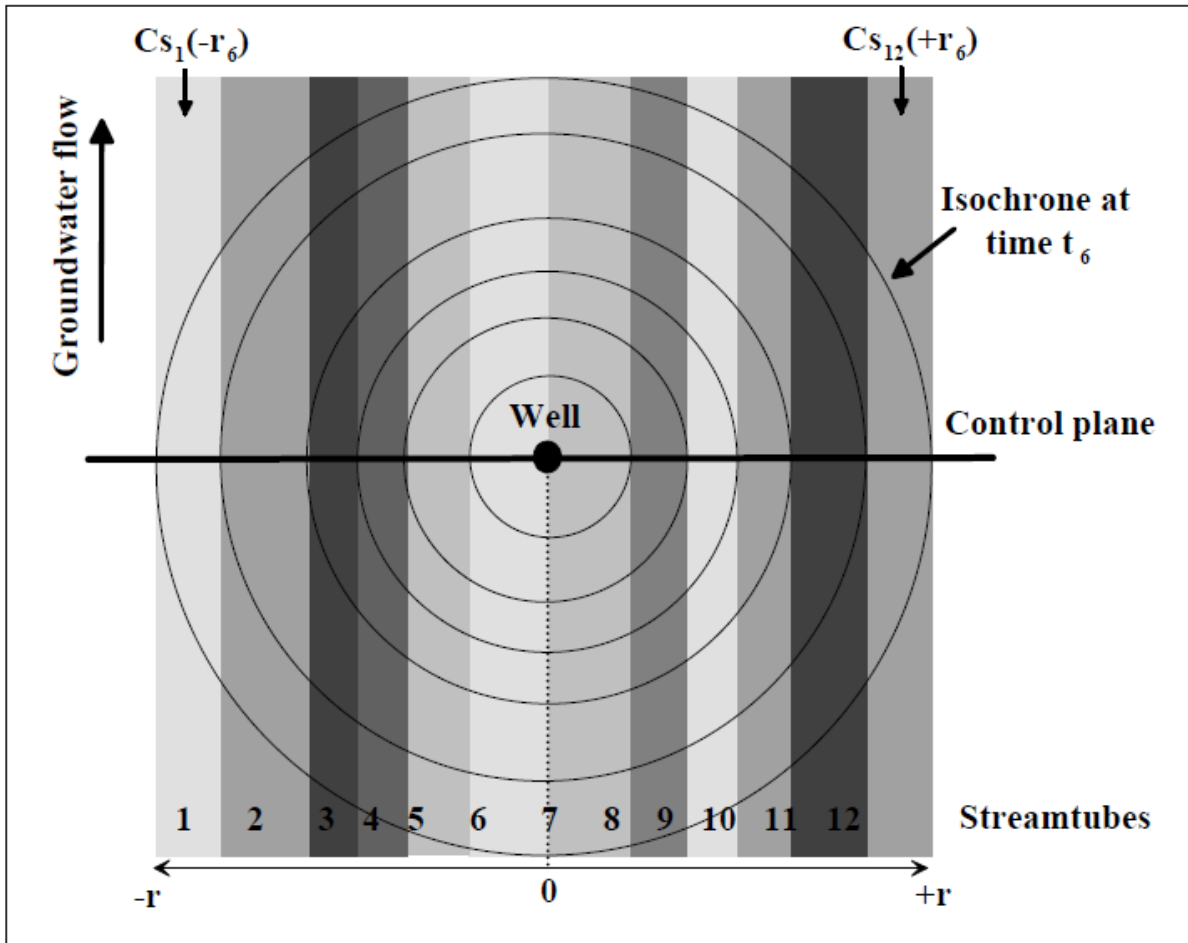
Figur 5-14 Schematisk bild av IGIM för mätning av massflöde då pumpbrunnarna placeras i föroreningsplymen (Bockelmann, 2002).

Om de första två antagandena kan antas gälla kan bredden på kontrollplanet i Figur 5-14 beräknas och därmed kan infångningszonen bestämmas som en funktion av tiden enligt (ekv.5-17):

$$r(t) = \sqrt{\frac{Qt}{\pi b n_k}} \quad 5-17$$

där $r(t)$ är radien för pumpbrunnens infångningszon vid tiden t , Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) är pumpflödet, t (s) är pumptiden, b (m) är akviferens mäktighet och n_k (-) är den kinematiska porositeten.

För att koncentrationsfördelningen i akviferen skall kunna beräknas innan pumpstart delas isokronerna i Figur 5-14 in i separata flödesfält med konstant koncentration, enligt det tredje antagandet (Figur 5-15).



Figur 5-15 Isokroner (isochrones) delas upp i separata flödesfält (streamtubes) (Bockelmann, 2002).

Bredden på varje flödesfält kan kontrolleras genom att justera tiden mellan två efterföljande koncentrationsprovtagningar (ekv.5-18).

$$\Delta r_i = \sqrt{\frac{Q}{\pi b n_k}} (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}) \quad 5-18$$

där t_i (s) är tiden efter pumpstart för provtagning i. Antalet flödesfält är därför dubbelt så många som antalet koncentrationsprover, eftersom varje prov representerar den sammanlagda koncentrationen från varje sida om pumpbrunnen där flödesfältet korsar kontrollplanet.

Flödet, Q_i , genom varje flödesfält ges av Darcy's lag under antagandet att konstant hydraulisk konduktivitet, gradient och mäktighet råder enligt (ekv.5-19):

$$Q_i = K |\nabla h| b \Delta r \quad 5-19$$

där K (ms^{-1}) är den hydrauliska konduktiviteten, $|\nabla h|$ (-) är den hydrauliska gradienten, b (m) är akviferens mäktighet och Δr (m) är det specifika flödesfältets bredd som skillnaden i radien mellan två närliggande isokroner.

Massflödet (M) av en förorening som korsar kontrollplanet kan då beräknas som (ekv.5-20):

$$M = \sum_{i=1}^{2N} Q_i C s_i \quad 5-20$$

där $C s_i$ (kg m^{-3}) är koncentrationen av föroreningen i flödesfält i , och N (-) är antalet datapunkter. Eftersom flödesfältet korsar kontrollplanet på båda sidorna om pumpbrunnen representerar en datapunkt ett sammanslaget koncentrationsvärde för två flödesfält. Ett medelvärde ($C x_i$) för de två flödesfälten på samma avstånd från pumpbrunnen beräknas därför enligt (ekv.5-21):

$$C x_i = \frac{C s_i(-r_i) + C s_i(+r_i)}{2} \quad 5-21$$

där $\pm r_i$ (m) motsvarar avståndet för isokron i , på båda sidor om pumpbrunnen. Massflödet kan beräknas som (ekv.5-22):

$$M = 2 \sum_{i=1}^N Q_i C x_i \quad 5-22$$

Ett koncentrationsmedelvärde (C_m) för hela föroreningsplymen som korsar kontrollplanet kan beräknas enligt (ekv.5-23):

$$C_m = \frac{M}{2 \sum_{i=1}^N Q_i} \quad 5-23$$

Eftersom tekniken innebär att grundvatten pumpas från akviferen medför detta att en relativt stor volym grundvatten kan undersökas jämfört med t.ex. tekniker som använder sig av punktmätningar. Den stora nackdelen med IGIM-tekniken är just de stora volymer med förorenat vatten som måste renas eller pumpas ut någon annanstans vilket medför stora kostnader. Pumptekniker är dessutom inte tillämpliga i geologiska formationer där transmissiviteten är låg pga. svårigheter att få en tillräckligt stor infångningszon. En annan potentiell felkälla är att hela föroreningsplymen måste omges. Om inte hela plymen omges kommer massflödet att överskattas och om infångningszonen är för stor kommer det att underskattas. Svårigheter kan även uppkomma i områden med betydande heterogenitet där antagandet om konstant hydraulisk konduktivitet ej kan tillämpas. I dessa områden ligger svårigheten i att bestämma varje individuell pumpbrunns infångningszon, pga. asymmetri kring pumpbrunnen, och därmed hur många pumpbrunnar som skall användas (Goltz, 2007). Fördelen med denna metod är att hela föroreningsplymens volym analyseras, vilket medför att en relativt bra uppskattning av det verkliga massflödet kan bestämmas jämfört med integrerande punktmätningar.

Fördelar med IGIM (ITRC, 2010):

- Ingen interpolering av föroreningskoncentrationer mellan områden krävs.
- Endast ett fåtal pumpbrunnar krävs i kombination med ett tillräckligt antal observationsbrunnar för att säkerställa att hela föroreningsplymen omfattas.
- Stora volymer analyseras vilket medför mindre osäkerhet hos integrerade värden.
- Simultant kan även en rening av förorenat grundvatten genomföras.

Nackdelar med IGIM (ITRC, 2010):

- Stora volymer grundvatten måste hanteras, renas eller pumpas bort.
- Grundvattenkemin kan förändras då syrerikt vatten ersätter syrefattigt.
- Svårt att säkerställa att hela plymen analyseras.
- Om pumpbrunnarna installeras i föroreningsplymen kan pumpflödet medföra ett överskattat massflöde av föroreningar pga. ökad lösningsgrad, som under naturliga förhållanden inte skulle bidragit till massflödet.
- Tekniken innebär att endast det totala massflödet (kg år^{-1}) erhålls. Detta medför att lokala variationer av massflödet inom källområdet eller plymen ej kan detekteras.
- Tekniken är ej lämplig i områden med hög heterogenitet då svårigheter att bestämma isokronernas läge och därmed infångningszonens storlek uppkommer.
- Massflödesberäkningarna kräver även att grundvattenflödet mäts simultant.

5.4.2 Modified integral pumping test (MIPT)

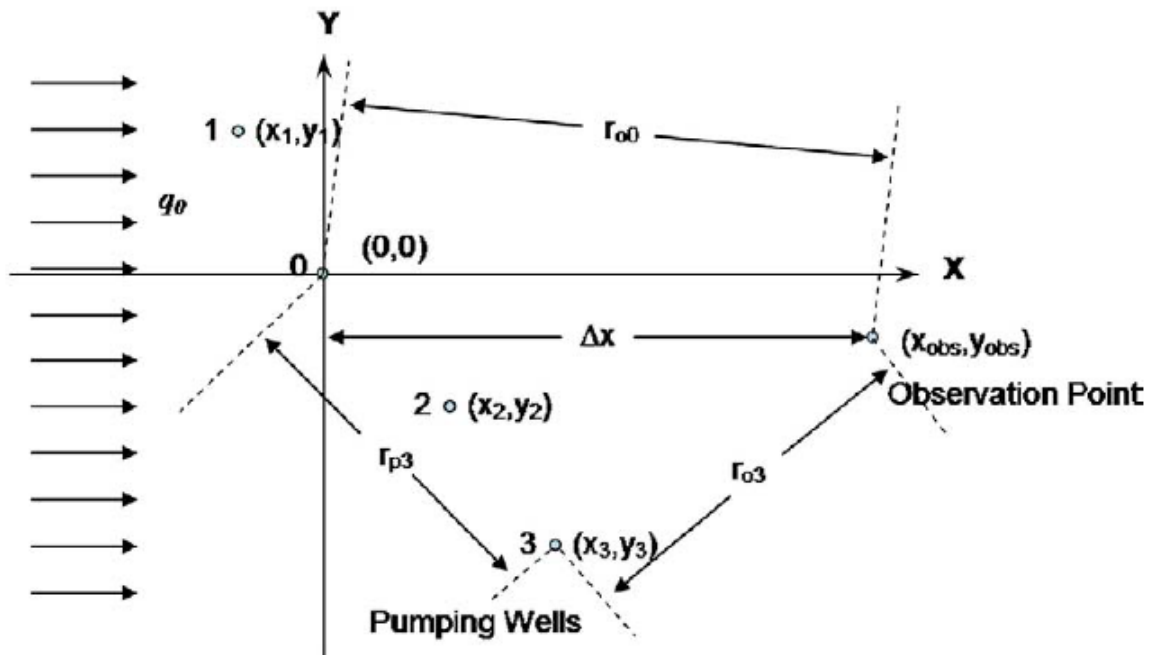
Modified integral pumping test (MIPT) är en enkel pumpmetod som kan användas för att uppskatta massflödet av föroreningar i en relativt stor volym av en akvifer. Tekniken baseras på hydraulisk potentialteori som beskrivs av Yoon, (2008), Brooks m.fl. (2008) och Goltz m.fl., (2009).

Beräkningarna av massflödet med MIPT-tekniken förutsätter att mätningarna genomförs i en homogen, isotrop och sluten akvifer med en given mäktighet under steady-state förhållanden och med ett uniformt grundvattenflöde.

Goltz m.fl. (2009) beskriver MIPT-teorin enligt nedan. Pumpbrunnarna installeras på en rät linje nedströms och vinkelrätt i förhållande till flödet. Nedströms sektionen av pumpbrunnar installeras en observationsbrunn. Det specifika flödet kan beräknas genom att mäta potentialskillnaden mellan pumpbrunnarna och en observationsbrunn då pumpbrunnarna pumpas med olika flöden (ekv.5-24).

$$\Delta h = -\frac{qb}{T} \Delta x + \frac{1}{2\pi T} \sum_{i=0}^N Q_i \ln \frac{r_{o(i)}}{r_{p(i)}} \quad 5-24$$

där Δh (m) är potentialskillnaden mellan en pumpbrunn som valts som referenspunkt och en nedströms observationsbrunn på avståndet Δx (m), q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) är det specifika flödet, b (m) är akviferens mäktighet, T ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) är transmissiviteten, N är antalet pumpbrunnar, Q_i ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) är pumpflödet i pumpbrunn, i , $r_{o(i)}$ (m) är avståndet mellan observationsbrunnen och pumpbrunn, i , och $r_{p(i)}$ är avståndet mellan pumpbrunn, i , och den pumpbrunn som valts som referenspunkt (Figur 5-16).



Figur 5-16 Illustrativ bild för definition av MIPT-variabler (Goltz m.fl., 2009, med tillstånd).

Genom att variera pumpflödena mellan försöken kan potentialskillnaden mellan observationsbrunnen och referenspumpbrunnen plottas för varje försök mot (ekv.5-25):

$$\sum_{i=0}^N Q_i \ln \frac{r_{o(i)}}{r_{p(i)}} \quad 5-25$$

Grafen kommer då bli en rät linje med lutningen $\frac{1}{2\pi T}$ och en skärningspunkt i $-\frac{qb}{T} \Delta x$. Om potentialskillnaden sätts till $\Delta h=0$, vilket symboliserar potentialskillnaden innan pumpstart, kan det specifika flödet beräknas (ekv.5-26).

$$q = \frac{1}{2\pi b \Delta x} \sum_{i=0}^N Q_i \ln \frac{r_{o(i)}}{r_{p(i)}} \quad 5-26$$

Massflödet erhålls genom att multiplicera det specifika flödet med ett medelvärde för kontinuerligt tagna koncentrationer under pumpförsöket. Medelvärdet antas då representera medelkoncentrationen i hela plymen.

Fördelarna med MIPT-metoden är det är en enkel metod som inte kräver någon mätning av hydraulisk konduktivitet och hydraulisk gradient och kan mäta det specifika flödet direkt utan att någon komplicerad dataanalys behövs.

Fallstudie

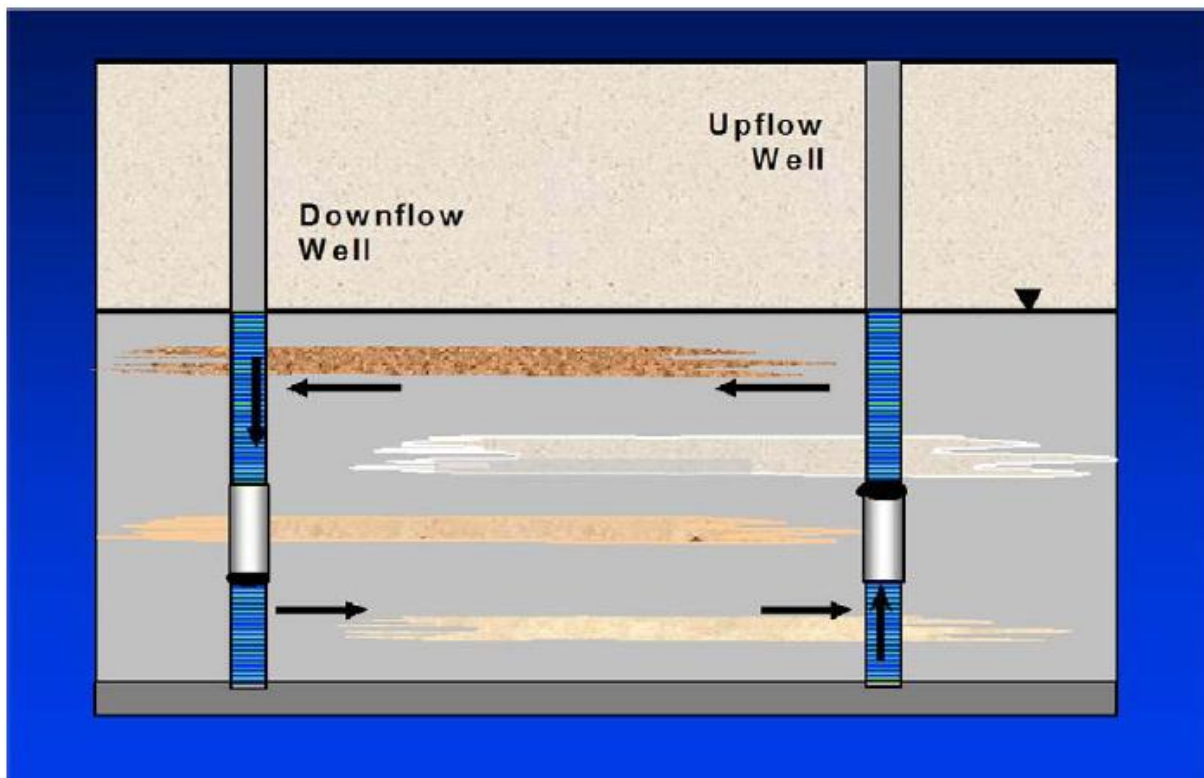
Yoon, H. (2008) utvärderar MIPT-tekniken i en artificiell akvifer fylld med relativt homogen sand med en partikeldiameter mellan 0,6 och 1,2 mm. Akviferen hade längden 9,5 m, bredden 4,7 m och djupet 2,6 m med impermeabelt butylgummi längs botten och sidorna på akviferen. I båda ändar av akviferen installerades två pumpar för att en konstant hydraulisk gradient skulle erhållas. Det installerades 45st observationsrör i 9 kolumner och 5 rader med en meters mellanrum. Varje rör var 2,5 cm i diameter och hade filtrerade sektioner på 0,4 m, 1 m, 1,6 m och 2,2 meters djup. Filtersektionernas längd var 7,5 cm till vilka en automatisk provtagare var kopplad. Proverna analyserades med avseende på den naturligt förekommande kloridkoncentrationen i vattnet över en tidsperiod för beräkning av det verkliga massflödet innan pumpstart.

Tre pumpbrunnar installerades vinkelrätt mot flödet och tre olika försök genomfördes alla med fyra olika pumpflöden. I det första försöket pumpades vatten ur endast en pumpbrunn och potentialskillnaden observerades i en nedströms observationsbrunn som låg parallellt med ”grundvattenflödet” i förhållande till pumpbrunnen. I det andra försöket pumpades vatten ur alla tre pumpbrunnar och potentialskillnaden observerades i en nedströms observationsbrunn som låg rakt nedströms i förhållande till den mittersta pumpbrunnen. I det tredje försöket pumpades vatten ur endast en pumpbrunn och potentialskillnaden observerades i en nedströms observationsbrunn som låg i vinkel i förhållande till ”grundvattenflödet” och pumpbrunnen.

Resultat: Mätningarna visade på ett underskattat massflöde med minst 36 %, i alla försöken, i förhållande till det ”verkliga” massflödet. Detta antogs bero på att antagandet om steady-state flöde i en homogen och oändlig akvifer inte var uppfyllt.

5.4.3 Tandem circulation wells (TCW)

TCW-tekniken går ut på att två pumpbrunnar placeras på en linje vinkelrätt mot grundvattenflödets riktning för mätning av massflödet från en föroreningsplym. Pumpbrunnarna har båda filtersektioner som är isolerade från varandra med en manschett. Den ena pumpbrunnen pumpar vatten från den nedre filtersektionen till den övre och den andra pumpbrunnen pumpar vatten från den övre filtersektionen till den nedre. Detta medför en ökad vattenpelare i den ena pumpbrunnen och en avsänkning i den andra, vilket medför en cirkulation av vatten mellan pumpbrunnarna (Figur 5-17).



Figur 5-17 Illustrativ bild för tvärsnitt av pumpbrunnar med TCW-tekniken, flödet ut ur pappret (Goltz, 2009, med tillstånd).

Den hydrauliska gradienten, den genomsnittliga föroreningskoncentrationen genom tvärsnittet och den hydrauliska konduktiviteten mäts individuellt. Den hydrauliska gradienten mäts genom att installera ytterligare en brunn så att de två pumpbrunnarna bildar en triangel med den installerade brunnen. Potentialskillnaden mäts i alla brunnar för att den hydrauliska gradienten skall erhållas. Den genomsnittliga föroreningskoncentrationen fås genom kontinuerlig provtagning av föroreningskoncentrationer i filtersektionerna under

pumptestet. Koncentrationerna medelvärdesbildas så att ett koncentrationsvärde fås för hela plymen.

Den hydrauliska konduktiviteten kan beräknas med två olika tekniker. Den ena tekniken är att utvärdera den hydrauliska potentialskillnaden som uppstår då den ena brunnen pumpar upp vatten mellan filtersektionerna och den andra ner vatten mellan filtersektionerna. Den hydrauliska konduktiviteten kan då beräknas från den resulterande potentialskillnaden mellan pumpbrunnarna.

Den andra tekniken för att beräkna den hydrauliska konduktiviteten är att injicera ett spårämne i båda pumpbrunnarnas filtersektioner där utflödet sker. Andelen spårämne som härstammar från den andra pumpbrunnen analyseras för att uppskatta vattenflödet mellan brunnarna och därigenom bestämma den hydrauliska konduktiviteten (Goltz m.fl., 2009).

Fördelen med denna metod är att inget förorenat vatten pumpas bort under mätningarna, som annars skulle behöva renas. TCW-tekniken är dock än så länge på det experimentella stadiet då inga fullskaliga fältförsök har genomförts (ITRC, 2010).

5.5 KOSTNADSANALYS

Goltz m.fl. (2007) har gjort en ungefärlig kostnadsanalys där fem olika mättekniker för massflöde studeras. De mättekniker som jämförts är Transektmetoden (där ett pumptest användes för skattning av hydraulisk konduktivitet i kombination med koncentrationsdata), PFM (transektmetod som mäter massflödet direkt genom en punkt av akviferen), IGIM, MIPT och TCW som beskrivits i tidigare avsnitt. Kostnaderna att genomföra mätningar av massflöde är relaterade till kostnaden att genomföra mätningar med transektmetod som hittills har använts i störst utsträckning.

Tabell 5-2 Relativkostnad för respektive massflödesmätningsteknik enligt Goltz m.fl. (2007).

Metod	Relativ kostnad
Transektmetoden	1,00
PFM	0,99
IGIM	0,78
MIPT	0,66
TCW	0,59

Transektmetoden uppskattas vara den mest kostsamma metoden då den hydrauliska konduktiviteten bestäms med ett pumptest, då kostnadsberäkningarna förutsätter att pumptestet genomförs i en ej förorenad del av akviferen. Detta medför att ingen behandling behövs av uppumpat vatten. Varför Goltz m.fl. (2007) har valt att jämföra transektmetoden då den tillämpas på detta sätt är svårt att förstå. Att mäta konduktiviteten i en annan, ej förorenad del av akviferen, ger mycket liten information om konduktivitet i den del av akviferen där intresse finns att mäta massflödet. Istället hade det kanske varit bättre att jämföra transektmetoden med övriga metoder då den hydrauliska konduktiviteten mäts med exempelvis flera slugtest, vilket ej kräver någon behandling av förorenat grundvatten.

Den stora kostnaden för transektmetoden, då den tillämpas enligt ovan, beror på att många brunnar måste installeras, omfattande provtagning och analys av prover måste genomföras samt kostnaden att genomföra pumptestet. PFM-tekniken, som också är en transektmetod, uppskattas vara lite mindre kostsam än transektmetoden då ett pumptest ej behöver genomföras. PFM-tekniken medför dock fortfarande omfattande provtagning och analys av kumulativt erhållna koncentrationsvärden och grundvattenflöden i många punkter varför metoden ändå är relativt kostsam. En studie av ESTCP⁶ har dock visat att PFM-tekniken är mindre kostsam än transektmetoden om transektmetoden kräver att fem eller fler observationsbrunnar installeras för pumptestet. Om en jämförelse görs mellan de tre direkt integrerande mätteknikerna (IGIM, MIPT och TCW) är kostnaden minst för TCW-tekniken. Detta eftersom förorenat grundvatten cirkuleras mellan brunnarna, vilket medför att ingen rening av grundvattnet krävs då det inte pumpas upp till ytan. IGIM är den mest kostsamma av direkt integrerande teknikerna. Detta beror på att stora volymer av förorenat grundvatten även måste renas då det pumpas bort. Omfattande provtagning och analys av koncentrationer

⁶ ESTCP, Environmental Security Technology Certification Program. (2006). Field demonstration and validation of a new device for measuring water and solute fluxes at CFB Borden.

över tiden med IGIM-tekniken bidrar även till att kostnaderna ökar jämfört med de andra teknikerna där pumpning av förorenat grundvatten krävs (IGIM och MIPT).

Metoderna skiljer sig dock mycket åt vad gäller utförande, tillgänglighet och tillämpbarhet varför man kan fråga sig nyttan av en kostnadsjämförelse då förutsättningarna skiljer sig från fall till fall.

6 FÄLTSTUDIE

En fältstudie genomfördes i Kopparlunden i Västerås där massflödet av föroreningar studerades i en akvifer som förorenats av lösningsmedel. Syftet med fältstudien var att exemplifiera hur mätning och beräkning av massflödet kan göras då utspädningsteknik används. I tidigare utspädningsmätningar gjorda av Geosigma (2010a) användes en saltlösning som spårämne. Mätningar uppvisade lite varierande resultat varför det ansågs lämpligt att genomföra ännu en mätning, denna gången med uranin som spårämne.

6.1 PLATSBESKRIVNING

Verkstaden 19 ligger i Kopparlunden som är ett före detta industriområde i Västerås. Tidigare har ett laboratorium som hanterat trikloreten (TCE) och kvicksilver funnits i fastigheten. Då en renovering av fastigheten genomfördes påträffades en skadad avloppsstam vilken förmodligen orsakat läckaget av lösningsmedel under fastigheten. Genom att schakta bort den förorenade jorden under ledningen åtgärdades problemet. Grundvattenprover från närliggande område har dock visat på höga halter av trikloreten, tetraklormetan och dess nedbrytningsprodukter (Geosigma, 2010a).

En schematisk bild över lokaliseringen av Verkstaden 19 visas i Figur 6-1. Fastigheten ligger inom Svartåns avrinningsområde med Svartån i väster och Mälaren i söder som de hydrauliska lågpunkterna. Grundvattenströmningens riktning är därför västlig till sydlig. Lodade grundvattennivåer visar på en sydlig grundvattenströmning i närliggande område till fastigheten.



Figur 6-1 Lokalisering av Verkstaden 19 i Kopparlunden i Västerås med Svartån i väster och Mälaren i söder (Eniro, 2010).

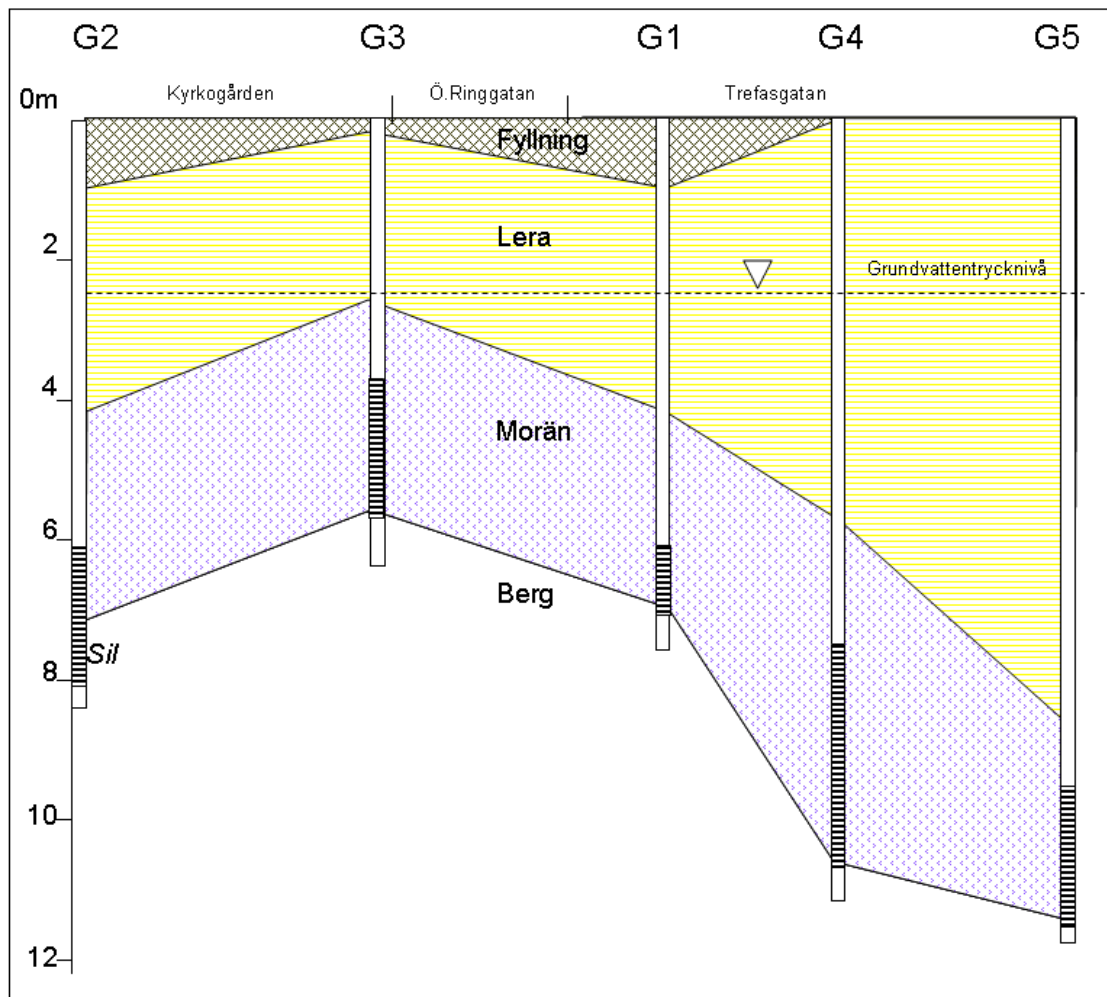
6.1.1 Hydrogeologi

Enligt Geosigma (2010a) underlagras de centrala delarna av Västerås av glacial eller postglacial lera. Stor variation finns dock hos lerans mäktighet som kan vara mellan någon till ett tiotal meter. Utanför stads kärnan är hållfrekvensen relativt hög vilket tyder på relativt måttliga moränmäktigheter. De centrala delarna av Västerås antas därför underlagras av lera ovanpå ett tunt lager av morän på berg likt Figur 6-2.

En rimlig uppskattning är att Kopparlunden ligger inom Svartåns avrinningsområde och att den huvudsakliga grundvattenströmningen sker i moränlagret. Vissa mängder grundvatten kan även transporteras i de fall sprickzoner i bergets övre delar förekommer. De närmast liggande hydrauliska lågpunkterna är Svartån i västlig riktning och Mälaren i sydlig riktning. Dessa hydrauliska lågpunkter ligger på ungefär samma avstånd från fastigheten och antas bestämma grundvattnets strömningsriktning.

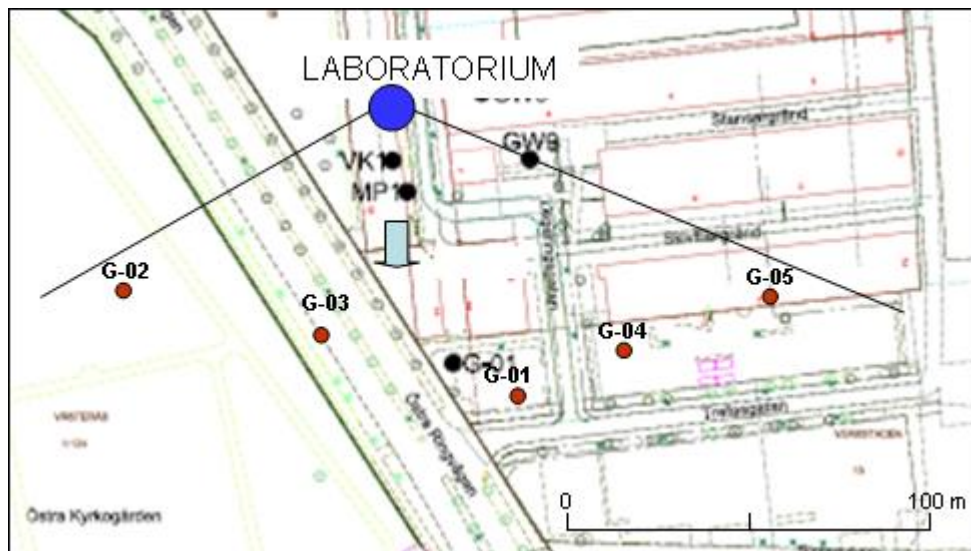
I Figur 6-2 visas ett tvärsnitt av markprofilen framtaget från jordprover i samband med etablering av grundvattenrören G1 - G5. Jordlagrens mäktighet ökar i östlig riktning med

ytligast berggrund väster om Östra Ringgatan. Mäktigheten hos fyllnadsmaterialet är ca 0-1 m och underlagras av ett ca 3-8 m tjockt lerlager ovan på ett ca 3-5 m tjockt moränlager.



Figur 6-2 Sektion i väst-östlig riktning 50 m söder om Verkstaden 19. Sektionsträckning från 50 m in på kyrkogården i väster, tvärs Östra Ringgatan och 50 m in på Trefasgatan i öster (Geosigma, 2010a).

Lodning av grundvattennivåer gjorda av Geosigma uppvisar en sydlig strömningsriktning varför grundvattenrören (G1 – G5) placerades i västlig-östlig riktning (Figur 6-3). Storleken på den hydrauliska gradienten uppskattades från grundvattennivåer till 0.01 (1%) men eftersom viss osäkerhet finns hos strömningsriktning är detta ett approximativt värde.



Figur 6-3 Schematisk bild för placeringen av grundvattenrör G-01 – G-05. Pilen visar grundvattnets strömningsriktning (Geosigma, 2010a).

6.2 UTFÖRANDE

6.2.1 Lodning

För bestämning av grundvattenytans höjd och grundvattenrörens djup användes ett manuellt ellod vars noggrannhet kan uppskattas till ± 0.25 cm. Eftersom de lodade grundvattenrören ligger längs en någorlunda rät linje användes inte lodningarna för att ge information om grundvattnets strömningsriktning. Lodningarna av grundvattenrören användes i detta fall för dimensioneringen av nedsänkt mätutrustning i rören. Från lodningen beräknades även omblandningsvolymen i röret och därmed vilken spårämnesmängd som skulle injiceras för att den initiala koncentrationen i respektive rör skulle vara så lika som möjligt.

I Tabell 6-1 visas, i kolumn 3, grundvattenytans läge som meter under rörkant (m u rök). Avståndet mellan rörkant och botten på röret visas i kolumn 4 och grundvattenytans läge i förhållande till en fast referensnivå visas i kolumn 5.

Tabell 6-1 Visar grundvattenytans läge i förhållande till referensnivån.

Rör	Höjd rök (m)	Lodning, m u rök (m)	Djup (m)	GVY , höjd (m)
G-02	4,875	2,08	7,5	2,795
G-03	4,605	2,07	5,6	2,535
G-01	4,785	2,65	6,7	2,135
G-04	4,785	2,5	9,5	2,285

6.2.2 Spårämne

I detta försök användes uranin (natriumfluorescein) som spårämne. Uranin är ett fluorescerande ämne vilket innebär att det utsänder ljus då det bestrålas med ljus av en våglängd på 516 nm. Molekylerna absorberar fotonerna vid bestrålningen och exciteras då till ett högre energitillstånd. Då molekylerna återgår till grundtillståndet emitteras överskottsenergin i form av ljus. Denna överskottsenergi kan med hjälp av en kalibreringskurva relateras till koncentrationen av fluorescerande ämnen i det belysta provet (Kipari, 1992). Uranin förekommer ej naturligt och är det äldsta fluorescerande ämnet som använts inom hydrologiska spårförsök. Den kemiska beteckningen för uranin är $C_{20}H_{10}O_5Na_2$ med en molekylvikt på $376,15 \text{ g mol}^{-1}$. Det är mindre lösligt i vatten (25 g l^{-1}) men löser sig väl i en blandning av vatten och etanol (300 g l^{-1}) eller i en vatten- och ammoniumlösning. Det kan detekteras i små koncentrationer mellan 10^{-11} och $2 \times 10^{-12} \text{ g mol}^{-1}$, beroende på mätutrustning, vilket gör uranin till ett lämpligt spårämne (Gaspar, E. 1987). Uraninets fluorescerande egenskaper minskar då pH-värdet understiger 5,5 och ämnet sönderfaller snabbt i solljus (Kipari, 1992). Det är därför viktigt att uraninet ej utsätts för dagsljus. Detta medförde att slanglängden ovan marken, där grundvatten med injicerat uranin cirkulerades, hölls så liten som möjligt.

6.2.3 Grundvattenprovtagning

För bestämning av grundvattenflödet användes utspädningsteknik med uranin som spårämne. För metodbeskrivning hänvisas till kapitel 5.1.1 Utspädningsteknik.

Utspädningsmätningar genomfördes i grundvattenrör G1 – G4. Ytterligare ett rör (G5) fanns att tillgå, men tidigare mätningar gjorda av Geosigma (2010a) visade på extremt låga flöden i detta rör som därför uteslöts från mätningarna. Mätningarna utfördes i samtliga fall utan manschett/manschetter. Detta gjordes eftersom volymen i grundvattenröret mellan rörbotten och grundvattenytan ansågs tillräckligt liten, maximalt 7 m vattenpelare i grundvattenröret, i förhållande till filterlängden, mellan 0,7 och 2,2 m, för att en snabb utspädning skulle ske.

Klorerade lösningsmedel klassificeras som DNAPL (Dense non-aqueous phase liquid), förutom vinylklorid, det vill säga ej vattenlösliga ämnen som har högre densitet än vatten (muntlig referens Walger, E. 2010). Detta medför att lösningsmedel ansamlas i den nedre delen av den mättade zonen. Det är därför av intresse, vid bedömning av massflödet, att mäta det horisontella grundvattenflödet i motsvarande zon varför den filtrerade delen i samtliga grundvattenrör är placerade strax ovanför berggrunden (Figur 6-2).

Mätuppställningen för utspädningsförsöken visas i Figur 6-4. Där används ett bilbatteri som strömkälla kopplat till en spänningsomvandlare som i sin tur är kopplad till en varvtalsregulator. Varvtalsregulatorn ansluts sedan till en peristaltisk pump som pumpar upp och ned vatten via två slangar som sänkts ned i grundvattenröret. Slangarnas längd justerades på ett sådant sätt att vatten pumpades upp från den nedre delen av grundvattenrörets filtrerade sektion och ner strax under grundvattenytan. Systemet är slutet, det vill säga inga vattenförluster sker under omblandningen, vilket gör att omblandningsvolymen är konstant. Injicering av uranin och vattenprovtagning gjordes med hjälp av en 5 ml spruta via en kanyl som stuckits in på trycksidan av den peristaltiska pumpen (Figur 6-5).



Figur 6-4 Mätuppställning för utspädningsmätning.



Figur 6-5 Peristaltisk pump

Då mätuppställningen färdigställdes och pumpen startats tilläts pumpen gå ett tiotal minuter för att en homogen vattenvolym skulle fås. Därefter togs ett blankprov som fick representera bakgrundshalten i sektionen. Då blankprovet hade tagits injicerades en uraninlösning i grundvattenröret under ca 5 minuter för att en jämn koncentration i röret skulle erhållas. Mellan 25 ml och 50 ml uraninlösning injicerades i grundvattenrören beroende på hur stor omblandningsvolymen var. Vattenprover togs sedan med ca 30 minuters mellanrum kontinuerligt under ca 4 timmar då en signifikant utspädning antogs ha skett. Innan mätuppställningen monterades ned bestämdes även pumpens omblandningsflöde med hjälp av en 0.4 liters pappersmugg. Detta gjordes för att senare kontrollera att omblandningsflödet varit tillräckligt stort i förhållande till det naturliga flödet genom sektionen. Omblandningsflödet bör vara ca 10 ggr större än det naturliga flödet genom sektionen. Är omblandningsflödet för litet kan en ohomogen blandning fås, och tvärtom om omblandningsflödet är för stort kan det påverka det naturliga flödet genom sektionen.

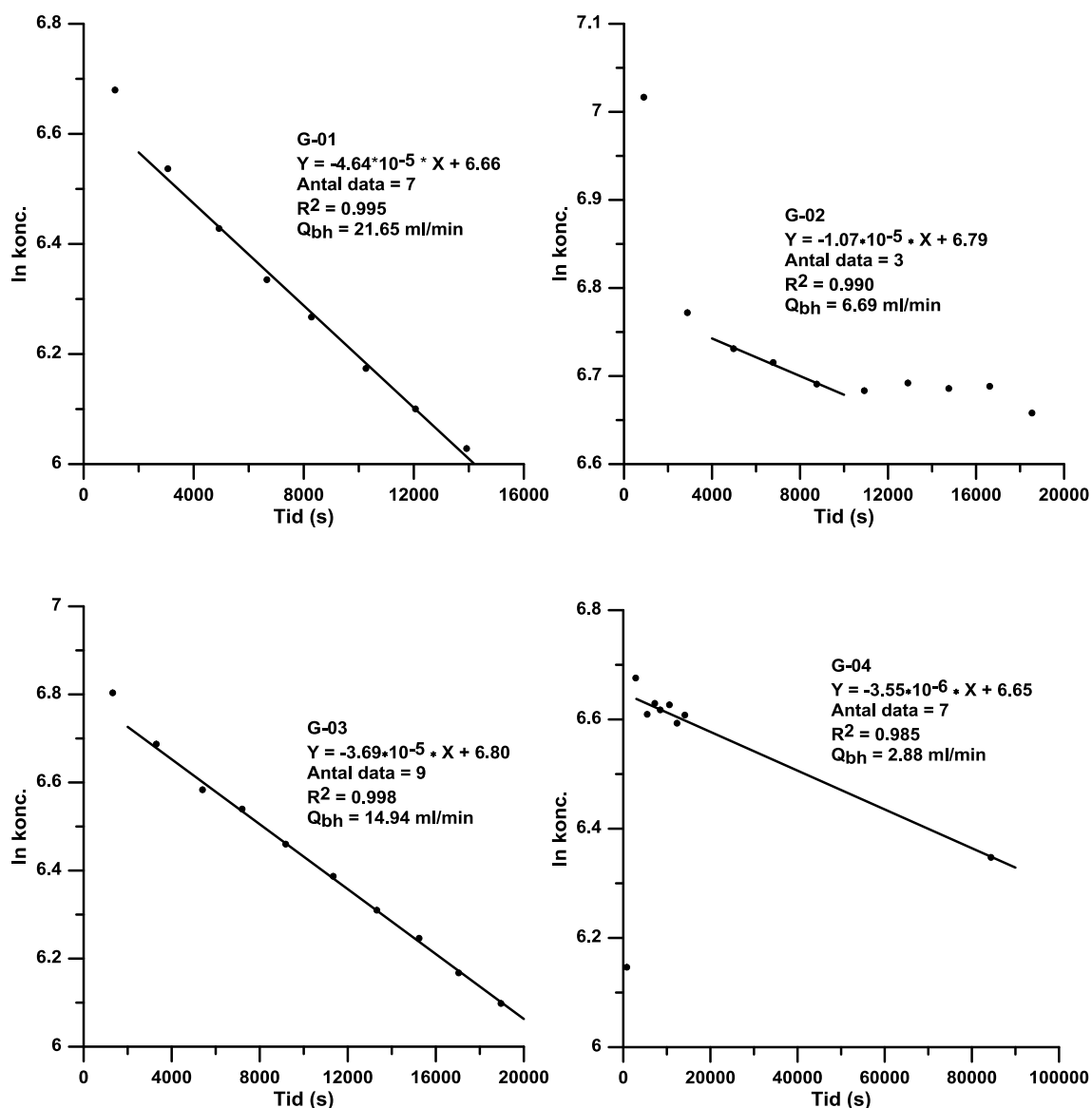
6.2.4 Analys av vattenprover

För att bestämma koncentrationen av uranin i de vattenprover som tagits analyserades proverna med en spektrofluorometer. Spektrofluorometern bombarderar vattenprovet med fotoner och mäter sedan antalet molekyler i exciterat tillstånd. Antalet exciterade molekyler är proportionellt mot koncentrationen av fluorescerande ämnen i provet, i detta fall huvudsakligen uranin.

Före analys med spektrofluorometern överfördes vattenproverna till kyvetter. En buffertlösning (pH=9.0) tillsattes till varje kyvett så att pH-värdet antog värdet pH=7.5. Detta gjordes eftersom fluorescensen är 100 % för fluorescein (uranin) då pH-värdet överstiger pH=7.0. Varje prov analyserades med spektrofluorometern och koncentrationen uranin erhöles i respektive prov, se Bilaga.

6.3 RESULTAT AV FÄLTSTUDIEN

Utspädningsförsöken resulterade i fyra stycken diagram där uraninkoncentrationens avklingning i respektive grundvattenrör kan följas med tiden. Figur 6-6 visar på goda resultat för utspädningen i grundvattenrör G-01 och G-03 där utspädningen har ett rätlinjigt beteende. Utspädningen i grundvattenrör G-02 och G-04 uppvisar en mer svårtolkad avklingning, varför den rätta linjen endast har anpassats till ett fåtal punkter.



Figur 6-6 Utspädningsförsök i respektive grundvattenrör (G-01 – G-04).

Lutning i respektive diagram i Figur 6-6 representerar kvoten mellan grundvattenflödet genom grundvattenröret (Q_{bh}) och respektive grundvattenrörs omblandningsvolym (V), enligt ekv.5-2. Då både lutningen och omblandningsvolymen var kända kunde grundvattenflödet genom grundvattenrören beräknas (Tabell 6-2). Från grundvattenflödena genom grundvattenrören kan specifika grundvattenflöden i akviferen beräknas genom kännedom om grundvattenrörens diameter (d), filtersektionens längd (L) och konvergensfaktorn α . Konvergensfaktorn bestämdes enligt Ogilvis formel ekv.5-3. Där antogs konduktiviteten i grundvattenröret vara 10ggr större än konduktiviteten i akviferen vilket resulterade i en konvergensfaktor på 2,4.

Tabell 6-2 Beräkning av specifikt flöde genom respektive grundvattenrörs filtersektion.

Rör	V (dm ³)	Lutning (s ⁻¹)	Q_{bh} (ml min ⁻¹)	d (m)	L (m)	α	q (m s ⁻¹)	q (cm dygn ⁻¹)
G-04:1	13,52	1,76E-06	1,43	0,025	2,2	2,4	1,80E-07	1,56
G-04:2	13,52	3,55E-06	2,88	0,025	2,2	2,4	3,64E-07	3,14
G-04:3	13,52	1,77E-05	14,36	0,025	2,2	2,4	1,81E-06	15,66
G-01	7,78	4,64E-05	21,65	0,025	0,7	2,4	8,59E-06	74,22
G-03	6,75	3,69E-05	14,94	0,025	1,8	2,4	2,31E-06	19,92
G-02	10,42	1,07E-05	6,69	0,025	1,5	2,4	1,24E-06	10,71

Koncentrationsdata för TCE-ekvivalenter (trikloretylen), hämtat från tidigare mätningar gjorda av Geosigma, användes för beräkning av massflödet. Genom att studera tvärsnittssektionen i Figur 6-2 beräknades tvärsnittsarean av närliggande akvifermaterial för respektive grundvattenrör. Filtersektionerna i samtliga grundvattenrör återfinns i moränlagret ovanför bergrunden. Massflödet i Tabell 6-3 genom filtersektionerna antogs därför gälla för hela moränlagrets mäktighet för respektive grundvattenrör.

Tabell 6-3 Beräkning av specifikt massflöde genom respektive grundvattenrörs närliggande akvifermaterial.

Rör	q (m s ⁻¹)	TCE-e (ug l ⁻¹)	Massflöde (ug m ⁻² s ⁻¹)	Mäktighet (m)	Sektionsbredd (m)	Massflöde (kg år ⁻¹)
G-04	3,64E-07	325	0,12	4,9	47,3	0,86
G-01	8,59E-06	693	5,95	2,8	51,4	27,02
G-03	2,31E-06	115	0,27	3,1	55,6	1,44
G-02	1,24E-06	9	0,01	3,4	55,6	0,07

Tabell 6-3 visar att den huvudsakliga föroreningsmassan transporteras genom grundvattenrör G-01:s närliggande akvifermaterial. Detta till följd av att föroreningskoncentrationen är högst i G-01 (693 µg L⁻¹) i kombination med det högsta specifika grundvattenflödet (0,74 m dag⁻¹). En summering av den högra kolumnen i Tabell 6-3 ger ett massflöde (belastning) av TCE genom hela tvärsnittssektionen på ca 29,4 kg år⁻¹.

7 DISKUSSION

7.1 MÄTTEKNIKER

För att underlätta diskussionen av de olika mätteknikernas fördelar och nackdelar görs här en uppdelning mellan mätningstekniker där punktdata används och mättekniker som tillämpar någon slags pumpning av grundvattnet.

Då uppmätta punktkoncentrationer används enligt transektmetoden i kombination med andra metoder (utspädningsteknik, PFM, RDP, velocity probe och PVP) för beräkning av grundvattenflödet fås en tydlig bild av hur massflödet varierar lokalt i akviferen. Reningen kan då fokuseras på områden med höga föroreningskoncentrationer eller på de områden som medför störst belastning på nedströms recipienter. Punktmätningar mäter grundvattenflödet eller massflödet under en naturlig gradient. Detta gör att osäkerheter kan undvikas som härstammar från ett onaturligt grundvattenflöde i akviferen, exempelvis pumpning av grundvattnet. Ingen behandling av förorenat grundvatten behöver dessutom genomföras då ingen pumpning sker. Nackdelen med punktmätningar är att de endast mäter massflödet genom en punkt av akviferen. En interpolation mellan punktdata krävs därför för att det totala massflödet skall erhållas. Detta gör att zoner med potentiellt höga massflöden kan missas på grund av stora avstånd mellan interpolationspunkterna. Kostnaderna kan också öka jämfört med pumpteknikerna då flera punkter måste analyseras med avseende på koncentrationer och grundvattenflöden.

Uppmätta punktkoncentrationer representerar koncentrationen i grundvattnet vid just det specifika provtagningstillfället. Koncentrationerna varierar dock med tiden varför ett kumulativt koncentrationsvärde över en tidsperiod kanske är mer representativt, om inte syftet är att mäta säsongsvariationer hos massflödet. Passive flux meter (PFM) mäter just det kumulativa grundvattenflödet och massflödet i en punkt över en tidsperiod. Omfattande analyser krävs dock för att kvantifiera både grundvattenflödet, där desorptionen av ett spårämne analyseras, och massflödet, där adsorptionen av en förorening analyseras. Osäkerhet kan även uppstå om PFM:en adsorberar ”fel” förorening. Det får till följd att adsorptionstakten minskar vilket leder till att massflödet kan underskattas. Fallstudier visar dock på att PFM:en kan uppskatta grundvattenflödet med en osäkerhet på $\pm 15\%$ och massflödet med $\pm 30\%$. Detta får anses som en bra mätnoggrannhet då andra punktmätningar, som kombinerar koncentrationsdata med grundvattenflödesdata, är förknippade med stora osäkerheter hos både grundvattenflödet och koncentrationsdata.

Teknikerna som medför pumpning av grundvattnet medför att interpolationsosäkerheten minskar eftersom ingen interpolation krävs mellan specifika punktmätningar. Därför blir risken mindre att zoner skall missas som bidrar med höga massflöden. Nackdelarna med pumpteknikerna är dock att stora kostnader uppstår vid installation av pumpbrunnar, vid analys av koncentrationsserier över tiden och vid behandling av bortpumpat förorenat grundvatten. Osäkerheter för det beräknade massflödet kan även uppkomma eftersom det kan vara svårt att säkerställa att hela plymen analyseras. Detta beror på att infångningszonens storlek kan vara komplicerad att bestämma exakt. Stora osäkerheter med pumpteknikerna kan även uppkomma då det naturliga massflödet måste beräknas, det vill säga massflödet då ingen pumpning sker, på grund av att vissa antaganden görs. De direkt integrerande mätteknikerna ger endast ett värde för det totala massflödet genom en tvärsnittssektion av marken. Ingen

information kring hur massflödet varierar mellan olika zoner i marken kan därför fås. Teknikerna innebär att vatten pumpas från akviferen, vilket medför att mätningarna ej görs under naturliga förhållanden. Det kan i sin tur leda till att föroreningar, som under naturliga förhållanden inte skulle bidragit till massflödet, analyseras. Exempel på det är föroreningar i zoner med låg permeabilitet, vilket kan leda till att massflödet överskattas.

MIPT-tekniken använder sig av en pumpbrunn och ett antal observationsbrunnar för mätning av grundvattenflödet i kombination med ett medelvärdesbildat koncentrationssvärde från kontinuerlig provtagning under pumptestet. Fördelen med MIPT-tekniken är att den kan tillämpas för att bestämma det specifika flödet direkt, utan att några mätningar av hydrauliska konduktiviteter behöver göras. Nackdelen med tekniken är att några få värden endast fås för det specifika flödet i akviferen. Hur många värden som fås är beroende av antalet pumpbrunnar och observationsbrunnar som installeras. Svårigheter uppkommer då med att bestämma vilka zoner som i störst grad bidrar till det totala massflödet och därigenom till vilket område reningen bör fokuseras.

IGIM-tekniken baseras på att vatten pumpas från akviferen för analys av koncentrationsserier över tiden. Genom att använda tekniken kan en översiktlig bild av föroreningsfördelningen genom tvärsektionen erhållas. Tekniken kräver dock kompletterande mätning av grundvattenflödet varför den skulle kunna kombineras med exempelvis MIPT-tekniken för mätning av det specifika grundvattenflödet. IGIM-tekniken förutsätter dock att mätningarna görs i en homogen akvifer med hög permeabilitet för att infångningszonens storlek skall kunna bestämmas för kon koncentrationsberäkningarna. Tekniken förutsätter också att plymens gränser bestäms för att pumpningen skall kunna dimensioneras. Detta gör att metoden begränsas till områden med små heterogeniteter. Sådana områden förekommer dock sparsamt i verkligheten.

Metoderna som beskrivits för mätning av massflöde kan alla användas för olika syften och olika metoder kan användas på samma plats vid olika tillfällen. Exempelvis kan detaljerad provtagning av punktkoncentrationer och grundvattenflöden enligt transektmetoden användas för karakterisering av ett förorenat område samt vid val och design av reningsteknik. I övervakningssyfte kan det exempelvis räcka med ett fåtal PFM-instrument för övervakning under en längre tidsperiod då en tidigare karakterisering av området har genomförts. I de fall hela plymen kan omfattas och analyseras kan pumpteknikerna däremot ge bättre noggrannhet hos beräknat massflöde. Pumpteknikerna förutsätter att mätningarna genomförs i homogena zoner med hög hydraulisk konduktivitet för en bra skattning av massflödet vilket begränsar användningsområdena. Punktmätningarna medför omfattande provtagningar och mätningar samt interpolationsosäkerheter mellan punktdata men lämpar sig ändå bättre än pumpteknikerna för massflödesmätningar i områden med betydande heterogenitet.

7.2 BEDÖMNINGSGRUNDER

Naturvårdsverket har tagit fram en riktvärdesmodell för hur föroreningskoncentrationer i grundvattnet skall bedömas. Någon metodik för mätning av massflöde finns dock inte att tillgå. Naturvårdsverket hänvisar istället till Figur 3-2 som visar grundvattnets strömningshastighet vid en hydraulisk gradient på 1 % i ett specifikt jordlager med motsvarande hydraulisk konduktivitet. Det borde dock vara av stort intresse att en mer utförlig metodik för beräkning av grundvattenflöde eller massflöde tas fram om man har för avsikt att använda dessa data kvalitativt.

Naturvårdsverket menar att en förorenat område ej får medföra en oacceptabel belastning på recipienten. Någon information om vad som anses vara en oacceptabel belastning framgår dock inte. Det Naturvårdsverket informerar om är att en viss spridningshastighet av föroreningar ej får överskridas för att spridningsförutsättningarna skall anses små. Naturvårdsverket har tagit fram en modell för spridning av föroreningar i grundvattnet som baseras på utspädningseffekter mellan ett förorenat område och en nedströms liggande dricksvattenbrunn. Modellen ger ett ungefärligt värde på föroreningskoncentrationen i dricksvattenbrunnen men en rad olika antaganden måste göras vilket borde göra den väldigt osäker. Exempelvis antas den hydrauliska konduktiviteten vara densamma i hela akviferen. Istället skulle det kanske vara bättre att ta fram en metodik för hur massflödesmätningar skall eller kan genomföras. Utifrån det kan en bedömning göras av föroreningens farlighet och den belastning som förorening har på recipienten.

Den fråga som skall besvaras i detta examensarbete är om massflöde är en bra bedömningsgrund? För detta krävs att två frågor besvaras:

- 1) Går det att bestämma massflödet?
- 2) Är det meningsfullt att bestämma massflödet, det vill säga kan man ange gränsvärden som ej får överskridas?

På den första frågan är svaret att massflödet går att bestämma med en rad olika mättekniker med viss noggrannhet genom tidigare beskrivna tekniker.

För att svara på den andra frågan föreslår Einarson and Mackay (2001) en metodik för att bedöma förorenat grundvatten baserat på massflödesberäkningar. De föreslår att prioriteringar mellan områden med förorenat grundvatten skall baseras på beräknade koncentrationer utifrån massflödesmätningar och storleken på ett potentiellt uttag av grundvatten (ekv.7-1).

$$C = \frac{M}{Q}$$

7-1

Där representerar M ett massflöde som ej får överskridas då ett uttag (Q) av en specifik storlek görs från en dricksvattenbrunn för att koncentrationen (C) i uttaget vatten ej skall överskrida ett gränsvärde.

Metoden skulle kunna tillämpas även i andra situationer. Exempelvis som ett mått på den högsta belastning som ett förorenat grundvatten får ha på ett vattendrag. Om massflödet till vattendraget och vattendragets vattenföring mäts kan en resulterande koncentration i

vattendraget beräknas. Exempelvis skulle ekv.7-1 kunna användas som en bedömningsgrund om hänsyn tas till den minsta vattenföringen i vattendraget. Detta eftersom liten vattenföring resulterar i höga koncentrationer om belastningen är densamma. Omvänt kan ett gränsvärde på koncentrationen användas, som ej får överskridas i ett vattendrag med en specifik vattenföring, för att bestämma ett maximalt godtagbart massflöde enligt (ekv.7-2):

$$M \leq QC_{\text{gränsvärde}}$$

7-2

Detta skulle kunna användas som en bedömningsgrund från fall till fall eftersom vattenföringen och bakgrundshalterna varierar för olika vattendrag. Men detta är ändå en enkel bedömningsmetod som ger ett kvantitativt mått på vilken belastning som ej får överskridas för olika receptorer. Detta skulle kunna användas som ett underlag för prioritering mellan områden med förorenat grundvatten.

Fördelen med att använda massflöde som en bedömningsgrund i kombination med andra bedömningsgrunder är att en tydligare bild av föroreningssituationen fås. Massflödesmätningar kan exempelvis komplettera koncentrationsdata då belastningen från en föroreningskälla på en recipient skall bestämmas genom källstyrkan. Mätningar av specifikt massflöde medför även att reningen kan fokuseras till de områden med störst massflöde, vilka utgör den största belastningen på nedströms recipienter. Bättre uppskattningar av storleken på den naturliga självreningen och effektiviteten av ett reningsförsök kan även fås med massflödesmätningar. Även om massflödesmätningar används med relativt stora osäkerheter fås en tydligare bild av föroreningssituationen i området.

Studier gjorda i USA visar att massflödesmätningar har varit värdefulla eftersom de har underlättat bedömningen av förorenat grundvatten. Studierna visar även att mätningar av massflöde kommer att användas mer frekvent då fördelarna med mätningarna blir mer allmänt kända. Kostnaderna för att genomföra massflödesmätningar kan också begränsas om platsspecifika data redan existerar eller endast en mindre omfattande provtagning behöver göras. Mätningar av massflöde kan även i vissa fall spela en större roll än koncentrationsdata för bedömningen av förorenat grundvatten. Exempelvis kan massflödesmätningar avgöra när man skall stoppa ett reningsförsök och övergå till naturlig självrening. Vidare kan ett reningsförsök utvärderas eller ett beslut tas om att en rening av grundvattnet ej är nödvändig. Massflödesmätningar bör därför ges mer utrymme och användas mer frekvent vid bedömningar av förorenat grundvatten än vad det görs idag vid undersökningar.

7.3 FÄLTSTUDIE

Fältmätningarna av grundvattenflödet med utspädningstekniken visade på goda anpassningar för grundvattenrör G-01 och G-03 (Figur 6-6). Grundvattenrör G-04 och G-02 uppvisade en mer svårtolkad utspädning. Mätningarna i grundvattenrör G-04 gjordes under två dagar. Den första dagen togs prover under kontinuerlig omblandning. Pumpen stängdes sedan av och mätutrustningen fick sedan stå under natten. Dagen efter sattes pumpen igång igen och fick gå ett antal minuter tills en homogen omblandning antogs i hela grundvattenröret. Ett sista prov från G-04 togs då innan mätutrustningen monterades ner. Eftersom mätutrustningen stått inaktiv under natten beräknades koncentrationen i det sista provet om. I omräkningen antogs att kontinuerlig omblandning under natten hade skett. Antagandet som gjordes var att vattenvolymen ovanför filtersektionen hade samma koncentration som det sista provet som togs den första dagen. Utspädningen under natten antogs därför endast gälla för volymen vatten i filtersektionen. Trots dessa beräkningar, som borde ge ett bättre värde för utspädningen, erhöles en sämre anpassning. En förklaring till detta är svår att ge men studier av utspädningen redan den första dagen uppvisar ett nedåtgående sicksackmönster vilket skulle kunna bero på en ej tillfredsställande homogen omblandningsvolym i G-04 (Figur 6-6). Detta, ej omräknade värde, användes därför för massflödesberäkningarna.

Grundvattenrör G-02 uppvisar ett tillfredsställande utspädningsförlopp de första 3 timmarna (till $t=10800$ i Figur 6-6). De första punkterna för G-02 i Figur 6-6 uppvisar höga värden på grund av att en homogen omblandning ännu ej hade erhållits. Koncentrationsvärdena från $t=11000$ och framåt visar en mer svårtolkad trend med ökande koncentrationer under en period. Problem med pumpflödet kan ses som en förklaring till detta då ett ofrivilligt pumpstopp skedde under den senare delen av försöket, ca $t=17000$. Problem med vikta slangar fanns också vilket hämmade pumpflödet. En förklaring kan vara att utspädningen endast skedde i filtersektionen och koncentrationsprover togs från den övre delen av grundvattenröret nära grundvattenytan. Koncentrationen i den övre delen av grundvattenröret borde i det närmaste vara konstant då endast en sporadisk utspädning sker i den delen då en icke välfungerande pump användes.

Tidigare mätningar gjorda av Geosigma, med en saltlösning som spårämne för att mäta utspädningen med en elektrisk konduktivitetsmätare, visade på massflöden i samma storleksordning, 20 kg år^{-1} jämfört med de $29,4 \text{ kg år}^{-1}$ som erhöles i denna studie. Det beräknade massflödet omfattas givetvis av stora osäkerheter då tvärsnittssektionen endast bestod av fyra grundvattenrör separerade med ca 50 meters mellanrum. Prover togs dessutom endast på ett djup som fick representera massflödet genom hela det närliggande akvifermaterialet av samma typ, i detta fall moränlagret. För en bättre uppskattning av massflödet genom tvärsnittssektionen bör flera grundvattenrör användas och prover tas på flera djup. Mätningarna visar ändå en översiktlig bild av massflödesfördelningen genom tvärsnittssektion. Detta kan användas för att fokusera en potentiell rening av grundvattnet kring grundvattenrör G-01 för att effektivisera reningen, alternativt utvärdera resultatet av en rening eller bortschaktning av föroreningskällan.

8 SLUTSATSER

Tekniker för massflödesmätning:

- Punktmätningar är bland annat användbart då intresse finns att identifiera lokala variationer hos massflödet.
- Pumptechniker kan bestämma det totala massflödet med större noggrannhet än punktmätningar, under förutsättning att en homogen akvifer existerar.
- Utspädningstekniken är lätt att tillämpa för mätning av grundvattenflödet.
- RDP(rotary device prob), Velocity probe och PVP (point velocity probe) teknikerna bör alla genomgå ytterligare forskning innan teknikerna kan tillämpas i fältundersökningar, men resultaten ser lovande ut.
- Tekniker som kommit längst i forskningsstadiet är PFM (passive flux meter) och IGIM (integral groundwater investigation method). Dessa tekniker skulle förmodligen kunna tillämpas i fältundersökningar redan idag.
- MIPT (modified integral pumping test) är lätt att tillämpa och skulle kunna kombineras med IGIM för bättre anpassning av koncentrationsdata.
- TCW (tandem circulation wells) är en relativt ny teknik som bör genomgå flera tester innan den tillämpas i fältundersökningar.

Massflödesmätningar kan användas för:

- Att kvantifiera spridningen av föroreningar från ett förorenat område.
- Att sätta upp reningsmål och som underlag för beslut om när en reningsteknik skall ersättas av en annan reningsteknik.
- Att identifiera och prioritera rening av zoner i marken som utgör störst risk att kontaminera nedströms recipienter, vilket kan medföra en mer kostnadseffektiv rening.
- Att prioritera vilket av flera förorenade områden som skall åtgärdas först, med avseende på belastningens storlek på en recipient.
- Att uppskatta den naturliga självreningen.

- Att undersöka responsen hos en plym under eller efter en rening av föroreningskällan.
- Att uppskatta under vilken tidsperiod en sanering skall genomföras för att tillfredsställande resultat skall erhållas.
- Att ange ett gränsvärde för den belastning av en specifik förorening som anses acceptabel på en recipient från fall till fall.

REFERENSER

Annable, M. D., Hatfield, K., Cho, J., Klammler, H., Parker, B.L., Cherry, J.A., Rao, P.S.C. (2005). "Field-Scale Evaluation of the Passive Flux Meter for Simultaneous Measurement of Groundwater and Contaminant Fluxes". *Environmental Science and Technology*.

API, American Petroleum Institute. (2003). Groundwater remediation strategies tool. Regulatory Analysis & Scientific Affairs Department, nr. 4730.

Basu, N, B. Suresh, P. Rao, C. Poyer, I, C. Nandy, S. Mallavarapu, M. Naidu, R. Davis, G, B. Patterson, B, M. Annable, M, D. Hatfield, K. (2009). Integration of traditional and innovative characterization techniques for flux-based assessment of Dense Non-aqueous Phase Liquid (DNAPL) sites. *Journal of Contaminant Hydrology* 105. s. 161–172.

Bockelmann, A. (2002). Natural Attenuation of Organic Contaminants: Integral Mass Flux Estimation and Reactive Transport Modelling in Heterogeneous Porous Media. Eberhart-Karls Universität, Tübingen.

Brooks, M.C., Wood, A.L., Annable, M.D., Hatfield, K., Cho, J., Holbert, C., Rao, P.S.C., Enfield, C.G., Lynch, K., Smith, R.E. (2008). Changes in contaminant mass discharge from DNAPL source mass depletion: Evaluation at two field sites. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 102, s.140-153.

Carlsson & Gustavsson. (1984). Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik. Bygghälsökningsrådet, R 41.

Cho, J. Annabe, M.D. Jawitz, J.W. Hatfield, K. (2007). Passive Flux Meter Measurement of Water and Nutrient Flux in Saturated Porous Media: Bench-Scale Laboratory Tests. Technical reports: Ground water quality, University of Florida.

Domenico, P., Schwartz, F., (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2nd ed., John Wiley & Sons, New York.

Eniro. (2010). Översiktskarta över Kopparlunden i Västerås. Hämtat från: www.eniro.se. 25/11-10.

Enviroflux. (2010). Hämtat från Passive Flux Meter: <http://www.enviroflux.com/pfm.htm>. (15/9-10).

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

Gaspar, E. (1987). *Modern trends in tracer hydrology*. Volume 1. Institute of physics and nuclear engineering, Bukarest, Rumänien.

Geosigma. (2010a). Peab Kopparlunden, intern rapport 601307.

- Geosigma. (2010b). Utspädningsmätning i Slussen, intern rapport 100921. 13/9-10.
- Goltz, M.N., Kim, S., Yoon, H., Park, J. (2007). Review of groundwater contaminant mass flux measurements. *Environmental Engineers Research*, Vol. 12, Nr. 4, s. 176-193.
- Goltz, M.N., Close, M.E., Yoon, H., Huang, J., Flintoft, M.J., Kim, S., Enfield, C. (2009). Validation of two innovative methods to measure contaminant mass flux in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 106, s.51-61.
- Guaraglia, D.O., Pousa, J.L., Kruse, E.E., Mayosky, M.A. (2009). A rotary probe for measuring groundwater velocity. *Instrumentation Science and Technology*, Vol 37, s.303-318.
- Hatfield, K., Annable, M., Cho, J., Rao, P.S.C., Klammler, H., (2004). "A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media", *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, s. 155-181.
- Hiscock, K., (2005). *Hydrogeology: Principles and practice*, Blackwell Science, UK.
- Kipari, T. (1992). Spektrofluorometrisk analys av färgämnen. Geosigma AB, Uppsala
- Ingebritsen, S., Neuzil, C., Sanford, W., (2006). *Groundwater in Geologic Processes*, second edition, Cambridge University Press, New York.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2010). "Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge". Massflux-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team. www.itrcweb.org.
- Labaky, W., Devlin, J.F., Gillham, R.W. (2007). Probe for measuring groundwater velocity at the centimeter scale. *Environmental Science and Technology*, Vol 41, s.8453-8458.
- Lamontagne, S., Dighton, J., Ullman, W., (2002). Estimation of groundwater velocity in riparian zones using point dilution tests. CSIRO Land and Water, Technical Report 14/02.
- Naturvårdsverket. (1999). Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket. (2009a). Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket. (2009b). Riskbedömning av förorenade områden. Rapport 5977.
- Patterson, B.M., Annable, M.D., Bekele, E.B., Furness, A.J. (2010). On-line groundwater velocity probe: Laboratory testing and field evaluation. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol 117, s. 109-118.
- Yoon, H. (2008). Validation of methods to measure mass flux of a groundwater contaminant. Department of the air force air university.

MUNTLIGA REFERENSER

Nordqvist, Rune. (2010). Konsult Geosigma Uppsala.

Walger, Ellen. (2010). Konsult Geosigma Uppsala.

BILAGA

Tabell 0-1 Utspädningsförsök i G-04.

G-04 (provnr.)	Datum	Klockslag (hh:mm:ss)	Anmärkning	Tid (hh:mm:ss)	Tid (s)	Konc.-blank (ug l⁻¹)	LN (Konc.)
	2010-11-16	11:18:30	Injektion 50 ml	00:00:00	0		
1	2010-11-16	11:32:00		00:13:30	810	467	6,146
2	2010-11-16	12:06:00		00:47:30	2850	793	6,676
3	2010-11-16	12:50:00		01:31:30	5490	742	6,609
4	2010-11-16	13:19:00		02:00:30	7230	757	6,629
5	2010-11-16	13:40:00		02:21:30	8490	748	6,617
6	2010-11-16	14:15:00		02:56:30	10590	755	6,627
7	2010-11-16	14:44:00		03:25:30	12330	730	6,593
8	2010-11-16	15:14:00		03:55:30	14130	741	6,608
9	2010-11-17	10:45:00	Dagen efter!	23:26:30	84390	571	6,347
	2010-11-17	10:45:00	Beräknad konc.	23:26:30	84390	196	5,278

Tabell 0-2 Utspädningsförsök i G-01.

G-01 (provnr.)	Datum	Klockslag (hh:mm:ss)	Anmärkning	Tid (hh:mm:ss)	Tid (s)	Konc.-blank (ug l⁻¹)	LN (Konc.)
10	2010-11-17	11:20:00	Blank			15	
	2010-11-17	11:25:00	Injektion 30 ml	00:00:00	0		
11	2010-11-17	11:44:00		00:19:00	1140	796	6,680
12	2010-11-17	12:16:00		00:51:00	3060	690	6,537
13	2010-11-17	12:47:00		01:22:00	4920	619	6,428
14	2010-11-17	13:16:00		01:51:00	6660	564	6,335
15	2010-11-17	13:43:00		02:18:00	8280	527	6,267
16	2010-11-17	14:16:00		02:51:00	10260	480	6,174
17	2010-11-17	14:46:00		03:21:00	12060	446	6,100
18	2010-11-17	15:17:00		03:52:00	13920	415	6,028

Tabell 0-3 Utspädningsförsök i G-03.

G-03 (provnr.)	Datum	Klockslag (hh:mm:ss)	Anmärkning	Tid (hh:mm:ss)	Tid (s)	Konc.-blank (ug l⁻¹)	LN (Konc.)
19	2010-11-18	09:09:30	Blank			12	
	2010-11-18	09:33:00	Injektion 25 ml	00:00:00	0		
21	2010-11-18	09:55:00		00:22:00	1320	901	6,804
23	2010-11-18	10:28:00		00:55:00	3300	802	6,687
25	2010-11-18	11:03:00		01:30:00	5400	723	6,583
27	2010-11-18	11:33:00		02:00:00	7200	692	6,540
29	2010-11-18	12:06:00		02:33:00	9180	639	6,460
31	2010-11-18	12:42:00		03:09:00	11340	594	6,387
33	2010-11-18	13:15:00		03:42:00	13320	550	6,310
35	2010-11-18	13:47:00		04:14:00	15240	516	6,246
37	2010-11-18	14:17:00		04:44:00	17040	477	6,168
39	2010-11-18	14:49:00		05:16:00	18960	445	6,098

Tabell 0-4 Utspädningsförsök i G-02.

G-02 (provnr.)	Datum	Klockslag (hh:mm:ss)	Anmärkning	Tid (hh:mm:ss)	Tid (s)	Konc.-blank (ug l⁻¹)	LN (Konc.)
20	2010-11-18	09:19:00	Blank			11	
	2010-11-18	09:42:00	Injektion 40 ml	00:00:00	0		
22	2010-11-18	09:57:00		00:15:00	900	1115	7,017
24	2010-11-18	10:30:00		00:48:00	2880	873	6,772
26	2010-11-18	11:05:00		01:23:00	4980	838	6,731
28	2010-11-18	11:35:00		01:53:00	6780	825	6,715
30	2010-11-18	12:08:00		02:26:00	8760	805	6,691
32	2010-11-18	12:44:00		03:02:00	10920	799	6,683
34	2010-11-18	13:17:00		03:35:00	12900	806	6,692
36	2010-11-18	13:48:00		04:06:00	14760	801	6,686
38	2010-11-18	14:19:00		04:37:00	16620	803	6,688
40	2010-11-18	14:51:00	Pumpstopp	05:09:00	18540	779	6,658

