

Examensarbete 30 hp för civilingenjörsexamen
ISRN LUTVDG / (TVTIG--5139) / 1-66 / (2015)

Undersökning av bensenförorening i grundvatten, Norra Djurgårdsstaden, Stockholm

JB- sondering, installation av grundvattenrör
samt provtagning med passiv diffusionsprovtagare

Emma Graaf
Teknisk geologi
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet



Examensarbete 30 hp för civilingenjörsexamen i Ekosystemteknik, LTH

**Undersökning av
bensenförorening i grundvatten,
Norra Djurgårdsstaden, Stockholm**

JB- sondering, installation av grundvattenrör samt provtagning med passiv diffusionsprovtagare

**Study of benzene contamination of groundwater, Norra
Djurgårdsstaden, Stockholm**

Soil-rock penetration test, installation of groundwater monitoring wells and passive diffusion sampling

66 sidor
9 bilagor
34 figurer
9 tabeller

Teknisk geologi
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet
Lund 2015

Handledare: Conny Svensson, Teknisk geologi
Examinator: Gerhard Barmen, Teknisk geologi

Sammanfattning

Norra Djurgårdsstaden är ett stadsutvecklingsområde i nordöstra Stockholm och har delvis marksanerats ned till grundvattennivån. De föroreningar som förekommit är polycykliska aromater, cyanider, tungmetaller och BTEX. 2003 inleddes en omfattande markundersökning varpå man hittade höga halter bensen i ett av grundvattenrören. Undersökningen följdes upp med ett in-situ försök att avlägsna föroreningen, metoden hade låg effektivitet. Syftet med föreliggande examensarbete var att försöka undersöka en eventuell föroreningskälla samt avgränsa föroreningsplymen i grundvattnet. Examensarbetet skulle även bidra med ny kunskap genom att statistiskt jämföra en ny provtagningsmetodik med traditionell grundvattenprovtagning. Metodiken var en del litteraturstudie och teori, en del fältarbete och en del utvärdering av resultat. Efter att en provtagningsplan upprättats baserat på områdets geologi utfördes först en JB-sondering och sedan en installation av två nya grundvattenrör. Under JB-sonderingen togs prover av grundvattnet i sondstålet. Provtagningen utfördes som en inledande screening av bensen i området i syfte att få en bild av föroreningssituationen inför rörinstallationen. Efter installationen av grundvattenrören togs prover för bensenanalys med traditionell grundvattenprovtagning samt passiv diffusionsprovtagning. Provtagningsmetoderna jämfördes sedan statistiskt och metoderna utvärderades sedan även med hjälp av en litteraturstudie. Generellt tydde analys svaren på att både traditionell och passiv provtagning ger höga bensenhalter i de grundvattenrör som tidigare har haft höga halter. Traditionell provtagning gav de högsta halterna medan den passiva provtagaren var mer effektiv att fånga upp låga bensenhalter. Den passiva provtagningen gav detekterbara bensenhalter i fler rör än vid den traditionella provtagningen. Resultaten visade att undersökningsområdets grundvatten är förorenat med bensen i halter över SPIMFABs generella riktvärden för skydd av ytvatten samt generellt riktvärde för skydd mot ånginträning. Bensenhalterna är diffusa och ingen tydlig föroreningskälla kunde identifieras. Statistiskt sett var provtagningsteknikerna väldigt olika, men de passiva provtagarna tycks ändå följa samma mönster som provtagningar med traditionell provtagning. Fler mätdata behövs för att säkert kunna utvärdera metoden statistiskt. Den passiva provtagaren har många fördelar mot den traditionella provtagaren vad gäller flyktiga organiska föroreningar, som t.ex. bensen. Mätningar av bensen i gasfas utfördes med PID vid alla fältmoment och visade generellt låga halter av bensen. Baserat på topografin, bergnivåer och förmodad grundvattenströmning i området kan det förmodas att den påträffade föroreningen är relativt lokal kring de punkter där den ursprungligen påträffats. Grundvattenflödet visar ingen entydig flödesriktning och det övre magasinet står i förbindelse med Husarviken och Saltsjön/Värtan.

Nyckelord: Förorenad mark, grundvatten, gasverk, bensen, JB-sondering, grundvattenrörinstallation, miljöprovtagning, passiv diffusionsprovtagning, grundvattenflöde

Abstract

Norra Djurgårdsstaden is an urban area in northeastern Stockholm and has been soil remediated down to the water table. The contamination in the area includes polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), cyanide, heavy metals and BTEX. In 2003 an extensive environmental assessment initiated after which they found high levels of benzene in one of the groundwater monitoring wells. The benzene contamination in groundwater was followed up with an in-situ attempt to remove it, but the method had low efficiency. The aim of this study was to try to investigate a possible contamination source of benzene and determine the contamination plume in groundwater. The thesis would also contribute with new knowledge of a new sampling methodology. The methodology of the thesis work was one part literature study and theory, one part of field work and another part of evaluation the results. After a sampling plan based on the area's geology was established the soil-rock penetration test was performed and then two new groundwater monitoring wells were installed. During the soil-rock penetration test, samples were taken out in the steel probe of the groundwater water. Sampling was carried out as an initial screening in the area in order to get a picture of the extent of benzene contaminated groundwater. After the installation of groundwater monitoring wells, they were sampled for benzene analysis with traditional groundwater sampling and passive diffusion sampling. The sampling methods were then compared statistically and methods were also evaluated in a literature study. Generally, the analyzed samples gave high benzene concentrations in the monitoring wells that also have had high concentrations before. Traditional sampling gave the highest levels, while the passive sampler was more efficient to detect low benzene concentrations. The passive sampling detectable benzene levels in more monitoring wells than at the traditional sampling. The results showed that the groundwater is contaminated with benzene at levels above SPIMFABs general guidelines for the protection of surface water and protection against vapor intrusion. The benzene concentrations in the area were diffuse and no clear source of contamination could be identified. Statistically, the sampling techniques were different, but the passive samplers still seems to follow the same pattern as sampling with traditional sampling. More data are needed to do reliably statistically evaluations of the method. The passive sampler has many advantages over the traditional sampler regarding volatile organic contaminants, such as benzene. Measurements of benzene in the gas phase were performed with PID in all the field work. It generally showed low levels of benzene. Based on the topography, bedrock levels and groundwater flow in the area, it is believed that the encountered contamination is relatively local around the points where it was originally found. The groundwater flow shows no clear direction and the superficial groundwater reservoir is connected with Husarviken and Saltsjön/Värtan.

Keywords: Contaminated soil, groundwater, gas works, benzene, soil-rock penetration test, installation of groundwater monitoring wells, environmental assessment, passive diffusion sampling, groundwater flow

Förord

Examensarbetet ingår som de sista 30 högskolepoängen i civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik med inriktning mark och miljösystem på Lunds tekniska högskola.

Examensarbetet påbörjades 2009 med en litteraturstudie som sedan ledde till en fältundersökning, riskbedömning och en konsultrapport utgiven av Golder Associates AB (Golder). Golder hade fått i uppdrag av Stockholms stad att mäta, kartlägga och göra en bedömning av halterna bensen på det planerade bostadsområdet Norra Djurgårdsstaden (tidigare benämnt Hjorthagen Norra och Västra) i Stockholm.

Inledningsvis utfördes arbetet med stöd från Lunds Tekniska Högskola avdelningen Kemiteknik och med handledning från konsultföretaget Golder.

Under flera år låg sedan examensarbetet i träda men arbetet tog en ny vändning och slutfördes under våren/sommaren 2015, då inom Teknisk geologi vid Lunds Tekniska Högskola.

Tack till examinator Gerhard Barmen och handledare Conny Svensson för ovärderlig hjälp i slutförandet av examensarbetet.

Stort tack även till Simon Wahlström för att du gav mig motivationen att slutföra detta arbete.

Norhyttan den 16 juni 2015

Emma Graaf

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	i
Abstract	ii
Förord.....	iii
Innehållsförteckning.....	iv
Terminologi	vii
1 Inledning	1
1.1 Syfte.....	1
1.2 Avgränsningar	1
1.3 Konkreta och verifierbara mål.....	1
1.4 Författarens bidrag.....	1
2 Bakgrund.....	3
2.1 Tidigare undersökningar.....	4
2.2 Översiktlig geologisk modell.....	5
2.2.1 Berggrund.....	5
2.2.2 Jordlagerföljder.....	6
2.2.3 Topografi.....	8
2.2.4 Undersökningsundersökningsområdets geologi.....	8
2.2.5 Geoteknisk modell i AutoCAD.....	9
2.3 Hydrogeologisk tolkning.....	11
2.3.1 Övre grundvattenmagasinet.....	11
2.3.2 Undre magasinet.....	12
2.4 Tänkbara föroreningskällor.....	13
2.5 Risker.....	14
2.6 Lagrum	14
3 Teori Bensen	16
3.1 Allmän beskrivning	16
3.1.1 Användningsområden.....	17
3.2 Rörlighet	17
3.2.1 Omättade zonen.....	18
3.2.2 Mättade zonen.....	18
3.3 Spridningsförutsättningar.....	19
3.3.1 Kornfraktionsindelning.....	19
3.3.2 Effektiv porositet.....	21
3.3.3 Hydraulisk konduktivitet.....	21
3.3.4 Grundvattenföring och flöde.....	22
3.3.5 Sorption och retardation.....	23
3.3.6 Biologisk nedbrytning och bioackumulering.....	24
3.3.7 Volatilisering.....	25
3.4 Toxicitet.....	25

4	Arbetsmetodik och metoder.....	27
4.1	Förstudie.....	27
4.2	Fältarbete.....	28
4.2.1	Screening med JB-sondering	28
4.2.2	Installation av grundvattenrör	28
4.2.3	Mätningar av bensen i gasfas	29
4.2.4	Traditionell provtagning (stickprovtagning)	29
4.2.5	Passiva provtagare	30
4.3	Bearbetning av data och resultat.....	32
4.3.1	Jämförelse med riktvärden	32
4.3.2	Korrelation mellan mätmetoder	32
4.3.3	Kromatogram	34
4.3.4	Beräkning av flödet	34
4.3.5	Beräkning av föroreningstransport från området.	35
5	Utförande.....	36
5.1	Fältarbete.....	36
5.1.1	Inmätning	36
5.1.2	Screening med JB och provtagning i sondstål	37
5.1.3	Installation av grundvattenrör	38
5.1.4	Traditionell provtagning	40
5.1.5	Passiv provtagning	40
6	Resultat.....	42
6.1	Analys av bensen.....	42
6.1.1	Allmänt	42
6.1.2	Screening med JB och provtagning i sondstål	42
6.1.3	Traditionell provtagning (stickprov)	45
6.1.4	Passiva provtagare	45
6.2	Korrelation mellan passiva provtagare och traditionell provtagning.....	46
6.3	Kromatogram.....	48
6.4	Beräkning av flödet.....	50
6.5	Beräkning av föroreningstransport från området.....	54
7	Diskussion.....	55
7.1	Geologi och hydrogeologi.....	55
7.2	Bensenkällans ursprung.....	56
7.3	Screening med JB-sondering.....	57
7.4	Traditionell provtagning (stickprover).....	57
7.5	Passiv provtagning.....	58
7.6	Korrelation mellan metoder.....	58
7.7	Spridning och transport av bensen.....	60
7.7.1	Riskbedömning	62
8	Slutsats.....	63
9	Rekommendationer.....	64
9.1	Fortsatta provtagningar.....	64
9.2	Kontrollprogram.....	64
9.3	Arbetsmiljöfrågor.....	64
10	Litteraturförteckning.....	65

Bilaga A: Översiktsplan med undersökningspunkter	68
Bilaga B: Plan för grundvattenrör och JB-sonderingar	69
Bilaga C: Plan för borrhål och sonderingar till AutoCAD-modell	70
Bilaga D1: Geologisk tolkning sektionsplan	71
Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner.....	72
Bilaga E: Geologisk tolkning i 3d.....	76
Bilaga F: Analysresultat kartor	77
Bilaga G: Fältprotokoll sonderingar grundvattenrörinställningar och grundvattenprovtagningar.....	79
Bilaga H: Dokumentation av statistisk metod i MATLAB.....	82

Terminologi

Nedan följer en förteckning över termer, förkortningar och variabelnamn som förekommer i rapporten, med korta förklaringar i bokstavsordning.

BOD5/COD	Mått på nedbrytbarheten av ett ämne, från engelskans "Biological Oxygen Demand 5 days/Chemical Oxygen demand"
BOD	Mått på biologiska nedbrytbarheten, från engelskans "Biological Oxygen Demand"
BTEX	Samlingsnamn för bensen, toluen, etylbensen och xylener
DNAPL	Vattenolösliga ämnen som är tyngre än vatten, från engelskans "Dense Non-Aqueous Phase Liquid"
JB-sondering	Jord-och bergsondering. Borrning ned till berg för att undersöka jordlagerföljder och geologi
KM	Känslig markanvändning
LD ₅₀	Anger vid vilken övergångsdos hälften av försöksdjuren dör efter att ha varit exponerade för ämnet under en viss tid, från engelskans "lethal dose 50 %"
LNAPL	Vattenolösliga ämnen som är lättare än vatten, från engelskans "Light Non-Aqueous Phase Liquid"
MKM	Mindre känslig markanvändning
NAPL	Vattenolösliga ämnen, från engelskans "Non-Aqueous Phase Liquid"
PDB	Passiv diffusionsprovtagare, från engelskans "Passive Diffusion Bag"
PID	Fotojonisations detektor, från engelskans "Photo Ionization Detector". Mätinstrument för att kontrollera mängd flyktiga organiska föreningar i fält
PNEC	Uppskattad nolleffektkoncentration, från engelskans "Predicted No-Effect Concentration"
RH00	Rikets höjd 1900. En referensnivå för inmätning av markytor och grundvattennivåer. RH00 anger medelvattennivån i Stockholm år 1900
RÖK	Rörets överkant, term som anger varifrån lodningen av grundvattentytan mätts
SOM	Andel organiska pariklar i jorden, från engelskans "Soil Organic Matter"

1 Inledning

Stockholm växer och beräknas växa mångmiljonstad till invånarantalet i framtiden. Det nya stadsutvecklingsområdet Norra Djurgårdsstaden byggs för att möta medborgarnas ökande behov av bostäder, arbetsplatser, skolor, dagis etc. Under en miljöteknisk markundersökning inför byggprojekteringen av Norra Djurgårdsstaden, upptäcktes hög halt av bensen i ett grundvattenrör på ca 11-12 m djup (Berglund och Termén, 2003). På grund av djupet fanns det svårigheter att mäta halterna i hela området. Med hänsyn till kemiska egenskaper och den miljörisk samt hälsorisk bensen innebär vid kontakt och spridning, behövde grundvattnet och bensenföreningen undersökas ytterligare. Flera konsultbolag hade tidigare gjort fältundersökningar med traditionell provtagning, men provtagningsunderlaget innehöll många osäkerheter varför Stockholms Stad önskade en ytterligare, fördjupad studie.

1.1 Syfte

Syftet med examensarbetet är att undersöka halterna av bensen, identifiera källan till bensenföreningen och avgränsa föroreningsplymen horisontellt och vertikalt samt undersöka föroreningsens spridningsförutsättning. Vidare ska examensarbetet bidra med ny kunskap om den passiva diffusionsprovtagningsmetodik som använts samt grundvattenprovtagning genom sondstål under JB-sondering. Denna metodik ska jämföras med traditionell provtagning med pumpning och omsättning av vattnet i utvalda grundvattenrör.

1.2 Avgränsningar

Studien har fokus på bensen och övriga föroreningar kommer inte behandlas.

1.3 Konkreta och verifierbara mål

Målet för projektet är att besvara frågorna:

- Vad är källan till föroreningen? Undersökning sker genom att avgränsa föroreningsplymen och undersöka transporten och spridningen av bensen.
- Är halterna av bensenföreningen något hot mot byggarbetare eller framtida boende? Bedöms genom att halterna i grundvattnet analyseras och jämförs med gällande riktvärden för miljö och hälsa.
- Hur väl korrelerar analysresultaten från den passiva provtagningen med resultat från den traditionella metoden? Besvaras genom att analys av data sker genom att statistiskt jämföra de olika metoderna.
- Är passiv provtagning ett alternativ för att kontrollera flyktiga organiska ämnen inom området Norra Djurgårdsstaden? Besvaras genom att utvärdera passiv diffusionsteknik från föreliggande undersökning tillsammans med tidigare resultat.

1.4 Författarens bidrag

Den teoretiska delen med problemformulering, litteraturstudie och studie av tidigare undersökningar bedrevs helt självständigt. Planering av provtagning utfördes under vintern 2010 med handledning av kollegor på Golder Associates (Golder), där fältarbetet utfördes helt självständigt

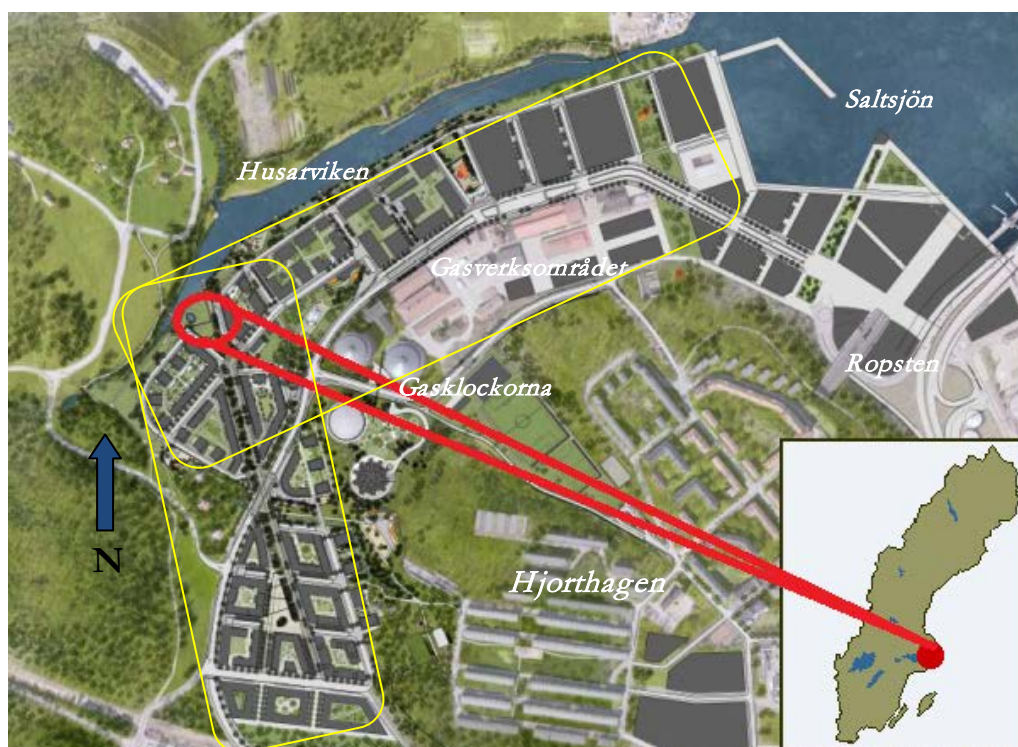
tillsammans med borrentreprenören PG Geoteknik AB, samma år. Den geologiska modellen i 3D byggdes upp i AutoCAD tillsammans med Carl Hellblom på Golder och baserades på sonderingsdata som flera konsultbolag tagit fram. Utifrån modellen skapade författaren de geologiska sektioner som användes i den geologiska tolkningen samt i skapandet av provtagningsplanen inför fältarbetet. Slutförandet av rapporten utfördes inom institutionen för Teknisk geologi på Lunds Tekniska Högskola under våren/sommaren 2015.

2 Bakgrund

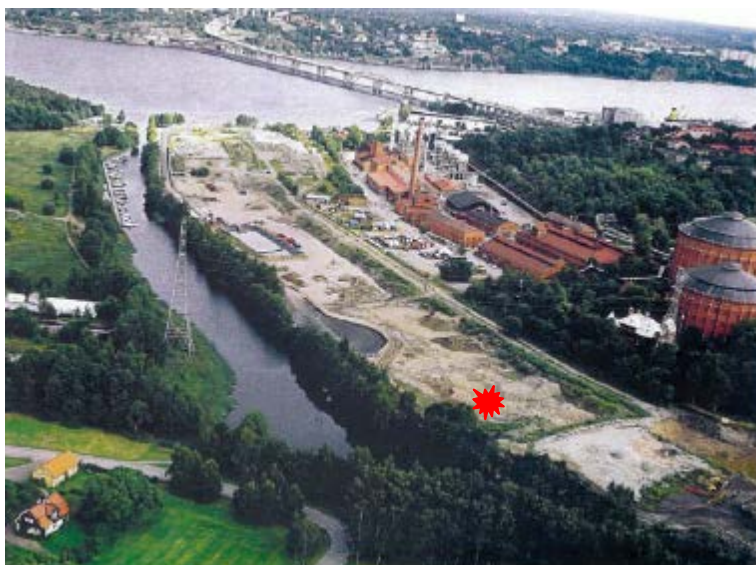
Norra och södra Djurgården i nordöstra Stockholm fick sitt namn under 1600-talet då Karl XI lät hägna in området med ett två mil långt stängsel. Innanför stängslet släpptes hjortar som jagades. I takt med att Stockholm expanderade och staden växte i början av 1800-talet, blev jaktmarkens område mindre och mindre. Det inhägnade området var tillslut bara det skogsbeklädda berg, som sedan skulle komma att bli bostadskvarteren Hjorthagen. Hjorthagen har sedan slutet av 1800-talet inhyst ett av Stockholms äldsta gasverk, Värtagasverket, som ligger längs med den vik som sträcker sig in från sjön Värtan och Saltsjön. Viken kallas Husarviken. Den kungliga jaktmarken Norr om Husarviken samt den södra delen av Djurgården är idag klassat som nationalstadspark. Området mellan Husarviken och Värtagasverket är i byggskedet för att bli en ny stadsdel som kommer att få namnet Norra Djurgårdsstaden. Den nya stadsdelen Norra Djurgårdsstaden avgränsas av Husarviken i norr, Värtagasverket i söder och i öster finns Värtahamnen, Loudden och Ropsten (för översikt av undersökningsområdet, se Figur 1 och 2).

I arbetet inför och under byggnationen av Norra Djurgårdsstaden, har flera konsultbolag varit involverade i provtagning och analys av föroreningarna i marken. Vid en hydrogeologisk undersökning 2003 upptäcktes en punkt med förorenad jord som luktade starkt av lösningsmedel. Under en noggrannare mätningar visade det sig att höga halter av bensen fanns i ett grundvattenrör (815D), ca 30 m från Husarviken på ett djup av ca 11-12 meter (Paus och Nilsson, 2003). I syfte att avgränsa föroreningen gjordes en kompletterande markundersökning 2003 där grundvattenrör installerades och prover togs i anslutning till grundvattenrör 815D. Analysresultaten av grundvattenproverna visade att bensenföreningen inte kunde avgränsas men att samtliga rör påvisade detekterbara halter av bensen (Paus och Nilsson, 2003). Detta följdes upp med ett försök att reducera halterna av bensen i grundvattnet, med in-situ metoden SVE (Soil Vapour Extraction), en metod som innebär att man trycker ned luft i marken runt det förorenade grundvattnet. Metoden bygger på att försöka syresätta föroreningen och därmed få den att diffundera, metoden hade dock låg effektivitet (Lindstrand, 2004). Efter pilotförsöket upprättades ett kontrollprogram för bensenföreningen som idag är en del av Tyréns omgivningskontroll av hela Norra Djurgårdsstaden. Kontrollprogrammet har visat att bensenhalterna i grundvattnet har varit relativt konstanta med en koncentration på ca 60 mg/l under årens lopp, vilket ska jämföras med SPIMFABs riktvärde för exponering av ångor som är 0,04 mg/l (Brandt och Petersson, 2010). Halterna visar dock på ett samband. Där filtret sitter djupare (>10 meter) är halterna mycket högre. Dock har endast fyra stycken djupa grundvattenrör installerats och undersökts. Att bensenföreningen låg så pass djupt och att koncentrationen av bensen har varit konstant under flera år, har förbryllat flera av konsulterna som varit involverade. Bensen förekommer vanligtvis på ytan av grundvattenplymen och inte i det djupare magasinet. Föroreningshalterna varit konstanta och trots försök att sanera föroreningen med in-situ metoden SVE (soil vapour extraction) har inte bensenföreningen varken brutits ned eller förångats.

Undersökningsområdet för bensen är ca 30×70 meter och ligger mellan Husarviken och gasklockorna inom Värtagasverket (se Figur 1 och 2). Hela marken längs med Husarviken skall bebyggas med bostadsrätter och bensenområdet kommer således att pålas inför byggnationen. För planskiss över de tänkta kvarteren och bostadshusen, se Figur 1.



Figur 1: Översiktsbild över undersökningsområdet (inringat i rött ca 30 m i diameter) i Norra Djurgårdsstaden (inringat i gult) samt Husarviken, Ropsten, Saltsjön, Gasverksområdet och gasklockorna i Stockholm. Skala 1: 5000.



Figur 2: Flygfoto över Norra Djurgårdsstaden, innan byggprojektets start med gasklockorna (till höger), gasverksområdet och Husarviken. Till höger i bild ses Hjorthagen som en skogsbeklädd sluttning. I bakgrunden ser man även bron från Ropsten över till Lidingö. Undersökningsområdet för bensen markerat med *. Foto taget från Fiskartorpet (MKB, 2008).

2.1 Tidigare undersökningar

En rad konsulter har undersökt bensenföreningarna i området Norra Djurgårdsstaden. En genomgång av tidigare undersökningar har undersökts inom ramen för examensarbetet och legat

till grund för studien. De konsultrapporter som använts som underlag till de fortsatta arbetena är (i bokstavsordning):

Brandt M. och Pettersson L. 2007-2010. PM Kontrollprogram för detaljplan: Del av Norra Djurgårdsstaden, Norra I och Västra, Provtagning 2007-2010, *Avdelningen för Miljö och vatten, Tyréns AB, Stockholm.*

Graaf E. och Jansson T. 2011. Miljöteknisk markundersökning av bensenförening, Norra Djurgårdsstaden, *Stockholm: Avelningen Föreningade områden, Golder Associates AB.*

Lindstrand O. 2003a. PM Provpumpning: Hjorthagen Norra och Västra. *Stockholm: Ramböll Scandiaconsult.*

Lindstrand O. 2003b. PM pilotförsök: Hantering av bensen inom Entreprenad C, Hjorthagen Norra, Stockholm". *Stockholm: Ramböll Scandiaconsult.*

Lindstrand O. 2004. "Gatu-och fastighetskontoret, Stockholms Stad, K-002, Hjorthagen Norra och Västra, Stockholm, PM Pilotförsök bensen (slutredovisning) *Stockholm: Ramböll Sverige AB, Region öst, Geomiljö.*

Lindstrand O. 2005a. "Markkontoret Stockholms Stad, Norra Djurgårdsstaden, PM Grundvatten-Risk för spridning, *Stockholm: Ramböll Sverige AB.*

Lindstrand O. 2005b. K-002, Hjorthagen Norra och Västra, Stockholm, PM Bensen". *Stockholm: Stockholm: Ramböll Sverige AB.*

Paus O-W. och Nilsson Ö. 2003. "Gatu-och fastighetskontoret, Hjorthagen Norra 1, Stockholm, Miljöteknisk undersökning av bensenförening". *Stockholm: WSP Environmental Mark och Vatten*

2.2 Översiktlig geologisk modell

De geologiska bildningsprocesserna ger upphov till speciella jordlagerföljder. Stockholms geologi präglas av urbergets bildning, glaciala bildningsprocesser samt av postglaciala formationer av jordlager då stora delar legat under vatten och omlagrats i och med landhöjningen. Slutligen har även artificiella ingrepp som utfyllnad, muddring, pålning och byggnation pågått i århundraden. Det sistnämnda gör marken mycket inhomogen.

Inledningsvis gjordes en geologisk översiktlig undersökning med hjälp av litteratur, jordartskartor, topografiska kartor samt platsbesök i fält. Genom att studera kartmateriel från Sveriges geologiska undersökning (SGU) har grundinformation om Stockholms berggrund och jordlager tagits fram. Kartbladet Ae n1, Stockholm NO, 1964 från SGU innehåller översiktliga jordartskartor i skala 1:50 000 och har studerats till grund för den typlagerföljd och geologiska konceptuella modell för den tredimensionella fördelningen mellan berg, jord och grundvatten som presenteras nedan.

2.2.1 Berggrund

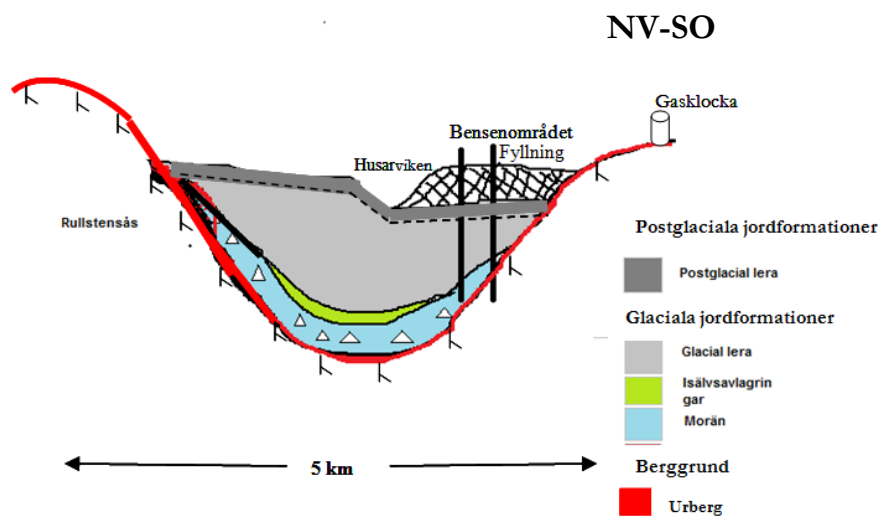
Dagens bergyta har formats genom erosion och berggrunden består av urberg som under årens lopp har påverkats av tektoniska processer och inlandsisarna. Berggrunden i Stockholm består av urberg, mesta delen gnejs men med inslag av Stockholmsgranit (yngre deformerad granit, aplit och pegmatit) (SGU, 1964).

2.2.2 Jordlagerföljder

Jordarterna i Stockholm är framförallt präglade av glaciala bildningsprocesser, d.v.s. de inlandsisar vi haft under historien. Då inlandsisen drog sig tillbaka bildades ett tunt lager morän. Morän ovan berg finns i nästan alla delar av Sverige. Genom att studera SGUs jord och bergartskarta serie Ae nr 1 Stockholm NO från 1964 är det tydligt att det finns en hel del morän ovan berg i Stockholmsområdet, det kan dock finnas spår av grovkornigare isälvsavlagringar, d.v.s. friktionsjord ovan berg på vissa ställen, speciellt i närheten av de åsar som ligger rakt igenom Stockholm. En ås, den så kallade Stockholmsåsen, går rakt igenom Stockholm stads stadskärna och präglar Stockholmsgeologin. Åsen har bildats genom inlandsisens avsmältning genom isälvar som har forsat fram under den tjocka isen. Isälven har gett upphov till avlagringar av grovsediment som sten, grus och sand i en kärna som bildat en höjd i landskapet efter att isen dragit förbi. Materialet i åsarna är oftast slipade och har gett upphov till släta stenar, grus och sand. I de flackare ytorna i åsens omgivning har det bildats bassänger av varvig lera genom att sedimentation har skett av material med finare kornstorlekar. Närmast kring Stockholmsåsen syns permeabla svallningsavlagringar där vågor har omlagrat sand och grus, postglacialt. Längre bort från åsen finns även områden av postglaciala leror som ligger som ett tunt skikt ovan glacial varvig lera. Landhöjningen har sedan gjort att subakvatiska miljöer (t.ex. vissa rullstensåsar och dess bassänger) har hamnat ovan land. Ladugårdsviken och Uggleviken strax nordväst om stadsdelen Norra Djurgårdsstaden är f.d. sjöar som genom landhöjningen vuxit igen och bildat mossar som sedan växt igen delvis (Ladugårdsviken) och helt (Uggleviken). Dessa områden är alltså gamla sjöbottnar med högt innehåll av organiskt material som dy, torv och gyttja.

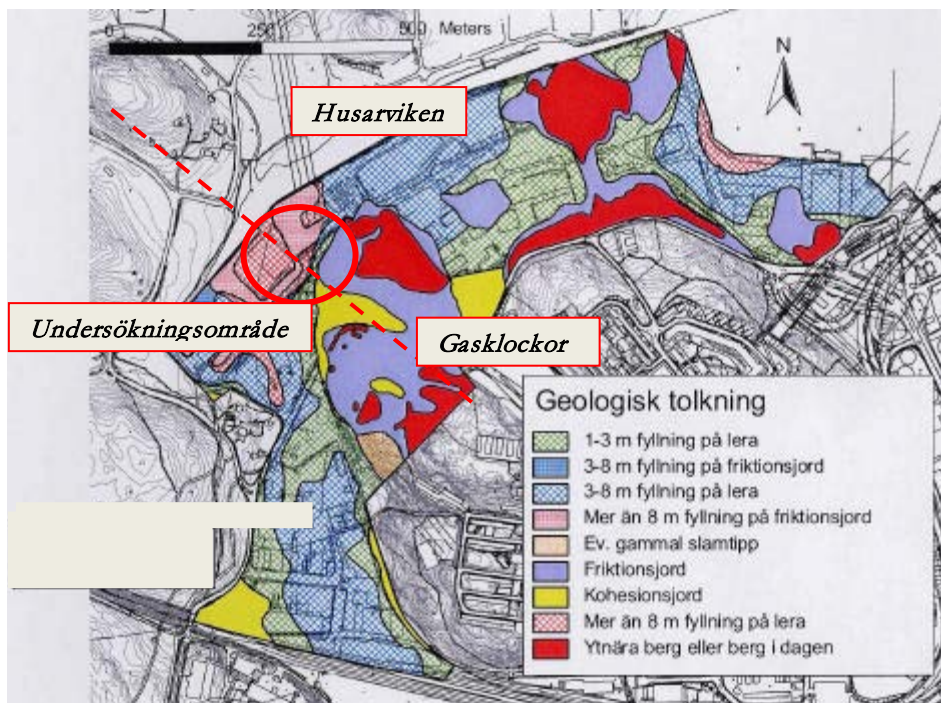
Eftersom Stockholm stad ligger på öar har stora delar av staden byggts på träpålar. Dessutom har stora områden fyllts ut för att skapa mer mark och "Stockholmsfyllning" har blivit ett känt uttryck bland geotekniker och borrentreprenörer. "Stockholmsfyllning" innehåller fyllnadsmaterial av diverse kvalitet och kännetecknas av att vara en mycket inhomogen jordart, en blandning av rivningsmassor, skrot, sand, grus, sprängt berg och betong. Givet ovan nämnt, upprättades en geologisk förväntningsmodell som ses i Figur 3.

Figur 3 föreställer en sektion (för sektionsskiss, se Figur 4, streckad röd linje) som går sydost om Husarviken från gasklockorna och berg i dagen, rakt igenom bensenområdet, Husarviken och slutligen nordväst om Husarviken.



Figur 3: Profil över geologisk, teoretisk förväntningsmodell. Tvärsnittet går från gasklockorna sydost, genom Husarviken och bensenområdet samt nordväst om bensenområdet (undersökningsområdet markerat). Se Figur 4 för sektionsplan.

Men hjälp av jord-bergsonderingar och prediktioner har en geologisk tolkning av den lokala jordlagerföljden och dess mäktighet framställts (Berglund och Termén, 2003). Den geologiska kartan ses i Figur 4.



Figur 4: Geologisk tolkning i det övre jordlagret över Norra Djurgårdsstaden, Husarviken samt bensenundersökningsområdet (inringat ca 30 m i diameter) (Berglund och Termén, 2003). Rött streck visar sektionen för Figur 3.

2.2.3 Topografi

Vid studie av topografiska kartor observeras att området Hjorthagen ligger på två berghöjder med berg i dagen. Postglaciala leror dominerar geologin runt dessa bergpartier. Mellan bergen går det en kil med lera vilken gör att en sprickzon i berget misstänks finnas under. Sprickan ligger parallell med den stora sprickbildning som ligger i sundet Lilla Värtan, mellan Lidingö och fast land. Berg i dagen finns, som nämnt ovan, söder om undersökningsområdet i Hjorthagen. Gasklockorna är anlagda direkt på den västra av bergpartierna, på en nivå +19 m respektive +9 m över havsnivån (RH00). Berget faller sedan ned i riktning mot Husarviken. Undersökningsområdet ligger relativt flackt med liten topografisk gradient.

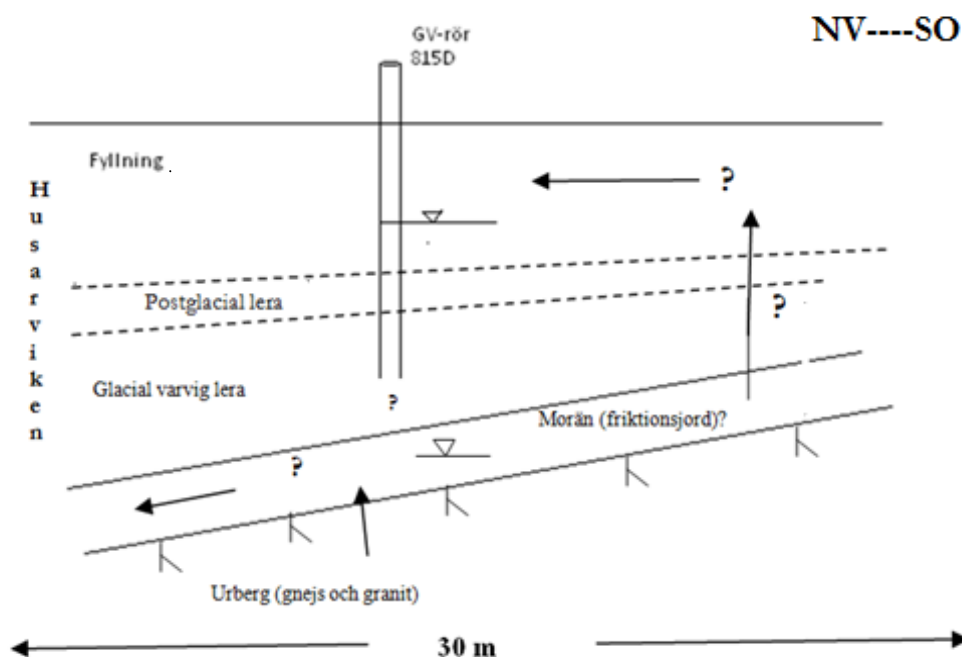
2.2.4 Undersökningsundersökningsområdets geologi

Norra Djurgårdsstaden ligger vid det gamla gasverket Värtagasverket. I det industriområde som en gång inhytte Gasverket finns fortfarande fem stycken gasklockor kvar. Gasverket började producera gas 1893 och fram till 1971 användes kol som råvara för framställningen.

I anslutning till gasverket ligger Husarviken, en ca 800 meter lång vik med utlopp i Lilla Värtan. Tidigare var även f.d. havsvikarna Uggleviken och Laduviken förbundna med Husarviken men i och med landhöjningen har dessa tre vikar numer (nästan) ingen kontakt med varandra och i dagsläget är det endast Husarviken som fortfarande är en vik, enligt definition.

Under slutet av 1800-talet fylldes delar av Husarviken för att skapa mer industrimark till gasverket. Det aktuella området är således en utfylld havsvik. Fyllningen utgörs av en blandning av industri- och rivningsrester, bl.a. tegel, betong och armeringsjärn, från diverse platser i Stockholm, samt kolrester, slagg, koks, skrot, sprängsten, grus, sand och leror från urschaktning av viken och andra delar kring Hjorthagen. Vid provgrovsgrävningar har bl.a. byggnadsrester från pampiga byggnader hittats i den inhomogena fyllningen. Fyllningen vilar främst på glacial lera och troligtvis ett tunnare lager postglacial lera ovan. Leran har ställvis avlägsnats genom muddring ner till underliggande morän på berg. Ovan berg ligger ett tunt lager morän och eventuellt finns även grovkorniga isälvsavlagringar, s.k. friktionsjord ovanpå moränen. Markområdet längs med Husarviken och gasverksområdet är förorenat med organiska föroreningar som t.ex. polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och oorganiska ämnen som cyanid och tungmetaller (Paus och Nilsson, 2003). Med berg- och jordartskartor från SGU tillsammans med data från sonderingar och tidigare installationer av grundvattenrör har jordlagerföljden tolkats i en ungefärligt, geologisk förväntningsmodell i omgivning runt grundvattenrör 815D, se Figur 5.

Området för undersökningen av bensenföreningen ligger inom nybyggnationsområdet Norra Djurgårdsstaden, på ett område om ca 30x70 meter. Grundvattenröret med de högsta halterna ligger ca 30 meter från Husarviken.

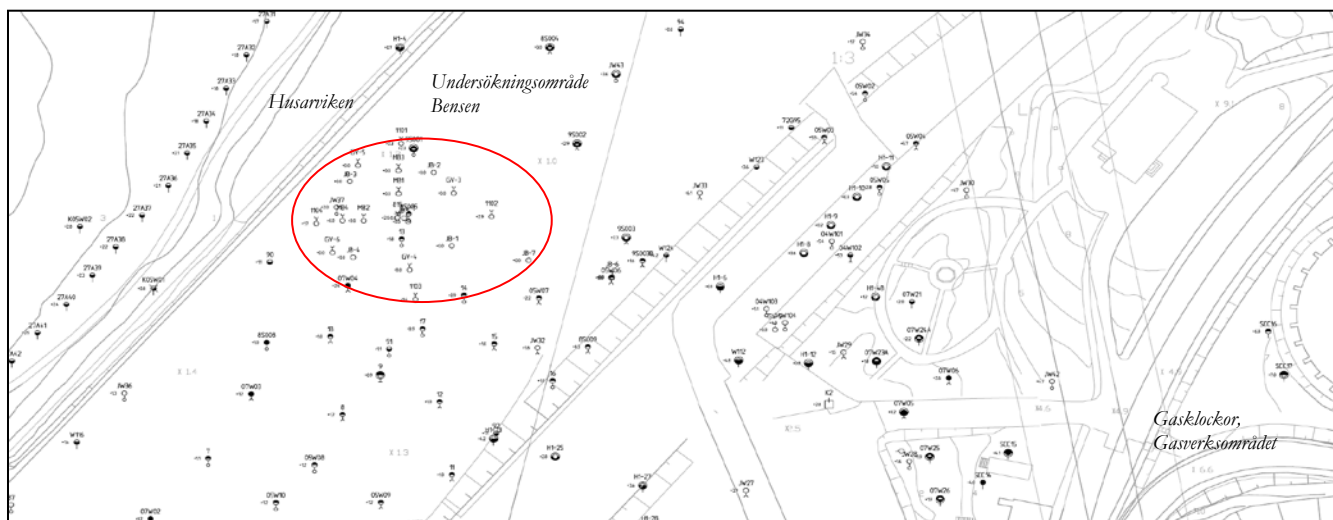


Figur 5: Teoretisk geologisk förväntningsmodell av jordlagerföljden inom bensenundersökningsområdet omkring grundvattenrör 815D, där bensenföreningen initialt upptäcktes. Pilarna visar förväntat grundvattenflöde (mot Husarviken).

2.2.5 Geoteknisk modell i AutoCAD

Området har blivit undersökt genom flera geotekniska undersökningar med diverse metoder av flera konsultbolag bl.a. WSP, Ramböll och Golder. Informationen från konsultbolagen har delgetts för att ge en bred informationsdatabas för geologin i området och Golder Associates har upprättat en för databas denna information.

Den information som samlats består av provgroppgrävningar, grundvattenrörinstallationer, skruvborrningar, jord-berg-, slag-, hejar-, CPT- och sticksonderingar. Alla sonderingarna innehåller viss information om jordlagerföljdens ungefärliga mäktighet. En översiktskarta över geoteknisk information och vilken sonderingsmetod eller borrning som utförts visas i Bilaga C: Plan för borrhål och sonderingar till AutoCAD-modell, samt Figur 6, nedan.



Figur 6: Översiktsskarta för de punkter som undersökts geotekniskt i området. Data från dessa sonderingar, grundvattenrörinstallationer, skruvborring och progropsgrävningar har sedan använts som underlag till den AutoCAD-modell som upprättats. Skala 1:400. Se även Bilaga C: Plan för borrhål och sonderingar till AutoCAD-modell.

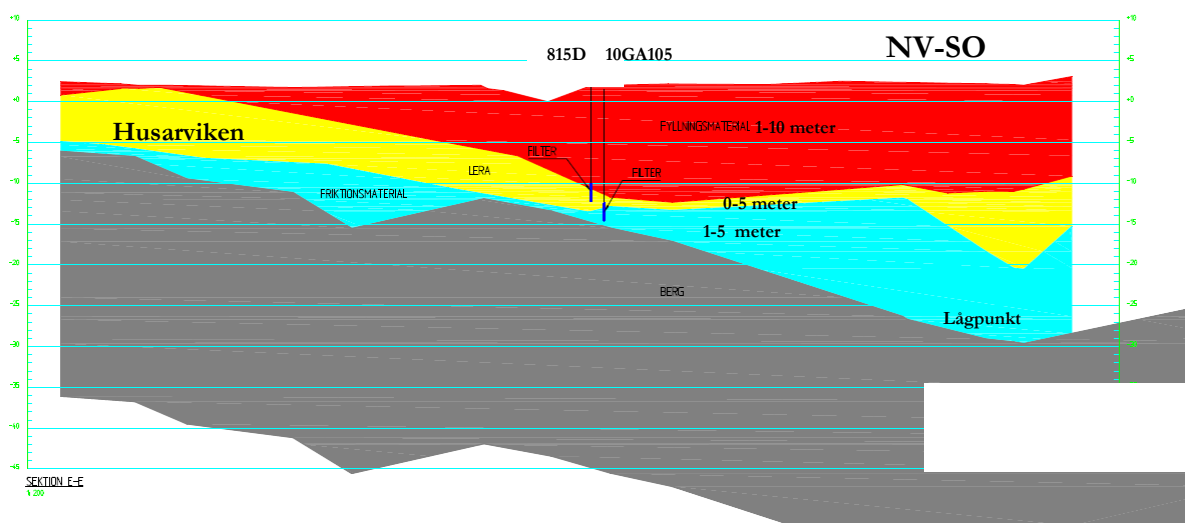
För att skapa en modell av jordlagren och dess mäktighet på undersökningsplatsen inom Norra Djurgårdsstaden har informationen och data från de geotekniska undersökningarna använts och lagts in i modellverket AutoCAD. Notera att ett mycket större område, se Figur 6, med undersökningspunkter ligger till grund för dataunderlaget i datamodellen. Mellan sonderingspunkterna interpolerades data med Krieging för att få en ungefärlig geologimodell över området. Med hjälp av sonderingarna och interpolationen av data skapades en 3D-modell i AutoCAD. Syftet med modellen var att kunna visualisera topografin, jordlagrens mäktighet och göra antaganden om grundvattenflöden. Modellen användes som grund när fältundersökningen för föreliggande rapport skulle upprättas.

Generellt innehöll inte den geologiska tolkningen i AutoCAD några nyheter, men två intressanta geologiska tolkningar upptäcktes som var värda att verifiera i den fältundersökning som skulle göras.

1. Bergövertytan ligger lägst i området som finns längs sektion G, där en lägsta punkt finns ca 10 m från 815D (se Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner G-G). Vid punkten 815D ligger berget något ytligare. Den försänkning som påvisats gör att misstanke finns att det finns en föroreningsplym som har följt topografin och spridit sig till de mer låglänta delarna där lösliga och flyktiga ämnen kunnat lösas i grundvattnet och transporterats vidare till delarna där lerlagret är mycket tunt/obefintligt.
2. Leran som ligger som ett tätande medium mellan det undre grundvattenmagasinet och det ytliga magasinet i fyllnadsmassorna är mycket tunn vid punkt 815D och runt om denna punkt. Denna skulle kunna utgöra en spridningsväg för bensenet från det undre magasinet till det övre. I området där ingen lera observerats skulle det kunna förekomma höga halter av bensen i porluften då bensen kan ha löst sig från föroreningskällan och diffunderat uppåt.

I Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner redovisas utdrag från den konceptuella modellen där jordlagerföljder och bergytans läge finns redovisade i sju stycken sektioner (A-G). Hela den

konceptuella modellen kan överskådas i Bilaga E: Geologisk tolkning i 3d. I Figur 7 visas en tvärsnitt genom bensenundersökningsområdet och Husarviken.



Figur 7: Geologisk tolkning utifrån data från olika sorters sonderingar och borrhningar i området kring GVRör 815D samt nyinstallerat rör 10GA105, se även Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner E-E. Skala 1:200.

Enligt Figur 7 finns en lokal avvikelse från den storskaliga topografin. Figur 7 följer inte förväntningsmodellen i Figur 5. Generellt lutar berget mot Husarviken (sydost till nordväst) men AutoCAD modellen visar att det finns en lågpunkt i den i sektion E-E, från nordväst till sydost genom bensenområdet.

2.3 Hydrogeologisk tolkning

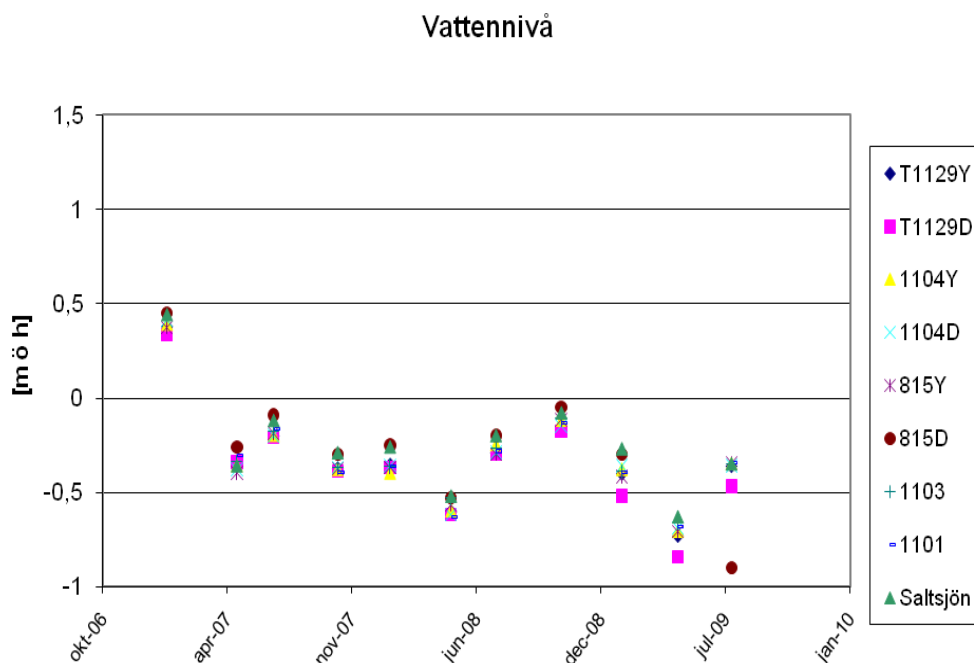
Det vatten som utgör den underjordiska delen av vattnets kretslopp i naturen kallas grundvatten. Det bildas genom att ytvatten mycket sakt tränger ner genom marken genom infiltration och sjunker neråt genom perkolations. När vattnet når en ogenomtränglig yta t.ex. ett lerlager eller ett sprickfritt berg, så magasineras vattnet i ett grundvattenmagasin. Vattnet fyller ut de hålrum som finns i de lösa jordlagren ovan och blir en så kallad mättad zon. Grundvattenytans läge har stor betydelse när man ska bygga inom ett område.

I undersökningsområdet förväntas grundvattnet förkomma både i jordlagret med fyllning ovan lera (övre magasinet) och i sprickzoner i underliggande berg (undre magasinet). Detta utifrån den geologiska tolkningen och prediktionen av geologin i området. Oftast finns ett övre och undre magasin när ett tätt lager lera finns ovan moränen. Det undre magasinet kommer att ha hydraulisk kontakt med de sprickzoner som finns i berggrunden. Det övre magasinet har eventuellt en hydraulisk kontakt med ytvattendraget Husarviken (som är en förlängning av Värtan och Saltsjön).

2.3.1 Övre grundvattenmagasinet

Det övre grundvattenmagasinet i fyllningen finns ovanför områden där lera ligger som ett tätande medium mot underliggande jordarter. Markens genomsläpplighet för vatten (hydrauliska konduktiviteten) varierar sannolikt kraftigt mellan olika skikt i fyllnadslagret eftersom fyllningen har mycket varierande sammansättning.

I det kontrollprogram som finns i området har vattennivåer tagits både i Saltsjön/Värtan och i de grundvattenrör som har använts. I Figur 8 visas resultatet av dessa mätningar, d.v.s. sambandet mellan Saltsjöns ytvattennivåer och grundvattennivån i de grundvattenrör som använts.



Figur 8: Mätningar över grundvattennivåer i området och dess korrelation med Saltsjön, data från Tyréns (Brandt och Petersson, 2010). Figur med tillstånd från upprätthovsmännen.

För det övre grundvattenmagasinet varierar grundvattnets nivå med vattennivån i Husarviken och Saltsjön, vilket indikerar att de står i direkt kommunikation med varandra. Trots det övre grundvattenmagasinets koppling till Husarviken (se Figur 8) och det stora vattenutbytet mellan recipient och grundvattnet, har de analyser som finns för det djupare belägna grundvattnet i fyllningen visat att omblandningen av grundvattnet i det övre magasinet är mycket måttlig. Det verkar som att det övre grundvattenmagasinet har en skiktning, där det avgörande flödet sker i delar av det övre fyllningslagret, medan flödet är betydligt lägre i delar där det förorenade grundvattnet förekommer. Det medför att föroreningen, trots stora fluktuationer i grundvattentyta och utbyte med Husarviken, kan ligga still. Skiktningen beror troligtvis på att fyllningens sammansättning är heterogen och att det förekommer jordlager i fyllningen som är mindre permeabla.

2.3.2 Undre magasinet

Ovan berg, under lagret med glacial lera finns förmodligen ett undre grundvattenmagasin. Det undre grundvattenmagasinet står förmodligen i kontakt med vatten som finns i bergets sprickzoner.

Lermäktigheten är ställvis tunn och där kan det finnas en hydraulisk förbindelse mellan ett övre och ett undre grundvattenmagasin. Då lerbarriären inte existerar och grundvattnet kan röra sig vertikalt, se Figur 5, existerar endast ett grundvattenmagasin. Även där lerlagret är penetrerat och genombrutet med pålar etc., kan det finnas en vertikal transportväg mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet.

2.4 Tänkbara föroreningskällor

Det finns både tänkbara punktkällor och diffusa källor till föroreningen i området. Punktkällorna relaterar till de verksamheter som har funnits i området. Bland de historiska verksamheterna är gasverket den största industrin som området har inhyst med gastillverkning, lagring och biproduktframställning. Punktkällor kan vara biproduktframställning, deponi och upplagsplats samt kvarvarande installationer i mark. Till de diffusa källorna hör spill och läckage från produktion- och jordmasseförflyttningar i samband med schaktning och utfyllnadsarbetet.

Det aktuella gasverket har bedrivits sedan slutet av 1800-talet och vetskapen om hälsovådliga ämnen och kemikaliers effekter på miljön var då mycket begränsad. Därför är antagandet att många restprodukter spilldes eller deponerades i närliggande områden inte helt osannolikt. Det var heller inte självklart att man säkrade för att spill och transport av biprodukter skulle minimeras. Före sekelskiftet var avsättningsmöjligheterna begränsade och det var inte ovanligt att stenkoltjära och andra biprodukter från produktionen deponerades eller läckte ut från produktionen.

Eftersom källan till bensenföreningen är okänd finns några teorier om varifrån denna kan tänkas komma:

- Stenkoltjära från gasklockorna: Det finns en torr gasklocka i anslutning till området, anlagda direkt på berg på den högsta punkten på gasverksområdet (+19 meter). Gasklockan har stenkoltjärolja (klockolja eller kreosot) som tätning i botten. Det har konstaterats att den torra gasklockan kontinuerligt läcker klockolja. Det luktar kraftigt i marken runt gasklockan och det har kontinuerligt fyllts på med stenkoltjärolja vartefter den minskat. En potentiell källa till den påträffade föroreningen kan vara läckage från gasklockan som ligger sydöst om punkt 815D, se Figur 3. Baserat på att bensenföreningen i huvudsak påträffats i grundvattenrör som installerats i djupare jordlager, kan en transport av förorenat material från gasklockan skett genom sprickor i berggrunden. Geologiska kartor har visat att det kan finnas en sådan spricka mellan bergen som gasklockan är anlagda på (SGU, 1964). Sprickan ser ut att gå rakt igenom bensenområdet. I punkt 815D saknas lerlagret alternativt är mycket tunt, se Figur 7, varför bensen här skulle kunna tränga upp ovan leran. Teoretiskt borde stenkoltjära kunna vara en potentiell källa för bensenföreningen då mer lösliga komponenter (bensen) kan ha lösts i grundvattnet via sprickzoner i berget. Topografin och den hydrauliska gradienten mot undersökningsområdet borde kunna skapa transportförutsättningar för bensen från stenkoltjärna vid gasklockan till undersökningsområdet. Transporten bör då ha skett genom det undre grundvattenmagasinet till de mer låglänta delarna närmare Husarviken.

Stenkoltjära är den huvudsakliga biprodukten vid framställningen av koks. Denna biprodukt innehåller en blandning av ett hundratal olika ämnen. Den kemiska sammansättningen kan variera kraftigt beroende på produktionsteknik men stenkoltjära brukar innehålla ungefär 10 % fenoler och ca 3 % BTEX (Ewing och Bekowitz, 2001). Det luktar naftalen som ofta är den största enskilda komponenten, med halter från 7 till 12 % i oraffinerad stenkoltjära (KEMI, 1994). Stenkoltjära är praktiskt taget olöslig i vatten och har en densitet tyngre än vatten. Endast de lättare, något polära komponenterna som fenoler, bensen och naftalen är något lösliga och kan transporteras bort från källan (KEMI, 1994). Detta gör stenkoltjära till en mycket persistent förening som på så vis kan vara källan till andra mer lösligare föroreningar som upptäcks i mark, sediment, yt- och grundvatten.

- Läckage från biproduktframställningen: Biprodukttillverkningen på gasverksområdet skedde i de östra delarna av industriområdet, i anslutning till strandzonen vid Lilla Värtan. Bensen var en av biprodukterna vid tillverkningen fram till 1972 då produktionen av gas gjordes från stenkolk. Därefter användes lättbensin som råvara för gastillverkningen. Bensen framställdes från koks. Koks var en produkt som tillverkades från stenkolförbränningen. Koks bildas vid torrdestillation, vilket innebär upphettning av stenkolk i syrefattig miljö. I denna process bildades även rågas som sedan kunde användas till gasnätet. Övriga biprodukter vid förbränningen var råbensen och andra aromater etc. I bensenavskiljaren förfinades råbensen till bensen. Denna bensen kunde sedan säljas. Spill från tillverkningen av bensen kan inte transporteras långt i vertikalled. Bensen borde teoretiskt sett, lägga sig i olöst form ovan grundvattnet och därefter diffundera bort eller brytas ned av mikroorganismer. Spridningsmöjligheterna skulle kunna vara genom det övre och nedre grundvattenmagasinet och via dagvattenledningar. Grundvattnet vid biproduktanläggningen rör sig bort mot Lilla Värtan och de geologiska tolkningarna visar att det vore omöjligt för bensenföreningen att transporteras mot högre grundvattennivå, till området kring 815D.
- Förorenat material från fyllnadsmassor: Förorenade massor från produktionen eller biproduktproduktionen finns nedgrävda i fyllnadsmassorna längs Husarviken. Tunnor innehållande produkter från biprodukttillverkningen (bensol) liksom stenkoltjära kan ha deponerats i samband med fyllnadsarbetet.

2.5 Risker

Risk kan definieras som sannolikheten för att skada uppstår. Riskerna med bensen är sammankopplat med flödet och föroreningstransporten i den mättade delen av markprofilen samt diffusionen i den omättade delen mot markytan. Eftersom så pass höga medelkoncentrationer (60 mg/l) har observerats, i kombination med bensen höga toxicitet kan det innebära en risk för människors hälsa och miljö.

Då man börjar pålnings och grundläggningsarbetet i undersökningsområdet finns risk att bensenets spridningsvägar ändras. Man kan förutsätta att det blir kraftiga vibrationer i marken vilket kan förändra grundvattenströmningen och därmed spridningsvägarna.

Byggnadsarbetare och boende kan då komma i kontakt med bensenångor som diffunderar uppåt genom jordlagren in i byggnader. Eftersom bensenföreningen ligger nära Husarviken kan dispersionen av föroreningen bidra till transport från grundvatten till recipienten. Därigenom kan bensen komma att exponeras för människor via Husarviken och Saltsjön.

2.6 Lagrum

För detta examensarbete finns flera lagrum och föreskrifter att förhålla sig till, då det gäller förorenad mark. Nedan räknas några av de viktigaste upp.

Sedan den 1 januari 1999 är lagar gällande miljörettens område (16 st) samlade i Miljöbalken (1998:808). Miljöbalkens övergripande mål är att främja en hållbar utveckling och på så sätt tillförsäkra levande och kommande generationer en hälsosam och god livsmiljö.

För förorenade områden gäller i huvudsak MB kap 9 (miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd) och MB kapitel 10 (verksamheter som orsakar miljöskada) samt MB kap 24 (tillstånd, giltighet osv). Upptäcks ett förorenat område som kan innebära fara för människors hälsa och miljö, är man skyldig att rapportera till respektive tillsynsmyndighet enligt 10 kap 11 §.

Förutom det lagkrav som finns enligt Miljöbalken så har Riksdagen antagit 16 nationella miljö kvalitetsmål, varav ett handlar om giftfri miljö. Dessa miljömål skall enligt planen uppfyllas i huvudsak innan år 2020.

Definitionen på målet Giftfri miljö lyder: "Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden". Ett delmål, för att uppnå målet om en giftfri miljö, handlar om just förorenade områden. Riktvärden finns för alla föroreningar som kan innebära fara för människors hälsa eller miljö. Ansvarig myndighet för miljö kvalitetsmålet "giftfri miljö" är Kemikalieinspektionen.

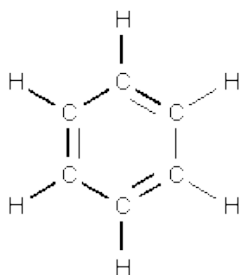
Lagstiftning gällande arbetsmiljö finns sedan 1978 samlad i Arbetsmiljölagen (1977: 1160). Syftet med denna lag är att främja hälsa och minska olycksfall på arbetsplatser, samt att bidra till en god arbetsmiljö.

Förutom lagen finns flera föreskrifter gällande arbetsmiljön som är samlade i Arbetsmiljöverkets författningssamling (AFS). Gällande arbetsmiljön på byggarbetsplatser och förorenade områden finns bl.a. Kemiska arbetsmiljörisker (AFS 2000:4) och Byggnads- och anläggningsarbete (AFS 1999:3) samt Utförande av personlig skyddsutrustning AFS 1996:07 att tillämpa.

3 Teori Bensen

3.1 Allmän beskrivning

Bensen, C_6H_6 , består av en sexledig ring av kolväten med dubbelbindningar på vartannat kolväte (se Figur 9). Dubbelbindningarna är inte fastlåsta och alla kol-kolbindningar är identiska, vilket gör att dubbelbindningarna kan hoppa mellan kolatomerna (cyklisk konjugering).



Figur 9: Strukturformel för bensen, C_6H_6 .

De aromatiska föreningarna är betydligt mer stabila jämfört med andra liknande föreningar som saknar aromacitet. Trots att aromater är mindre reaktiva än andra konjugerande molekyler, kan de ändå delta i en rad kemiska reaktioner. Detta sker oftast genom elektrofil aromatisk substitution, vilket innebär en elektrofil attack där en väteatom byts ut mot en ny funktionell grupp (Sterner, 2003). I markmiljön är föreningen dock mycket stabil. Bensen är en färglös vätska, vid temperaturer ovan $5,5^\circ C$, och har tydlig aromatisk doft. Den har en densitet på $0,879\text{ g/cm}^3$ (Prevent, 2015) och är lättare än vatten. Lösligheten är 1770 mg/l vid $25^\circ C$ (Prevent, 2015). Bensen är en hydrofob förening, baserat på dess n-oktanol/vatten förhållande, $\text{Log}_{10} K_{OW}=2,13$ (Environment Agency 2015). Den kan dock blandas och lösa sig med de flesta organiska lösningsmedel och är fettlös. I Tabell 1 finns bensen fysikaliska data sammanställda.

Tabell 1: Fysikaliska data för bensen ¹⁾Prevent, 2015 ²⁾Environment Agency 2015, vid $10^\circ C$.

Bruttoformel ¹⁾	C_6H_6	Kokpunkt ¹⁾	$80,1^\circ C$
Molmassa ¹⁾	$78,11\text{ g/mol}$	Diffusionskoefficient, luft ²⁾	$8,77 \cdot 10^{-6}\text{ m}^2/\text{s}$
Smältpunkt ¹⁾	$5,5^\circ C$	Diffusionskoefficient, vatten ²⁾	$6,62 \cdot 10^{-10}\text{ m}^2/\text{s}$
Densitet ¹⁾	879 kg/m^3	Jonisations-potential ¹⁾	$9,24\text{ eV}$
Flampunkt ¹⁾	$562^\circ C$	Vattenlöslighet ¹⁾	1770 mg/l
$K_{OW}(\text{Log}_{10})^2)$	2,13	$K_{OC}(\text{Log}_{10})^1)$	$\text{Log}_{10} K_{OW}-0,21=1,92$

3.1.1 Användningsområden

Bensen har bl.a. använt som lösningsmedel och som tillsats i bensen för att höja oktantalet och förhindra krackning. Idag förekommer bensen mest för att syntetisera andra kemikalier där dess vanligaste derivat är styren, fenol och cyklohexan. Små mängder bensen återfinns i gummi, smörjmedel, rengöringsmedel, medicin, sprängmedel, napalm och pesticider. Ett synonymt namn är bensol. Bensen utvinns genom ofullständig förbränning av organiskt material. Bensen är en biprodukt från gastillverkningen då stenkolkol torrdestilleras.

3.2 Rörlighet

Bensenets rörlighet är sammankopplad med föroreningens egenskaper och det medium som föroreningen rör sig i.

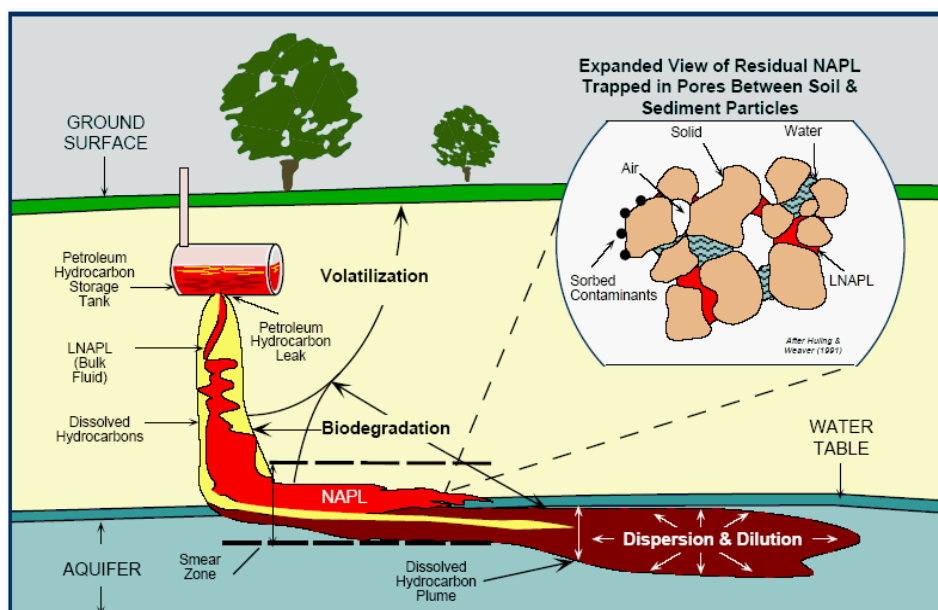
Rörelsemönster och utbredningsmönster ser olika ut beroende på vilken källa föroreningen kommer ifrån och hurvida föroreningen löser sig i vatten eller inte. Hydrofoba föreningar, NAPLs (från engelskans "Non-Aqueous Phase Liquids") kan vara tyngre än vatten eller lättare än vatten. Hydrofoba föreningar som är lättare än vatten kallas LNAPL (från engelskans "Light Non-Aqueous Phase Liquids") och de som är tyngre än vatten kallas DNAPL, (från engelskans "Dense Non-Aqueous Phase Liquids"). Figur 10 redovisar fasövergångar och processer för NAPL i de olika zonerna i marken.

	Fasövergångar	Processer
Omättade zonen	NAPL ↔ gas	förångning
	NAPL ↔ vatten	lösning
	vatten ↔ gas	förångning
	vatten ↔ jord	sorption
	NAPL ↔ jord	sorption
Mättade zonen	NAPL ↔ vatten	lösning
	vatten ↔ jord	sorption
	NAPL ↔ jord	sorption

Figur 10: Beskrivning av fördelningen mellan olika faser för bensen i gas, vatten och i jord.

3.2.1 Omättade zonen

I den omättade zonen frigörs bensen till porluften genom förångning, löser sig i grundvattnet och binder till ler- och organiskt material i jorden. Beroende på dess densitet och löslighet anses den vara en LNAPL. När LNAPL-föreningar läcker ovan en akvifär transporteras den inte långt i vertikalled, utan de sjunker genom de omättade till ovan de mättade jordlagren och formar en plym i fri fas ovan grundvattenpelaren (Kim och Corapcioglu, 2003), se Figur 11. LNAPLs sprider sig lateralt och förflyttar sig i riktning mot minskande hydrauliskt gradient (Kim och Corapcioglu, 2003). Ytan av den fria fas som lägger sig ovan vattenpelaren är alltid i kontakt med både gas och grundvatten i marken. Därför kan dessa föreningar brytas ned och transporteras bort genom både avdunstning i gasfasen och upplösning i vattenfasen. I en studie (Kim och Corapcioglu, 2003) där bensen modellerades som LNAPL för att undersöka spridning av föreningar, visade resultaten att spridningen var mest påverkad av avdunstning i gasfasen och spridningsvägarna för den lösta plymen var mest påverkade av geologin på platsen (Kim och Corapcioglu, 2003). I denna modellering fanns det mesta av föreningen kvar i fri fas 20 år efter läckaget (Kim och Corapcioglu, 2003). Då spridningen av bensen är långsamt efter lång tid kan detta resultera i kontaminering av grundvatten och en stor volym jord under en lång tid (Kim och Corapcioglu, 2003).

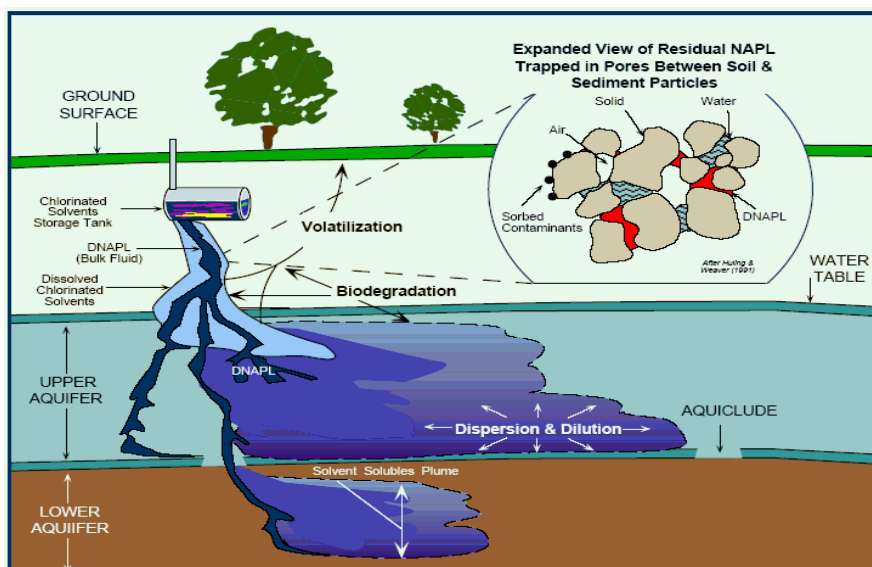


Figur 11: Masstransport och förorenings spridning från förorenade massor (tank) från LNAPL-källa (Steward et al., 2008).

3.2.2 Mättade zonen

I den mättade zonen löser sig föroeningen i vatten eller binder in till partiklar i marken. Bensen har påträffats i grundvattenrören under grundvattenytan i den mättade zonen av markprofilen. Ur NAPL-källan transporteras de ingående föreningarna till vattenfasen i den omättade zonen vidare till den mättade zonen.

Om källan till föroeningen är en DNAPL kan den transporteras effektivt nedåt i jordlagren beroende på gravitationen (Ewing och Berkowitz, 2001). Den laterala spridningen beror oftast på att det finns ett hydrauliskt motstånd att penetrera, såsom ett skikt med mindre porstorlek, t.ex. lerlinser (Ewing och Berkowitz, 2001). DNAPLs följer då gradienten på lerskiktet till dess att skiktet upphör eller att en passage uppstår (Ewing och Berkowitz, 2001).



Figur 12: Masstransport och föroreningsspredning från förorenade massor (t.ex. en läckande tank) av DNAPL-källa (Steward et al., 2008).

Om bensen finns löst i vattenfasen minskar avdunstningen med djupet och förflyttningen av föroeningen kommer ske genom den lösta fasen och avgöras av geologin på platsen (Kim och Corapcioglu, 2003). Det innebär att de geologiska förhållandena kommer att styra spridningen av föroeningen i Norra Djurgårdsstaden om bensen är löst i vattenfasen.

3.3 Spridningsförutsättningar

Hydrofoba föreningar har begränsad mobilitet i de allra flesta miljöer. Bensen är en hydrofob förening men trots detta räknas bensen till den mest vattenlösliga aromaten med en löslighet på ca 1770 mg/l vid 25 °C (Prevent, 2015). Bensen löst i vatten kan forma föroeningsplymer som är mer mobila än själva föroeningskällan (Huntley och Beckett, 2002). Om källan är stenkoltjära som är svårlöslig kan alltså bensen i källan lösa sig lättare och transporteras bort.

En studie har visat att från en 10 meter lång föroeningsplym med bensen, kan lösligheten för ingående komponenten bensen hålla sig mycket låg, ca 1mg/l, under så lång tid som 30-100 år (Huntley och Beckett, 2002). I naturen kan alltså lösligheten av bensen vara mycket låg, lägre än den teoretiska lösligheten, och en föroeningskälla skulle således kunna läcka bensen under en mycket lång period.

Transporthastigheten för den lösta föroeningen beror av grundvattenflödet, mekanisk dispersion, molekylär diffusion, sorption, och nedbrytningsprocesser i marken (Ewing och Berkowitz, 2001). Mekanisk dispersion uppkommer på grund av heterogeniteten i marken som gör så att vattnet på sin väg genom akvifären kommer att färdas olika vägar med olika hastighet. Molekylär diffusion uppstår på grund av koncentrationsskillnader och leder till att föroening rör sig från områden med hög koncentration till områden med lägre koncentration oberoende av grundvattenflödets riktning.

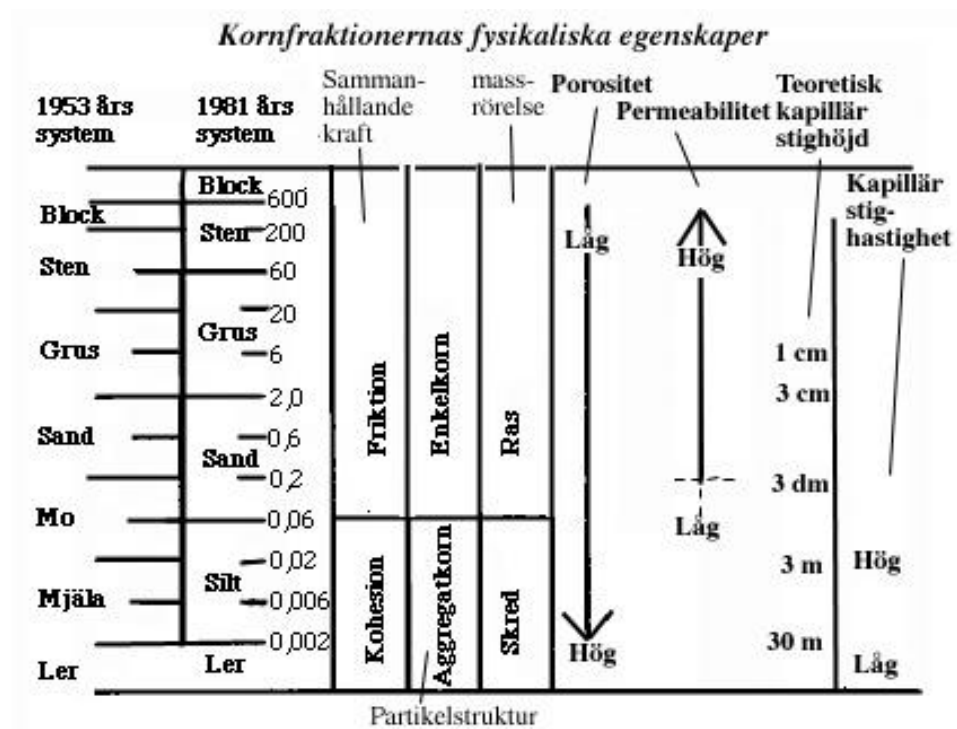
3.3.1 Kornfraktionsindelning

Jordlagrens egenskaper skiljer sig åt p.g.a. storleken på kornfraktionen, eller som t.ex. morän att flera kornfraktioner är blandade. Andelen av olika kornstorlekar i ett material kommer att styra

vilka egenskaper marken får. Indelningen sker genom ett vedertaget system, i Figur 13. Några av kornfraktionernas egenskaper och indelning ses i Figur 14.

Huvudfraktion	Underfraktioner	Beteckning	Fraktionsgränser mm
Mycket grov jord	Mycket stora block		> 2000
	Stora block	LBo	> 630
	Block	Bo	> 200 till 630
	Sten	Co	> 63 till 200
Grovjord	Grus	Gr	> 2,0 till 63
	Grovgrus	CGr	> 20 till 63
	Mellangrus	MGr	> 6,3 till 20
	Fingrus	FGr	> 2,0 till 6,3
	Sand	Sa	> 0,063 till 2,0
	Grovsand	CSa	> 0,63 till 2,0
	Mellansand	MSa	> 0,2 till 0,63
	Finsand	FSa	> 0,063 till 0,2
Finjord	Silt	Si	> 0,002 till 0,063
	Grovsilt	CSi	> 0,02 till 0,063
	Mellansilt	MSi	> 0,0063 till 0,02
	Finsilt	FSi	> 0,002 till 0,0063
	Ler	Cl	≤ 0,002

Figur 13: Kornstorleksfraktioner och indelningar (IEG, 2010).



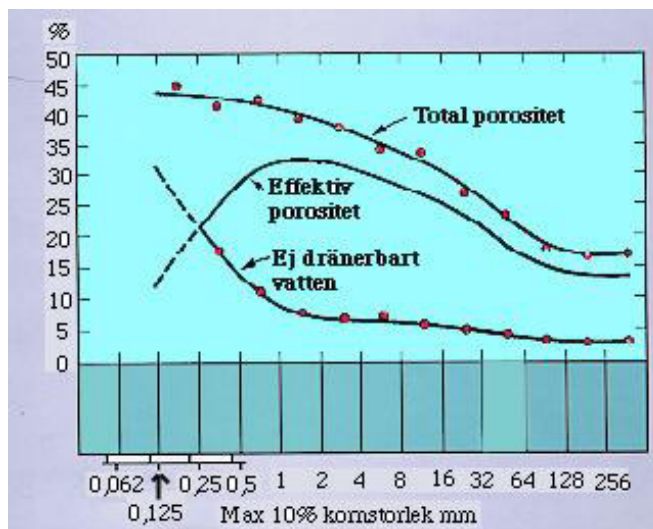
Figur 14: Indelning av kornfraktionernas fysikaliska egenskaper (Svensson, 2015), med tillstånd från bildkällans upphovsrättsman.

3.3.2 Effektiv porositet

Den effektiva porositeten, n_e , beskriver den sammanhängande hålrumsvolymen där grundvattnet kan flöda fritt i ett material.

I Figur 14 är kornstorleken betydelse för markens fysikaliska egenskaper illustrerad medan Figur 15 visar kornstorlek i relation med effektiv och total porositet.

Den effektiva porositeten kan teoretiskt variera mellan 0 och 1 och ligger i medeltal på 1-3 % för morän.



Figur 15: Indelning av kornfraktioner och dess teoretiska effektiva porositet (Svensson, 2015), med tillstånd från bildkällans upphovsrättsman.

3.3.3 Hydraulisk konduktivitet

Spridningen av föroeningen styrs av vätskans flöde genom mediet, vilket i hög grad beror på den hydrauliska konduktiviteten, K .

Den hydrauliska konduktiviteten styrs av hur stor genomsläpplighet av vatten som marken har, d.v.s. av markens permeabilitet och porstorlek. Den hydrauliska konduktiviteten kan bestämmas genom provpumpningar, slug-test eller genom att approximativt anta ett värde genom att bedöma markens sammansättning och jämföra med sammanställningar av arkivmaterial (Fagerström och Wiesel, 1972).

I Tabell 2 visas approximativa värden för den hydrauliska konduktiviteten sammanställda för några olika fraktioner och jordarter. Månggraderade moräner är hårt sammanpackade och innehåller flera kornfraktionsstorlekar. Alla moräner, (även en sandig grusig sådan) har en hydraulisk konduktivitet i storleksordning som finare, ensgraderade, jordarter t.ex. mellansilt. Det förklaras av att de flesta moränjordar innehåller upp till ca 30 % silt, vilket ger en lägre hydraulisk konduktivitet än t.ex. fint grus. I marken är ofta heterogeniteten i vertikalled större än i horisontalled vilket ger en mer jämn hydraulisk konduktivitet i horisontalled.

Tabell 2: Hydraulisk konduktivitet för några jordfraktioner och jordarter (Fagerström och Wiesel, 1972).

Kornfraktion	Hydraulisk konduktivitet [m/s]	Jordart (månggrade-rade)	Hydraulisk konduktivitet [m/s]	Jordart (ensgrade-rade)	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
Fingrus	1-10 ⁻²	Grusig morän	10 ⁻⁵ -10 ⁻⁷	Fingrus	10 ⁻¹ -10 ⁻³
Grovsand	10 ⁻¹ -10 ⁻³	Sandig morän	10 ⁻⁵ -10 ⁻⁸	Grovsand	10 ⁻² -10 ⁻⁴
Mellansand	10 ⁻² -10 ⁻⁴	Siltig morän	10 ⁻⁷ -10 ⁻⁹	Mellansand	10 ⁻³ -10 ⁻⁵
Finsand	10 ⁻³ -10 ⁻⁵	Lerig morän	10 ⁻⁸ -10 ⁻¹⁰	Finsand	10 ⁻⁴ -10 ⁻⁶
Grovsilt	10 ⁻⁴ -10 ⁻⁶	Moränlera	10 ⁻⁹ -10 ⁻¹¹	Grovsilt	10 ⁻⁵ -10 ⁻⁷
Mellansilt-finsilt	10 ⁻⁶ -10 ⁻⁸			Mellansilt-finsilt	10 ⁻⁷ -10 ⁻⁹
Lera	<10 ⁻⁸			Lera	<10 ⁻⁹

3.3.4 Grundvattenföring och flöde

Genom att beräkna flödet i fyllningen i det övre grundvattenmagasinet som står i kontakt med Husarviken kan föroreningens transporthastighet grovt avgöras.

Vattnet rör sig i riktning mot lägre läges- och tryckpotential vilket gör att flödet sker från områden med hög grundvattennivå till områden med låg grundvattennivå. Flödes hastigheten beror på markens hydrauliska konduktivitet och på grundvattenytans lutning. Grundvattenytans lutning med avseende på längden mellan mätpunkterna, kallas för den hydrauliska gradienten.

För att beräkna hur mycket vatten som passerar ett visst tvärsnitt genom marken använder man sig av Darcys lag:

$$Q = K \cdot A \cdot \frac{dh}{dL} \quad \text{Formel 1}$$

Där:

Q = grundvattenföringen (m³/s)

K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

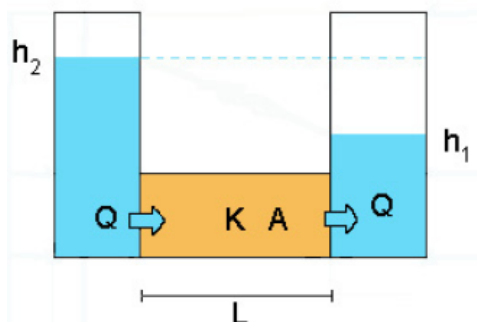
A = tvärsnittsarea (m²)

dh/dL = hydraulisk gradient = (h₂-h₁)/(L₂-L₁)

h = grundvattennivå (m)

L = sträcka (m)

(Knutsson & Morfeldt, 2003)



Figur 16: Schematisk bild över sambandet mellan tvärsnittsarean, konduktiviteten och skillnaden i grundvattennivå för flödet, Q .

Darcys flödes hastighet får man genom att dividera med tvärsnittsarean.

$$V_d = \frac{Q}{A} = K \cdot \frac{dh}{dL} \quad \text{Formel 2}$$

Där:

V_d = Vattenföringen per tvärsnittsarea [m/s]

För att beräkna vattenpartiklarnas flödes hastighet måste man även ta hänsyn till markens effektiva porositet. Vi får då ekvationen:

$$V_p = \frac{V_d}{\eta_e} \quad \text{Formel 3}$$

Där:

V_p = Vattenföringen per tvärsnittsarea [m/s]

η_e = Effektiva porositeten hos marken [andel i %]

3.3.5 Sorption och retardation

Organiska oladdade föreningar kan binda hårt till organiskt material i marken. Hydrofob adsorption innebär att ett vattenolösligt ämne har en benägenhet att fastläggas till organiskt material. K_{OC} visar ämnets lipofilitet, d.v.s. dess jämviktsfördelning mellan vatten och lösningsmedel n-oktanol. Eftersom det sällan är känt huruvida stor del av ett ämnes retention i jorden beror på adsorption eller absorption, används den mer generella termen sorption. Sorption, K_b , beskriver fördelningen av mellan den lösta föreningen och sorption till partiklar i marken.

Markens sorption beskrivs med:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad \text{Formel 4}$$

där,

K_d = Fördelningskoefficient [l/kg TS]

f_{oc} = Kolhalten i marken

K_{oc} = jämviktsfördelning mellan ämnet, vatten och n-oktanol

Sorptionen i mark bestämmer retardationen för föroreningens transport. Genom att beräkna denna kan, tillsammans med grundvattenflödet, spridningsförutsättningarna beräknas och inom vilken tidsrymd föroreningen breder ut sig.

Retardationsfaktorn, R , beräknas enligt:

$$R = \left(1 + \frac{K_d \cdot \rho}{\eta}\right) \quad \text{Formel 5}$$

Där:

K_d = Fördelningskoefficient [l/kg TS]

η = Porositeten vid mättad mark, [andel i %]

ρ = Markens bulkdensitet [kg/m³]

(Appelo och Postma, 1996)

3.3.6 Biologisk nedbrytning och bioackumulering

Biologisk nedbrytning och kemisk nedbrytning kan ske av ämnen. Biologisk nedbrytning sker med hjälp av organismer i både anaeroba och aeroba miljöer. Bensen som är en organisk förening, bryts ned i aerob miljö av organismer under årens lopp. I anaerob miljö går nedbrytningen mycket långsammare än om syre finns att tillgå.

Några av de föroreningar som förekommer i området (PAH, fenoler, cyanid etc.) har ekotoxiska egenskaper som försämrar nedbrytningen då de är toxiska för organismerna i för höga halter. Andra föroreningars närvaro påverkar därför bensen biologiska nedbrytning och bioackumulering.

Försök har visat att bensen kan brytas ned både i aeroba och anaeroba miljöer (Takahata et al., 2006). I föroreningssplymer råder oftast anaeroba förhållanden. I anoxisk miljö styrs nedbrytningen av mängden elektronacceptorer, t.ex. sulfat, nitrat och järn till skillnad från oxisk miljö där mängden syre styr.

Den laborativa halveringstiden för bensen är ca 30-90 dagar (Huntley och Beckett, 2002) men de korrelerar dåligt med naturliga förhållanden (Environment Agency 2015). Många studier av biologisk nedbrytning har visat att bensen i stor utsträckning diffunderar genom avdunstning innan någon signifikant biologisk nedbrytning hunnit ske (Environment Agency 2015).

Nedbrytningshastigheten av bensen beror på flera saker som t.ex. solljus, population av mikroorganismer, temperatur, syrehalt, mängden potentiella elektronacceptorer samt initial föroreningkoncentration (Jian-Zhong et al, 2009). Nedbrytningshastigheten är också påverkad av andra inhibitorer för mikroorganismerna som t.ex. miljögifter (Jian-Zhong et al, 2009).

Det finns flera sätt att mäta nedbrytbarheten för ett ämne. BOD5/COD (från engelskans "Biological Oxygen Demand 5 days/Chemical Oxygen demand") är ett mått på nedbrytbarheten av ett ämne baserat på i hur stor utsträckning ämnet kan brytas ned av mikroorganismer, jämfört med kemisk omvandling av ämnet. Är BOD5/COD= 0,5 eller mindre anses ämnet vara svårnedbrytbart (Prevent, 2015). Bensen har ett BOD5/COD på 0,24, vilket klassar bensen som en biologiskt svårnedbrytbar och relativt stabil förening i naturen (Prevent, 2015).

3.3.7 Volatilisering

LNAPL är lättflyktiga och volatiliserar lätt till gasfas i de ytligare jordlagren och vidare till atmosfären. När väl en LNAPL finns i gasfas, avdunstar den genom att röra sig uppåt genom diffusion och advektion i luft (Kim och Corapcioglu, 2003). För bensen sker avdunstningen med en halveringstid på ca 2,7-5 timmar på en meters djup i 25 °C (Corseuil et. al., 1998). I den mätade zonen minskar betydelsen av volatiliseringen avsevärt (Corseuil et. al., 1998).

Flyktigheten beror av bensen höga ångtryck 10.1 kPa (Prevent 2015), höga vatten/gas-fördelning ($K_{AW}=0,116$) och kol/vattenfördelningskoefficienten ($K_{CW}=1.83 \text{ cm}^3/\text{g}$) (Environment Agency, 2015).

Eftersom avdunstningen är snabb kommer det att ske stora förluster av bensen i gasfas från översta jordlagret i marken, speciellt där det finns stor andel porer där gasen kan förflytta sig.

Förhållandet mellan vätskefas och gasfas för ett ämne beskrivs av Henrys lag:

$$C = H \cdot P$$

Formel 6

Där:

C = Koncentrationen av ämne i vätskefas [mol/ m³]

H =Henrys konstant [mol/atm·m³]

P = Partialtrycket för det specifika ämnet i gasfas [atm]

3.4 Toxicitet

Eftersom bensen har genotoxiska egenskaper är det klassat som ett utfasningsämne och är förbjudet att användas i industrin idag. För genotoxiska cancerogena ämnen i efterbehandlingsområden i Sverige, liksom i många andra europeiska länder, utgår man från att ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer under en livstid kan accepteras (Naturvårdsverket, 2009a). För carcinogener som bensen räknar man med att lågrisknivån är 1 extra cancerfall på 100 000 individer per år. De humantoxikologiskt baserade risknivåerna, d.v.s. de tolerabla riskerna som används i riskbedömningen baseras på att exponeringen för ämnen från ett förorenat område inte skall överskrida det tolerabla dagliga intaget (TDI) som är angivet av Världshälsoorganisationen, WHO eller andra liknande organisationer.

Eftersom ämnet är fettlösligt påverkar det nervsystemet. Exponering under begränsad tid med låga koncentrationer ger huvudvärk, trötthet, hjärtklappning och förvirring (Sterner, 2003). Inhalation av bensenångor irriterar respirationssystemet och har en narkotisk effekt. Exponering via huden torkar ut och ger samma symptom som vid inhalation. Vid inhalation absorberas ungefär hälften av halten inandad bensen i lungorna, och av detta elimineras uppemot hälften i oförändrad form genom utandningsluften. Resten fördelas i vävnaderna, och absorberas i fett och benmärg. Metabolism sker framför allt i levern, men även i benmärgen (Karolinska Institutet, 2009). Kronisk exponering skadar benmärgen och kan leda till leukemi (Sterner, 2003). Den exakta molekylära mekanismen för hur bensen är cancerframkallande är inte helt känd men troligtvis är det de elektrofila metaboliterna som kan gå in i DNA-baserna och reagera med dessa så att mutationer sker (Sterner, 2003). Lever, njurar, lungor, hjärna och hjärta tar skada vid exponering av bensen, vilket gör det till ett globalt hälsoproblem (Sterner, 2003).

För att bedöma ett ämnes akuta toxicitet används LD_{50} (från engelskans "Lethal Dose 50 %"). Detta anger vid vilken övergångsdos hälften av försöksdjuren dör efter att ha varit exponerade för ämnet under en viss tid. LD_{50} används för oral och hudkontakt. Bensen har ett LD_{50} på 930 mg/kg kroppsvikt för oralt intag och via huden är den dödliga dosen ca 17600 mg/kg kroppsvikt under en exponering av fyra timmar (se Tabell 3, höger kolumn) (Prevent, 2015). För inhalering används istället LC_{50} (från engelskans "Lethal Concentration 50 %") vilket anger vid vilken koncentration hälften av alla försöksdjur dör (Prevent, 2015), efter att ha varit exponerade för ämnet under en viss tid. För inhalering av bensen är den dödliga dosen 18 mg/l under en exponering på 4 timmar (se Tabell 3, höger kolumn) (Prevent, 2015).

Bensen är toxisk i naturen och en dos på 10 mg/l dödar zooplanktion som *Daphnia Magna* (Prevent, 2015). I inhalationsförsök på djur har blodtoxiska effekter iakttagits i halter ner till 1 mg/l. Den lägsta halt som gett upphov till sådana effekter hos människor är ca 10 mg/l vid långtidsexponering (Prevent, 2015).

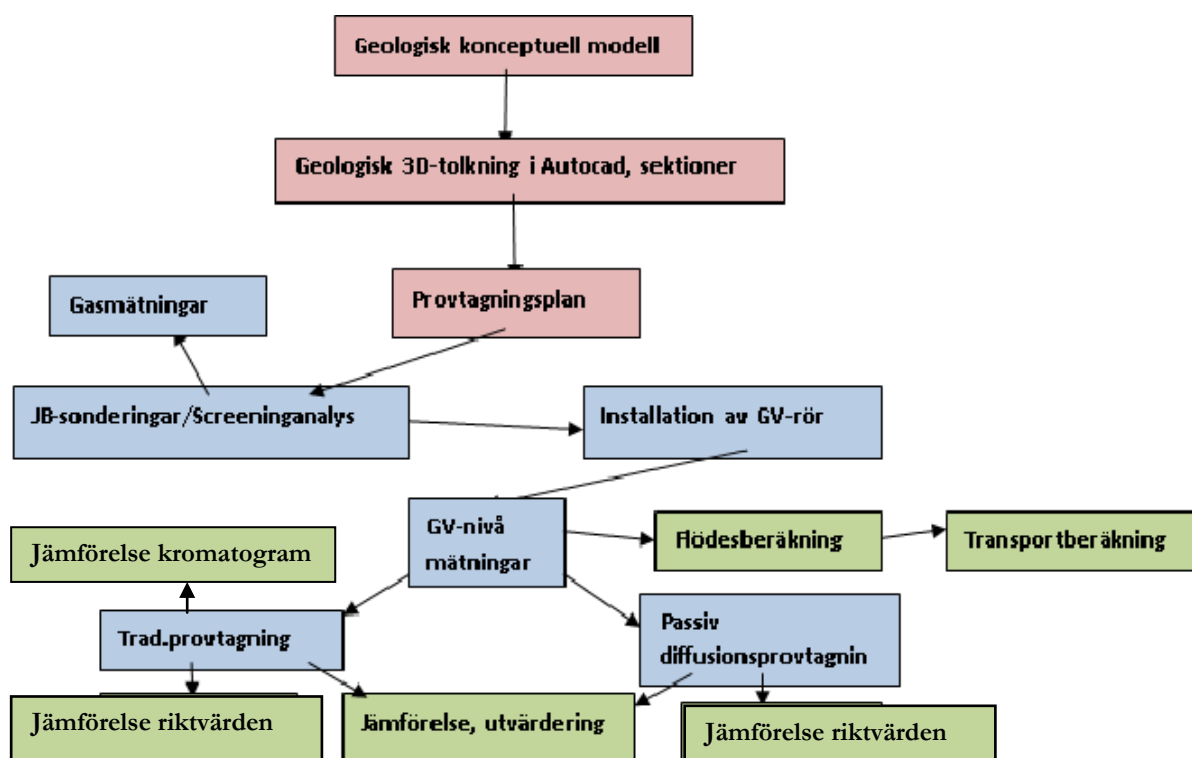
Tabell 3: Ekotoxicitets- och toxicitetsdata för långtidsexponering (Prevent, 2015).

Ekotoxicitetsdata, LD_{50}	Toxicitetsdata, LD_{50} (LC_{50})
Oncorhynchus mykiss, 96h: 5,9 mg/l	Oralt intag: 930 mg/kg kroppsvikt
Daphnea magna, 48h: 10 mg/l	Hudkontakt: 17600 mg/kg kroppsvikt (>9400 mg/kg)
Selenastrum Capricornutum, 72h: 29 mg/l	Inhalation: 4h: 18 mg/l

4 Arbetsmetodik och metoder

Utifrån insamlad bakgrund, geologisk konceptuell modell och tidigare studier, gjordes en provtagningsplan för fältarbetet. Fältarbetet innehöll flera moment för att samla in data för att kunna utvärdera valda metoder och ge svar på frågeställningarna enligt kapitel 1. I

Figur 17 kan valda metoder överskådas i ett flödesschema över arbetet.



Figur 17: Arbetsschema över de moment som ingått i föreliggande arbete. Röda rutor=förstudie/teori, blå rutor=fältarbete, gröna rutor=bearbetning av data,

4.1 Förstudie

Arbetet inleddes med att ta fram en provtagningsplan med provtagningspunkter placerade där en analys av grundvattnet var intressant ur ett hydrogeologiskt perspektiv för att kunna avgränsa en eventuell plym och undersöka källan till föroreningen ytterligare. Tidigare konsultrapporter som gjorts i området studerades noga för att få underlag till en ny provtagningsplan. Innan provtagningsplanen upprättades gjordes tre platsbesök för att studera förutsättningarna för undersökningen. Provtagningsplanen redovisas i Bilaga B: Plan för grundvattenrör och JB-sonderingar.

Inom ramen för examensarbetet har följande fältundersökningar genomförts:

- Inmätning av provpunkter
- Screeningsprovtagning av grundvatten genom sondstål (JB-sondering)
- Installation av nya grundvattenrör
- Mätning av grundvattenytan vid tre tillfällen (en vid installation samt två vid provtagning)

- Undersökning av grundvattenkvalitet genom stickprovtagning och med passiva provtagare
- Kontroll av bensenhalter i gasfas vid borrning

4.2 Fältarbete

4.2.1 Screening med JB-sondering

Jord- och bergsondering (JB-sondering) är en geoteknisk metod där man använder sonderingsstål på en borrarbandvagn och ”trycker” ned stålet i marken. I borrarbandvagnen registreras med vilken kraft stålet måste tryckas ned för att penetrera materialet. Data ska registreras av borrarbandvagnen eller manuellt av fältgeoteknikern och man får på så vis ett protokoll på hur mäktiga jordlagren med olika mekaniska egenskaper är, ned till berg.

Sonderingsstålet är ihåligt och när detta trycks ned i marken kan prover tas på grundvatten på flera olika nivåer med slang och pump. Sonderingen utfördes med luft istället för vatten som spolmedium för att minimera kontaminering av grundvattnet.

Metoden med provtagning genom JB-sonderingsstål var ett försök att scanna av området för att erhålla en grov bild av föroreningsituationen och på så sätt optimera placeringen av grundvattenrör i nästa undersökningsskede. Metoden är inte vanlig i konsultbranschen och screeningen blev på så vis ett test för att utvärdera om metoden lämpade sig för att bilda en översiktlig uppfattning om föroreningsituationen.

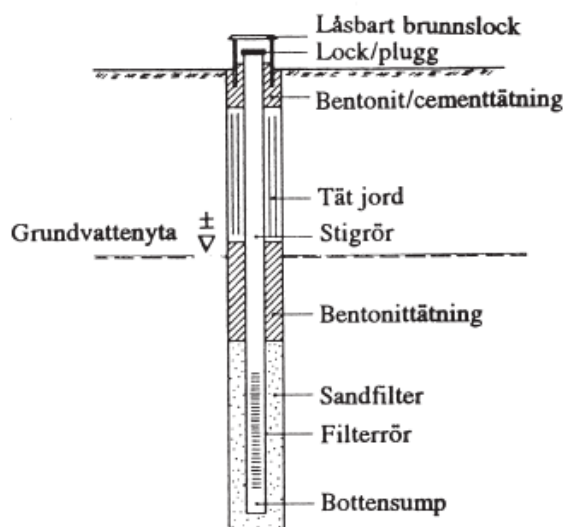
4.2.2 Installation av grundvattenrör

Grundvattenrör installeras för att kunna provta grundvatten i valda punkter och nivåer.

För miljöprovtagning används alltid PEH-rör, så kallade miljörör, som är mycket persistenta mot de flesta föroreningar och reagerar således ej, även vid höga föroreningskoncentrationer.

Ett installerat grundvattenrör består av stigrör där grundvattenytan kan stiga för att komma i jämvikt med omgivande vattennivå. På lämpligt undersökningsdjup sätts filter (slitsat rör) där grundvatten kan ta sig in och provtas. Vattenproverna som sedan tas representerar det djup som är filtersatt. Rören tätas med bentonit och skyddas genom att ett lock, plugg och en dexel (eller brunnslock) sätts på. I botten sätts en bit rör, eller en filterspets, för att inte finmaterial skall ta sig in och sätta igen filtret. Efter installation mäts grundvattennivån och röret rensumpas från finmaterial.

En schematisk bild av ett grundvattenrörs uppbyggnad visas i Figur 18.



Figur 18: Beskrivning av grundvattenrörets olika delar.

4.2.3 Mätningar av bensen i gasfas

För att mäta bensen utbredning i luften och få underlag till en samlad bedömning av föroreningens förekomst i ånga under JB-sonderingarna och grundvattenrörinstallationen användes en fotojoniserings detektor (PID), specifik för bensen.

Genom att belysa gasen med en ultraviolet lamp joniserar vissa gasmolekyler och fria elektroner fångas upp av elektroder, vilket resulterar i en ström som är proportionell mot gaskoncentrationen. Styrkan på lampan, d.v.s. den energi som används för att exaltera väteatomerna i en PID är 9,8 eV, vilket ungefär motsvarar bensen fotojoniserings energi på 9,24 eV.

PID:en mäter alltså antalet exciterade väteatomer och man får då ett mått på hur stor mängd av ämnet som finns i luften i "parts per million" (ppm).

4.2.4 Traditionell provtagning (stickprovtagning)

Den traditionella provtagningsmetoden kräver omsättning av vatten i grundvattenröret, d.v.s. att man pumpar ur stående vatten i röret inför varje provtagning för att få in nytt grundvatten från det grundvattenmagasin som filtret är installerat i och som ska provtas. Omsättningsvolymen skall motsvara 2-3 ggr den stående volymen vatten i röret. Då grundvattenströmningen är långsam kan detta ta väldigt lång tid. Innan provtagning lodas grundvattennivån för att bestämma hur stor volym som ska pumpas ut.

Anledningen till att man omsätter innan vatten provtagning är att erhålla ett representativt prov från magasinet. Omsätts inte vattnet kan organiska ämnen reagera med varandra, ackumuleras eller avdunsta då grundvattnet står still i röret under lång tid. Även kemiska reaktioner kan ske i det stillastående vattnet i grundvattenröret, t.ex. utfällning av järn och mangan.

Nackdelen med denna teknik är att vattnet kan bli grumligt vid pumpningen och turbiditeten i vattnet kan påverka analysresultatet. Pumpningen skapar tryckskillnader i grundvattenmagasinet och skapar lokalt horisontellt och vertikalt flöde från flera olika ställen i profilen. Det kan medföra problem i utvärderingen av resultaten då det tillströmmande vattnet kan komma från andra nivåer i markprofilen än de filtersatta. Det kan även skapa ett inflöde av förorening från omgivande vatten och ge högre koncentrationer.

Traditionell provtagning utförs i flera steg (omsättning, återhämtning av grundvattennivå och provtagning) vilket kan göra det svårt att få en konsekvent provtagning för alla grundvattenrör. Det är mycket tidskrävande att omsätta tre rörvolymen vatten för djupa rör med stora vattenvolymer.

Efter omsättningen kontrolleras pH, konduktivitet och temperatur i rören för att se om förhållandena är stabila. Är parametrarna det kan provtagning utföras. Vattenprovet kan tas ut med en peristaltisk pump, bailer eller med annan pump.

I och med ovan nämnda ”risker” med den traditionella provtagningen skall metoden jämföras med den nya tekniken, passiv diffusionsprovtagning, tillsammans med screeningen med JB-sonderingens resultat.

4.2.5 Passiva provtagare

En passiv provtagning går ut på att minimera störningar i flödet i grundvattenröret. Metodiken har ännu inte använts i stor utsträckning i Sverige och därför inleddes ett samarbete med ALS Scandinavia AB (ALS), för att undersöka hur väl metoden fungerar för bensen, i det aktuella området.

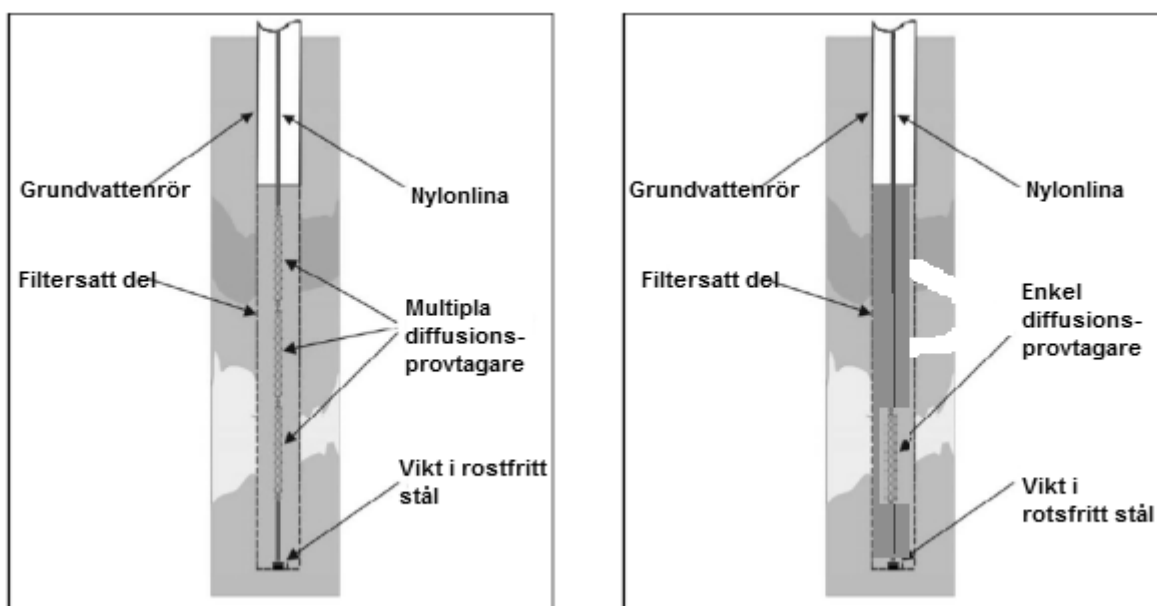
Provtagning med passiv diffusions provtagare, är en relativt ny teknik som gör det möjligt att ta prover utan att behöva omsätta grundvattenröret före varje provtagningstillfälle. Det gör den därmed till en mycket effektiv metod i fält och kostnaden för provtagningen hålls därför oftast nere. Eftersom ingen omsättning krävs så är det också en mycket säkrare metod då risken för kontaminering av prover genom provtagningsutrustning, otillräcklig omsättning och diffundering av volatila föroreningar under omsättningen minskar. Eftersom ingen omsättning krävs så minskar även risken för att vatten från en annan del av formationen provtas, då pumpningen av vatten alltid innebär en risk att vatten från andra delar än den filtersatta ”dras in” i röret.

Den passiva provtagaren består av en membranpåse i polyetylen av låg densitet, LDPE (från engelskans ”Low-density Polyethylene”). Detta membran är specifikt för flyktiga organiska ämnen. Membranpåsen är formad som en tub, fylld med avjoniserat vatten och är stängd i båda ändar. Membranet tillåter omgivande vatten att passera till det avjoniserade vattnet genom osmotiskt tryck. De flyktiga organiska ämnena i grundvattnet diffunderar då in genom filtret i grundvattenröret och vidare genom membranet på den passiva provtagaren. Detta pågår tills koncentrationen av organiska föroreningar i grundvattnet är densamma som i den passiva provtagaren. Hela metoden bygger på passiv rörelse av grundvatten i brunnen in till den passiva provtagaren och detta sker genom de organiska föroreningarnas egenskaper tillsammans med membranets porstorlek som tillåter de organiska föreningarna att passera membranet.

Membranets porstorlek är ca 10 ångström och exkluderar partiklar av kolloidstorlek (t.ex. ler- och humuspartiklar) vilket förhindrar vatten med hög turbiditet i provtagaren. Utseendet på den passiva provtagaren innan installation ses i Figur 19. Den passiva provtagaren måste vara helt nedsänkt i vatten för att membranet skall fungera optimalt. Om provtagaren inte är omgiven av vatten kan utbyte av volatila organiska ämnen ske mellan den passiva diffusionsprovtagaren och omgivande gas. För bensen har fältstudier visat att passiv diffusionsprovtagning ger goda resultat som är jämförbara med traditionell provtagning (Vroblesky, 2001). Under vissa förutsättningar har man dock sett att de passiva provtagarna korrelerar dåligt med traditionell provtagning (Vroblesky, 2001). Om det horisontella flödet inte är tillräckligt, kan vattnet stagnera i röret och förhindrar jämvikt med omgivande grundvatten (Vroblesky, 2001). Resultatet blir då ett prov som endast representerar det stagnerade vattnet i röret. Det kan inträffa om den hydrauliska konduktiviteten är väldigt låg och där flödet är väldigt lågt, t.ex. i icke permeabla jordlager (lera). Därför var det extra viktigt att under installationen av grundvattenrör kontrollera jordlagerföljden. Den geologiska modellen som tagits fram underlättade också tolkningen av jordlagerföljden. Metoden lämpar sig främst för provtagning under en längre tid och ger ett provsvar som är tidsrepresentativt för de senaste dagarnas föroreningskoncentrationer. Enligt försök som har gjorts, skall 14 dagar vara ungefärlig tid för provtagaren att ställa sig i jämvikt med omgivande vatten. Tiden för jämvikt kan dock behöva förlängas om temperaturen är under 10 °C (Vroblesky och Campbell, 2001).



Figur 19: Bild på den passiva provtagaren. Provtagaren är ungefär 60 cm lång, ca 3 cm i diameter och innehåller 220-350 ml avjoniserat vatten.



Figur 20: Schematisk bild av en enkel (t.h.) och multipla (t.v.) passiva diffusionsprovtagare installerade i ett grundvattenrör.

4.3 Bearbetning av data och resultat

4.3.1 Jämförelse med riktvärden

Jämförelse med riktvärden är en del i riskbedömning av ett ämnes farlighet. Riktvärden för föroreningar har tagits fram med bakgrund mot dels lagkravet i miljöbalken och dels det nationella miljö kvalitetsmålet giftfri miljö (se avsnitt 2.6). Riktvärden finns för de flesta föroreningar som kan innebära fara för människors hälsa eller miljö.

Riktvärdena är framtagna för att kunna jämföra med analyserade halter vid provtagning och följer Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden, där syftet är att långsiktigt minska risken för skada eller olägenheter för människors hälsa och/eller miljö (SPIMFAB, 2012). Halterna skall inte överskrida riktvärdena, om de gör det krävs oftast åtgärder. I riskbedömningen som utförs i detta examensarbete kommer riktvärden att användas schablonmässigt. Fokus hamnar på hur mycket bensen som kan sprida sig och utgöra en risk för människors hälsa. För att göra en bedömning av riskerna används ett slags "Värsta fall" med det maximala uppmätta värdet.

Sveriges Petroleum Institut (SPI) har tagit fram branschspecifika riktvärden för bensen- och dieselanläggningar, i enlighet med Naturvårdsverkets guide för riskbedömningar av förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009a). SPI Miljösaneringsfond AB (SPIMFAB, 2012) har i sin rapport tagit fram riktvärden för bensen, vilka har använts i denna rapport. Dessa riktvärden används som praxis i jämförelse av föroreningshalter i vatten vid enklare grundvattenundersökningar för att bedöma föroreningens farlighet och åtgärder i Sverige. Då undersökningsområdet ligger i närheten av recipienten Husarviken/Saltsjön, har riktvärdet för skydd av ytvatten använts tillsammans med ett riktvärde för skydd mot exponering av ånginträngning. Det förstnämnda riktvärdet blir således ett riktvärde riktat mot miljön i området och det sistnämnda ett hälsobaserat riktvärde för människor som vistas på platsen. Riktvärdet för skydd av ytvatten är beräknat till 1 mg/l och riktvärdet för exponering av bensenångor är beräknat till 0,04 mg/l (SPIMFAB, 2012). Resultaten från fälundersökningen kommer först att jämföras med valda jämförvärden för att konstatera om halterna är relativt höga, normala eller låga.

4.3.2 Korrelation mellan mätmetoder

För att utvärdera provtagningstekniken användes den statistiska metoden stickprov i par. Måttillfället med passiva provtagare och tillfället med traditionell provtagning kan betraktas som parvisa data. Parvisa data uppkommer då samma objekt studeras två gånger men under olika omständigheter. Denna metod används då man vill jämföra systematiska skillnader mellan två mätmetoder. Passiva provtagare tillsammans med traditionell provtagning användes och sedan jämfördes dessa inom varje prov. Det som skall testas är om det finns en statistisk skillnad mellan väntevärdet för provtagning med passiv provtagning och väntevärdet med traditionell provtagning.

Korrelationen mellan mätmetoderna kan formuleras som att testa hypotesen:

$$H_1 : \mu_1 = \mu_2 \quad \text{Formel 7}$$

mot nollhypotesen, det finns en skillnad i väntevärde mellan dataserierna:

$$H_0 : \mu_1 \neq \mu_2 \quad \text{Formel 8}$$

För varje stickprov i par användes följande modell:

$n=5$ stycken grundvattenrör med beteckning j (varierar mellan 1 och n), där det togs ett prov för var och en av de två mätmetoderna, $X_{1,j}$ och $X_{2,j}$. På så vis erhålls $2n$ mätningar.

För varje grundvattenrör bildas differensen, enligt:

$$D_j = X_{1,j} - X_{2,j} \quad \text{Formel 9}$$

Där:

j =beteckning på grundvattenröret, varierar mellan 1 och n

n =antalet mätningar med varje metod

$X_{1,j}$ =mätmetod 1, rör j

$X_{2,j}$ =mätmetod 2, rör j

Ett grovt antagande är att D_j är normalfördelat med $N(\Delta, \sigma^2)$ där σ^2 =standardavvikelsen och Δ =väntevärdet mellan de parvisa mätningarna. Testet går ut på att kontrollera om $\Delta=0$, d.v.s. om man statistiskt kan påvisa att det inte finns någon skillnad mellan mätmetoderna. Genom denna statistiska metod testas om väntevärdet i en normalfördelning av differenserna är noll.

Skattningen av parametrarna har en viss osäkerhet. Denna kan beskrivas av ett konfidensintervall för parametern och inom detta intervall ska det riktiga parametervärdet ligga, i detta fall, med 95 % säkerhet.

Konfidensintervallet för skattningen av väntevärdet för mätningarna kan på så vis beskrivas av:

$$I_{\mu_1} - I_{\mu_2} = D \pm \frac{t \cdot \alpha}{2(n-1)} \cdot s \cdot \sqrt{\frac{2}{n}} \quad \text{Formel 10}$$

Där:

D =variansen

t =t-fördelning

$\alpha=0,05$ (konfidensintervall på 95 % säkerhet)

s =standardavvikelsen

På så vis fås ett nedre konfidensintervall till:

$$I_{\mu_1} - I_{\mu_2} = D - \frac{t \cdot \alpha}{2(n-1)} \cdot s \cdot \sqrt{\frac{2}{n}} \quad \text{Formel 11}$$

Och det övre konfidensintervallet till:

$$I_{\mu_1} - I_{\mu_2} = D + \frac{t \cdot \alpha}{2(n-1)} \cdot s \cdot \sqrt{\frac{2}{n}} \quad \text{Formel 12}$$

4.3.3 Kromatogram

Från de kemiska analyserna kommer laboratoriet att ta fram kromatogram som studeras för att undersöka om bensenhalterna från de olika platserna på området härstammar från samma föroreningskälla, exempelvis från klockolja innehållande bensen från den torra gasklockan.

För att kunna identifiera ursprunget till källan gjordes ett försök att bestämma föroreningsursprunget genom att ta prover på olika ställen där förorenat grundvatten återfunnits och analysera dem på ALS Scandinavia där ett kromatogram togs fram över sammansättningen av föroreningar i provet.

Under den miljötekniska undersökningen togs prover från totalt tre stycken grundvattenrör. Den kromatografiska metoden som använts är gaskromatografi (GC/MS). Resultat från båda metoderna presenteras i ett så kallat kromatogram. I kromatogrammet ser man hur halter av föreningar fördelat sig med retentionstid i minuter på x-axeln och koncentration i $\mu\text{g/l}$ på y-axeln.

Dessa kromatogram jämfördes med varandra för att undersöka om föroreningarna i vattnet hade ursprung i stenkoltjära från gasverkets torra gasklocka eller hade andra gemensamma komponenter.

De grundvattenrör som analyserades med kromatogram var 815_D, 10GA105 och 10GA102, för vilka höga bensenvärden noterats under flera mätserier. Se Bilaga A: Översiktsplan för placering av rör. Dessa kromatogram matchades sedan mot kromatogram för ren stenkoltjära från den torra gasklockan (kallas för gasklocka 4) för att verifiera om klockolja kan vara ursprunget till bensenföreningen.

4.3.4 Beräkning av flödet

En beräkning av flödet utförs med Darcys lag med de lodade grundvattennivåer som erhålls under fältundersökningen. För beräkningar av flödet tillämpas Darcys lag, se Avsnitt 3.3.4 om flöde, Formel 13.

I den här undersökningen fanns det inte möjlighet att analysera markens sammansättning på laboratorium eller göra undersökningarna i fält (provpumpning och slug-test), utan ett approximativt värde kommer ansättas för den hydrauliska konduktiviteten. Hydraulisk konduktivitet på 10^{-5} m/s kommer att användas som ett ”värsta fall”-scenario, d.v.s. transport i moränlagret i undre magasinet.

För att göra en modell av grundvattenflödet och på så vis avgöra i vilken riktning en eventuell föroreningstransport äger rum, så används Surfer 10 som modellverktyg. Surfer 10 är ett Microsoft Windows-baserat program för att göra diverse volymläkningar och 3D-modelleringar.

I programmet har Kriging använts för att interpolera grundvattennivåer mellan mätpunkter. Krigingmetoden är en geostatistisk metod för att interpolera fram värden av en viss variabel i punkter där information saknas. Till skillnad från annan matematisk interpolering som t.ex. linjär matematisk interpolering tar man hänsyn till den verkliga autokorrelationen som man har i sina insamlade data från provtagningar. Metoden bygger på att man tar variansen mellan två punkter, och det åtskiljande avståndet mellan de två punkterna och gör ett antagande utifrån detta.

I den här modellen antas grundvattensflödesriktningarna vara vinkelräta mot de interpolerade grundvattennivåerna. Detta förhållande gäller i strikt mening endast om det geologiska materialet är homogent och isotropt.

4.3.5 Beräkning av föroreningstransport från området.

En enkel beräkning av föroreningstransporten från grundvattenröret gjordes med hjälp av Formel 4 och 5.

Marken varierar mycket i sammansättning och bristen på data gör att antagandena som gjorts är översiktliga. För att kunna göra en riskbedömning kan det dock räcka att göra en grov uppskattning av föroreningstransporten för att få ”värsta fall”.

För att skapa ett ”värsta fall” görs antaganden och förenklingar:

- Ingen diffusion sker i den omättade zonen
- Marken är homogen.
- Marken har samma konduktivitet i alla dimensioner.
- Ingen kemisk reaktion sker, bensen är helt stabil i naturen.
- Minimal nedbrytning av bensen sker i det djupare grundvattenmagasinet till följd av anaerob miljö.
- Marken innehåller låga halter av organiska partiklar.
- Koncentrationen i transporten in till föroreningsområdet antas vara noll medan koncentrationen ut från området styrs av föroreningshalten i medeltal och retardationen av föroreningen i marken.
- Dispersion i annan riktning än i flödesriktning försummas.
- Annat flöde än horisontellt försummas.

5 Utförande

5.1 Fältarbete

För att kartlägga föreningen gjordes en omfattande fältundersökning innehållande JB-sondering, installation och provtagning av grundvattenrör samt provtagning med passiva provtagare. Kontroll av bensenhalten i luft med PID gjordes kontinuerligt under alla delar i fältstudien.

Provtagning av vatten i grundvattenrör på andra ställen i gasverksområdet gjordes för att kontrollera bensenförekomsten och spåra en eventuell källa. Oljeidentifiering gjordes på tre ställen där höga halter av PAH:er och bensen tidigare påträffats. Dessa jämfördes sedan med ett prov på klockolja som togs i en av gasklockorna.

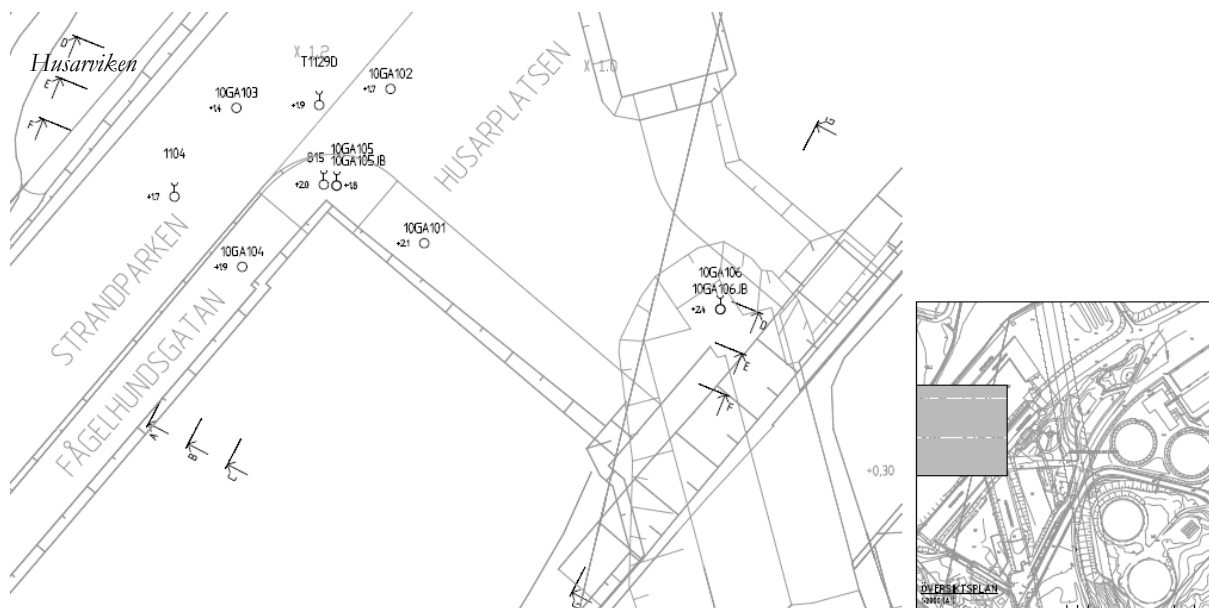
För fullständiga fältprotokoll från varje delmoment, se Bilaga G: Fältprotokoll sonderingar grundvattenrörinställningar och grundvattenprovtagningar.

Resultaten från utförda fältarbeten kommer att behandlas för att kunna dra slutsatser.

5.1.1 Inmätning

Efter provtagningsplanens färdigställande och godkännande, sattes alla provpunkter ut i fält. För utsättningen av provpunkter användes en differentiell GPS med noggrannhet på 3 mm.

Provtagningsplanen, se Figur 21 inkluderade initialt JB-sondering i sex punkter inom femton meters radie kring 815D, ned till berg. Innan JB-sonderingen mättes alla punkter in i koordinatsystemet ST74. Som nollnivå valdes medelvattenytan i Stockholm år 1900 (RH00). Provpunkterna namngavs efter systemet årtal+Golder Associates förkortning+serienummer. Koordinaterna för JB-sonderingen visas i Tabell 4. Efter JB-sonderingen valdes några av provpunkterna ut för att installera grundvattenrör.



Figur 21: Provtagningsplan över planerade jord-bergsonderingar (10GA101 till 10GA106 JB) samt de planerade grundvattenrören 10GA105 och 10GA106 utifrån de gamla rören 815D, 1104 samt T1129D. Skala 1:400. Se även Bilaga B: Plan för grundvattenrör och JB-sonderingar.

Tabell 4: Inmätta koordinater för JB-sondering i sex stycken punkter, samt de tre gamla rören 815D, T1129D och 1104D.

Inmätning	X	Y	RH00
10GA106	81828,87	101814,2	2,452
10GA105	81844,86	101764,7	1,513
10GA104	81834,38	101752,5	1,928
10GA103	81854,92	101751,7	1,372
10GA102	81857,37	101771,6	1,678
10GA101	81837,42	101776	2,114
815D	81845,47	101762,9	1,752
T1129D	81855,28	101762,4	2,433
1104D	81843,44	101743,8	1,692

Utifrån inmätta punkter anlitas därefter en borrfirma för att utföra JB-sonderingen. JB-sonderingen skulle sedan vara underlag för att utveckla provtagningsplanen att även inkludera grundvattenrör i valda punkter, utifrån resultat.

5.1.2 Screening med JB och provtagning i sondstål

Undersökningen av bensenföreningen hade utgångspunkt från 815D för att försöka avgränsa föreningen i området samt kontrollera om läckage från gasklockan kan vara en möjlig källa. För att undersöka föreningens utbredning horisontellt samt den vertikala spridningen i grundvattnet utfördes en inledande screening av området genom att grundvattenprover togs ut på flera nivåer i jordprofilen under en jord- och bergsondering (JB-sondering).

JB-sonderingen utfördes av borrentreprenören PG Geoteknik 2010-04-14 till 2010-04-15. Tyvärr noterades inte kraften eller slagen vid sonderingen varför inget protokoll över jordlagerföljden erhöles.

Vid borrningen noterade fältingenjören endast jordart vid avvikelser som lukt och färgförändringar på det material som kom upp från borrningen. Därför saknas de exakta djupen för de olika jordlagren. Resultaten är sammanställda i Bilaga G: Fältprotokoll sonderingar grundvattenrörinställningar och grundvattenprovtagningar.

För varje provpunkt uttogs två prover i glasvialer. Alla vattenprov togs i vialer där de fylldes till ca hälften. I vialen erhöles då en luftvolym till vilken eventuellt förekommande bensen i provet kunde avgå till gasfas. Gasfasen mättes sedan med fotojoniserings detektor (PID) ämnesspecifikt för bensen. Resterande vialer, totalt sexton stycken, skickades på analys till ALS Scandinavia AB i Täby.

De geotekniska förhållandena med stora block och stenar, samt att luft användes som spolmedium, skapade svårigheter att få upp grundvatten i PEH-slangen. Luften och leran skapade ett motsug som gjorde det omöjligt att få upp prover under lerlagret. Under borrningen av provpunkt 10GA106 gick sonderingsstålet av, varför endast ett prov kunde uttas under screeningen.

5.1.3 Installation av grundvattenrör

Efter screeningen av bensenhalter i grundvattnet i samband med JB-sondering installerades två nya grundvattenrör med hjälp av maskinell borrning med foderrör. Borrbandvagnen var utrustad med foderrör och excentrisk borrkrona av typen Odex för att kunna driva ned rören effektivt igenom jordlagren ned till morän ovan berg. Modellen på borrbandvagnen var av största typ för att effektivt kunna borra igenom stora block och grovkorniga jordarter i jordlagren. De två rören sattes ned till berg med filtersättning i moränen ovan berg. Filterrören hade en slitsbredd på 0,3 mm, diameter 50 mm och längd på 1 meter och innehöll ett inbyggt sandfilter för att slitsarna inte skulle sätta igen av lera som tränger in. Placeringen av rören gjordes med beaktande av att föroreningshalten i morän skulle undersökas. Detta för att kunna dra slutsatser om föroreningstransport via sprickigheter i berggrunden och i det vattenförande moränlagret. Borrning utfördes av borrentreprenören PG Geoteknik 2010-04-20.

Valda provpunkter att sätta grundvattenrör bestämdes till:

- 10GA105, då den ligger ca 1,5 meter ifrån 815D
- 10GA106 ligger i den lågpunkt i bergets överyta som observerats i den geologiska tolkningen.

Under JB-sonderingen kunde inga prover tas under lera i provpunkterna 10GA105 och 10GA106, eftersom det bildades ett vakuum i leran som gjorde att vattnet inte kunde stiga. Därför blev dessa provpunkter extra intressanta att undersöka.

Placeringen av rören planerades med hänsyn till planerad byggnation i området så att de skulle kunna användas under hela entreprenaden samt för kontrollprogram i framtiden. Varje grundvattenrör mättes in i x-y- och z-led, vilket redovisas i Tabell 4. Rörens placering redovisas i Figur 21.

Under den tid borrningen utfördes gjordes kontinuerliga mätningar av bensen i utomhusluften med en PID. Syftet var att undersöka om bensenföroreningen kan detekteras i de aerosoler som uppstår vid borrningen. Resultatet från dessa mätningar skulle ge vägledning om behovet av användning av skyddsutrustning för den personal som ska utföra borrhings- och pålningsarbeten i området.

I samband med omsättning av vatten i rören togs temperatur, pH och konduktivitet i rören innan de passiva provtagarna placerades ut. Omsättning görs för att avlägsna finmaterial från rör och sandfilter samt att få bort påverkat grundvatten.



Figur 22: Borrbandvagn för sondering, rördrivning och provtagning, här vid grundvattenrörinstallation i punkten 10GA106. Borrbandvagnen var av modellen Klemm, vilken är den största borrbandvagnen för borrhning i blockiga grovkorniga jordlager.

På grund av block och sten i fyllnadsmassorna och de relativt mäktiga jordlagren var installationen av de två rören komplicerad och tog längre tid än planerat. I punkten 10GA106 gick borrkronan sönder p.g.a. stora block i fyllningen och foderröret kilade fast mellan blocken.



Figur 23: Kraftig lukt av lösningsmedel och petroleum i grundvattennet i JB-sonderingspunkt 10GA102.

5.1.4 Traditionell provtagning

Traditionell provtagning av grundvatten utfördes efter omsättning av grundvattennet i rören. Innan provtagningen noterades pH, konduktivitet och temperatur.

Före provtagningstillfället lodades grundvattennytan och djupet noterades som avstånd i meter från rörets överkant (RÖK) till grundvattennytan. Volymen omsatt vatten var mellan två och tre rörvolymmer. Det förorenade omsättningsvattnet togs om hand i dunkar och hämtades upp av personal från mottagningsanläggningen SITA.

Vid den traditionella provtagningen togs vattenprover efter omsättning i toppfyllda 0,5 liters glasflaskor med tätande teflonpackning i korken. Prover togs i samma rör och på samma djup som vid den passiva provtagningen.

5.1.5 Passiv provtagning

Efter installation av grundvattennör, omsättning och traditionell provtagning monterades de passiva provtagarna. Vid upptagning och nedsättning av de passiva provtagarna noterades temperatur, pH och vattnets konduktivitet i fält. Efter 10 veckor i fält togs de passiva provtagarna upp. Enligt studier har man inte kunnat visa några förluster av föroreningar upp till en timme i 21°C i diffusionsprovtagaren (Vroblesky och Campbell 2001) men för att minimera eventuella förluster togs proverna ut i vialer i fält. Provet uttogs direkt från provtagaren med ett sugrör ned till en vial som halvfylldes och förslöts direkt med en vialtång. Två prover från varje rör togs och skickades direkt till laboratoriet ALS Scandinavia AB i Täby för analys. Vid alla mättillfällen noterades grundvattennytans läge i rören.

Proverna, totalt fem stycken, analyserades med avseende på BTEX och naftalen med metoden ”Headspace GC/MS”. GC/MS-tekniken bygger på separation av de ingående molekylerna följt av detektion. Föreningarna förgasas och drivs in i en kolonn där de passerar olika snabbt beroende på föreningens kemiska struktur.

Multipla passiva provtagare (se Figur 20) på olika nivåer i grundvattenröret kan ge information om koncentrationsgradienten i vertikalled men p.g.a. osäkerheter kring det vertikala flödet i marken valdes att sätta enkla passiva diffusionsprovtagare i alla rör.

6 Resultat

6.1 Analyser av bensen

6.1.1 Allmänt

Alla analyser utfördes av ALS Scandinavia i Täby. Proverna analyserades med headspace-GC/MS.

Alla föroreningshalter i vatten har jämförts med SPIMFABs riktvärde för skydd av ytvatten 0,04 mg/l och riktvärde för ånginträngning 1 mg/l (SPIMFAB, 2012). Se avsnitt 4.3.

I Bilaga F: Analysresultat kartor, finns alla resultat från respektive provtagning illustrerat grafiskt.



Figur 24: Analyser av grundvattenprover från fältundersökningen med metoden GC/MS-headspace teknik på ALS Scandinavia. Från vänster: vialer med grundvattenprover, vialer installerade för analys i GC/MS-apparaten, BTEX-program används för headspace-analysen.

6.1.2 Screening med JB och provtagning i sondstål

En fotojoniseringsdetektor (PID) användes för att initialt kontrollera bensenhalterna i grundvattnet genom att mäta gasen ovanför vattenfasen i vialerna. Resultaten är sammanställda i Tabell 5. Notera att för vissa av vialerna orsakade ett vakuum pumpstörning i instrumentet så att flödet blev otillräckligt till fotojoniseringsmätaren, vilket gjorde att resultaten inte kan jämföras med de högsta värdena som erhöles vid de andra mätningarna (anmärkning ¹) och ²) i Tabell 5).

Den högsta halten (0,1 ppm) från PID-mätningarna under fältarbetet erhöles under omsättning av 815D i fält. Halterna från PID-mätningarna från screeningen var genomgående generellt låga men översteg bakgrundshalten av bensen i storstäder (5 ppm) i punkt 10GA102, 10GA104 och 10GA103 och 10GA105(jämför med Tabell 15).

Tabell 5: Resultat av bensenhalt i gasfas mätt med fotojoniseringsdetektorn (PID). Bensenhalten visas i parts per million (ppm). Djup anges i meter under markytan (m.u.m). Anmärkning 1) Vakuum bildades i headspace-vialen vilket orsakade pumpstörningar i PID 2) Högsta värde vid normalt flöde i PID.

Provpunkt:	Djup [m.u.m]:	Bensenhalt [ppm]:
10GA101	4	0 ¹⁾
	7	1,15 ¹⁾
	12,5	2 ²⁾
	17	0,65 ²⁾
10GA102	4	1,8 ²⁾
	11,2	133 ²⁾
	16	161 ²⁾
10GA103	3	4,5 ¹⁾
	5,4	31 ²⁾
	14	0,05 ¹⁾
	12	0,2 ¹⁾
	17	0,1 ¹⁾
10GA104	6	124 ²⁾
10GA105	7	6 ²⁾
10GA106	8	0,7 ²⁾

För att verifiera bensenhalterna i Tabell 5, som erhöles under JB-sonderingen, skickades vialerna in på analys för BTEX. Vattenproverna (15 stycken) analyserades med avseende på BTEX.

Prover från 10GA103 (3 m) och 10GA104 (11,5 m) kasserades då proverna innehöll för mycket suspenderat material och vattenfasen var för liten (10 ml vattenfas är minimigräns för BTEX-analysen).

I Tabell 6 redovisas analyserade bensenhalter i vatten. Som jämförvärden för bensenhalterna har SPIMFAB:s riktvärden för bensinstationer använts; d.v.s. riktvärde för exponering av ångor (0,04 mg/l) och för skydd av ytvatten (1 mg/l) (SPIMFAB, 2012). Halter som överskrider dessa värden har fetmarkerats och understrukits. De halter som enbart överskrider riktvärdet för ytvatten har fetmarkerats.

Tabell 6: Analyserade bensenhalter från JB-sonderingen. Halterna jämförs med SPIMFABS riktvärde (SPI-RV). (SPIMFAB, 2012). Djupet angivet som meter under markytan.

Provpunkt:	Djup [m.u.m]:	Bensenhalt [mg/l]:	SPI-RV ytvatten [mg/l]:	SPI-RV ångor [mg/l]:
10GA101	4	0,0008	0,04	<u>1</u>
	7	0,0003	0,04	<u>1</u>
	11,5	0,3	0,04	<u>1</u>
	17	0,008	0,04	<u>1</u>
10GA102	4	0,002	0,04	<u>1</u>
	11,2	12	0,04	<u>1</u>
	16	9,5	0,04	<u>1</u>
10GA103	12	0,006	0,04	<u>1</u>
	14	0,001	0,04	<u>1</u>
	17	0,0009	0,04	<u>1</u>
10GA104	6	0,3	0,04	<u>1</u>
	14,5	0,01	0,04	<u>1</u>
10GA105	6	0,002	0,04	<u>1</u>
	11	0,001	0,04	<u>1</u>
	15	0,095	0,04	<u>1</u>
10GA106	4	<0,0002	0,04	<u>1</u>

I Figur 25 illustreras resultaten från provtagningen i sondstålet och färgerna och storleken på cirkeln vid varje provtagningspunkt visar hur höga halterna var.



Figur 25: Illustration av resultatet av analyserade bensenhalter från JB-sonderingen. För varje sonderingspunkt illustreras det högsta uppmätta värdet, se Tabell 6.

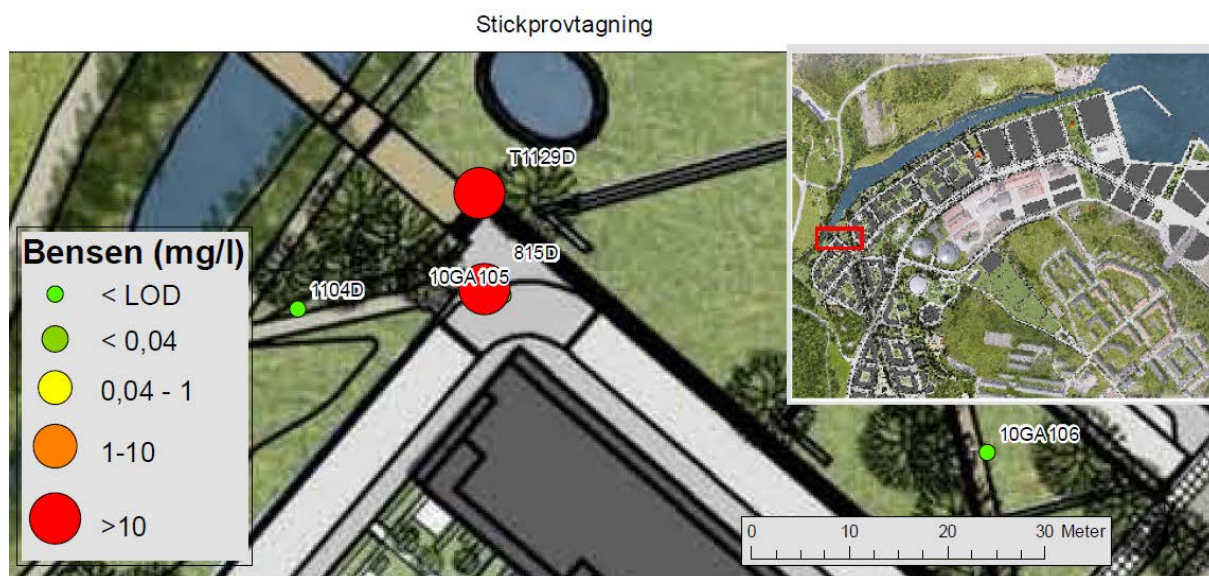
Analysresultaten för proverna tagna genom JB-sondstålet påvisar bensenkoncentrationer överstigande riktvärdet för ångor i fyra av de sex sonderingspunkterna på nivåer mellan 6 och 15 m under markytan. I punkt 10GA106 som inte påvisade några koncentrationer av bensen kunde inga prover tas på dessa nivåer.

6.1.3 Traditionell provtagning (stickprov)

Taditionella provtagning med stickprov gjordes i fem punkter. Resultatet tillsammans med riktvärden för exponering av ångor (0,04 mg/l) och för skydd av ytvatten (1 mg/l) finns sammanställda i Tabell 7 och i Figur 26.

Tabell 7: Analyserade bensenhalter från stickprov med jämförelse mot riktvärden för skydd av ytvatten och rikvärde för skydd mot ånginträning. Djupet angett som meter under markytan (m.u.m). Ändelsen _SP står för "Stickprov".

Provpunkt:	Djup [m]:	Bensenhalt mg/l):	SPI-RV ytvatten [mg/l):	SPI-RV ångor [mg/l):
10GA106_SP	27	<0,0001	0,04	<u>1</u>
10GA105_SP	13	<0,0001	0,04	<u>1</u>
T1129D_SP	11	<u>75</u>	0,04	<u>1</u>
1104D_SP	7	<0,0001	0,04	<u>1</u>
815D_SP	10	<u>43</u>	0,04	<u>1</u>



Figur 26: Illustration av resultatet av analyserade bensenhalter från stickprovtagningen. För varje sonderingspunkt illustreras det högsta uppmätta värdet, se Tabell 7.

Topppnoteringen av bensen är fortfarande, liksom tidigare studier och resultat visat, grundvattenrör T1129D (75 mg/l) följt av 815D (43 mg/l). De övriga rören hade bensenhalter som låg under detektionsnivån.

6.1.4 Passiva provtagare

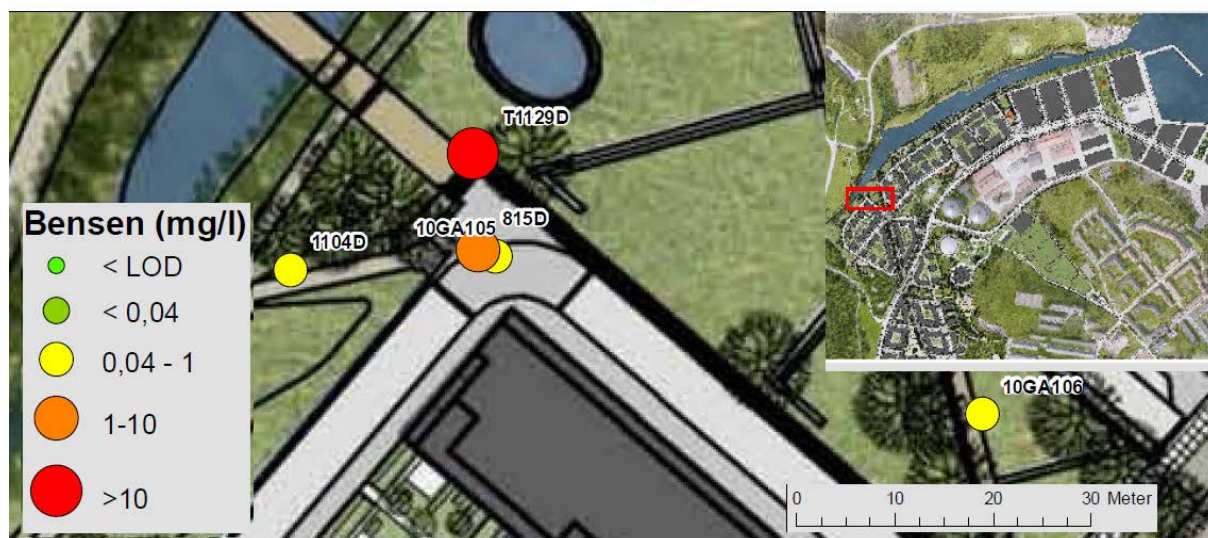
Resultatet från de passiva provtagarna redovisas i Tabell 8, tillsammans med jämförelse av riktvärden för exponering av ångor (0,04 mg/l) och för skydd av ytvatten (1 mg/l).

Resultaten av den passiva provtagningen illustreras i Figur 27.

Tabell 8: Analyserade bensenhalter från den passiva provtagningen med jämförelse med riktvärde för skydd av ytvatten samt riktvärde för skydd mot ånginträning. Djupet angivet som meter under markytan (m.u.m).

Provpunkt:	Djup [m.u.m]:	Bensenhalt [mg/l]:	SPI-RV ytvatten [mg/l]:	SPI-RV ångor [mg/l]:
10GA106	27	0,19	0,04	<u>1</u>
10GA105	13	<0,00020	0,04	<u>1</u>
T1129D	11	<u>27</u>	0,04	<u>1</u>
1104D	7	0,056	0,04	<u>1</u>
815D	10	<u>2,8</u>	0,04	<u>1</u>

Passiv diffusionsprovtagning



Figur 27: Illustrering av resultatet av analyserade bensenhalter från den passiva provtagningen.

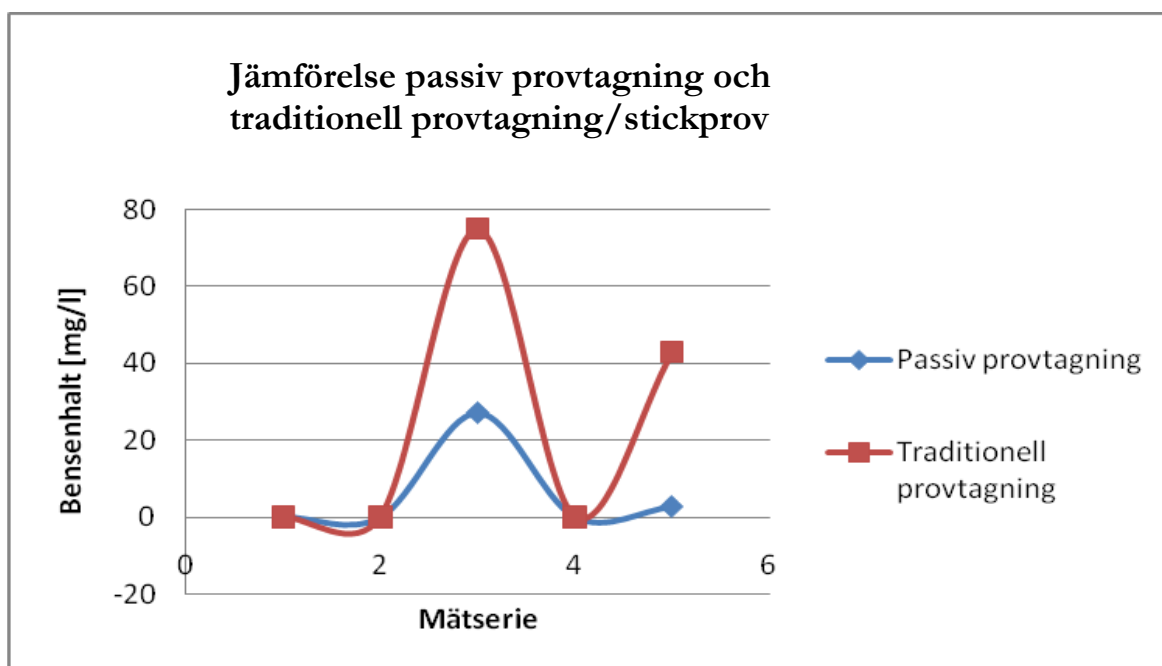
Provtagningen med passiva provtagare visar att högst halter påträffats i rören 815D (2,8mg/l) och T1129D (27 mg/l). D.v.s. mycket lägre än hos stickproverna. Även i 1104D fanns detekterbara halter vid den passiva provtagningen.

Resultatet av halterna från 10GA105 låg under laboratoriets rapporteringsgräns, där provtagningen i sondstålet/JB, nivå 15 m under markytan, tidigare påvisat halter motsvarande ca 2 ggr riktvärdet för ångor.

I punkt 10GA106 där provtagningen i sondstål/JB inte varit möjlig på djupare nivåer, detekterades en halt av bensen i moränen 27 m under markytan (ca 5 ggr riktvärdet för ångor).

6.2 Korrelation mellan passiva provtagare och traditionell provtagning

Generellt tyder analysvaren på att traditionell provtagning ger högre halter av bensen i de grundvattenrör som tidigare haft höga halter. Den passiva provtagaren verkar dock vara mer effektiv för att påvisa låga halter och har visat detekterbara halter av bensen i fler rör än vid den traditionella provtagningen. För en jämförelse av halter med respektive metod, se Figur 28.



Figur 28: Jämförelse av bensenhalter mellan passiv provtagning och traditionell provtagning.

För att undersöka om de olika metoderna skiljer sig åt har halterna jämförts som stickprov i par. Bensenhalterna och differensen mellan metoderna redovisas i Tabell 9. För analys svar som rapporterats med bensenhalt med tecknet mindre än, har rapporteringsgränsen för laboratorieanalysen använts. Det detekterade värdet är således ett slags "worst case" av den verkliga halten. Hela beräkningen visas i Bilaga H: Dokumentation av statistisk metod i MATLAB.

Tabell 9: Bensenhalter och differensen, D_j , mellan de två mätningarna enligt metoden stickprov i par.

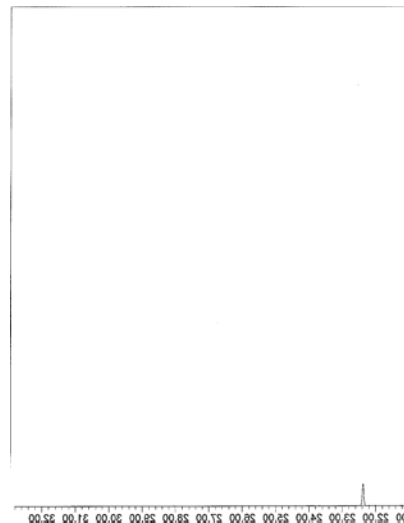
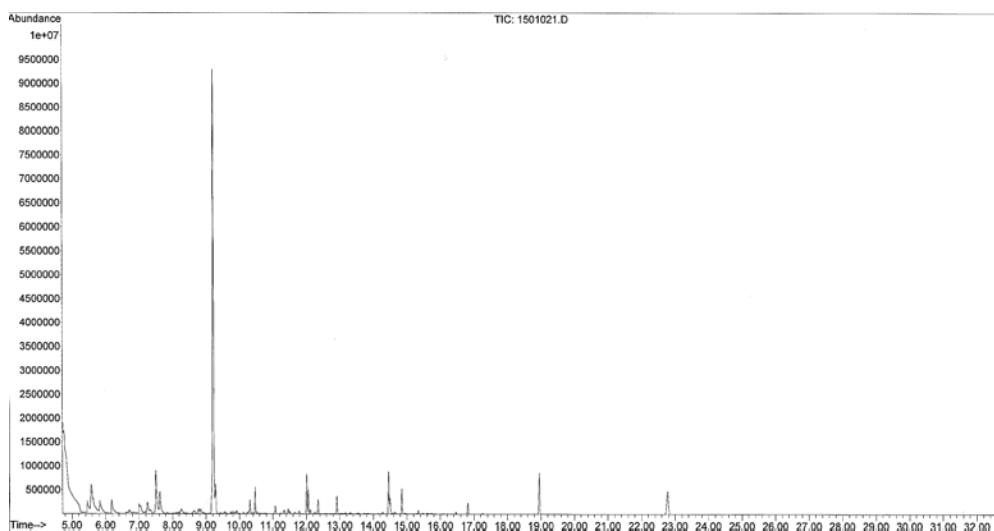
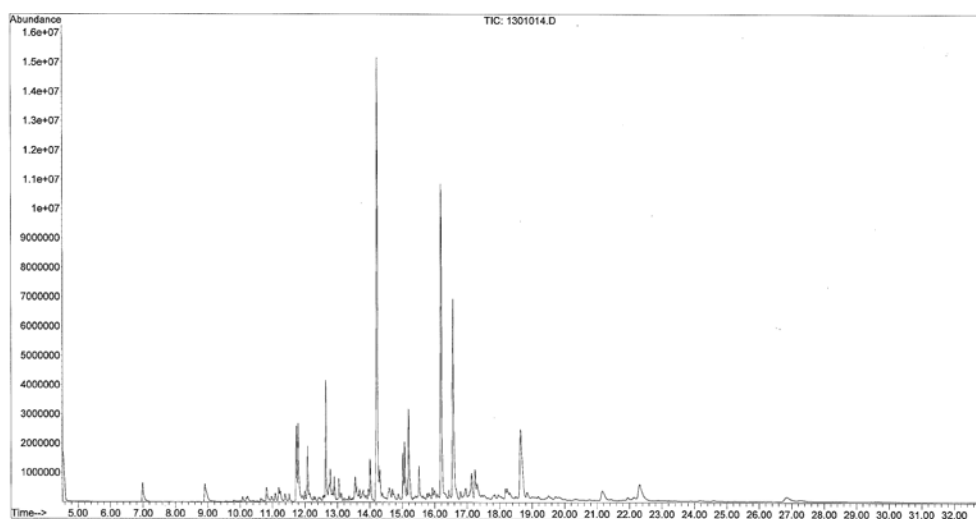
Bensenhalt [mg/l]	10GA106	10GA105	T1129D	1104D	815D
Passiv provtagning	0,19	0,002	27	0,056	2,8
Traditionell provtagning	0,001	0,001	75	0,001	43
Skillnad, D_j	0,189	0,001	-48	0,055	-40,2

Enligt modellen fungerade en lognormalfördelning bäst till våra data varför logaritmerade värden användes som $\log N(\Delta, \sigma^2)$. Genom denna statistiska metod testas om väntevärdet i en lognormalfördelning av differenserna är noll. Enligt Formel 11 och Formel 12 fås ett övre konfidensintervall på $-7,5 \cdot 10^{-3}$ för väntevärdet av differensen och väntevärdet för det nedre konfidensintervallet blir $-2,7 \cdot 10^{-4}$. Detta innebär att konfidensintervallet för differensen mellan mätningarna inte täcker noll och därmed kan vi inte säga att metoderna är likvärdiga med 95 % säkerhet. För de bensenhalter som erhållits i den här fältundersökningen kan nollhypotesen inte förkastas med 95% säkerhet d.v.s. det finns skillnader i mätdata och väntevärdet för stickproverna i par är med 95% säkerhet olika. Sannolikheten för att halter från den passiva metoden är lika som från den traditionella metoden är låg. Den traditionella provtagningen och passiva provtagningen ger olika bensenkoncentrationer och metodernas data kan inte jämföras tillsammans.

6.3 Kromatogram

Kromatogram skapades för några av proverna genom GC/MS-analysen på laboratoriet, för att ta reda på om bensenföreningen i 815D hade samma ursprung som de andra bensenförorenade proverna. Polyaromatiska kolväten (PAH) valdes ut som förorening för en jämförelse mellan grundvattenproverna och ren stenkoltjära. Ren bensen kunde inte kromatogrambestämmas i laboratoriet.

Vid analys av kromatogrammen kan man snabbt konstatera att föroreningarna är mycket olika. Då man jämför halterna (y-axeln) med retentionstiden (x-axeln) ser man att topparna inte ligger på samma ställe i de olika kromatogrammen. I halterna som rapporterats skiljer sig förhållandet mellan lättare och tyngre PAH markant mellan de olika proverna, se Figur 29. De två prover som möjligen skulle kunna ha samma ursprung är 815D och 10GA102, men inte heller där är likheterna särskilt stora. De andra proverna, skiljer sig helt åt från varandra.



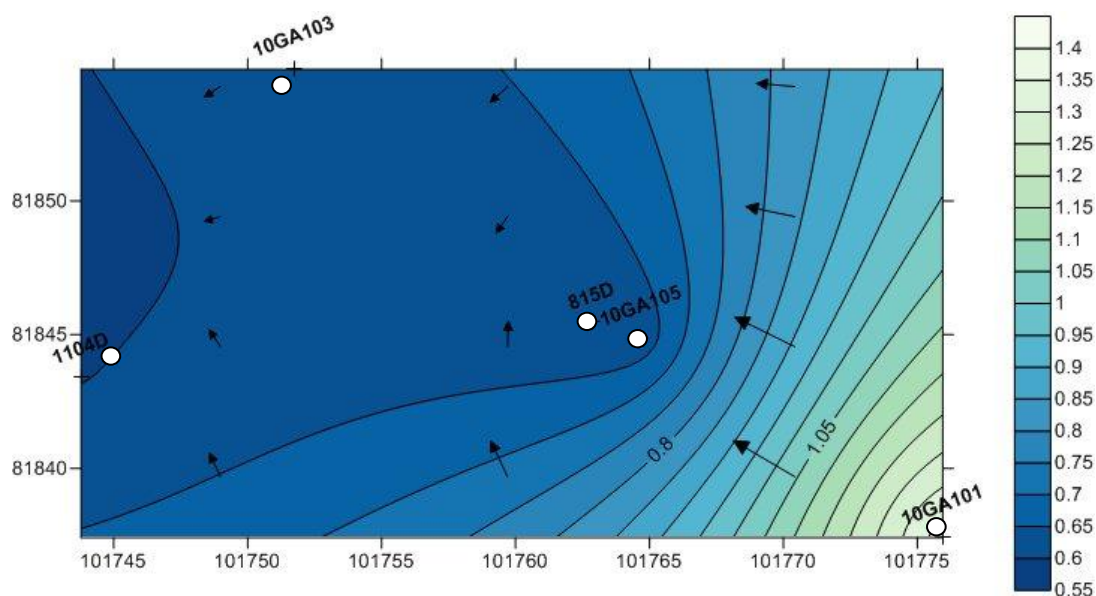
Figur 29: Jämförelse av kromatogram för proverna 10GA105 (överst), 10GA102D (mitten) och 815D (underst).

6.4 Beräkning av flödet

Grundvattennivåerna har mätts i de djupa rören vid två provtagningstillfällen samt en extra gång efter installationen av grundvattenrörför att kunna beräkna flödet i området och få en uppfattning om vattenföringen i marken. Tre mätomgångar har valts ut för att göra en flödesmodell. Endast grundvattennivåer, mätta i rör som är installerade med samma metod, har beaktats i beräkningen.

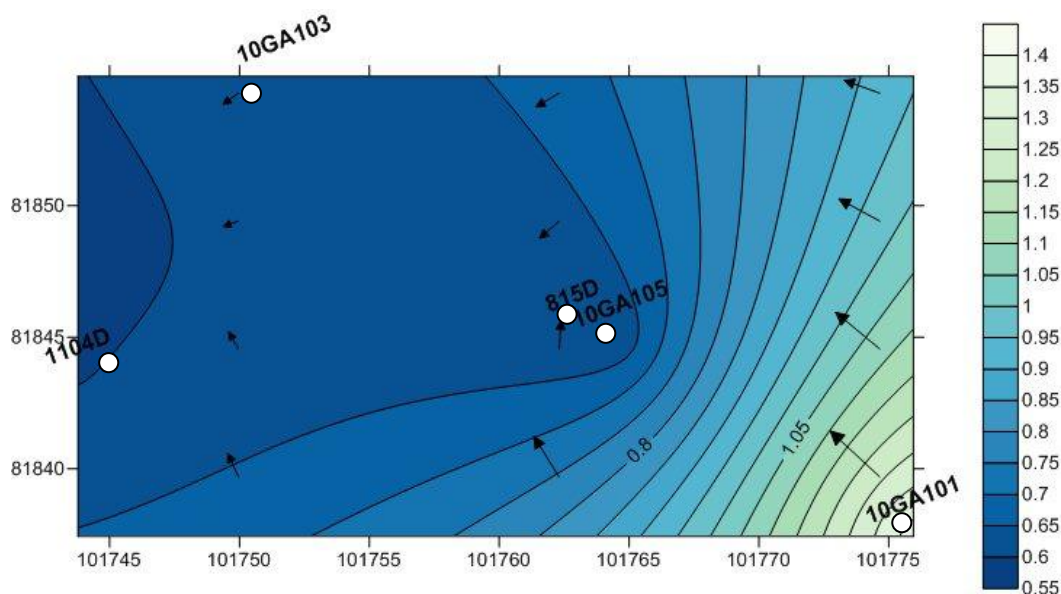
Grundvattnets strömningsriktning konstruerades i visualiseringsprogrammet Surfer 10. Resultaten visas i Figur 30-Figur 33.

För mätomgång 2010-04-14 (i samband med JB-sonderingarna) indikeras ett flöde mot Husarviken (nordväst i bilden) från 815D, 10GA105, 10GA101 och 1104D medan mätningen i 10GA103 tyder på ett mer syd-västligt flöde.



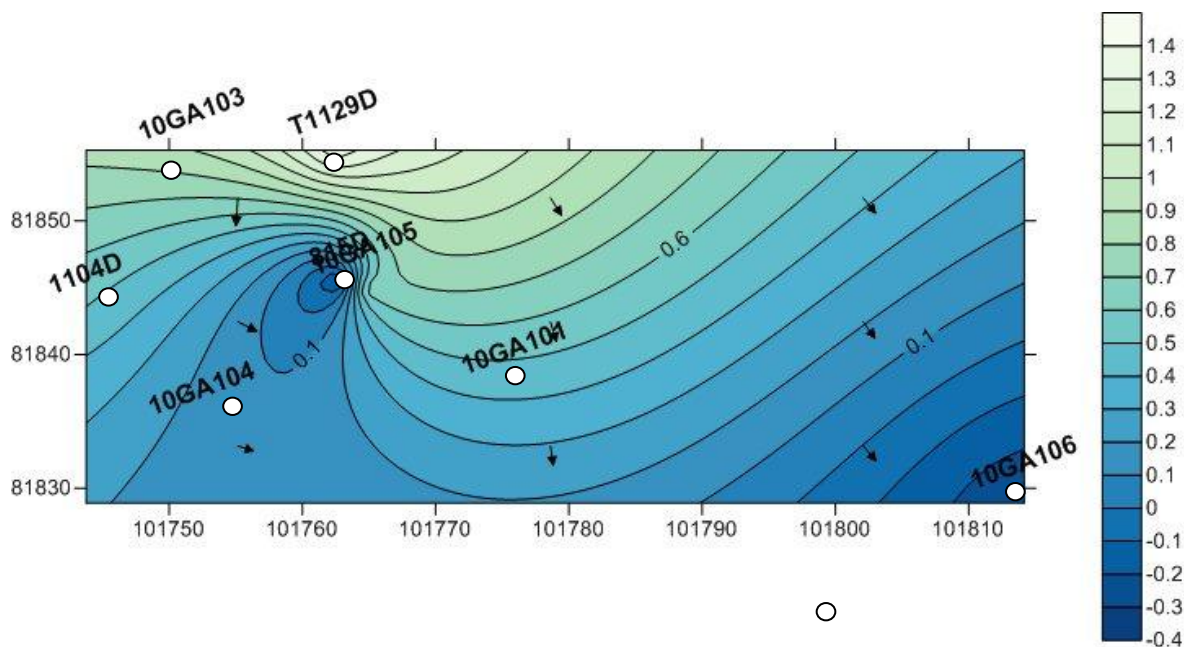
Figur 30: Grundvattennytans nivå för 2010-04-14 interpolerad med kriging i Surfer10. Grundvattennytan visas i meter över havet (RH 00). Se Figur 21 för översiktskarta och provpunkternas läge.

För mätomgång 2010-08-07 (i samband med vattenprovtagningen) finns, liksom i april, ett flöde mot Husarviken (nordväst i bilden) medan 10GA103 avviker från detta.



Figur 31: Grundvattenytans nivå för 2010-08-07 interpolerad med kriging i Surfer10. Grundvattenytan visas i meter över havet (RH 00). Se Figur 21 för översiktskarta och provpunkternas läge.

För mätomgången i september 2010 noteras ett helt annat flödesmönster (i samband med upptagning av passiva provtagare). I Figur 32 finns ett tydligt flöde från Husarviken i alla mätpunkter. Lägsta grundvattennivå finns i 815D medan grundvattenytan har stigit i T1129D.



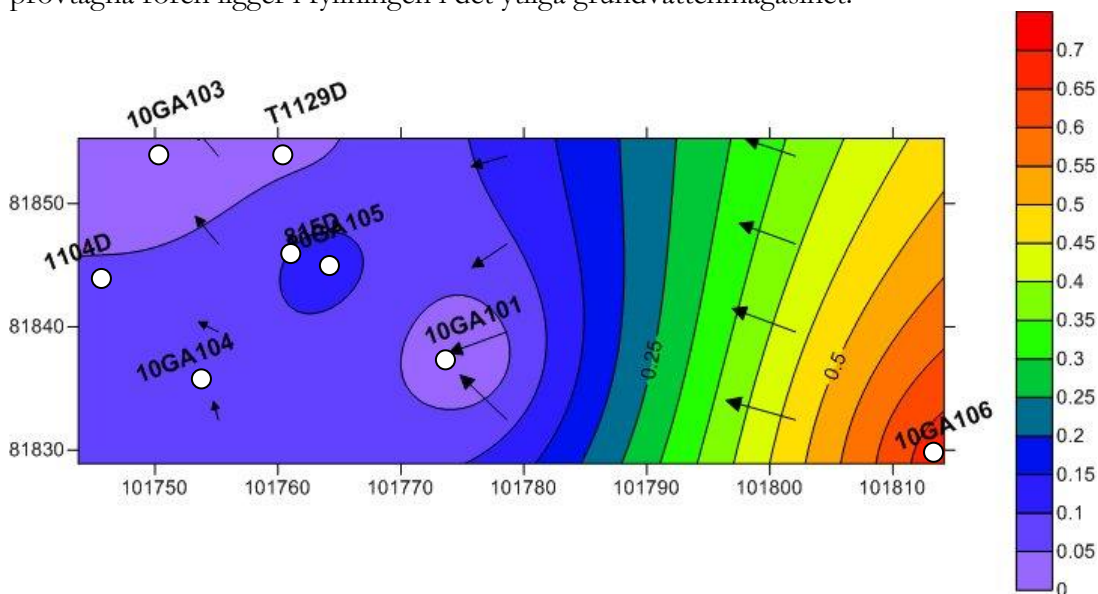
Figur 32: Grundvattenytans nivå för 2010-09-16 interpolerad med kriging i Surfer10. Grundvattenytan visas i meter under havsnivå (RH 00). Se Figur 21 för översiktskarta och provpunkternas läge.

Förklaringen kan vara att det i slutet av september var mycket torrt i Stockholmsområdet efter en mycket varm sommar med lite nederbörd. Grundvattenytan var således lägre, och grundvattenni-

vån från ytvattnet från Husarviken gjorde att vattnet rörde sig in genom fyllningen och mot provpunkterna.

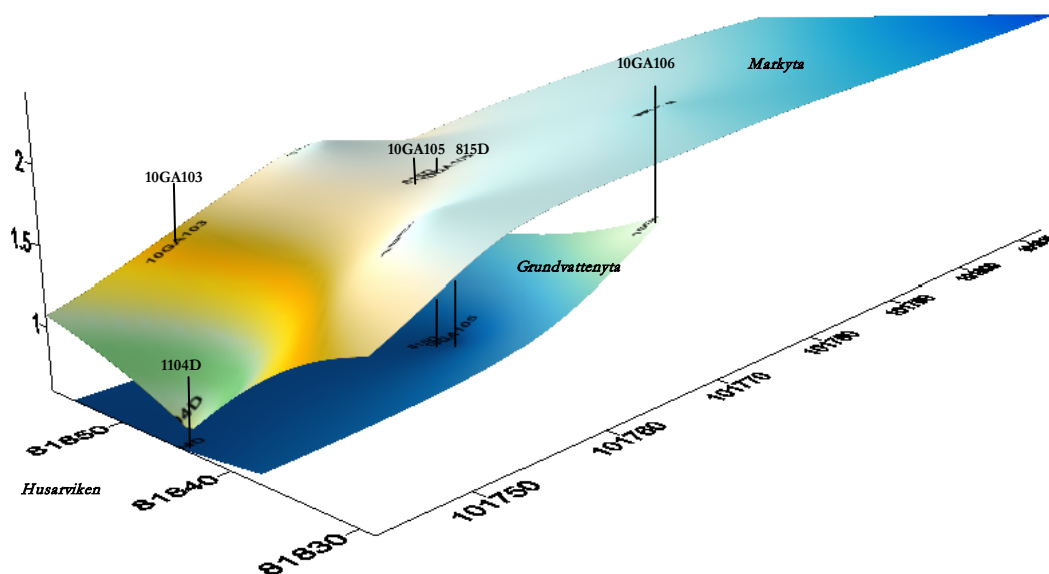
För att undersöka vart i området grundvattennivåerna fluktuerar mest gjordes en modellering på standardavvikelsen av erhållna mätvärden. Resultaten redovisas i Figur 33 och visar att grundvattenytan varierar mest längst bort från Husarviken (röd/orange färgskala i figuren).

Ju längre bort från Husarviken, desto mer påverkas grundvattnet mellan provtagningstillfällena. Förklaringen torde vara att 10GA106 är installerad i ett eventuellt undre magasin och de andra provtagna rören ligger i fyllningen i det ytliga grundvattenmagasinet.



Figur 33: Standardavvikelsen hos alla mätningar av grundvattenytans nivå, interpolerade med kriging i Surfer10. Förändringarna i grundvattennivån visas i meter. Se Figur 21 för översiktsskarta och mätpunkternas läge.

För att visualisera grundvattnets nivå i förhållande till markytan plottades alla mätpunkter i området mot grundvattenytans läge vid provtagningstillfället i april. Resultatet ses i Figur 34 och figuren visar en gradient mot 815 D vidare mot 1104D, som är lägsta punkt.



Figur 34: Grundvattenytans nivå från provtagningsstillfället 2010-04-14, tillsammans med marköverytan, punkterna är interpolerade med kriging i Surfer10.

Figur 30 till Figur 34 visar inte på något entydigt flöde över tid, utan flödet mellan provpunkterna verkar ibland byta riktning.

Då fyllnadsmassorna står i kontakt med ytvattnet från Husarviken i området, borde således flödet variera med vattenståndet i Husarviken. Det gör att vattnets flödesriktning påverkas av vattenståndet i ytvattnet i Husarviken och att grundvattenflödet kan gå både i riktning mot och bort från viken.

Att beräkna Darcyflödet när mätningarna inte är helt entydiga i flödesriktning är vanskligt, men har gjorts ändå baserat på ett medelvärde från provtagningsstillfällena.

För att beräkna Darcyflödet över hela provtagningsområdet användes medelvärdet av utförda mätningar på grundvattenytans läge. Darcyflödet baseras på skillnaden i grundvattennivåer, Δh , och maximal skillnaden mellan provtagningsstillfällena var ca 1,2 m mellan T1129 och 10GA106.

Darcyflödet har beräknats genom Darcys lag, Formel 1. Grundvattenmagasinets mäktighet kring de installerade rören har uppskattats genom att titta på sektioner i den geologiska tolkningen i 3D (utifrån borrhål och sonderingar), se Bilaga E: Geologisk tolkning i 3d. Det undre magasinet antas ha en medelmäktighet av ca 10 meter, baserat på de geologiska tolkningarna med den effektiva porositeten 3 %. Områdets har en area av ca 30×70 m, vilket ger en grundvattenvolym där vattnet kan röra sig på $10 \times 30 \times 70 \times 0,03 = \text{ca } 60 \text{ m}^3$. Under omsättningen inför grundvattenprovtagningen sjönk grundvattenytan snabbt vid pumpningen och hela rörets vattenvolym tömdes snabbt. Vattennivån återhämtade sig dock relativt snabbt vilket tyder på genomsläpplig mark med relativt hög hydraulisk konduktivitet i det filtersatta området. I det djupare vattenförande jordlagret ovan berg, finns mer finmaterial, varför konduktiviteten ansattes till $1 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (se Tabell 2). Materialet antas vara homogent över hela volymen, vilket är en kraftig förenkling. Beräkningen nedan baseras på grundvattennivåmätningar i det undre magasinet, där de nyare rören installerades.

Då en överslagsberäkning utförs med Darcys lag ger det ett flöde genom området av ca 0,02 l/s (660 m³/år) i det undre magasinet. För att ta fram vattnets verkliga flödes hastighet, måste även markens effektiva porositet beaktas. Med parametrar enligt ovan fås den effektiva flödes hastigheten 35 m/år.

6.5 Beräkning av föroreningstransport från området.

En grov uppskattning av föroreningstransporten beräknades genom flödes hastigheten. Tiden för att transportera vattnet 30 meter, som skulle motsvara en sträcka från 815D ut till Husarviken, beräknas till:

$$t = \frac{\Delta x}{V_p} = \frac{30m}{35} = 0,8\text{år} = 10\text{månader} \quad \text{Formel 13}$$

Denna grova uppskattning bygger på ett slags värsta fall, med uppskattade maximala värden för hydraulisk gradient och konduktivitet. Om vattnets flödes hastighet var den enda faktorn för föroreningstransporten skulle föroreningen i vattnet röra sig ca 35 m per år och det skulle således ta 10 månader för föroreningen att röra sig ut till Husarviken.

För en grov uppskattning av föroreningstransporten från bensenområdet med retardation och sorption i beaktande, beräknades retardationskoefficienten för bensen:

$$R = \left(1 + \frac{K_{oc} \cdot \int_{oc} \cdot \rho}{\eta}\right) = \left(1 + \frac{10^{1.92} \cdot 0.001 \cdot 1.7}{0.3}\right) = 1,47$$

Med beräknad retardation skulle transporttiden istället bli:

$$t = \frac{\Delta x}{V_p} \cdot R = \frac{30m}{35} \cdot 1.47 = 1,3\text{år}$$

Med retardation i form av sorptionen till organiskt material skulle det alltså ta 1,3 år att transportera föroreningen 30 m, givet våra antaganden.

För t.ex. stenkoltjärna, som kunde vara en potentiell källa till bensenföreningen (K_{OC} på 10⁶) beräknas retardationskoefficienten till:

$$R = \left(1 + \frac{K_{oc} \cdot \int_{oc} \cdot \rho}{\eta}\right) = \left(1 + \frac{10^6 \cdot 0.001 \cdot 1.7}{0.3}\right) = 5700$$

$$t = \frac{\Delta x}{V_p} \cdot R = \frac{30m}{35} \cdot 5700 = 4900\text{år}$$

Om stenkoltjärna hade varit källan skulle det alltså ta 4900 år att transportera föroreningen 30 m, givet våra antaganden. Att stenkoltjärna rört sig från gasklockorna torde således vara högt osannolikt, även om bensen skulle kunna lösa sig från stenkoltjärnan och transporteras mer effektivt.

7 Diskussion

7.1 Geologi och hydrogeologi

Geologin inom undersökningsområdet är mycket heterogen och markens egenskaper förändras drastiskt från en provpunkt till en annan, eftersom hela området är påverkat artificiellt. Dessa givna förutsättningar gör detaljerade prediktioner avseende geologi och markens hydrogeologiska egenskaper svåra att göra. Modellen som byggdes upp i AutoCad var ett bra verktyg för att få en bakgrund inför installationen av grundvattenrör och för att kunna avgöra placeringen av dessa, men extra tid och resurser i fält med sonderingar och andra geotekniska undersökningar hade varit mer givande än de teoretiska prediktionerna byggda på interpolationer mellan få observationspunkter. T.ex. visar Figur 7 en lågpunkt längs sektion E-E från sydost till nordväst genom bensenområdet som skiljer sig från förväntningsmodellen och den storskaliga lutningen på bergytan som syns i Figur 5. Sektionen är en modell skapad utifrån utförda sonderingar i området. Osäkerheter i tolkningen jordlagerföljderna samt ofullständiga sonderingar ger i kombination med interpolerade data mellan sonderingspunkterna en stor osäkerhet i modellen. Den lokala avvikelsen från bergytans lutning kanske därför inte är lika stor som den framställs i modellen.

Den hydrauliska konduktiviteten är den variabel som ger mest utslag vid uppskattning av grundvattnets flödeshastighet då den naturliga variationen ligger inom flera tiopotenser. Teoretiskt val av hydraulisk konduktivitet bör därför göras med omsorg och kan vara vanskligt. Ett enkelt sätt att testa markens hydrauliska konduktivitet hade varit genom ett så kallat slug-test eller genom ett pumptest, alternativt genom att ta upp jordprover i det vattenförande lagret och skicka till laboratorium. Ett slug-test hade antagligen varit mest givande.

Trots noggrant arbete innan fältundersökningen fanns det svårigheter att bedöma var i jordlagret den filtersatta delen av rören hamnade, dels p.g.a. borrentreprenörens ointresse och slarv med protokollförandet och fältingenjörens brist på kunskap samt att marken geotekniskt var mycket utmanande p.g.a. jordlagrens mäktighet och förekomst av block och sten i fyllningen.

7.2 Bensenkällans ursprung

Resultaten från fältundersökningen och tidigare mätningar tyder på en relativt konstant föroreningshalt i de grundvattenrör där bensenföreningen påvisats. Om ett utsläpp av bensen förekommit under en lång tid med utlakning av källan, t.ex. vid deponerade massor, ger det en konstant koncentration av förorening i en bestämd volym över en viss tid. Det gör att man kan misstänka att det finns en punktkälla i området, förmodligen deponerat material eller en f.d. spillzon i undersökningsområdet nära grundvattenrör 815D och T1129D. De höga halterna av bensen från provtagningarna motsvarar bensenhalter i fri fas i rör 815D och T1129D, men eftersom man inte hittat förorening i fri fas på grundvattenytan torde föroreningen vara helt eller delvis löst i vattnet eller bundet till partiklar i vattnet. Väl löst i vattnet kan bensen via flödet i vattnet vara mycket mobilt. Det beräknade flödet visar att flödesriktningen ändrades under fältstudien, antagligen till följd av direkt hydraulisk kontakt med Husarviken. Noteras bör att även om flödesriktningen mot och bort från viken ändrades så var flödet mellan provpunkt T1129D och 815D konstant i riktning från T1129D mot 815D. Uppmätta koncentrationer av bensen tyder på att källan till föroreningen torde finnas någonstans mellan T1129D och 815D och att föroreningsplymen rör sig i riktning mot 815D. Den verkliga källan till föroreningen har inte identifierats inom ramen för denna studie.

Beräkningar av grundvattenflödet ger en överskådlig bild över flödesriktningar och magnituden av föroreningstransporten i området. Flödesberäkningarna är dock mycket översiktliga och alla antaganden som gjorts är en förenkling av verkligheten. Även den geologiska modell som tagits fram innehåller många antaganden då de sonderingar som modellen baseras på ligger långt från varandra och interpoleringen mellan mätpunkter torde vara högst modellmässiga.

Att bensenföreningen ligger långt under markytan och att plymen inte breder ut sig mer kan vara ett tecken på att grundvattnet i området innehåller någon slags skiktning som gör att omblandningen av vatten blir mycket låg, tillsammans med en heterogen geologisk miljö. Man har sett skiktningar i Saltsjön där vatten med högre salthalt och därmed högre densitet ligger under vatten med mindre salthalt. En liknande kemoklin skiktning i området nära Husarviken är inte omöjlig men inte sannolik. Det rör sig troligtvis snarare om ett tätare geologiskt jordlager i fyllningen som skapar en skiktning i grundvattnet, en så kallad akvitard, vilket skulle innebära att föroreningen inte kommer transporteras nämnvärt i vertikalled.

Med hjälp av kromatogram från utförda analyser av bensen kan det konstateras att bensenföreningen i 815D inte är samma typ som på övriga platser inom området. Det är inte sannolikt att bensenföreningen härrör från stenkoltjära från den torra gasklockan. Vid analysen på laboratoriet hade provet med stenkoltjäran från gasklockan så höga PAH-halter att det inte kunde analyseras och därför saknas kromatogram för detta prov. Vid en snabb överblick på kromatogrammen ser man dock att dessa höga PAH-halter inte kan kopplas samman med grundvattnet i 815D.

Ett alternativ till kromatogramjämförelsen hade varit att göra en karaktärisering av föroreningen, men det går endast att göra med oljor innehållande alifater och lättare aromater. Att svara på vilket ursprung grundvattenföroreningarna har gick inte utifrån de prover som tagits på grund av att bensenföreningen inte låg i fri fas, enligt laboratoriet.

7.3 Screening med JB-sondering

Provtagningen i JB-sondstålet som skulle utgöra en screening av området och på så vis bedöma vart grundvattenrören skulle installeras, motsvarade inte ställda förväntningar. Vid fältarbetet fanns det svårigheter att ta proverna ur sondstålet p.g.a. det motsug som skapades när ett lager med finare kornfraktioner penetrerades. När sondstålet gick igenom lera var det omöjligt att få upp prover i provtagningssonden.

Under fältarbetet gjordes arbetsmiljömätningar med PID. Bensenhalterna var låga under mätningarna även då mätningarna utfördes i anslutning till de grundvattenrör som uppvisade högst bensenkoncentrationer (815D och T1129D) och stark lukt av flyktiga organiska ämnen förekom. Detta antas bero på utspädning av bensen i gasfas i utomhusluften samt spridning med vinden. Mätning av bensenhalten med PID hade förmodligen gett högre utslag om den volym luft som mättes var mer begränsad, t.ex. om man hade utfört mätningen i diffusionstät påse. Med mätning i påse skulle man dock förlora mätningens syfte d.v.s. att undersöka luftkvaliteten och risker sammankopplade till borring i området.

Även vid undersökning efter att prov hade tagits ut i headspace-vialerna, fanns det vissa tveksamma moment. Bensenhalterna skulle initialt undersökas med PID för att göra urval för analys av laboratoriet. Ett vakuum skapades när kanylen stacks in i den gasfyllda delen av vialen, vilket gjorde att pumpen i mätaren inte kunde ta in ny luft. Detta gjorde att resultaten från 2010-04-14 inte kan ses som tillförlitliga. Under dag två 2010-04-15 sattes en kanyl med lufthål i vialen för att skapa ett flöde av luft in i PID så att bensenhalten i gasen ovan vattenprovet kunde mätas. Att inte mätningen utfördes direkt efter provtagning, gjorde antagligen att mycket av den flyktiga föreningen diffunderat ut, vilket sannolikt lett till underskattade bensenhalter i analysen.

Föreliggande metod för screening med JB-sondering där prover tas i sondstålet, hade låg effektivitet och gav inte tillförlitliga resultat. Det fanns problem att bedöma vilket jordlager proverna kom ifrån, det var problem att suga upp proverna när väl sondstålet penetrerat ”rätt” jordlager och proverna innehöll i flera fall för mycket suspenderat material för att kunna utföra BTEX analysen på laboratoriet.

7.4 Traditionell provtagning (stickprover)

Det finns en rad brister i traditionell provtagning av grundvatten, där några har tagits upp i metodbeskrivningen i avsnitt 4.2.4. Eftersom det finns en stor risk att inträngande vatten från omgivningen kring röret kommer in är det därmed inte säkert att denna metod kan visa att plymen ligger i just 815D. Eftersom de relativt låga halterna i den passiva provtagningstekniken har uppmätts så kan svaret vara att provtagningen med stickprover inte representerar vatten i just den punkten.

En del av proverna var grumliga vid provtagningstillfället. Partiklar och grumlade prover kan påverka analysen på laboratoriet genom att föreningar binds i partiklar och ger högre halter i gaskromatografen på laboratoriet. En filtrering av proverna utfördes i laboratorium med 0,45 µm filter men partiklar i kolloidstorlek kan ändå finnas kvar i provet. Vissa prover hade så mycket partiklar att provet dekanterades (provet separerades). Vid användandet av den passiva diffusion-provtagaren blir alla prover filtrerade genom membranet på 1 nm, d.v.s 0,001 µm.

De stora omsättningsvolymerna gör det svårt att omsätta exakt 2-3 rörvolymmer och om inte omsättningsvolymen är den samma mellan gångerna så finns en skillnad i det analyserade provet.

Under examensarbetets fältprovtagning kunde endast 10GA106 omsättas med en rörvolymer om 3 ggr då flödet av ny tillströmmat vatten var så lågt i resterande rör att röret blev tomt, flera gånger, trots lågflödespump. Metoden var mycket tidskrävande då rören var djupa och en stor volym vatten skulle omsättas. Kostnaden för att omhänderta det förorenade grundvattnet efter provtagning borde också räknas in som en negativ aspekt för provtagningsmetoden.

815D, 1104D 10GA105 och T1129D som användes i fältundersökningen hade förmodligen filter placerat i fyllnadsmaterialet eller i leran under denna. Rören är troligtvis inte installerade i det undre magasinet. 10GA106 var installerat i det undre magasinet, i friktionsjorden.

7.5 Passiv provtagning

Temperaturen var under 10 °C vid utsättningen, varför provtagningsperioden förlängdes till 4 veckor för att säkert få jämvikt mellan provtagare och omgivande vatten.

Inga studier har gjorts på tiden för jämvikt vid temperaturer under 10 °C. Dock har man inte sett några problem med att provtagaren suttit ute för länge. Lyckade försök har gjorts med provtagare som suttit ute upp till ett år utan att membranet tagit skada (Vroblesky och Campbell, 2001). I denna studie satt de passiva provtagarna ute tio veckor för att jämvikt skulle hinna ställa in sig i diffusionspåsen. Jämvikt borde därmed ha infunnit sig om man jämför med litteraturens jämviktstid som är två veckor, men det finns en osäkerhet i och med den låga temperaturen.

Ytterligare en osäkerhet i provtagningen är att det vertikala flödet av grundvatten i röret inte undersökts. Om det finns vertikala rörelser kan detta påverka provet genom att man då provtar stående vatten i röret och inte i omgivande vatten. Denna osäkerhet finns dock i den traditionella provtagningen också genom att vatten sugas in från hela profilen efter omsättningen.

Den passiva provtagningen kan jämföras med ett filtrerat prov då partiklar inte kan ta sig genom membranet. Detta gör att stickprovtagningen och den passiva provtagningen får olika resultat eftersom bensen kan binda till partiklar i vattnet och kommer då inte med i resultatet för den passiva provtagningen.

7.6 Korrelation mellan metoder

Halterna från prover uttagna med traditionell provtagning i denna studie, följer tidigare stickprovtagningar gjorda av Tyréns (Brandt och Petersson, 2010).

För de passiva provtagarna har det generellt visat sig vara lägre bensenhalter än i de rör där bensenhalterna varit höga i tidigare provtagningar. Däremot har låga men mätbara halter av bensen kunnat påvisas i mätningar med de passiva provtagarna, trots att icke detekterbara halter har förekommit i den traditionella mätningen.

Stickprov i par används för att reducera variationen så att konfidensintervallet för medelvärdet av varje grundvattenrör blir smalare och skillnaderna därmed lättare att upptäcka. Då endast fem grundvattenrör har utvärderats blir skattningen grov och därmed är jämförelsen knapphändig men fungerar för att få en uppfattning om korrelationen mellan mätningarna. Fler mätdata behövs för att säkert kunna utvärdera metoden. Standardavvikelsen från mätserien blev mycket stor vilket ger en bred normalfördelningskurva och statistiskt osäkra beräkningar.

Även om resultaten inte korrelerar betyder inte detta att halterna från den passiva diffusionsprovtagningen är fel. Man bör snarare titta på orsaken till olikheten.

Flera anledningar kan vara orsaken och nedan redovisas några faktorer där skillnaderna i metod kan bero på vid tekniska fel i samband med grundvattenrörinstallationen, installationen och upptagningen av provtagarna eller vid provtagning och laboratoriets analyser.

Installation av grundvattenrör:

- Signifikanta lager av föroreningar där lagren inte ligger i det filtersatta intervallet. I dessa fall kommer en blandning av dessa föroreningar kanske fås med i traditionell pumpning medan den passiva provtagaren inte visar något utslag om den är installerad utanför lagret med förorening.
- Vertikalt flöde i grundvattenröret vilket resulterar i en vertikal hydraulisk gradient. Kan ske där det tätande lerlagret saknas mellan övre och undre grundvattenmagasinet.
- Akviferens karaktär, variation i exempelvis litologi, hydraulisk konduktivitet och grundvattnets flödes hastighet, kan komma att begränsa det naturliga flödet genom den filtersatta delen av röret.
- Rörets egenskaper, t.ex. om filtrets permeabilitet är lägre än akviferens gör det att vattnet inte flödar igenom filtret utan runt röret. I detta fall kommer inte föroreningen in genom filtret till den passiva diffusionsprovtagaren medan vattnet och förorening vid traditionell provtagning sugas in under omsättning och pumpning av vatten.

Installation och upptagning av provtagare:

- Skillnader i provtagningsteknik. I traditionell provtagning tas prover från en större volym vatten från akvifären.
- Om föroreningen är i fri fas, och om denna är lättare än vatten, hamnar föroreningsplymen ovanpå vattenytan och därmed ovanför grundvattenrörets filter. De passiva provtagarna kan de ge lägre koncentrationer av förorening då diffusionsmembranet bara tar in omgivande vatten runt filterinloppet och därmed går de högsta koncentrationerna av föroreningen inte att få med. I traditionell provtagning kan den fria fasen delvis sugas in vid uppumpningen. Därmed kan den traditionella provtagningen ge högre koncentrationer av föroreningen i vissa fall.
- För lång eller kort installationstid för de passiva provtagarna.
- För lång tid mellan provtagningarna för att kunna jämföra provtagningstillfällena.
- Om den passiva diffusionsprovtagaren inte ligger under vattenytan så står membranet i kontakt med gas.
- Installation av den passiva diffusionsprovtagaren under eller över det filtersatta intervallet, där inget flöde av vatten genom röret sker.

Provtagning och analys på laboratorium

- Kontaminering av prover i fält eller laboratoriet.

- Olika filtreringsmetoder av proven och därmed olika halter av partiklar och olika halt löst/bundna partiklar med föroreningar i proven.
- Systematiska fel berorende på byte av metod och laboratorieutrustning mellan de olika mätningarna samt olika operatörer i laboratoriet vid de olika analystillfällena.
- Små koncentrationer med skillnader på bara några mikrogram per liter kan ge hög procentuell skillnad i den statistiska utvärderingen.

7.7 Spridning och transport av bensen

Spridningsförutsättningarna i Norra Djurgårdsstaden är svårbedömda p.g.a. osäkerheter i geologin p.g.a. heterogeniteten i fyllnadslagren och osäkerheter i den geotekniska konceptuella modell som skulle ligga till grund för undersökningen samt att resultaten från grundvattennivåmätningarna visar att det saknas en tydlig flödesriktning. Kornstorlek och packningsgrad i marken påverkar förmågan att hålla kvar och släppa igenom vatten och föroreningar i marken. Fyllningen är av varierat slag, vilket gör det svårt att bedöma den hydrauliska konduktiviteten. Lerskiktets mäktighet varierar över området och på vissa ställen kan det vara muddrat och därmed tunt/obefintligt. Leran fungerar som ett tätande lager mellan de övre och undre grundvattenmagasinen men då leran på några ställen verkar saknas helt eller delvis gör det föroreningstransporten i vertikalled svårbedömd.

Grundvattnet är ett större och trögare system och påverkas långsammare än ytvattnet. Därmed kan en torr period synas mer på grundvattnet, en längre tid efter torkan, än på ytvattnet. Grundvattenmagasinet styrs av nybildning av grundvatten genom effektiv grundvattenbildning. Trots att ytvattnet och grundvattnet reagerar olika snabbt på förändringar så visar resultaten från flödesberäkningarna att grundvattennivån i provtagningsområdet är starkt sammankopplad med vattennivåerna i Husarviken och Saltsjön. Det finns en skillnad i grundvattennivåerna i de olika provpunkterna på ca 1 meter. Att föroreningstransporten ändå verkar vara ringa mellan provpunkterna, visar att markens heterogenitet ger ett svåruppskattat värde på den hydrauliska konduktiviteten. Den hydrauliska konduktiviteten verkar vara mycket låg runt 815D och T1129D, de rör som innehöll de högsta halterna av bensen, eftersom föroreningshalterna är konstanta över tid. Om utbyte och en homogen, hög hydraulisk konduktivitet/genomsläpplighet, funnits, skulle bensenföroreningen antagligen transporterats bort och brutits ned längs vägen. Detta kan tolkas som att de lägre delarna av fyllningsmagasinet samt det undre grundvattenmagasinet är inaktivt och inte står i hydraulisk kontakt med Husarviken. Alternativt kan föroreningen ligga inkapslad i leran och därmed inte påverkas av kemiska eller fysikaliska processer.

Visualiseringen i programmet Surfer visar inget entydigt flöde och detta kan bero på att provpunkterna har varit för få för att ge en korrekt interpolering mellan punkterna. Riktningen på det interpolerade flödet är beräknad vinkelrätt mot grundvattennivålinjerna och detta är korrekt endast antaget en konstant och isotrop hydraulisk konduktivitet, vilket sannolikt inte motsvarar verkliga förhållanden. Då grundvattennivåer från grundvattenrör använts som förmodligen har sitt filter installerat i fyllningen ger det en stor osäkerhet i modellen.

Figur 30 till Figur 34 visar inte på något entydigt grundvattenflöde över tid. När grundvattennivåen studeras tillsammans med Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner A-H inser man snart att det råder tveksamhet kring om rören befinner sig i samma magasin, och om det ens finns två magasin. Installationsdata för grundvattenrören verkar inte stämma överrens med den geologiska

tolkningen och det verkar snarare som att filtret är satt i lerlagret, än i det vattenförande moränlagret närmast berg. Grundvattennivån är relativt jämn mellan alla provtagningstillfällen men en den maximalt uppmätta nivåskillnaden i grundvattenrören på 1,2 meter gör det tveksamt om alla rör finns i samma magasin. En hydraulisk gradient över ett område på 40×70 meter borde inte vara så brant då landskapet topografiskt sett är mycket flackt. En ändring av spridningsförutsättningarna kan uppkomma exempelvis som en följd av förhöjda vattenstånd i Saltsjön och därmed höjda grundvattenstånd i fyllnadsmassorna, vilket kan förklara varför vi inte har någon entydig flödesriktning mellan provtagningssomgångarna.

Den hydrauliska konduktiviteten i marken har stor inverkan och är förknippad med mycket stora osäkerheter i flödes- och transportberäkningarna. En liten skillnad i marksammansättning ger stor skillnad i det beräknade flödet. Morän ovan berg i området antas t.ex. ha en hydraulisk konduktivitet på ca $1 \cdot 10^{-6}$ m/s, medan grus, block och sten med hög porositet i fyllning kan antas ha en hydraulisk konduktivitet i storleksordning $1 \cdot 10^{-4}$ m/s. Morän har flera kornstorlekar blandat, vilket gör att de små fraktionerna lägger sig mellan de stora och kan göra att den hydrauliska konduktiviteten och porositeten blir svårbedömd. Eftersom marksammansättningen är heterogen mellan grundvattenrören, blir beräkningen mycket approximativ.

Retardationen och sorptionen samt nedbrytningsfaktorer som pH samt vatten och lufthalt, torrdensitet och hydraulisk konduktivitet är faktorer som påverkar föroreningstransporten. Genom att studera retardationskoefficienten för stenkoltjära och jämföra med bensen så inser man att ett utsläpp av stenkoltjära är mycket koncentrerat till utsläppskällan. Adsorption till den organiska fasen är mycket stor p.g.a. stenkolets struktur med bl.a. fyra polycykliska aromatiska kolväten, så kallade PAH:er. Denna struktur innebär i sin tur att stenkoltjäran kommer att bindas effektivt till det organiska materialet i marken. Stenkoltjäran kommer på så vis att stanna i marken och inte spridas vidare med vatten.

Bensen är mycket rörligare och kan lösa sig i grundvattnet och transporteras vidare med grundvattnet i marken. Bensen diffunderar lätt och är mycket flyktigt och kan finnas i gasfas i den omättade zonen i porluften. Bensen är lättare än vatten och lägger sig ovan grundvattenytan om den inte löser sig. Plymen kan därmed breda ut sig över ett stort område både löst i grundvattnet och i fri fas ovan grundvattnet och avgränsningen av plymen och källan blir därför svår att göra.

Spridningsförutsättningarna kommer att ändras vid grundläggning av området. Grundläggningen kommer att vara nödvändig för att överföra last från markytans byggnadskonstruktioner till bärkraftigt berg. Slagna pålar är den vanligaste tekniken i Sverige och innebär att man slår eller vibrerar pålar ned i marken med frifallshejare eller vibrohejare. De största riskerna vid pålningen är att vibrationer i marken kan ändra grundvattenströmningen och på så sätt ändra spridningsförutsättningarna för bensen, både kortsiktigt och långsiktigt.

Alla beräkningar i detta examensarbete är mycket approximativa och bygger på värden från fältundersökningen tillsammans med parametrar som uppskattas med hjälp av jämförelse i litteratur. Många olika parametrar spelar in i dessa typer av beräkningar. Markens i sin helhet är mycket komplex och det krävs många prover för att beskriva markens struktur och hur mycket toxiskt material partiklarna i jorden kan binda. En svårighet är jordens heterogenitet. Infiltration och evaporation är faktorer som ändras över tid. Årstiderna med dess temperaturändringar förändrar markens egenskaper att ta upp och bryta ned föroreningar. Att försöka förutsäga transporten och spridningen av bensen i marken blir därmed svårt.

7.7.1 Riskbedömning

För att bestämma de faktiska hälsoriskerna med bensenföreningen i Norra Djurgårdsstaden är vidare undersökningar av spridningsförutsättningarna viktiga. Exponeringsanalys tillsammans med spridningsförutsättningarna har större vikt än att bara jämföra de uppmätta halterna med riktvärden. Exponeringsvägarna beror på djup ned till föreningen, om den diffunderar uppåt till luften, oralt intag via mat och dryck, dermal kontakt och inhalation. Exponeringsförutsättningarna kommer med största sannolikhet att ändras i samband med att grundvattenflödet och därmed spridningsvägarna påverkas vid grundläggningsarbetet. Bensenföreningen kommer vid kontakt med luft att diffundera uppåt i jordlagren på grund av dess flyktighet (bensens höga ångtryck, höga vatten/gas- och kol/vattenkoefficienter). Om retardationen och sorptionen i marken är enligt antaganden i avsnitt 6.5, kommer den lösta mängden bensen transporteras med grundvattenflödet, d.v.s. ca 35 meter per år. Då flödet ändrar riktning flera gånger under ett år till följd av att vattenståndet i Värtan/Saltsjön ändrar sig, kommer bensenföreningen förmodligen inte transporteras så långt som 35 meter i horisontalled. Beräkningarna är helt approximativa och skall endast beaktas som ett slags scenario i ”värsta-fall”. I vertikalled har man inte sett några tendenser till att bensen sprider sig till de ytligare eller djupare grundvattenrören.

8 Slutsats

De genomförda undersökningarna visar att grundvattnet inom undersökningsområdet är förorenat av bensen. I enstaka punkter är bensenhalten på en nivå där man kan misstänka förekomst av föroreningar i fri fas. I andra punkter/nivåer är halterna låga. De erhållna provtagningensresultaten ger en heterogen föroreningsbild utan ett tydligt källområde. Markförhållandena inom det undersökta området är mycket svåra att karakterisera och det finns praktiska problem med att ta representativa prover och installera brunnar på de nivåer där föroreningar påträffats, vilket medför svårigheter i bedömning av föroreningens spridning och avgränsning. Dock tyder erhållna undersökningsresultat på att bensenföreningen med utgångspunkt från punkten 815D har begränsad förekomst i nordväst samt har avklingande halter åt väster, öster och söder medan höga bensenhalter främst påvisas norr och nordost om 815D. Baserat på topografin, bergnivåer och förmodad grundvattenströmning i området kan det förmodas att den påträffade föroreningen är relativt lokal kring de punkter där den ursprungligen påträffats och där den även idag påträffas i högst koncentrationer (815D och T1129D). Således finns inget i denna undersökning som indikerar att den aktuella bensenföreningen har förbindelse med eller har samma ursprung som de bensenföreningar som påträffats inom övriga gasverksområdet. Det är inte möjligt att utifrån erhållna undersökningsresultat definitivt avgöra vad som är källan till den påträffade föroreningen men med utgångspunkt från att området tidigare utgjorde ett allmänt tipp- och utfyllnadsområde och de konstanta halterna över tid, är det inte osannolikt att föroreningarna härrör från t.ex. tunnor/en tunna med bensen som kan ha tippats i området. 815D och T1129D ser ut att vara installerade med filtersättningen i lerlagret och föroreningen kan vara inkapslad i leran. Därmed skulle transporten av föroreningen vara närmast obefintlig. Detta korrelerar väl med vad som har upptäckts i fält. Transportberäkningen med avseende på sorption, retardation och flöde tyder också på att föroreningen inte följer den teoretiska transporten i horisontalled.

Utförda kontroller av bensen i spilluft vid borrningsarbetet påvisade inga detekterbara koncentrationer av bensen. Baserat på dessa resultat bedöms bensenföreningen inte utgöra någon påtaglig arbetsmiljörisk i samband med framtida borrnings- och pålningsarbeten i området. Riskerna med bensenföreningen är sammankopplade med förändrade spridningsvägar för bensen under pålningen och byggandet av området. Om spridningsvägarna förändras i och med pålningsarbetet kommer det att ge upphov till förändringar lång tid framöver. Om kommande exploatering på något sätt skapar en mer permanent avsänkning av grundvattenytan i det förorenade området kan bensenföreningen börja röra på sig. Behov av uppföljande kontroller under byggtiden bör dock hanteras i samband med utförandet av pålningen och lång tid efter byggnationen då det hydrologiska systemet är trögt.

De passiva provtagarna är ett enkelt sätt att kontrollera föroreningsituationen i ett område men ger i det här fallet dålig korrelation med traditionell provtagning. Provtagningstekniken skulle lämpa sig för bensenområdet under tiden för ett kontrollprogram eftersom analysen av halterna görs för att kontrollera förändringar samt ger en integrerad bild av föroreningsituationen över mättiden och inte bara ett stickprov. Kvaliteten på provtagningen skulle då bli högre genom den mer konsekventa provtagningstekniken. Den passiva provtagningen ger även lägre kostnader då den sparar mycket tid i fält samt ger metoden en mer hygienisk hantering av förorenat grundvatten jämfört med traditionell provtagning. Med passiv provtagning behöver heller inte stora omsättningsvolymmer förorenat grundvatten tas om hand eller spridas på provtagningsplatsen, vilket är ytterligare en ekonomisk/miljömässig aspekt.

9 Rekommendationer

9.1 Fortsatta provtagningar

För att verifiera spridningsriskerna i området rekommenderas att porluftsmätningar görs i jorden i det området där bensenföreningen förekommit i grundvattnet, kring 815D till T1129D (GV-rör) och 10GA102 (JB-sondering).

Rekommendationen är även att göra fortsatta studier under exploateringen av Norra Djurgårdsstaden innehållande bl.a. arbetsmiljökontroller av luft för att säkerställa att ingen risk föreligger för arbetare och boende i samband med byggnadsarbetet och efter inflyttning. Om risk för ånginträning föreligger kan riskreducerande byggnadstekniska åtgärder föreskrivas i detaljplan

9.2 Kontrollprogram

För det fortsatta kontrollprogrammet rekommenderas passiv provtagning som provtagningsteknik för att få tillförlitliga resultat att kunna utvärdera och jämföra med varandra.

Föroreningsplymen i riktning nord-nordöst om T1129D bör undersökas ytterligare.

9.3 Arbetsmiljöfrågor

Trots att arbetsmiljömätningarna med PID inte gav några höga halter av bensen i utomhusluften vid borrningen är flera skyddsåtgärder att rekommendera under byggnadsarbetet. Det finns en risk att arbetarna kommer i kontakt med förorenat vatten och ångor under pålningsarbetet då plymen med största sannolikhet kommer att penetreras. Den skyddsutrustning som rekommenderas (AFS, 2015) vid arbete i bensenförorenad mark, p.g.a. föroreningens toxicitet, är:

- Halvmask med gasfilter A för organiska ämnen.
- Skyddshandskar av ogenomträngligt material.
- Skyddsglasögon.
- Heltäckande skyddskläder som skyddar mot stänk och kontakt med vätska eller vid upprepad eller långvarig kontakt med ångor.

Förutom skyddsutrustning rekommenderas god hygien i samband med arbete i området. Detta innefattar att:

- Tvätta huden efter varje skift, före måltid, rökning och toalettbesök. Tvätta förorenad hud med tvål och vatten direkt efter kontakt.
- Använda handkräm för att motverka uttorkning av huden och hudsprickor.
- Genast ta av alla förorenade kläder.
- Tvätta förorenade kläder innan de används igen. Förorenade kläder skall läggas i täta behållare före omhändertagande och tvätt- eller renhållningspersonal ska varnas för ämnenas farliga egenskaper.

10 Litteraturförteckning

- Appelo C.A.J. och Postma D. 1996. "Geochemistry, Groundwater and Pollution". *Rotterdam, Brookfield: A.A. Balkema, Nederländerna*.
- Arbetsmiljölagen. (1977: 1160). <http://www.av.se/lagochratt/aml/> (hämtad 2015-03-14).
- Arbetsmiljöverkets författningssamling (AFS). 2015. Kemiska arbetsmiljörisker (AFS 2000:4), Byggnads- och anläggningsarbete (AFS 1999:3), Utförande av personlig skyddsutrustning 1996:07). <http://www.av.se/lagochratt/afs/?AspxAutoDetectCookieSupport=1> (hämtad 2015-03-14).
- Berglund S och Termén J. 2003. "Gatu- och fastighetskontoret Husarviksområdet, delen Hjorthagen norra och västra, Omgivningspåverkan, steg 2, Underlagsrapport". *Stockholm: WSP Environmental Mark och Vatten*.
- Blanck S. 2008. "Nedbrytning och rörlighet av bensen, toluen och xylener i mark-enjämförelse mellan simulerade spill av bensin och E85". *Examensarbete, Uppsala: Ekotoxikologiska avdelningen nr 130, Uppsala universitet*.
- Brandt M. och Pettersson L. 2010, "PM Kontrollprogram för detaljplan: Del av Norra Djurgårdsstaden, Norra I och Västra, Provtagning 2007-2010", *Avdelningen för Miljö och vatten, Tyréns AB, Stockholm*.
- Corseuil H. X., Hunt C. S., Ferreira -Dos Santos C. R. och Alvarez P. J.J. 1998. "The Influence of the Gasoline Oxygenate Ethanol on Aerobic and Anaerobic BTEX Biodegradation." *Water Research*, s. 2065-2072.
- Environment Agency, UK. 2015. HPA Compendium of Chemical Hazards Benzene. Environment Agency. *Public Health England*.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/316487/Benzene_guidance.pdf och
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/337514/General_information_-_Benzene.pdf (hämtad 2015-04-15)
- Ewing, R. P., och Berkowitz B. 2001. "Stochastic pore-scale growth models of DNAPL migration in porous media." *Advances in water resources* 24, s. 309-332.
- Fagerström H. och Wiesel C-E. 1972. "Permeabilitet och kapillaritet" *Byggnadsforskningens informationsblad* B7.
- Graaf E. och Jansson T. 2011. Miljöteknisk markundersökning av bensenförening, Norra Djurgårdsstaden, *Stockholm: Avdelningen Förorenade områden, Golder Associates AB*.
- Huntley D. och Beckett G-D. 2002. "Persistence of LNAPL source: relationship between risk reduction and LNAPL recovery". *Journal of Contaminant Hydrology* 59, s. 3-26.

- IEG. 2010. Geoteknisk undersökning och provning, Identifiering och klassificering av jord, Del 1: Identifiering och beskrivning. *Implementeringskommissionen för Europastandarder inom Geoteknik, Stockholm*. Rapport 12:2010 SS-EN/ISO 14688-1
- Jian-Zhong, Xiang L. L, och Dong D. 2009. "A Study on Anaerobic Biodegradation of BTEX in Soil". *3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*, s. 1-6.
- Karolinska Institutet. 2009. Riskwebben-Bensen. *Institutet för miljömedicin*. <http://ki.se/imm/bensen> (hämtad 2015-04-15)
- KEMI. 1994. Teknisk beskrivning av ämnet. *Kemikalieinspektionen*. <http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/stenkolstjara.htm> (hämtad 2015-03-14).
- Kim J och Corapcioglu Y. 2003. "Modeling dissolution and volatilization of LNAPL" *Journal of Contaminant Hydrology* 65, p. 137– 158.
- Knutsson G och Morfeldt C-O. 2003. Grundvatten, teori och tillämpning. *Svensk Byggtjänst AB*. ISBN 91-7332-972-X.
- Lindstrand O. 2003a. PM Provpumpning: Hjorthagen Norra och Västra. *Stockholm: Ramböll Scandiaconsult*.
- Lindstrand O. 2003b. PM pilotförsök: Hantering av bensen inom Entreprenad C, Hjorthagen Norra, Stockholm". *Stockholm: Ramböll Scandiaconsult*.
- Lindstrand O. 2004. "Gatu-och fastighetskontoret, Stockholms Stad, K-002, Hjorthagen Norra och Västra, Stockholm, PM Pilotförsök bensen (slutredovisning) *Stockholm: Ramböll Sverige AB, Region öst, Geomiljö*.
- Lindstrand O. 2005a. "Markkontoret Stockholms Stad, Norra Djurgårdsstaden, PM Grundvatten-Risk för spridning, *Stockholm: Ramböll Sverige AB*.
- Lindstrand O. 2005b. K-002, Hjorthagen Norra och Västra, Stockholm, PM Bensen". *Stockholm: Stockholm: Ramböll Sverige AB*.
- Miljöbalken (MB). 1998:808. *Notisum*. <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM> (hämtad 2015-03-14).
- MKB. 2008. "Miljökonsekvensbeskrivning för fördjupat program för Hjorthagen, beslutshansling 2008", *Stockholms Stad, Exploateringskontoret och Sweco Environmental, Sverige*.
- Naturvårdsverket. 2009a. *Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning*. RAPPORT 5976, ISBN 978-91-620-5976-7. <http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5976-7> (hämtad 2015-03-14).
- Naturvårdsverket. 2009b. *Riskbedömning av förorenade områden-En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. RAPPORT 5977, ISBN 978-91-620-5977-4.

<http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5977-4/> (hämtad 2015-03-14).

Paus O. W, & Nilsson Ö. 2003. ”Gatu-och fastighetskontoret, Hjorthagen Norra 1, Stockholm, Miljöteknisk undersökning av bensenförening”. *Stockholm: WSP Environmental Mark och Vatten*

Prevent. 2015. Kemiska ämnen, Bensen, etenylmetyl-polymer med (1-metyletenyl). *Arbetsmiljö i samverkan svenskt näringsliv, LO & PTK*. <http://www.prevent.se/kemiskaamnen/amnen/9017-27-0> (hämtad 2015-04-15)

SGU. 1964. Geologiska kartbladet i skala 1:50 0000 Stockholm NO. *Sveriges Geologiska Undersökning*. Serie Ae, nr 1.

SGU. 2015. *Sveriges Geologiska Undersökning*. <http://www.sgu.se/> (hämtad 2015-04-15)

SPIMFAB. 2012. – SPI Miljösaneringsfond AB. *Svenska Petroleum Institutets (SPI) Rekommendation, Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar*, http://spbi.se/spimfab/files/2013/02/SPBI-rek_ebh-foroerade-bensinst-dieselanl_uppdaterad20120129.pdf (hämtad 2015-05-26)

Svensson C., 2015. Conny Svennsons ingenjörsgelogiska exkursion. <http://connywww.tg.lth.se> (hämtad 2015-05-26)

Sterner O. 2003. ”Förgiftningar och miljöhot”. *Lund: Studentlitteratur*, s. 327-329.

Steward R., Grossman E. och McGuire J. 2008, *Environmental GeoScience, Online textbook*, Groundwater Remediation, <http://oceanworld.tamu.edu/resources/environment-book/groundwaterremediation.html> (hämtad 2015-05-26)

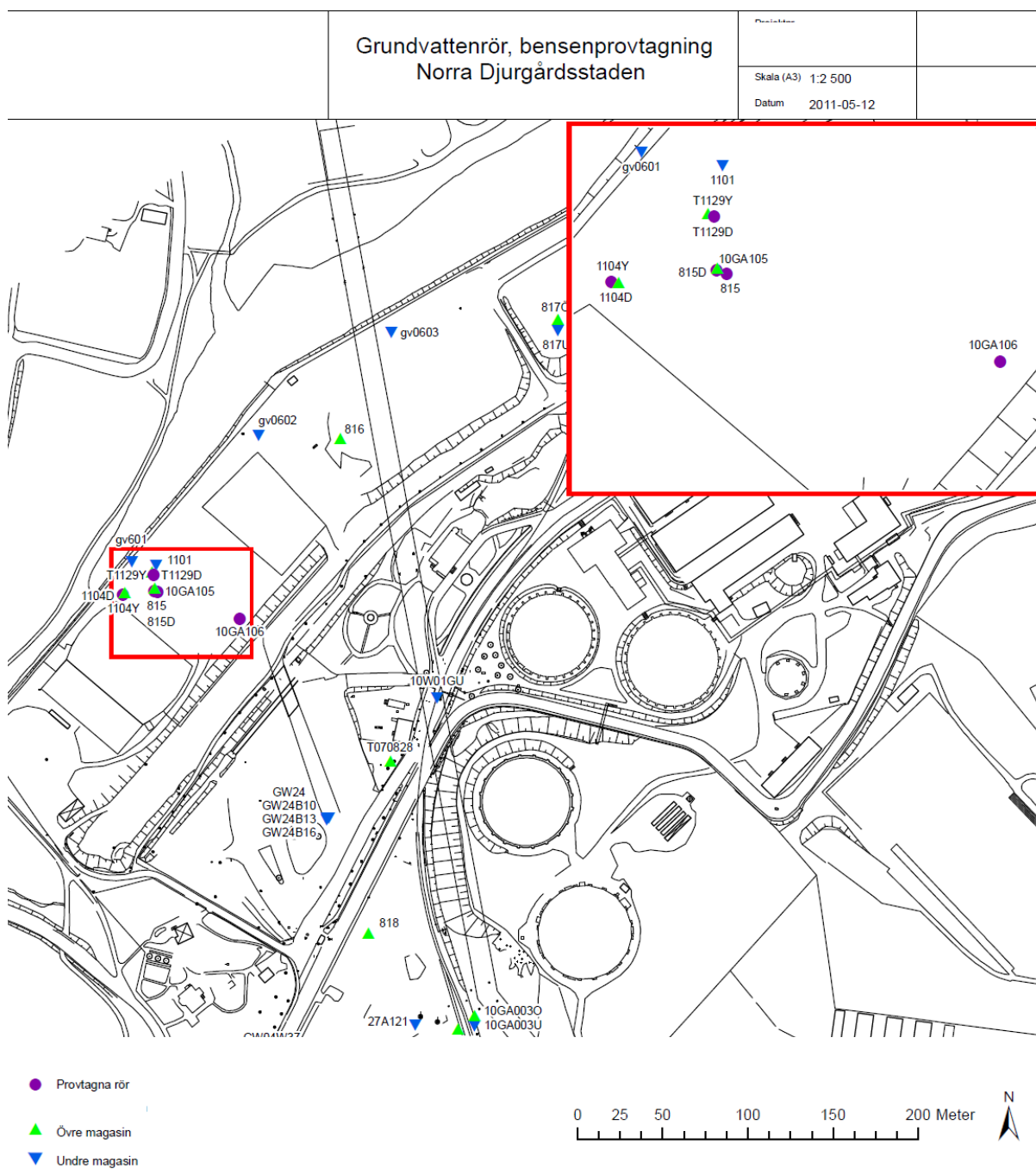
Takahata Y., Kasai Y., Hokati T., och Watanabe K. 2006. ”Rapid intrinsic biodegradation of benzene, toluene, and xylenes at the boundary of a gasoline-contaminated plume under natural attenuation.” *Applied Microbiology and Biotechnology* 73, p. 713-722.

The Interstate Technology & Regulatory Council Diffusion Sampler Team. 2004. Technical and Regulatory Guidance for Using Polyethylene Diffusion Bag Samplers to Monitor Volatile Organic Compounds in Groundwater. *Technical and Regulatory Guidance, Columbia, USA: Interstate Technology Regulatory Council*,

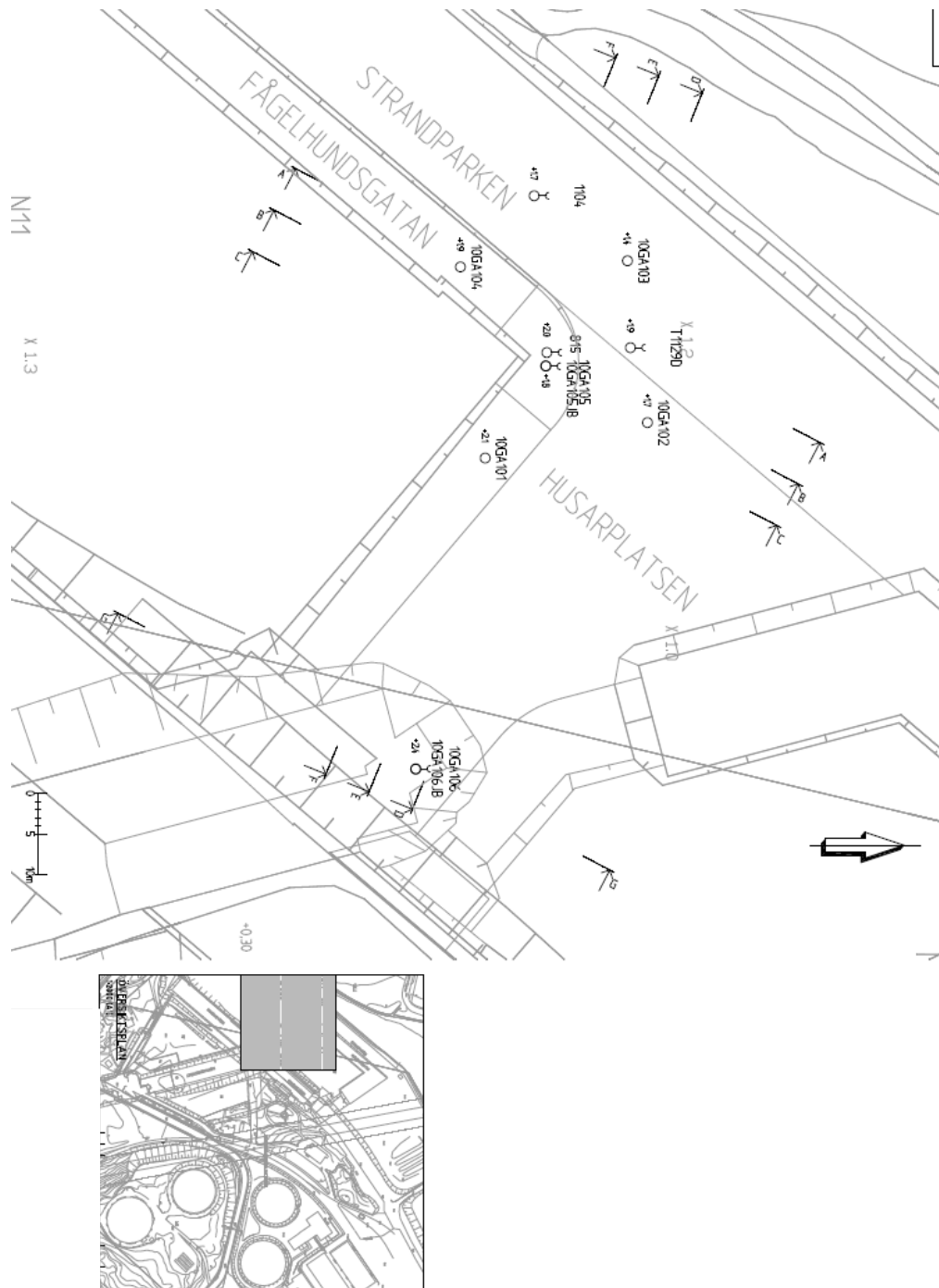
Vroblesky, D. A. och Campbell T. R. 2001. ”Equilibration times, compound selectivity, and stability of diffusion samplers for collection of ground-water VOC concentrations”. *Advances in Environmental Research* 5, s. 1-12.

Vroblesky D. A. 2001. User’s Guide for Polyethylene-Based Passive Diffusion Bag Samplers to Obtain Volatile Organic Compound Concentrations in Wells Part1: Deployment, recovery, Data Interpretation, and Quality Control and Assurance. *User’s Guide, Columbia, South Carolina, USA: U.S Geological Survey*.

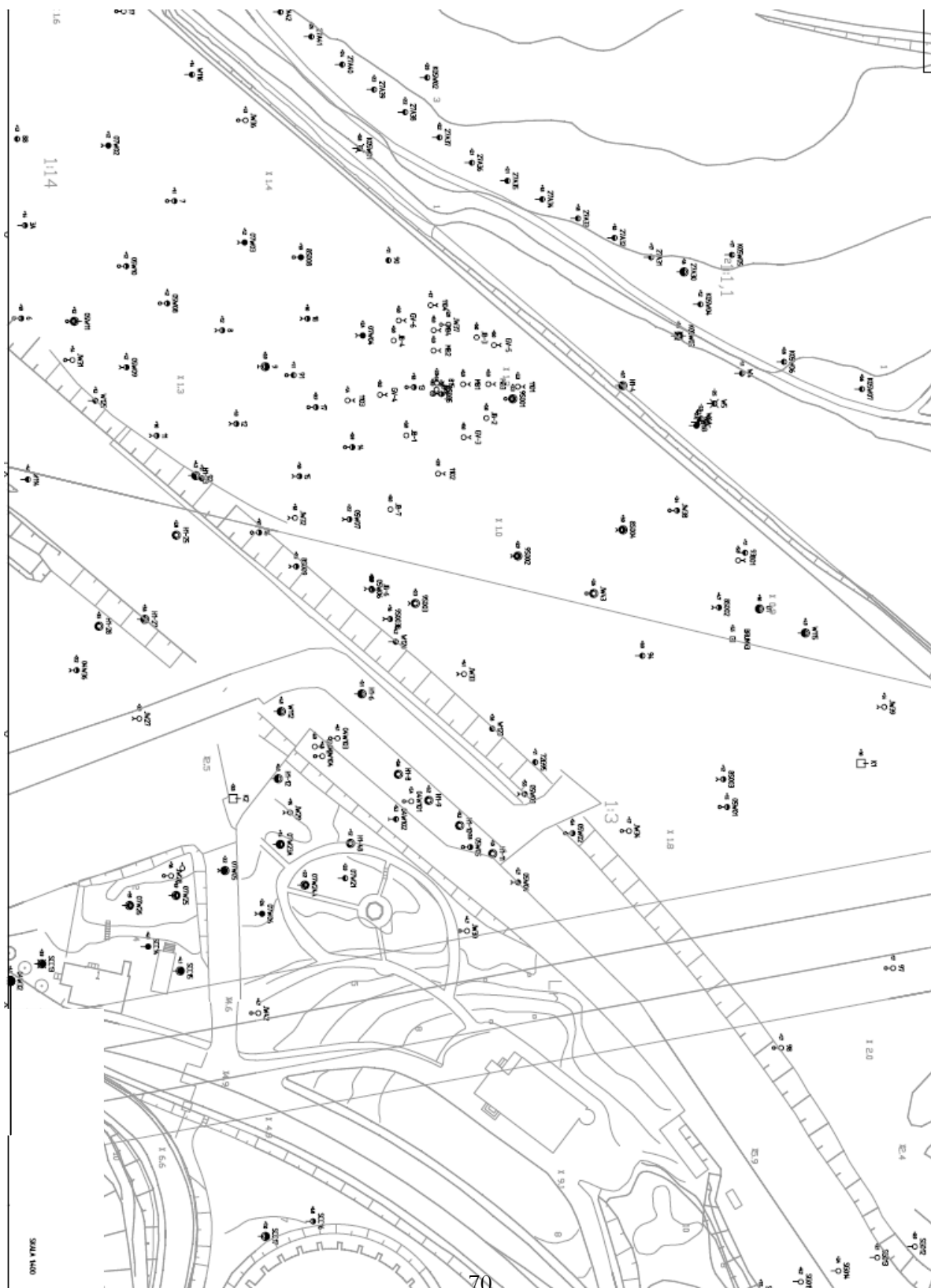
Bilaga A: Översiktsplan med undersökningspunkter



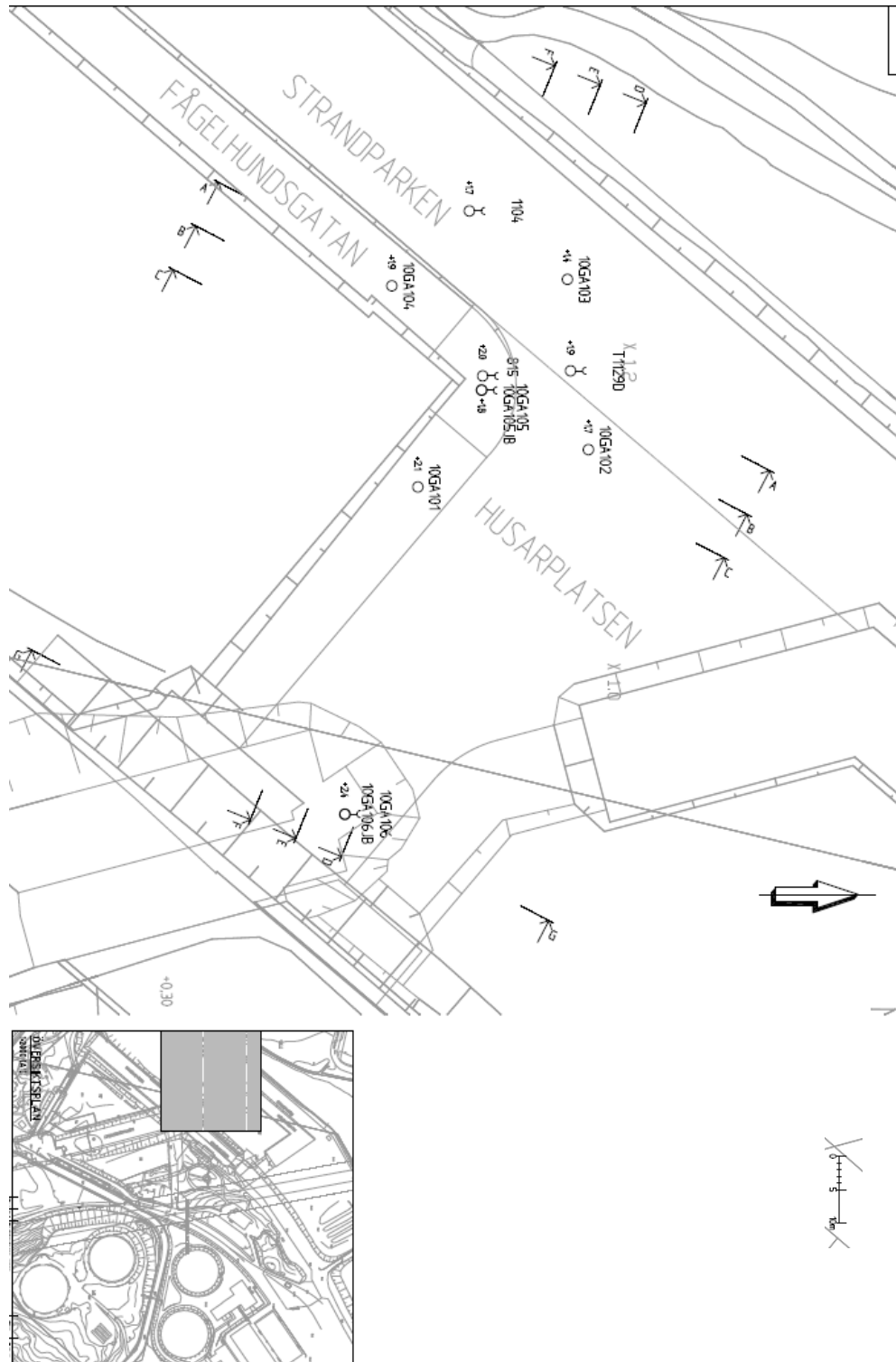
Bilaga B: Plan för grundvattenrör och JB-sonderingar



Bilaga C: Plan för borrhål och sonderingar till AutoCAD-modell

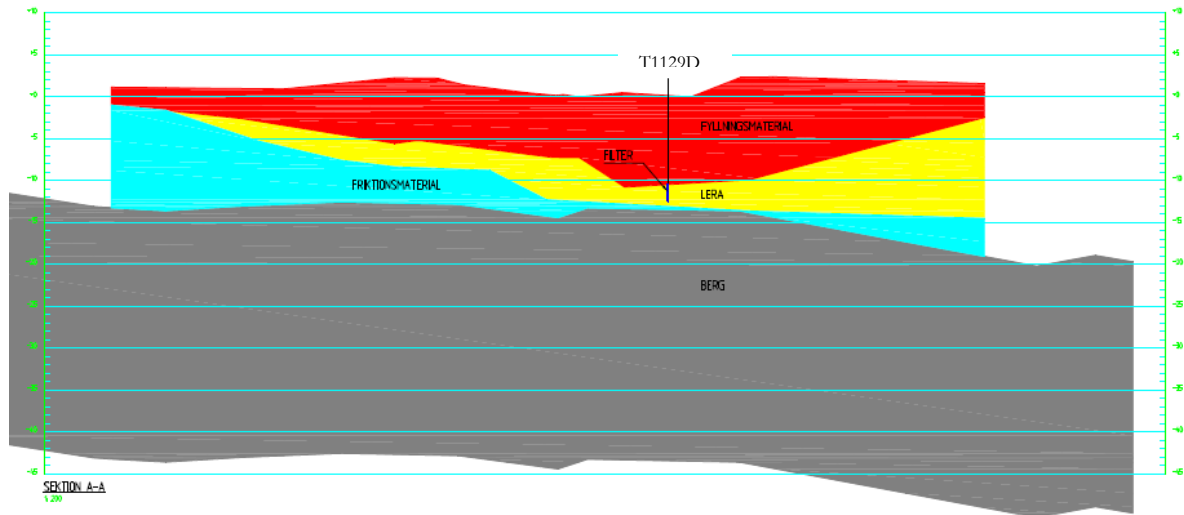


Bilaga D1: Geologisk tolkning sektionsplan

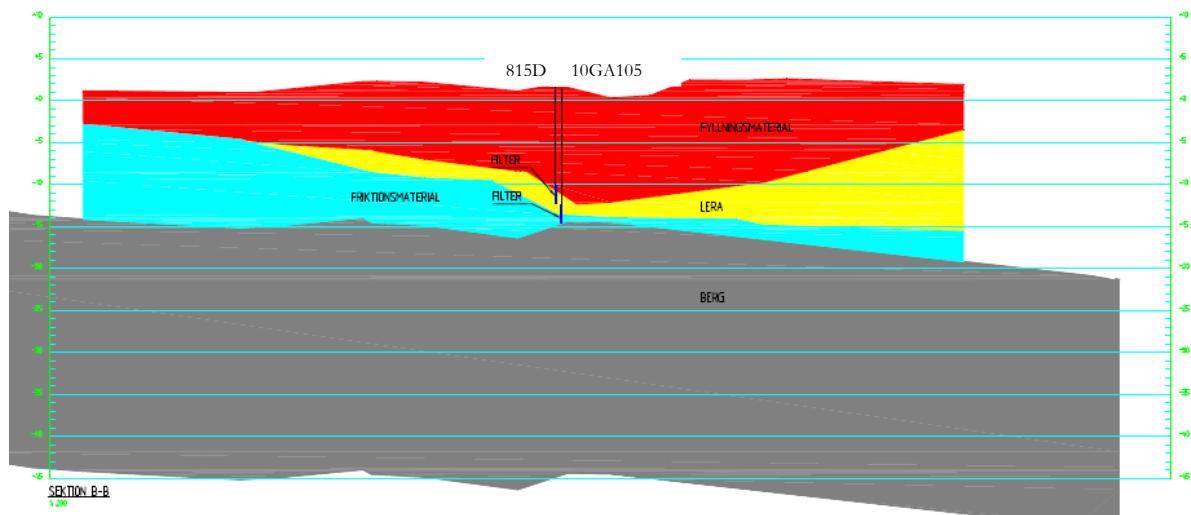


Bilaga D2: Geologisk tolkning, sektioner

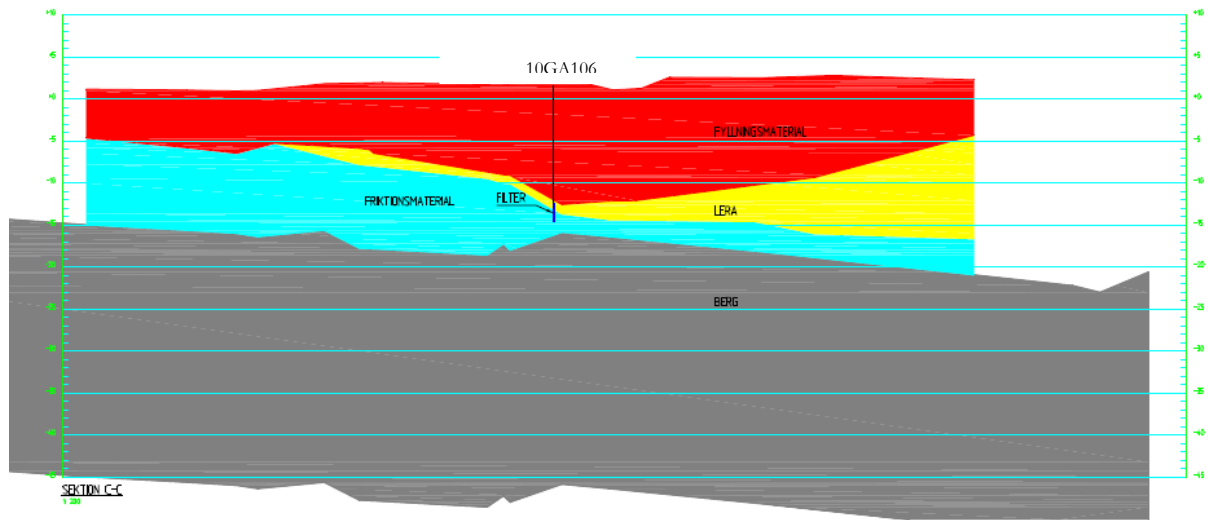
Sektion A-A



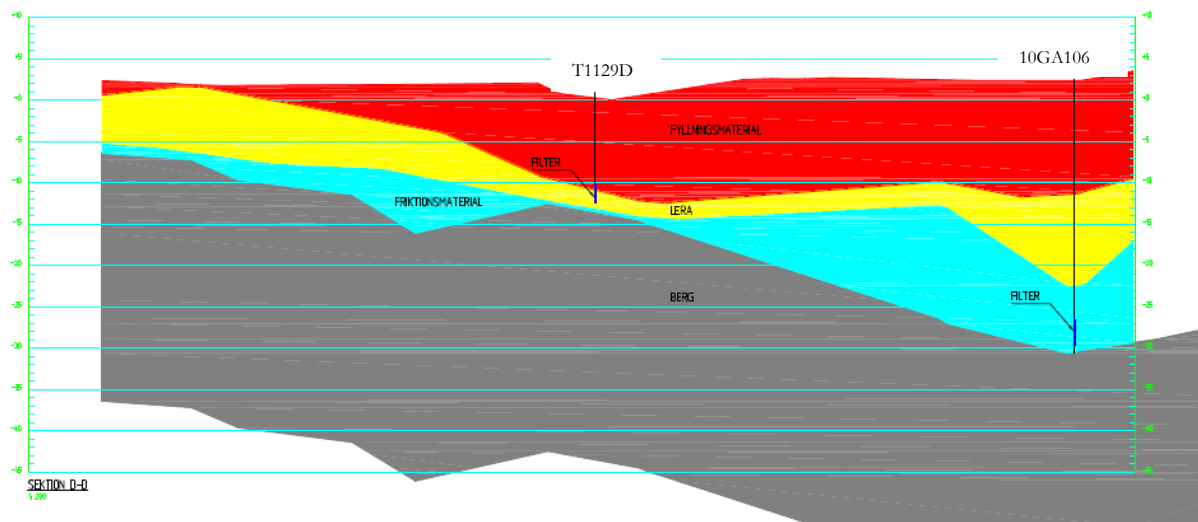
Sektion B-B



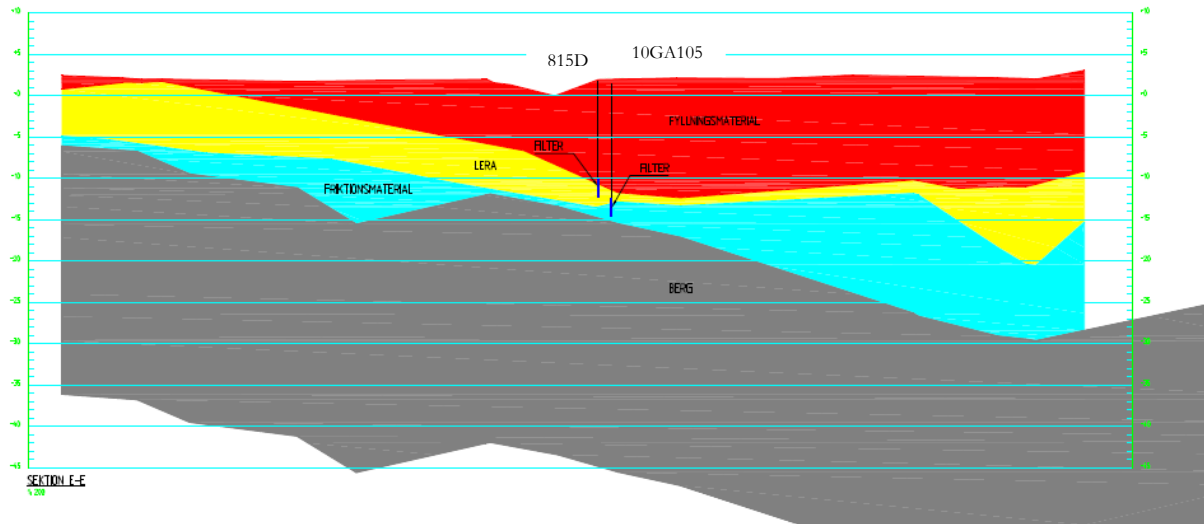
Sektion C-C



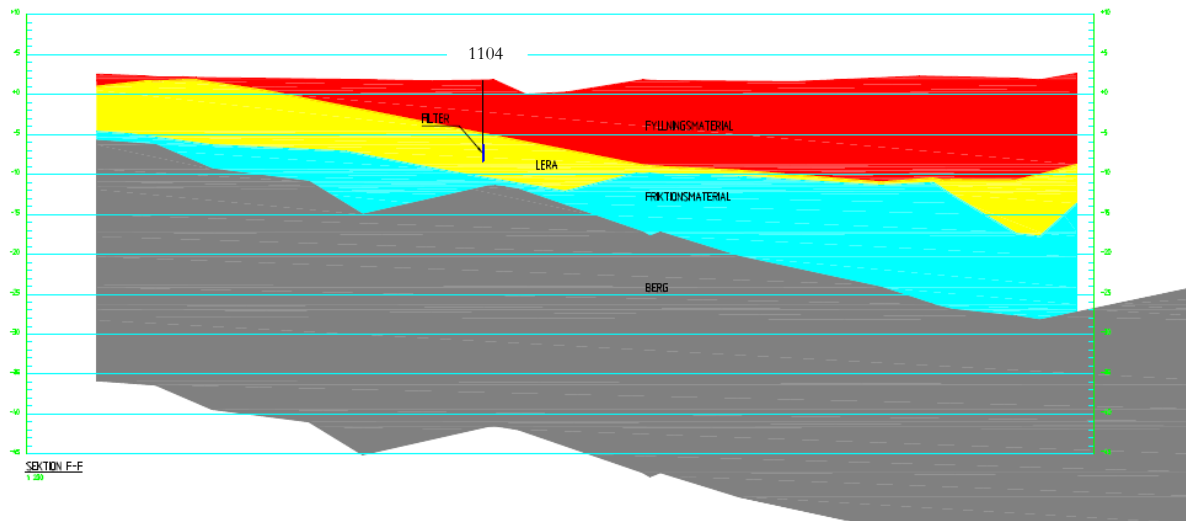
Sektion D-D



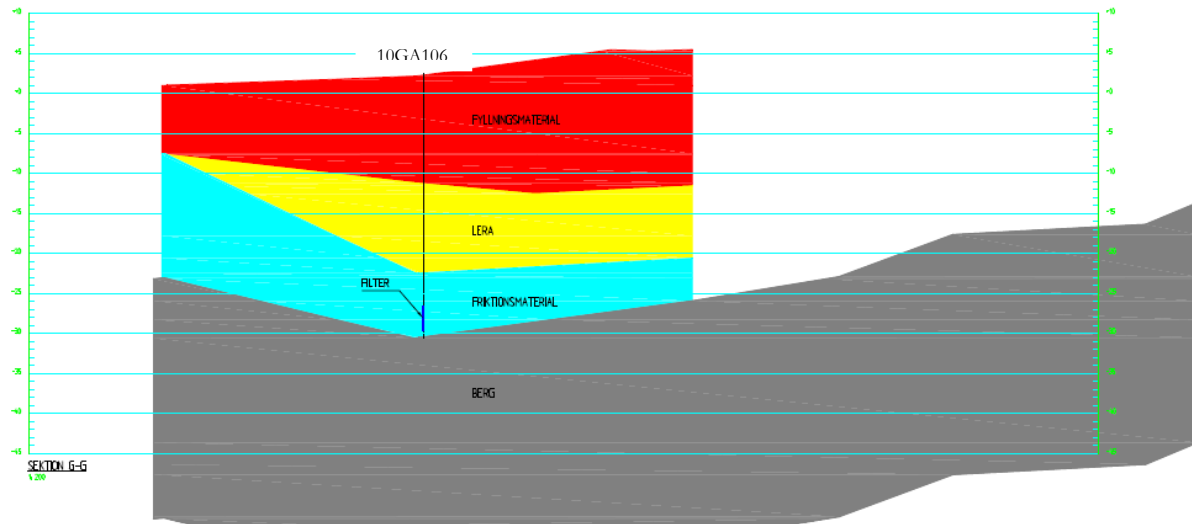
Sektion E-E



Sektion F-F

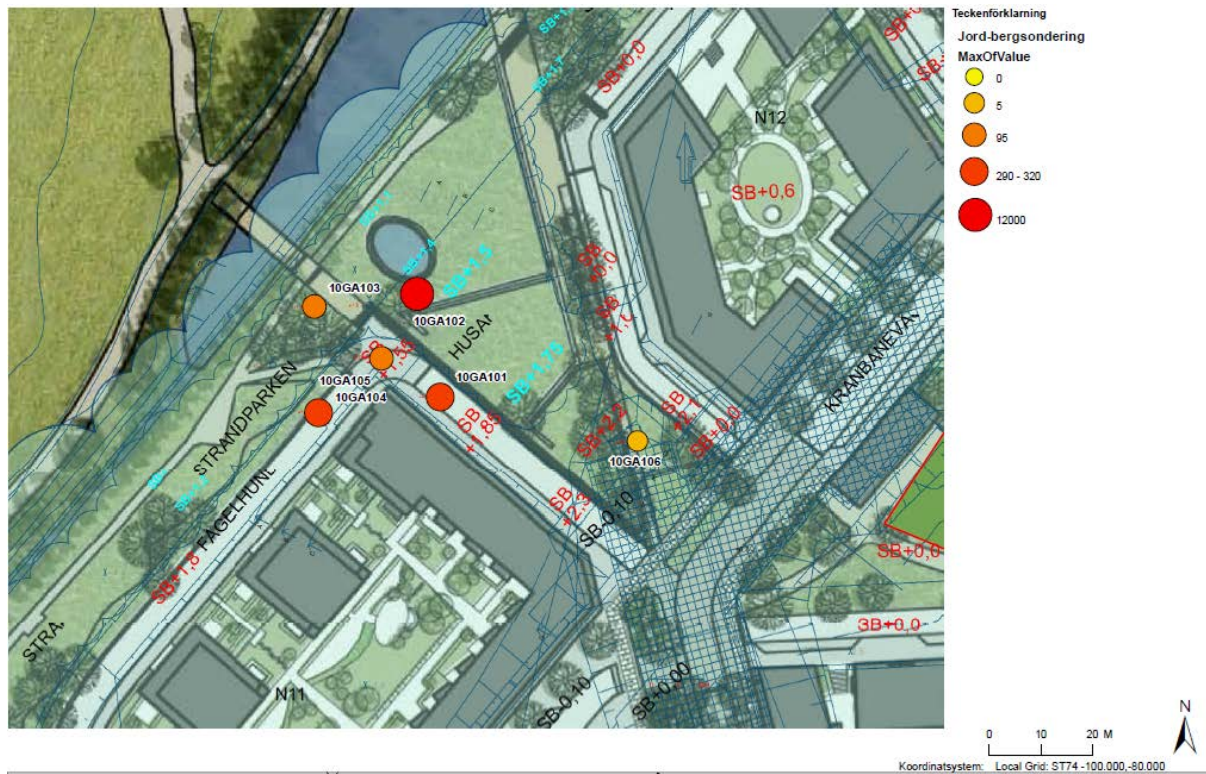


Sektion G-G

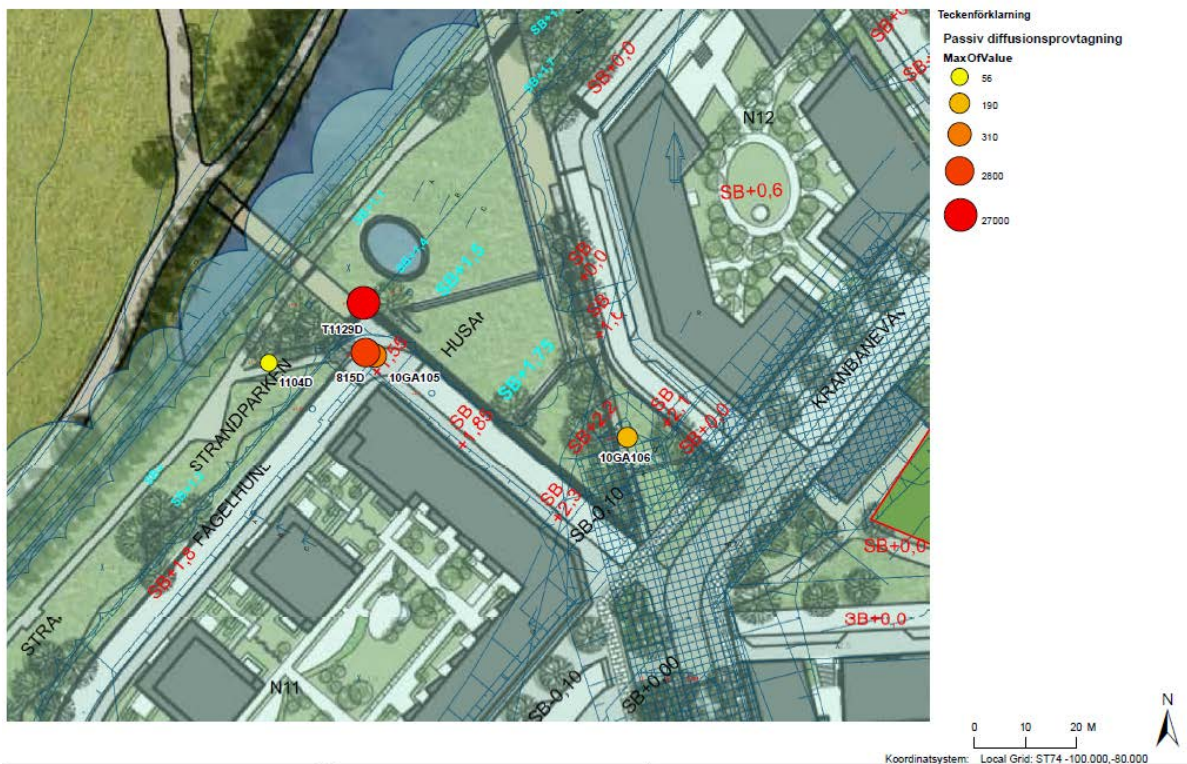


Bilaga E: Geologisk tolkning i 3d

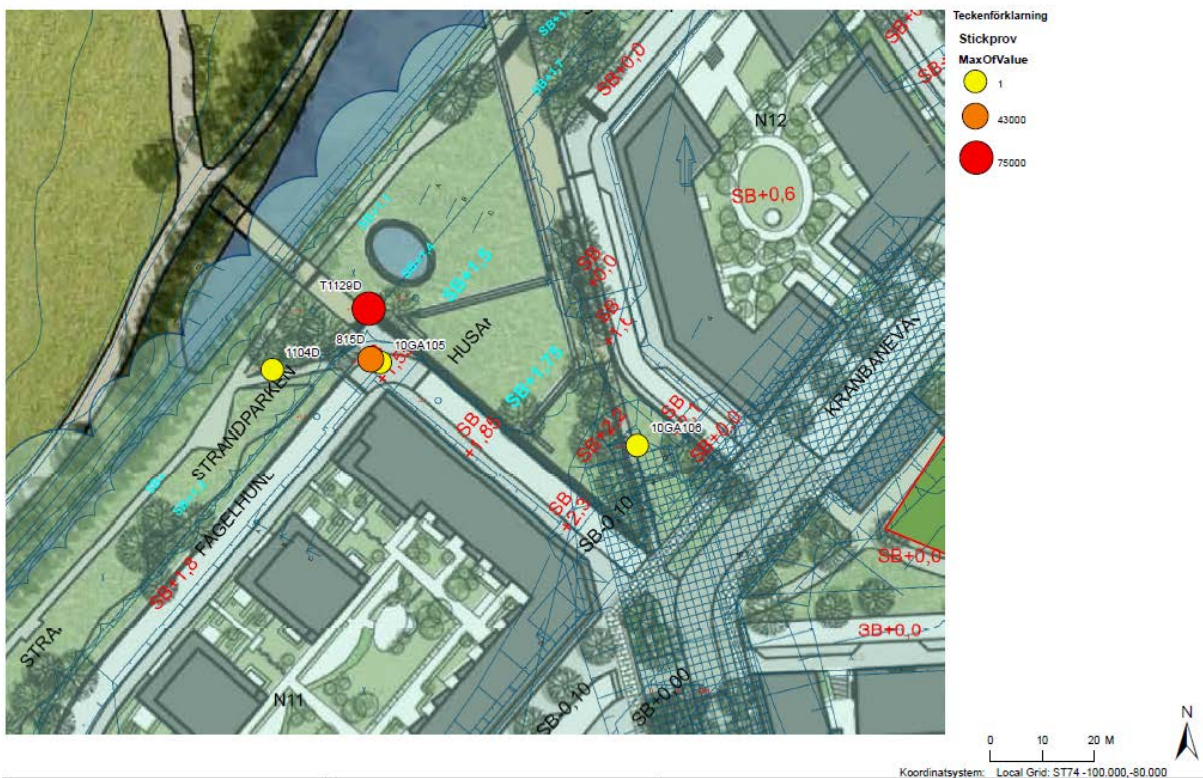
Bilaga F: Analysresultat kartor



Bilaga F: Analysresultat, max-halter från jordbergsonderingen.



Bilaga F: Analysresultat från den passiva provtagningen.



Bilaga F: Analysresultat från den traditionella stickprovtagningen.

Bilaga G: Fältprotokoll sonderingar grundvattenrörinställningar och grundvattenprovtagningar

FÄLTANTECKNINGAR SONDERING

JB-sondering			
Provpunkt:	Datum:	Djup (m):	Anmärkning:
10GA101	2010-04-14	4	Fyllning, ingen lukt
	2010-04-14	7	Fyllning, ingen lukt
	2010-04-15	10	Lera, inget prov
	2010-04-15	12,5	Viss lukt av diesel
	2010-04-15	17	Viss lukt av diesel, oljefilm på det vatten som kommer upp, lera
10GA102	2010-04-15	8	Bara prov på flaska (ej vial)
	2010-04-14	8,4	Fyllning, ingen lukt
	2010-04-14	8,5	Petroleumlukt
	2010-04-15	10,5	Olja i fri fas, inget vattenprov
	2010-04-15	11,2	-
	2010-04-15	16	Luktat petroleum
10GA103	2010-04-14	3	Olja i fri fas, bilder tagna
	2010-04-14	5,4	Olja i fri fas
	2010-04-14	12	Svag lukt
	2010-04-14	14	-
	2010-04-14	17	Friktonsjord, siltig
10GA104	2010-04-15	6	Lukt av olja
	2010-04-15	9	8-10 m kraftig oljelukt, lera från 9 m, inget vattenprov
	2010-04-15	11,5	Prov på det lerlam som kom upp, kraftig lukt, leran tog slut ca 12 ned
10GA105	2010-04-15	14	Berg? Ingen lukt. Siltig friktonsjord.
	2010-04-15	7	Viss oljelukt från 6 m
	2010-04-15	11	Svag lukt, silt
	2010-04-15	14	Lera, inget prov
	2010-04-15	15	Lera, inget prov
10GA106	2010-04-15	4	Stålet gick av, prov på 4 m, sänkte ned vialen i borrhålet
		0,7	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		0	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		1,15	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		2	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		0,65	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		1,8	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		133	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		161	Högsta uppmätta värde PID (ppm)
		4,5	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		31	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		0,2	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		0,05	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		0,1	Vakuum bildades i headspacevialen vilket orsakade pumpstörningar i PID'en, ej värde
		124	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		6	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)
		4,75	Högsta uppmätta värde med PID (ppm)

FÄLTANTECKNINGAR GRUNDVATTENRÖRSINSTALLATION

Installation av grundvattenrör

Punkt:	Datum:	Anmärkning:	Rör (m):	Filter (m):	Slamrör (sump) (m):	Total längd (m u my):	Dexel:	Rördiameter PEH-rör (mm):	Lodat vattendjup RÖK-GVY (m):
10GA105	2010-04-20	Kraftig lukt av lösningsmedel, oljefilm på vattnet som kom upp, prov på detta. 10-15 m fyllning. Ingen lukt under 15 m. lorig friktionsjord. Arbetsmiljömätningar med PID visade 0,00 ppm, kraftig vind.	14	2	0	16	Ja	50	2,08
10GA106	2010-04-20	Ingen lukt, sandig friktionsjord, mkt spolvatten i röret.	30	3	1	33	Nej	50	4,1

FÄLTANTECKNINGAR GRUNDVATTENPROVTAGNING

Stickprov:

Provpunkt	Datum	Laddad GV-yta (m-rök)	Omsättning (l)	Stickprov	Anmärkning
10GA106	2010-09-16	2.15	90 JA		Peristaltisk pump
10GA105	2010-09-16	2.14	56 JA		Peristaltisk pump
815D	2010-09-16	2.21	40 JA		Peristaltisk pump
1104D	2010-09-21	2.19	40 JA		Peristaltisk pump med skruvdragare
T1129D	2010-09-21	3.07	15 JA		Peristaltisk pump med skruvdragare

Passiv provtagning:

UTSÄTTNING				UPPTAGNING					
Provpunkt	Datum	pH	Temp (°C)	Konduktivitet (µS/cm)	Datum	pH	Temp (°C)	Konduktivitet (µS/cm)	Anmärkning
10GA106	2010-07-07	7.5	12 (ute 35)	-	2010-09-15	7.9	10.2	1.725	PDP hade blivit svart. Locket till GV-röret hade plöckats av o dragit upp lilan en bit.
10GA105	2010-07-08	7.7	9	-	2010-09-15	6.77	9.4	1.252	Luktar starkt av lösningsmedel
815D	2010-07-08	-	8	198 mS/m	2010-09-15	6.8	9.1	2.047	Luktar starkt av lösningsmedel. Prov även skickat för typning och screening.
1104D	2010-07-08	-	7.8	155 mS/m	2010-09-15	7.4	10	1.667	Luktar nedbrutet organiskt material, lite ruttet.
T1129D	2010-07-08	-	8.5	238 mS/m	2010-09-15	7.4	13.3	2.971	Luktar starkt av lösningsmedel

Anm. Konduktivets- och pH-mätaren visade mycket ostabila värden för vissa mätningar (sannolikt instrumentfel), dessa mätningar redovisas ej.

Bilaga H: Dokumentation av statistisk metod i MATLAB

För att utvärdera metoden med passiva provtagare beräknades hur väl data överensstämmer med traditionell provtagning med hjälp av stickprov i par. Nedan följer en redogörelse av beräkningsstegen. Alla statistiska beräkningar utfördes i MATLAB SIMULINK.

```
%Stickprov i par delta, Z=X_Y e N(delta,sigma2) sigma är okänt

x=[190 0.2 27000 56 2800]; %PDP
y=[1 1 75000 1 43000]; %TP

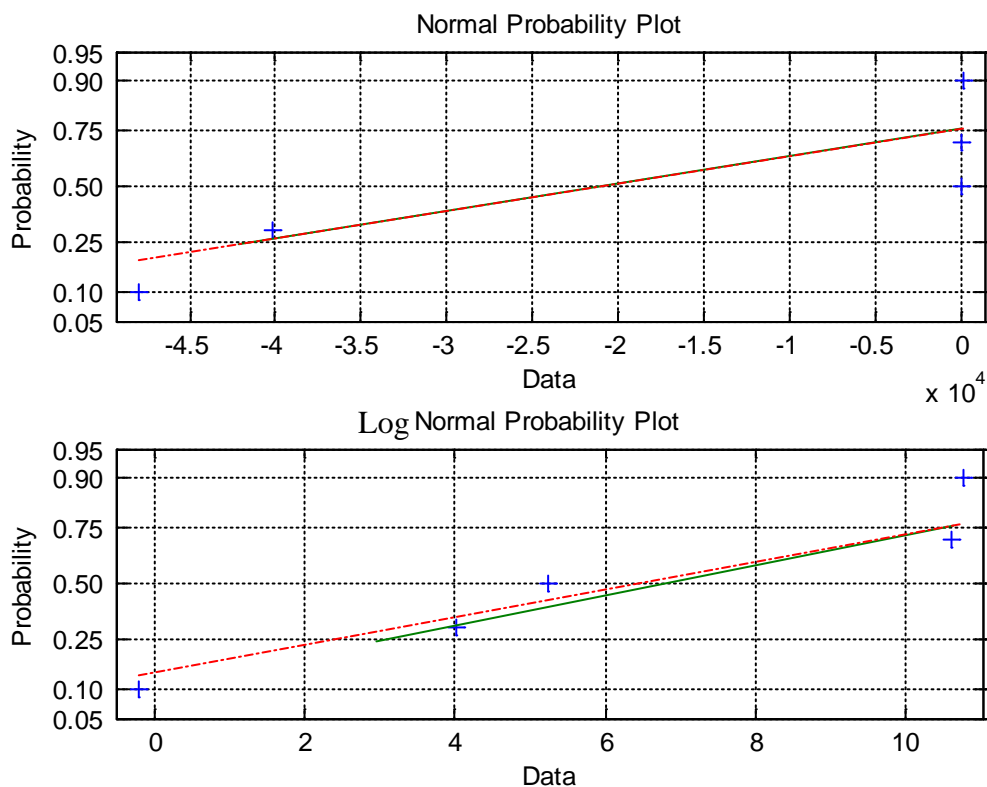
n=5
z=(x)-(y)
mz=mean(z) %skattning av variansen
sz=std(z) %skattning av standardavvikelsen
alfa=0.05
frihetsgrader=n-1
t=tinv(1-alfa/2,frihetsgrader)
Ideltanedre=mz-t*sz*sqrt(2/n) %ans = -2.7645e+004
Ideltaovre=mz+t*sz*sqrt(2/n) %ans= -7.5378e+003
%
%testar hur data är fördelade, lognormalfördelning ser bäst ut
figure(1)
SUBPLOT(2,1,1)
normplot(z)
SUBPLOT(2,1,2)
normplot(log(z))

%
z=log(x)-log(y)
ttest(z,mz) %Man kan inte förkasta nollhypotesen (ans=0) med 95 procents
säkerhet.
%styrkefunktionen
%
figure(2)
TS='=' %vilken hypotes man har d.v.s. om my0=my1 osc. se help styrka
grid on
styrka(sz,n,alfa,TS)
grid on

%
figure(3)
x1=[min(z):max(z)];
y1=normcdf(x1,mean(z),std(z));

plot(x1,y1)
grid on

%Definition konfidensintervall: En skattning av en parameter har en viss
%osäkerhet. Denna kan beskrivas av ett konfidensintervall för parametern.
%inom detta intervall ska det riktiga parametervärdet ligga med en 1-alfa,
%säkerhet
```



Figur 1: Visar hur data korrelerar med normalfördelning (översta grafen) och med en lognormalfördelning.

Enligt modellen fungerar en lognormalfördelning bäst till våra data varför logaritmerade värden användes som $\log N(\Delta, \sigma^2)$.

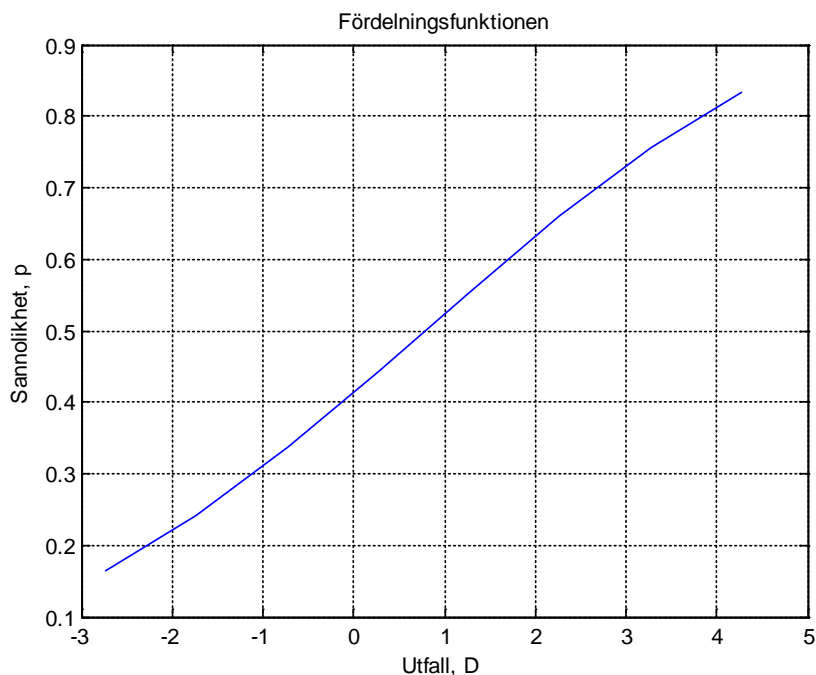
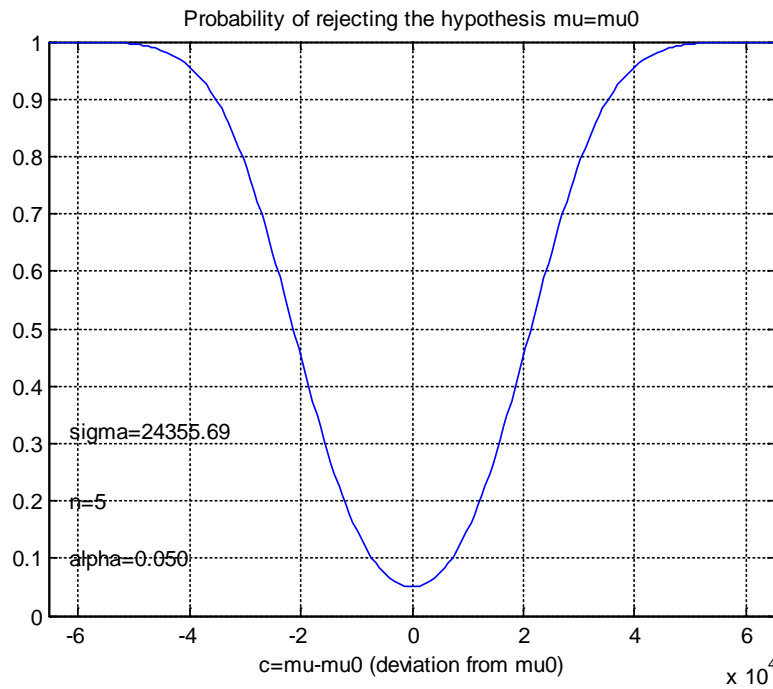


Figure 3: Sannolikhetsfördelningen för att få ett visst utfall, D där D är skillnaden mellan TP och PDP.



Figur 2: Styrkefunktionen för hypotestestet. Figuren visar hur stor sannolikheten är att förkasta hypotesen $\mu_1 = \mu_2$ (d.v.s. att väntevärdena för de två metoderna är lika) med 95% säkerhet. Vi ser att variansen, sigma σ är väldigt stor. Det innebär att vi har en stor spridning av de analyserade mätresultaten.