



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten – Pilotstudie i Sollentuna, Stockholm

JOHAN NORDBÄCK
CHARLOTTA TIBERG

Varia 541:4

LINKÖPING 2004



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **541:4**

**Naturlig självrening av oljeprodukter
i mark och grundvatten**
– Pilotstudie i Sollentuna, Stockholm

JOHAN NORDBÄCK
CHARLOTTA TIBERG

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Litteraturtjänsten Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--04/541--SE
Projektnummer SGI	10801
Dnr SGI	4-0005-0324
©	Statens geotekniska institut

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	4
1 Uppdrag och syfte	5
2 Bakgrund	6
3 Områdesbeskrivning	6
3.1 Tidigare insatser	8
3.2 Risker/exponeringsvägar	8
3.3 Geologi och markförhållanden	9
3.4 Hydrogeologi	11
3.5 Geokemi	11
4 Utförda undersökningar	12
4.1 Provtagning	12
5 Modellering – överföring till datamodell	13
5.1 RBCA Tier 2 Analyser	13
5.2 Metod/Genomförande	16
5.2.1 Överföring till datamodell	16
5.2.2 Kalibrering	18
5.2.3 Känslighetsanalys	19
6 Resultat	19
6.1 Grundvattennivåer	19
6.2 Petroleumprodukter	20
6.2.1 Tolkning av Surferplottar	20
6.2.2 BTEX, alifater, aromater och TPH	20
6.3 Geokemiska parametrar	26
6.4 Isotoper	34
7 Prognostisering av föroreningsutbredning i grundvattnet	34
7.1 Förändring av BTEX-halter som indikation på utsläppets upphörande	34
7.2 Momentan nedbrytning/Områdets mikrobiella assimilativa kapacitet	35
7.3 Modellering och prognostisering med RBCA Tier 2 Analyser	36
7.4 Bevis på naturlig självrening	38
8 Slutsatser	39
Referenser	40
Bilagor	
Bilaga 1	42
Bilaga 2	43
Bilaga 3	44

**Kvarteret Estländaren mfl
Sollentuna kommun**

**Naturlig självrening av oljeprodukter i mark –
Pilotstudie i Sollentuna, Stockholm**

SAMMANFATTNING

Undersökning av naturlig självrening, NS, av petroleumprodukter har undersökts i kvarteret Estländaren och närliggande fastigheter, Sollentuna kommun. Här fanns en bensinstation i drift från mitten av 1940-talet till slutet av 1980-talet. På 1960-talet uppdagades läckage från cisterner tillhörande bensinstationen och området har sedan undersökts i flera omgångar. Föroreningen ”återupptäcktes” senast 1999 och höga halter av petroleumkolväten över branchspecifika riktvärden konstaterades. Mellan 1999 och 2002 har totalt 22 nya grundvattnrör installerats (av J&W) för att avgränsa föroreningen men föroreningsplymen har inte kunnat avgränsas i grundvattnets flödesriktning.

År 2001 startade föreliggande FoU-projekt, finansierat till lika delar av FORMAS och SGI, för undersökning av naturlig självrening i området. I projektet används data från fyra provtagningsomgångar. SGI har provtagit grundvatten i området tre gånger, i september 2002, april 2003 och november 2003. J&W (nu WSP) tog grundvattenprover i april 2003. Analysresultaten visar på konstant höga föroreningshalter.

Denna rapport redovisar samtliga undersökningsresultat och prognostisering av den framtida föroreningssituationen i området. Prognostisering genom bl a beräkningar av assimilativ kapacitet och modellering med mjukvaran RBCA Tier 2 Analyser baseras på genomförda provtagningsomgångar. Resultaten indikerar att signifikant biologisk nedbrytning av kolväten pågår i området. Sådana indikationer består bl a av större nyttjande av elektronacceptorer i det förorenade området visavi uppströms/utanför. Nedbrytningspotentialen beräknas till ca 20 mg kolväte (representerat av C_8H_{10}) per liter tillfört grundvatten.

De höga föroreningshalterna och att plymen inte kunnat avgränsas komplicerar bedömningen av när riktvärde kan nås enbart med hjälp av NS. Klart är att det tar lång tid, hundratals år. Kontrollerad naturlig självrening, KNS, är därmed inte lämpligt att använda som enda metod vid eventuell sanering av detta område. Däremot skulle KNS kunna användas som ett komplement vid en aktiv sanering. En utvärdering av den naturliga självreningen kan då utnyttjas för att bedöma hur höga föroreningskoncentrationer som kan lämnas kvar i området och vilka delar av området som bör prioriteras för sanering. Därigenom kan omfattningen av en aktiv sanering minimeras. Här modelleras därför ett scenario där en stor del av föroreningen redan avlägsnats med någon annan saneringsmetod. De initiala föroreningskoncentrationerna justeras sedan tills saneringstiden kan anses rimlig (<10 år). Beräkningarna baseras på att samma koncentration lämnas kvar i hela det förorenade området men denna typ av lösning kan varieras. Om en del av ett område saneras till lägre halter kan högre halter lämnas i andra delar och området ändå bedömas bli rent inom rimlig tid. Olika scenarier bör alltid undersökas innan sanering.

1 UPPDRAG OCH SYFTE

I samarbete med Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande, FORMAS, har Statens geotekniska institut, SGI, genomfört forskningsprojektet "Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten – metodutveckling för svenska förhållanden". I projektet undersöks hur saneringsmetoden "kontrollerad naturlig självrening" kan utnyttjas vid sanering av områden förorenade med petroleumprodukter i Sverige. Inom detta projekt har SGI utfört grundvattenundersökning och utvärdering av naturlig självrening vid två förorenade områden, ett i Brånshult och ett i Sol-lentuna.

I tillägg till denna rapport finns följande rapportering från projektet:

Lind, B., Larsson, L., Nordbäck, J., Nilsson, G., Tiberg, C. 2004. Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten – Slutrapport. SGI Varia 541:2.

Larsson, L., Lind, B. 2004: Naturlig självrening av petroleumförorenade markområden – Vägledning. SGI Varia 541:1.

Larsson, L., Gabrielsson, A, Lind B. 2004: Naturlig självrening av oljeprodukter i mark – Pilotstudie i Brånshult, Östergötland. SGI Varia 541:3.

Projektet har rönt stort intresse från många håll och arbetet har beskrivits i en rad artiklar i branschtidskrifter:

Lennart Larsson, Bo Lind, 2001: Kontrollerad naturlig självsanering utförs av världens viktigaste oljesanerare. Artikel, Miljöforskning, 3:01, pp 20-21.

Margareta Redlund, 2003: Bakterier som Oljesanerare, Artikel, Byggingustrin, 04/2003, p 18.

Catrin Offerman, 2003: Prognosverktyg för självsanering av oljeföroreningar utvärderas, Artikel, Miljö & Utveckling, 15 #1:2003, p 26.

Naturvårdsverket, Nyhetsbrevet m-plus, 2002: Oljeföroreningar försvinner med tiden, Notis m-plus, 13, 23 okt 2003, p 13.

Projektet har redovisats muntligt och med abstract på följande seminarier:

Nätverket Renare Marks Höstmöte, Umeå 22-23 oktober 2003.

Naturlig självrening av oljeprodukter i mark och grundvatten, Stockholm 3 juni 2003.

Syftet med fältstudierna är att få erfarenhet av hur naturlig självrening fungerar i Sverige och vid vilka omständigheter metoden kan vara lämplig att använda. I det förorenade området kartläggs förekommande naturliga reningsprocesser i grundvattnet och framtida föroreningssituation uppskattas.

Kvarteret Estländaren i Sollentuna som redan visat sig vara ett förhållandevis allvarligt förorenat område valdes som pilotområde främst av två skäl, dels för att studera hur NS kan utnyttjas som stöd till andra saneringsåtgärder och dels för att området var förhållandevis väl känt sedan tidigare.

2 BAKGRUND

Naturlig Självrening, NS, är en samlande benämning för ett antal processer som ständigt pågår i marken. Processer som dispersion, sorption och biologisk nedbrytning kan minska koncentrationer av förorenande ämnen i marken. För oljeprodukter är biologisk nedbrytning särskilt intressant. Kontrollerad Naturlig Självrening, KNS, på engelska Monitored Natural Attenuation, MNA, är en saneringsmetod som utnyttjar denna potential till självrening. Metoden har blivit mycket populär i USA, särskilt för sanering av mark förorenad med petroleumprodukter.

I föreliggande rapport redovisas fältstudien i Sollentuna där potentialen för NS undersökts i ett förorenat område. Föroreningarna härrör från en nedlagd bensinstation. Utvärderingen av NS baseras i första hand på analyser av koncentrationer av förorening och kemiska parametrar i grundvattnet. Analysdata utgör sedan indata vid modellering av föroreningsspridningen i ett dataprogram. I en NS-undersökning används tre bevisnivåer (Larsson och Lind, 2003). Man behöver bara gå vidare till nästa nivå om innevarande nivå inte ger tillräckliga bevis. I Sollentuna undersöks i första hand *primära bevis* (plymstatus, löst syre, temperatur och pH) och *sekundära bevis* (elektronacceptorer och prognostiserad plymstatus) men även ett par av de *tertiära bevisen* (intermediärer, nedbrytningsprodukter, mikrobiella laboratoriestudier, metan- och koldioxidproduktion, alkalinitet, redoxförhållanden och näringsämnen) tas upp. I rapporten presenteras resultat och utvärdering av utförda provtagningsomgångar samt modelleringsresultat.

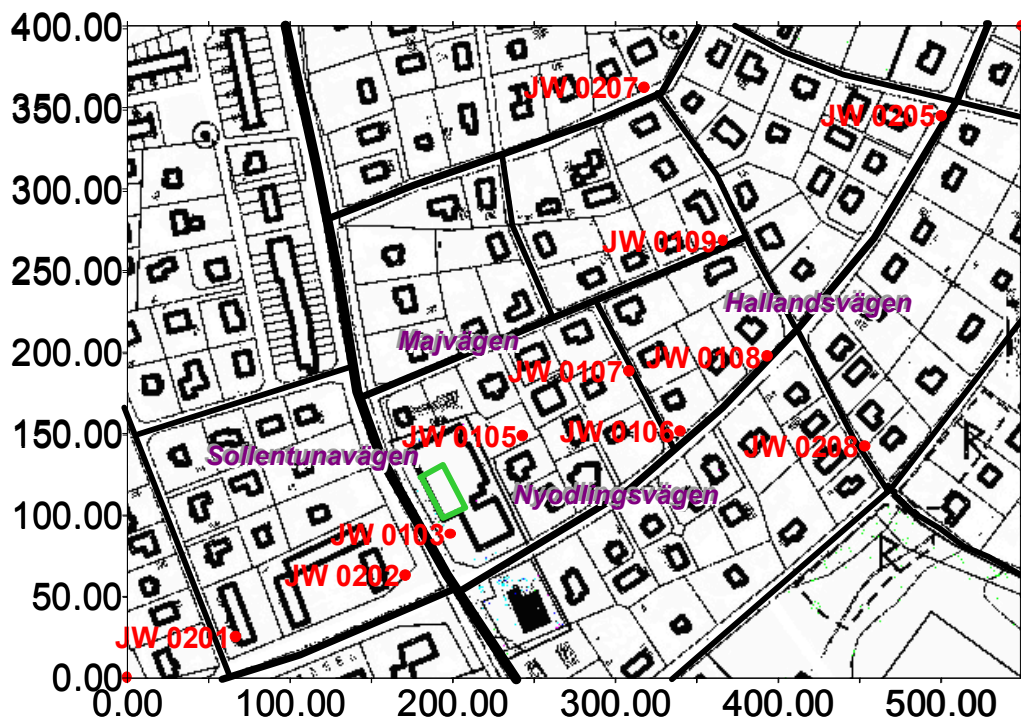
3 OMRÅDESBESKRIVNING

Det undersökta förorenade området ligger i kvarteret Estländaren vid Sollentunavägen i Sollentuna (figur 3.1 och 3.2). En bensinstation (figur 3.2) var, enligt närboende, i bruk på tomten Estländaren 10 från mitten av fyrtioalet till slutet av åttiotalet (J&W, 2001).

Området har tidigare varit föremål för undersökningar och saneringsinsatser och det finns därför redan ett antal borrhål i området. Följande områdesbeskrivning bygger i huvudsak på tidigare undersökningar utförda av WSP (tidigare J&W) som bland annat gjorde en saneringspumpning på prov 2000/2001 (J&W, 2001).



Figur 3.1 Områdets läge i Sollentuna. Det undersökta området är den röda rektangeln, ungefärlig sträckning för Stockholmsåsen är utmärkt med grått.



Figur 3.2 Det förenade området i Sollentuna. Den före detta bensinstationen är utmärkt med grönt, av SGI provtagna punkter med rött.

3.1 Tidigare insatser

Området har länge varit förorenat. På 60-talet uppmärksammades bensinlukter från marken i närheten av bensinstationen och ett omfattande läckage från cisterner i området uppdagades. De läckande cisternerna byttes då ut. Utöver detta är det inte känt exakt var och när läckage skett men ett antal tankar/cisterner i området vid bensinstationen bedöms ha läckt ut upp till ca 250-300 m³ petroleumprodukter under 40-60-talen (J&W, 2001). Den knapphändiga informationen om utsläppet i kombination med jordlagrens heterogenitet, förekomst av ledningar och ledningsgravar med mera gör föroreningssituationen komplex och svårbedömd.

I samband med att saneringsinsatser, framför allt grundvattenpumpning, genomfördes i början av 70-talet gjordes två uppskattningar av mängden kvarvarande förorening i marken. Den första uppskattar att 250-300 m³ läckt ut totalt och att 150 m³ avlägsnats genom sanering. Enligt en senare uppskattning har 150 m³ läckt ut totalt och 80 m³ av detta avlägsnats (WSP, 2003). Oavsett vilken uppskattning som ligger närmast verkligheten ansågs det att stora mängder, ca 70-150 m³, fanns kvar i marken. Efter saneringen lämnades området därhän men vissa "oavsiktliga" saneringsinsatser har sedan genomförts i samband med schaktningsarbeten i området, till exempel vid byggandet av en kontorsfastighet vid Sollentunavägen. Föroreningen återupptäcktes 1999 i samband med planering inför en fastighetsöverlåtelse. Hösten 2000 – vintern 2001 utförde J&W en provsanering genom grundvattenpumpning nedströms läget för den fd bensinstationen. Vattnet innehöll varierande men höga halter av förorening. Branchspecifika riktvärden för BTEX i grundvatten överskreds kraftigt och halterna minskade inte under pumptiden (J&W, 2001). Efter provtiden beslutades att inte fortsätta med grundvattenpumpningen. Det bedömdes ta alltför lång tid att uppnå resultat.

Hela kvarteret Estländaren som avgränsas av Sollentunavägen, Nyodlingsvägen, Birka- vägen och Majvägen (figur 3.2) undersöktes av J&W 1999/2000. Det uppdagades att föroreningen spridit sig utanför detta område och därför sattes 2001 ett antal nya grundvattenrör utanför området för att avgränsa plymens utbredning. Inte heller dessa rör lyckades täcka in plymen, istället påträffades bensin på grundvattenytan i nästan samtliga rör. Det beslutades därför att J&W skulle installera ytterligare sex rör i april 2002 inför att SGI planerade att använda området i sitt projekt om naturlig självrening. En översikt över kända grundvattenrör i området finns i bilaga 1. Tyvärr är plymen ännu inte avgränsad i alla riktningar, det saknas oförorenade provpunkter både i grundvattnets flödesriktning och för utbredningen vinkelrätt mot denna. Sammanlagt fyra provtagningsomgångar med avseende på framför allt förorening och grundvattenkemi har genomförts under 2002 och 2003.

3.2 Risker/exponeringsvägar

Det förorenade området bör klassas som KM, känslig markanvändning enligt SNVs indelning (SNV, 1998) eftersom en stor del är bebyggd med bostadshus. Området är barnvänligt med små, sparsamt trafikerade gator och stora trädgårdar.

WSP gör en riskbedömning av området (inte färdig i skrivande stund) och beaktar då exponering för lösliga komponenter i grundvattnet, för flyktiga komponenter i gasfas och via intag av grödor som tagit upp förorening via grundvattnet. En ytterligare tänkbar

spridningsväg är i samband med framtida schaktning i området då både jord och vatten exponeras.

Exponering via grundvatten

Området ligger i närheten av en kommunal reservvattentäkt, Skansenverket. Vatten från det förorenade området sprids till Stockholmsåsen (se figur 3.1) varifrån vattenverket tar sitt vatten men analyser av vattnet i Skansenverket visar inte på några exponeringsrisker om verket skulle tas i drift. Stockholmsåsen går mellan det förorenade området och närmaste ytvatten, Edsviken, ca 1 km bort.

Exponering via gasfas

Då det fanns en misstanke om att lättflyktiga kolväten kunde transporteras in byggnader i området och ge oacceptabla halter i inomhusluft har WSP (2003) genomfört en särskild undersökning av porluft från marken (en punkt), inomhusluft (i två fastigheter) och luft från en torpargrund i området. I undersökningen uppmättes lägre halter i porluften än vad som teoretiskt förväntades utifrån halterna i jord och grundvatten. Utspädningen av porluften på väg från mark till byggnader var också större än förväntat och alla halter låg under gällande gränsvärden.

Exponering via intag av frukt och grönsaker

Eftersom grundvattenytan ligger djupt i området och de ytliga jordlagren domineras av torrskorpelera och lös lera tar grödor främst ta upp vatten som samlats i leran.

Exponering i samband med markarbeten

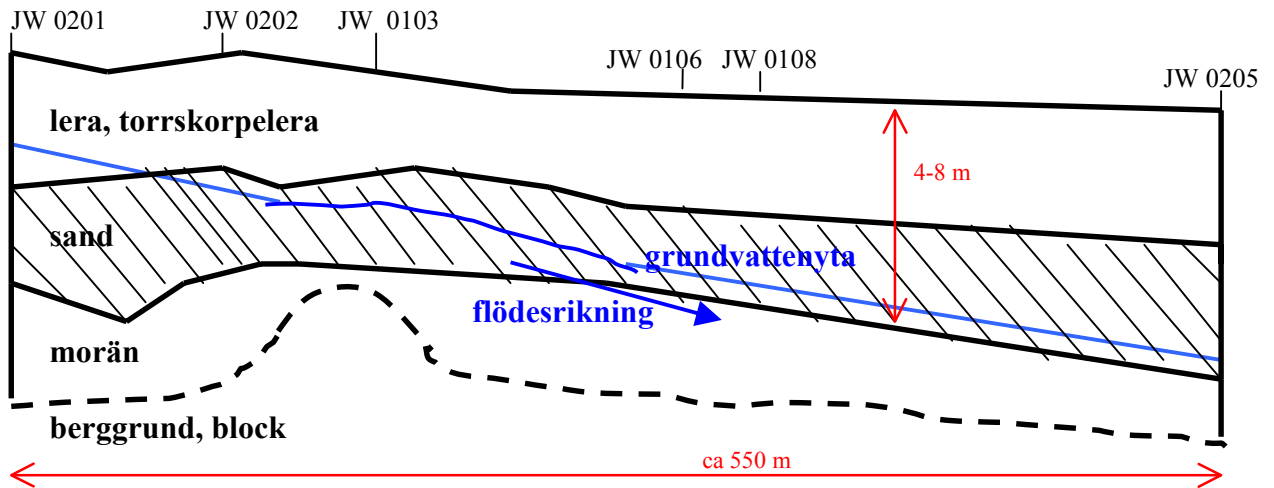
I samband med markarbeten i området riskerar de personer som utför schaktningen att exponeras för förorening. Exponeringsrisker uppkommer också vid återanvändning av upptagna jordmassor och i samband med eventuell läns-pumpning av grundvatten. Därför kan restriktioner och försiktighet krävas vid markarbeten i området.

3.3 Geologi och markförhållanden

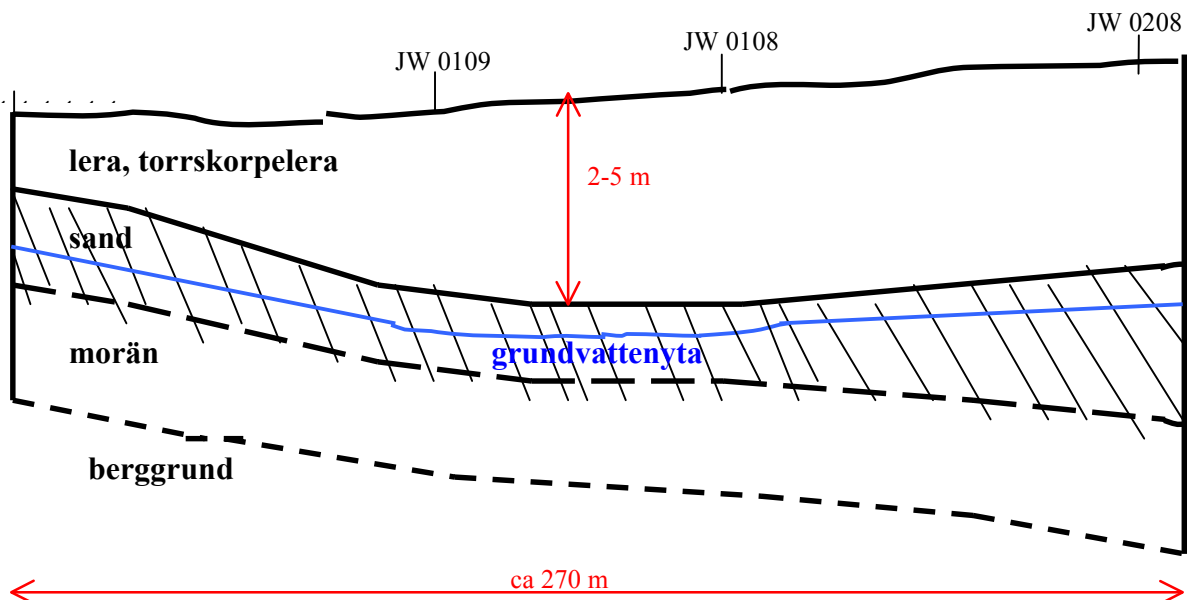
Markytan i området ligger på mellan +22 och +26 meter över havet. Större delen av området är bebyggt av äldre villor med gräsbevuxna villatomter. I de västra delarna, närmast den tomt där bensinstationen legat, står en kontorsbyggnad och markytan är hårdgjord.

Enligt SGUs berggrundskarta består berggrunden vid Edsviken i Sollentuna av urgraniter, yngre granit och pegmatit (SGU, 2002). Huvudsaklig jordart enligt jordartskartan är isälvsediment (SGU, 2002). Stockholmsåsen passerar mellan det förorenade området och Edsviken, figur 3.1.

En principiell jordlagerföljd för det förorenade området återfinns i figur 3.3 och 3.4. Figur 3.3 visar ett tvärsnitt längs föroreningsplymens utbredning (efter Termén, 2003) och figur 3.4 ett tvärsnitt tvärs över det förorenade området där plymen bedömts vara bredast (efter lagerföljder i de fyra utsatta borrhålen, J&W 2001). Observera att längd-höjd-skalan är kraftigt förvrängd. Jordlagrens tjocklek är här mycket överdrivna i förhållande till områdets längd.



Figur 3.3 Geologiskt tvärsnitt längs Nyodlingsvägen, i grundvattnets flödesriktning.



Figur 3.4 Tvärsnitt längs Hallandsvägen, vinkelrätt mot grundvattenriktningen.

Det översta jordlagret som sträcker sig 2-4 m ned domineras av lera och torrskorpelera. Det första 0,5 till 1 metrarna av detta lager är i vissa delar, framför allt området i med kontorsbyggnader, ersatta med fyllning i form av grus och sand. Lerlagret underlagras av ett 2 till 4 m tjockt sandlager. Både lerlagret och sandlagret är heterogena. Leran har bitvis stora inslag av sand och silt medan sanden har inslag av lera, silt och grus. Gränsdragningen mellan skikten är därför otydlig. Under sanden ligger ett moränlager som bedöms vara ogenomsläppligt och utgör akviferens undre gräns. Djup till berggrunden är i många punkter inte känt, därav de streckade linjer i figurerna. I provpunkt JW 0103 stoppades borrhningen på ca 6 m djup av vad som kan vara berggrunden eller ett block. Grundvattenytan går mestadels i sandlagret, i figur 3.3 14 till 22 meter över havet och i 3.4 ca 17 meter över havet. Akviferens tjocklek varierar, uppskattningsvis från ca 0,3 m till över 4,5 m.

3.4 Hydrogeologi

Utförda undersökningar visar på en tydlig grundvattengradient mot nordost. Grundvattennivån i Stockholmsåsen i höjd med korsningen Nyodlingsvägen/Edsviksvägen ligger lägre och dränerar därigenom området (Termén, 2003). Troligen följer grundvattenströmningen därefter åsen mot Skansenverket och Edsviken. Närmast Sollentunavägen kan grundvattenströmningen påverkas av ledningsgravar och dagvattenledningar som här ligger i nivå med den uppmätta grundvattenytan. De kan dränera grundvatten norrut längs Sollentunavägen. Mer åt väster i området ligger grundvattenytans nivå betydligt under ledningsgravar. Områdets grundvattenyta baserat på uppmätta grundvattennivåer har plottats med hjälp av programvaran Surfer i figur 6.1 a och b.

Den hydrauliska gradienten varierar enligt beräkningar utifrån fältmätningar mellan ungefär 1,5 och 2 % och den ökade mellan 2002 och 2003. Ett antal slugtest utfördes under sommaren 2002 av J&W för att undersöka den hydrauliska konduktiviteten. Resultaten, $0,8 - 15 \cdot 10^{-6}$ m/s, visar på stora variationer över området (bilaga 2). Om dessa värden antas vara representativa för olika strömningsvägar i akviferen och porositeten antas till 0,2 % (baserat på litteraturvärden) kan det ta allt ifrån mindre än tio upp till flera hundra år för en vattenpartikel att transporteras från området vid den före detta bensinstationen till Stockholmsåsen.

Områdets avrinning på ca 200 mm/år (årsmedelvärde, SGU 1984) utgör den maximalt möjliga infiltrationen av nederbörd till akviferen men bara en liten del av detta vatten bildar nytt grundvatten. Infiltrationen hindras dels av det lerlager som till stora delar överlagrar akviferen dels av att en stor del av ytan i området är täckt av vägar, parkeringar och tak varifrån nederbörden avrinner direkt ned i dagvattensystemet.

Den möjliga nybildningen av grundvatten per areaenhet kan grovt uppskattas som den hydrauliska konduktiviteten gånger porositeten. Litteraturvärde på hydraulisk konduktivitet för lera är $5 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-11}$ m/s och motsvarande effektiva porositet ca 10 %. Baserat på detta släpper lera igenom maximalt, $K \cdot n_e = 15,8$ mm/år. Eftersom marken troligen bara är vattenmättad en liten del av året är infiltrationen sannolikt betydligt mindre men å andra sidan täcker lerlagret (och/eller den hårdgjorda ytan) inte nödvändigtvis hela akviferen. Grundvattenbildningen i området uppskattas därför till 1-20 mm/år.

3.5 Geokemi

Normalhalter av EA i Stockholms län, Sollentunaområdet, återfinns i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Normalhalter av EA (SGU, 1984). Syrehalt från USA (Waterloo H, 2001).

Ämne	Normalvärde	Värde i provtagna brunnar i Sollentunas närhet (SGU, 1984)
O ₂ , mg/l	4 – 7	
pH	5 – 9	Normalt 7-8 men vissa avvikelser.
HCO ₃ ⁻ , mg/l	20 – 400	150 – 300, i vissa fall lägre.
SO ₄ ²⁻ , mg/l	2 – 150	<50, i vissa 50-100
NO ₃ ⁻ , mg/l	0 – 20	<15, i ett fall 15-30
NO ₂ , mg/l	0 – 0,02	Både <0,1 och >0,1
Fe, mg/l	0 – 1	Oftast <0,2 mg/l, ibland högre, till >0,4.

4 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

4.1 Provtagning

Mellan 1999 och 2002 har J&W och KM miljöteknik installerat totalt 22 grundvattenrör i området (bilaga 1).

Grundvattenprover har tagits och analyserats med avseende på framför allt petroleumkolväten och elektronacceptorer vid fyra tillfällen inom projektet. En gång har även prover för isotopanalys tagits. Första provtagningen utfördes av J&W och de tre följande av SGI. Vid SGIs provtagningar användes ”lowflow-teknik” främst för att minimera avgången av flyktiga ämnen till luft, kontakt med luftens syre och risken att få med fri fas av förorening vid provtagning. Speciella pumpar, så kallade bladderpumpar, sänktes ned i varje grundvattenrör som skulle provtas ungefär en vecka innan provtagningen. Vid samma tillfälle mättes djupet till grundvattenytan i punkterna. Mer information om grundvattenprovtagning och lowflow-teknik återfinns i pilotrapporten om Brånshult (Larsson, 2003). Vid provtagning leddes vattnet genom en flödescell där temperatur, konduktivitet, redoxpotential, pH och löst syre mättes. Grundvattenprov för analys med avseende på petroleumkolväten och elektronacceptorer togs i provflaskor och skickades till laboratorium. På grund av problem med vattentillgången har man varit tvungen att byta ut vissa provpunkter mellan provtagningsomgångarna. Den bristande vattentillgången medförde också att det inte alltid fanns möjlighet att vänta på att flödescellens värden skulle bli stabila innan vattenproverna togs. En sammanfattning av vad som provtagits och när återfinns i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Sammanfattning av provtagningar.

	pumpsättning	provtagning	antal provtagna punkter
Vår 2002 med bailer (J&W)		26:e april	16 - kolväten 16 - syre 16 - bly
Höst 2002 med lowflow-teknik	5:e sept.	17-18:e sept.	7 - kolväten 7 - syre, temp., redox, pH, konduktivitet 5 - elektronacceptorer
Vår 2003 med lowflow-teknik	23:e april	28-29:e april	7 - kolväten 9 - syre, temp., redox, pH, konduktivitet 8 - elektronacceptorer 4 - kolisotoper
Höst 2003 med lowflow-teknik	23:e okt.	5-6:e nov.	5 - kolväten 5 - syre, temp., redox, pH, konduktivitet 5 - elektronacceptorer

5 MODELLERING – ÖVERFÖRING TILL DATAMODELL

Ett datorbaserat modelleringsprogram används ofta som verktyg vid bedömning av naturlig självrening för att prognostisera föroreningens framtida utbredning. Det finns idag ett antal programvaror för simulering av transport och biologisk nedbrytning på marknaden. De innehåller olika nivåer av komplexitet och olika lösningar för att beskriva verkligheten. Vid undersökning av NS i denna rapport har programvaran RBCA Tier 2 Analyzer, här kallad "T2", använts. Exempel på andra lämpliga modelleringsprogram finns i *Vägledning – naturlig självrening av petroleumförorenade områden* (Larsson och Lind, 2003).

5.1 RBCA Tier 2 Analyzer

RBCA Tier 2 Analyzer är en tvådimensionell analytisk/numerisk datorbaserad modell. Modellen är speciellt utformad för att användas vid utvärdering av NS eller "pump and treat"-sanering av mark förorenad med petroleumprodukter eller klorerade lösningsmedel. Programmet hanterar den lösta föroreningens plyn och dess sorption till jordmatri-sen men inte föroreningsskällor i fri fas. RBCA står för RiskBased Corrective Action som är en riskbaserad beslutsprocess i tre nivåer där T2 kan användas vid utvärdering på nivå 2 (tier 2). T2 är tänkt att vara en användarvänlig programvara som behöver jämförelsevis lite indata. Då programvaran släpptes först i juni 2000 har den ännu inte använts och utvärderats i samma utsträckning som äldre modeller. Programmets manual och reklam för programmet på företags hemsidor är den enda "litteratur" som kunnat hittas.

I T2 modelleras först grundvattenflödet med en analytisk lösning. Efter det läggs ekvationer för föroreningstransport och nedbrytning till. Dessa löses numeriskt. Den speciella kombinationen av lösningsmetoder minskar enligt tillverkaren beräkningstiderna och behovet av datautrymme jämfört med motsvarande programvaror (Waterloo Hydrogeologic, 2002). Med T2 följer ett speciellt hjälpavsnitt där litteraturdata för många av de inparametrar som ska definieras samlats i tabeller.

Grundvattenmodellen i T2 beräknar flödesmönstret utifrån en referenspunkt (reference head) och minst ett randvillkor (grundvattenbildning måste anges). Randvillkor i form av floder, sjöar och impermeabla gränser kan också definieras. De initiala fördelningarna av förorening och EA i området kan importeras i form av färdiga plottar utifrån fält-data, uppritade i dataprogrammet Surfer, eller modelleras direkt i T2 med hjälp av programmets "automatiska plymgenerator".

För masstransport i T2 erbjuds fem olika modeller, 1-5 nedan, (en teoretisk genomgång av nedbrytningsmodeller kan hittas i bla Bedient mfl, 1999). Speciellt för modellerna 1, 2 och 5 är att användaren kan välja en desorptionsmodell där fördelningen av föroreningen mellan vatten och jord inte står i jämvikt. Funktionen kan illustrera de "föroreningssvansar" som ofta förekommer mot slutet av en renande process.

1. *Single constituent* – Första ordningens nedbrytning av valfri förorening. Möjlighet att beskriva desorption som ej är i jämvikt.
2. *PCE>TCE>DCE>VC sequential decay*. Stegvis nedbrytning av PCE med specifika nedbrytningskonstanter och sorptionskoefficienter för varje ämne. Desorptionen kan beskrivas som ej i jämvikt.

3. *Instantaneous BTEX Bio with One Electron Acceptor (O2)*. Instantaneous reaction under aerobic förhållanden. Desorption i jämvikt.
4. *Instantaneous BTEX Bio with Multiple Electron Acceptors*. Som alternativ 3 men under anaeroba förhållanden. EA är syre, nitrat, sulfat, järn och koldioxid.
5. *Kinetic BTEX Bio with Multiple Electron Acceptors*. Första ordningens kinetik med avseende på BTEX. Monodkinetik används för att beskriva tillgången av varje EA. Desorptionen kan beskrivas som ej i jämvikt.

För modellering av BTEX finns tre huvudsakliga alternativ att välja mellan (3-5). Eftersom BTEX normalt bryts ned snabbt i förhållande till transporten av EA i akviferen ligger alternativ 3 eller 4 nära till hands vid modellering av BTEX-transport beroende på vilka redoxförhållanden som råder.

Ett antal parametrar måste definieras vid modellering. Vilka parametrar som krävs för alternativ 4 och hur de *kan* uppskattats sammanfattas i tabell 5.1 och ekvation 5.1-5.7.

Tabell 5.1. Parametrar för modell "Instantaneous BTEX with multiple electron acceptors" i T2.

Parameter	Uppskattning
Rutnät med representativa element <i>Grid</i>	Elementen bör vara mkt mindre än områdets skala men mkt större än de molekylära processernas skala.*
Hydraulisk konduktivitet, K (m/s) <i>Hydraulic conductivity</i>	Resultat av slugtest.
Effektiv porositet, n_e (%) <i>Effective porosity</i>	Litteraturintervall motsvarande hydrauliska konduktiviteten.**
Hydraulisk gradient, dh/dl (m/m) <i>Hydraulic gradient</i>	Beräkning utifrån mätningar i karta (ekvation 5.1).
Mättad tjocklek av akviferen (m) <i>Saturated thickness</i>	Tjocklek från grundvattenyta till tät underliggande lager enligt borrhningar i området.
Grundvattenbilning, I (mm/år) (ett randvillkor) <i>Recharge (boundary condition)</i>	Beräkning utifrån nederbördsdata (ekvation 5.2) med vissa tillägg och antaganden.
Longitudinell dispersivitet, a_L (m) <i>Dispersivity, logitudinal</i>	Beräkning utifrån plymens längdskala (ekvation 5.3).**
Transversell dispersivitet, a_T (m) <i>Dispersivity transversal</i>	Beräkning utifrån plymens längdskala (ekvation 5.4).**
Molekylär diffusions koefficient, \tilde{D}_m (m ² /dag) <i>Molecular diffusion coefficient</i>	Beräkning för poröst medium utifrån diffusion i rent vatten (ekvation 5.5).**
Jordens bulkdensitet (kg/m ³) <i>Bulk density</i>	Litteraturvärde för fin till grov sand.**
Sorptionskoefficient, K _d (kg/l) <i>Sorption coefficient</i>	Enligt ekvation 5.6 och 5.7.
Inflödeskoncentration vid akvifersgränser (mg/l) <i>Inflow concentrations at aquifer boundaries</i>	Bakgrundskoncentrationer uppmätta i fält.
Assimilativ kapacitet, eg maxkonc av Fe ²⁺ , CH ₄ <i>Assimilative capacity (mg/l)</i>	Bedömd maxkoncentration enligt fältmätningar.

*(Bear mfl, 1992) **Enligt T2-manual.

Hydraulisk gradient:

dh/dl

ekv 5.1

dh = skillnad i grundvattennivå längs en viss sträcka

dl = den sträcka över vilken grundvattennivåskillnaden mäts

Maximal möjlig grundvattenbildning: $I = (P-ET)$ ekv 5.2

I = grundvattenbildning, infiltration

P = nederbörd

ET = evapotranspiration

Det är rimligt att anta konstant infiltration och konstant vatteninnehåll i den omättade zonen då långa tidsperspektiv undersöks. Normalt är infiltrationen i realiteten lägre under vinter och sommar på grund av snö och tjäle respektive hög avdunstning. Infiltrationen måste också korrigeras för hårdgjorda ytor och permeabilitet i geologiska lager ovan akviferen.

Longitudinell dispersivitet: $aL = 0,83 * (\log_{10}(L_s))^{2,414}$ ekv 5.3

Transversell dispersivitet: $aT = 0,05 \text{ till } 0,25 * aL$ ekv 5.4

Diffusionskoefficient i akviferen: $Dm_a = \tau * Dm$ ekv 5.5

L_s = plymens längd (m)

τ = akviferens tortositet

Dm = molekylär diffusionskoefficient för det lösta ämnet i vatten (m^2/s)

Sorption: $Kd = K_{oc} * f_{oc}$ ekv 5.6

K_{oc} = fördelningskoefficient mellan vatten och naturligt organiskt material, (g/l vatten)/(g/kg org kol)

f_{oc} = andelen organiskt material i akviferen (g organiskt material/g akvifersmaterial)

Ekvation 5.6 gäller om $f_{oc} < 0,001$. Tyvärr är det svårt att bestämma K_{oc} och f_{oc} noggrant. Uppmätta K_{oc} -värden för olika föreningar finns att hämta i litteraturen men K_{oc} för en förening löst i vatten kan variera upp till en faktor tio om olika sorberande material jämförs. K_{oc} kan också uppskattas från K_{ow} -värdet, fördelningskoefficienten mellan vatten och oktanol. För detta finns olika formler. US EPA (2002) föreslår ekvation 5.7 för beräkning av K_{oc} för flyktiga organiska ämnen (VOCs, Volatile Organic Compounds).

$\log K_{oc} = 0,0781 + (0,7919 \log K_{ow})$ ekv 5.7

f_{oc} kan bestämmas specifikt för det aktuella området men det är ofta svårt på grund av stor variation över små avstånd. Här har litteraturvärde använts (Waterloo H, 2001).

Resultatet av en modellering i T2 kan redovisas på tre olika sätt:

Plot plume concentration. Föroreningsplymens utveckling med tiden plottas i två dimensioner. Innan simuleringen definieras de tidssteg man vill kunna titta på. Koncentrationer av EA kan plottas på samma sätt.

Plot mass results. Den totala massan av förorening i jorden, i vattnet och sammanlagt, plottas i ett diagram mot tiden.

Plot concentration versus time. Koncentrationsutvecklingen i användardefinierade punkter plottas mot tiden i ett diagram.

Innan en modellering startas definierar användaren även simuleringstiden och hur stora tidssteg som tas i beräkningarna. Visualiseringen sker automatiskt med programvaran Tecplot. Tecplot är inte speciellt utformat för T2 utan är ett avancerat fristående verktyg

för att visualisera många typer av teknisk data. Bara en del av dess funktioner går att använda för det dataset som överförs från T2. Programvaran innehåller inte något inbyggt verktyg för osäkerhets- eller känslighetsanalys. Exempel på hur en arbetsyta kan se ut i T2 finns i bilaga 3.

5.2 Metod/Genomförande

Modellbyggandet är en iterativ process, där man ofta upptäcker att man behöver gå tillbaka ett eller flera steg för att modellen ska uppfylla de krav som ställs på den. I stora drag bör följande arbetsgång följas:

1. Syfte
2. Teori
3. Insamling av data (historiska data, provtagning)
4. Konceptuell modell
5. Val av programvara
6. Överföring till datamodell
7. Kalibrering (Validering)
8. Känslighetsanalys
9. Resultat
10. Diskussion och slutsatser

Arbetsgångens steg följs så långt som möjligt vid modellering av NS i Sollentuna. Punkt 1-5 anses här redan avklarade och under denna rubrik tas punkt 6-8 upp.

Det stod tidigt klart att det skulle ta för lång tid att sanera det förorenade området i Sollentuna enbart med KNS, någon form av aktiv sanering måste också till om området ska bli rent inom rimlig tid. Här modelleras därför ett scenario där den fria fasen av förorening redan avlägsnats med någon annan saneringsmetod. De initiala föroreningskoncentrationerna justeras sedan tills att saneringstiden kan anses rimlig (<10 år). Därigenom undersöks hur höga koncentrationer som kan lämnas kvar i marken efter en aktiv sanering. En sådan uppskattning av de koncentrationer som kan brytas ned inom rimlig tid ska vara konservativ.

5.2.1 Överföring till datamodell

Parametrar för modelleringen togs fram enligt metoder i avsnitt 5.1. Intervall för parametrarna använda i en första modellering återfinns i tabell 5.2 och 5.3.

Den hydrauliska konduktiviteten i området varierar eftersom grundvattenytan går genom det heterogena sandlagret i princip i hela området men bara en hydraulisk konduktivitet, för hela området, kan definieras i datamodellen. Den hydrauliska konduktiviteten för grundmodellen bestämdes som ett medelvärde av slugtestresultaten.

Tabell 5.2 Parameterar och intervall för en första flödesmodell i T2.

FLÖDESMODELL	Grundmodell	Intervall
Rutnät, grid	Område: 450*650 m Rutnät: 45*65 celler Cellstorlek: 10*10 m	
Hydraulisk konduktivitet, K	$5,18 \cdot 10^{-6}$ m/s	$7,70 \cdot 10^{-7}$ m/s - $1,50 \cdot 10^{-5}$ m/s
Effektiv porositet	0,2	15 - 30 %
Hydraulisk gradient	0,018	0,016 - 0,022 Högre i mitten av området och vid mätningar 2003.
Mättad tjocklek av akviferen	0,7 m	Från 0,26 till 4,73 m eller mer. Ca 0,3 till 1,1 m i förorenat område.
Referensnivå	rör: JW 0108 nivå: 16,73 m flödesriktning: 35,1°	
Gränsvillkor – Grundvattenbildning	10 mm/år	1– 20 mm/år

Tabell 5.3 Parametrar och intervall för en första transportmodell i T2.

TRANSPORTMODELL	Värde i grundmodell	Intervall
Transportmodell	BTEX med multipla EA	
Longitudinell dispersivitet	10 m	6,9 – 11,8 m
Transversell dispersivitet	1,5 m	0,3 – 1,7 m
Molekylär diffusionskoefficient	$5 \cdot 10^{-5}$ m ² /dag	$3,7 \cdot 10^{-5}$ – $8,6 \cdot 10^{-5}$ m ² /dag
Jordens bulkdensitet	1,5 kg/m ³	1,37 – 1,81 kg/m ³
Sorption, K _d	0,6 kg/l	0,38 – 0,79 l/kg (foc=0,001)
Inflödeskoncentration av BTEX och EA vid akvifersgränser. (Baseras på assimilativ kapacitet, se avsnitt 7.2)	BTEX; 0 mg/l O ₂ ; 4,5 mg/l NO ₃ ⁻ ; 34,6 mg/l Fe ²⁺ ; 0 mg/l SO ₄ ²⁻ ; 49,3 mg/l CH ₄ ; 0 mg/l	(medelvärden i provpunkter i plymkanter) O ₂ ; 1,4-9,8 mg/l NO ₃ ⁻ ; 32-72 mg/l SO ₄ ²⁻ ; 20-69 mg/l
Assimilativ kapacitet, eg maxkoncentration i vattnet för Fe ²⁺ och CH ₄ .	Fe ²⁺ ; 3,33 mg/l CH ₄ ; 1,3 mg/l	
Kontrollpunkter	10 st.	Alla punkter som provtagits av SGI.
Initiala koncentrationer i området	BTEX; plym beräknad mha plymgenerator O ₂ ; bakgrundskoncentration, 1 mg/l NO ₃ ⁻ ; plym importerad från surfer Fe ²⁺ ; plym från plymgenerator SO ₄ ²⁻ ; plym från surfer CH ₄ ; plym från plymgenerator	

Som transportmodell valdes ”Instantaneous BTEX Bio with Multiple Electron Acceptors” eftersom vattengenomströmningen i området är låg och analysresultat tyder på att anaerob nedbrytning pågår. Diffusionskoefficienten för akviferen beräknades enligt ekvation 5.5 där en tortositet på $0,3 \leq \tau \leq 0,7$ anges som ett representativt intervall för porösa medier och $1 \cdot 10^{-9}$ m²/s som representativ diffusionskoefficient i vatten.

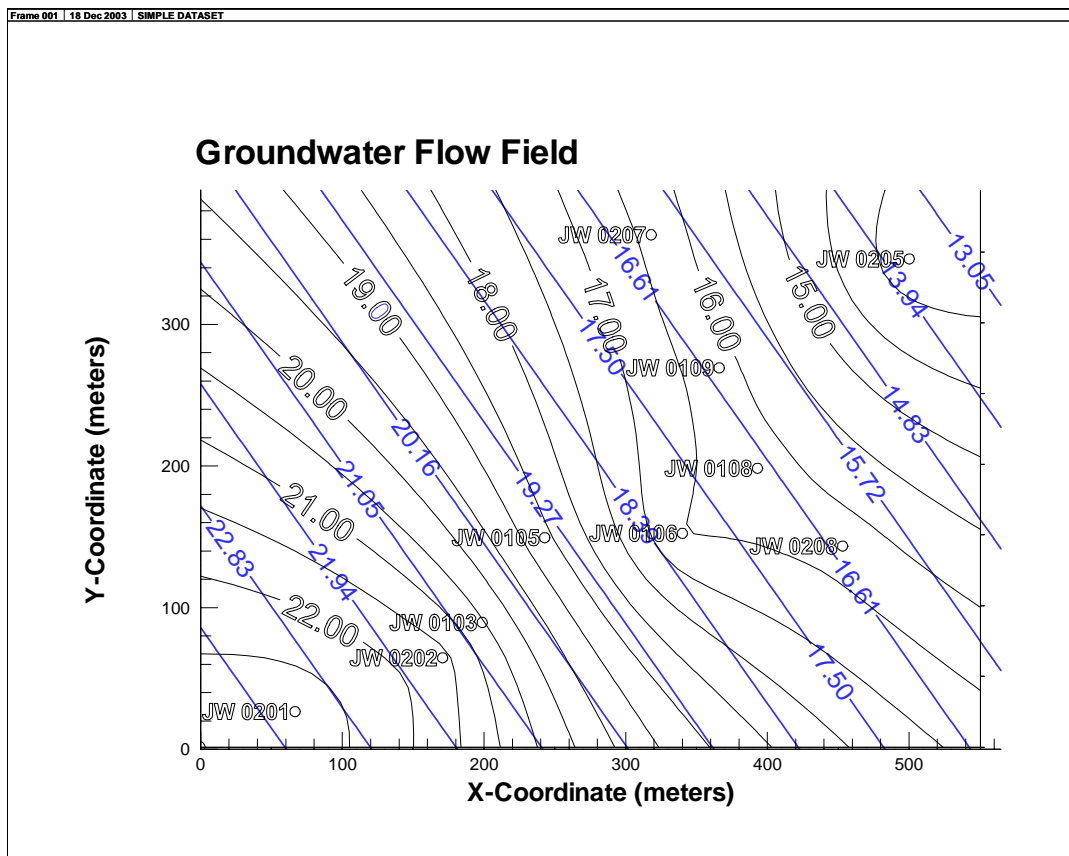
För sorptionen valdes ett värde i intervallet med foc = 0,001 då akviferen bör ha ett lågt innehåll av organiskt kol. Koncentrationer av EA i inflödande vatten baseras på beräknade assimilativa kapaciteter och koncentrationer i provpunkter i plymens utkanter. Initialplymer av BTEX, tvåvärt järn och metan ritades upp med T2s ”automatiska plymgenerator” och initialplymer av nitrat och sulfat importerades som surferplottar. Initial halt

av löst syre sattes till 1 mg/l i hela området för att inte överskatta koncentrationerna eftersom mätningarna med flödescell till viss del gett osäkra resultat.

5.2.2 Kalibrering

För kalibrering av flödesmodellen lades en surferplot baserad på uppmätta grundvattennivåer som referens i bakgrunden (figur 5.1). Överrensstämning av flödesriktning och gradient prioriterades. Detta var förhållandevis enkelt då dessa, enligt surferplotten, är relativt konstanta i området.

Den hydrauliska konduktiviteten påverkar i denna enkla flödesmodell inte den plottade bilden av grundvattenytan men har stor påverkan på vattenflödet genom området och därmed på transportmodellen. Denna beaktades därför senare. De blå linjerna i figuren är grundvattenytan (september 2003) modellerad i T2. De svarta linjerna är den importerade surferplotten.



Figur 5.1 Modellerad grundvattenyta. Blå linjer är modellerade i T2 och svarta importerade som Surferplott.

Någon ingående kalibrering av nedbrytningsmodellen var inte möjlig på grund av de höga föroreningshalterna och brist på data längs plymens kanter men modellen kontrollerades mot de fältdata som finns. Det kontrollerades att högre föroreningskoncentrationer inte sprids utanför det undersökta området än vad som uppmäts i de yttre provtagningpunkterna och att utvecklingen av föroreningskoncentrationer och elektronaccep-

torer är rimlig. Modellen kommer därför bara att ge en grov uppskattning av utvecklingen i området. Någon validering av modellen gjordes inte.

5.2.3 Känslighetsanalys

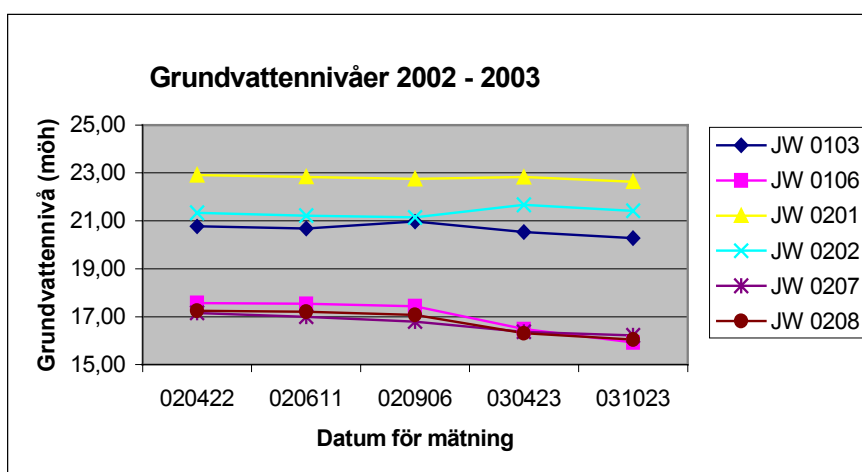
Enligt ASTMs (1998) sammanställning av transportmodeller är många modeller känsliga för variationer i hydraulisk konduktivitet, hydraulisk gradient, sorptionskoefficient och källterm. För den aktuella modellen över Sollentunaområdet bör känsligheten för alla parametrar som definierats i form av intervall testas eftersom det rör sig om en ny programvara. Detta gjordes efter SGI:s första provtagningsomgång (Tiberg, 2003). Det visade sig att modellen är särskilt känslig för variationer i hydraulisk konduktivitet och sorptionskoefficient. Dessa parametrar används därför vid kalibrering. Någon källterm kan inte definieras i T2.

Eftersom uppskattningarna av hydraulisk konduktivitet och sorptionskoefficient innehåller betydande osäkerheter och dessa parametrar har stor påverkan på resultatet redovisas modelleringsresultatet i form av ett slags känslighetsanalys där tre olika värden för hydraulisk konduktivitet och sorptionskoefficient provas. För ett par av dessa kombinationer provas också ett lägre värde för infiltrationen eftersom lägre infiltration ökar saneringstiden.

6 RESULTAT

6.1 Grundvattennivåer

Grundvattennivåer uppmätta vid de fyra provtagningar som ingick i projektet redovisas i tabellform i bilaga 2. Surferplottar av grundvattennivåer i området i september 2002 och april 2003 redovisas i figur 6.1 a och b (interpolationemetod Kriging). Observera att kurvorna i nordöstra och sydvästra hörnen på grund av interpolationen böjts alltför mycket. De är i verkligheten relativt raka. Anmärkningsvärt är att vattennivåerna nedströms Sollentunavägen har sjunkit under perioden. Detta syns i figur 6.2 där grundvattennivåns förändring med tiden är plottad för de provpunkter som har sammanhängande mätserier.



Figur 6.2 Grundvattennivåns förändring med tiden i några provpunkter. Observera att det inte är lika lång tid mellan provtagningsstillfällena.

6.2 Petroleumprodukter

6.2.1 Tolkning av Surferplottar

För att åskådliggöra koncentrationer av förorening och EA i området har bilder av utbredningsplymer tagits fram med hjälp av programvaran Surfer. Surfer beräknar genom interpolation koncentrationer i hela området utifrån punkter med inmatad fältdata. Surferplottarna tjänar ett viktigt syfte i att ge en överblick över situationen men de skall inte tolkas som exakta utbredningar av förorening och EA då de bygger på ett litet antal punkter. Plottarna skulle se (mer eller mindre) annorlunda ut om fler, eller andra, punkter provtagits. Plottarna tar inte heller hänsyn till grundvattenströmningen vilket ofta medför ett missvisande resultat, i synnerhet nedströms föroreningen. Till exempel över-skattas troligen tillgången på EA i surferplottarna nedströms föroreningen på grund av detta. Val av interpolationsmetod påverkar plottarna i hög grad, särskilt då de ritas efter ett litet antal punkter.

I det aktuella fallet används (liksom för Brånshult) interpolationsmetod ”Radial Basis Function; Inverse Multiquadric” för plottar av petroleumprodukter och elektronacceptorer och ”Kriging” för grundvattenytor. På grund av dålig vattentillgång bygger plottarna delvis på olika provpunkter. Detta försvårar jämförelser mellan dem men de illustrerar tydligt om höga koncentrationer av petroleumkolväten motsvaras av låga halter elektro-acceptorer.

6.2.2 BTEX, alifater, aromater och TPH

Tabell 6.1-6.5 redovisar halterna av petroleumkolväten i grundvattenprover 2002-2003. För BTEX komponenter redovisas även naturvårdsverkets riktvärde och när detta överskrids. Figur 6.3 – 6.4 visar surferplottar av BTEX och TPH i området.

Tabell 6.1 Analysdata, aromater, april 2002 (WSP, 2003).

Parameter	Aromater C8-C10; mg/l	Aromater C10-C35; mg/l	Bensen; mg/l	Toluen; mg/l	Etylbensen; mg/l	Xylen; mg/l	∑BTEX; mg/l
JW 0102	1,3	0,022	0,17*	0,0094	0,077*	2,1*	2,356
JW 0103	1,9	0,011	5,7*	0,31*	0,69*	3*	9,7
JW 0104	0,011	<0,01	<0,001	<0,006	<0,002	<0,02	<<0,03
JW 0105	2	<0,01	0,11*	0,015	<0,002	1,1*	1,23
JW 0106	2,8	<0,01	0,0015	0,042	1,3*	5,2*	6,506
JW 0107	<0,01	<0,01	<0,001	<0,006	<0,002	<0,02	<<0,03
JW 0108	9,8	0,045	12*	7,5*	3,9*	17*	40,4
JW 0109	<0,01	<0,01	0,0026	<0,006	<0,002	<0,02	0,0026
JW 0201	<0,01	<0,01	0,0014	<0,006	<0,002	<0,02	0,011
JW 0202	<0,01	<0,01	<0,001	<0,006	<0,002	<0,02	<<0,03
JW 0203	<0,01	<0,01	0,0011	<0,006	<0,002	<0,02	0,0011
JW 0205	<0,01	<0,01	0,11*	<0,006	0,058	<0,02	0,19
JW 0207	<0,01	<0,01	<0,001	<0,006	<0,002	<0,02	<<0,03
JW 0208	0,31	<0,01	0,0036	<0,006	0,21*	0,13	0,344
SS2	<0,01	<0,01	<0,001	<0,006	<0,002	<0,02	<<0,03
SS3	<0,01	<0,01	0,012*	<0,006	<0,002	<0,02	0,012
Riktvärde **	---	---	0,01	0,06	0,02	0,2	---

*Halt över föreslaget riktvärde. ** Riktvärden: Naturvårdsverket och SPI, 1998.

Tabell 6.2 Analysdata, alifater och bly, april 2002 (WSP, 2003).

Parameter	Alifater C5-C8; mg/l	Alifater C8-C10; mg/l	Alifater C10-C12; mg/l	Alifater C12-C16; mg/l	Alifater C16-C35; mg/l	TPH C10-C35; mg/l	Bly, oorg. mg/l
JW 0102	3,4	0,89	0,11	0,28	0,46	0,872	0,0041*
JW 0103	0,58	<0,01	0,011	0,013	0,057	0,092	0,0047*
JW 0104	<0,01	<0,01	0,057	0,18	0,089	0,326	<0,001
JW 0105	0,79	<0,01	<0,01	<0,01	0,026	0,026	<0,001
JW 0106	0,18	<0,01	<0,01	<0,01	0,061	0,061	0,0067*
JW 0107	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,029	0,029	<0,001
JW 0108	1,7	<0,01	0,013	0,01	0,058	0,126	0,051*
JW 0109	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,037	0,037	<0,001
JW 0201	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,014	0,014	<0,001
JW 0202	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
JW 0203	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
JW 0205	0,12	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
JW 0207	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
JW 0208	0,16	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
SS2	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001
SS3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<<0,03	<0,001

*Halt över föreslaget riktvärde.

Den inledande provtagningen tyder på att JW 0108 är den kraftigast förorenade provtagningspunkten. Föroreningshalter över riktvärden för BTEX har påträffats både i området där bensinstationen legat, ca 200 m uppströms JW 0108, och minst 200 m nedströms, i JW 0205. Tyvärr har JW 0205 inte kunnat provtas ytterligare på grund av låga vattennivåer men i övrigt bekräftas föroreningens spridning i senare provtagningar. Halterna av aromatiska kolväten i JW 0108 är höga i förhållande till uppskattad löslighet i bensin. Detta tyder på att fri fas av bensin ligger på grundvattenytan. Även JW 0103 och JW 0106 (eventuellt fler) kan av samma skäl misstänkas innehålla fri fas (WSP, 2003). Fri fas har också tidigare konstaterats okulärt i dessa punkter.

Tabell 6.3 Analysdata, petroleumkolväten, september 2002.

Provpunkt	JW 0106	JW 0108	JW 0109	JW 0201	JW 0202	JW 0207	JW 0208
Alifater C5-C8; mg/l	0,91	8,7	0,22	0,089	<0,010	0,1	2,3
Alifater C8-C10; mg/l	<0,010	0,11	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Alifater C10-C12; mg/l	<0,020	0,023	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
Alifater C12-C16; mg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
Alifater C16-C35; mg/l	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Aromater C8-C10; mg/l	1,1	3,3	<0,0030	<0,0030	<0,0030	0,0065	0,13
Aromater C10-C35; mg/l	0,003	0,034	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0023
TPH C10-C35; mg/l	0,003	0,057	<<0,090	<<0,090	<<0,090	<<0,090	0,0023
Bensen; mg/l	0,0011	12*	<0,0002	0,00049	0,00041	0,038*	0,012*
Toluen; mg/l	0,22*	32*	<0,0002	0,0013	0,0011	0,1*	0,066*
Etylbensen; mg/l	0,75*	2,3*	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0038	0,020*
Xylen; mg/l	5,7*	14*	0,0013	<0,0002	0,0012	0,047	0,150
Σ BTEX; mg/l	6,671	59,3	0,0013	0,0018	0,00271	0,1888	0,248

* Halt över föreslaget riktvärde (Naturvårdsverket och SPI, 1998).

Bland annat för att undvika att fri fas kommer med i proven genomförde SGI sina tre provtagningar med ”bladderpumpar” som sänks ned under grundvattenytan. Föroreningskoncentrationerna blev lika höga även med denna provtagningsmetod. I vissa provtagningspunkter, där vattnet tog slut, kan fri fas även här ha kontaminerat provet.

Tabell 6.4 Analysdata, petroleumkolväten, april 2003.

Provpunkt	JW 0103	JW 0105	JW 0108	JW 0109	JW 0201	JW 0202	JW 0208
Alifater C5-C8; mg/l	0,18	1,9	5,4	0,94	<0,010	<0,010	1
Alifater C8-C10; mg/l	<0,010	<0,010	0,019	<0,010	<0,010	<0,010	<0,01
Alifater C10-C12; mg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,02
Alifater C12-C16; mg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,02
Alifater C16-C35; mg/l	<0,050	<0,050	0,21	<0,050	<0,050	<0,050	<0,05
Aromater C8-C10; mg/l	0,15	0,95	3,3	0,063	<0,0030	<0,0030	0,96
Aromater C10-C35; mg/l	0,0013	0,014	0,052	<0,001	<0,001	<0,001	0,02
TPH C10-C35; mg/l	0,0013	0,014	0,262	<<0,09	<<0,09	<<0,09	0,02
Bensen; mg/l	3,4*	0,15*	13*	0,11*	<0,0002	<0,0002	0,012*
Toluen; mg/l	0,25*	0,053	23*	0,0081	<0,0002	<0,0002	0,14*
Etylbensen; mg/l	<0,0002	0,012	2*	0,037*	<0,0002	<0,0002	0,28*
Xylen; mg/l	0,65*	1,2*	13*	0,015	<0,0002	<0,0002	0,71*
Σ BTEX; mg/l	4,3	1,415	51	0,1701	<<0,0008	<<0,0008	1,142

* Halt över föreslaget riktvärde (Naturvårdsverket och SPI, 1998).

Tabell 6.5 Analysdata, petroleumkolväten, november 2003.

Provpunkt	JW 0105	JW 0107	JW 0201	JW 0202	JW 0208
Alifater C5-C8; mg/l	0,350	<0,010	<0,010	<0,010	0,240
Alifater C8-C10; mg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Alifater C10-C12; mg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
Alifater C12-C16; mg/l	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
Alifater C16-C35; mg/l	<0,050	0,093	<0,050	<0,050	<0,050
Aromater C8-C10; mg/l	4,5	<0,017	<0,0030	<0,0030	0,36
Aromater C10-C35; mg/l	0,11	<0,001	<0,0010	<0,0010	0,017
TPH C10-C35; mg/l	0,11	0,093	<<0,090	<<0,090	0,017
Bensen; mg/l	0,2*	<0,00020	<0,00020	<0,00020	0,12*
Toluen; mg/l	0,18*	<0,00020	<0,00020	<0,00020	0,0072
Etylbensen; mg/l	0,37*	<0,00020	<0,00020	<0,00020	<0,00020
Xylen; mg/l	3,45*	<0,00020	<0,00020	<0,0018	0,2298*
Σ BTEX; mg/l	4,2	<0,0008	<0,0008	<0,0024	0,356

* Halt över föreslaget riktvärde (Naturvårdsverket och SPI, 1998).

De högsta TPH-halterna har påträffats nära det ursprungliga källområdet vid den före detta bensinstationen medan de högsta BTEX-halterna har påträffats ca 200 meter nedströms. De tyngre TPH-kolvätena är mer svårslösliga och sorberas i högre grad än BTEX. De har därför mindre benägenhet att förflytta sig nedströms. Troligen har även tidigare saneringsinsatser i det ursprungliga källområdet framför allt verkat på BTEX. De två grundvattenpumpnings-insatserna (1970-talet och 2000-2001) påverkade BTEX i

större utsträckning än de tyngre, mer svårlösliga, kolväten som ingår i TPH. Detta stöds också av resultaten från den pilotsanering som J&W utförde 2001 där de uttagna föroreningsmängderna beräknas till ca 0,62 m³ för BTEX och 0,022 m³ för extraherbara aromater och opolära alifater sammanlagt.

BTEX

Inga tydligt minskande eller ökande halter vad det gäller koncentrationerna av BTEX i grundvattent har kunnat utskiljas. Orsaken är sannolikt att en fri fas ligger på vattenytan i delar av området och ger stabila halter i vattnet. I undersökningarna urskiljs två, troligen sammanhängande, ”hotspot”-områden. Ett vid JW 0108 där BTEX-halterna är mycket höga, de närmar sig lösligheten för BTEX i en bensinblandning, och ett runt JW 0103/JW 0105 där halterna är betydligt lägre men fortfarande över riktvärden för förorenade bensinstationer.

Surferplottarna av BTEX utbredning (figur 6.3a-d) kan vid första anblick verka skilja sig betydligt åt men de stämmer i själva verket väl överens. Skillnaderna beror på att olika punkter provtagits och att lägsta uppritade BTEX-koncentration skiljer sig mellan figurerna. I figur 6.3d syns inte de höga koncentrationerna runt JW 0108 eftersom den punkten inte kunde provtas vid det tillfället. Däremot syns tydligt de lägre koncentrationerna på grund av lägre undre gräns. Det låga antalet interpolationspunkter i figur 6.3d gör att plymen ser ut att breda ut sig vinkelrätt mot flödesriktningen vilket inte är fallet.

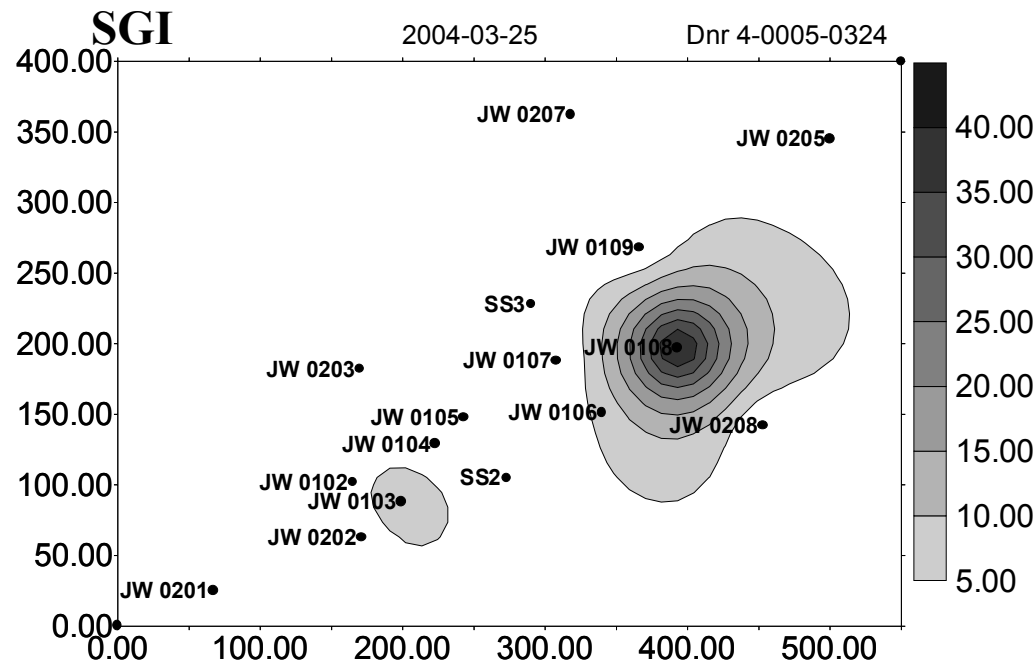
TPH

TPH, Total Petroleum Hydrocarbons, motsvarar här polära och opolära alifater och aromater i intervallet C₁₀-C₄₀ (Wide Range Distillate).

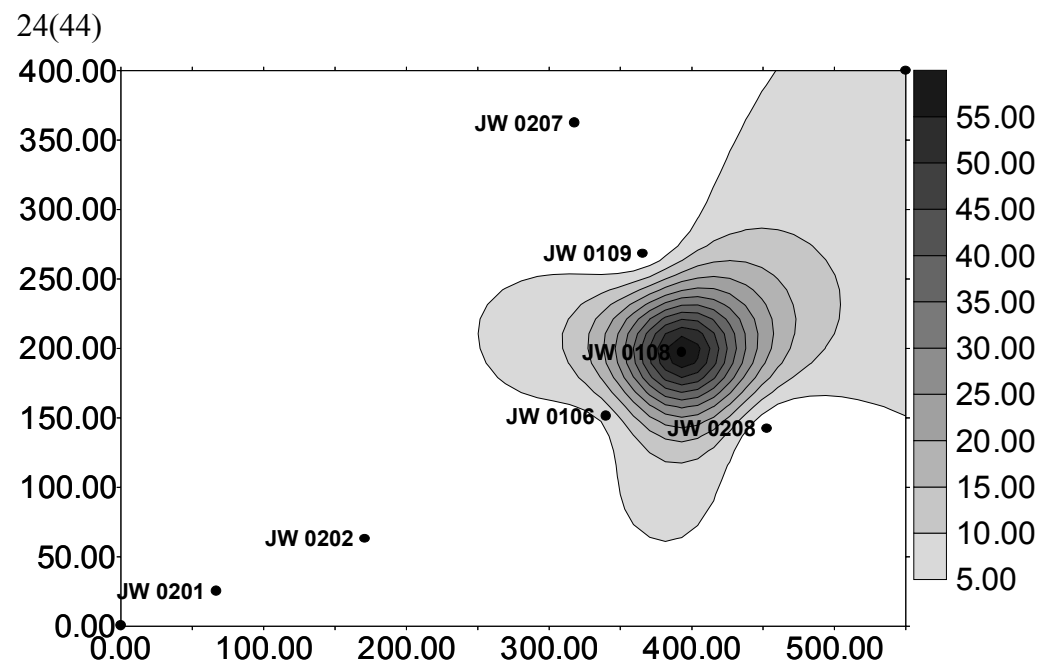
De plottade föroreningskoncentrationerna av TPH, figur 6.4a-d, skiljer sig mycket mellan olika provtagningsomgångar, främst på grund av att olika punkter provtagits men även för att olika lägsta TPH-koncentration finns med i bilderna. Sammantaget ger de en god bild av TPH-spridningen. Koncentrationerna visar här inte samma tendens att öka i flödesriktningen som BTEX. Halterna är snarare högst nära den före detta bensinstationen.

Övriga alifater och aromater

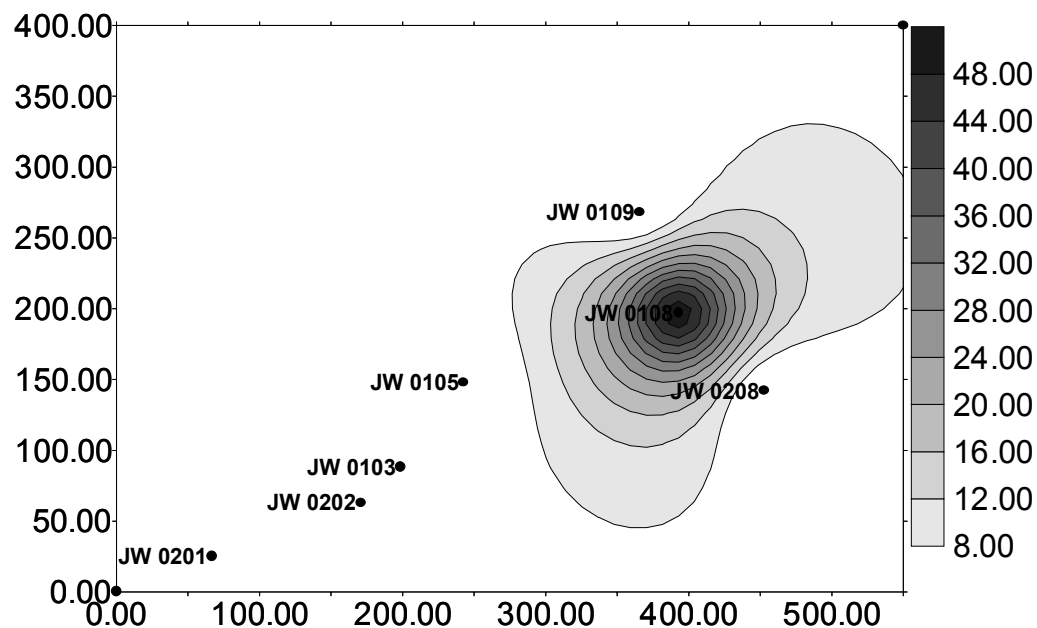
Högre koncentrationer av korta alifater C₅-C₈, aromater C₈-C₁₀ och BTEX relativt större kolväten tyder på att föroeningen framför allt utgörs av bensin (SNV, 1998).



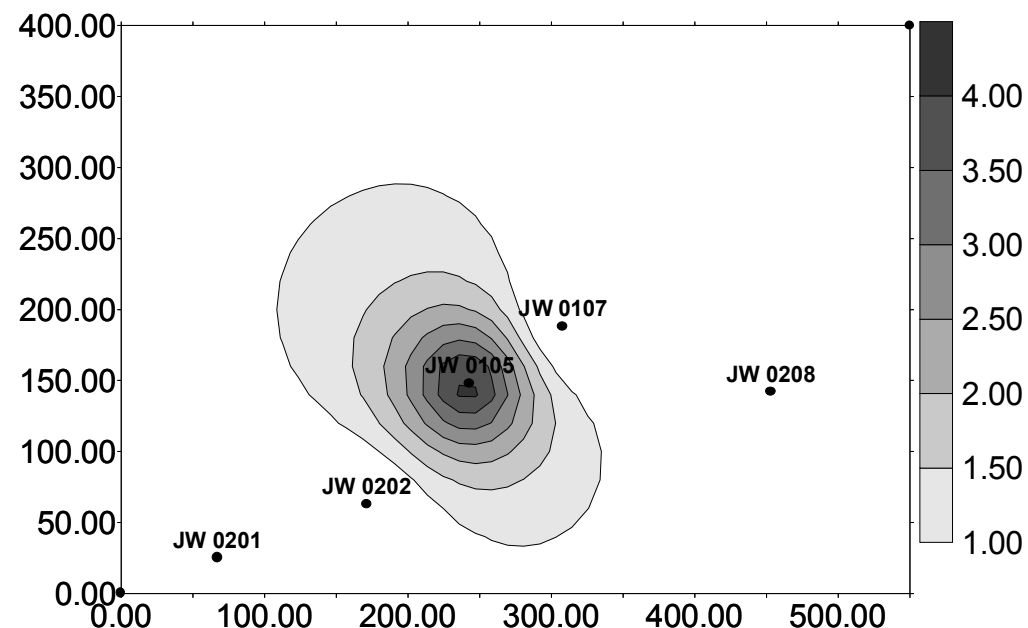
Figur 6.3a BTEX (mg/l) april 2002.



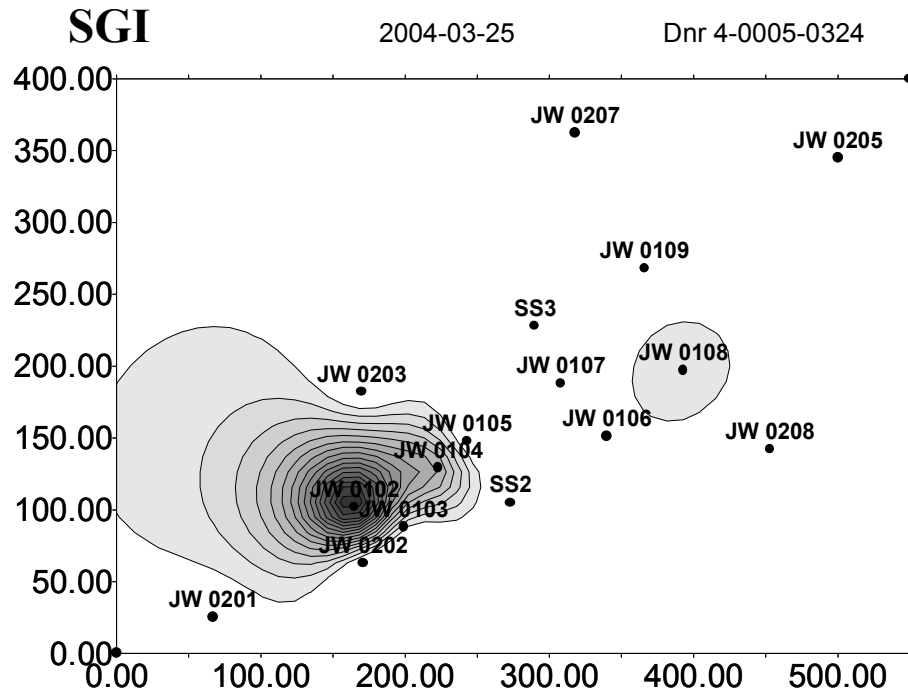
Figur 6.3b BTEX (mg/l) september 2002.



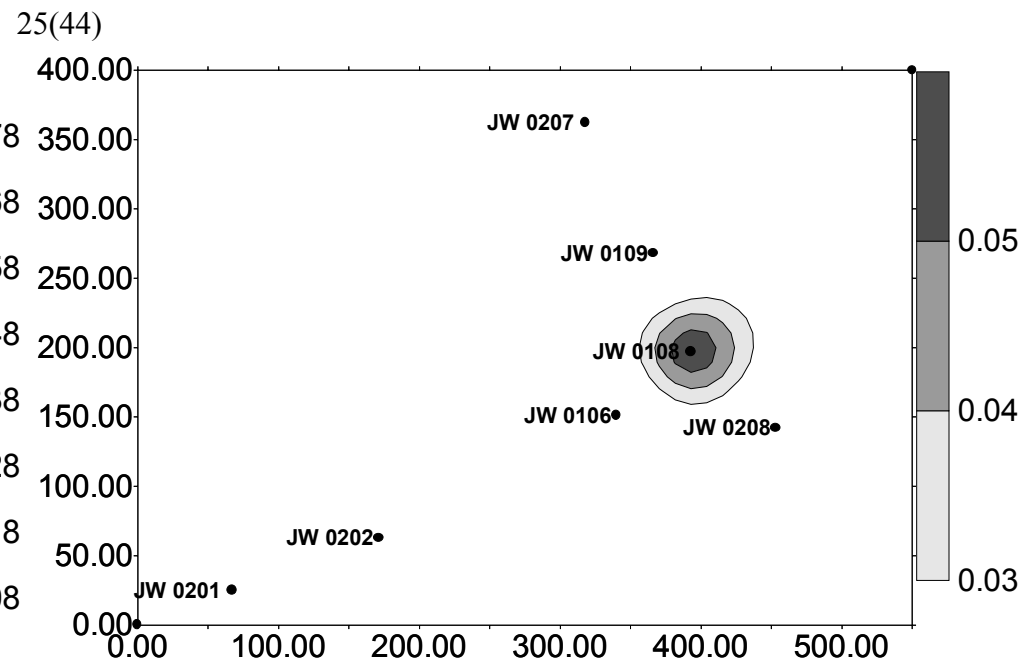
Figur 6.3c BTEX (mg/l) april 2003.



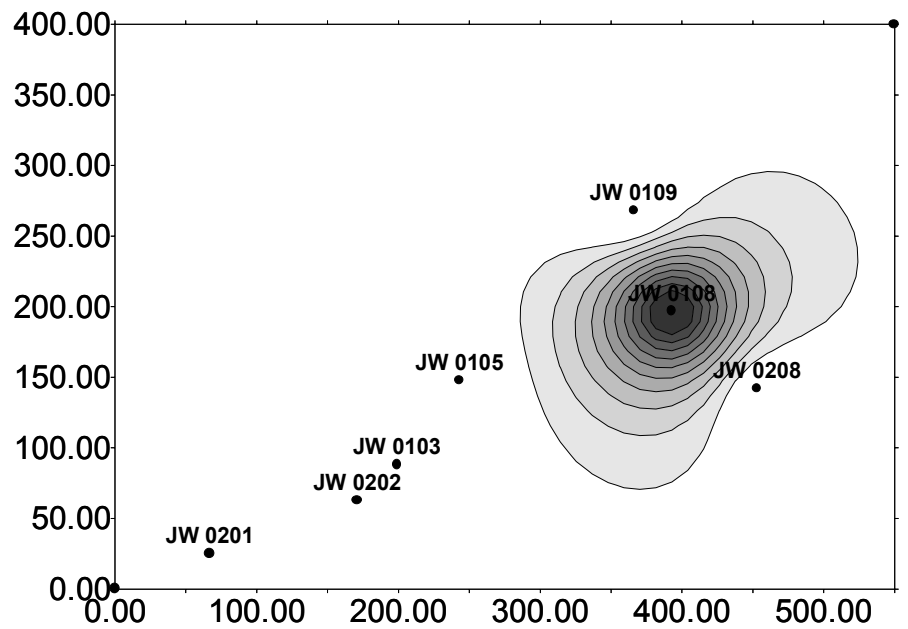
Figur 6.3d BTEX (mg/l) november 2003.



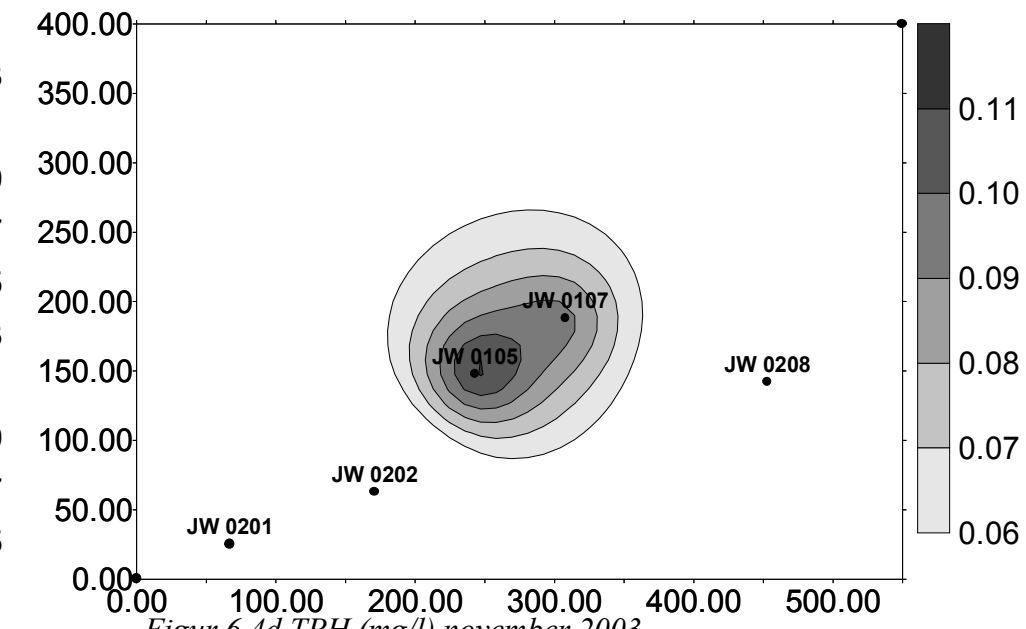
Figur 6.4a TPH (mg/l) april 2002.



Figur 6.4b TPH (mg/l) september 2002.



Figur 6.4c TPH (mg/l) april 2003.



Figur 6.4d TPH (mg/l) november 2003.

6.3 Geokemiska parametrar

Resultat från analys av geokemiska parametrar i provtagna punkter under perioden 2002-2003 ges i tabell 6.6 – 6.9. Ett urval av dessa åskådliggörs i figur 6.5 – 6.9.

Tabell 6.6 Analysdata, löst syre, april 2002 (WSP, 2003).

Provpunkt	JW 0102	JW 0103	JW 0104	JW 0105	JW 0106	JW 0107	JW 0108	JW 0109	JW 0201	JW 0202	JW 0203	JW 0205	JW 0207	JW 0208	SS1	SS3
Löst syre; mg/l	1,5	0,7	2,4	1,5	2,2	2,5	2,0	2,1	2,5	3,4	1,9	10,1	8,3	2,2	3,9	3,4

Tabell 6.7 Analysdata, geokemiska parametrar, september 2002.

Provpunkt	JW 0106	JW 0108	JW 0109	JW 0201	JW 0202	JW 0207	JW 0208
Fe tot; mg/l	4,2	25**	7,2	9,8	---	---	7,5
Fe ²⁺ ; mg/l*	---	<0,05	5,1	<0,05	---	---	1,2
Alkalinitet; mg/l	450	620	480	330	---	---	460
Nitrat NO ₂ ; mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	31	---	---	<0,1
Nitritkväve NO ₂ ; mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,11	---	---	0,03
Sulfat, SO ₄ ; mg/l	15,3	6,4	6,6	58,3	---	---	7
Sulfid, S; mg/l	0,43**	---	0,03	<0,01**	---	---	<0,01**
Metan; mg/l	<0,0036	<0,0036	0,33	<0,0036	---	---	<0,0036
ORP; mV	-100	-100**	-125	25	110	75	-50**
Löst syre; mg/l	3,5**	3,2	2,3	2,3	5**	10	3,5**
DO; %	30**	28	20	20	45**	92	30**
Konduktivitet; mS/cm	0,72	0,62	0,57	0,41	1,37	0,65	0,47
Temp; °C	10,2	9,3	9,1	10,6	12,33	12,5	9,2
PH	6,9	7,18	7,55	6,34	6,43	7,24	7,31

* Filtrering och konservering av provet utfördes ej i fält utan på laboratorium. ** Osäkert värde.

Tabell 6.8 Analysdata, geokemiska parametrar, april 2003.

Provpunkt	JW 0103	JW 0105	JW 0106	JW 0108	JW 0109	JW 0201	JW 0202	JW 0207	JW 0208
Fe tot; mg/l	17	2,4	3,2	1,1	8,6	0,82	1,5	---	4,3
Fe ²⁺ ; mg/l	---	2,2	---	0,75	6,7	0,14	0,40	---	4,0
Alkalinitet (HCO ₃); mg/l	670	330	450	620	470	330	140	---	600
Nitrat NO ₃ ; mg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,62	86	---	<0,10
Nitritkväve NO ₂ ; mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	---	<0,01
Sulfat, SO ₄ ; mg/l	18,2	2,8	1,7	8,5	11,2	60,3	56,3	---	17,8
Sulfid, S; mg/l	---	0,38	---	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	---	---
Metan; mg/l	---	0,33	---	<5,0	0,22	0,12	<0,005	---	<5,0
ORP; mV	-20	-25	-22	-7 *	-37 *	9,3	-40*	16	15
Löst syre; mg/l	10,3	1,5	10,0	1,5	0,7	0,5	5,5	11,2	10,0
DO; %	94	9	90	16	7	5	80	96	60
Konduktivitet; mS/cm	2,00	0,64	0,83	0,70	0,63	0,48	1,60	0,46	0,60
Temp; °C	7,4	7,7	6,8	7,7	7,7	8,5	7,5	6,7	8,4
pH	7,7	7,8	7,8	7,6	7,7	7,7	7,3	7,7	7,6

* Osäkert värde

Tabell 6.9 Analysdata, geokemiska parametrar, november 2003.

Provpunkt	JW 0105	JW 0107	JW 0201	JW 0202	JW 0208
Fe tot; mg/l	1,5	240	1,2	3,1	17
Fe ²⁺ ; mg/l	1,1	---	<0,05	<0,05	5
Alkalinitet (HCO ₃); mg/l	410	420	320	140	420
Nitrat NO ₃ ; mg/l ^{2/}	<0,10	<0,10	0,42	59	<0,10
Nitritkväve NO ₂ -N; mg/l	<0,002	<0,002	0,007	0,09	<0,002
Sulfat, SO ₄ , mg/l	43,2	30,1	60	52,2	30,1
Sulfid, S, mg/l	0,43	---	<0,01	<0,01	<0,10
Metan, mg/l	0,66	---	0,022	0,026	2,7
ORP; mV *	-65	-59	-15	-17	-56
Löst syre; mg/l *	0,6	---	0,4	>2	0,8
DO; % *	5	---	4	>18	5
Konduktivitet; mS/cm **	---	---	---	---	---
Temp, °C **	---	---	---	---	---
pH **	---	---	---	---	---

* Osäkert värde, kan innehålla stora fel

** Flödescellen fungerade inte

Redox

Redoxstatusen är betydligt lägre i de förorenade provpunkterna än i de rena vilket är en tydlig indikation på att nedbrytning pågår. Den absoluta nivån på redoxmätningarna stämmer inte alltid överens med syrehalterna men den avtagande trenden i flödesriktningen är tydlig. Vid den sista mätningen i november 2003 var redoxnivån betydligt lägre än tidigare. Det visade sig sedan att alla sonder i flödescellen var i behov av reparation alternativt utbyte. Nivån på dessa värden kan innehålla stora fel men trenden i flödesriktningen är fortfarande tydlig.

Syre

Syrehalterna i de förorenade provpunkterna är generellt lite lägre än i de rena. Undantaget är JW 0201, uppströms det förorenade området, som uppvisar låg syrehalt i alla provtagningar. Andra syreförbrukande processer måste pågå vid denna punkt. Syrehalterna i inflödande vatten är lägre än vad som förväntas för rent grundvatten. Bara JW 0207 visar genomgående höga syrehalter i alla provtagningar. Det kan tyda på att rent grundvatten här strömmar in i området norrifrån. Denna ström har inte syns vid mätning av grundvattennivåer i området men dess existens stöds av att berggrunden närmar sig markytan i norr (se figur 3.3 – geologiskt tvärsnitt) vilket kan innebära att det finns en grundvattendelare norr om JW 0207. En tillförsel av elektronacceptorer här kan ”klippa av” föroreningsplymen genom att öka nedbrytningen i framkanten av plymen där elektronacceptorerna annars redan förbrukats. Denna teori stöds av hög syrekonzentration i JW 0205.

Resultaten för redoxpotential och syrehalt stämmer inte alltid överens. I punkter med negativ redoxpotential bör syrehalten understiga 1 mg/l men det gör den inte i alla de utförda mätningarna. Det har nyligen framkommit att den typ av elektrod som använts vid mätning av syrehalt ger osäkra värden då koncentrationerna understiger 1 mg/l

(Wilkin mfl, 2001). Även för syremätningen är resultatet av den sista provtagningsomgången i november 2003 mycket osäkert men trenden stämmer i stort överens med tidigare mätningar.

Fe²⁺

Området uppvisar högre uppmätta halter av tvåvärt järn i förorenade delar jämfört med rena. Detta indikerar att nedbrytning pågår med trevärt järn som elektronacceptor. Undantaget är den kraftigast förorenade provpunkten, JW 0108, där inga eller låga halter tvåvärt järn uppmätts. Förklaringen kan vara att allt tillgängligt trevärt järn i marken vid JW 0108 redan har förbrukats men detta motsägs av att höga halter totalt järn uppmättes i samma punkt i september 2002. Denna höga halt Fe-tot stämmer dåligt överens med de höga föroreningshalterna i kombination med de låga halterna tvåvärt järn. Den höga halten bekräftas inte i efterföljande provtagning.

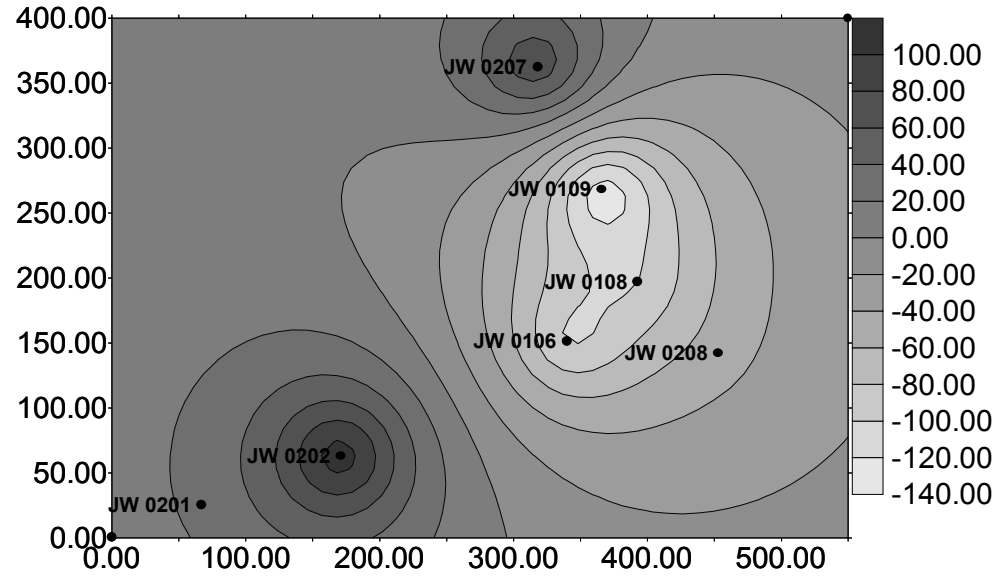
NO₃⁻ och SO₄²⁻

Koncentrationerna av nitrat är mycket lägre i de förorenade provtagningspunkterna än uppströms föroreningen. Det enda undantaget är nitrathalterna i JW 0201. De var höga i första analysen i september 2002 men har sjunkit kraftigt i efterföljande provtagningar. Förklaringen kan vara att låga syrehalter har medfört att även nitrat i denna punkt börjat användas som elektronacceptor.

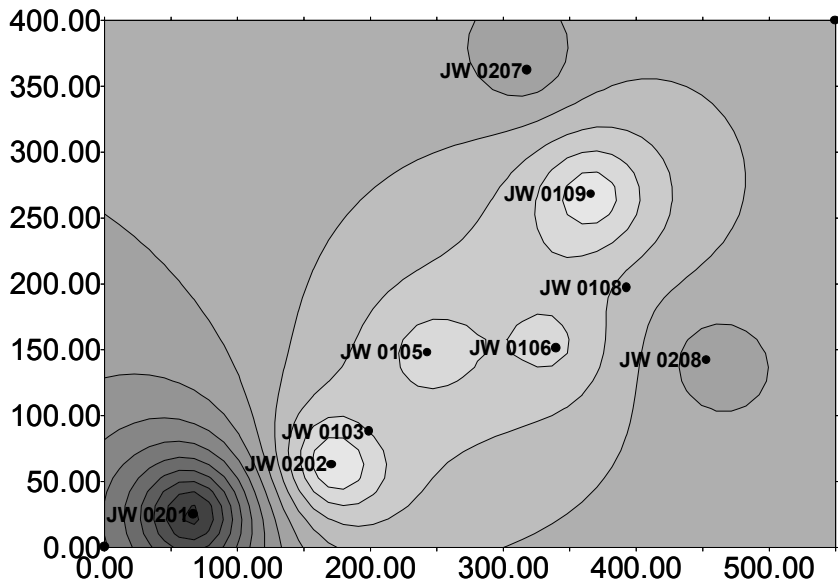
Utbredningen av sulfat i området följer utbredningen av nitrat med skillnaden att sulfathalterna i JW 0201 genomgående är höga. I JW 0207, där höga syrehalter uppmätts, räckte vattnet inte till provtagning av nitrat och sulfat. Vid interpoleringen underskattas därför troligen nitrat- och sulfathalterna runt denna punkt. Både nitrat och sulfat förefaller användas som elektronacceptorer.

CH₄

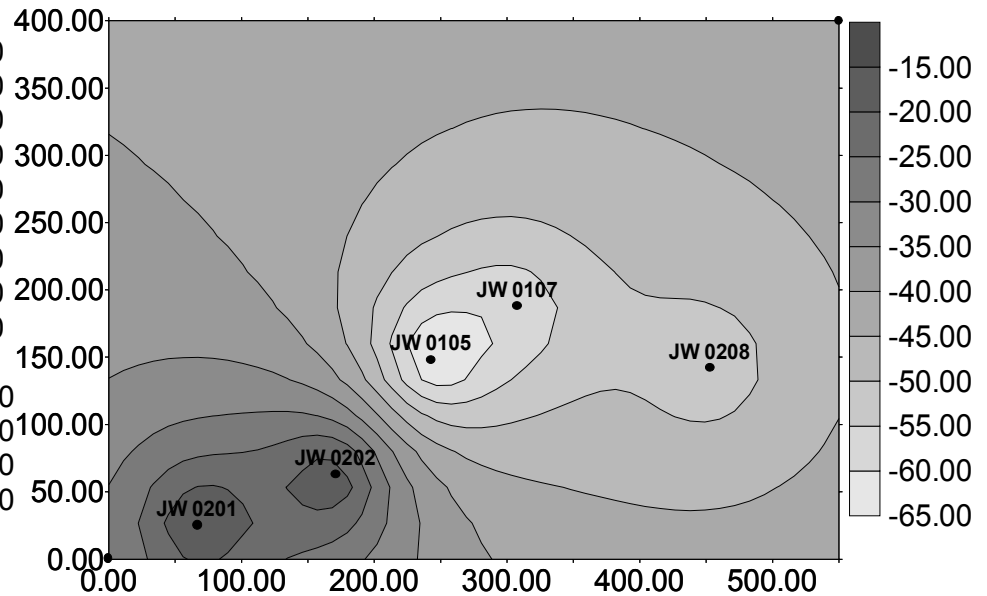
Metanprover har endast kunnat tas i ett par provtagningspunkter vid varje tillfälle på grund av den dåliga vattentillgången. Metanproduktion har vid alla provtagningar påvisats i det förorenade området. Detta innebär att även koldioxid används som elektronacceptor vid nedbrytning i delar av området. I den senaste provtagningen, i november 2003, påvisades metan även i bakgrundsroren, JW 0201 och JW 0202, men i betydligt lägre koncentrationer än i det förorenade området.



Figur 6.5a Redox (mV) september 2002.



Figur 6.5b Redox (mV) april 2003.

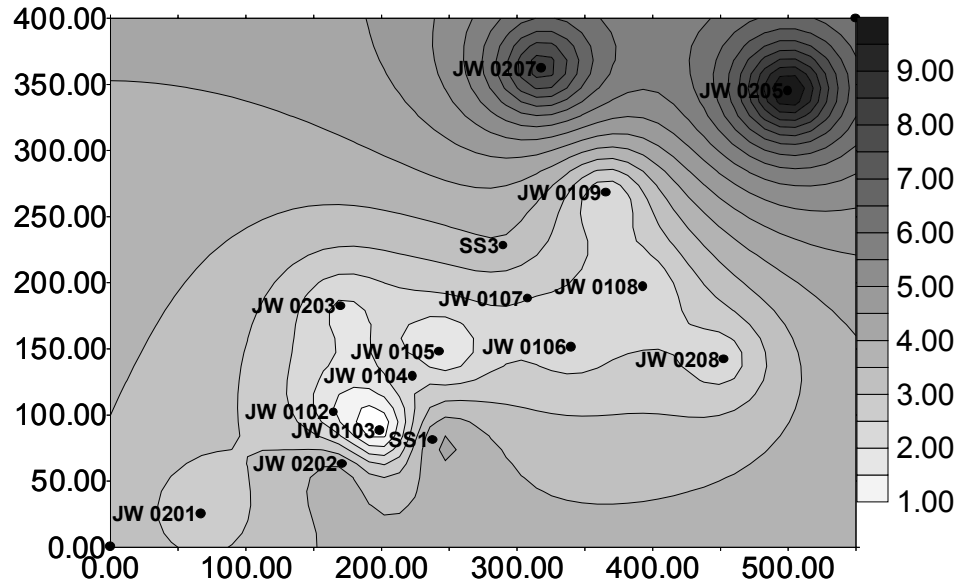


Figur 6.5c Redox (mV) november 2003.

SGI

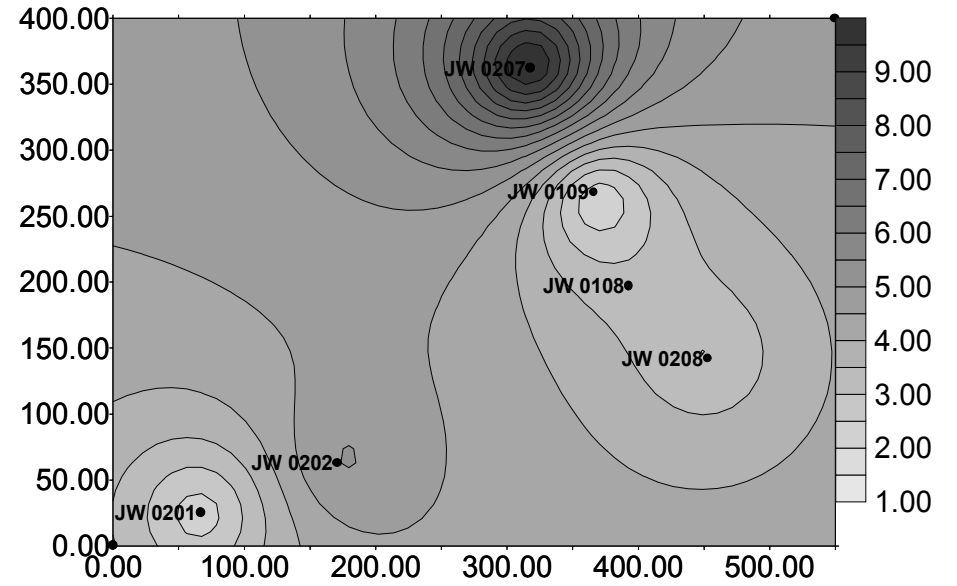
2004-03-25

Dnr 4-0005-0324

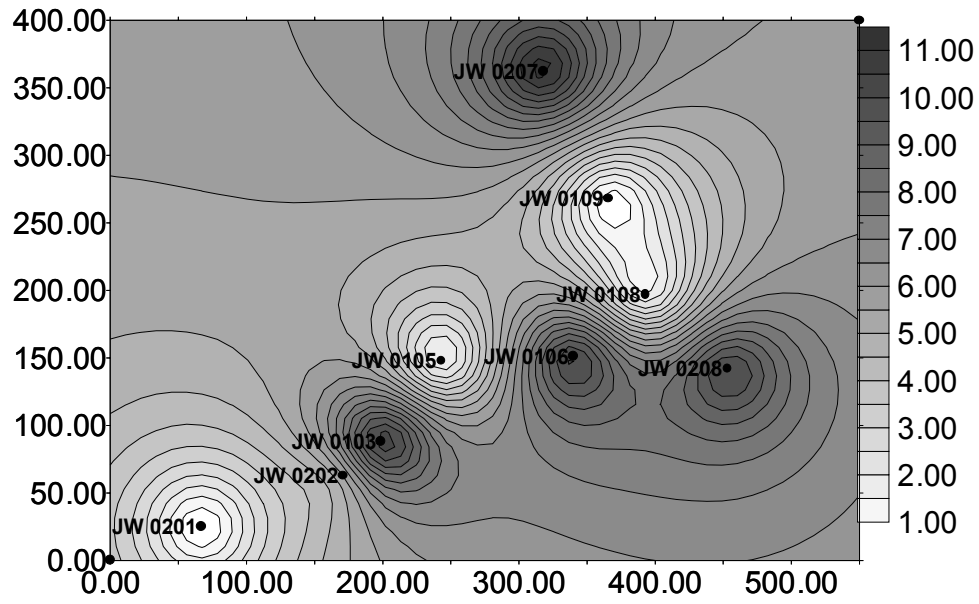


Figur 6.6a Syre (mg/l) april 2002.

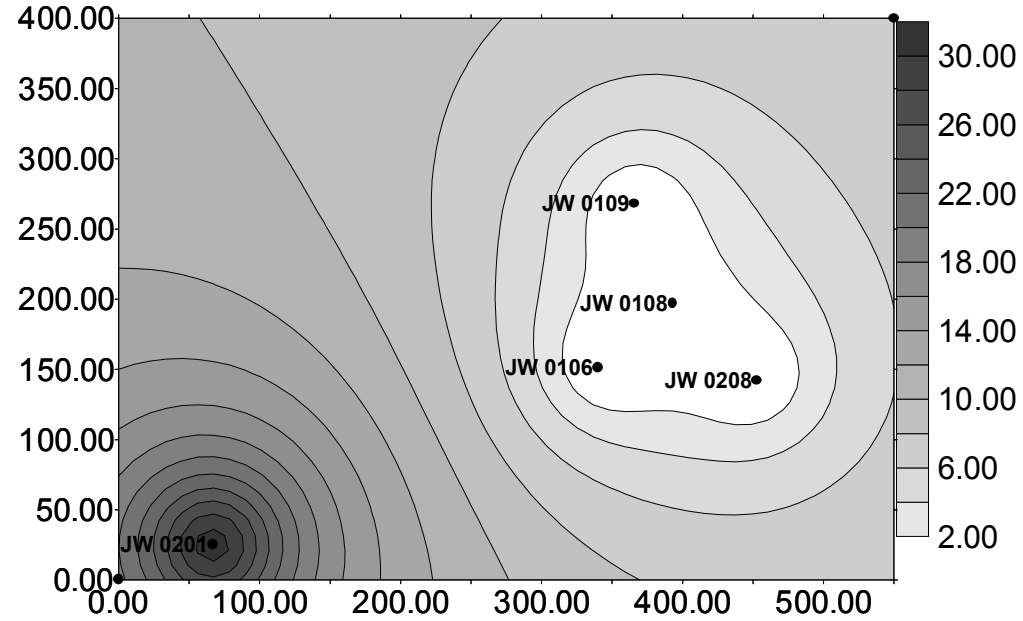
30(44)



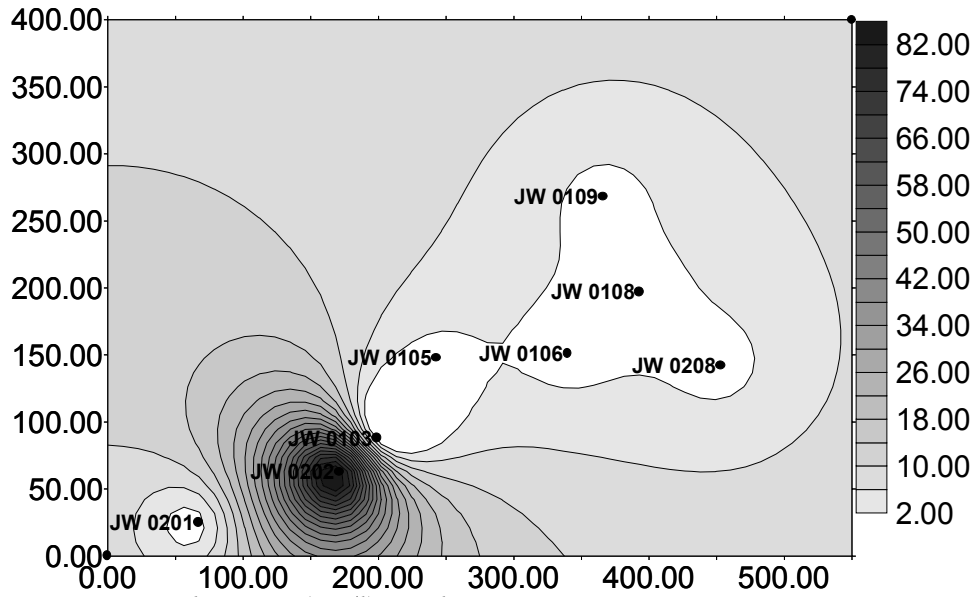
Figur 6.6b Syre (mg/l) september 2002.



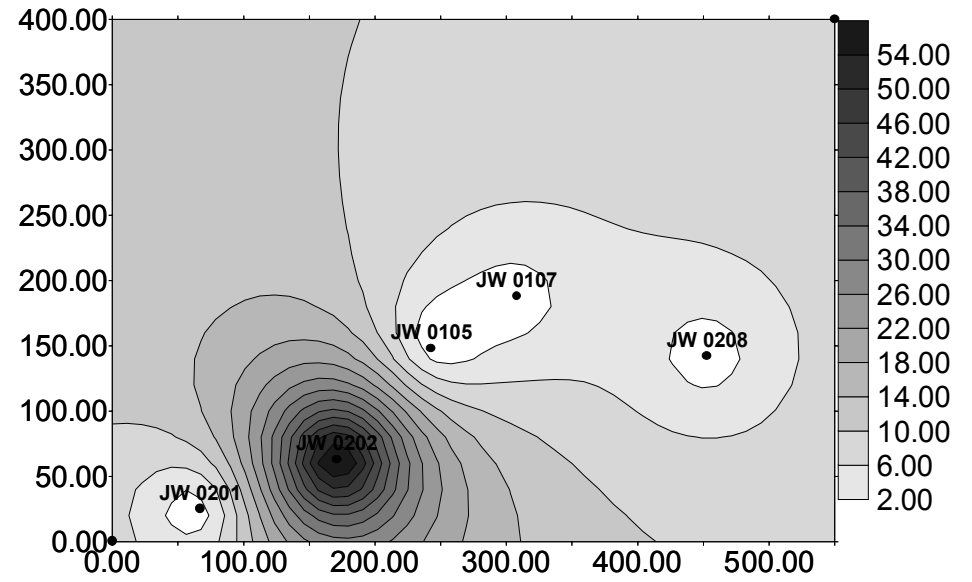
Figur 6.6c Syre (mg/l) april 2003.



Figur 6.7a Nitrat (mg/l) september 2002.



Figur 6.7b Nitrat (mg/l) april 2003.



Figur 6.7c Nitrat (mg/l) november 2003.

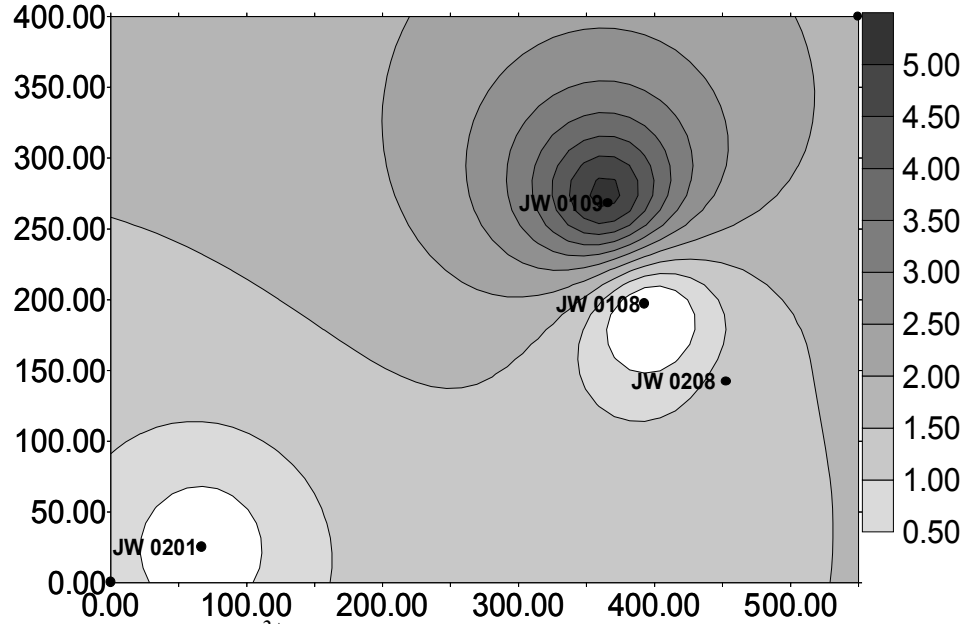


Figure 6.8a Fe^{2+} (mg/l) september 2002.

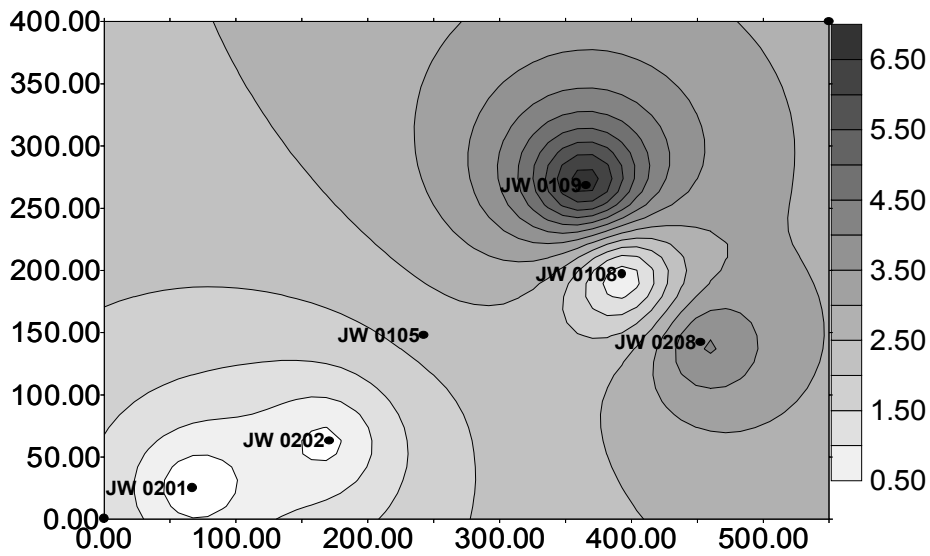


Figure 6.8b Fe^{2+} (mg/l) april 2003.

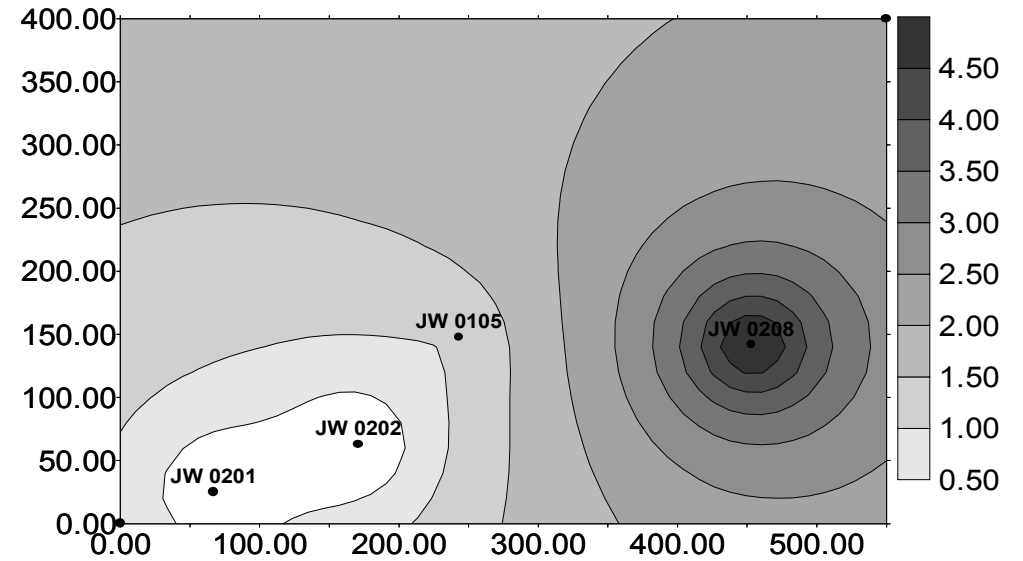
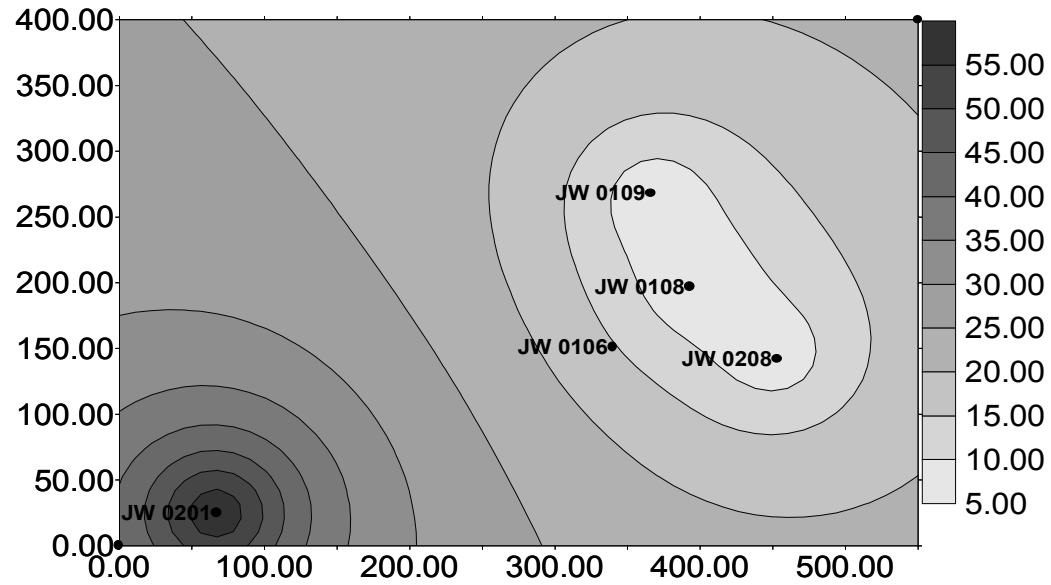
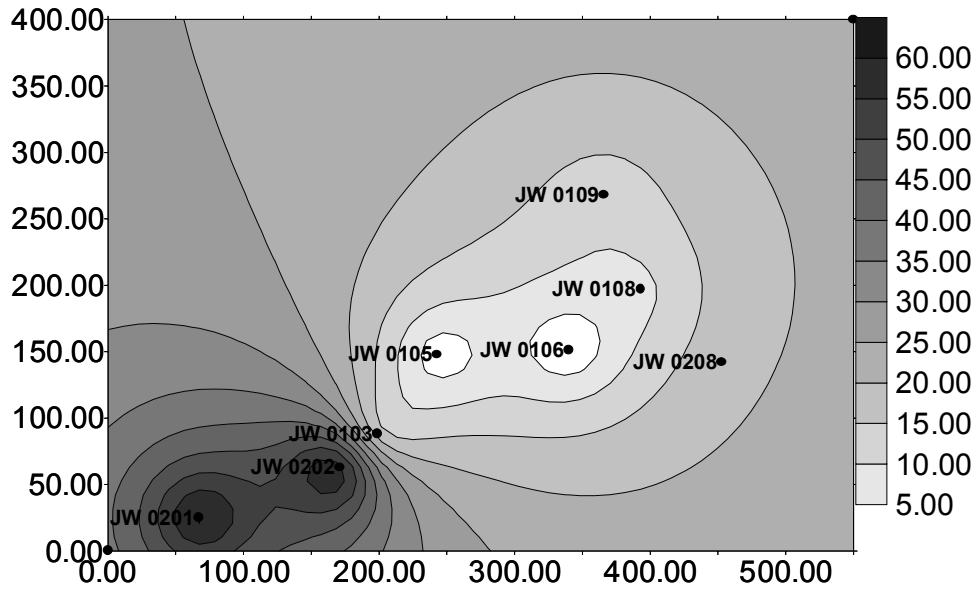


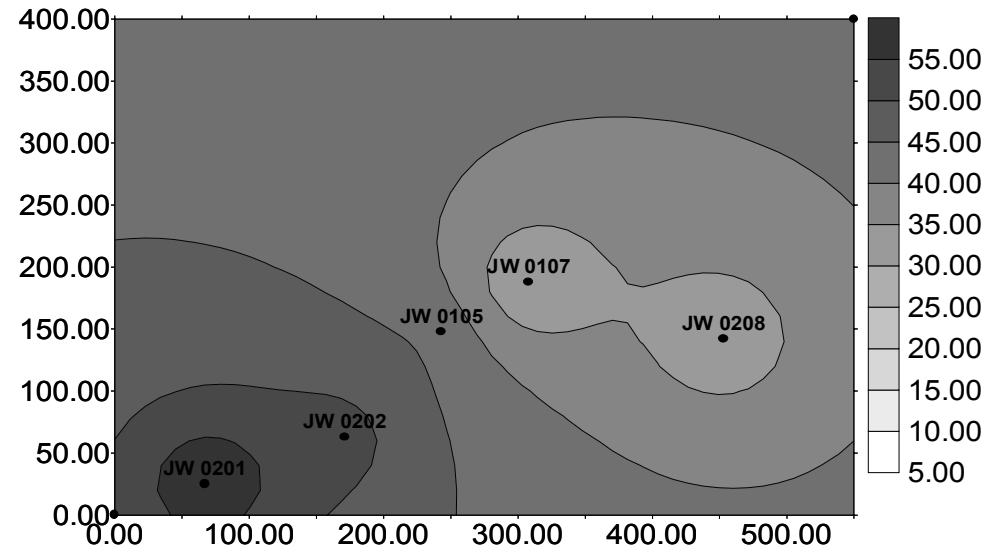
Figure 6.8c Fe^{2+} (mg/l) november 2003.



Figur 6.9a Sulfatkoncentrationer (mg/l) september 2002.



Figur 6.9b Sulfatkoncentrationer (mg/l) april 2003.



Figur 6.9c Sulfatkoncentrationer (mg/l) nov. 2003.

6.4 Isotoper

Vid ett tillfälle togs i Sollentuna prover för analys av ^{14}C -aktiviteten samt kvoten mellan isotoperna ^{13}C och ^{12}C , $\delta^{13}\text{C}$. Vattenprover togs i fält och analyserades av Ångströmlaboratoriet vid Uppsala Universitet. Analyserna utfördes på koldioxid som extraherats ur vattnet. Kvoten $\delta^{13}\text{C}$ är lägre i oljeprodukter än i annat organiskt material. Detta återspeglas i bakteriernas respiration vid nedbrytning. Bakterierna anrikas även ^{13}C i koldioxiden i olika utsträckning beroende på vilka elektronacceptorer som används vid nedbrytningen. Landmeyer mfl (1996) visar vid undersökning av en petroleumförorenad akvifer hur värdet på $\delta^{13}\text{C}$ kan kopplas till olika nedbrytningsprocesser. I undersökningen ligger $\delta^{13}\text{C}$ på runt - 26 ‰ vid aeroba förhållanden, runt - 18 ‰ vid sulfatreducerande förhållanden och upp till + 11 ‰ vid metanogena förhållanden. Värdet av $\delta^{13}\text{C}$ för nedbrytning av oljeprodukter och naturligt organiskt material i marken kan överlappa varann, särskilt vid metanogena förhållanden. Analys av ^{14}C -aktiviteten är därför ett bra komplement då det ger ett mått på åldern hos det material som bryts ned. Med ^{14}C -metoden kan organiskt material dateras 45000 år bakåt i tiden före 1950. (Efter 1950 har ^{14}C -halten i atmosfären ökat kraftigt till följd av förbränning av fossila bränslen.) Då de fossila bränslen vi använder begravdes i marken för minst 50 miljoner år sedan är mängden ^{14}C i petroleumprodukter i princip obefintlig men eftersom nedbrytningsprodukterna från petroleumprodukter och annat organiskt material i marken blandas i vattnet behöver ^{14}C -halten inte bli noll i förorenat grundvatten.

Resultat av isotopanalyserna redovisas i tabell 6.10. PDB står för det karbonat som används som standard vid beräkningen. BP står för before present (före 1950).

Tabell 6.10 Resultat från analys av kolisotoper.

Provpunkt	$\delta^{13}\text{C}$ ‰ PDB	^{14}C ålder BP
JW 0105	-18,2	4260±40
JW 0108	-16,8	3400±40
JW 0109	-18,4	2565±40
JW 0201	-16,4	515±40

7 PROGNOTICERING AV FÖRORENINGSUTBREDNING I GRUNDTVATTNET

7.1 Förändring av BTEX-halter som indikation på utsläppets upphörande

Vid prognostisering av framtida föroreningsutbredning är det intressant att veta om det finns en föroreningskälla kvar i marken, antingen i form av läckande tankar/rör/cisterner eller i form av fri fas direkt i marken.

Enligt *Zymaxforensics (2000)* kan sammansättningen av BTEX i grundvatten nära utsläppskällan användas för att beräkna en kvot, R_b , som ger en grov uppskattning av när utsläppet upphört/källan uttömts. Kvoten minskar som funktion av tiden. En sammanfattning av metoden finns i *Vägledning – naturlig självrening av petroleumförorenade områden* (Larsson och Lind, 2003). Resultaten kan tolkas enligt följande:

- R_b ungefär 1,5 – 6 nära utsläppspunkten indikerar att utsläpp skett under senaste 5 åren eller att fri fas av förorening i kontakt med vatten fortfarande finns kvar i mar-

ken. Kvoten är lägre ju större andel av föroreningen som är i kontakt med grundvatten och alltså högre för tjockare lager av fri fas på grundvattenytan.

- R_b runt 0,8-1,1 indikerar att det nyligen funnits förorening i fri fas i marken.
- $R_b < 0,5$ indikerar att det inte finns förorening i fri fas kvar och att utsläppet skett för mer än 10 år sedan.

I Sollentuna har utsläppet sannolikt pågått åtminstone fram till att läckande cisterner byttes ut på 60-talet. Utsläpp kan även ha skett senare men knappast i samma omfattning. Däremot har fri fas påträffats på grundvattenytan.

Resultatet av beräkningarna ger för Sollentunaområdet endast mycket grov information, eftersom dataunderlaget är begränsat. Av samma orsak kunde inte R_b beräknas för samma provpunkter vid alla provtagningar. R_b -kvoten har beräknats för de kraftigast förorenade rören vid varje provtagning. Resultaten redovisas i tabell 7.1.

Tabell 7.1 Kvoten R_b i olika provpunkter vid olika tidpunkter.
Värden $>0,5$ har markerats med fet stil

tidpunkt/provpunkt	JW 0106	JW 0108	JW 0208	JW 0105
april 2002	0,007	0,93		
sept 2002	0,034	2,63	0,46	
april 2003		2,4	0,15	0,17
november 2003			0,55	0,099

Resultaten indikerar att det finns fri fas i marken vid JW 0108 då kvoten här i flera fall är över 1,5. Kvoten för JW 0208 ligger vid ett tillfälle knappt över 0,5. Det kan ha funnits fri fas i marken relativt nyligen vid denna punkt. I övriga punkter tyder kvoten på att det inte finns någon fri fas i närheten och att utsläppet skett för mer än tio år sedan. Dessa resultat bekräftar till viss del tidigare information. Det var mer än tio år sedan bensinstationen lades ned och det finns fri fas kvar i området nedströms denna men alla fyra rör i tabellen innehöll fri fas på vattenytan vid första fältprovtagningen 2002.

7.2 Momentan nedbrytning/Områdets mikrobiella assimilativa kapacitet

Den assimilativa kapaciteten, det vill säga elektronacceptorernas totala potential för nedbrytning i området beräknades enligt *Vägledning – naturlig självrening av petroleumförorenade områden* (Larsson och Lind, 2003) och redovisas i tabell 7.2. Beräkningar har gjorts för de tre senaste provtagningsomgångarna. Den första provtagningen i april 2002 innefattade endast provtagning av syre och ger ingen fullständig beräkning.

I tabellen står K_e för den massa av BTEX som bryts ned då en massenhet av EA förbrukas eller produkt bildas. Δ_e är skillnad av EA i och utanför det förorenade området. AK är den beräknade assimilativa kapaciteten. Vid uppskattning av Δ_e för sulfat i november 2003 antogs sulfathalterna i det mest förorenade området vara lika låga som tidigare trots att inga prover kunde tas där.

Tabell 7.2 Beräkning av assimilativ kapacitet i Sollentunaområdet.

	O ₂	NO ₃	SO ₄ ²⁻	Fe ²⁺	CH ₄	Totalt
K _e (mg/mg)	0,32	0,21	0,21	0,046	1,28	
september 2002						
Δ _e (mg/l)	0,00	30,90	49,48	3,10	0,33	
AK (mg/l)	0	6,49	10,39	0,14	0,42	17
april 2003						
Δ _e (mg/l)	5,00	43,30	52,89	3,80	0,33	
AK (mg/l)	1,5	8,90	11,20	0,17	0,42	22
november 2003						
Δ _e (mg/l)	2,50	29,50	45,50	3,10	2,48	
AK (mg/l)	0,80	6,20	9,56	0,14	3,17	20

Enligt resultaten av beräkningar för assimilativ kapacitet står sulfat och nitrat för den största delen av nedbrytningen. Metanproducerande bakterier verkar ha potential att öka sitt bidrag till nedbrytningen. Då BTEX i de utförda provtagningarna utgör 50-80 % av de i grundvattnet lösta föroreningarna är det till stor del BTEX som bryts ned.

Producerad alkalinitet i området visar (liksom för pilotområdet i Brånshult) att den assimilativa kapaciteten kan vara större än ca 20 mg/l. Varje mg/l alkalinitet producerad av mikroorganismerna vid nedbrytning av kolväte härstammar teoretiskt från ca 0,13 mg BTEX/l vatten. Skillnaden i alkalinitet i och uppströms det förorenade området är i provtagningarna som mest över 320 mg/l, vilket motsvarar en assimilativ kapacitet på över 40 mg kolväte/l grundvatten. Kommande beräkningar baseras på uppmätta skillnader i koncentrationer av elektronacceptorer men detta kan alltså vara en underskattning.

Med en assimilativ kapacitet på ca 20 mg/l och en vattenströmning genom området på ca 7 m³/dag finns potential att bryta ned ca 50 kg kolväte/år i området. På 30 år blir det ca 1500 kg eller ca 2 m³ bensin. Sedan mängden förorening i området på 70-talet uppskattades till 70-150 m³ har troligen ett par m³ avlägsnats även genom oavsiktliga saneringsinsatser (schaktning i området) och dagvattenledningar. Någon m³ kan ha följt med grundvattnet ut från området och ca 1 m³ avlägsnades vid provsaneringen 2001. Föroreningsmängden kan därmed ha minskat med ett tiotal m³ sedan sjuttioalet. Trots det skulle det med en hastighet av 2 m³/år ta många hundra år att bryta ned den mängd som finns kvar i marken.

7.3 Modellering och prognostisering med RBCA Tier 2 Analyser

Föroreningskoncentrationerna i den BTEX-plym som tagits fram utifrån fältdata med hjälp av T2s automatiska plymgenerator justerades tills saneringstiden med grundmodellens parametrar blev ungefär 10 år. Sedan provades olika kombinationer av hydraulisk konduktivitet och sorptionskoefficient. Resultatet redovisas i tabell 7.3 samt figur 7.1. I varje simulering avlästes vid två koncentrationer hur lång tid det tagit innan hela området nått denna koncentration. Den nedre koncentrationen, 0,01 mg/l, är det lägsta riktvärdet för en BTEX-komponent, bensen, i grundvatten (SNV, 1998). Då BTEX-koncentrationerna totalt understiger 0,01 mg/l överskrids garanterat inte någon komponents riktvärde. Eftersom toluen, etylbensen och xylen har högre gränsvärden (0,06 mg/l, 0,02 mg/l respektive 0,2 mg/l) kan vattnet antagligen betraktas som rent tidigare. Därför kontrollerades även när koncentrationerna i området understiger 0,1 mg/l. Någonstans mellan dessa två totalkoncentrationer av BTEX blir området antagligen

gen ”rent”. Innan ett område kan betraktas som rent måste givetvis alla enskilda föroreningar analyseras och understiga gränsvärden.

Enligt modellen i T2 räcker det om inga halter i området överstiger 1,5 mg/l efter en aktiv sanering för att området ska kunna betraktas som rent inom 10 år. Med modellens grundparametrar, $K_d = 0,6 \text{ kg/l}$ och $K = 5,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ understiger koncentrationerna i hela området 0,01 mg/l efter 10,6 år och 0,1 mg/l understigs efter 9,4 år. Med lägre hydraulisk konduktivitet och högre sorptionskoefficient blir den modellerade saneringstiden 20-22 år och med lägre sorption och högre konduktivitet blir den så låg som ca 5 år (se tabell 7.3). Om infiltrationen minskas från 10 mm/år till 5 mm/år ökar saneringstiderna något vilket visas i tabell 7.4. Säkrare värden för K_d och K skulle ge en säkrare prognos men det är svårt att bestämma dessa parametrar noggrant eftersom båda sannolikt varierar mycket över området.

Tabell 7.3 Resultat av modellering i T2. Tider över 10 år har markerats med fet stil.

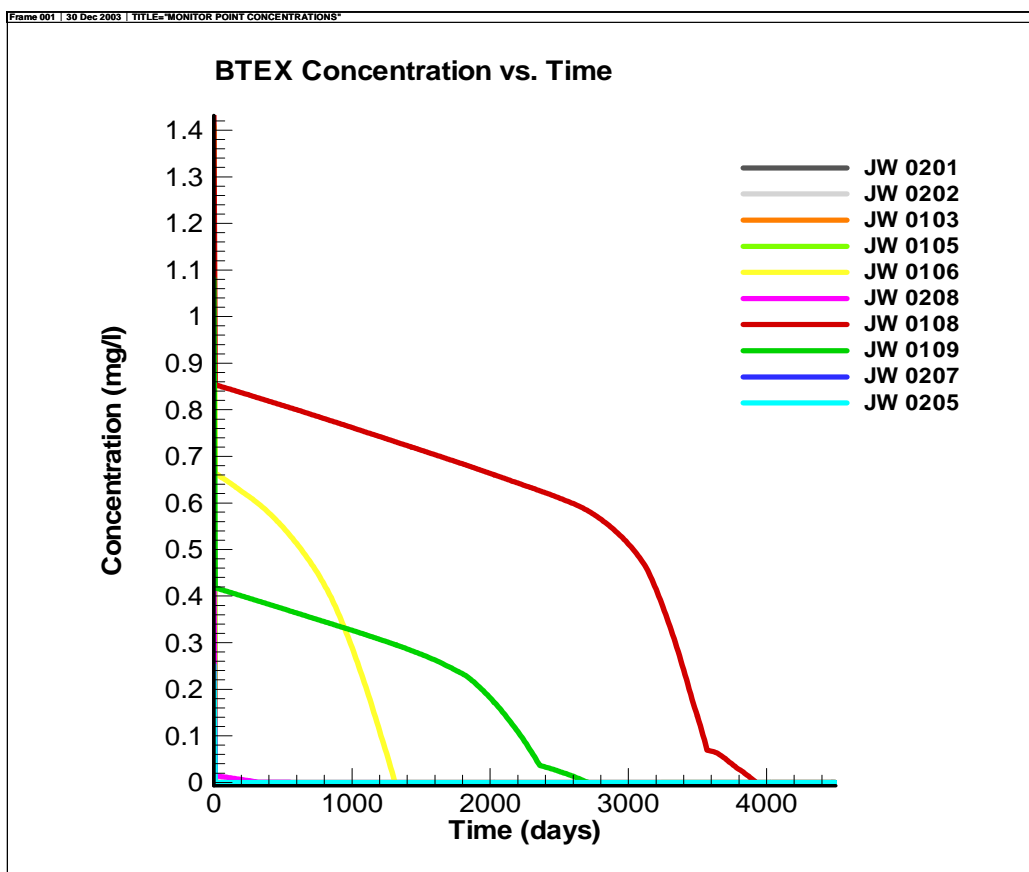
Hydr. kond. (K)	koncentration/antal år	$K_d = 0,4 \text{ kg/l}$	$K_d = 0,6 \text{ kg/l}$	$K_d = 0,8 \text{ kg/l}$
$3,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$	0,01 mg/l	9,7 år	16,1 år	21,9 år
	0,1 mg/l	8,9 år	14,7 år	20,0 år
	efter 10 år		0,5 mg/l	0,7 mg/l
$5,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$	0,01 mg/l	6,9 år	10,6 år	13,9 år
	0,1 mg/l	6,1 år	9,4 år	12,6 år
	efter 10 år			0,68 mg/l
$7,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$	0,01 mg/l	5,0 år	7,8 år	10,0 år
	0,1 mg/l	4,6 år	7,1 år	9,3 år
	efter 10 år			

Tabell 7.4. Resultat av modellering i T2. Tider över 10 år har markerats med fet stil.

Koncentration	$K = 3,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ $K_d = 0,8 \text{ kg/l}$	$K = 5,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ $K_d = 0,6 \text{ kg/l}$	$K = 7,18 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ $K_d = 0,4 \text{ kg/l}$
< 0,01 mg/l	23 år	10,9 år	5,1 år
< 0,1 mg/l	21 år	9,8 år	4,7 år

I figur 7.1 ser vi att många provtagningspunkter snabbt blir ”rena” och att det framför allt är sanering av området runt JW 0108 som tar tid. Även om koncentrationerna vid saneringens början är lika i 0108, 0103 och 0106 så tar det tid innan större mängder elektronacceptorer når fram till rör JW 0108 då det ligger längre fram i flödesriktningen. I modellen reduceras koncentrationerna mycket snabbt, betydligt överdrivet, de tio första dagarna. Det beror sannolikt på att det enligt beräkningsmodellen inte råder jämvikt mellan föroreningsförekomst och elektronacceptorer vid modelleringens början. Eventuellt bör kvarlämnade koncentrationer i området justeras med hänsyn till detta.

Denna typ av lösning kan varieras. Om en del av området saneras till lägre halter kan högre halter lämnas i andra delar och området ändå bedömas bli rent inom tio år. Sådana scenarion kan också modelleras i T2 men undersöks inte här. Vid en eventuell aktiv sanering anpassas fördelningen av kvarlämnad förorening efter den saneringsmetod som används.



Figur 7.1 Modellerad koncentration i provpunkter enligt grundmodell.

7.4 Bevis på naturlig självrening

Primärt bevis

Resultaten av analyserna av petroleumkolväten ger inga bevis på att halterna i föroreningsplymen minskar. Det går inte heller att knyta koncentrationsskillnaderna mellan TPH och BTEX till pågående nedbrytningsprocesser. Då det rör sig om en gammal plym som inte uppvisar några ökande föroreningshalter är den troligen stabil även om den inte har kunnat avgränsas helt, varken i flödesriktningen eller vinkelrätt mot flödesriktningen.

Syrehalternas minskning över det förorenade området indikerar nedbrytning men minskningen är inte särskilt stor och syrehalterna varierar varför detta inte ensamt räcker för att bevisa att betydande nedbrytning pågår. Temperaturen i området kan inte sägas följa någon tydligt ökande trend och pH ingen tydligt minskade trend. Dessa två parametrar ger därför inte några bevis på nedbrytning.

Sekundärt bevis

Höga halter av förorening i grundvattnet stämmer väl överens med indikatorer på nedbrytning i form av låga halter nitrat och sulfat och höga halter tvåvärt järn. Det föreligger alltså tydliga indirekta bevis på att biologisk nedbrytning pågår i området.

Det kommer, både enligt överslagsberäkningar och modellering i dataprogram, att ta mycket lång tid, betydligt mer än 10 år, innan föroreningshalter i plymen enbart med hjälp av naturlig självrening understiger riktvärden.

Tertiärt bevis

Låg (negativ) redoxpotential och hög alkalinitet i det förorenade området jämfört med utanför området indikerar att nedbrytning pågår. Metanproduktion i det förorenade området visar också på nedbrytning. Inga metanhalter har uppmätts i den mest förorenade punkten JW 0108 och inte heller i JW 0106 trots låga halter av övriga elektronacceptorer. Detta kan bero på att föroreningshalterna här är så höga att de till viss del är toxiska för bakterierna.

Isotopanalyserna av ^{13}C och ^{12}C tyder enligt Landmeyer mfl (1996) på att sulfanogenes är den dominerande nedbrytningsprocessen i området vilket stämmer väl överens med fältdata. De provtagna punkterna uppvisar, med undantag av JW 0201, vid provtagningstillfället låga sulfathalter jämfört med bakgrundshalter vilket indikerar att sulfat används som elektronacceptor. Åldersbestämningen med ^{14}C tyder på betydligt större inslag av äldre organiskt material i de mer förorenade punkterna, JW 0105, JW 0108 och JW 0109 än i den mindre förorenade JW 0201.

8 SLUTSATSER

Det pågår biologisk nedbrytning i området och den assimilativa kapaciteten är betydande men området är alltför förorenat för att KNS ska vara en tidsmässigt realistisk saneringsmetod. Det uppskattas ta flera hundra år innan BTEX-halterna i grundvattnet sjunker under riktvärden för känslig markanvändning om enbart KNS tillämpas i området.

Däremot är kvarteret Estländaren ett exempel på en lokal där KNS skulle kunna användas som komplement till en eventuell aktiv sanering. En utvärdering av den naturliga självreningen kan då utnyttjas för att bedöma hur höga föroreningskoncentrationer som kan lämnas kvar i området och vilka delar av området som bör prioriteras för sanering. Detta kan minska omfattningen av en eventuell aktiv sanering vilket är särskilt intressant i detta fall där en aktiv sanering är problematisk på grund av att den förorenade marken är bebyggd.

REFERENSER

- ASTM, prepared by Foster Wheeler Environmental Corporation 1998: RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance. <http://www.epa.gov> hämtad 020827.*
- Bear J, Beljin M S and Ross R R 1992: US EPA Groundwater Issue – Fundamentals of groundwater modelling. <http://www.epa.gov> hämtad 120802.*
- Bedient P B, Rifai H S, Newell C J 1999: Groundwater contamination – transport and remediation, 2nd edition. Prentice Hall 1999.*
- J&W, Sten Berglund och Jenny Forsberg 2001: SPIMFAB Projekt, Estländaren 10 m fl Sollentuna: Redovisning och utvärdering av ”pilotsanering” genom grundvattenpumpning. Stockholm 010613.*
- Landmeyer, J, Vroblesky, D och Chapelle, F 1996: Stable Carbon Isotope Evidence of Biodegradation Zonation in a Shallow Jet-Fuel Contaminated Aquifer. Environ. Sci. Technol. 1996 1120-1128.*
- Larsson, Lennart, Gabrielsson, Anna och Lind, Bo 2003: Naturlig självrening av oljeprodukter i mark – Pilotstudie, undersökning av naturlig självrening i Brånshult. SGI 2003.*
- Larsson, Lennart, Lind, Bo 2003: Vägledning, Naturlig självrening av petroleumförorenade markområden. SGI-rapport 10801.*
- SGU, Engquist Per och Fogdestam Birger, (1984) Hydrogeologiska kartan + Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Stockholms län. Uppsala 1984.*
- SGU 2002: Berggrundskarta och jordartskarta från SGUs hemsida: www.sgu.se hämtat 021209.*
- SNV och SPI, Svenska Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet 1998: Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889. Naturvårdsverket Stockholm 1998.*
- Termén Jens 2003: Groundwater modeling in risk assessment of soil and groundwater pollution – modeling guidelines and uncertainty analysis. Examensarbete för J&W/WSP Stockholm.*
- Tiberg Charlotta 2003: Kontrollerad naturlig självrening av petroleumprodukter – tillämpning på förorenat område med modellering i RBCA Tier 2 Analyser. Examensarbete för SGI.*
- US EPA 2002: Uppgifter från hemsidan. www.epa.se hämtat 020812.*
- Wilkin R., McNeil M., Adair C., Wilson J., 2001. Field measurement of dissolved oxygen: A comparison of methods. Groundwater Monitoring and Research, vol. 21, no. 4 pp. 124-132.*

Waterloo Hydrogeologic Inc., Cosler Doug and Mac Einri Reamonn 2001: User's Manual for RBCA Tier 2 Analyzer.

Waterloo Hydrogeologic Inc. (2002) Produktbeskrivning mm på företagets hemsida: <http://www.flowpath.com/software/rbcaanalyzer/rbcaanalyzer.html#top> hämtat 020828.

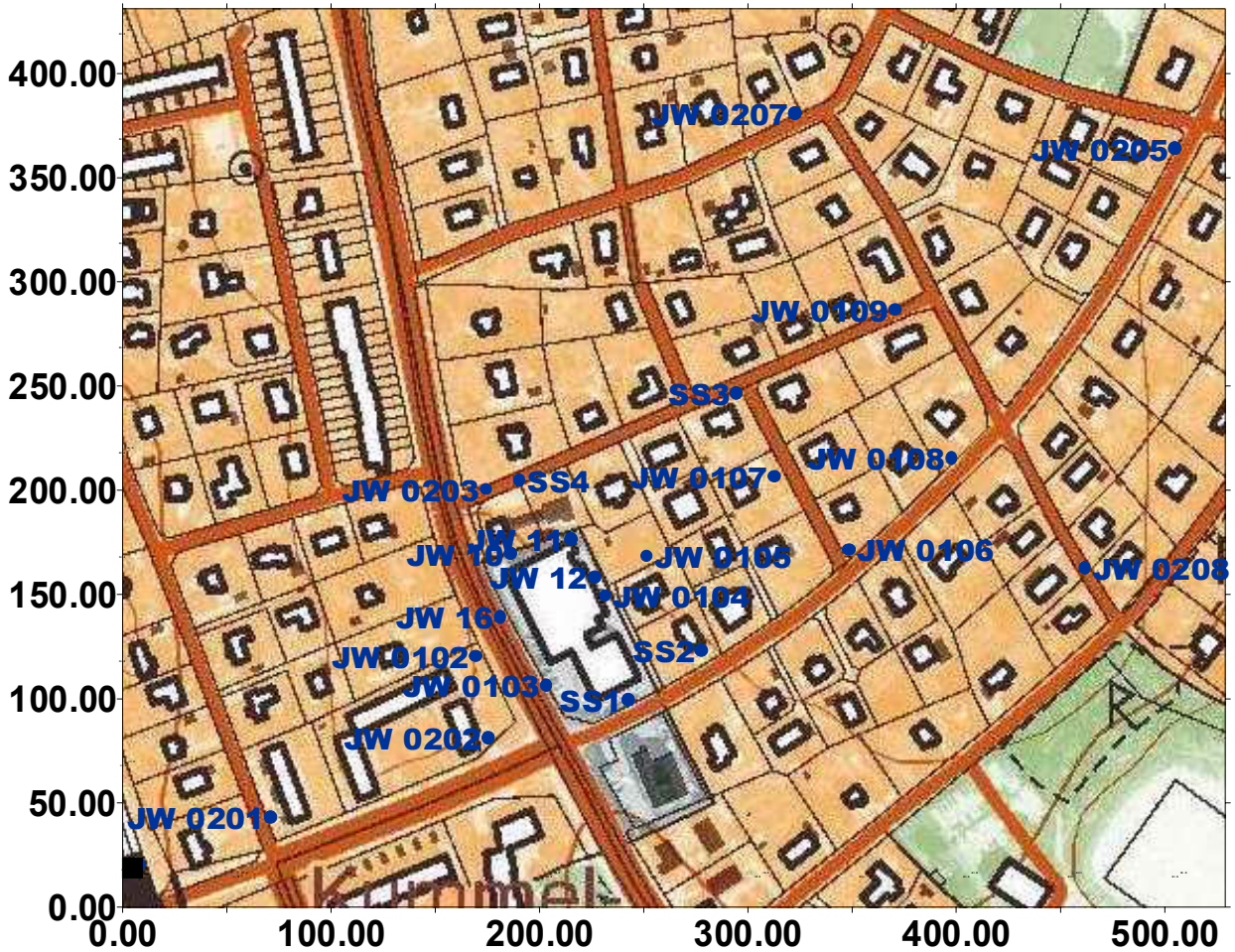
WSP Environmental, Sten Berglund, 2003: arbetsmaterial och preliminär resultatsammanställning från provtagning inför riskbedömning av området.

Zymaxforensics, 2000. Principles of timing a hydrocarbon fuel release. <http://www.zymaxforensics.com/text/analytical/6.htm>

BILAGOR

1. Karta över området
2. Resultat av slugtest samt Grundvattennivåer 2002-2003
3. Arbetsyta i RBCA Tier 2 Analyzer

BILAGA 1



Läge för alla grundvattnenrör i det undersökta området i Sollentuna.

BILAGA 2

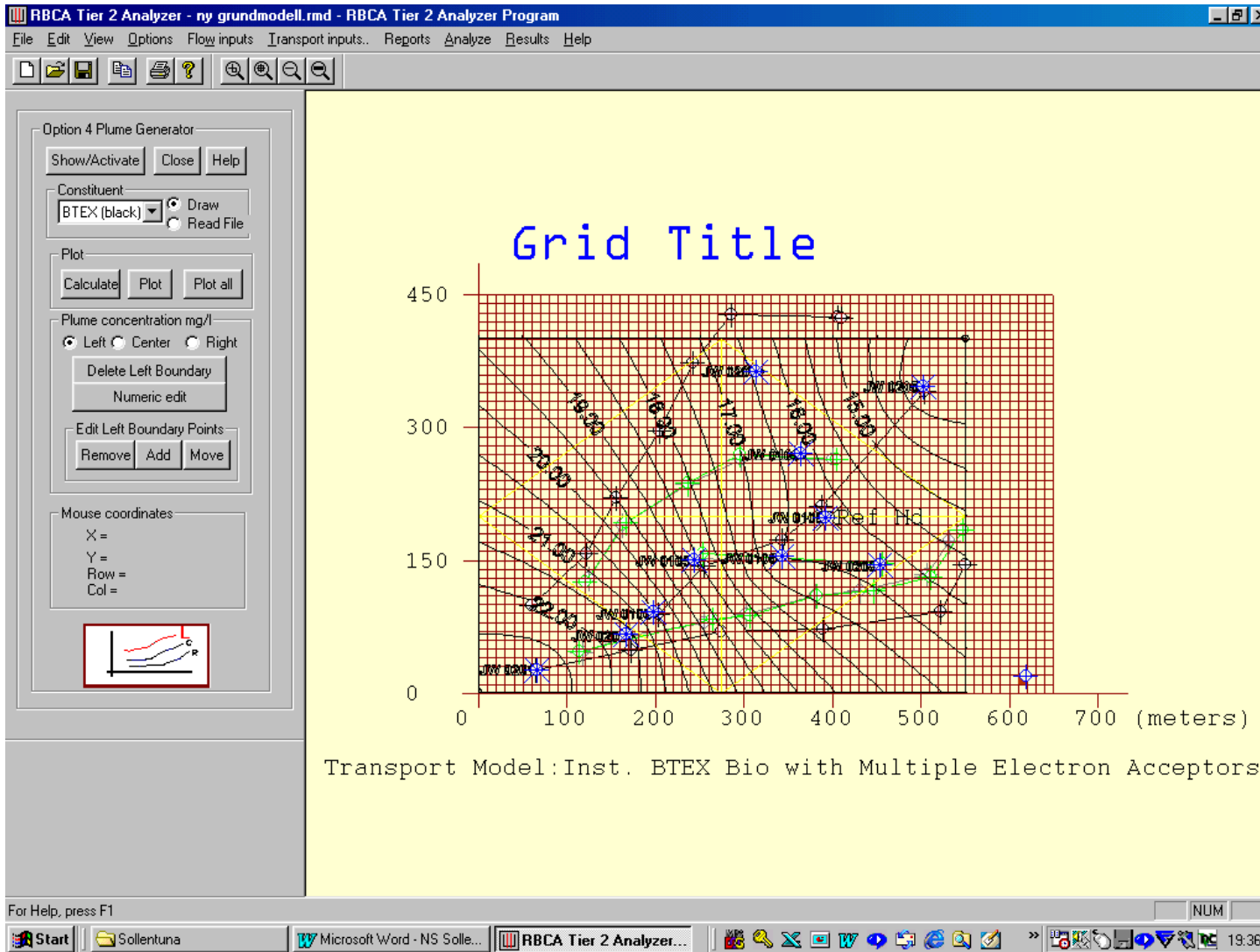
Resultat av slugtest (Termen J, 2002), beräknad hydraulisk gradient och hastighet. Hastigheterna beräknades med en gradient på 0,0165.

Grundvattenrör	Konduktivitet (m/s)	Hastighet (m/s)	Hastighet (cm/dag)
JW 0104	$8,20 \cdot 10^{-7}$	$5,44 \cdot 10^{-8}$	0,47
JW 0105	$1,00 \cdot 10^{-5}$	$6,64 \cdot 10^{-7}$	5,7
JW 0107	$8,50 \cdot 10^{-7}$	$5,64 \cdot 10^{-8}$	0,49
JW 0108	$3,60 \cdot 10^{-6}$	$2,39 \cdot 10^{-7}$	2,1
JW 0109	$1,50 \cdot 10^{-5}$	$9,96 \cdot 10^{-7}$	8,6
SS 2	$7,20 \cdot 10^{-6}$	$4,78 \cdot 10^{-7}$	4,1
JW 0202	$7,70 \cdot 10^{-7}$	$5,11 \cdot 10^{-8}$	0,44
JW 0203	$9,80 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-8}$	0,56
JW 0205	$3,30 \cdot 10^{-6}$	$2,19 \cdot 10^{-7}$	1,8
JW 0207	$3,50 \cdot 10^{-6}$	$2,32 \cdot 10^{-7}$	2,0
JW 0208	$1,10 \cdot 10^{-5}$	$7,30 \cdot 10^{-7}$	6,3
medelvärde	$5,18 \cdot 10^{-6}$	$3,44 \cdot 10^{-7}$	3,0
maxvärde	$1,50 \cdot 10^{-5}$	$9,96 \cdot 10^{-7}$	8,6
minvärde	$7,70 \cdot 10^{-7}$	$5,11 \cdot 10^{-8}$	0,44

Grundvattennivåer i Sollentuna 2002-2003

Grundvattenrör	installerat år	grv-nivå (möh) april 2002	grv-nivå (möh) sept. 2002	grv-nivå (möh) april 2003	grv-nivå (möh) nov. 2003
JW0102	2001	21,31			
JW0103		20,77	21,02	20,53	20,28
JW0104		19,92			
JW0105		19,65		18,61	18,35
JW0106		17,57	17,4	16,48	15,91
JW0107		18,26			16,90
JW0108		17,17	17,06	16,28	inget vatten
JW0109		17,01	16,83	16,21	inget vatten
SS1	2000	21,55			
SS2		20,25			
SS3		18,09			
SS4		19,57			
JW10	1999	20,05			
JW11		19,74			
JW12		19,67			
JW16		20,60			
JW0201	2002	22,92	22,76	22,83	22,64
JW0202		21,34	21,15	21,67	21,42
JW0203		19,67			
JW0205		14,53	14,36	13,64	inget vatten
JW0207		17,16	16,80	16,37	16,22
JW0208		17,24	17,07	16,30	16,04

BILAGA 3





Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se