



Lösningsmedel, grundvattenkemi och geofysiska signaler

Ett relationsproblem i Kv. Färgaren

Johan Sandström

2014

Miljövetenskap

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp

Lunds universitet

Lösningsmedel, grundvattenkemi och geofysiska signaler

Ett relationsproblem i Kv. Färgaren

Johan Sandström

2014

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Handledare: Charlotte Sparrenbom, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Abstract

This Bachelor thesis is assigned to interpret and visualize the degree of contamination and degradation of chlorinated aliphatic hydrocarbons (CAH) in relationship with groundwater chemistry and signals from geophysical surveys. The relationships between pollutant, chemistry data and geophysical surveys were tested through linear regression. By using the Swedish National Food Agency limits for drinking water quality will give a perspective to the degree and extension of the contamination.

As the results show the reducing groundwater conditions contribute in high extent to the degradation of PCE. In some areas of Färgaren 3 the total contamination concentration reaches 338180 µg/l. Nearby industrial activities and water source have great influence on the areas hydrogeological properties and the complex geology is affecting the sorption and transport of pollutants. Correlations have been made between geoelectrical signals, contaminants and chemical properties of the groundwater. But no strong relationships could be proven. The results also contain a discussion of the benefits of remediation in aspect of its environmental impact.

The groundwater analysis data used in this thesis has been collected from the Transparent Underground Structure (TRUST) research group and are mainly results from the investigations made by contract environmental consultants. Data was summarized in an excel-based database along with well information based on well logs. For visualization I have found much use of the Voxler 3 software and ArcGIS-suite for visualization and evaluation of contaminant spread and degradation.

Innehållsförteckning

Abstract	4
Innehållsförteckning	5
Inledning	6
Branschspecifik förorening	6
Geologi och hydrogeologi	8
Syfte	9
Miljövetenskaplig relevans	10
Metod	11
Datainsamling	11
Analys	12
Modell	12
Efterbehandling	13
Resultat	14
Diskussion	22
Grundvattenkemi	22
Grundvattenkemi i relation till PCE-nedbrytning	23
Förorening och geofysik	24
Generella brister och felkällor	25
Miljövetenskaplig relevans	25
Slutsatser	27
Rekommendationer	27
Tackord	28
Referenser	29

Inledning

1999 införde den Svenska riksdagen 15 miljö kvalitetsmål (idag 16 stycken) varav ett miljömål är en Giftfri miljö. En indikator på måluppfyllelse inom miljömålet rör förorenade områden. I Kristianstad kommun finns ett av Sveriges största grundvattenmagasin vilket bidrog till att inventering av förorenade områden prioriterades i Kristianstad. Ett av dessa områden är Kvarteret Färgaren 3 som återfinns i industriområdet Långebro (Figur 1). Industriområdet är delvis etablerat på en äldre deponi och olika typer av industriella verksamheter har förekommit sedan mitten på 1800-talet. På den aktuella fastigheten Färgaren 3 har det under drygt 80 års tid, 1906-1988 bedrivits kemtvätt. Industribyggnaderna revs 2001 och 2004 genomfördes en MIFO-undersökning enligt Naturvårdsverkets rapport gällande Metod för Inventering av Förorenade Områden (Jonasson & Lindqvist, 2007) (Naturvårdsverket, 1999). Området placerades först i riskklass 2 men klassades om till riskklass 1 eftersom höga halter klorerade alifatiska kolväten (CAH) uppmättes i mark och grundvatten. Området anses idag tillhöra ett av de fyra mest förorenade områdena i Skåne.



Figur 1. Lokalisering och översiktbild av Kvarteret Färgaren. Stjärnan representerar koordinaterna (Sweref99 13.30) 190480.344E och 6211357N. Karta och bild är hämtade från eniro.se.

Sedan 2004 har omfattande utredningar av Färgaren och dess omgivning gjorts och idag ingår området i ett forskningsprojekt, Transparent Underground Structure (TRUST). Genom TRUST har omfattande geofysiska och grundvattenkemiska utredningar genomförts med syfte att utvärdera nya metoder för att effektivt lokalisera och kartlägga föroreningar, underjordsbyggnader med mera. Detta examensarbete syftar till att undersöka sambanden mellan grundvattenkemiska och fysikaliska parametrar och dess inverkan på nedbrytning av klorerade lösningsmedel. Därutöver avser arbetet även att pröva samband mellan signaler från geofysiska undersökningar och de grundvattenkemiska och fysikaliska parametrarna. Med anledningen av det stora antalet förorenade områden finns ett behov av att bättre förstå dessa samband för tolkning av exempelvis geofysik. Detta behov utgör en drivkraft och motivation till detta arbetes uppkomst och utformning.

Branschspecifik förorening

Då en kemtvätt under lång tid varit verksam på den aktuella fastigheten är det främst föroreningar från denna verksamhet som är av intresse. Processkemikalierna för kemtvättar har varit i stort sett de samma sedan mitten 1900-talet (Tabell 1). I enlighet med MIFO-metoden anses perkloretylen (PCE) typiskt för kemtvättar och be-

döms som mycket farliga (Naturvårdsverket, 1999). Gällande Färgaren 3 ger tidigare rapporter och undersökningar indikationer på att det är i huvudsak PCE som använts som lösningsmedel (Engdahl, et al., 2011).

Tabell 1. Generell historisk överblick av användandet av processkemikalie inom kemtvätsindustrin (Länsstyrelsen, 2010).

	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000
Bensin											
Varnolen											
Triklöretylen											
Perklöretylen											
CFC											

Som tabellen ovan visar är det främst halogenerade alifatiska kolväten (CAH) som triklöretylen (TCE) och PCE som historiskt använts som processkemikalie inom kemtvätsindustrin. Generella egenskaper för CAH är att de har hög flyktighet, låg molekylvikt, liten löslighet i vatten och är lite till måttligt bioackumulerande (Rammamoorthy & Ramamoorthy, 1997).

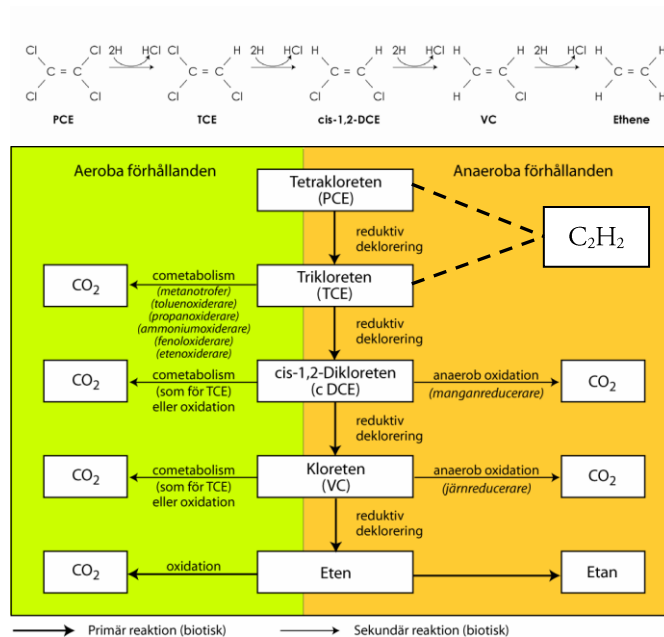
De klorerade alifaterna tillhör en grupp av föroreningar som benämns som Dense NonAqueous Phase Liquids (DNAPL) och är på grund av sin svåröslighet att betrakta som hydrofoba. Som namnet antyder förkommer CAH främst i fri fas, varpå jämvikt till omgivningen kommer att eftersträvas. DNAPLs har egenskapen att de är tyngre än vatten och därmed transporteras ner genom jordlager till den mättade zonen i grundvattensystemet där den vertikala transporten fortsätter. Föroreningen bromsas upp först när kapillarkrafterna är tillräckligt stora för att binda vätskan eller när vätskan når ett tätande jordlager eller berggrund (Englöv, et al., 2007). Under transporten efterlämnas rester av föroreningen i sprickor och i porer som utgör mikrokällor från vart föroreningen kan diffundera ut till passerande grundvatten (Englöv, et al., 2007). Eftersom CAH generellt inte binds in till oorganiska jordpartiklar kan vidare transport av föroreningen och dess nedbrytningsprodukter ske förhållandevis snabbt. Föroreningen kan däremot fastläggas i sediment och jordmåner med organiskt innehåll. Eftersom hydrofobiciteten minskar med minskande antal kloratomer ökar vattenlösligheten och därmed spridningsförutsättningarna. Sammantaget bidrar detta till att under gynnsamma förhållanden skapa föroreningsplymerna på 100-tal meter eller mer (Englöv, et al., 2007).

PCE

Som tidigare nämnts är det främst PCE som använts som lösningsmedel under Färgaren 3 aktiva period. För att förstå och tolka de befintliga analysresultaten krävs en ingående beskrivning av PCE-molekylens livshistoria. I stora drag sker nedbrytning av PCE i anaerob miljö genom reaktiv deklorering där en vätejon ersätter kloridjonen, se reaktion i Figur 1. Under anaeroba förhållanden kan även oxidation ske om det finns tillgång till reduktionsmedel i form av järn och mangan (United States Environmental Protection Agency, 2000).

I Figur 1 ges en schematisk bild av biotisk nedbrytningen under både aeroba och anaeroba förhållanden. Den biotiska nedbrytningen kan ske cometaboliskt. Det vill säga att denna process förutsätter att en primär energikälla i form av organiskt kol, exempelvis kolhydrater, finns för bakterier. Nedbrytningen av föroreningen sker samtidigt som nedbrytning av organisk kol genom en enzymkatalyserad process i den bakteriella metabolismen. Den abiotiska nedbrytningen sker betydligt långsammare och abiotisk nedbrytning av PCE och TCE ger acetylen (C_2H_2) som restprodukt (Englöv et al., 2007).

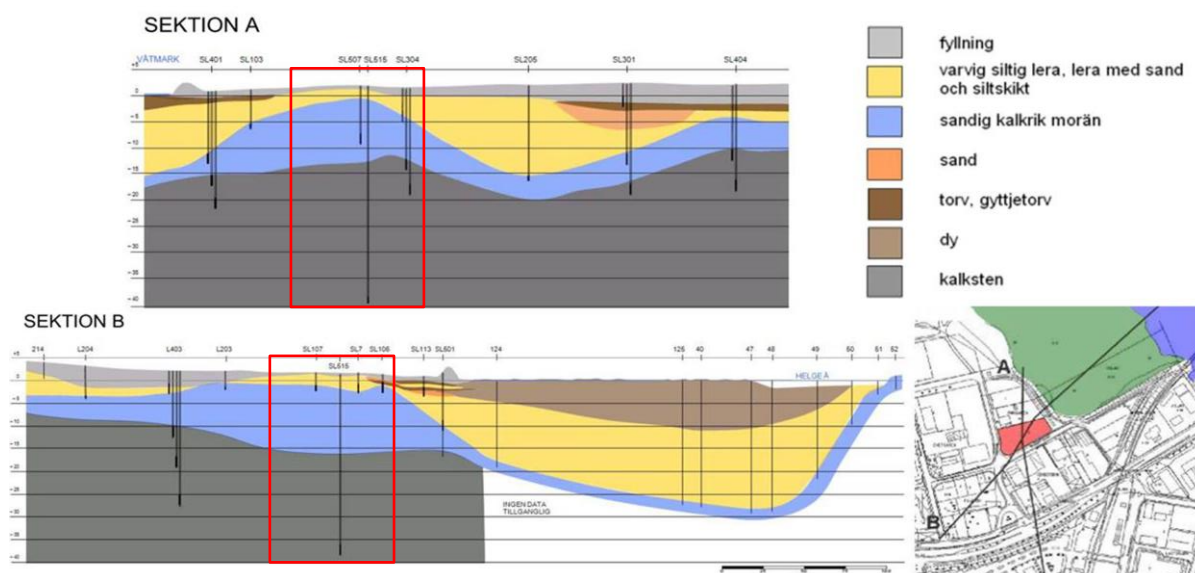
Nedbrytning i aerob miljö sker genom direkt eller cometabolisk oxidation. Nedbrytning genom denna process sker sällan och det är främst lågklorerade molekyler som cis-dikloreten och vinylklorid som bryts ner (Englöv, et al., 2007).



Figur 2. Möjliga biotiska nedbrytningsvägar för PCE under anaeroba och aeroba förhållanden genom oxidation eller cometabolism representeras med heldragna linjer. De streckade linjerna visar den abiota nedbrytningen av PCE och TCE till acetylen. Överst visas reaktionskedjan för den anaeroba reductiva dekloreringen (Englöv, et al., 2007).

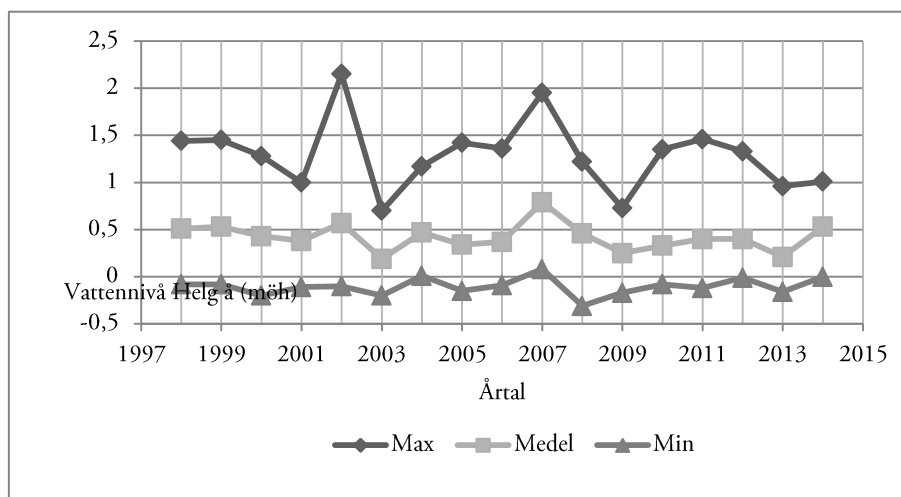
Geologi och hydrogeologi

Tidigare undersökningar har till stor del kartlagt och tolkat områdets geologi vilken visas i Figur 2. I de lösa oorganiska avlagringarna återfinns skikt av någon till några meter mäktiga organiska sediment. Som tidigare nämnt är delar av området utfyllt och fyllnadens tjocklek är relativt varierande (0,5-5m). Berggrunden är troligen uppsprucken i den övre delen till följd av tidigare nedisningar, vilket kan medföra en hög hydraulisk konduktivitet (K) i övre delen av berggrunden. I övrig dominerar geologin av varvig siltig lera och sandig morän.



Figur 3. Baserat på borrhprotokoll har två geologiska tvärsnitt av det aktuella området utformats och resultatet visas ovan. Det inrutade området visar den ungefärliga sträckningen av Kvarteret Färgaren (Martinsson, 2013) bearbetad från Engdahl et al. (2011).

Det i mäktighet varierande lerlagret (cirka 2-15 meter) som överlagrar området medför att vattenförande formationer ursprungligen betraktas som slutna med nedåtriktat läckage. Detta styrks av genomförda provpumpningar (Martinsson, 2013). Det är även rimligt att Helge å utgör en positiv hydraulisk gräns då trycknivåerna för grundvattenytorna är lägre än tryckytan för Helge å. Vid grundvattenutag i de övre akvifererna kan läckaget vändas till att bli uppåtriktat, från kalksandstenen till jordlagren (Martinsson, 2013). Från provpumpningarna har även lokala K-värden beräknats till intervallet $9 \cdot 10^{-6} - 4 \cdot 10^{-5}$ m/s för de lösa jordlagren och delvis den övre uppkrossade delen av berggrunden (Martinsson, 2013). Som Figur 4 visar kan det uppstå mycket stora variationer i vattenståndet i Helge å och kan då orsaka variation i infiltrationen från ån.



Figur 4. Variationen i vattennivå i Helge å under perioden 1998 till april 2014 hämtat från onlinetjänsten Helge åline som tillhandahålls av Kristianstad vattenrike (Wettemark, 2013). För varje år redovisas årsmedel och respektive års min- och maxvärde i meter över havet (moh).

Syfte

Syftet är att analysera grundvattenkemiska och fysikaliska parametrar eventuella inverkan på nedbrytningen av PCE. Även eventuella samband mellan ovan nämnda parametrar och geoelektriska signaler kommer att undersökas. För att möjliggöra detta skapas en databas baserat på vattenanalyser och brunnsprotokoll. Genom visualisering i tre dimensioner kan förhoppnings slutsatser dras kring föroreningens omfattning, rörelse och nedbrytning med avseende på PCE och därmed besvara följande frågor.

- Korrelerar PCE föroreningen med geofysiska undersökningar och vilken påverkan har de rådande kemiska förhållanden i grundvattnet? Hur inverkar detta på föroreningens spridning?
- Vilka geologiska och hydrogeologiska faktorer inverkar på föroreningstransporten?
- Utifrån de ovan nämnda frågorna diskutera kring lämpliga saneringsåtgärder.

Avgränsning

Arbetet är avgränsat med hänsyn till den begränsade tiden och det aktuella området Långebro. Därmed kommer arbetet enbart fokusera på den aktuella lokalen Kv. Färgaren. Gällande föroreningar avgränsas arbetet till att enbart avhandla PCE och dess nedbrytningsprodukter då dessa enligt tidigare undersökningar utgör den huvudsakliga föroreningen i området. Arbetet är även avgränsat till att enbart behandla analysresultat från grundvattenprov.

Miljövetenskaplig relevans

Kv. Färgaren är till följd av mänsklig aktivitet ett av Skånes mest förorenade områden. Området Långebro har historiskt sett nyttjats som industriområde och deponi. Till följd av detta har den ursprungliga geologin och geografin i området påverkats av utfyllnader och fyllnadsmassornas vars ursprung är okänt till stor del. I omgivning återfinns en kommunal vattentäkt och även en större livsmedelsindustri med eget vattenuttag som möjligen kan bli påverkat av föroeningen.

De klorerade lösningsmedlens uppträdande under markytan är komplicerat och ger upphov till ett antal nedbrytningsprodukter med varierande toxiska, kemiska och fysikaliska egenskaper. Exempelvis anses nedbrytningsprodukten vinylklorid vara starkt cancerframkallande (Englöv, et al., 2007). Till följd av förorenings spridning kan stora ytor förorenas med negativ påverkan på både människan och de befintliga ekosystemen. Vidare kan även en sanering av området ge upphov till en stor miljöpåverkan, dels i form av energikrävande efterbehandlingsmetoder, men även genom utsläpp av växthusgaser med mera. Vid efterbehandling är det även möjligt att exponeringsrisken för människor och miljö ökar.

Ur ett politiskt perspektiv faller arbetets inriktning främst under miljömålet En giftfri miljö. De förorenade områdenas omfattning och påverkan på miljö och hälsa är storskalig och de fåtal larm som i förhållande till antalet förorenade områden lyfts upp i massmedia är troligen toppen på ett isberg (Sparrenbom, et al., 2014). Detta grundar sig främst på det i Sverige bristande kontrollprogrammet för dricksvattenkvalitet och de i många fall felaktigt utformade vattenskyddsområdena.

Metod

Arbetet genomfördes som en litteraturstudie med Englov et al. (2007) rapport som grund för beskrivning av de klorerade ämnena och deras transport och nedbrytning. För mer områdesspecifik information utgjorde Engdahl, et al. (2011) huvuddokument då omfattande information kring tidigare undersökningar sammanställts i denna rapport. Även Martinsson (2013) utgjorde ett grundläggande dokument med avseende på information kring områdets hydrogeologiska förutsättningar.

I övrigt utgjorde forskningsprojektet TRUST nätbaserade arbetsplattform en bra grund och informationskälla för resultat från bland annat geofysiska undersökningar. En del material som använts inom arbetet är opublicerat och återfinns bara inom forskningsprojektet, den här typen av material kommer i fortsättning hänvisas till som opublicerat material inom TRUST.

Datainsamling

Data för grundvattenkemi hämtades främst från följande rapporter COWI A/S (2013), Engdahl et al. (2011), Hifab AB (2010), Martinsson (2013) och från forskningsprojektet TRUST. Analyserna har utförts av ALS Scandinavia AB och Eurofins Environment Sweden AB. Analysernas omfattning varierade något men i stora drag är det påvisade halter av nedbrytningskedjan PCE, TCE, cis-1,2-dikloreten (cDCE), trans-1,2-dikloreten (tDCE), 1,1-dikloreten och vinylklorid (VC) som legat i fokus.

För några brunnar fanns även multimeterdata för följande parametrar; temperatur (°C), pH, syrgashalt (mg/l och %), konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) och redoxpotential (mV). Dessa värden har mätts i samband med provtagning och informationen kring provtagningsförhållanden är varierande. Bakgrundsvärden för att sätta i relation till tidigare nämnda parametrar hämtades från Kristianstad Vattenrike där mätserier för Helge å återfinns (Wettemark, 2013). Från Kristianstad vattenrike hämtades även information om vattennivåer i Helge å.

Analyssvaren samlades i en Excell-baserad databas vars uppbyggnad återges i stora drag i Tabell 2. Då en enskild brunn kan innehålla ett flertal observationsrör med varierat filterdjup tilldelas brunnarna ett internt nummer. I de fall provtagningsdjup saknades för brunnarna användes brunnsprotokoll för att läsa ut information. Brunnsprotokoll hämtades från tidigare nämnda rapporter men även från TRUST. För att särskilja analyser från samma brunn och djup kommer information kring analysnummer och provtagningsdatum finnas med i databasen.

Tabell 2. Generell uppbyggnad av databasen och exempel på tilldelning av internnummer.

BrunnsID	Datum	Koordinater	Brunnsinformation	Grundvattenkemiska parametrar	Rapportnr.	PCE-kedjan
L602.1	2013-10-13	xyz	Filterspets 7,2m	pH, Temp., Redox		
L602.2	2013-10-14	xyz	Filterspets 15,2			

Generellt är rådata av god kvalitet. Eventuella oäkerheter kring exempelvis koordinater hanteras genom att jämföra två oberoende inmätningar. Detsamma gäller information kring provtagning, filterdjup med mera. I princip har data kvalitetssäkrats genom jämförelser och kontroller löpande genom insamlingen.

Analys

Resultatet från multimeteranalysen sattes i relation till varandra och eventuella samband prövades genom linjär regression. I de fall information kring exempelvis alkalinitet återfanns bland analysresultaten sattes dessa i relation till korrelationstesterna. Även information kring aktuella föroreningar lästes av och användes för att tolka värden från multimeteranalys. Bakgrundsvärden från Helge å användes för att utreda de för området platsspecifika egenskaper som ger grundvattnet dess karaktär.

Därefter beräknades ett förklaringsvärde (r^2) för Inducerad Polarisation (IP) och resistivitet i förhållande till föroreningskoncentrationer. För att genomföra denna analys gjordes ett urval av brunnar baserat på de geofysiska mätpunkternas koordinater (Sweref99 13.30). Mätpunkternas koordinater matchades mot brunnarnas koordinater med spridning i x och y-led ± 1 meter. Ytan för mätpunkterna begränsade enligt följande exempel;

$$x \geq 190479 \text{ och } x \leq 190583$$

$$y \geq 6211356 \text{ och } y \leq 6211414$$

I djupled gjordes ett urval baserat på filterdjupet under markytan. Filterlängden utgjorde urvalet i z-led. Filterlängder under en meter tilldelades ett större urval i z-led. Vid filterlängd om två meter med filterspetsdjup åtta meter under markytan (1 meter över havet) gjordes urval enligt följande;

$$z \geq -7 \text{ och } z \leq -5$$

Detta urval gjorde det möjligt för ett vattenprov att matcha mot ett flertal geofysiska mätpunkter samtidigt. För att hantera detta och jämna ut variationer i matchningar beräknades medelvärden för resistivitet och IP innan korrelation. Därutöver föreligger en viss osäkerhet i inmätning av brunnar i xyz-led, dels på grund av transformering av koordinater men även på grund av bristande information kring inmätning. Det är möjligt att för några brunnar avser den angivna z-koordinaten markytan medan andra för röröverkant. Denna osäkerhet i inmätning bidrar troligen inte till några större avvikelser då osäkerheten i z-led troligen inte är större än $\pm 0,5$ meter.

IP och resistivitet

De geofysiska mätningarna Inducerad Polarisation (IP) och resistivitet är elektriska mätningar. För IP-mätningar innebär detta att en ström tillförs i marken varpå en spänning i ett material uppstår. Sedan mäts tiden det tar för denna spänning av avta. I princip kan metoden liknas vid en kondensator, där olika material har olika egenskaper. Resistivitet är relaterat till markens förmåga att leda ström och vilken kan variera stort beroende på exempelvis vattenhalt, jonhalt med mera.

Tunga klorerade lösningsmedel anses vara opolära och ha isolerande egenskaper (Ajo-Franklin, Geller, & Harris, 2006). De anses även ha egenskaper som generellt skiljer sig från naturligt förekommande vätskorna under markytan och bör därmed kunna identifieras och urskiljas med geoelektriska metoder (Ajo-Franklin, Geller, & Harris, 2006).

Modell

Med hjälp av programvaran ArcGIS version 10 från Esri placerades provtagningspunkterna i ett kartskikt baserat på brunnarnas koordinater (RT90). På så sätt kan analysdata bindas till provtagningspunkterna och kan även ge information kring filterdjup/längd. Detta kartskikt presenteras inte i arbetet utan har fungerat som kartunderlag för att förstå omfattning av antalet brunnar och deras lokalisering.

En 3D-modell byggdes upp i Voxler 3 från Golden Software. Excell-blad byggdes upp för modellering baserat på totalhalt av klorerade alifater och även för nedbrytningskedjan av PCE. Även här gavs information om brunnsdjup, filterlängd och lokalisering (xyz). Genom att importera Excell-bladet till Voxler återskapades filterlängden i form av en cylinder på de angivna koordinaterna. Resultat från sedan tidigare genomförda geofysiska undersökningar kunde sedan läsas in i arbetsytan och skapa både två dimensionella tvärsnitt och interpolerade tredimensionella kroppar. Data och visualisering av geofysik hämtas från opublicerad data inom forskningsprojektet TRUST.

Urvalet av data är baserat på att visa den totala mängden av PCE och nedbrytningskedjan. Skillnader i koncentration visas dels genom färgskala men även genom en förändring i storlek av den provtagna brunnen.

För att möjliggöra en korrekt geografisk lokalisering av brunnarna konverterades brunnskoordinater från RT90-systemet till Sweref99 13.30. För konvertering användes en testversion av CoordTrans version 2.3 från Franson Technology.

De tre dimensionella modellerna över området tolkades sedan genom samläsning med geologiska tvärsnitt och i relation till områdets geologiska historia. Därigenom kunde slutsatser kring föroreningens transport och nedbrytning dras.

Efterbehandling

Gällande diskussion kring behandlingsmetod för området har resultat från analysen av de lokala förhållandena utgjort en grund för urvalet. Även områdets geologi utgjorde ett urvalskriterium. Vid diskussion och urval av behandlingsmetod togs inte heller någon hänsyn till någon budget eller tidsaspekt. För att bidra med ett mer tvärvetenskapligt perspektiv diskuterades effekten av efterbehandling i förhållande till miljöpåverkan för efterbehandlingen. Englov et al. (2007) utgjorde ett nyckeldokument då rapporten sammanfattar och förklarar de i stor utsträckning vanligaste in/ex situ efterbehandlings- och skyddsmetoderna.

Resultat

De data som behandlas i följande kapitel har samlats och sammanställts i den databas som beskrivits i metodavsnittet och kommer i fortsättningen inte refereras till. För övriga data kommer referenser finnas. En generell kommentar för data i detta avsnitt är att den presenteras obehandlad. Med det avses att exempelvis ingen beräkning av konfidensintervall eller liknande gjorts. Således har heller ingen hantering av eventuella avvikelser ("outliers") gjorts vilket hade kunnat bidra till bättre korrelationer.

I Tabell 3 visas medelvärde för de grundvattenkemiska och fysikaliska parametrarna i relation till motsvarande medelvärde för närliggande Helge Å. Som synes är det främst konduktivitet och syrehalt som avviker. Uppgifter kring redoxförhållande i Helge å saknas.

Tabell 3. Medelvärden för grundvattenkemiska parametrar inom Färgaren 3 och för Helge å. Värdena för Helge å är hämtade från Vattenriket Kristianstads webbtjänst Helge å online och representerar mätperioden 2011-09-27 till 2014-04-28 (Wettemark, 2013).

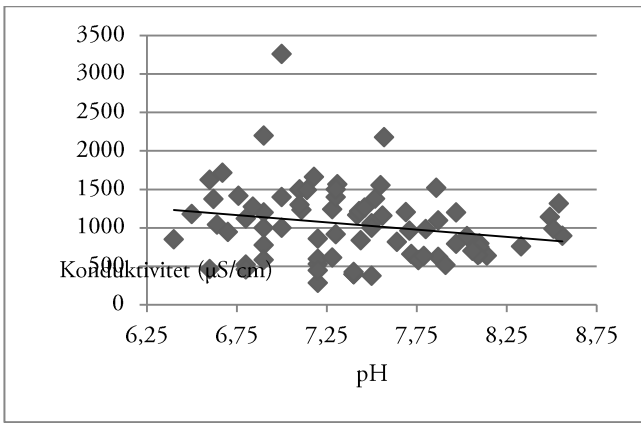
	Temperatur (°C)	pH	Konduktivitet (µS/cm)	Syrehalt (mg/l)	Redoxförhållande (mV)
Medelvärde grundvatten	10,91	7,40	1043	2,27	-56,23
Medelvärde Helge å	10	7,17	113	10	Uppgift saknas

I Tabell 4 nedan visas fem vanliga joner i grundvatten. Anmärkningsvärt är de höga koncentrationerna av sulfat, kalcium och vätekarbonat.

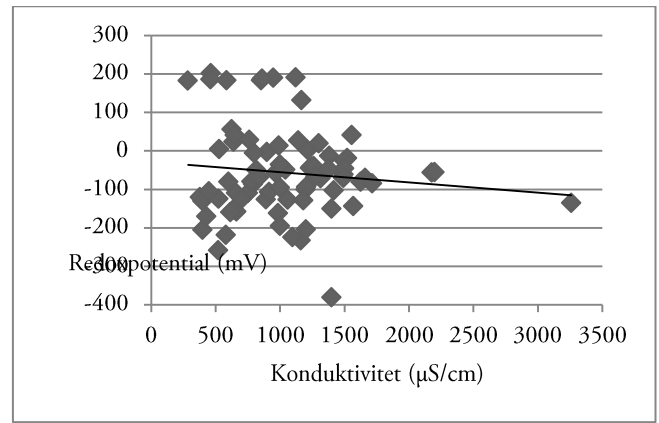
Tabell 4. Redogörelse för max-, medel- och minvärde för fem vanliga katjoner och anjoner i grundvatten. Värdena är baserade på vattenprover från 9 olika brunnar som analyserades av Eurofins 2013-10-14 (Provnummer 177-2013-10150216).

(mg/l)	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	Ca ²⁺
Max	810	120	380	110	410
Medelvärde	518	76	194	68	209
Min	360	49	1,4	31	59

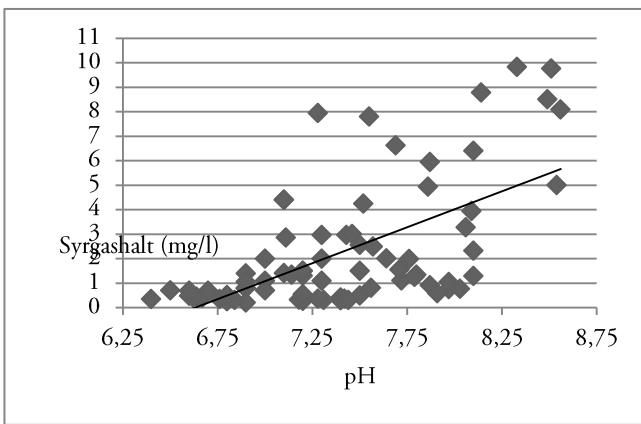
Figur 5a-f nedan visar förhållandet mellan de grundvattenkemiska parametrarna pH, konduktivitet, syrgas och redoxpotential. Varje punkt motsvarar en mät punkt det vill säga en brunn vid ett visst filterdjup. Totalt redovisas 77 mät punkter från tidsperioden 2008-2013 där några brunnar är representerade vid fler än ett tillfälle. Ingen hänsyn har tagits till varierande provtagningsdjup eller provtagningsdatum. Inget urval av mät punkter har skett utifrån påvisade halter av förorening, eventuella punkter som representerar opåverkade brunnar får ses som kontrollpunkter.



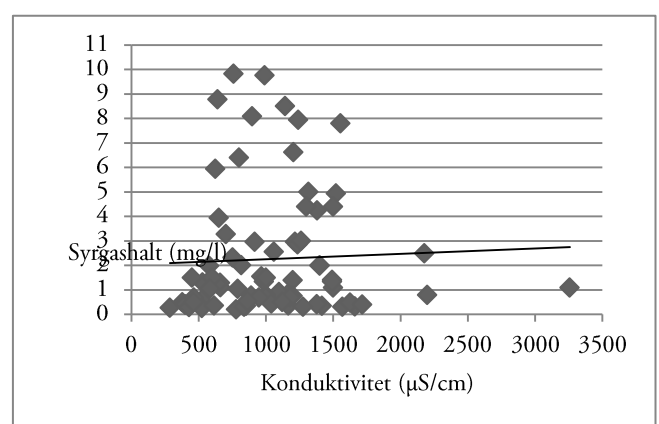
Figur 5a. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för pH och konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.



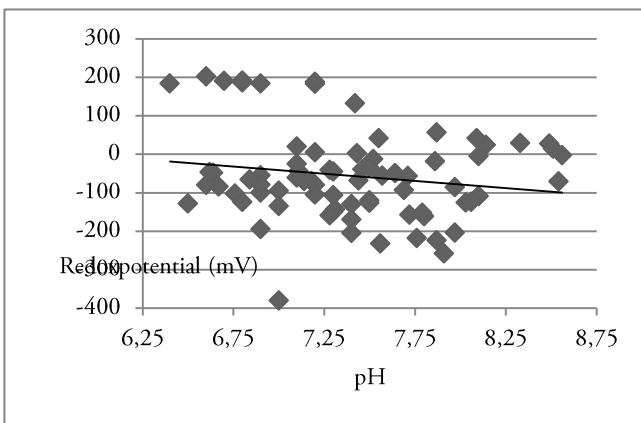
Figur 5d. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$) och redoxpotential (mV). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.



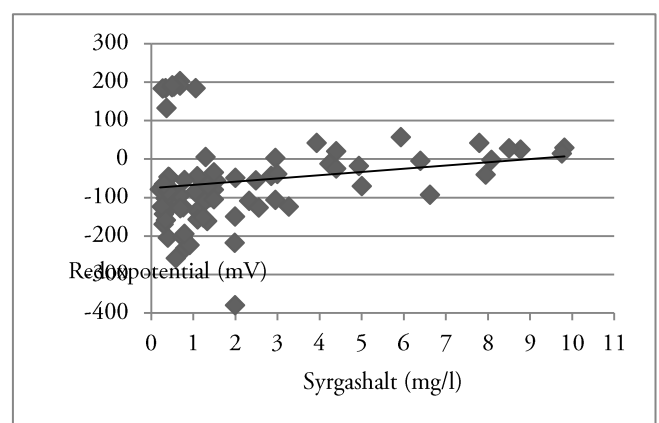
Figur 5b. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för pH och syrgashalt (mg/l). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.



Figur 5e. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$) och syrgashalt (mg/l). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.



Figur 5c. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för pH och redoxpotential (mV). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.



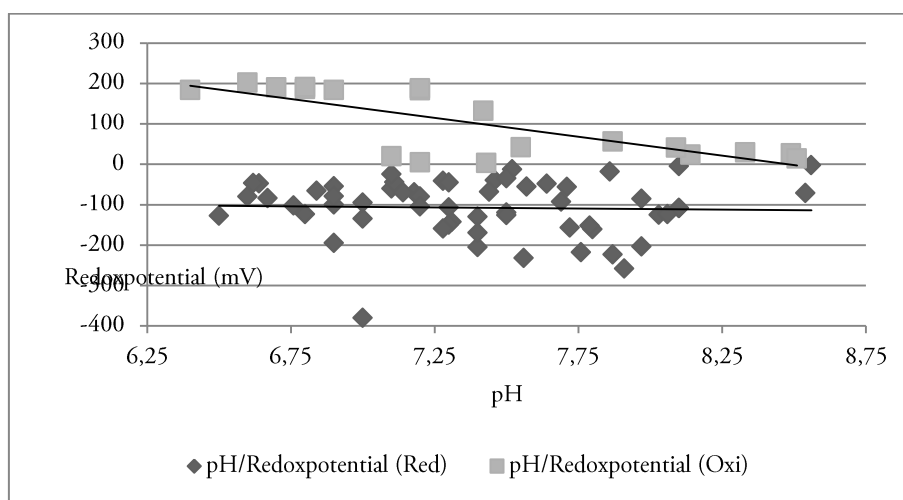
Figur 5f. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för syrgashalt (mg/l) och redoxpotential (mV). Totalt redovisas 77 mätvärden från perioden 2008-2013.

Tabell 5 visar korrelationskoefficient (r) och förklaringsgraden (r^2) för Figur 5a-f. Generellt är korrelationen låg förutom för Figur 4b.

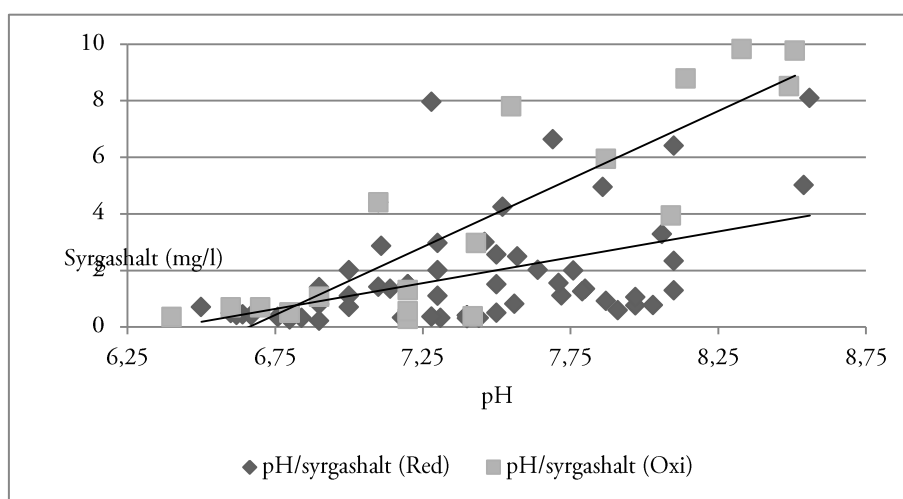
Tabell 5. Redovisning av korrelationskoefficient (r) och förklaringsgrad (r²) för Figur 3a-f. Beräkningen baseras på totalt 77 värden.

Figur	5a	5b	5c	5d	5e	5f
r	-0,205	0,609	-0,169	-0,112	0,042	0,184
r ²	0,042	0,370	0,029	0,013	0,002	0,034

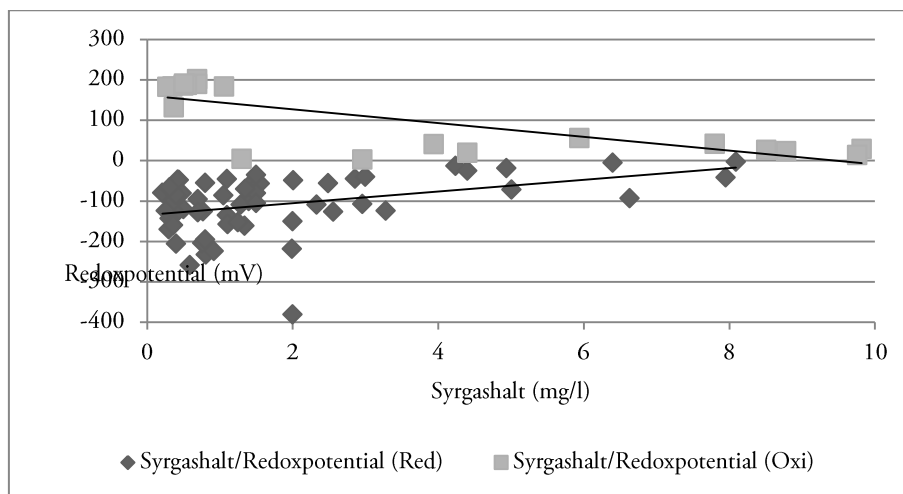
Korrelationer likt dem i Figur 5a-f gjordes även med värden åtskilda baserat på oxiderande respektive reducerande förhållande. Generellt för värden enbart från oxiderande förhållande var att de visade på en ökad korrelation varav de mest avvikande redovisas nedan i Figur 6a-c. Detsamma gäller även för värden från reducerande förhållanden. Ökningen i korrelationer under reducerande förhållanden var dock inte lika stor.



Figur 6a. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för pH och redoxpotential (mV) under oxiderande och reducerande förhållanden. Totalt redovisas 19 respektive 58 mätvärden från perioden 2008-2013.



Figur 6b. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för pH och syrgashalt (mg/l) under oxiderande och reducerande förhållanden. Totalt redovisas 19 respektive 58 mätvärden från perioden 2008-2013.



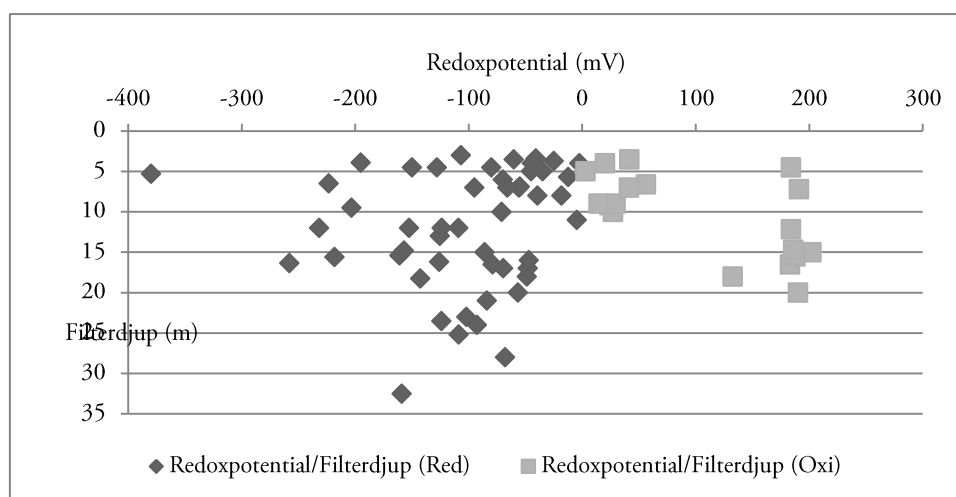
Figur 6c. Korrelation mellan de platsspecifika värdena för syrgashalt (mg/l) och redoxpotential under oxiderande och reducerande förhållanden. Totalt redovisas 19 respektive 58 mätvärden från perioden 2008-2013.

Tabell 6 visar korrelationskoefficient (r) och förklaringsgraden (r^2) för Figur 6a-c.

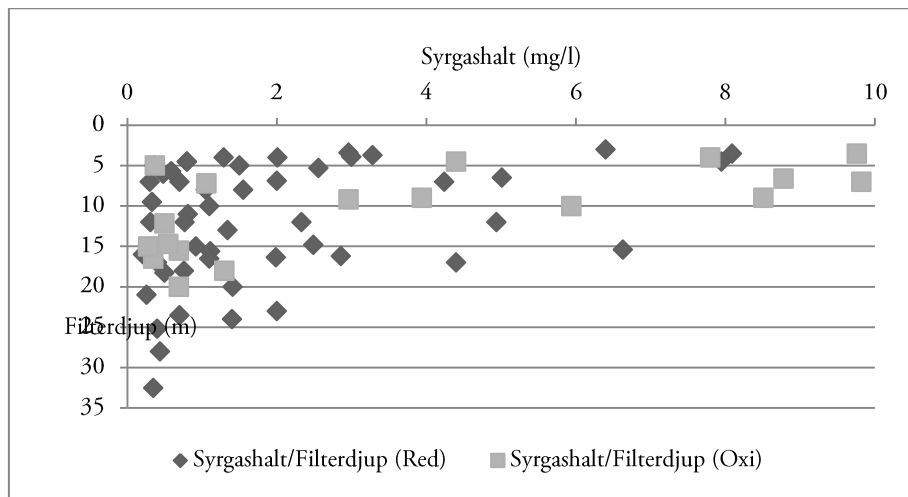
Tabell 6. Till höger redovisas korrelationskoefficient (r) och förklaringsgrad (r^2) för oxiderande förhållanden Figur 6a-c. Beräkningen baseras på totalt 19 värden. Till vänster redovisas korrelationskoefficient (r) och förklaringsgrad (r^2) för reducerande förhållanden Figur 6a-c. Beräkningen baseras på totalt 58 värden.

Figur (oxiderande)	6a	6b	6c	Figur (reducerande)	6a	6b	6c
r	-0,755	0,868	-0,761	r	-0,036	0,463	0,393
r^2	0,570	0,753	0,579	r^2	0,001	0,214	0,155

I Figur 7a och b sätts redoxpotential och syrgashalt i relation till djupet på vattenprovet. Liknande relationer prövades även för pH och konduktivitet utan att någon tydlig korrelation eller trend kunde påvisas.

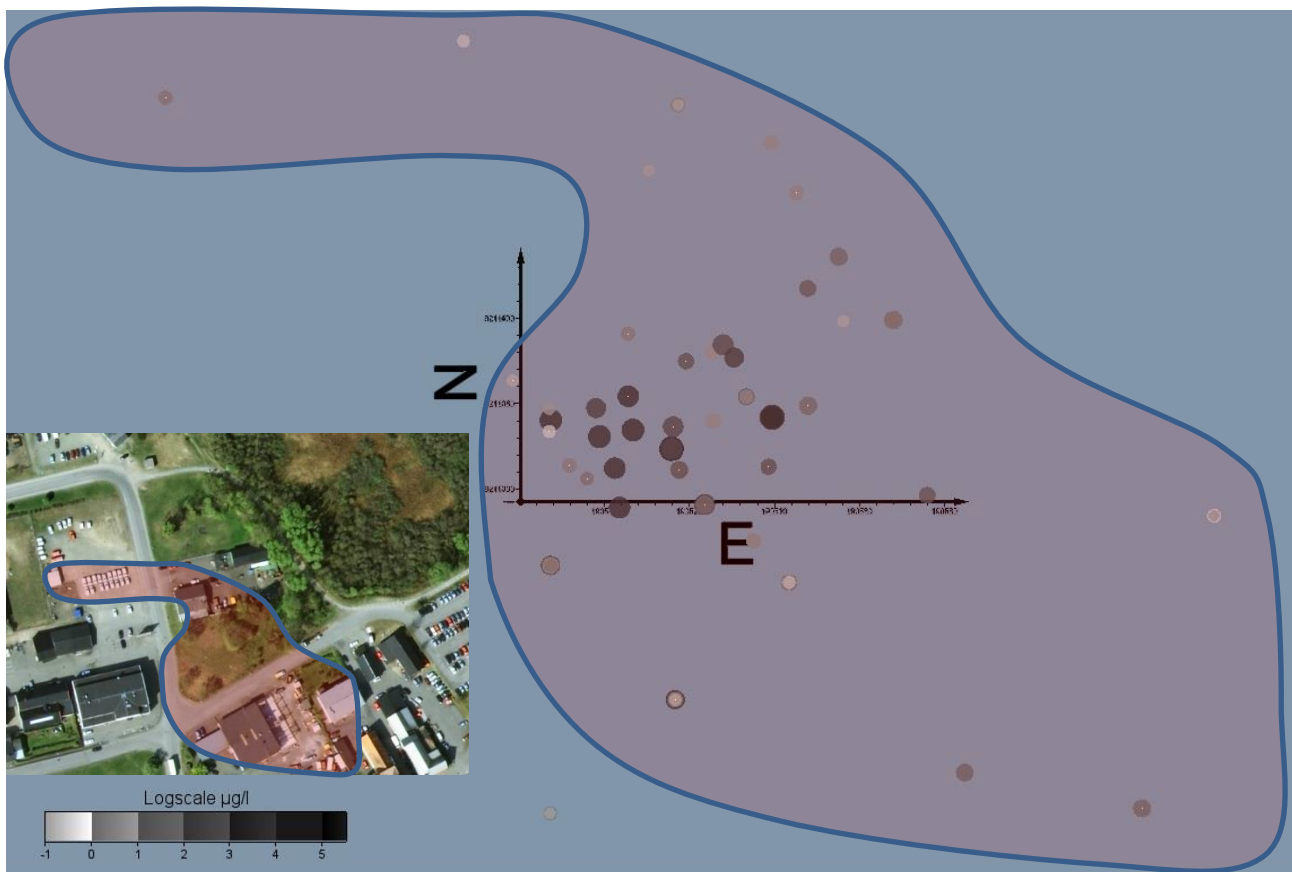


Figur 7a. Filterspetsdjup i meter under markytan i förhållande till redoxpotential.



Figur 7b. Filterspetsdjup i meter under markytan i förhållande till syrgashalt.

I Figur 8 visas föroreningskoncentrationer i grundvattenprover. Värdena är logaritmerade och varje steg i färgskalan motsvarar en ökning med en tiopotens. Varje punkt motsvarar en brunn och är förutom färgskalan även varierande i storlek baserat på föroreningsstorlek. För Figur 8, 9 och 10 representeras axlarnas skärning av stjärnan i Figur 1.



Figur 8. Föroreningskoncentrationer i vattenprov, värdena är logaritmerade och varje steg i färgskalan motsvarar en tiopotens ökning. Axlarnas skärning sker vid koordinaterna 190480.344E och 6211357N. Det rödmarkerade området visar stora delar av föroreningsplymen utbredning baserat på vattenanalyserna.

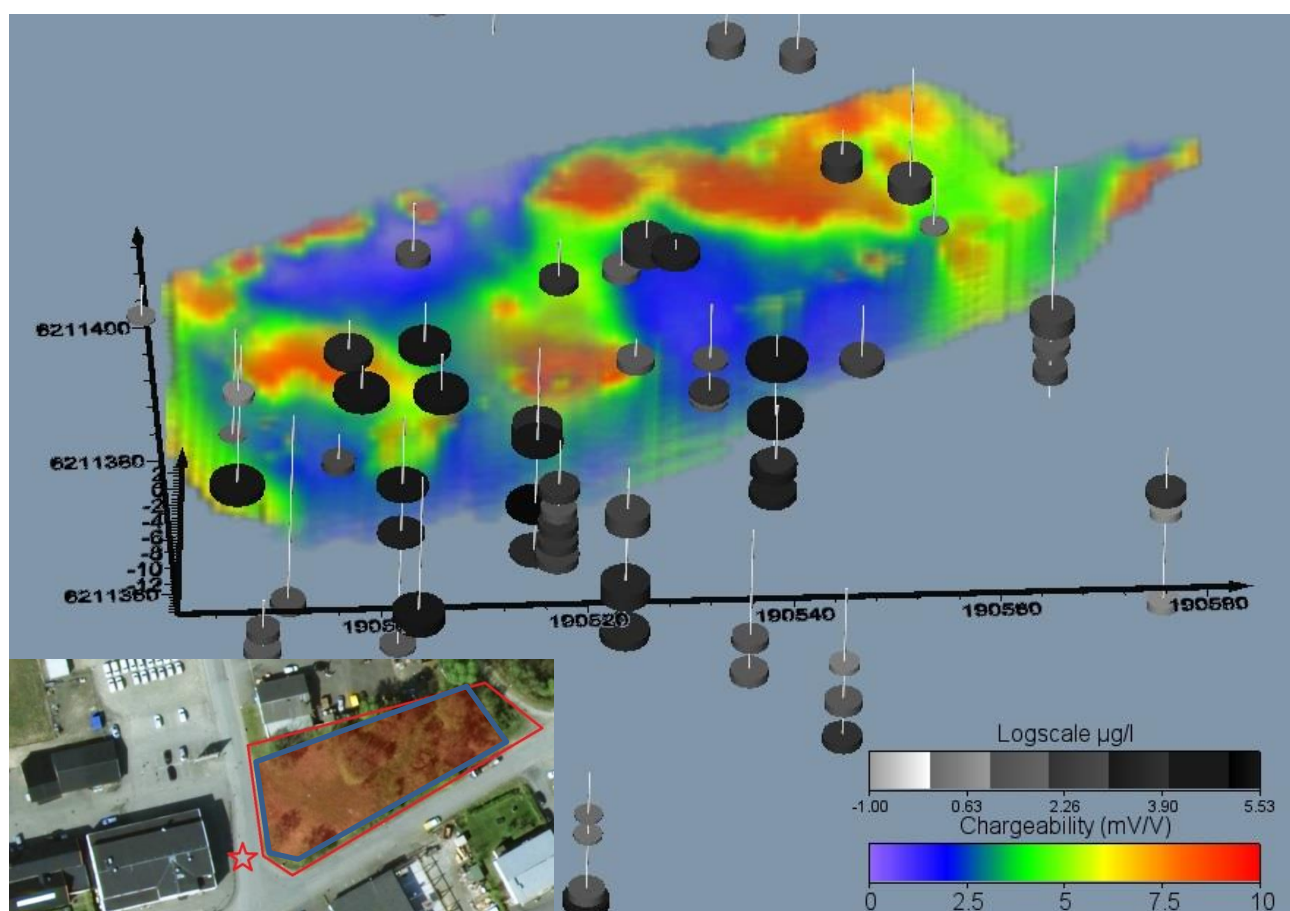
I Tabell 7 återfinns de maximala koncentrationer ($\mu\text{g/l}$) av PCE och nedbrytningskedjan som påträffats i analysvaren och gäller för alla brunnar oberoende av provtagningsår och djup. Totalhalten motsvarar den brunn där

högst sammanlagd föroreningskoncentration påträffats, det vill säga den summan av koncentrationerna i nedbrytningskedjan.

Tabell 7. Maximal föroreningskoncentration i µg/l för ett enskilt vattenprov. Värdena tar ingen hänsyn till provtagningsår eller brunnsdjup.

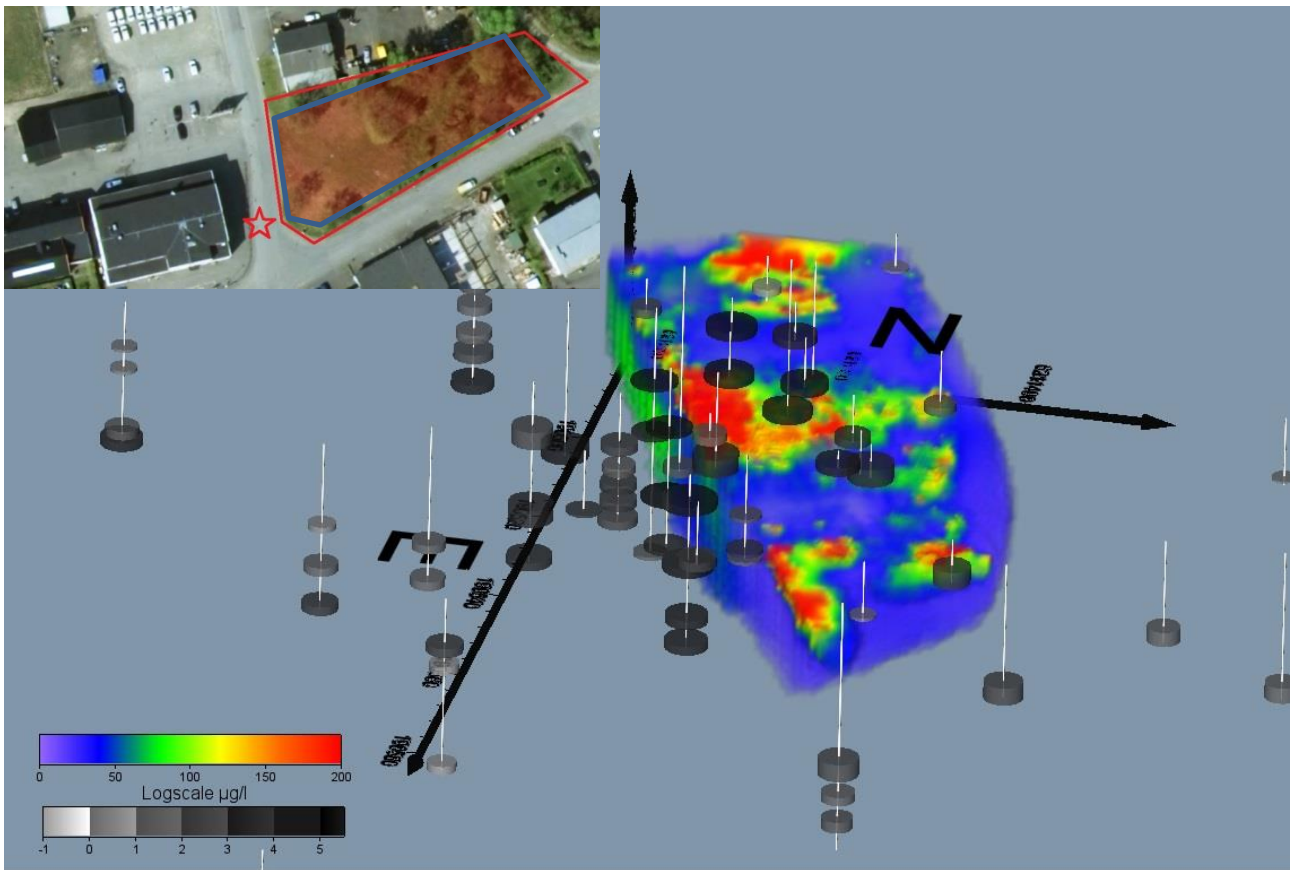
µg/l	PCE	TCE	cDCE	tDCE	1,1-DCE	VC	Totalhalt
Maximal koncentration	280000,00	11000,00	46000,00	180,00	170,00	11000,00	338180,00

Figur 9 nedan redovisar resultat från geofysiska mätningar i tre dimensioner. Det mångfärgade området nedan motsvarar resultat från inducerad polarisation (IP). Föroreningskoncentrationen redovisas i logaritmisk skala och är placerade i djupled efter filterlängd och djup. De elektriska egenskaperna för DNAPLs gör att områden med låg laddning förväntas korrelera med PCE. De vita vertikala strecken visar sträckningen av ett borrhål, storleken på den färgade cylindern motsvarar därmed inte borrhålets storlek.



Figur 9. Resultat från geofysiska mätningar (IP) kombinerat med föroreningskoncentrationer i tre dimensioner. De vertikala vita strecken motsvarar ett borrhål. Föroreningen representeras i gråskala och i varierande storlek i förhållande till förorenings omfattning. Tjockleken på den färgade cylindrarna motsvarar filterlängden. Axlarnas skärning sker vid koordinaterna 190480.344E och 6211357N. En grov bild av det undersökta området visas i den nedre vänstra bilden.

Figur 10 nedan redovisar resultat från geofysiska mätningar i tre dimensioner. Det mångfärgade området nedan motsvarar resultat från resistivitets mätningar. Föroreningskoncentrationen redovisas i logaritmisk skala och är placerade i djupled efter filterlängd och djup. Med tanke på egenskaperna för DNAPLs bör högresistiva områden korrelera väl med höga koncentrationer av PCE.



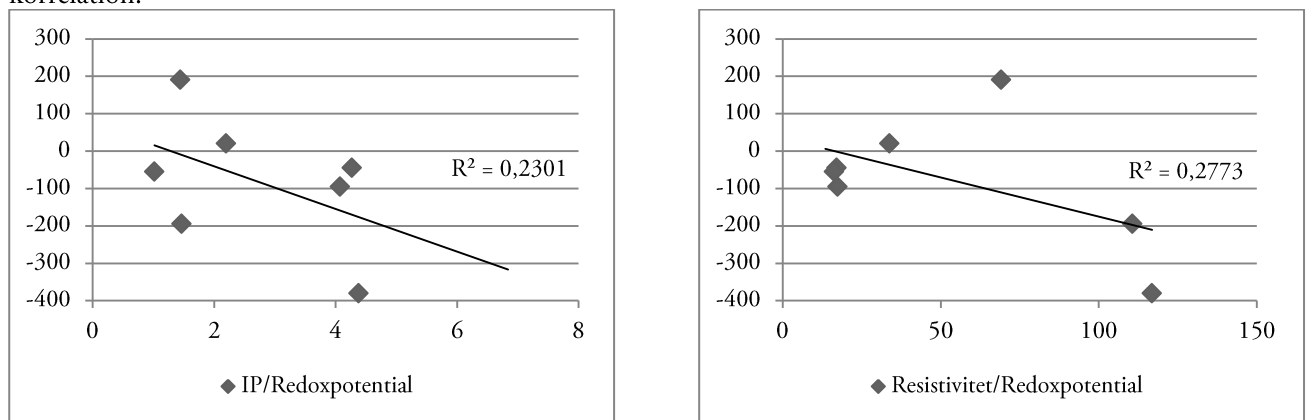
Figur 10. Resultat från geofysiska mätningar av resistivitet kombinerat med föroreningskoncentrationer i tre dimensioner. De vertikala vita strecken motsvarar ett borrhål. Föroreningen representeras i gråskala och i varierande storlek i förhållande till förorenings omfattning. Tjockleken på den färgade cylindrarna motsvarar filterlängden. Axlarnas skärning sker vid koordinaterna 190480.344E och 6211357N. En grov bild av det undersökta området visas i den övre vänstra bilden.

Tabell 8 visar på förklaringsvärdet av korrelationer mellan föroreningshalter och värden för geoelektriska mätningarna av resistivitet och IP. Totalt korrelerades 19 matchande filterlängder, baserat på sammanlagt 95 värden för vardera undersökningsmetod. I Tabell 8 redovisas även förklaringsvärde för de grundvattenkemiska och fysikaliska parametrarna i relation till föroreningskoncentrationerna baserat på 77 värden.

Tabell 8. Tabellen visar förklaringsvärdet för korrelationen mellan föroreningshalter och medelvärdena från matchande punkter från geoelektriska mätningar. Korrelationen bygger på totalt 19 matchande punkter och sammanlagt 95 värden. Tabellen visar även förklaringsvärdet för föroreningshalter i relation till grundvattenkemiska och fysikaliska parameterar, korrelationen är gjord på 77 värden.

R ²	PCE	TCE	cDCE	VC	Total
Resistivitet	0,027	0,002	0,002	0,005	0,018
IP	0,011	0,033	0,150	0,018	0,053
pH	0,002	0,008	0,001	0,005	0,001
Konduktivitet	0,016	0,015	0,015	0,011	0,016
Redoxpotential	0,000	0,009	0,001	0,000	0,002
Syrgashalt	0,000	0,018	0,000	0,002	0,000

Figur 11 visar korrelationen mellan redoxpotential och IP respektive resistivitet baserat på 7 värden. Korrelationer för övriga grundvattenkemiska och fysikaliska parameterar har också genomförts utan att visa på någon stark korrelation.



Figur 11. Korrelation mellan IP respektive resistivitetssignaler. Korrelationen baseras på 7 värden.

Diskussion

Grundvattenkemi

I Tabell 3 jämförs värden för Helge å med de uppmätta medelvärdena för grundvattnet. Värdena för temperatur och pH är i stort sett detsamma. En förväntad avvikelse är syrehalten som förklaras med att ytvattnet är rörligt och står i direkt kontakt till atmosfären. Då inga värden för redoxpotential finns för Helge å kan dessa inte jämföras. För grundvattnet råder generellt reducerande förhållanden. Som visas i Figur 3 är det möjligt att Helge å utgör en positiv hydraulisk gräns. Men med hänsyn till de stora variationer som visas i Figur 4 kan kanske detta förhållande förändras till följd av varierande hydrauliska gradienter.

Med antagandet om att reducerande förhållanden råder i grundvattnet förväntas pH sjunka och konduktiviteten öka till följd av den reductiva dekloreringen där en vätejon och en kloridjon frisätts (McCarty & Criddle, 2012). Med detta i åtanke borde en relation mellan minskat pH och ökad konduktivitet visas, men Figur 5a visar enbart en svag trend utan direkt korrelation. En förklaring till det uteblivna sambandet är antagligen kalkberggrunden i området vilket ger grundvattnet en hög alkanitet och fungerar därmed som buffert (Fitts, 2013). Detta påstående styrks av värdena för vätekarbonat och kalcium i Tabell 4. En ytterligare förklaring kan härledas till kloridjonens inerta egenskaper vilka gör att jonen kan transporteras med grundvattenrörelser (Fetter, 2008).

Samma resonemang där reductiv deklorering av PCE ger upphov till minskat pH gäller även för Figur 5c. Starkare reducerande förhållande (negativ redoxpotential) borde korrelera med minskande pH men uteblir antagligen på grund av grundvattnets buffrande egenskaper. Ytterligare ett samband förväntades mellan redoxpotential och konduktivitet (Figur 5d) där konduktiviteten förväntades öka i relation till mer reducerande förhållanden. Detta då mer reducerande förhållande borde ge upphov till större frisättning av kloridjoner, men uteblir till följd av kloridjonens mobilitet (Fetter, 2008). För korrelationer i Figur 5e och f kunde inte heller några samband eller tydliga trender påvisas.

Ett relativt tydligt samband går däremot att urskilja för Figur 5b mellan ökat pH och ökad syrgashalt. Det är möjligt att detta samband visar på att någon form av nedbrytning sker där syre förbrukas och en sur restprodukt bildas. En generell kommentar för Figur 5a-f är att rådata är något varierande. Ett större dataset med fler mätningar för samma provpunkt vid olika tillfällen hade med stor sannolikhet gett tydligare samband. Trots detta är data generellt av bra kvalitet och resultatet ger troligen en riktig bild av verkligheten.

Skillnaden i medelkonduktivitet mellan grundvatten och Helge å (Tabell 3) är nära på en tiopotens och är av stort intresse då PCE-kedjans nedbrytning ger upphov till kloridjoner, vilket bidrar till en ökad ledningsförmåga. Det råder dock viss osäkerhet kring huruvida den ökade konduktiviteten kan kopplas direkt till nedbrytningen av PCE. Visserligen är medelkonduktiviteten strax över fyra gånger det tillåtna för dricksvatten (Livsmedelsverket, 2001). Men detta är att förvänta då grundvattnet i högre utsträckning än ytvatten står i kontakt med jord och bergmineral som genom jämviktsreaktioner ökar koncentration av joner (Fitts, 2013). Detta styrks av Tabell 4 som visar på höga koncentrationer av kalcium, vätekarbonat och sulfat som troligen härstammar från kalkberggrunden. Medelvärdet för kloridkoncentrationen i grundvattnet är inte onormal utan är i medeltal tjänligt som dricksvatten enligt Livsmedelsverkets föreskrifter (2001).

Oxiderande och reducerande förhållanden

I Figur 6a-c har grundvatten kemiska och fysikaliska parametrar delats upp efter oxiderande och reducerande förhållanden och som Tabell 6a och b visar ökar korrelation och förklaringsvärde något. Figur 6a visar på att med ökat pH minskar oxidationspotentialen, r-värdet (Tabell 6a) visar på en relativt stark negativ korrelation som styrker detta. För reducerande förhållande (Tabell 6b) tycks ingen korrelation kunna påvisas.

I Figur 6b visas hur oxiderande förhållande visar på en stark positiv korrelation, r-värde 0,868, mellan ökat pH och ökad syrehalt (Tabell 6a). Som tidigare nämnt kan detta bero på att syreförbrukande nedbrytning sker med en sur restprodukt. Detta resonemang åsidosätter visserligen tidigare argument kring alkalinitet. Men det är möjligt att alkaliniteten ökar med djupet och att aerob nedbrytning sker mer ytnära. Även för reducerande förhållanden tycks en positiv korrelation föreligga mellan ökat pH och syrehalt.

Figur 6c visar på att under anaeroba förhållanden råder generellt starka oxiderande eller reducerande förhållanden. Med ökad syrehalt tycks skillnaden i redoxpotential minska, trendlinjerna och r-värden visar på en skärning vid en syrehalt kring 9 mg/l.

Figur 7a och b sätter de grundvattenkemiska och fysikaliska parametrarna i relation till filterspetsdjupet. I Figur 7a visas på att djup mindre än 20 meter under markytan inte har någon inverkan på redoxpotential då både starkt oxiderande och reducerande förhållanden påvisas till detta djup. Utifrån den geologiska modellen (Figur 3) tycks detta sammanfalla med bergytans djup, ± någon meter vilket möjligen kan bero på ytligt uppkrossat berg. Baserat på Figur 7b tycks inte djup mindre än 10 meter ha någon inverkan på syrehalten i grundvattnet, möjligen kan detta bero på den närliggande våtmarken i nordöstlig riktning och vattennivå variationerna i Helge å.

En allmän kommentar till dessa figurer är att den grupp av mätningar som visar på hög redoxpotential (cirka 200 mV) under anaeroba förhållanden kan vara påverkade av en provpumpning drygt två månader tidigare. Det är möjligt att syre tillförts akvifären och att den senare mätningen visar på en ett stadie av återhämtning till lägre redoxpotentialer.

Grundvattenkemi i relation till PCE-nedbrytning

Som Tabell 7 visar tycks nedbrytningen av PCE generellt följa kedjan i Figur 2, med andra ord sker nedbrytning främst genom biotisk anaerob reduktiv deklorering. Detta stöds av att nedbrytningsprodukten 1,1-DCE främst bildas vid abiotisk nedbrytning (Fitts, 2013).

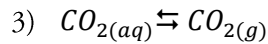
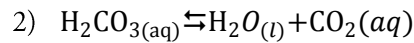
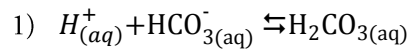
Som visats i resultat är grundvattnets pH nära neutralt (Tabell 3). Enligt en studie av Chen et al. (2001) som undersökt effekten av pH på abiotisk reduktiv deklorering av TCE inverkar ett neutralt pH positivt på nedbrytningen. Optimal effekt av pH uppnås vid omkring pH 4,9 och med närvaro av nollvärt järn. Det bör tilläggas att Chen et al. (2001) resultat är baserat på labbförsök och att eventuella sido- eller synergieffekter av ett lägre pH under verkliga förhållanden inte utvärderats.

Även för biotisk nedbrytning anses ett neutralt pH vara av godo. Robinson et al. (2009) menar på att ett pH > 6,5 är viktigt för att säkerställa nedbrytning av PCE. Ifall både abiotisk och biotisk nedbrytning kan påvisas i Kvarteret Färgaren verkar området ha goda förutsättningar för stimulerad nedbrytning av PCE (Kinsella, Summerly, Andrus, & I. Richard, 2013).

Oxiderande och reducerande förhållande

Om vi bortser från eventuell påverkan av provpumpningar visar Figur 6c att både oxiderande och reducerande förhållande förekommer vid låga syrehalter (<2mg/l). I enlighet med Figur 2 kan därmed inte anaerob oxidation av cDCE och VC uteslutas (Englöv, et al., 2007). Restprodukter bli då koldioxid (CO₂), väteprotoner (H⁺) och kloridjoner (Cl⁻).

Med hänsyn till den höga alkaliniteten i området bör den eventuella bildningen av koldioxid och väteprotoner sättas i relation till kolsyrasystemet. Baserat på pK_a-värden för kolsyrasystemet bör huvuddelen av all kolsyra (H₂CO₃) föreligga om vätekarbonat (HCO₃⁻) (Fitts, 2013). Vid nedbrytning av klorerade alifater kommer väteprotoner frisättas och pH sjunka, varpå fördelningen mellan vätekarbonat och kolsyra förskjuts mot större andel kolsyra (1). Kolsyran står i sin tur i jämvikt med den vattenlösta koldioxiden, denna reaktion är förskjuten åt höger (2) (Fitts, 2013). Slutligen står den lösta koldioxiden i jämvikt med koldioxiden i atmosfären (3). Tillförs då ytterligare koldioxid från nedbrytning och kolsyrasystemets jämviktsreaktion kommer troligen koldioxid avgå i gasfas vilket bidrar till att förstärka de anaeroba förhållandena.



Det är möjligt att denna reaktion även påverkar lösligheten av andra mineral och salter. Detta resonemang stryks av Robinson et al. (2009) som visar att även i områden med hög alkalinitet, kan den naturliga bufferten begränsas av mineralers löslighet.

Även den reduktiva dekloreringen ger upphov till kloridjoner och väteprotoner och till viss del bör inverkan från ökad koncentration protoner ge samma effekt som i reaktionerna 1-3 ovan. Men då ingen bildning av koldioxid sker vid nedbrytningen ger troligen denna nedbrytningsväg upphov till mindre mängd koldioxid i reaktion 3. Likaså kan abiotisk anaerob oxidativ nedbrytning ge upphov till acetylen bildning vid nedbrytning av PCE och TCE. Acetylen kan lösa sig i vatten men mest troligt är att även denna att anta gasfas.

Förorening och geofysik

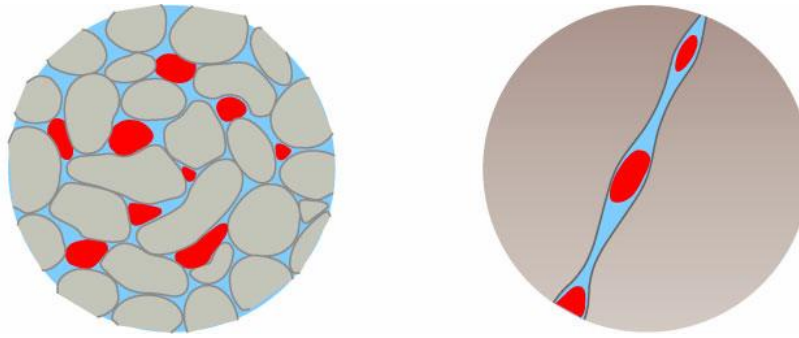
Som resultatet från Voxler visar tycks höga föroreningskoncentrationer visuellt korrelera bra med låga IP och höga resistivitetsvärden, i Tabell 7 visas dock motsatsen. En svaghet i korrelationen är urvalet av matchande punkter, det råder en viss osäkerhet kring hur stor volym ett enskilt vattenprov kan sägas motsvara. Vid filterlängd om 2 meter och ett urval om drygt 2x2 meter, representerar det enskilda vattenprovet en volym om 8 m³. Det är inte omöjligt att analysvaren kan tänkas motsvara denna volym. Ofta omsätts ett par brunnsvolym vatten innan provtagning varpå vatten tags från omgivningen. Därutöver har ingen hänsyn tagits till att flera geofysiska värden kan finnas representerade för flera olika vattenprov.

Att utifrån geofysiska undersökningar dra slutsatser kring spridning och utbredning av DNAPLs, med avseende på PCE och TCE är något som fastslagits som problematiskt. Bland annat anses föroreningens ålder och den förorenade jordartens karaktär ha stor inverkan på de geofysiska resultaten (Cardarelli & Filippo, 2009)

Som Figur 11 visar kan en förhållandevis bra korrelation mellan redoxpotential och de geoelektriska mätningarna påvisas. Antalet värden är dock få och huruvida korrelationen kan förväntas bli bättre eller sämre med ett större dataset kan ifrågasättas och är en brist i rådata. Därutöver finns en tidsvariation i mätningarna som kan påverka korrelationen. Oavsett finns här ett möjligt samband som bör undersökas vidare. Att framförallt redoxpotential tycks korrelera bra styrks av Naudet et al. (2004) som menar på att skillnad i redoxpotential fungerar som drivkraft till polarisation. Naudet et al (2004) visade även på att resistivetsmätningar korrelerade väl med uppmätt konduktivitet i vatten, något som inte kunnat påvisas i Kv. Färgaren. Kritik mot Naudet et al. studie är huruvida den är tillämpbar på ett område likt Färgaren då studien är genomförd vid en avfallsdeponi. Det är därmed möjligt att både föroreningskoncentration och jonhalter i lakvatten är betydligt högre än de som uppmätts vid kvarteret Färgaren och att till följd av detta är en lägre korrelation är att vänta. Resonemanget kring de elektriska parametrarna inverkan på de geofysiska mätningarna styrks av Minsley et al. (2007).

För resistivitet verkar en ökad alkalinitet bidra till minskat motstånd enligt Chambers et al. (2010). Något som ytterligare tycks påverka resultatet från resistivitet mätningar är avståndet mellan borrhål. Ett område som Kv. Färgaren med ett stort antal borrhål tätt inpå varandra inverkar troligen negativt på resistivitets mätningar (Chambers, et al., 2010)

En ytterligare förklaring till de utblivna korrelationerna kan vara det faktum att nedbrytning och transport av föroreningen efterlämnar residualer i porsystem (Figur 12). Det är även möjligt att porsystemet i vissa delar av området är mättat på fri fas PCE. Detta förändrar både formen och volymen på porerna och har visat sig ge effekter på IP-mätningar (Shefer, Schwartz, & Furman, 2013).



Figur 12. Fri fas av DNAPLs som kvarlämnats efter att den huvudsakliga föroreningen transporterats vidare. Till vänster visas ”inlåsta” rester i en vattenmättad sand och till höger i en vattenmättad spricka (Englöv, et al., 2007).

Generella brister och felkällor

Som tidigare nämnt i texten bygger detta arbete på data som samlats in i en databas. En stor brist i denna data är variationen i information kring under vilka förhållande som prov samlats in. Detta visar sig bland annat för några av redoxmätningarna, där en avvikande grupp som visar på anaeroba oxidativa förhållande antagligen är påverkade av en tidigare provpumpning (Martinsson, 2013). Därutöver installerades ett flertal nya grundvattenrör samtidigt som en del brunnar provtogs (COWI A/S, 2013).

Därutöver finns en tidsaspekt som inte tagits i beaktning vid korrelationer, prov har samlats in under 2008-2013. De geofysiska undersökningarna genomfördes kring årsskiftet 2013/2014. Således kan nedbrytning och transport av föroreningen skett. Det är även möjligt att det skett förändringar i de platsspecifika kemiska och fysikaliska förhållandena.

Trots dessa brister och osäkerheter kan resultatet anses trovärdigt. Resultatet utgör en god grund för vidare undersökningar och visar på vikten av enhetlig metodik vid vattenprovtagning.

Miljövetenskaplig relevans

Som resultatet och tidigare diskussion avhandlat pågår nedbrytning av PCE. Nedbrytningen ger i sin tur upphov till ett flertal nedbrytningsprodukter som tillsammans med modersubstansen återfinns i både höga koncentrationer och över stora volymer jord. I nuläget tycks inte några tecken finnas på att närliggande vattentäkter påverkas. Men det är inte orimligt att föroreningen slutligen kan nå Helge Å. Ifall detta sker kan flertalet negativa effekter uppstå på både människa och ekosystem. Det är inte heller orimligt att PCE och nedbrytningsprodukterna kan bundit in till torvlager i våtmarken nordöst om området.

Efterbehandling

Vid efterbehandling bör förutom de lokala förutsättningarna även eventuell miljöpåverkan tas i beaktning vid val av metod. I en studie av Lemming et al. (2012) delas miljöpåverkan från ett TCE förorenat område och efterbehandlingen in i primär och respektive sekundär miljöpåverkan. Den primära miljöpåverkan orsakas av förorening i sig själv, den sekundära av effekterna som uppstår vid försök till efterbehandling. Studien undersöker fyra olika in-situ efterbehandlingsmetoder ur ett livscykelanalys-perspektiv (LCA). Metoderna innefattar hög och låg stimulerad reduktiv deklorering, kemisk oxidation och lång övervakning av grundvatten med eller utan filtrering med aktivt kol. Lemming et al. (2012) visar i stort att de metoder som ger en lång/större primär miljöpåverkan ger en mindre sekundär miljöpåverkan. Det vill säga en tidseffektiv och resurskrävande efterbehandlingsmetod ger upphov till mindre primär miljöpåverkan men större sekundär påverkan. Undantaget är övervakning utan filtrering som inte ger upphov till sekundär miljöpåverkan, dock bidrar metoden med primär miljöpåverkan under en längre tid än övriga alternativ (Lemming, et al., 2012).

Gällande efterbehandling bör även det faktum att alla behandlingsmetoder har begränsningar sättas i relation till de lokala förutsättningarna. Något som Stroo et al. (2012) summerar och fäster stor vikt vid är att framförallt vid behandling av DNAPLs så finns en risk att residualer kvarlämnas i lågpermeabla zoner och orsakar långlivande läckage (Figur 12). Därmed kan den primära miljöpåverkan kvarstå även efter genomförd behandling. Likt Lemming et al. (2012) pekar även Stroo et al. (2012) ut sekundär miljöpåverkan som ett problem, exempelvis vid in-situ biobehandling som genom pH-sänkning kan ge upphov till urlakning av metaller. Sammanfattningsvis betonar Stroo et al. (2012) behovet av adaptiv och integrerad handledning och tillämpning av behandlingsmetoder för ett lyckat resultat, vilket ges uttryck för i följande citat;

“Challenges remain, however, particularly at complex sites that are difficult to characterize and where prolonged treatment and/or multiple technologies have failed to achieve remedial goals. Many DNAPL sites still cannot be restored to regulatory criteria within a few years or within a “reasonable time frame” (often considered roughly 30 years), and therefore will require long-term management”. – Stroo et al. (2012)

Med stöd av detta citat anser jag diskussionen kring primär och sekundär miljöpåverkan kring förorenade områden och efterbehandling som högst relevant och inte minst aktuell.

Politik

Då nedbrytning och spridning av PCE-kedjan pågår i Kv. Färgaren visar detta på vikten att ur ett politiskt perspektiv lyfta frågan kring de förorenade områdenas inverkan på dricksvattenkvalitet. För att kontrastera så finns det idag omkring 82 000 förorenade områden i Sverige, antal områden där behandling pågår eller är avslutad uppgår 2013 till cirka 3200 stycken. Lägg därtill eventuella mörkertal och föroreningsproblematiken växer. Två svenska miljömål En giftfri miljö och Grundvatten av god kvalitet är i detta avseende nära sammanhängande, vilket inte minst visats av föroreningsspridningen ifrån Färgaren 3. En ytterligare gemensam nämnare för då båda miljömålen är de skall vara uppnådda till år 2020, något som idag bedöms orimligt (Miljömål.se, 2014). Med detta sagt och med ett riksdagsval i antågande, ta diskussionen med ditt parti.

Slutsatser

Korrelerar PCE föroreningen med geofysiska undersökningar och vilken påverkan har de rådande kemiska förhållanden i grundvattnet? Hur inverkar detta på föroreningens spridning?

Föroreningen tycks inte korrelera väl med de geofysiska mätningarna. I stort kan tre anledningar till att korrelationen uteblir identifieras;

1. Tidsvariationen i rådata (redoxpotential, pH med flera) ger ingen korrekt nulägesbild. Detsamma gäller även föroreningskoncentration. Dessutom saknas fyllständig information kring grundvattenkemiska och fysikaliska parametrar för några brunnar som korrelerar med geofysiska undersökningar.
2. Urvalet av provpunkter som korrelerar med geofysik kan vara bristande och ge en felaktig bild. En mer exakt och standardiserad metod för urval av punkter är att föredra.
3. Biologisk nedbrytning av PCE och de grundvattenkemiska och fysikaliska parametrarna kan inverka på signalerna från geofysik (Naudet et al., 2004). Därigenom skapar avvikelser från det förväntade som inte hanterats inom ramen för detta arbete.

Vilka geologiska och hydrogeologiska faktorer inverkar på föroreningstransporten?

Som visas i resultat sker spridning av PCE och nedbrytningsprodukterna i huvudsakligen två riktningar, sydöstlig och nordvästlig riktning. Området är stark påverkat av kringliggande industriers pumpning av grundvatten vilket kan påskynda transport och spridning av förorening (Engdahl, et al., 2011). Geologin i området är komplex och det råder en viss osäkerhet kring bergytans egenliga djup och form.

Utifrån de ovan nämnda frågorna diskutera kring lämpliga saneringsåtgärder.

Med tanke på föroreningens spridning och de geologiska förutsättningarna anser jag att efterbehandlingen bör baseras på in-situ metoder. De lokala förhållandena tycks vara lämpliga för att stimulera och öka den pågående nedbrytningen. Liknande åtgärder bör även riktas mot föroreningsplymen vilken har betydligt större sträckning.

Även ifall stora mängder förorening tycks finnas kvar inom fastigheten och kan avlägsnas genom schaktning bör stor försiktighet iakttas. Schaktning kommer att kräva påverkan på grundvattenförhållandena och kan ge upphov till stora mängder förorenat vatten.

Rekommendationer

I korthet kan rekommendationerna baserat på erfarenheter från detta arbete summeras till följande. Vid genomförandet av geofysiska undersökningar bör parametrar som redoxpotential, konduktivitet, pH med mera mätas med flödescell i direkt anslutning till den undersökningen. På så sätt kan förhoppningsvis relationer mellan exempelvis IP och redoxpotential förtydligas och därmed hanteras. Dessutom bör ytterligare undersökningar göras kring effekterna av fri fas DNAPL i porutrymmen på geoelektriska mätningar.

Vid urval av korrelerande punkter mellan grundvattenprover och geofysik bör en bättre metod utarbetas. För att hantera den ibland bristande matchningen kan möjligen värden slumpas fram med hjälp av en Monte Carlo-simulering.

För att råda klarhet ifall anaerob oxidation förekommer som nedbrytningsväg bör analys av förekomst av gaser i grundvatten göras. Förutom att bringa klarhet i de reducerande och oxiderande förhållandena kan denna typ av analys även ge en tydligare och bättre bild av den pågående nedbrytningen.

Tackord

Charlotte Sparrenbom – Geologiska institutionen Lunds Universitet

Sara Johansson – Teknisk geologi Lunds Tekniska Högskola och Tyrens Malmö

Referenser

- Ajo-Franklin, J. B., Geller, J. T., & Harris, J. M. (2006). A survey of the geophysical properties of chlorinated DNAPLs. *Journal of Applied Geophysics* (59), 177-189.
- Cardarelli, E., & Filippo, G. D. (2009). Electrical resistivity and induced polarization tomography in identifying the plume of chlorinated hydrocarbons in sedimentary formation: a casestudy in Rho (Milan – Italy). *Waste Management & Research*, 27(6), 595-602.
- Chambers, J., Wilkinson, P., Wealthall, G., Loke, M., & Dearden, R. (2010). Hydrogeophysical imaging of deposit heterogeneity and groundwaterchemistry changes during DNAPL source zone bioremediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43-61.
- Chena, J.-L., Al-Abed, S. R., Ryan, J. A., & Li, Z. (2001). Effects of pH on dechlorination of trichloroethylene by zero-valent iron. *Journal of Hazardous Materials*, B83, 243–254.
- COWI A/S. (2013). *Färgaren 3, Kristianstad. Resultatrapport – Detaljerade miljötekniska undersökningar. A039245*. Kongens Lyngby: COWI A/S.
- Engdahl, D., Follin, S., Larsson, N., Wrene, R., & Bank, A. (2011). *Före detta kemtvätt Färgaren 3. Rapport - Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning. Uppdragsnummer: 314881*. Stockholm: Hifab AB, Miljöteknik.
- Englöv, P., Cox, E. E., Durant, N. D., Dall-Jepsen, J., Jørgensen, T. H., Nilsen, J., & Törneman, N. (2007). *Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. Rapport 5663*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Fetter, C. W. (2008). *Contaminant hydrogeology - second edition*. Long Grove: Waveland Press.
- Fitts, C. R. (2013). *Groundwater Science (Second edition)*. Waltham: Academic Press.
- Hifab AB. (2010). *F D Kemtvätt Färgaren 3 Kristianstad kommun. Resultatrapport - Detaljerade miljötekniska undersökningar. 314881*. Stockholm: Hifab AB.
- Jonasson, K., & Lindqvist, M. (2007). *Inventering av potentiellt förorenade områden inom Långebro industriområde i Kristianstad*. Skåne: Länsstyrelsen.
- Kinsella, K., Summerly, E. A., Andrus, S. M., & I. Richard, J. (2013). Rapid Cleanup of Chlorinated Solvent Source Zones: Synergies Between Chemical and Biological Degradation. *Remediation*, 21-29.
- Länsstyrelsen. (2010). *PM, Inventering av förorenade områden MIFO Fas 1. Kemtvättar Kronobergs län*. Växjö: Länsstyrelsen Kronobergs län.
- Lemming, G., Chambon, J. C., Binning, P. J., & Bjerg, P. L. (2012). Is there an environmental benefit from remediation of a contaminated site? Combined assessments of the risk reduction and life cycle impact of remediation. *Journal of Environmental Management*, 112(112), 392-403.
- Livsmedelsverket. (2001). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30*. Stockholm: Livsmedelsverket.
- Martinsson, S. (2013). *Provpumpning Färgaren 3, uppdrag 246236*. Kristianstad: Tyrens AB.
- McCarty, P. L., & Criddle, C. S. (2012). Chemical and biological processes: The need for mixing. i P. K. Kitanidis, & P. L. McCarty, *Delivery and Mixing in the Subsurface: Processes and Design Principles for In Situ Remediation* (ss. 38-52). New York: Springer.

- Minsley, B. J., Sogade, J., & Morgan, F. D. (2007). Three-dimensional self-potential inversion for subsurface DNAPL contaminant detection at the Savannah River Site, South Carolina. *Water Resources Research*, 43 (4).
- Naturvårdsverket. (1999). *Metodik för Inventering av Förorenade Områden. Rapport 4918*. Stockholm: Naturvårdsverket Förlag.
- Naturvårdsverket. (den 07 05 2014). *Miljömål.se*. Hämtat från Den svenska miljömålsportalen: <http://www.miljömål.se/> den 07 05 2014
- Naudet, V., Revil, A., Rizzo, E., Bottero, J.-Y., & Bégassat, P. (2004). Groundwater redox conditions and conductivity in a contaminant plume from geoelectrical investigations. *Hydrogeology and Earth System Sciences* 8(1), 8-22.
- Rammamoorthy, S., & Ramamoorthy, S. (1997). *Chlorinated organic compounds in the environment*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Robinson, C., Barry, D., McCarty, P. L., Gerhard, J. I., & Kouznetsova, I. (2009). pH control för enhanced reductive bioremediation of chlorinated solvent source zones. *Science of The Total Environment Vol. 407* (16), 4560–4573.
- Shefer, I., Schwartz, N., & Furman, A. (2013). The effect of free-phase NAPL on the spectral induced polarization signature of variably saturated soil. *Water Resources Research*, Vol. 49., 6229–6237.
- Sparrenbom, C., Åkesson, M., Virgin, H., Dahlqvist, P., Gustafsson, M., Sjöstrand, K., . . . Persson, K. M. (2014, 01 02). "Sverige måste bli bättre på att kontrollera dricksvattnet". *Dagens Nyheter*.
- Stroo, H. F., Leeson, A., Marqusee, J. A., Johnson, P. C., Ward, C. H., Kavanaugh, M. C., . . . Unger, M. (2012). Chlorinated Ethene Source Remediation: Lessons Learned. *Environmental science and technology* 46 (12), 6438-6447.
- United States Environmental Protection Agency. (2000). *Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. EPA 542-R-00-008*. Cincinnati: U.S. EPA National Service Center for Environmental Publications.
- Wettemark, C. (den 22 04 2013). *Vattenriket Kristianstad*. Hämtat från Helge ånline: <http://www.vattenriket.kristianstad.se/helgea/>



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för klimat- och miljöforsk-
ning
Ekologihuset
22362 Lund