

Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS?

Lina Adeen

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 545
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2018

Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS?

Kandidatarbete
Lina Adeen

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2018

Innehåll

1 Bakgrund	7
2 Syfte/ Frågeställning	7
3 Undersökningsområdets geologi och hydrogeologi	8
4 Tidigare undersökningar	9
5 Beskrivning av PFOS historia, användning, egenskaper	10
6 Metod	11
6.1 Beskrivning av resistivitet och resistivitetmätningar	11
6.2 Beskrivning av IP- effekt och IP-mätningar	12
6.3 Normaliserad IP	13
7 Utförande	14
Mätlinje 1:.....	15
Mätlinje 2:.....	15
Mätlinje 3:.....	16
Mätlinje 4:.....	16
Mätlinje 5:.....	16
8 Modellering	17
9 Resultat	17
Mätlinje 1:.....	17
Mätlinje 2:.....	18
Mätlinje 3:.....	19
Mätlinje 4 Gradient uppställning:	19
Mätlinje 4 Dipol- dipol uppställning:.....	20
Mätlinje 5:	20
9.1 Fence- diagram	21
10 Felkällor	23
11 Diskussion	23
12 Slutsatser	24
13 Tackord	24
14 Referenser	25

Omslagsbild: Egentagen bild från utförd undersökning.

Pilotförsök att kartlägga PFOS med de geofysiska metoderna resistivitet och IP.

LINA ADEEN

Adeen, L., 2018: Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS?. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr.545 , 25 sid. 15 hp.

Sammanfattning:

PFOS (Perfluoroktansulfonat)-föreningar har hittats på många ställen i Sverige och i resten av världen, därför finns det ett stort intresse och behov av att kunna kartlägga föreningarna med fler metoder än vad som finns tillgängligt i dagsläget. Det här examensarbetet har som syfte att undersöka resistivitets- och IP (induced polarization)-mätningars lämplighet att kartlägga PFOS vid en brandstation i Vellinge kommun, i Skåne. Ett andra syfte är att få en mer information om geologi och hydrogeologi inom området för att kunna bedöma spridningsrisker i framförallt grundvatten. Det har konstaterats vid fyra miljötekniska undersökningar utförda av Miljöfirman AB att det finns en PFOS- föreningen belägen i mark och grundvatten runt brandstationen. Mätningar med multielektroduppställningar utfördes för både resistivitet och IP. Fältdata modellerades sedan i programmen Res2dinV och Erigraph. Resistivitetsmätningarna visar att de översta tio meter av markprofilen består av sand som stämmer väl överens med SGU:s brunnsarkiv, jordartskarta och tidigare utförda miljötekniska markundersökningar. IP- data representeras både som IP- och normaliserad IP- sektioner. Anomalier observeras i både IP och normaliserad IP, och vissa anomaliers lägen sammanfaller med de provpunkter där högst koncentrationer av PFOS har hittats vid provtagning av grundvatten.

Inom undersökningsområdet har anomalier hittats som skulle kunna vara PFOS men mer undersökningar krävs för att det ska kunna säkerställas. Att se resistivitets- och IP- mätningar som en metod som kan ersätta dagens provtagningsteknik för kartläggning av PFOS är inte sannolikt, men resistivitet- och IP- mätningarna skulle kunna vara ett viktigt verktyg och hjälpmedel för att hitta vart vidare undersökningar med andra metoder ska fokuseras. Resistivitetsmätningarna visar att undersökningsområdets 10 översta m av markprofilen består av sand, vilket medför att risken för föroreningsspridning är stor, då sand är en genomsläpplig jordart.

Nyckelord: Resistivitetsmätningar, IP, Geofysik, PFOS, PFAS

Handledare: Håkan Rosqvist

Ämnesinriktning: Geologi

Lina Adeen, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: nat12len@student.lu.se

A first try to use resistivity and IP to detect PFOS

LINA ADEEN

Adeen, L., 2018: Is it possible to detect PFOS pollution with the geophysical methods resistivity and IP? .
Dissertations in Geology at Lund University, No. 545, 25pp. 15 hp (15 ECTS credits) .

Abstract:

Pollution of PFOS (Perfluorooctane sulphonate) have been found at many sites in Sweden, but also in many other places worldwide. Because of the widespread distribution of PFOS there is a great interest and a great need to find new methods to map PFOS pollution. The purpose of this Bachelor thesis is to investigate if resistivity- and IP (induced polarization)- measurement can be used to find PFOS-pollution at a fire fighting facility in Vellinge, Sweden. Another purpose is to get more information about the geology and hydrology in the studied area, to get more information about how and if the pollution can travel and spread with the groundwater. Miljöfirman AB have made four environmental investigations, in which PFOS pollution in soil and groundwater have been detected around the firefighting facility. Measurement with multi electrode configurations have been made for both resistivity and IP. The measured field data was then modeled in the programs Res2dinV and Erigraph. The resistivity measurement correlates well with the information from SGU:s well archive, soil map and earlier environmental investigations made by Miljöfirman AB. IP- data is shown as sections in both IP- and normalized IP- sections. Some of the measured anomalies in the IP- and normalized IP- sections are coinciding with the places where the highest concentrations of PFOS have been found in groundwater samples.

Within the research area anomalies have been found that could represent the PFOS- pollution, but with the information available today its not possible to draw any conclusions if that is the case. More investigations of the resistivity- and IP measurements ability to map PFOS is necessary to be able to draw any certain conclusions. To think that resistivity and IP- measurement are going to be able to replace the methods used today is not likely, but they could give valuable information about where to focus investigations to map PFOS with other methods. The resistivity measurements shows that the top 10 m of the ground in the studied area constitutes of sand which is a permeable soil type, therefore is the risk of spreading the PFOS pollution considerable.

Keywords: Resistivity, IP, Geophysics, PFOS, PFAS.

Supervisor(s): Håkan Rosqvist

Subject: Geology

Lina Adeen, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: nat12len@student.lu.se

1 Bakgrund

Undersökningsområdet utgörs av en fastighet där en brandstation i Vellinge kommun i Skåne är belägen, i kvarteret Skanör (se fig. 1. nedan). Även angränsande fastigheter ingår i undersökningsområdet då eventuell förorenings-spridning undersöktes. Inom brandstationens verksamhet har släckningsarbete utförts med brandskum innehållande PFOS (Perfluoroktansulfonat) någon enstaka gång på asfaltsplanen framför byggnaden. Verksamheten har pågått på brandstationen sedan den byggdes år 1973 enligt brandstationens platschef Michael Tegnér. Den största spridningen av PFOS har enligt Tegnér skett genom spill av brandskum vid rengöring av utrustning eller då man kontrollerat att brandsläckningsutrustningen fungerat som den ska. Tegnér berättar också att all användning av brandskum innehållande PFOS avslutats då förbudet mot brandskum innehållande PFOS infördes år 2011 (personlig kommunikation Michael Tegnér). En utbyggnad av brandstationen för garage till utryckningsfordon planeras där det idag finns en asfaltsplan framför brandstationen (se fig. 2. nedan). Fyra miljötekniska markundersökningar har utförts av Miljöfirman Konsult Sverige AB (Miljöfirman AB) med Vellinge Kommun som uppdragsgivare (Karlström 2016:1). Undersökningsområdet har ansetts lämpligt för pilotförsöket att kartlägga PFOS-förorening med IP- (Induced polarization) och resistivitetsmätningar då

geologin i det över 10 metrarna (m) av markprofilen är ovanligt homogen, och utgörs till allra största delen av postglacial sand (se fig. 1.). Det underlättar vid tolkning om vad olika mätvärden står för, och om det är möjligt att man kan se förorening då geologin är homogen. PFOS-föroreningar har hittats på många ställen i Sverige och i resten av världen, därför finns det ett stort intresse och behov av att kunna kartlägga föroreningarna.

2 Syfte/ Frågeställning

Det här projektet har som syfte att undersöka och utvärdera om det är möjligt att kartlägga förorening av PFOS vid en brandstation i Vellinge kommun med de geofysiska metoderna resistivitet och IP. Det här kan vara det första försöket någonsin att använda resistivitet och IP för att hitta PFOS i mark och grundvatten, således syftar det här examensarbetet att utreda resistivitets och IP:s lämplighet för undersökning av PFOS-förorening. Ett ytterligare syfte är att skapa en bättre förståelse för föroreningens förekomst och förutsättningar för spridning, genom bättre kunskap om undersökningsområdets geologi och hydrogeologi med hjälp av resistivitets- och IP-mätningar. Frågeställningen som det här examensarbetet syftar till att utreda är: Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS?

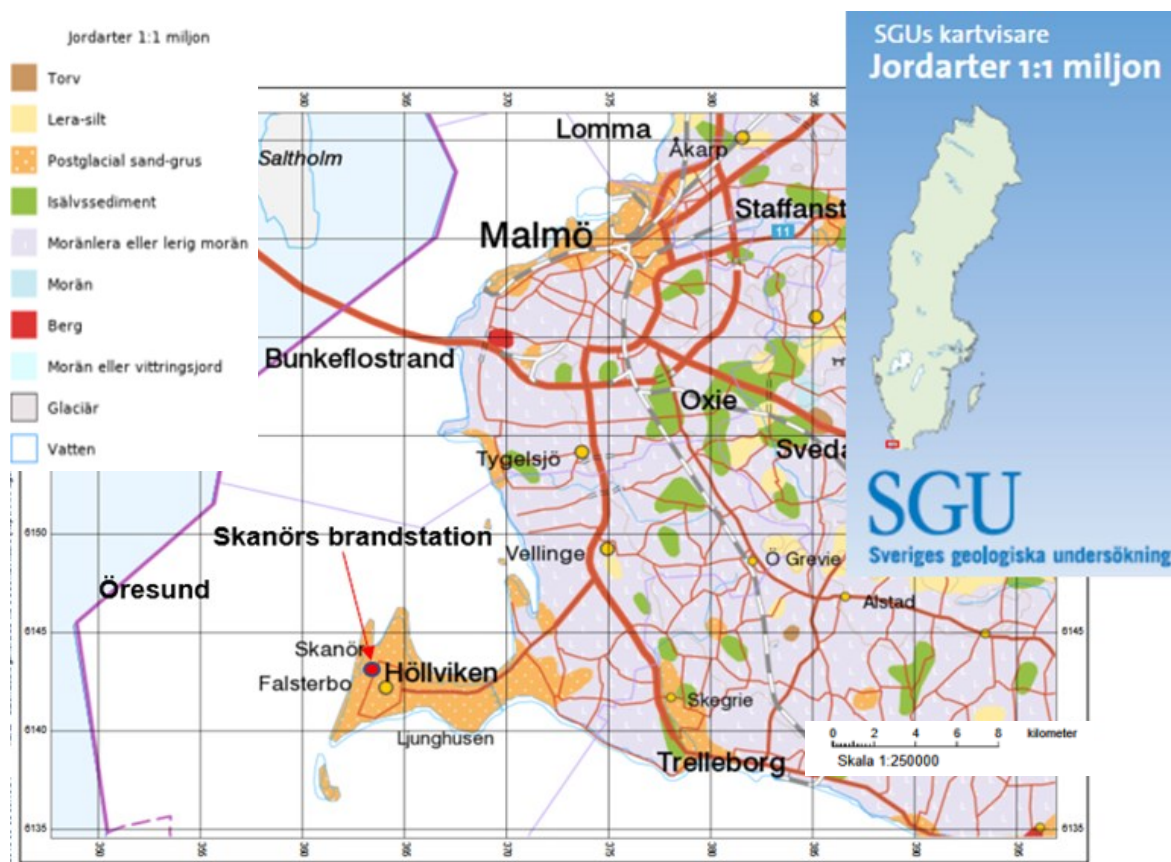


Fig. 1. Karta över vart i Sverige och i Skåne undersökningsområdet är beläget. Kartan är också en

3 Undersökningsområdets geologi och hydrogeologi

Den geologiska lagerföljden för undersökningsområdet utgörs enligt Karlström (2016:1) av matjord uppblandad med sand i toppen. I vissa delar av området överlagras den uppblandade matjorden av ett bärlager och asfalt. Under jordmånen består lagerföljden av sand, som underlagras av lerig morän som är avsatt direkt på berggrunden. (se fig.2.) (Karlström, 2016:1). Markytan lutar svagt åt öst (Ö) (Karlström 2016:2). Jordlagrens mäktighet uppmätts till 29 m, informationen kommer från en brunnborrning ca 150 m sydost (SO) om brandstationen (SGU:1 2018). Sandens mäktighet i lagerföljden är ca 10 m enligt SGU:s kartvisare för jordlagerföljder, informationen om lagerföljden kommer från en punkt ca 150 m Ö om brandstationen (SGU:2 2018).

Vid de tidigare miljötekniska markundersökningarna utförda av Miljöfirman AB har provtagning av mark utförts med skruvborr. Man har då borrar ner till drygt 3 m, och har då kunnat observera vilka jordarter som finns inom undersökningsområdet mer exakt. Från ca 0,2–0,5 m har man påträffat en finsand med en låg mullhalt i samtliga jordprover. Mellan 0,5–3,1 m påträffas sand och finsand i provpunkterna 1–3 (se fig.3. nedan) Markprovtagning av provpunkt 1–3 utfördes 2016-03-16 av Miljöfirman AB (Karlström 2016:1). I provpunkten 4 påträffas grusig sand från 0,5–1,5m och från 1,5–2 m hittas finsand med ett fåtal tunna torvskikt. I provpunkt 5 och 7 observeras samma lagerföljd som i provpunkterna 1, 2 och 3, medan man i provpunkt 6 hittar en siltig finsand mellan 1,5–2,2 m,

men i annat fall är lagerföljden likadan som hos de andra provpunkterna. Prover togs i provpunkterna 4–7 (se fig. 3.), 2016-06-08 (Karlström 2016:2). I provpunkten 8–13 (se fig. 3.) hittas liknande lagerföljder som i provpunkterna 1–3, 5 och 7 med följande avvikelser: I provpunkt 8 hittas sand med grusskikt mellan 1,5–2 m. I provpunkt 9 hittas sand med skikt av grovsand mellan 0,5–1 m. I provpunkt 10 hittas ett lager med utfyllnadsmassor bestående av sand och enstaka tegelbitar mellan 1–1,5m. I provpunkt 11 hittas sand med skikt av grovsand mellan 0,3–1 m. I provpunkt 12 hittas grovsand med grusskikt mellan 1,3–1,8 m. I provpunkt 13 hittas grovsand mellan 0,7–1,3m. Prover togs i provpunkterna 8–13, 2016-12-22 av Miljöfirman AB (Karlström 2016:3)

Grundvattenytan har uppmätts ligga ca 1–2 m under markytan vid de miljötekniska markundersökningarna utförda av Miljöfirman AB (Karlström 2016:1). Grundvattenriktningen för området är svårtolkad menar Karlström (2016:3). Vid det första tillfället som grundvattenytans läge mättes i fem grundavattenrör 2016-05-24 uppmättes en nordlig (N) grundvattenriktning (Karlström 2016:3). Grundvattnets nivåer har mätts tre gånger, men de två senare gångerna var det svårt att tolka grundvattnets riktning, då höga och låga grundvattennivåer inte följde någon särskild trend vid mättillfällena 2016-10-28 och 2016-12-02, men en nordvästlig (NV)- grundvattenriktning tolkas fram vid de senare två mättillfällena (Karlström 2016:3). Närheten till Öresund och dess säsonsberoende nivåvariationer har sannolikt en inverkan på grundvattnets riktning i undersökningsområdet, vilken antagligen inte är konstant över året (Karlström 2016:3). Både sand och

Konceptuell geologisk modell över undersökningsområdet

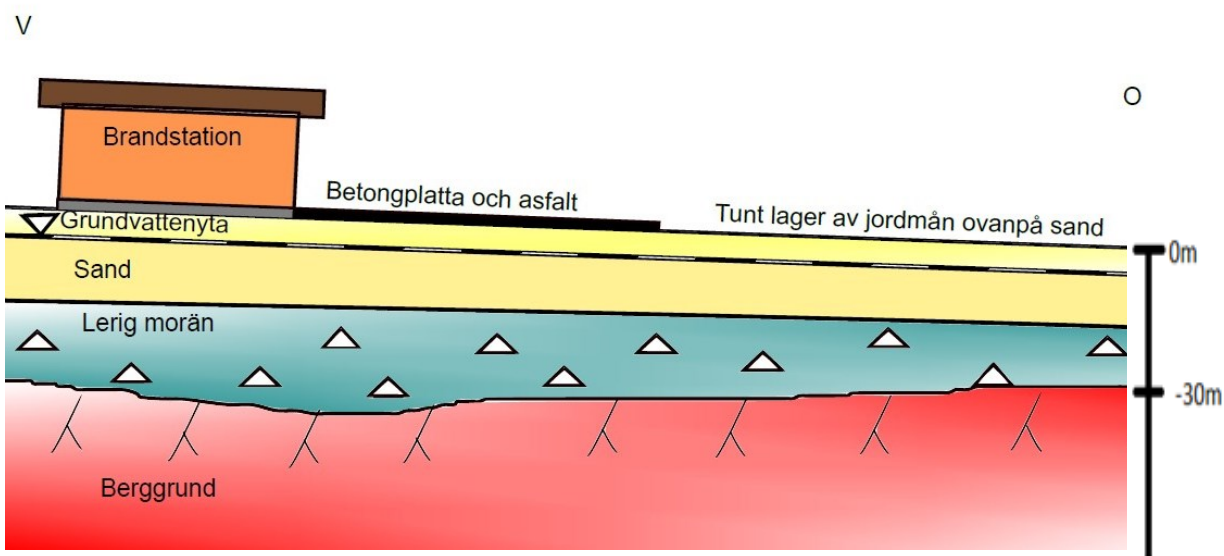


Fig. 2. . En konceptuell geologisk modell över undersökningsområdet.

grus räknas som genomsläppliga jordarter enligt rapport 4918 av Naturvårdsverket (1999). Enligt Carlsson & Gustavsson (1984) har sand en hydraulisk konduktivitet på ca 10^{-3} – 10^{-6} m/s.

4 Tidigare undersökningar

Fyra miljötekniska undersökningar har utförts inom undersökningsområdet. Provpunkterna för jordprover och grundvatten är tagna i samma provpunkter som framgår av fig. 3. nedan.

Den första utredningen var färdigställd 2016-04-07 av Miljöfirman AB (Karlström 2016:1). 2016-03-16 togs tre prover av jord i provpunkterna 1–3 (se fig. 3.). Jordproverna skickades till laboratorium för analys. Karlström (2016:1) menar att inga av jordproverna som togs 2016-03-16 översteg riktvärdet för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) enligt rapport 5976 från naturvårdsverket (2009).

Ett grundvattenprov togs 2016-03-16 vid den första miljötekniska markundersökningen i grundvattenrör 3 (se fig. 3.) Vattenprovet skickades till laboratorium för analys. Grundvattenprovet översteg riktvärdet från SGI från år 2015 för PFOS (Pettersson et al.). Riktvärdet från SGI för PFOS är 0,045 µg/l och den uppmätta halten PFOS i grundvattnet var 0,219 µg/l (Karlström 2016:1) (se tabell 1 nedan). Punkten 3 är belägen nära bransstationsbyggnaden, på byggnadens framsida.

I den andra miljötekniska undersökningen som var färdigställd 2016-06-08 av Miljöfirman AB (Karlström 2016:2), togs jordprover i provpunkterna 4–7, 2016-05-24 (se fig. 3.). Endast ett av jordproverna visade förhöjda halter av PFOS. Den punkt där de förhöjda halterna detekterades efter proverna analyserats på laboratorium var punkten 3 (se fig.3.) (se tabell 2. nedan). Det var också i provpunkt 3 som den förhöjda halten av PFOS detekterats i grundvattnet vid den föregående miljötekniska undersökningen. Jordprovet togs direkt under asfalten i punkten 3 (Karlström 2016:2).

Grundvattenrör installerades i provpunkterna 4–7, 2016-05-24 (se fig. 3.) vid den andra miljötekniska undersökningen (Karlström 2016:2) (resterande grundvattenrör som redovisas i tabell 1 installeras vid senare kompletterande miljöteknisk undersökning.) I grund-

vattenrören 3–7 (se fig. 3.) tog man vattenprover för att skicka till laboratorium för analys.

Efter analys kunde det konstateras att PFAS (poly- och perfluorerade alkylsubstanser) - ämnen förekom i alla vattenprover. Markytans svaga lutning kan vara en anledning till att den största summan av PFAS-ämnen uppmätts i punkten 4 (se tabell. 1.) (se fig.3.) där markytan är som lägst. Markytans lutning mot punkten 4 kan ha lett till att brandskum vid övning och spill runnit mot den del av asfalten där punkt 4 är belägen, för att sedan infiltrerats ner i mark och grundvatten där menar Karlström (2016:2). Punkten 4 har även den lägsta grundvattenytan i undersökningsområdet. I punkten 3 och 5 (se fig.3.) detekterades PFOS över SGI:s riktvärde 0,045µg/l (Pettersson et al. 2015) (se tabell. 1.). Under den andra miljötekniska undersökningen fastställdes att de högsta halterna av PFAS och PFOS förekommer i den Ö delen av fastigheten, på brandstationens framsida (Karlström 2016:2).

En kompletterande miljöteknisk markundersökning färdigställdes 2016-12-22 av Miljöfirman AB (Karlström 2016:3). Enligt Karlström (2016:3) togs tolv jordprover 2016-10-28 som sedan analyserades på laboratorium. Det konstaterades att bara ett av jordprov från provpunkt 3 (se fig. 3.) hade halter av PFOS över riktvärdet för känslig markanvändning (Naturvårdsverket 2009).

Vid den kompletterande miljötekniska markundersökningen som slutfördes 2016-12-22 installerades grundvattenrör i punkterna 8–13, 2016-10-28 (se fig. 3.). Grundvattenprover togs 2016-10-28 i grundvattenrör 8–13, då påträffades halter av PFOS över SGI:s riktvärde (2015) på 0, 045µg/l i tre prover (se tabell. 1.).

2017-05-02 slutfördes en andra kompletterande miljöteknisk markundersökning av Miljöfirman AB. Syftet med den undersökningen var enligt Karlström (2017) att ta grundvattenprover på ett större djup än vid de tidigare utförda undersökningarna. I grundvattenrör 4 och 9 togs vattenprov från ca 5 m djup under markytan. I proverna från större djup kunde PFOS detekteras, men i så låga halter att de inte översteg SGI:s riktvärde 0,045µg/l (Pettersson et al. 2015) (Karlström 2017).

Tabell 1. Från tabellen nedan framgår de högsta uppmätta halterna av PFOS och den högsta uppmätta halten av summan av PFAS- ämnen för varje grundvattenrör inom undersökningsområdet. I grundvattenrör 3 togs prov 2016-03-16. I grundvattenrör 4–7 togs prov 2016-05-24. I grundvattenrör 8–13 togs prov 2016-10-28. SGI:s riktvärde för PFOS finns för jämfö-

Grundvattenrör	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Högsta uppmätta halt av PFOS i grundvatten (µg/l)	0,219	0,0136	0,0555	0,0364	<0,0100	0,0201	0,0635	0,0557	0,0223	0,0641	0,0165
Riktvärde PFOS SPI för grundvatten (µg/l)	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045
Summa PFAS i grundvatten	2,629	6,3936	1,2206	0,2557	0,031	0,3815	1,1458	0,3224	1,2673	1,1101	0,6978

Tabell 2. Tabellen nedan visar högsta halten PFOS detekterad i jordprov taget 2016-05-24 i provpunkt 3 (se fig. 3). För jämförelse finns riktvärdena för PFOS för KM och MKM enligt Naturvårdsverket (2009) redovisade i tabellen. Jordprover från provpunkt 3 är de enda jordproverna som överstigit Naturvårdsverkets (2009) riktvärden för KM och MKM.

PFOS i jordprov i provpunkt 3	0,0088 mg/kg	Riktvärde KM 0,003 mg/kg	Riktvärde MKM 0,02 mg/kg
-------------------------------	--------------	--------------------------	--------------------------

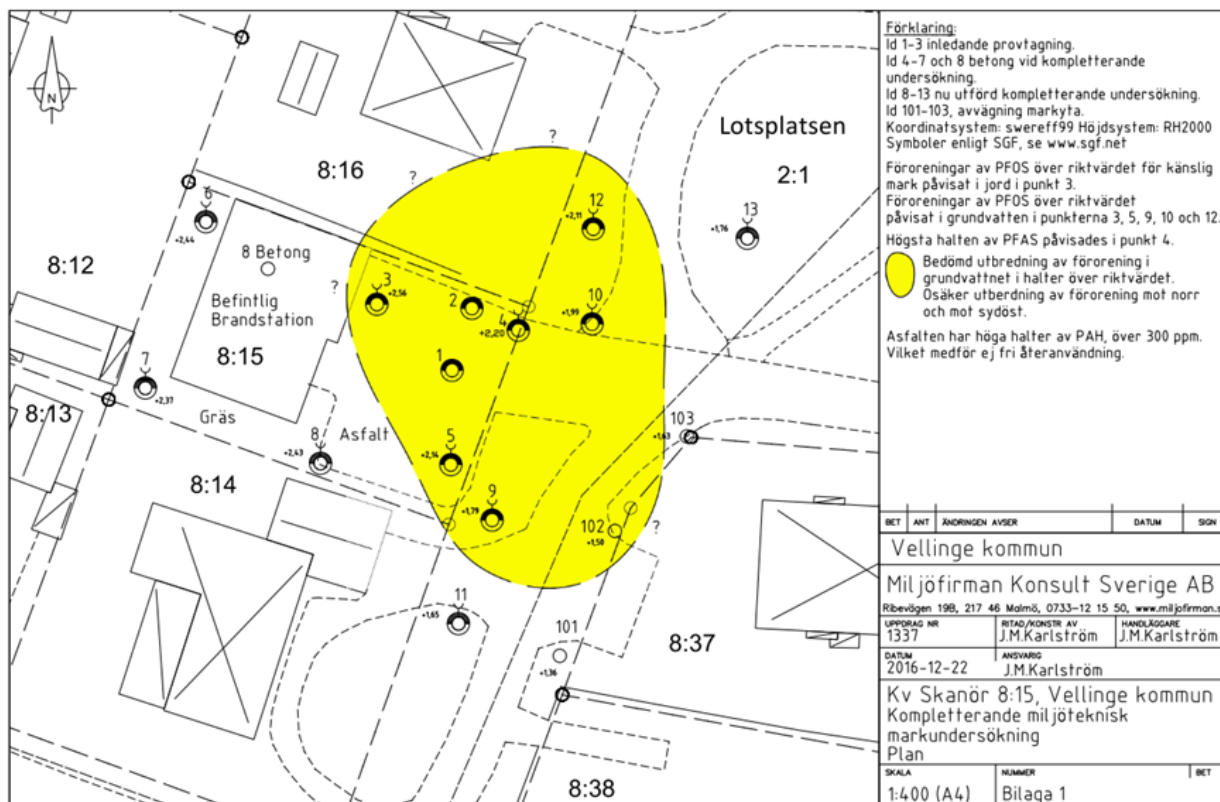


Fig. 3. Karta över undersökningsområdet, där grundvattenrör och jordprovspunkterna som är tagna i samma punkt finns

5 Beskrivning av PFOS historia, användning, egenskaper

I Sverige har det upptäckts att många vattentäkter är förorenade av PFAS. Många av dessa föroreningarna härrör från brandövningsplatser där brandskum som innehållit PFAS använts för att släcka bränder. PFAS är ett samlingsnamn för högflorerade kemikalier. En av de kemikalier som faller under samlingsnamnet PFAS är det högfluorerade organiska ämnet PFOS. PFOS räknas som ett PBT-ämne, vilket betyder "att det är extremt persistent (bryts inte ned i naturen, utan ansamlas i miljön), bioackumulerande (anrikas i näringskedjan) och toxiskt (kroniskt giftigt)" (Kemikalieinspektionen 2013). Även reproduktionsförmågan kan påverkas negativt av PFOS (Kemikalieinspektionen 2013).

Cousins et al. (2016) har sammanställt vilka koncentrationer som har påträffats i grundvattnet efter brandsläckning eller spill med brandskum innehållande PFOS på ett flertal brandövningsplatser vid flera olika platser runt om i världen.

Nedan redovisas några av de uppmätta koncentrationerna av PFOS vid dessa brandövningsplatser:

- Försvarets flygfält F18, Sverige: <0,001–42,2 µg/L (Filipovic et al. 2014)
- Brandövningsområde i Köln, Tyskland: 0,02–8,35 µg/L (Weiß et al. 2012.)
- Jersey flygplats, UK: 10–98 µg/L (Rumsby et al. 2009)
- Tyndall Air Force Base, USA: 147–2300 µg/L (Schultz et al. 2004)

Enligt Kissa (2001) är PFOS ett florerat ytaktivt medel. I dagens samhälle används ytaktiva medel i många olika processer och produkter, och används av ett stort antal människor i deras vardag. Produkter som innehåller ytaktiva medel är till exempel, hushållsprodukter så som tvål och tvättmedel, mat, mediciner, kosmetika, papper och kläder. Då ytaktiva medel har ett brett användningsområde med många olika applikationer behövs olika typer av ytaktiva medel med olika egenskaper och kemisk sammansättning.

Att ett ytaktivt medel är florerat innebär att minst en väteatom i den hydrofoba molekylstrukturen är utbytt mot en fluoratom. Vart fluoratomen sitter i molekylstrukturen och hur många atomer som blivit utbytta till fluor har stor påverkan på egenskaperna hos det fluorerade ytaktiva medlet. Det finns både helt eller delvis fluorerade ytaktiva medel. I de delvis fluorerade medlen har bara vissa av atomerna i den hydrofoba delen av molekylens blivit utbytta mot fluor, medan i de helfluorerade har alla atomer i den hydrofoba delen blivit utbytta (se fig. 4. nedan) (Kissa 2001). I molekylstrukturen hos PFOS har alla väteatomer blivit utbytta till fluor (se fig.4.) (Lindstrom et al. 2011). Den egenskap som har gjort fluorerade ytaktiva medel så användbara i så många olika produkter och processer är att de inte bara stöter bort vatten utan även fett och olja. Då fluorerade ytaktiva ämnen så som PFOS-ämnen appliceras på en yta, kommer ytan alltså att stöta bort både vatten, fett och olja. Den fränstötande effekten är mycket större hos fluorerade ytaktiva ämnen än hos icke fluorerade ytaktiva ämnen (Kissa 2001). Det är den fluorerade svansen hos PFOS- molekylens som skjuter ut och iväg från ytan den applicerats

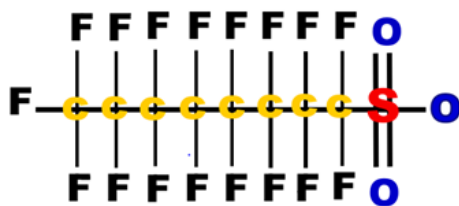


Fig. 4. PFOS- molekyl där gula C utgör kolkedjan vilken är den hydrofoba delen som fluoratomerna (F i figuren) och sulfonatgruppen längst till höger i figuren är fästa vid. Modi-

på då den repellerar från både olja och vatten (Lindstrom et al. 2011)

Enligt kemikalieinspektionen (2015) började man redan under 1950-talet att producera och använda högfluorerade ämnen så som PFOS. Förutom att fluorerade ytaktiva ämnen har fränstötande egenskaper från vatten, fett, olja och smuts, så är de även mycket temperaturlåga, står emot brand väl, kan även ha en filmbildande effekt och är stabila mot elektricitet. År 2005 skapades Stockholmskonventionen där Sverige nominerade ett hundratal ämnen där PFOS och andra ämnen som kan brytas ner till PFOS ingick för global utfasning. Stockholmskonventionen är nu inskriven i en EU förordning kallad POPs-förordningen (EU-förordning nr 850/2004), och 179 länder ingår nu i Stockholmskonventionen (kemikalieinspektionen 2015). Enligt Kemikalieinspektionen (2015) så betyder POP långlivade organiska föroreningar. Utfasningen i Sverige av PFOS startade med Stockholmskonventionen år 2005, men man fick använda brandskum innehållande PFOS som var inköpt innan december 2006 fram till juni 2011 (Kemikalieinspektionen 2013).

PFOS är en stark syra som ofta finns i lösningar som perfluorooktan sulfonat anjon (negativt laddad jon), vilken är vattenlöslig och rörlig i vatten. Man har inte hittat några tecken på att PFOS överhuvudtaget bryts ner i vatten, vilket bland annat leder till att det kan transporteras långa sträckor. PFOS i jonform kan adsorberas till partiklar men har låg volatilitet (Office & Division 2016)

Enligt Johnson et al. (2007) påverkar mineralkornens yta starkt hur mycket PFOS som adsorberas. En kraft som spelar roll i hur PFOS adsorberas till ett mineralkorn kallas elektrostatiske attraktion, det innebär att den negativt laddade sulfonatgruppen i PFOS molekylens attraheras till en positivt laddad yta runt ett mineralkorn. PFOS- molekylens laddning kan beskrivas som en kärna av positiv laddning med ett skal av negativ laddning runt sig. Då kolkedjan i PFOS- molekylens fluoreras (alla väteatomer byts ut mot fluoratomer) blir molekylens mer negativt laddad, då fluoratomerna har en negativ laddning jämfört med väteatomerna som har en positiv laddning. De negativa laddningarna hos fluoratomerna resulterar i att hela PFOS- molekylens får en negativt laddad yta. Således är det hela PFOS- molekylens som interagerar vid elektrostatiske attraktioner och inte bara sulfonatgruppen i den ena delen av molekylens. Mineralkornens laddning i en jordart är beroende av markens pH-värde. När pH-värdet ökar så minskar den positiva laddningen hos mineralkornen i en jordart. Även en jordarts organiska innehåll har en stor påverkan på hur PFOS kommer att transporteras i grundvatten och i miljön (Johnson et al. 2007). Enligt Rayne & Forest (2009) så bromsas transporten av PFAS-ämnen genom grundvatten och porer i marken om organiskt kol finns i marken. Filipovic et al (2014) menar att halten organiskt kol minskar med djupet i markprofilen, således kan de största mängderna PFAS-ämnen förväntas minska med djupet i markprofilen.

Brandskum har tidigare ofta innehållit en eller flera fluorerade ytaktiva ämnen, vilka har en viktig roll vid brandsläckningen, då de bidrar till att en vattenfilm kan bildas vid ytan av brandskummet. Molekylerna i fluorerade ytaktiva ämnen består av en hydrofob del och en hydrofil del. Dessa olika delar i molekylstrukturen bidrar till de fluorerade ytaktiva medlens speciella egenskaper. Den hydrofoba delen av molekylens är av linjär eller förgrenad form, och de hydrofoba och hydrofila delarna i molekylstrukturen gör att de ansamlas i aggregatformer som kan vara utformade på olika vis (Pabon & Corpart 2002). Historiskt har man vid många brandstationer inte samlat upp resterna av brandskum, och inte heller behandlat eller renat resterna från brandövningar innan det släppts ut i avloppssystem eller direkt till omkringliggande miljö (Filipovic et al. 2014).

6 Metod

6.1 Beskrivning av resistivitet och resistivitetmätningar

Reynolds (2010) menar att när en elektisk ström leds genom en ledare kommer strömmen att möta motstånd hos ledaren som den färdas genom, vilket resulterar i en potentialskillnad mellan början och slutet av ledaren. Resistiviteten beror både på ledarens längd och des tvärsnittsarea (Reynolds 2010). ”Resistivitet är en materialegenskap som beskriver ett materials förmåga att fungera som isolator” (Jeppson & Dahlin 2016). Enligt Jeppson & Dahlin (2016) definierar Ohms lag hur resistansen (elektriska motståndet) (R) är kvoten mellan potentialskillnad (U) och strömstyrka (I), vilket ger uttrycket:

$$R = \frac{U}{I}$$

Resistiviteten är en materialegenskap som beror av resistansen. Resistivitet (ρ) kan uttryckas med följande ekvation:

$$\rho = R \frac{A}{L}$$

Där R är resistansen, A är ledarens tvärsnitts area och L är ledarens längd (Jeppson & Dahlin 2016).

Jeppson & Dahlin (2016) beskriver resistivitetsmätningar inom geofysiken som markens förmåga att inte leda ström, eller hur väl marken kan fungera som en isolator, vilket mäts vid resistivitetsmätningar. Resistivitet mäts i enheten ohm (Ω) m. Det finns tre olika sätt som en elektrisk ström kan färdas genom ett geologiskt medium (Reynolds 2010):

1. Elektrolytisk konduktivitet kommer av joners rörelser i en elektrolyt. Jonernas rörelse styrs av vad det är för typ av joner, jonkoncentration och jonernas mobilitet.
2. Metallisk konduktivitet är hur elektroner rör sig snabbt genom metaller.
3. Dielektrisk konduktion är en kraft som uppstår i dåliga ledare när de utsätts för en elektrisk ström, då förändras elektronernas position i förhållande till atomkärnan en aning.

I geologiska medier är det framförallt den elektrolytiska konduktiviteten som leder ström, medan mineralkornens ledningsförmåga spelar en mycket liten roll i hur en jord- eller bergart leder ström, förutom när mineralkornen är goda ledare och faktiskt leder ström (Reynolds 2010).

Tabell 3. Schematiska resistivitetsvärden för några olika jordarter. Modifierad efter (Reynolds 2010)

Material	Resistivitetsintervall
Lera	1–100
Jord (med 20% lera)	33
Torr sand	30–1050
Lerig sand	30–215
Sand och grus	30–225

Enligt Reynolds (2010) så är dielektrisk konduktion försumbar vid resistivitetsmätningar, men den kan spela en viktig roll vid IP- mätningar. Spannet i resistivitet mellan olika berg- och jordarter är mycket brett, och kan variera mycket mellan olika platser. Således finns det inga exakta resistivitetsvärden för olika geologiska enheter (Reynolds 2010), i tabell 3 nedan finns några schematiska värden för några jordarter som är vanliga i Sverige. Reynolds menar också att resistiviteten för vatten i naturen kan variera mycket. Till exempel så kan salt grundvatten ha så låg resistivitet som 0,5 Ω m medan annat grundvatten och smältvatten från glaciärer kan ha så höga resistivitetsvärden som 1000 Ω m (Reynolds 2010).

Utförandet vid resistivitetsmätningar går till på så vis att två elektroder sätts ner i marken genom vilka man sänder ner en likström med en känd styrka, samtidigt mäter man i två andra elektroder mäter potentialskillnaden (se fig. 5. nedan). Idag utförs de flesta resistivitetsmätningar med multielektroduppställningar där många fler elektroder än fyra, (ofta 80 eller 40) är kopplade till strömkälla och mätinstrument, sedan utför mätinstrumentet ett stort antal mätningar enligt ett förutbestämt mätprotokoll. Vid varje mätning använder mätinstrumentet bara fyra elektroder, men mätinstrumentet använder alla elektroder i olika konfigurationer enligt mätprotokollet, för att mäta resistiviteten i olika punkter och på olika djup i marken. Då olika geologiska jord- och bergarter uppvisar olika resistiviteter, kan resistivitetsmätningar ge data för att kunna göra geologiska tolkningar (Jeppson & Dahlin 2016).

6.2 Beskrivning av IP- effekt och IP- mätningar

Enligt Reynolds (2010) går IP - metoden förenklat ut på att man skickar ner en ström i marken, då laddas partiklar i marken upp och marken blir polariserad och kan liknas vid en kondensator. Polarisation i marken som inte härrör från metallpolarisation kommer av diffusion kontrollerad av polarisationsprocesser som sker mellan mineralkornens yta och porvätskan, vilken kallas ytkontrollerad polarisation. Hos lermineral sker den största ytpolarisationen, men även hos jord- och bergarter som helt saknar lera sker en tydlig och mätbar polarisationseffekt. IP- effekten beror till stor del av hur mineralkornens yta i en jord- eller bergart kan förvara elektisk laddning (Slater & Lesmes 2002).

Det finns olika typer av IP- metoder, den som förklaras nedan kallas tidsdomän IP och är den metod som använts i detta examensarbete. Uppladdningen av maken utförs med elektriska pulser med en bestämd längd, vanligtvis ett par sekunder långa. Ju längre den elektriska pulsen är i tid, desto större blir IP-effekten. När strömmen slås av laddas marken ur, en viss urladdning sker monumentalt när strömmen slås av, medan en annan urladdning sker över tid, vanligtvis tar den urladdningen ett par sekunder till ett par minuter. För IP- metoden används samma typer av elektroduppställningar som för resistivitetsmätningar. Två elektro-

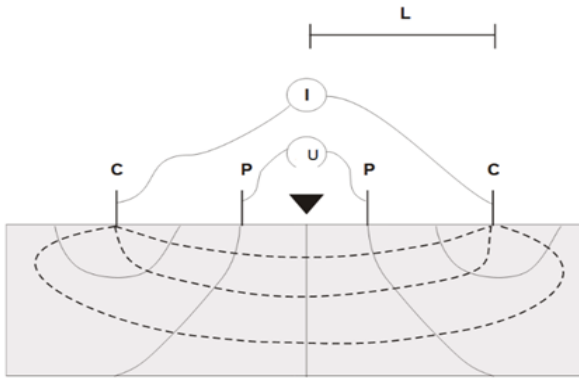


Fig. 5. ”Princip för resistivetsmätning. C = Ström-elektroder, P = Potential-elektroder, I = Strömstyrka, U= Potentialskillnad, Heldragna linjer = Potentiallinjer, Streckade linjer = Strömmlinjer, Triangel = Mät-punkt. L = Avstånd mellan mät-punkt och ytterelektro-

der utgör strömelektroder, genom vilka man skickar ned strömmen i marken, och två elektroder utgör potentialelektroder i vilka man mäter hur strömmen i marken klingar av när man stänger av strömmen (se fig. 5.). När man sänder ner strömmen i marken så omfördelas jondistributionen i maken, och när strömmen sedan slås av så rör sig jonerna tillbaka till sina utgångslägen. De parametrar i marken som påverkar hur jonerna rör sig tillbaka till sina utgångslägen är porernas storlek och form, permeabilitet, elektrolytisk konduktivitet, jonkoncentration och mineralornas ledningsförmåga. Hur dessa parametrar interagerar och påverkar jonernas rörelse vid uppladdning och urladdning är mycket komplext och de exakta orsakerna till IP- effekten är fortfarande inte till helt kända. De två typerna av -mekanismer som man idag känner till mest om är mineralornas polarisation och membranpolarisation. IP- effekt mäts i chargeability i enheten milivolts per volt (mV/V) (Reynolds 2010).

Vid multielektrodmätningar kan både resistivitet och IP- effekt mätas vid ett och samma tillfälle med samma elektroduppställning (Jeppson & Dahlin 2016). Jeppson & Dahlin (2016) menar att man måste ta hänsyn till 3D- effekter vid resistivets- och IP- mätningar. 3D-effekter innebär att det även är förändringar i marken vinkelrät mot en mätlinje som ger upphov till den skenbara resistiviteten och IP- effekten som mäts i fält. 3D- effekten kommer av att strömfältet som man genererar och sänder ner genom strömelektroderna är tredimensionellt, och följer inte bara mätlinjen, utan även enheter vid sidan av mätlinjen kommer att påverka mätningen. Vid tolkning av mätvärden kan 3D-effekter försvåra tolkningarna, då det är svårt att avgöra vilka mätvärden som kommer av enheter längs mätlinjen, och vilka som kommer av enheter vid sidan av mätlinjen (Jeppson & Dahlin 2016).

I det här examensarbetet användes en elektroduppställning kallad gradientuppställning. Enligt Jeppson & Dahlin (2016) har gradient-uppställningen både god djupnedträngning och goda möjligheter att fånga upp vertikala och horisontella förändringar i marken vid mätningar. För mätlinje 4 användes även en elektrod-

uppställning kallas dipol- dipol, som fungerar mycket bra för att mäta vertikala strukturer i marken, men är mindre känslig för horisontella strukturer så som lagergränser. Dipol- dipol-uppställningen är mer störningskänslig än gradientuppställningen (Jeppson & Dahlin 2016).

6.3 Normaliserad IP

Enligt Jeppson och Dahlin (2016) är normaliserad IP kvoten av IP- effekt dividerad med resistivitet, vilket ger uttrycket:

$$M_n = \frac{M}{\rho}$$

Där M_n = normaliserad IP, M = IP- effekt och ρ = resistiviteten. Normaliserad IP (Normalised Chargeability) mäts i enheten millisekunder per meter (mS/m).

Normaliserad IP har starkt samband med litologiska faktorer och kan hjälpa till att särskilja IP- effekter som kommer av litologiska skillnader eller av markens innehåll av salter (Slater & Lesmes 2002).

Normaliserad IP ska inte ses som ett nytt koncept enligt Keller (1959), utan kan ses som en ”specifik kapacitet” hos en uppmätt IP- effekt. Normaliserad IP är känslig för den ytkemiska egenskaper hos poröst media, så som en sandig jordart. I experiment där borrkärnor av sandsten mättad med saltvatten som sedan sköljdes ur med destillerat vatten mätte Lesmes och Slater (2002) resistivitet, IP- effekt och normaliserad IP. När sanden var mättad med saltvatten sjönk resistiviteten då sandens ledningsförmåga ökade då porutrymmena i sanden var mättad med saltvatten. Resistiviteten ökade när sanden var mättad med destillerat vatten. IP- effekten ökade då salthalten var låg och då sanden var mättad med destillerat vatten, vilket korrelerar väl med resistiviteten, således ger en högre resistivitet en högre IP- effekt. Men den normaliserade IP- effekten visar en tydlig minskning med en ökad resistivitet, således påverkas IP- effekten mycket av pormediets ledningsförmåga, medan den normaliserade IP- effekten inte följer samma mönster. Slater och Lesmes (2002) utförde ett annat experiment där de undersökte hur IP- effekt och normaliserad IP påverkas av lerinnehåll i en jordart. Sand och lerblandningar mättade med kranvatten och med olika innehåll bentonitler mättes. IP- effekten visade inget tydligt samband med förändrad lerhalt, men för normaliserad IP kunde ett tydligt samband med lerinnehåll observeras. Högre normaliserad IP observeras med ett högre lerinnehåll, men hos IP- effekt kunde inget sådant samband observeras (Slater & Lesmes 2002).

Slater och Lesmes (2002) menar att Normaliserad IP är ett bra hjälpmedel för att identifiera skillnaden mellan IP- effekt- signaturer relaterade till skillnader i geologiska strukturer i marken, och IP- effekt- signaturer relaterade enbart till porvätskans elektrolytinnehåll och ledningsförmåga. Maximala IP- effekter har uppmätts vid lerinnehåll mellan tre till åtta procent. Att man inte kan observera ett linjärt förhållande mellan

lerinnehåll och IP- effekt kommer av att polarisationen ökar medan resistiviteten minskar med ett ökat lerinnehåll. Resistiviteten beror av salthalt i porvätskan, porositet, konduktiviteten i ytan hos mineralkornen, och alla dessa parametrar varierar med lerinnehåll. IP- effekt varierar med olika lerinnehåll då den beror av resistivitet men också av polarisationsförmågan hos jordarten. Normaliserad IP kan hjälpa till att förstå skillnaden mellan saltinnehåll i provvätskan och lerinnehåll i jordarten då man tolkar IP- effekts- data. Slater och Lesmes (2002) konstaterar genom sina experiment som redogjorts ovan, att ren sand har låg normaliserad IP- effekt, medan sand med lera kommer att uppvisa höga värden för normaliserade IP. Salthalten i porvätskan påverkar normaliserad IP men dess effekt är underordnad lerinnehållets påverkan. Om jordarten inte är vattenmättad kan det ha en inverkan på jordartens ledningsförmåga. Om det finns tillräckligt med vätska i porerna för att elektrokemiska yteffekter kan uppstå, är inte IP- effekten eller normaliserad IP så känsliga för om jordarten inte är fullt vattenmättad. Det är i dagsläget inte fullt känt hur ytpolarisation hos mineralkorn, kemin hos porvätskan och lerinnehåll samverkar då IP- effekt mäts (Slater & Lesmes 2002).

Enligt Naturvårdsverket (1999) räknas sanden inom undersökningsområdet som en genomsläpplig jordart. Då PFOS kan transporteras långa sträckor så finns det stor sannolikhet för att viss spridning och utspädning av förorening skett. Johnson et al. (2007) menar att för att PFAS och PFOS ska adsorberas till mineralkorn i marken måste mineralkornen ha en positiv laddning, då PFAS och PFOS är negativt laddade syror. Vidare menar R. L. Johnson et al. (2007) att markens positiva laddning minskar med ökat pH-värde i marken. Således skulle en mätning av markens pH-värde kunna ge information om hur sannolikt det

är att PFOS och PFAS har adsorberats till mineralkorn inom undersökningsområdet, och kan ge upphov till de anomalier som kan ses i mätprofilerna, eller om det är mer sannolikt att föroreningen till stor del har transporterats vidare i grundvattnets flödesriktning. Att PFOS och PFAS är negativt laddade molekyler ger att i resistivitetsmätningar bör PFOS- och PFAS- förorening te sig som lågresisiva områden i resistivitetsmätningarna. PFOS- och PFAS-förorening bör kunna mätas med IP- metoden då IP- effekten beror av följande parametrar enligt Reynolds (2010): Porens storlek och form, permeabilitet, elektrolytisk konduktivitet, jonkoncentration och mineralkornens ledningsförmåga vilka påverkar hur jonerna i marken rör sig tillbaka till sina utgångslägen. Då PFOS och PFAS är en negativt laddad syra finns det en stor sannolikhet att förorening kan påverka de parametrar som kontrollerar hur jonerna i marken rör sig tillbaka till sina utgångslägen, när marken laddas ur efter att maken laddats upp vid IP mätningar vilket skulle kunna ge skillnader i Chageability som kan mätas.

7 Utförande

Vid fältmätningarna användes ABEM Lund Imaging System med en ABEM Terrameter LS 2 och en ES10-64C external relay switch, för att kunna använda elektroduppställningar med två kablar för att få så hög kvalitet på IP- data som möjligt enligt Dahlin and Leroux (2012).

Mätningarna utfördes för både resistivitet och tidsdomän IP. De långa mätlinjerna 1 och 2 (se fig. 6. nedan) gjordes med mätprotokoll med 1603 datapunkter, de kortare linjerna 3, 4 och 5 (se fig. 6.) utfördes med mätprotokoll med närmare 700 datapunkter. För alla mätningar användes elektricitetpulsar som var 4 sekunder långa för att få god kvalitet på IP- data.

Den 5 och 6 april år 2018 utfördes fältmätningar vid brandstationen i Skanör, i Vellinge kommun. Mätningarna gjordes med fem olika elektroduppställningar. Mätlinje 3 och 1 mättes den 5 april, och mätlinje 2, 4 och 5 mättes den 6 april. För mätlinjernas placering se fig. 6. nedan. Uppställningarna mättes ut med måttband för att sedan sätta ner elektroder vid varje hel m. Därefter rullades strömkablarna ut och elektroderna kopplades till kablarna med jumpers. Kablarna hade 2 m mellanrum mellan uttagen för elektroderna och mätte 40 m. När uppställningarna var helt klara kopplades kablarna till mätinstrumentet och ett bärbart batteri. I de mätningar som utfördes för de längre mätlinjerna 1 och 2 utfördes mätningar med 4 kablar, som kopplades till en kopplingsbox. För de kortare mätlinjerna 3, 4 och 5 användes två kablar. Uppställningarna mättes med två kablar utlagda på marken med ett par decimeters (dm) mellanrum för att minska brus, och öka signalen vid mätningarna. För att få så goda data som möjligt eftersträvades att ha god elektrodkontakt med omkringliggande formation. Det eftersträvades att resistiviteten mellan elektroden och formationen inte översteg 5 k Ω .

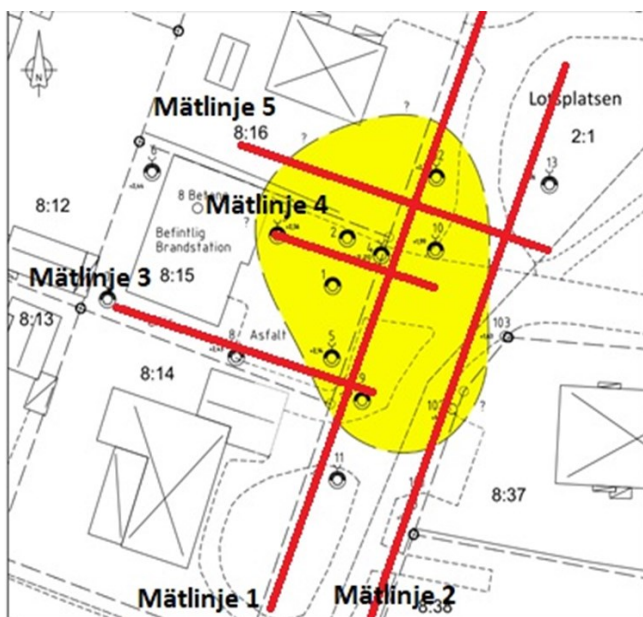


Fig. 6. Översiktlig karta över undersökningsområdet. Placering av mätlinjer för IP och resistivitet är utmärkt i rött. Grundvattenrör är utmärkta som ringar i kartan. Det är i samma punkt som grundvattenrören installerats som jordprover tagits. Det gula området utgör den uppskattade föroreningsutbredningen modifierad efter

Mätlinje 1:

Placeringen av mätlinje 1 valdes för att om möjligt kunna se skillnad mellan förorenad mark och opåverkad mark, men också för att kunna kartlägga förorenings-spridning NO om brandstationen. Uppställningen för mätlinje 1 startade nära en korsning i grusvägen som löper framför brandstationen i ett dike, söder om fastigheten (se fig. 7. nedan). Mätlinjen slutade vid tomtgränsen för grannfastigheten 8:16 till brandstationen och löpte framför brandstationen och grannfastigheten längs grusvägen (se fig. 6. och fig. 7.). Mätlinje 1 var belägen i gräsbevuxet dike, asfaltsplanen framför stationsbyggnaden, grusväg som löper runt lotsplatsen och gräsmatta. Där mätlinjen korsade asfaltsplanen borrades hål i asfalten för att kunna sätta ner elektroderna. För de elektroderna som var belägna i asfalten användes stärkelse och vattenblandning för att öka elektrodkontakten med omkringliggande formation. Linje 1 mätte 81 m och första elektroderna sattes vid 0 m så totalt mättes mätlinjen med 82 elektroderna. Mätlinjen mättes med gradientuppställning.



Fig. 7. Foton av elektroduppställningen för mätlinje 1. Till vänster visas starten av mätlinjen och till höger dess slut.

Mätlinje 2:

Placeringen av mätlinje 2 valdes för att ha mätningar från mark med lite eller ingen påverkan av förorening. Mätlinje 2 anlades längs den bortre sidan av grusvägen som löper framför brandstationen (se fig.6. och fig. 8.). Mellan 44–53 m längs linjens sträckning korsade mätlinjen asfaltsvägen som leder in till brandstationen, där sattes inga elektroderna för att inte skapa problem för trafik som behövde passera (se högra delen av fig. 8.). N om den delen av mätlinjen som var belägen på asfaltsvägen anlades mätlinjen i en trädunge vid lotsplatsen. Delen av mätlinje 2 som anlades söder om asfaltsvägen anlades i grusvägens välgkant som till stor del var gräsbevuxen. Mätlinje 2 mätte 81 m och mättes med 72 elektroderna, där första elektroderna sattes vid 0 m längs profilen. Uppställningen som användes för mätlinje 2 var gradientuppställning.



Fig. 8. Foton av elektroduppställningen för mätlinje 2. Till vänster visas starten av mätlinjen och till höger dess slut och delen av mätlinjen som korsade vägen där inga elektroderna kunde sättas ner i marken.

Mätlinje 3:

Syftet med mätlinje 3 position var att försöka kartlägga skillnad mellan förorenad och icke förorenad mark, då man bara hittat mycket låga halter av PFOS på baksidan av stationsbyggnaden. Uppställningen startade vid brandstationens NV- sida (stationens baksida) och följde tomtgränsen mot grusvägen som löper framför brandstationen (se fig.6. och fig.9.). Mätlinjen låg till största delen i gräsmatta, men ett par m var belägen i grusväg och i grov singel. Mätlinje 3 sträcktes från områden med låg föroreningsgrad vid grundvattenrör 7 till områden med högre föroreningshalt då linjen drogs förbi grundvattenrör 9 (se tabell 1.). Den börsta delen för mätlinjen var mitten av grusvägen som löper framför stationen, vilken valdes för att inte stoppa passerande trafik. Elektroduppställningen utfördes med 42 elektroder och mätlinjen mätte 42 m. Gradientuppställning användes vid mätningarna. Belägen längs med större delen av mätlinje 3 fanns ett metallstaket som löper mellan brandstationen och grannfastigheten (se fig. 9.). Vi försökte att placera mätlinjen ett par m ifrån metallstaketet för att minska störningar och brus vid mätningarna.



Fig. 9. Foto av elektroduppställningen för mätlinje 3.

Mätlinje : 4

Mätlinje 4 anslades från grundvattenrör 3 och förbi grundvattenrör 4 för att om möjligt kunna mäta de förväntat högsta halterna av PFOS och PFAS, som uppmäts i grundvattenrör 3 och 4 enligt tidigare miljötekniska undersökningar. Mätlinje 4 placerades på brandstationens framsida mittemellan de två garageportarna fram till ett par m från vägkorsningen framför brandstationen (se fig.6. och fig.10.). Alla elektroder sattes i asfalt därför borraras hål i asfalten där elektroderna stacks ner i marken. En blandning av stärkelse och vatten fick hällas i samtliga hål för elektroderna för att öka elektrodkontakten med omkringliggande formation på grund av att samtliga elektroder var belägna i asfalt.

Linjen mätte 24 m och 25 elektroder användes för att mäta längs mätlinjen. Den första elektroden sattes vid 0 m längs mätlinjen. Mätningarna längs mätlinje 4 utfördes med gradient- och dipol- dipol- uppställningar.



Fig. 10. Foton av elektroduppställningen för mätlinje 4. Till vänster visas starten av mätlinjen och till höger dess slut.

Mätlinje 5:

Mätlinjens placering valdes för att om möjligt kunna se spridning av förorening i den uppskattade grundvattenriktning som uppskattas till en N- riktning enligt Karlström (2016:2). Mätlinjen var belägen inne på grannfastigheten 8:16 gräsmatta, längs fastighetsgränsen mellan fastighet 8:15 (brandstationen) och fastighet 8:16, och korsar den lilla grusväg som sträcker sig runt lotsplatsen (se fig.6. och fig.11.). Vid mitten av mätlinjen korsade linjen ett metallstaket (se högra delen av fig.11.) Mätlinjen mäter 41 m och 42 elektroder användes för att mäta mätlinjen. Första elektroden sätts vid 0 m. Mätprofilen mäts med gradientuppställning.



Fig. 11. Foton av elektroduppställningen för mätlinje 5. Till vänster visas starten av mätlinjen och till höger där den

8 Modellering

Data från ABEM Lund Imaging System ger inte verkliga värden för resistivitet och IP-effekt, utan data måste bearbetas och modelleras för att verkliga värden och djup för olika geologiska enheter ska kunna bestämmas. Enligt Dahlin & Jeppson (2016) är uppmätt fältdata ett slagas medelvärde för alla de enheter som finns i den volym av marken som man mätt, detta beror av att geologin i verkligheten aldrig är helt homogen. Vid varje mätpunkt är det inte möjligt att tillskriva en geologisk enhet ett visst värde vid fältmätningar, vilket gör att det är omöjligt att bestämma vilka geologiska enheter som fältdata representerar innan modellering (Jeppson & Dahlin 2016).

För att kunna utvärdera och undersöka uppmätt fältdata och få verkliga värden för resistivitet och IP-effekt modelleras data först i programmet Res2din (Res2dinvx32.exe) (se bilaga 2. Fig.33.–38.). Programmet jämför hur stort felet är mellan den av programmet skapade modellen och de uppmätta fältdata, felet förkortas som RMS i Res2din vilket står för Residual Mean Error, medan det i programet Erigraph kallas Mean residual. Innan modelleringen inleds i Res2din exkluderas så kallade dåliga datapunkter ur uppmätt fältdata.

De sektioner som fås i Res2din är inte alltid så tydliga vad gäller skala och färgkodning. Därför exporteras sektionerna som skapats i Res2din till programmet Erigraph. I programmet Erigraph skapas sektioner för både resistivitet, IP- effekt och normaliserad IP.

9 Resultat

Här visas de sektioner som efter inversionsprocess i Res2din exporterats till Erigraph. Sektioner för utvalda mätlinjer följer nedan, de sektioner som inte redovisas under detta kapitel finns i Bilaga 1. Det finns två sektioner för linje 4 då den mättes med de två olika elektroduppställningarna gradient- och dipol- dipol- uppställningar. Sist i resultatkapitlet kommer tre fencediagram där alla normaliserade IP- sektioner, IP-sektioner och resistivitetssektioner har lagts samman i var sitt diagram. För sektionerna för IP- effekt och normaliserad IP har fokus på anomalier i de övre 5 m av mätprofilerna då det är där de högsta halterna av PFOS har hittats vid tidigare undersökningar.

Begreppet anomali används inom geofysiken för att omnämna vissa mätvärden eller objekt. Enligt NE.se betyder anomali ”inom geofysiken signifikant avvikelse hos ett mätt värde i en punkt jämfört med ett normalvärde, som är karakteristiskt för omgivningen”.

Mätlinje 1:

Sektionerna för mätlinjen är drygt 80 m långa och mäter ca -15m under markytan (m u my) som är belägen ca 1,5 m ö.h.

Normaliserad IP (se fig. 12. nedan): Sektionen för linje 1 har ett värde på 2,1% för mean residual för Normaliserad Chargeability. Sektionen visar anomalier mellan ca 20–45 m längs mätlinjen med värden mellan 0,016–1 mS/m i normaliserad Chargeability, anomalierna får en mer sfärisk form mellan ca 30–45 m längs mätlinjen. Från ca 55–75 m längs linjen ses anomalier med värden från ca 0,016–0,025 mS/m i normaliserad Chargeability (se fig. 12.). Anomalierna återfinns ca 0m – -3 m ö. h., utom vid ca 40 m längs mätlinjen där anomalin ses redan i markytan ner till ca -3 m ö.h. Även i starten av mätlinjen kan en anomali antydans från ca 0– -3 m u my men anomalin kan inte ses tydligt då anomalin finns i sektionens ytterkant.

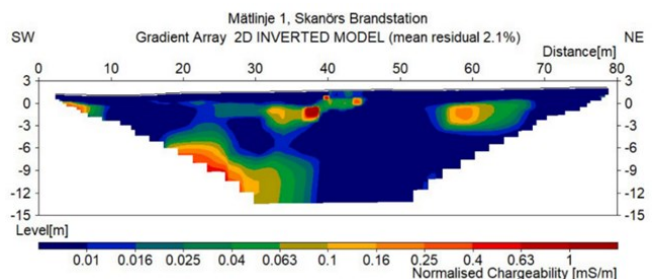


Fig. 12. Mätprofil för mätlinje 1 som visar normaliserad IP

Resistivitet (se fig. 13. nedan): Mean residual för resistivitetssektionen är 1,7%. Från markytan ner till ca 0 m ö. h. ses de höga resistiviteter från ca 240–420 Ω m längs hela mätlinjen, förutom vid ca 35 m där något lägre resistiviteter ses mellan ca 180–240 Ω m. Den högresesiva anomalin som stäcker sig längs markytan är ca 1 m mäktig utom vid 35 m längs linjen där den är mindre än 1 m mäktig. Från ca 0– -9 m ö. h. växlas områden med lägre resistiviteter på ca 42–100 Ω m med områden med resistiviteter mellan 100–420 Ω m.

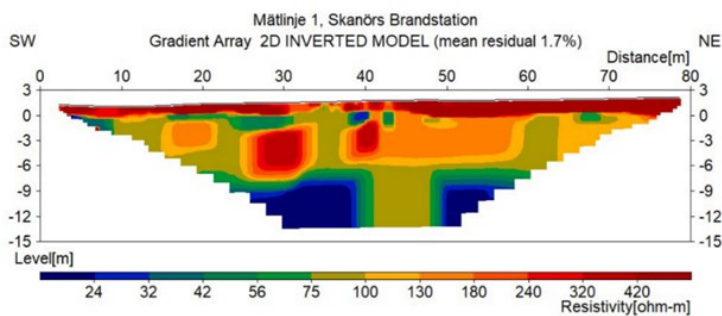


Fig. 13. Mätprofil för mätlinje 1 som visar resistivitet.

IP- effekt (se fig. 14. nedan): Mean residual för IP-sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 2,1%. Från ca 30–45 m längs linjen kan sfäriska anomalier med Chargeability mellan 8–40 mV/V på ett djup från markytan ner till ca -3 m observeras. Från ca 55–65 m längs profilen kan en anomali ses som har en utdragen cirkelform med värden för Chargeability 4–24 mV/V.

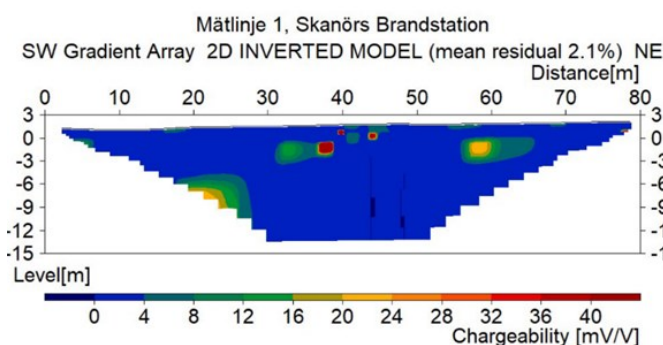


Fig. 14. Mätprofil för mätlinje 1 som visar IP- effekt.

Mätlinje 2:

Sektionerna för mätlinjen är drygt 80 m långa och mäter ca -15 m u my som är belägen ca 1,5 m ö. h.

Då mätlinje 2 korsade den asfalterade vägen som leder in till brandstationen kunde inga elektroder sättas från 44–53 m längs mätlinjen, då vägen var trafikerad med både personbilar och byggtrafik som lastbilar. Vid modellering så antar programmen att de förhållanden som finns bredvid området som saknar data också är representativt för området utan data, så behöver inte alls vara fallet i verkligheten. Således kan inga direkta slutsatser dras från sektionerna för linje 2 mellan 44–53 m längs mätlinjen.

Normaliserad IP (se fig. 15. nedan.): Sektionen för normaliserad IP för linje 2 har ett värde på 1,0% för mean residual. Från ca 5–12 m längs mätlinjen finns en anomali längs markytan ner till ca -1 m ö. h. med värden mellan 0,025–0,04 i mS/m för Normalised Chargeability. Från ca 15 m och längs resten av mätlinjen mäter normaliserad Chargeability 0,01–0,016 mS/m i markytan ner till ca -1 m ö. h. Från ca 20–60 m längs mätprofilen från markytan ner till mellan -3– -6 m ö. h. finns områden som mäter normaliserad Chargeability mellan 0,01–0,016 mS/m.

Från 15 – 60 m längs profillinjen finns ett sammanhängande område från -3m ö. h. vid ca 20 m längs

profilen och -5 m ö. h. längs resten av profilen, området mäter 0,025–1 mS/m i normaliserad Chargeability.

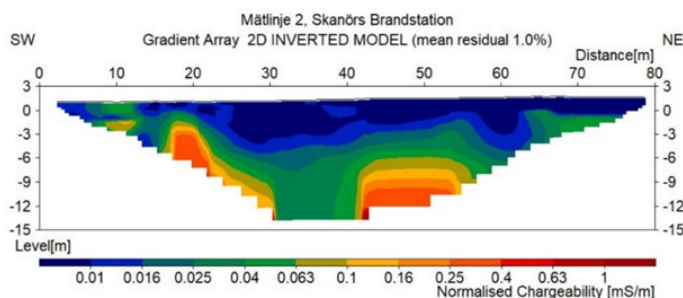


Fig. 15. Mätprofil för mätlinje 2 som visar normaliserad

Resistivitet (se fig. 16. nedan): Mean residual för resevittetssektionen är 1,0%. De högsta resevittetsvärdena finns mellan 30 m till slutet av mätlinjen med resistiviteter mellan 240–420 Ω m i markytan ner till ca -1m ö. h., men mäktigheten för det högresiviva området ökar till ca -2m från 70–80 m längs mätlinjen. Från starten av mätlinjen till ca 35 m längs linjen i markytan med en undulerande underyta från ca -1,5– -6 m ö. h. har resevitteter på 100–240 Ω m uppmäts. Från ca 20 m till slutet av mätlinjen, på -6– -15 m ö. h. finns resevitteter från ca 42–75 Ω m med lägre resevitteter ner mot 24 Ω m mot djupet och sektionens utkanter.

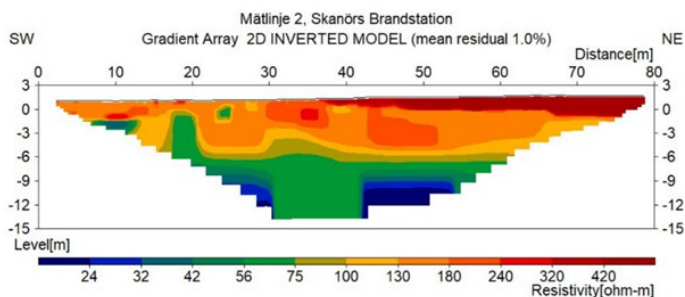


Fig. 16. Mätprofil för mätlinje 2 som visar resistivitet.

IP effekt (se fig. 17. nedan): Mean residual för IP-sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 1,0%. Anomalier i Chargeability mellan 4–16 mV/V kan observeras från ca 9–12 m längs markytan ner till ca -0,5 m ö. h. Vid ca 20 m längs mätprofilen finns en anomali med värden mellan 4–24 mV/V i Chargeability från ca -3– -9 m ö. h., men anomalin finns i sektionens utkant. Från ca 40–55 m längs markytan på ett djup av ca -3– -15 m ö. h. finns ett område

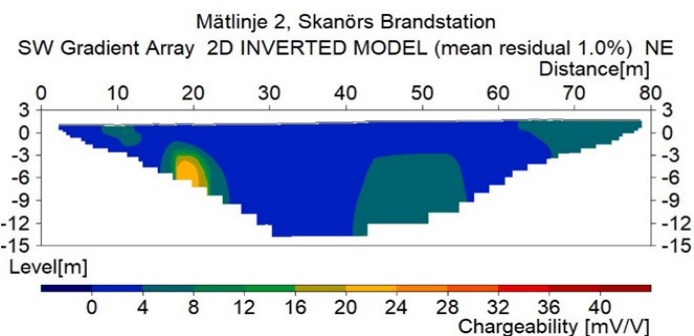


Fig. 17. Mätprofil för mätlinje 2 som visar IP- effekt.

Mätlinje 3:

Sektionerna för mätlinjen är nästan 40 m långa och mäter ca -6 m u my som är belägen ca 2 m över havet.

Normaliserad IP (se fig. 27. i bilaga 1): Sektionen för Normaliserad Chargeability för linje 3 har ett värde på 9,8% för mean residual. Mätlinje 3 visar betydligt högre värden för mean residual än för de andra profilerna för normaliserad IP för de andra mätlinjerna. Från markytan ner till ca -0,5 m ö. h. finns värden mellan ca 0,01–0,04 mS/m för Normaliserad Chargeability längs hela mätlinjen. Från ca -0,5– -6 m över havet finns områden med växlande värden för normaliserad Chargeability mellan ca 0,01–1 mS/m.

Resistivitet (se fig. 28. i bilaga 1): Main residual för reseivitetssektionen är 10,2%. Ett högresistivt område observeras längs markytan i hela mätprofilen med resistiviteter mellan 180–420 Ω m från ca 2 – -0,5 m ö. h. Från -0,5– -6 m ö. h. växlar resistiviteten mellan 24 och 420 Ω m.

IP- effekt (se fig. 18. nedan): Main residual för IP- sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 9,8%. Längs hela mätprofilen ses anomalier i markytan mellan 40–4 mV/V ner till 0,5–1,5 m ö. h. Anomalin i markytan vid ca 25 m längs mätprofilen hänger samman med en sfärisk anomali på ca 0 m ö. h. med Chargeability på ca 40 mV/V. Vid 30 m längs mätlinjen finns en vertikal anomali som har Chargeability på ca 40 mV/V och sträcker sig från ca 0 m ö. h. till -6 m. Från starten av sektionen till ca 25 m längs mätprofilen finns en anomali med Chargeability på ca 40 mV/V på djup från ca 0– -3 m ö. h.

Mätlinje 4 Gradient uppställning:

Sektionerna för mätlinjen är drygt 20 m långa och mäter ca -3m u my som är belägen ca 2 m ö. h.

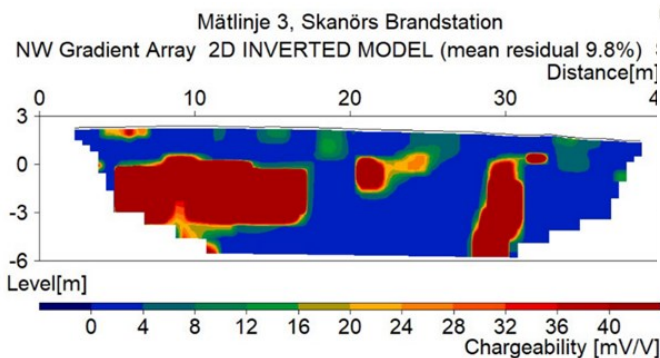


Fig. 18. Mätprofil för mätlinje 3 som visar IP- effekt.

Mätlinje 4 gradientuppställning:

Normaliserad IP (se fig. 19. nedan): Sektionen för Normaliserad Chargeability för mätlinje 4 har ett värde på 1,4% för mean residual. Sektionen har ett område med ca 0,01–0,016 mS/m i normaliserad Chargeability i markytan längs hela mätlinjen som sträcker sig ända ner till de djupaste delarna av sektionen från ca 14–17 m längs linjen. Från ca 7–17 m längs linjen finns ett område från 0– -3 m ö. h. med lite högre normaliserad Chargeability från 0,016–0,1 mS/m. Från ca 19 m

längs mätlinjen till slutet av sektionen finns en utdragen cirkulär anomali med värden för Chargeability 0,4 –1 mS/m, anomalin finns i sektionens utkant. En liten anomali i markytan vid ca 7,5 m längs mätlinjen kan observeras med värden för Chargeability på ca 0,016–0,025 mS/m.

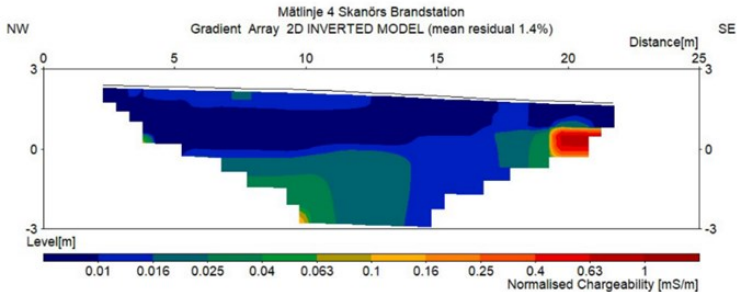


Fig. 19. Mätprofil för mätlinje 4 med gradientuppställning som visar normaliserad IP.

Resistivitet (se fig. 20. nedan): Mean residual för reseivitetssektionen är 1,4%. Från sektionens start till ca 15 m längs mätprofilen från markytan ner till ca 1,5 m ö. h. är resistiviteten ca 100–240 Ω m, på ett lite större djup från 1,5–0 m ö. h. är resistiviteten högre och mäter ca 240–420 Ω m, från 0– -3m ö. h. är resistiviteten lägre, ca 75–180 Ω m. Efter ca 16 m längs mätlinjen kan en sfärisk anomali observeras i markytan som är ca 1,5 m i diameter med värden på ca 240–420 Ω m i resistivitet, även vid 18 m längs mätlinjen observeras en liknande anomali i markytan. Under de sfäriska anomalierna i markytan är resistiviteten ca 100–130

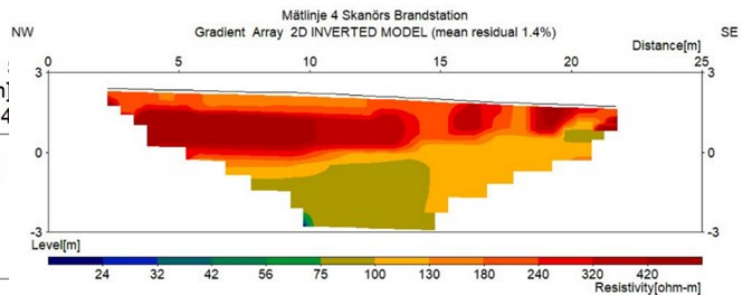


Fig. 20. Mätprofil för mätlinje 4 med gradientuppställning Ω m.

IP- effekt: Mean residual för IP- sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 1,4% (se fig. 29. i bilaga 1.). I princip hela sektionen är homogen med värden för Chargeability mellan ca 0–4 mV/V, med två undantag. En antydning till anomali finns vid ca 4 m längs linjen på ca 0 m ö. h. med värden för Chargeability mellan ca 8–40 mV/V, men anomalin finns i sektionens yttersta ytterkant. Vid ca 20 m längs mätlinjen finns en utdragen sfärisk anomali med värden för Chargeability 12–40 mV/V, men även den anomalin finns i sektionens utkant.

Mätlinje 4 Dipol- dipol uppställning:

Sektionerna för mätlinjen är drygt 20 m långa och mäter ca -5 m u my som är belägen ca 2 m ö. h.

Normaliserad IP (se fig. 30. i bilaga 1.): Sektionen för mätlinje 4 har ett värde på 2,7% för mean residual för Normaliserad Chargeability. Från mätlinjens början till ca 16 m längs markytan ner till ca 0 m ö. h. kan normaliserad Chargeability från ca 0,01–0,016 mS/m ses. Vissa anomalier finns i markytan vid ca 6–8 m, 9 m och vid 15 m längs mätlinjen med värden för normaliserad Chargeability mellan 0,016–0,025 mS/m.

Från ca 16 m längs mätlinjen till dess slut varierar värdena för normaliserad Chargeability mellan 0,01–0,063 mS/m från markytan ner till ca 1 m ö. h. Från ca 8 m till mätlinjens slut ses ett område med värden på normaliserad Chargeability mellan 0,016–0,063 mS/m från ca 0– -3 m ö. h., men två sfäriska anomalier kan observeras inom nämnda område i sektionen. Den ena anomalien är belägen vid ca 17 m längs mätprofilen och har värden för normaliserad Chargeability mellan 0,063–0,1 mS/m och den andra anomalien är belägen vid ca 20 m längs mätlinjen och är ca 2 m i diameter och mäter mellan 0,063–1 mS/m i normaliserad Chargeability. Från ca -3– -5 m ö. h. uppmäts värden mellan 0,01–0,025 mS/m i normaliserad Chargeability för hela sektionen.

Resistivitet (se fig. 21. nedan): Mean residual för reseivittssektionen är 1,3% (se fig. 21. nedan). Sektionens utseende och resistivitetsvärden stämmer väl överens med resistivittssektionen för gradientuppställningen för mätlinje 4 som beskrivits ovan, men följande avvikelser observeras: Från 0– -3 m ö. h. observeras ett område med resistiviteter från 42–130 Ω m med en rektangulär anomali med sitt centrum vid ca 15 m längs mätlinjen från ca 0– -1m ö. h., och anomalins längd är ca 2 m. En sfärisk anomali med lägre värde för resistivitet mellan 75–100 Ω m belägen vid ca 20 m längs mätlinjen vid ca 0 m ö. h. Från ca -3– -5 m ö. h. finns resistiviteter mellan 130–240 Ω m.

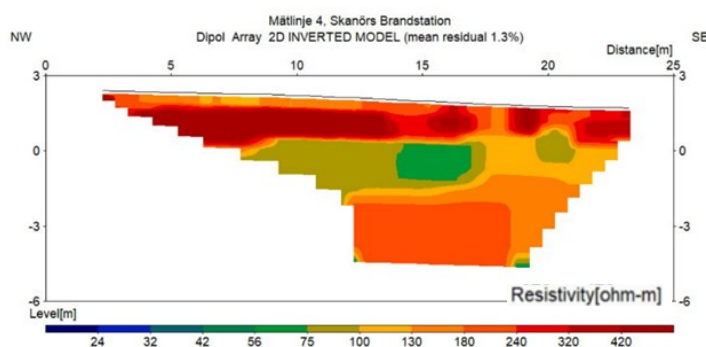


Fig. 21. Mätprofil för mätlinje 4 med dipol- dipol uppställning

IP- effekt (se fig. 22. nedan): Mean residual för IP-sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 2,7%. Hela sektionen uppvisar homogena värden för Chargeability mellan 0–4 mV/m, med undantag för ett område som startar vid ca 15 m längs linjen och slutar vid linjens slut. Området som avviker från homo-

geniteten i uppmätt Chargeability sträcker sig från markytan ner till ca -2 m ö. h., där större delen av området har värden för Chargeability mellan 4–16 mV/V. En sfärisk anomali med en längd på ca 2 m kan observeras vid ca 20 m längs mätlinjen på ett djup som motsvarar 0 m ö. h., och uppvisar värden för Chargeability mellan 16–40 mV/V.

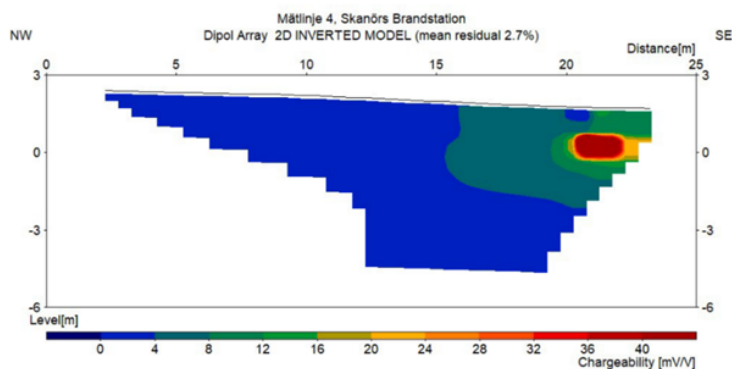


Fig. 22. Mätprofil för mätlinje 4 med dipol- dipol uppställning som visar IP- effekt.

Mätlinje 5

Sektionerna för mätlinjen är nästan 20 m långa och mäter ca -6 m u my som är belägen ca 2 m ö. h.

Normaliserad IP (se fig. 31. i bilaga 1): Sektionen för Normaliserad Chargeability för linje 5 har ett värde på 4,1% för mean residual. Längs markytan längs hela mätlinjen ner till ca 1,5 m djup u my har låga värden för normaliserad Chargeability uppmäts på ca 0,01mS/m. Men från ca 1,5 m u my och ner till ca -6 m ö. h. finns ett område som avviker med värden för normaliserad Chargeability på 0,016–1 mS/m, från mätlinjens start till ca 18 m längs linjen, de högsta värdena ses vid sektionens utkant. Vid ca 20 m längs mätlinjen kan en sfärisk anomali observeras med värden för normaliserad Chargeability på 0,016-1mS/m. Från ca -3– -6 m ö. h. vid ca 27 m längs mätlinjen finns ett sfäriskt område med en diameter på ett par m med värden för normaliserad Chargeability på 0,016–0,4 mS/m. Vid ca 38 m längs mätprofilen vid ca 0 m ö. h. finns ett långsmalt område med värden för normaliserad Chargeability på 0,016-1mS/m, men området är beläget vid sektionens utkant.

Resistivitet (se fig. 32. i bilaga 1): Main residual för resistivittssektionen är 14,1%. I hela sektionen finns ett område med höga resistiviteter mellan 240–420 Ω m längs markytan och som har ett djup på ca 2 m. Från mätlinjens början till ca 5 m på ett djup mellan 0– -3m ö. h. med resistivitetsvärden mellan 0–32 Ω m, och på samma djup men mellan ca 12–18 m längs mätlinjen finns en anomali med liknande resistivitetsvärden. I området mellan de två olika anomalierna har resistiviteter mellan 100–180 Ω m uppmäts. Vid ca 20 m längs mätlinjen finns en vertikal anomali som sprider ut sig på djupet i sektionen med lika höga resistiviteter som sektionen som följer markytan har, och de två områdena med höga resistiviteter hänger samman.

Från ca 22 m längs mätlinjen till linjens slut på ett djup mellan ca 0– -6 m ö. h. finns ett sammanhängande område med resistiviteter mellan ca 100–180 Ω m. Från ca 25–30 m längs mätlinjen på ett djup mellan ca 24–75 Ω m. Vid ca 0 m ö. h. i sektionens slut finns en liten utdragen anomali med lägre resistiviteter än lagret över med de höga resistiviteterna, område med lägre resistiviteter är ett par m långt och har resistivitetvärden mellan ca 24–100 Ω m.

IP- effekt: Main residual för IP- sektionen är den samma som för normaliserad IP, alltså 4,1% (se fig. 23. nedan). Från mätlinjens start till ca 12 m längs linjen ner till ca -6 m ö. h. till markytan finns ett område som har mätt ca 0–16 mV/V i Chargeability. Fyra sfäriska anomalier vid ca 10, 12, 17 och 20 m längs mätlinjen som är ca 1 m i diameter kan observeras i sektionen på ca 1–0 m ö. h., med värden mellan 32–40 mV/m i Chargeability. Längs markytan från ca 18–25 m längs profilen har värden för Chargeability mellan 4–8 mV/m uppmäts, anomalierna i markytan är utdragna längs horisontalplanet och uppskattas vara mindre än 1 m mäktiga.

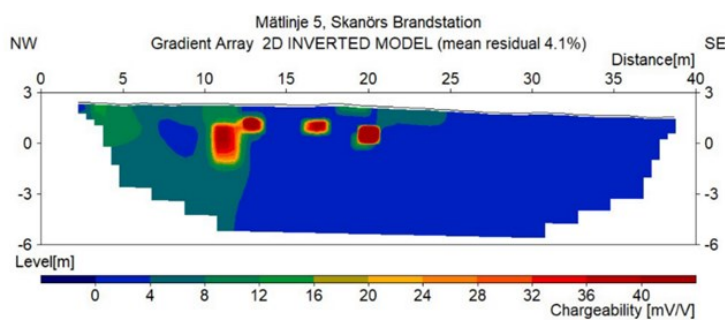


Fig. 23. Mätprofil för mätlinje 5 som visar IP- effekt.

Mätlinje 5 korsades av ett metallstaket som löper runt fastighet 8:16 (se fig. 11.). Metallstaketet korsar mätlinjen mycket nära dess mitt vilket är vid ca 20 m längs mätlinjen. Då metallstaketet för mätlinje 5 korsar staketet så blir sannolikt inte alla mätningar störda. Dock måste de anomalier som kan observeras runt ca 20 m för mätlinje 5 beaktas med stor försiktighet då störningens omfattning är svår att uppskatta. Resistivitmätningen för mätlinje 5 är mer störd än de andra sektionerna för linjen då mean residual för resistivitetssektionen är 14, 1% (se fig. 31 i bilaga 1.) vilket ger en betydande felmarginal. De andra sektionerna för mätlinje 5 för IP (se fig. 23. nedan) och normaliserad IP (se fig. 33. i bilaga 1.) har värden för mean residual under 5% vilket är betydligt bättre än för resistivitmätningen. Felmarginerna för sektionerna för IP och normaliserad IP för mätlinje 5 bör ändå tas i beaktande vid tolkning av anomalier som uppmäts längs mätlinjen.

9.1 Fence- diagram

I fig. 24.–26 nedan, har alla sektioner för normaliserad IP, resistivitet och IP lagts ihop i var sitt så kallat

fencediagram för att mätprofilernas läge och anomalernas läge ska kunna jämföras och bli tydligare. När man lägger ihop mätprofiler i ett fencediagram får man en typ av 3D- modell som gör att man både kan se och tolka strukturer och anomalier på ett bra sätt. För mätlinje 4 som har mätts med två olika elektroduppställningar valdes sektionerna mätta med gradientuppställning till fence-diagrammen då alla andra mätprofiler mätts med den elektrodkonfigurationen.

Anomalierna i IP och normaliserad IP i mitten av mätprofil 1 sammanfaller med anomalin i slutet av mätprofil 4 (se fig. 24. och 26.). I provpunkt 4 påträffas från 1,5–2 m under markytan finsand med ett fåtal tunna torvskikt.

Enligt Rayne & Forest så bromsas transporten av PFAS- ämnen upp då halten kol i marken ökar. Anomalin i slutet av mätprofil 4 är belägen inte långt ifrån provpunkt 4 där de tunna lagren av torv hittats (se fig.6.). Torv innehåller höga halter av organiskt kol enligt Naturvårdsverket (2003), så en högre halt av PFAS- ämnen i torvlagren skulle kunna finnas. Torvlagrens utbredning är idag inte kartlagd, men man har vid jordprovtagning inte funnit torv i några andra provpunkter i undersökningsområdet. Således är antagligen inte torvskitens utbredning stor, men den skulle kunna sträcka sig till områdena där anomalier uppmäts i mätprofil 1 och 4, vilka tydligt kan ses i normaliserad IP och IP- effekt (se fig. 24. och 26.) Där de högsta halterna av PFOS hittats i grundvattenrör 3 (se tabell. 1.) kan inga anomalier observeras i mätprofil 4 vilken startar i jämnhöjd med grundvattenrör 3 (se fig. 6.). Den högsta halten av summan av PFAS-ämnen har hittats i grundvattenrör 4 (se tabell.1.). Längs mätprofil 4 kan inga anomalier i jämnhöjd med grundvattenrör 4 i IP- och normaliserade IP- sektionen mätt med gradient-uppställning ses (se fig. 24 och 26).

I sektionen mätt med dipol- dipol- uppställning kan värden för IP- effekt på 4–8 mV/V observeras vid ca 15 m längs mätlinjen, vilket är aningen högre än resten av profilen som bara uppvisar värden mellan 0–4 mV/V (se fig. 22.). Anomalin som startar vid ca 15 m längs mätprofil för IP-effekt för linje 4 mät med dipol- dipol- uppställning är i jämnhöjd med grundvattenrör 4. För normaliserad IP för mätprofil 4 kan liknande anomali-mönster för dipol- dipol uppställningen observeras som för IP- sektionen (se fig. 29. i bilaga 1.). I grundvattenrör 9 har både PFOS och PFAS- ämnen hittats (se tabell. 1.). I slutet av mätprofil 3 kan en anomali i både IP och normaliserad IP ses som sammanfaller med placeringen av grundvattenrör 9 (se fig. 6., 24. och 26.). Dock har mätprofilerna för linje 3 en högre mean residual än de andra sektionerna, så kvaliteten på data kan vara lägre än vad som hade varit önskvärdt.

Normaliserad IP (se fig. 24.): Anomalin som tydligt kan observeras i slutet av mätprofilen för mätlinje 4 sammanfaller med anomalierna som är belägna i mitten av mätprofilen för mätlinje 1. Anomalierna i slutet av mätlinje 4 och mitten på mätlinje 1 är belägna framför brandstationens asfaltsplan, en förorenings-spridning i den riktningen är inte samstämmig med

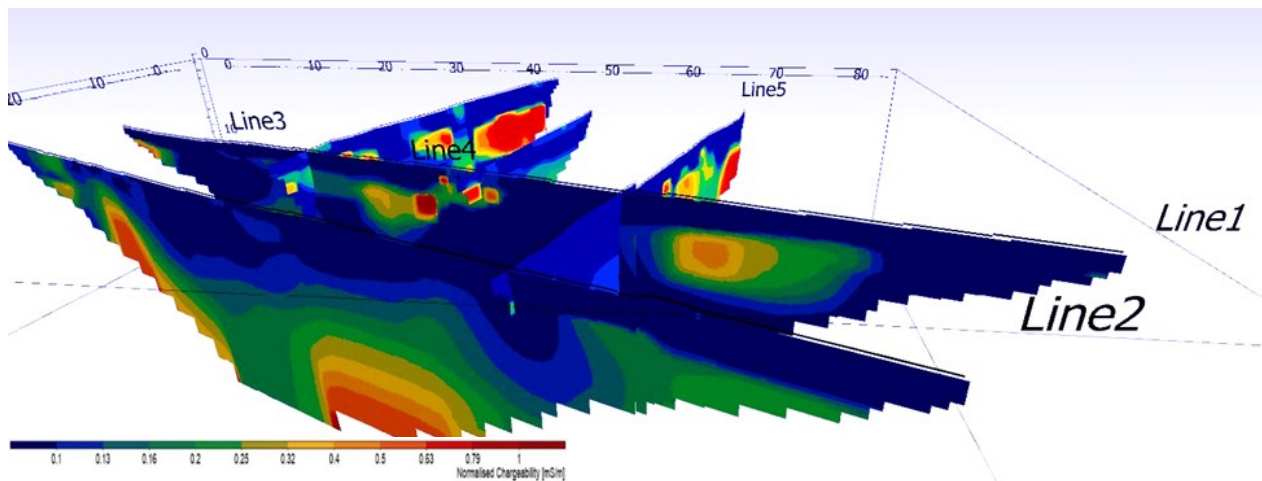


Fig. 24. Fencediagram som visar mätprofiler för normaliserad IP för samtliga mätlinjer.

Resistivitet (se fig. 25.): De högresisiva området nära markytan som ses i alla mätprofilerna för resistivitetssektionerna sammanfaller och förekommer på samma nivå i alla mätprofilerna. Sektionen för mätlinje 3 sammanfaller med mätlinje 1 och de anomalier som ses i de två olika sektionerna sammanfaller och korrelerar väl. Sektionen för mätlinje 4 sammanfaller med mätlinje 1, men de lågresisiva anomalierna som kan observeras i mätprofil 1 kan inte ses i mätprofilen för linje 4. Dock finns inte data representerad på sådana djup för slutet av mätprofil 4 där anomalierna ses i mätprofil 1. Mätprofil 5 korsar mätprofil 1 och 2 men den sfäriska anomalin som ses i slutet av mätprofil 5 kan inte härledas i mätprofil 1 eller 2.

Som visas i tabell 2 så ger torr sand högre resistivitetvärden än blöt sand, då vattnet i porerna i blöt sand ökar ledningsförmågan i jordarten. De högresisiva områdena i markytan och ner till någon m under markytan i samtliga resistivitetssektioner tolkas som grund-

vattenytan, där gränsen mellan torr och vattenmättad sand finns (se fig.25.). För mätprofil 2 startar det högresisiva området i markytan först vid ca 35 m längs mätprofilen (se fig.14.), det tolkas som att ingen torr sand finns i markytan i början av mätprofilen, utan marken är vattenmättad hela vägen upp till markytan. För mätprofilen för mätlinje 4 kan inte den leriga moränen observeras för mätprofilerna för resistivitet då linje 4 inte har lika stort nedträngningsdjup som mätprofil 1 och 2, då elektroduppställningen var kortare för mätlinje 4. Området med de högsta resistiviteterna för mätprofilen för linje 4 tolkas som den omättade zonen över grundvattenytan. Under grundvattenytan sjunker resistiviteten för mätprofilen för linje 4, vilket tolkas som att de vattenmättade porerna i jordarten höjer ledningsförmågan. För resistivitetssektionerna för mätprofil 1 och 2 kan man tydligt se gränsen mellan den leriga moränen och sanden, då resistiviteten sjunker för den leriga moränen, då leran i jordarten ökar ledningsförmågan (se fig. 13, 15. och 25.).

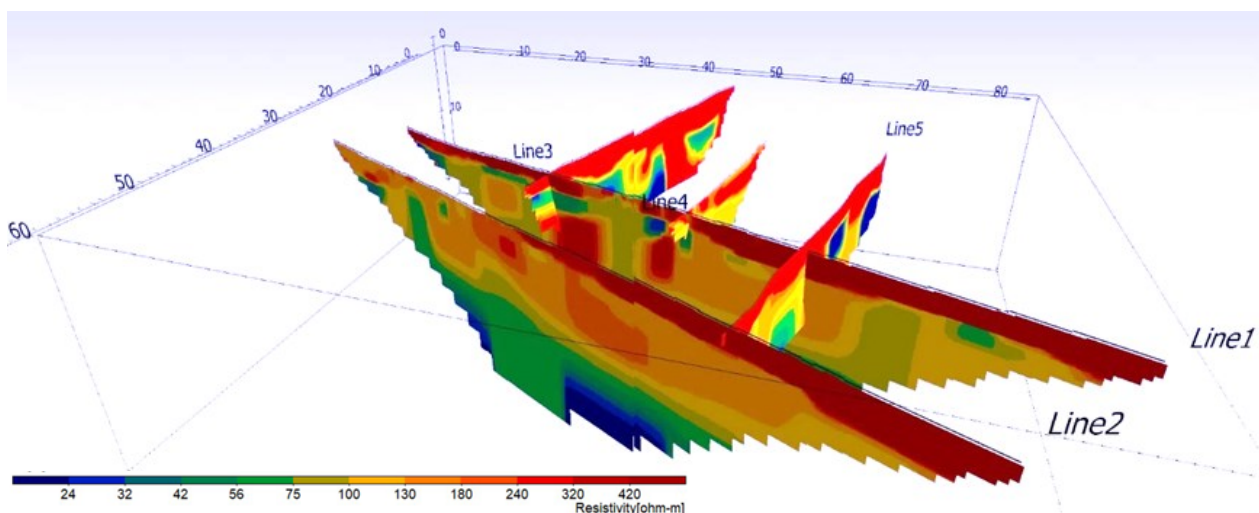


Fig. 25. Fencediagram som visar mätprofiler för resistivitet för samtliga mätlinjer.

IP- effekt (se fig. 26.): Anomalin i slutet av mätprofil 3 sammanfaller med den utdragna anomalin som kan observeras efter ca 30 m längs mätlinje 1. Anomalin i slutet av mätprofil 4 sammanfaller med de sfäriska anomalierna som förekommer i mitten av mätprofil 1, vilket även observeras i sektionerna för normaliserad IP. Mätprofil 5 korsar mätprofil 1 och 2 men anomalierna i de tre profilerna sammanfaller inte. De sfäriska anomalierna fram till ca 20 m längs mätprofil 5 skulle kunna tyda på en förorenings-spridning i en N-riktning från brandstationens asfaltsplan. Dock är mätlinje 5 påverkad av metallstängslet som korsade mätlinjen och det är oklart hur störda mätningarna längs mätlinje 5 är av 3D- effekter.

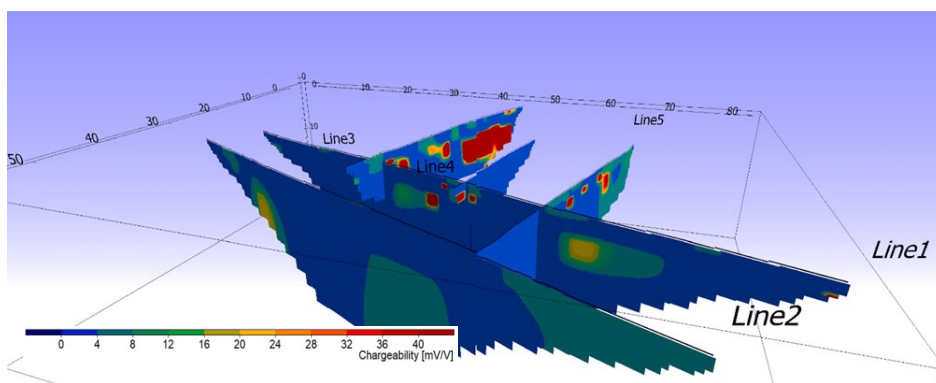


Fig. 26. Fencediagram som visar mätprofiler för IP- effekt för samtliga mätlinjer.

10 Felkällor

I bilaga 3 kan kartor över ledningssystemen som finns inom undersökningsområdet observeras (se fig. 39–41 i bilaga 3). Hur de olika ledningarna i marken påverkar mätningarna är oklart, så det måste tas i beaktande att man i nuläge inte kan utesluta att ledningarna ger upphov till anomalier i mätprofilerna. En vidare undersökning som hade kunnat vara till hjälp för att avgöra hur mycket olika ledningar stör eller ger utslag i mätdata skulle vara att gå över området med en metalldetektor.

3D- effekter är ett fenomen som alltid kan påverka resistivitets- och IP- mätningar, vilket innebär att objekt som inte befinner sig längs mätlinjen, utan i vinkel mot och vid sidan av mätlinjen kan påverka mätningarna. 3D- effekter kan försvåra vid tolkning av mätprofiler enligt Dahlin och Jeppson (2016), då det är svårt att avgöra vilken del i markprofilen som ger upphov till de uppmätta värdena. För mätprofil 3 och 5 kan 3D- effekter ha haft inverkan på mätvärdena då mean residual för sektionerna är hög, men störningskällor som metallstängsel observerades i fält och har sannolikt gett upphov till de höga felmarginalerna och en mindre god datakvalitet. Även ledningarna inom undersökningsområdet som finns redovisade i bilaga 3 kan ha gett upphov till 3D- effekter vid mätningarna.

11 Diskussion

Geologin inom undersökningsområdet är homogen i de översta tio m av markprofilen enligt SGU:s jordartskarta, SGU:s kartvisare för jordlagerföljder, SGU:s brunnarkiv och skruvborringar utförda av Miljöfirman AB. Dock har flera små lokala variationer av sand, grus, fyllnadsmassor, och torv hittats vid skruvborringar inom undersökningsområdet utförda av Miljöfirman. Anomalier i mätprofilerna kan representera skillnader i geologin, även om skillnaderna i geologin är små kan det inte uteslutas att de ger upphov till anomalier i mätprofilerna.

Enligt I resistivitetssektionerna för mätlinje 1 och

2 observeras gränsen mellan sand och lerigmorän vid ca -9 m ö. h. vilket stämmer väl överens med uppgifter från SGU:s kartvisare för jordlagerföljder och SGU:s brunnarkiv. För mätprofil 1 i resistivitetssektionen ses ett område med högre resistivitet på djupet mellan ca 40–50 m längs mätprofilen (se fig. 13.), den anomalin skulle kunna bero av lokal variation i geologin, som att moränen

är mer sandig just där, men det är i dagsläget med informationen som nu finns tillgänglig inte möjligt att mer exakt tolka vad anomalin kommer av. Det finns ett område i markytan för resistivitetssektionen för mätprofil 1 vid ca 35m (se fig. 13.) där resistiviteten i markytan är lägre och en del lågresisiva områden finns i anslutning till platsen, men under området med hög resistivitet som tolkas som torr sand. De lågresisiva områdena så nära markytan för mätprofil 1 skulle kunna vara ett tecken på PFAS eller PFOS- förorening då dessa ämnen är starka syror med negativt laddade molekyler vilket med stor sannolikhet skulle sänka resistiviteten i marken. De högresisiva områdena i mätprofil 1 i vad som tolkas som den sandiga delen av markprofilen, skulle kunna komma av lokala variationer i geologin som sänker markens ledningsförmåga just där. Dock är det inte möjligt att i dagsläget mer exakt tolka vad som ger upphov till anomalierna med så hög resistivitet.

I markytan för mätprofilerna för mätlinje 4 ses ett område med lägre resistivitet fram till ca 15m längs mätprofilerna (se fig. 20. och 21.), den sträckan sammanfaller med asfaltsplanens utbredning. Om det är själva asfalten eller förorening direkt under asfalten i resistivitetssektionerna för linje 4 är i dagsläget inte möjligt att säga, men Karlström har hittat PFOS- förorening i jordprover i provpunkt 3 (se fig. 3.) direkt under asfalten. För dipol- dipol uppställningen för mätprofil 4 finns två anomalier vid ca 15 m och 20 m längs mätprofilen som har lägre resistiviteter (se fig. 22.). Om de lågresisiva områden i mätprofil 4 representerar områden där PFOS eller PFAS adsorberats till

mineralkorn i sanden och sänker resistiviteten, eller om det är lokala geologiska variationer så som till exempel linsar med lera som ger upphov till anomalier är i dagsläget inte möjligt att avgöra.

Det som talar för att det verkligen finns ett objekt i markprofilen som ger upphov till anomalier, är att där de låga resistiviteter observeras för mätprofil 4 mätt med dipol- dipol uppställning sammanfaller med anomalier i sektionerna för IP- effekt och normaliserad IP för mätlinje 4. Då mätprofilerna för resistivitet för mätlinje 3 och 5 har så höga värden för mean residual så anses datakvaliteten vara för låg för att några vidare tolkningar och slutsatser ska kunna dras utifrån de två sektionerna.

Det bör också påpekas att halterna av PFAS och PFOS inom undersökningsområdet är relativt låga, vilket stämmer väl överens med vad platschefen vid brandstationen i Skanör berättar om brandstationens historia, där största källan till föroreningar är mindre spill, då släckningar av bränder bara skett några enstaka gånger på asfaltsplanen framför stationen sedan brandstationen byggdes år 1973 (personlig kom. Michael Tegnér)

Enligt Lesmes & Slater (2002) kan skillnad mellan IP- effekt och normaliserad IP bero av att normaliserad IP ger mer utslag för lera i jordarten och inte lika mycket för elektrolyter i porvätskan. Sektionerna för IP- effekt och normaliserad IP uppvisar vissa skillnader i anomalimönster (se fig. 24. och 26.). Framförallt kan skillnad mellan de sfäriska anomalierna i mätprofil 1 för IP- effekt ses, där de ter sig mer utdragna och ”sliriga” i sektionen för normaliserad IP (se fig. 12. och 14.). Sådana skillnader mellan IP- effekt och Normaliserad IP i sektionerna hade kunnat visa på litologiska skillnader i geologin, men vidare undersökningar hade behövts för att säkerställa vad skillnaderna beror av.

En vidare undersökning som hade kunnat ge mycket värdefull information om hur väl resistivitet- och IP- metoden fungerar för kartläggning av PFOS och PFAS, är att testa i laboratorium hur föroreningarna ser ut i mätdata. Om man till exempel håller PFOS i en ren vattenmättad sand och mäter IP- effekt och resistivitet så skulle man med säkerhet kunna fastställa att metoderna kan detektera föroreningen. Vid mätningar ute i naturen finns alltid lokala skillnader i geologin som kan ge utslag i mätdata, även om geologin är så pass homogen som i undersökningsområdet i Skanör. Vidare hade det kunnat vara intressant att mäta om IP- effekt och resistivitet ger olika utslag för PFOS- förorening i olika jordarter och vid olika koncentrationer.

12 Slutsatser

Inom undersökningsområdet har anomalier hittats som skulle kunna vara PFOS- förorening men mer undersökningar krävs för att det ska kunna säkerställas. Man hade bland annat behövt försäkra sig om att det inte är metallföremål eller annat så som ledningssystem som

ger upphov till anomalier. Försök att mäta PFAS och PFOS med resistivitet och IP- mätningar vid laboratorieundersökningar skulle kunna ge mycket värdefull information, även om naturen alltid skiljer sig från förhållande i laboratorium. Att se resistivitets- och IP- mätningar som en metod som kan ersätta dagens provtagningsmetodik för kartläggning av PFOS och PFAS är inte sannolikt, men resistivitet- och IP- mätningarna skulle kunna vara ett viktigt verktyg och hjälpmedel för att hitta vart vidare undersökningar med andra metoder ska fokuseras.

Vid eventuell vidare undersökning av IP- och resistivitetets mätningens lämplighet för kartläggning av PFOS skulle det kunna vara lämpligt att utföra mätningar där koncentrationerna av PFOS är högre. Högre koncentrationer av PFOS skulle ge större sannolikhet att det finns ansamlingar av förorening i marken, som antagligen skulle kunna ha större sannolikhet att ge utslag vid mätningar med resistivitet och IP.

Den geologiska lagerföljden som observerats vid brunnborrningar och som den geologiska konceptuella modellen bygger på (se fig. 2.) stämmer väl överens med resistivitetmätningarna. Dock kan vissa anomalier ses inom den sandiga delen av lagerföljden, men vad anomalierna beror av är i dagsläget inte möjligt att dra slutsatser om. Resistivitetmätningarna visar att sandens mäktighet är ca 10 m inom hela undersökningsområdet. Då sanden är en genomsläpplig jordart med hydraulisk konduktivitet på ca 10⁻³–10⁻⁶ m/s finns stor risk att föroreningsspridning och utspädning av föroreningen redan skett i grundvattnet.

13 Tackord

Jag vill tacka följande personer för er hjälp och medverkan i det här examensarbetet:

Min handledare Håkan Rosqvist.

Torleif Dahlin och Charlotte Sparrenbom för er expertis och hjälp inom era expertområden.

Miljöfirman AB och Jesper Karlström för allt material om tidigare undersökningar och all hjälp och kunskap om undersökningsområdet.

Simon Rejckjär för all hjälp och guidning i fält och med bearbetning av data.

14 Referenser

- Carlsson, L., & Gustafson, G., 1984: Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik. Statens råd för byggnadsforskning : Sv. byggtjänst (distr.), 1984 ; Stockholm : LiberTryck., Stockholm. 1-131 pp.
- Cousins, I. T., Vestergren, R., Wang, Z., Scheringer, M. & McLachlan, M. S., 2016: The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International* 94, 331-340. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044>
- Dahlin, T. & Leroux, V., 2012: Improvement in time-domain induced polarization data quality with multi-electrode systems by separating current and potential cables. *Near Surface Geophysics* 10. doi: 10.3997/1873-0604.2012028
- Europaparlamentets och rådets förordning nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar och om ändring av direktiv 79/117/EEG
- Filipovic, M., Woldegiorgis, A., Norström, K., Bibi, M., Lindberg, M. & Österås, A. H., 2014: Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere* 129, 39-45. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.09.005
- Jepsson, H., & Dahlin, T 2016: Geoelektriska metoder inom tillämpad geofysik Resistivitetsmätning, IP-mätning, SP-mätning. Kompendium i Geofysiska undersökningsmetoder, GEOC04. Geologiska institutionen vid Lunds Universitet. 1-70.
- Karlström, J. M., 2016:1: Miljöteknisk markundersökning Kv Skanör 8:15, Vellinge kommun. 1-33.
- Karlström, J. M., 2016:2: Kompletterande miljöteknisk markundersökning Kv Skanör 8:15, Vellinge kommun. 1-48.
- Karlström, J. M., 2016:3: Kompletterande miljöteknisk markundersökning Kv Skanör 8:15, Vellinge kommun. 1-63.
- Karlström, J. M., 2017: Kompletterande miljöteknisk markundersökning Kv Skanör 8:15, Vellinge kommun. 1-18.
- Keller, G. V., 1959 Analysis of some electrical transient measurements on igneous, sedimentary and metamorphic rocks,. Pergamon Press;.
- Kemikalieinspektionen, 2013: Brandskum som möjlig förorenare av dricksvattentäkter. 1-32.
- Kemikalieinspektionen, 2015: Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ.
- Kissa, E., 2001: Fluorinated Surfactants and Repellents. Marcel Dekker, Inc. , New York 1-623 pp.
- Lindstrom, A. B., Strynar, M. J. & Libelo, E. L., 2011: Polyfluorinated compounds: past, present, and future. *Environment International* 45, 7954-7961. doi: 10.1016/es2011622
- Naturvårdsverket, 1999: Rapport 4918. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. . 1-152.
- Naturvårdsverket, 2003: Oförbränt material i aska - Andel organiskt kol, mätmetoder och mängder. Rapport 5334. 1-40.
- Naturvårdsverket, 2009: Rapport 5976. Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning. 5976, 1-105.
- Office, U. S. E. P. A. & Division, O. W. H. a. E. C., 2016 Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). (4304T)1-62.
- Pabon, M. & Corpart, J. M., 2002: Fluorinated surfactants: synthesis, properties, effluent treatment. *Journal of Fluorine Chemistry* 114, 149-156. doi: 10.1016/S0022-1139(02)00038-6
- Pettersson, M. L., M. Ohlsson, Y. Berggren Kleja, Y. Tiberg, C. , Linköping, 1.1-1502-0078, D. & 15459, U., 2015: Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten, Statens geotekniska institut, SGI. 1-40.
- R. L. Johnson, A. J. Anschutz, J. M. Smolen, M. F. Simcik & Penn, R. L., 2007: The Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate onto Sand, Clay, and Iron Oxide Surfaces. *J. Chem. Eng. Data*, 1165-1170.
- Rayne, S. & Forest, K., 2009: Congener-specific organic carbon-normalized soil and sediment-water partitioning coefficients for the C1 through C8 perfluoroalkyl carboxylic and sulfonic acids. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 44, 1374-1387. doi: 10.1080/10934520903217229
- Reynolds, J. M., 2010: An introduction to applied and environmental geophysics. Chichester ; Weinheim [u.a.] : Wiley, 2010.2. ed.
- Rumsby, P. C., McLaughlin, C. L. & Hall, T., 2009: Perfluorooctane sulphonate and perfluorooctanoic acid in drinking and environmental waters. *Phil. Trans. R. Soc. A* 4119-4136.
- Schultz, M. M., Barofsky, D. F. & Field, J. A., 2004: Quantitative determination of perfluorinated sulfonates in groundwater by LC MS/MS. *Environment International*, 1828-1835..
- Slater, L. & Lesmes, P. D., 2002: IP interpretation in environmental investigations. *Geophysics* 67, 77-88.
- Weiß, O., Wiesmüller, G. A., Bunte, A., Gönenb, T., , Schmidt, C. K., Wilhelm, M. & Hölzer, J., 2012.: Perfluorinated compounds in the vicinity of a fire training area – human biomonitoring among 10 persons drinking water from contaminated private wells in Cologne, Germany *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 212-215.
- Internetkällor:
NE, nationalencyklopedin. Hämtad 2018-05-10 från [https://www-ne-se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/anomali-\(geofys\)](https://www-ne-se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/anomali-(geofys))
SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. Kartvisaren, Brunnarkivet. Brunnarsidentitet 12300047. Hämtad 2018-04-29 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html>

Bilaga 1

Nedan följer olika sektioner för olika mätlinjer som inte valts att ha med i resultat kapitlet.

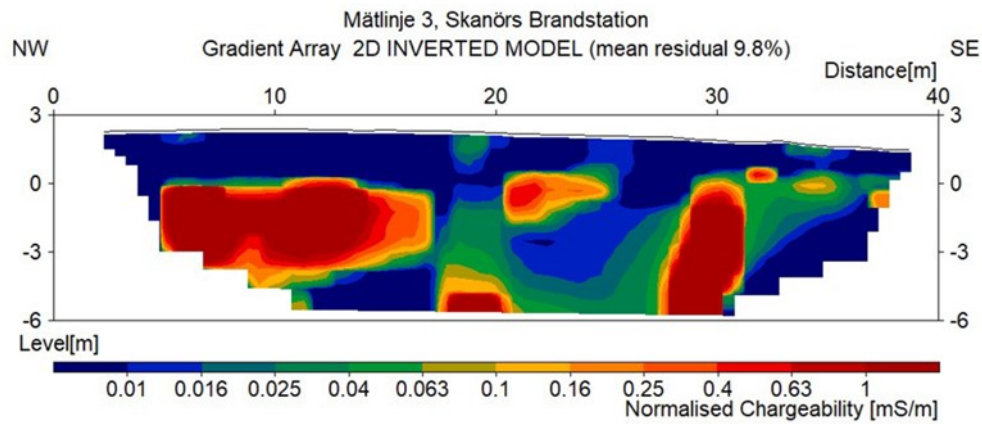


Fig. 27. Mätprofil för mätlinje 3 som visar normaliserad IP.

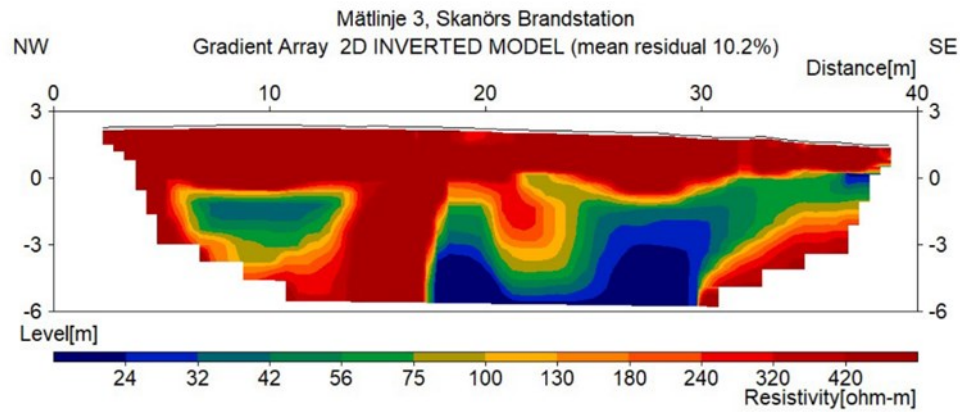


Fig. 28. Mätprofil för mätlinje 3 som visar resistivitet.

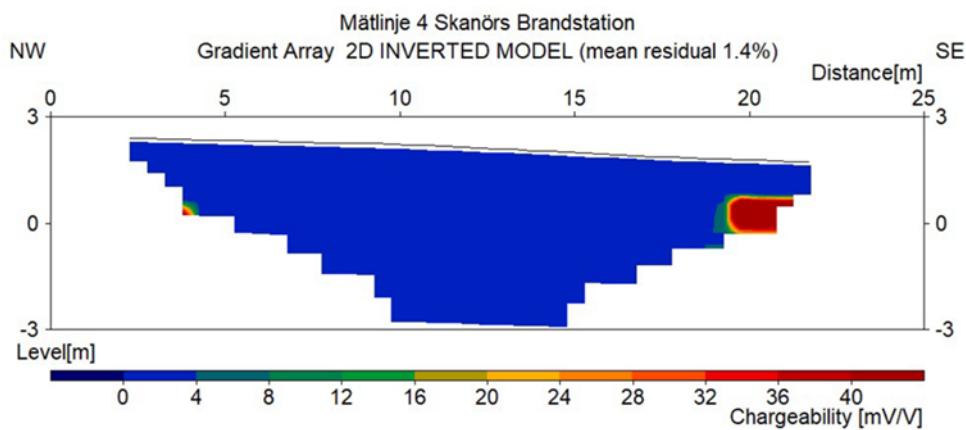


Fig. 29. Mätprofil för mätlinje 4 som visar IP- effekt.

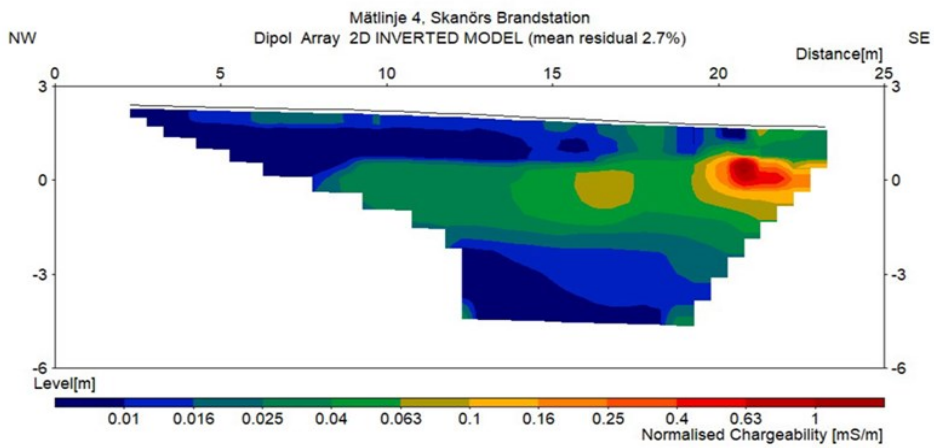


Fig. 30. Mätprofil för mätlinje 4 som visar normaliserad IP.

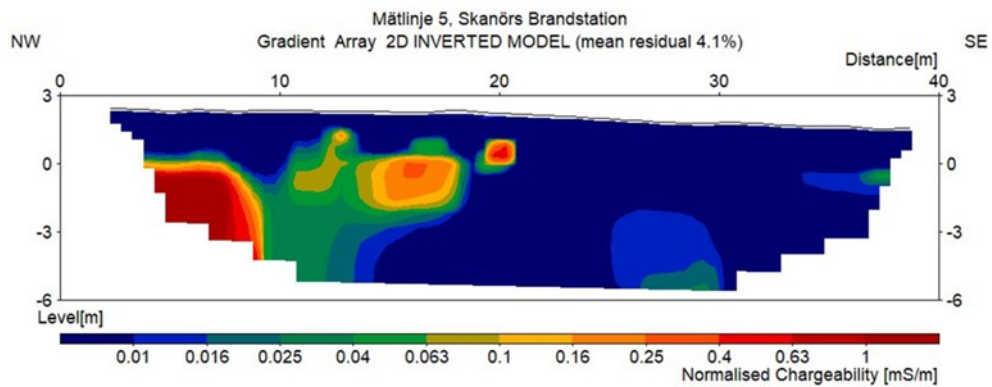


Fig. 31. Mätprofil för mätlinje 5 som visar normaliserad IP.

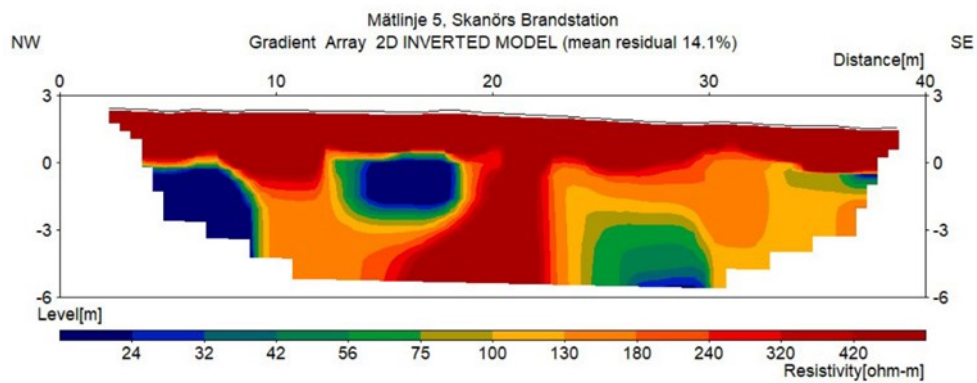


Fig. 32. Mätprofil för mätlinje 5 som visar resistiviteten.

Bilaga 2

Nedan följer sektionerna skapade i programmet RES2DinV. För varje mätlinje finns sektioner för både resistivitet och IP.

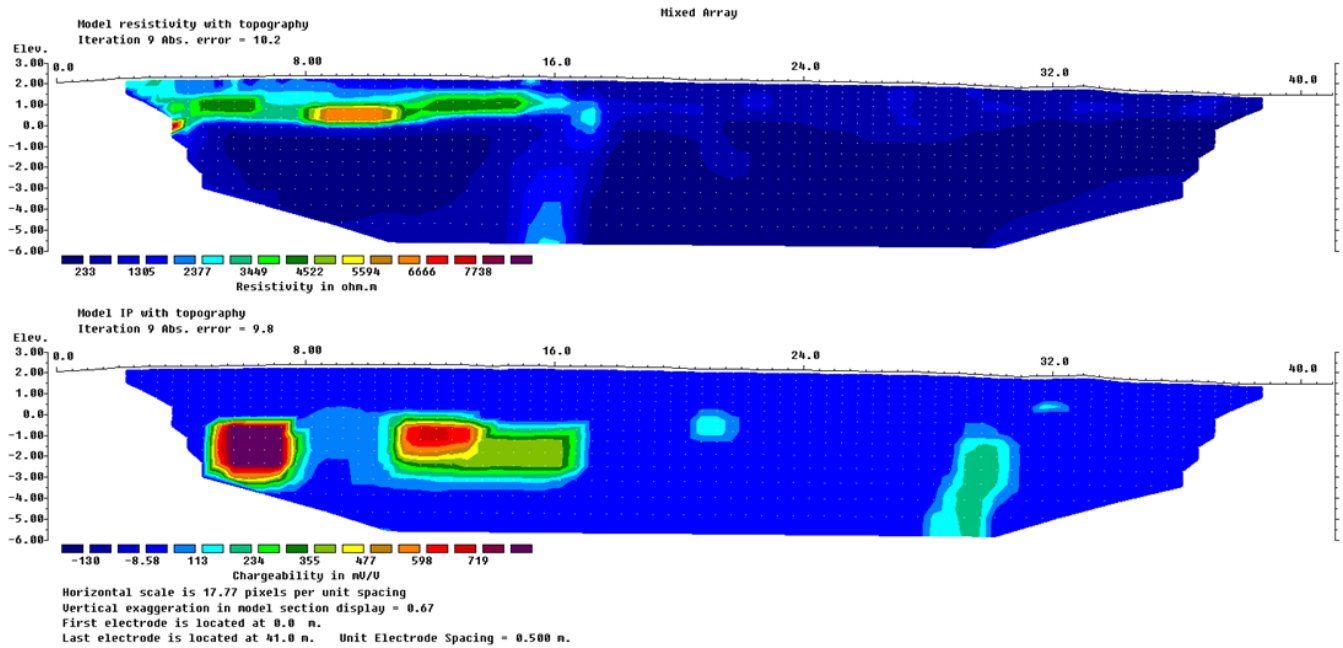


Fig. 33. Sektioner för mätlinje 1 utförd med gradientuppställning.

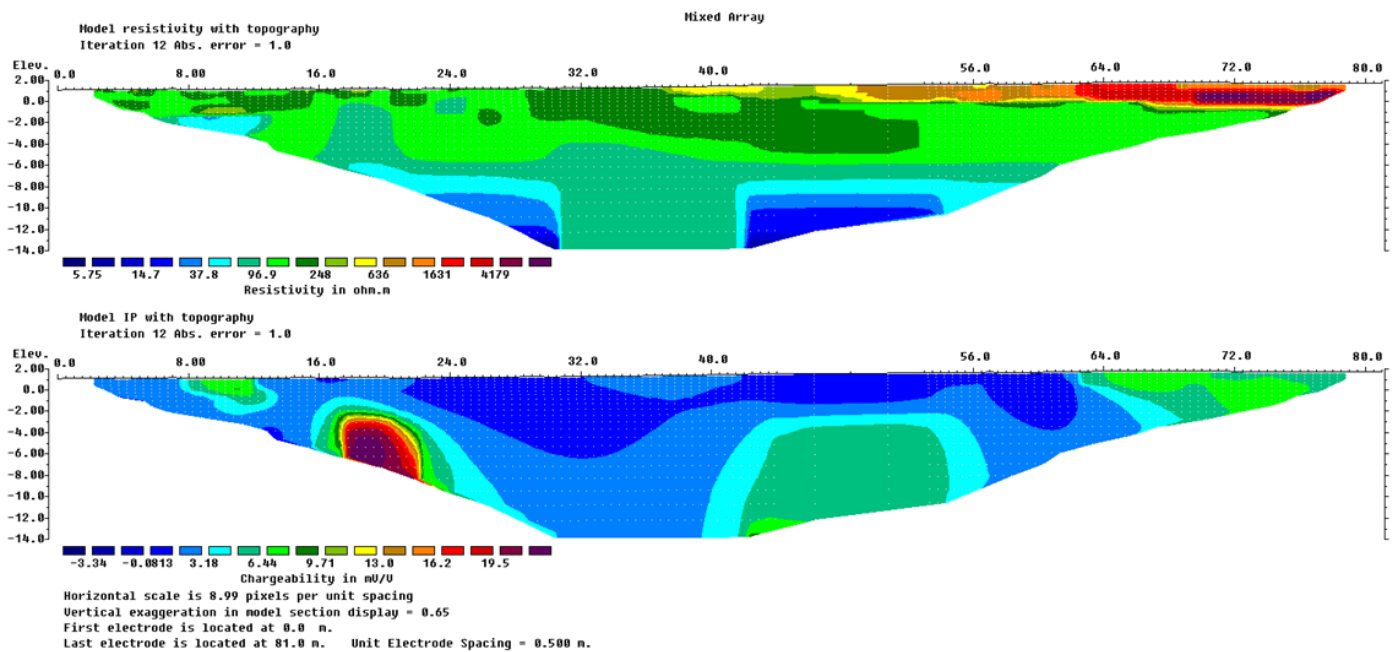


Fig. 34. Sektioner för mätlinje 2 utförd med gradientuppställning.

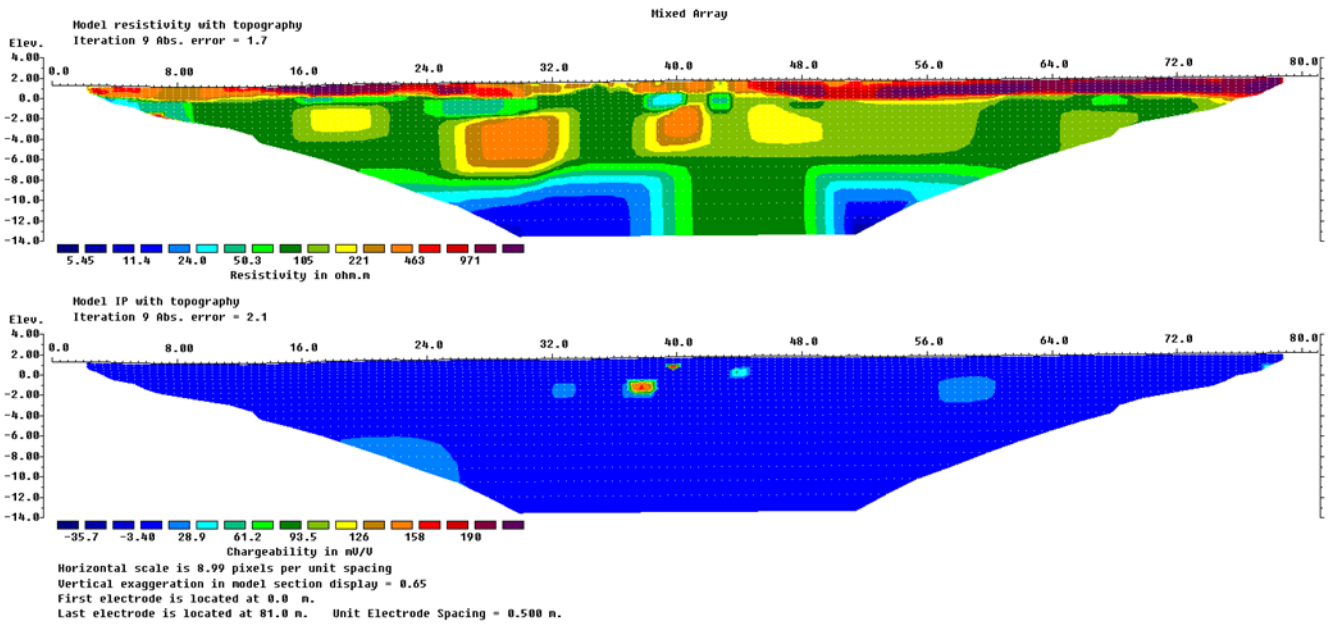


Fig. 35. Sektioner för mätlinje 3 utförd med gradientuppställning.

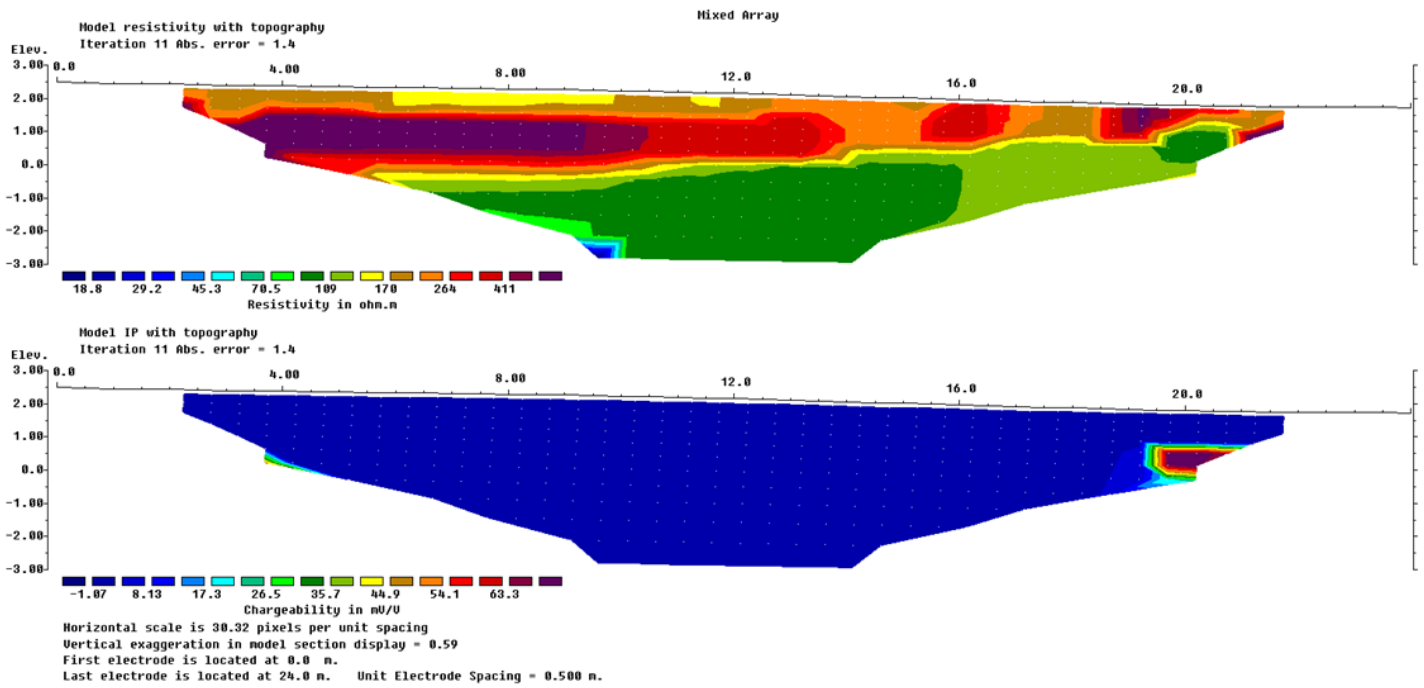


Fig. 36. Sektioner för mätlinje 4 utförd med gradientuppställning.

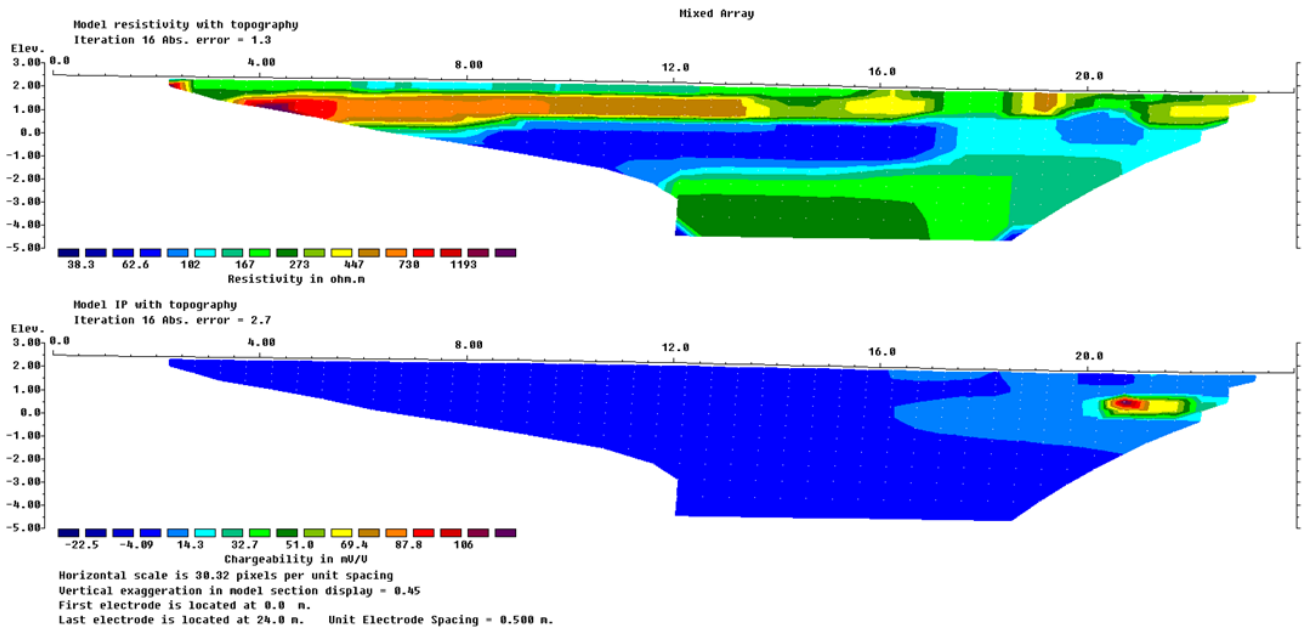


Fig. 37. Sektioner för mätlinje 4 utförd med dipol- dipol-uppställning.

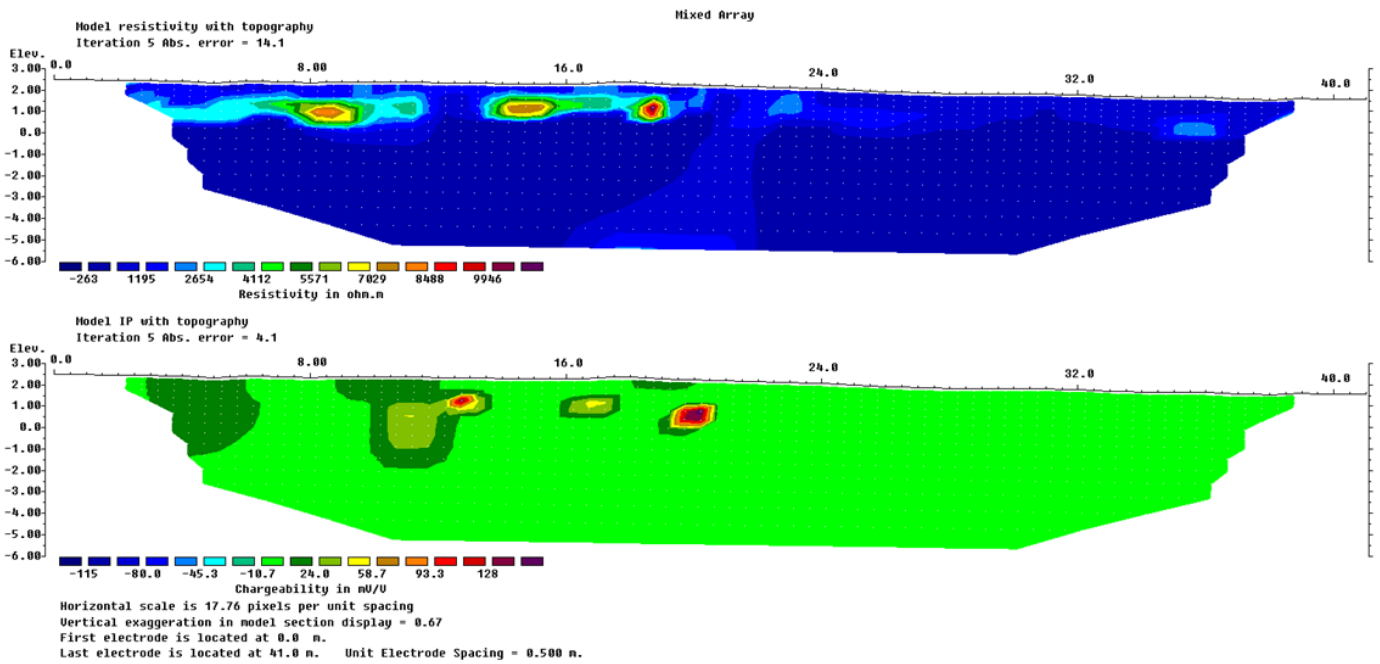


Fig. 38. Sektioner för mätlinje 5 utförd med gradientuppställning.

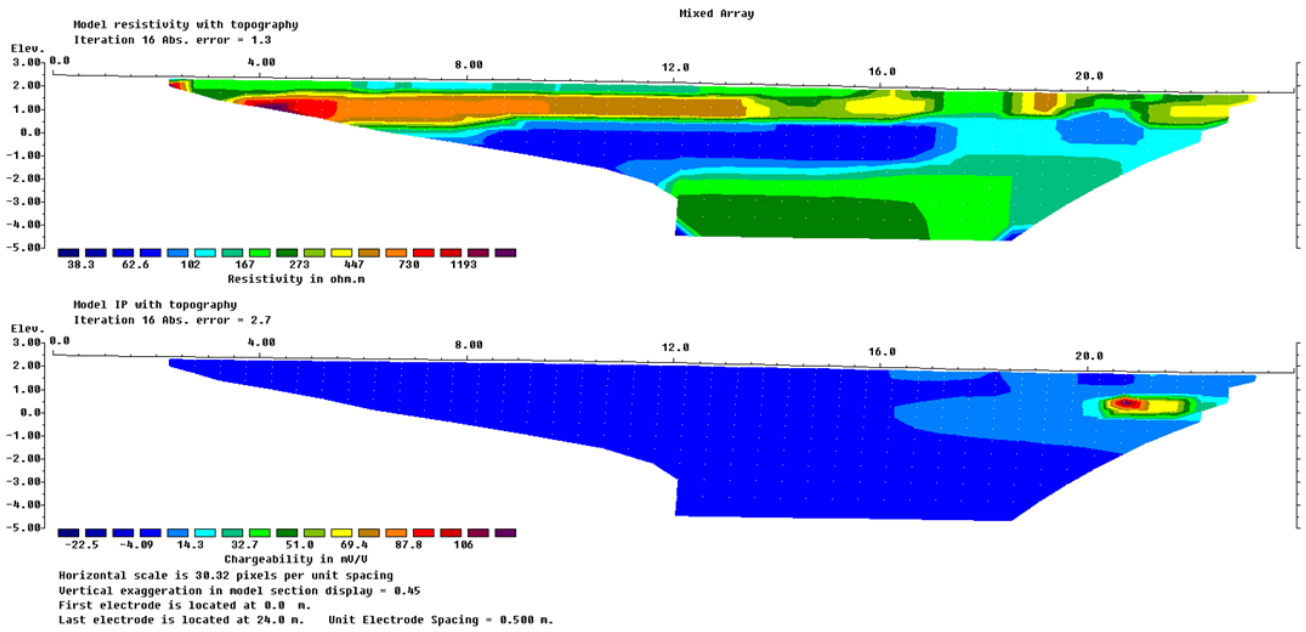


Fig. 37. Sektioner för mätlinje 4 utförd med dipol- dipol-uppställning.

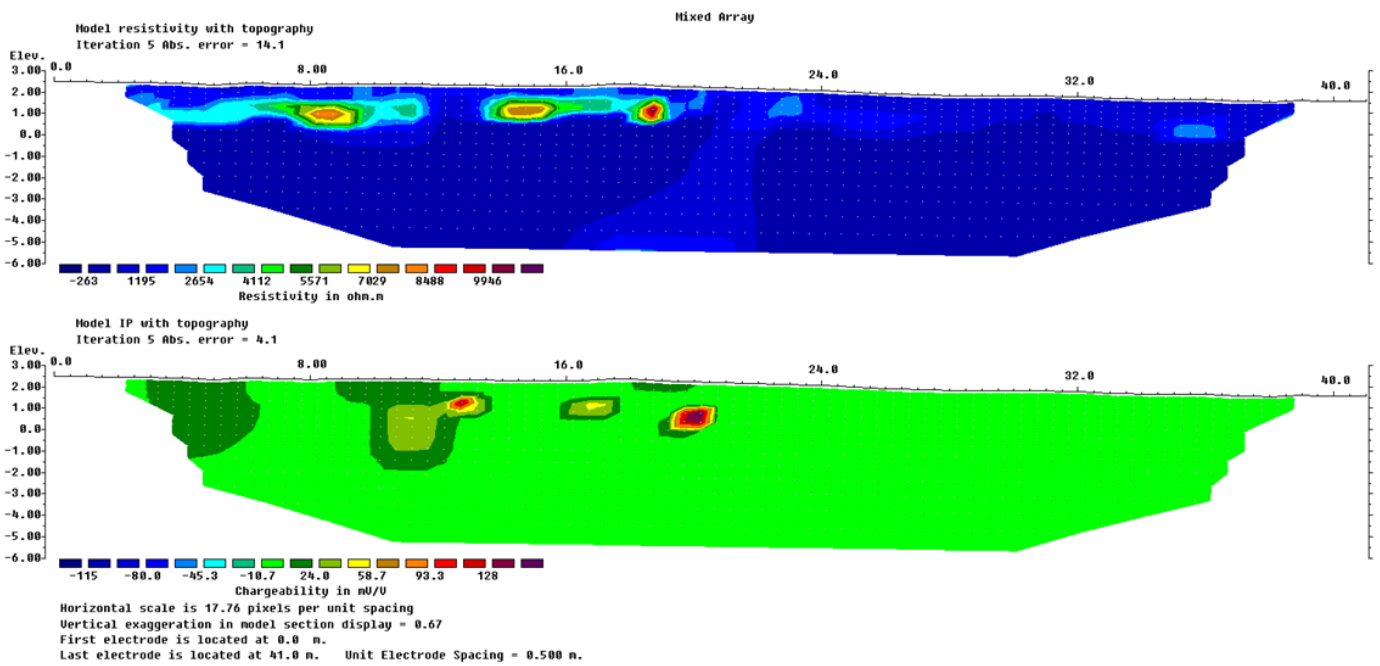


Fig. 38. Sektioner för mätlinje 5 utförd med gradientuppställning.

Bilaga 3

Nedan följer ritningar över ledningssystemen som finns vid brandstationen i Vellinge kommun. Alla kartor över de olika ledningssystemen kommer från Miljöfirman AB som har samlat in dem från ansvariga myndigheter eller före-

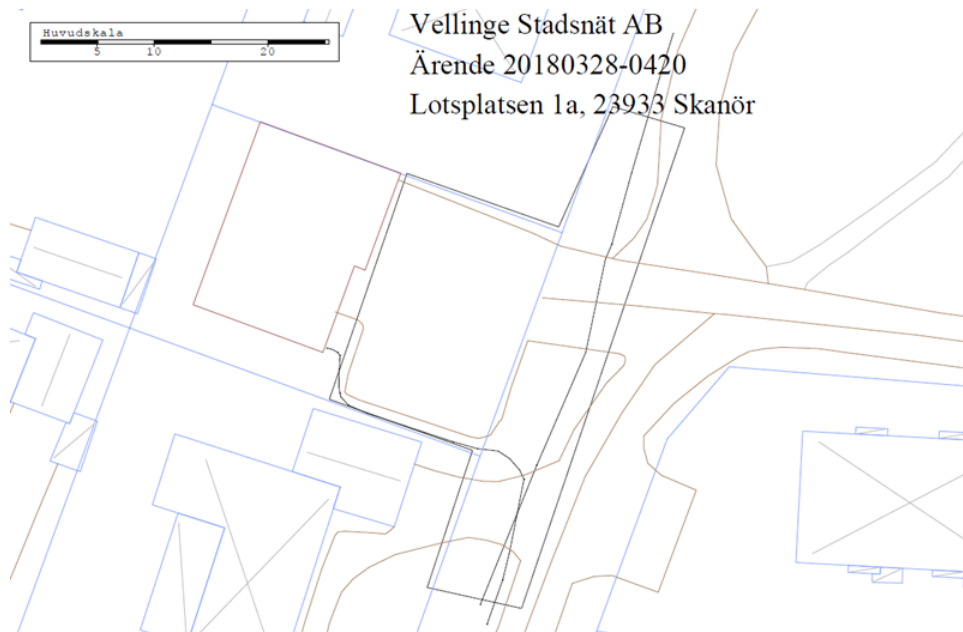


Fig. . 39. De svarta linjerna inom den svarta polygonen är optiska data-kablar.

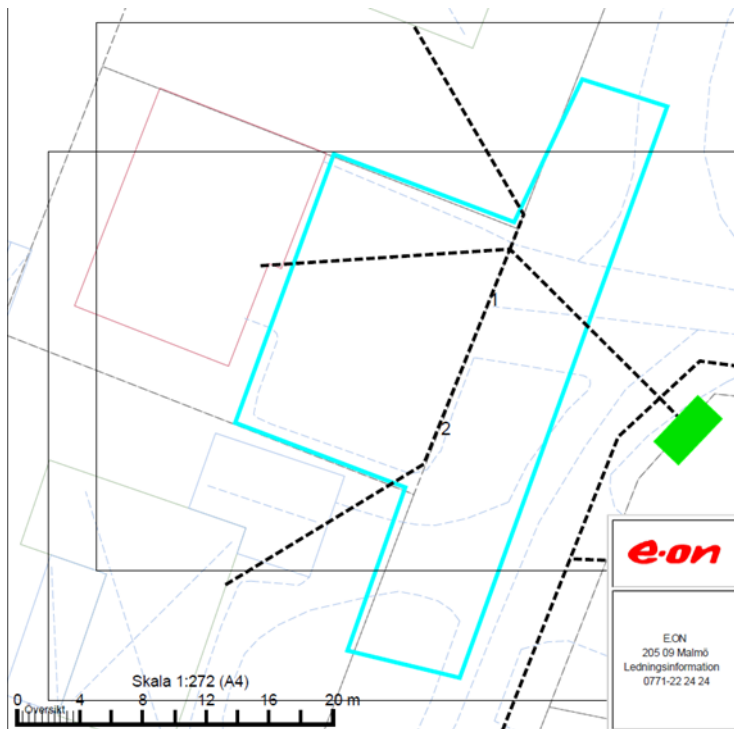


Fig. 40. Karta över elledningarna inom området vilka visas som de svarta sträckande linjerna. Det är oklart om det finns ledningar för bergvärme inom undersökningsområdet.

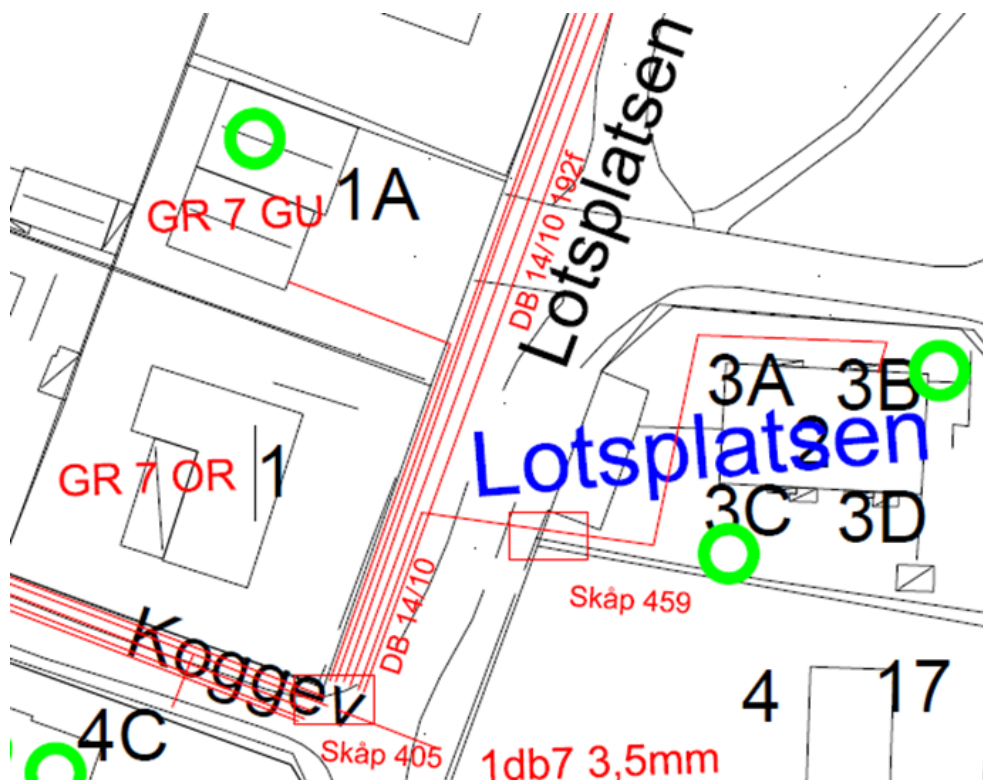


Fig. 41. Karta över dagvattensystemen inom undersökningsområdet. Brandstationen är benämnd 1A i figuren. Dagvattenledningarna är de röda linjerna och det är oklart vilket material dagvattenledningarna är gjorda av. Miljöfirman AB trodde att ledningarna är gjorda av plast eller betong, men det är oklart om armeringsjärn finns i dagvattenledningarna om de är gjorda av betong.

**Tidigare skrifter i serien
”Examensarbeten i Geologi vid Lunds
universitet”:**

490. Karlsson, Michelle, 2016: Utvärdering av metoderna DCIP och CSIA för identifiering av nedbrytningszoner för klorerade lösningsmedel: En studie av Färgaren 3 i Kristianstad. (45 hp)
491. Elali, Mohammed, 2016: Flygsanddyners inre uppbyggnad – georadarundersökning. (15 hp)
492. Preis-Bergdahl, Daniel, 2016: Evaluation of DC Resistivity and Time-Domain IP Tomography for Bedrock Characterisation at Önnelöv, Southern Sweden. (45 hp)
493. Kristensson, Johan, 2016: Formation evaluation of the Jurassic Stø and Nordmela formations in exploration well 7220/8-1, Barents Sea, Norway. (45 hp)
494. Larsson, Måns, 2016: TEM investigation on Challapampa aquifer, Oruro Bolivia. (45 hp)
495. Nylén, Fredrik, 2017: Utvärdering av borrhålskartering avseende kalksten för industriella ändamål, File Hajdarbrottet, Slite, Gotland. (45 hp)
496. Mårdh, Joakim, 2017: A geophysical survey (TEM; ERT) of the Punata alluvial fan, Bolivia. (45 hp)
497. Skoglund, Wiktor, 2017: Provenansstudie av detritala zirkoner från ett guldförande alluvium vid Ravlunda skjutfält, Skåne. (15 hp)
498. Bergcrantz, Jacob, 2017: Ett fönster till Kattegatts förflutna genom analys av botenlevande foraminiferer. (15 hp)
499. O'Hare, Paschal, 2017: Multiradionuclide evidence for an extreme solar proton event around 2610 BP. (45 hp)
500. Goodship, Alastair, 2017: Dynamics of a retreating ice sheet: A LiDAR study in Värmland, SW Sweden. (45 hp)
501. Lindvall, Alma, 2017: Hur snabbt påverkas och nollställs luminescenssignaler under naturliga ljusförhållanden? (15 hp)
502. Sköld, Carl, 2017: Analys av stabila isotoper med beräkning av blandningsförhållande i ett grundvattenmagasin i Älvkarleby-Skutskär. (15 hp)
503. Sällström, Oskar, 2017: Tolkning av geofysiska mätningar i hammarborrhål på södra Gotland. (15 hp)
504. Ahrenstedt, Viktor, 2017: Depositional history of the Neoproterozoic Visingsö Group, south-central Sweden. (15 hp)
505. Schou, Dagmar Juul, 2017: Geometry and faulting history of the Long Spur fault zone, Castle Hill Basin, New Zealand. (15 hp)
506. Andersson, Setina, 2017: Skalbärande marina organismer och petrografi av tidig-campanska sediment i Kristianstadsbassängen – implikationer på paleomiljö. (15 hp)
507. Kempengren, Henrik, 2017: Föroreningsspridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattenstransport till Östersjön. (15 hp)
508. Ekborg, Charlotte, 2017: En studie på samband mellan jordmekaniska egen-skaper och hydrodynamiska processer när erosion påverkar släntstabiliteten vid ökad nederbörd. (15 hp)
509. Silvé, Björn, 2017: LiDARstudie av glaciala landformer sydväst om Söderåsen, Skåne, Sverige. (15 hp)
510. Rönning, Lydia, 2017: Ceratopsida dinosauriers migrationsmönster under krittiden baserat på paleobiogeografi och fylogeni. (15 hp)
511. Engleson, Kristina, 2017: Miljökonsekvensens beskrivning Revinge brunnsfält. (15 hp)
512. Ingered, Mimmi, 2017: U-Pb datering av zirkon från migmatitisk gnejs i Delsjöområdet, Idefjordenterrängen. (15 hp)
513. Kervall, Hanna, 2017: EGS - framtidens geotermiska system. (15 hp)
514. Walheim, Karin, 2017: Kvarstmineralogins betydelse för en lyckad luminescensdatering. (15 hp)
515. Aldenius, Erik, 2017: Lunds Geotermisystem, en utvärdering av 30 års drift. (15 hp)
516. Aulin, Linda, 2017: Constraining the duration of eruptions of the Rangitoto volcano, New Zealand, using paleomagnetism. (15 hp)
517. Hydén, Christina Engberg, 2017: Drumlinerna i Löberöd - Spår efter flera isrörelseriktningar i mellersta Skåne. (15 hp)
518. Svantesson, Fredrik, 2017: Metodik för kartläggning och klassificering av erosion och släntstabilitet i vattendrag. (45 hp)
519. Stjern, Rebecka, 2017: Hur påverkas luminescenssignaler från kvarts under laboratorieförhållanden? (15 hp)
520. Karlstedt, Filippa, 2017: P-T estimation of the metamorphism of gabbro to garnet amphibolite at Herrestad, Eastern Seg-

- ment of the Sveconorwegian orogen. (45 hp)
521. Önnervik, Oscar, 2017: Ooider som naturliga arkiv för förändringar i havens kemi och jordens klimat. (15 hp)
522. Nilsson, Hanna, 2017: Kartläggning av sand och naturgrus med hjälp av resistivitetmätning på Själland, Danmark. (15 hp)
523. Christensson, Lisa, 2017: Geofysisk undersökning av grundvattenskydd för planerad reservvattentäkt i Mjölkalånga, Hässleholms kommun. (15 hp)
524. Stamsnijder, Joaen, 2017: New geochronological constraints on the Klipriviersberg Group: defining a new Neoproterozoic large igneous province on the Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
525. Becker Jensen, Amanda, 2017: Den eocena Furformationen i Danmark: exceptionella bevaringstillstånd har bidragit till att djurs mjukdelar fossiliserats. (15 hp)
526. Radomski, Jan, 2018: Carbonate sedimentology and carbon isotope stratigraphy of the Tallbacken-1 core, early Wenlock Slite Group, Gotland, Sweden. (45 hp)
527. Pettersson, Johan, 2018: Ultrastructure and biomolecular composition of sea turtle epidermal remains from the Campanian (Upper Cretaceous) North Sulphur River of Texas. (45 hp)
528. Jansson, Robin, 2018: Multidisciplinary perspective on a natural attenuation zone in a PCE contaminated aquifer. (45 hp)
529. Larsson, Alfred, 2018: Rb-Sr sphalerite data and implications for the source and timing of Pb-Zn deposits at the Caledonian margin in Sweden. (45 hp)
530. Baliya, Fisnik, 2018: Stratigraphy and pyrite geochemistry of the Lower–Upper Ordovician in the Lerhamn and Fågelsång-3 drill cores, Scania, Sweden. (45 hp)
531. Höglund, Nikolas, 2018: Groundwater chemistry evaluation and a GIS-based approach for determining groundwater potential in Mörbylånga, Sweden. (45 hp)
532. Haag, Vendela, 2018: Studie av mikrostrukturer i karbonatslagkägglor från nedslagsstrukturen Charlevoix, Kanada. (15 hp)
533. Hebrard, Benoit, 2018: Antropocen – vad, när och hur? (15 hp)
534. Jancsak, Nathalie, 2018: Åtgärder mot kusterosion i Skåne, samt en fallstudie av erosionsskydden i Löderup, Ystad kommun. (15 hp)
535. Zachén, Gabriel, 2018: Mesosideriter – redogörelse av bildningsprocesser samt SEM-analys av Vaca Muertameteoriten. (15 hp)
536. Fägersten, Andreas, 2018: Lateral variability in the quantification of calcareous nanofossils in the Upper Triassic, Austria. (15 hp)
537. Hjertman, Anna, 2018: Förutsättningar för djupinfiltration av ytvatten från Ivösjön till Kristianstadbassängen. (15 hp)
538. Lagerstam, Clarence, 2018: Varför svalde svanödlor (Reptilia, Plesiosauroidea) stenar? (15 hp)
539. Pilser, Hannes, 2018: Mg/Ca i bottenlevande foraminiferer, särskilt med avseende på temperaturer nära 0°C. (15 hp)
540. Christiansen, Emma, 2018: Mikroplast på och i havsbotten - Utbredningen av mikroplaster i marina bottensediment och dess påverkan på marina miljöer. (15 hp)
541. Staahlnacke, Simon, 2018: En sammanställning av norra Skånes prekambrika berggrund. (15 hp)
542. Martell, Josefin, 2018: Shock metamorphic features in zircon grains from the Mien impact structure - clues to conditions during impact. (45 hp)
543. Chitindingu, Tawonga, 2018: Petrological characterization of the Cambrian sandstone reservoirs in the Baltic Basin, Sweden. (45 hp)
544. Chonewicz, Julia, 2018: Dimensionerande vattenförbrukning av grundvatten samt alternativa vattenkvaliteter. (15 hp)
545. Adeen, Lina, 2018: Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS? (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund