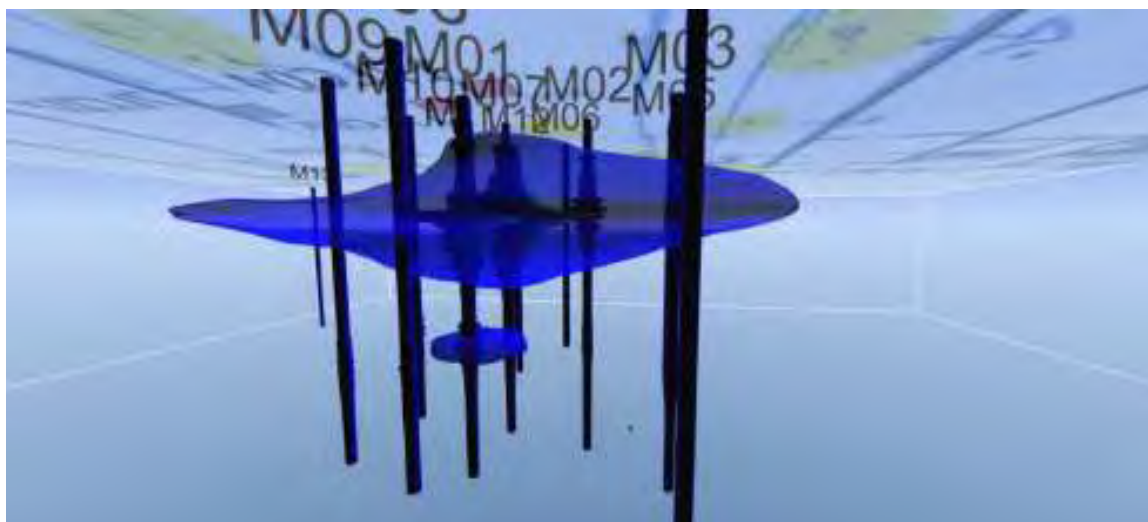


SBB Norden

## Raspen 1, kompletterande undersökning med MIP-sondering



Källa: MIP, soil & groundwater environmental investigation. Blommenhovsvägen 26, Nyköping. Ejlskov, 2019.

Uppdragsnummer: 19035

Ort: Vällingby

Datum: 2019-03-20

Liljemark Consulting AB

Uppdragsledare  
Elin Pirard

Handläggare  
Robert Pataki, Ksenija O Köll

Kvalitetsgranskare  
Sven Ardung



## Innehållsförteckning

1	Inledning och syfte .....	3
2	Områdesbeskrivning .....	3
3	Tidigare utförda undersökningar.....	5
4	Allmänt om klorerade lösningsmedel .....	5
5	Genomförande .....	6
5.1	Membrane Interface Probe (MIP) .....	6
5.2	Provtagning av jord .....	7
5.3	Provtagning av grundvatten .....	8
6	Resultat av undersökning .....	9
6.1	Fältobservationer .....	9
6.2	Membrane Interface Probe (MIP) .....	9
6.3	Föroreningar i jord .....	10
6.4	Föroreningar i grundvatten.....	11
7	Tolkning av föroreningssituationen.....	12
8	Riskbedömning .....	12
8.1	Hälsorisker .....	12
8.1.1	Hälsorisker på fastigheten .....	12
8.2	Miljörisker .....	14
9	Möjliga åtgärdsmetoder .....	14
9.1	Åtgärdsmetoder .....	14
9.2	Tekniska skyddsåtgärder .....	18
9.3	Kostnader för åtgärder.....	18
10	Slutsatser och rekommendationer.....	19
11	Referenser .....	20
Bilaga 1	Eljskov A/S - MIP, soil & groundwater environmental investigation, Blommenhovsvägen 26, Nyköping	
Bilaga 2	Resultatsammanställning, jord	

# 1 Inledning och syfte

En ny detaljplan för området Nöthagen, där fastigheterna Raspen 1, Raspen 2 och Raspen 3 ingår, håller på att tas fram. Detaljplanen medför omvandling av aktuellt område från ett industriområde till framtida bostadsbebyggelse.

Liljemark Consulting har tidigare på uppdrag av SBB Norden genomfört två miljötekniska markundersökningar på fastigheten Raspen 1 i Nyköping. Vid den första översiktliga undersökningen påvisades förhöjd halt av trikloreten i ett grundvattenrör (LC05) söder om den byggnad där Wedholms bedrivit avfettning av metallprodukter med trikloreten i ett s k trikar. Vid påföljande kompletterande undersökning som utfördes i och under befintlig byggnad påvisades förhöjda halter av trikloreten i jord under det tidigare trikaret från 3 m och nedåt till åtminstone 5 m djup i jordprofilen. Dessutom påvisades trikloreten i förhöjd halt i grundvatten och porluft under samma byggnad samt även i inomhusluften.

Då föroreningarnas omfattning och utbredning inte är klarlagd och skruvborrprovtagning inte är optimalt för att undersöka klorerade lösningsmedel har Liljemark Consulting rekommenderat en MIP-undersökning. Membrane Interface Probe (MIP) är en metod som kan användas för att bedöma utbredningen av klorerade lösningsmedel vertikalt i en jordprofil. Detta görs med hjälp av en sond som trycks ned av en borrhög igenom marken samtidigt som den värmer upp jorden och kontinuerligt mäter olika parametrar, både jordartsförhållanden samt halter av klorerade alifater i jorden. I samband med MIP-undersökningen tas dessutom ostörda borrhörnor av jord upp genom kolvprovtagning som skickas in för laboratorieanalys.

Syftet med föreliggande uppdrag är att få en bättre bild av föroreningssituationen med avseende på klorerade lösningsmedel och avgränsa densamma. Det görs genom en kompletterande miljöteknisk markundersökning med hjälp av MIP-sondering samt genom provtagning av jord och grundvatten. Uppdraget omfattar även en riskbedömning samt bedömning av åtgärdsbehov.

# 2 Områdesbeskrivning

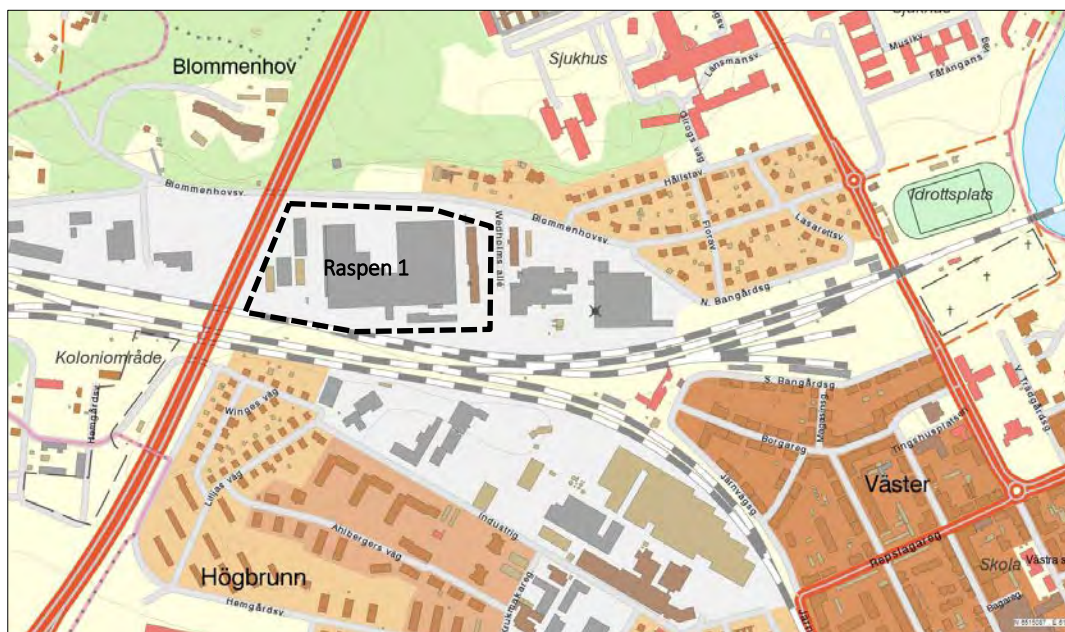
Fastigheten Raspen 1 ligger i nordvästra delen av Nyköping på adressen Blommenhovsvägen 26, se figur 1. Fastigheten utgörs idag av ett industriområde med bland annat ytbehandling och monteringsverkstad samt en restaurang. I norr angränsar fastigheten till Blommenhovsvägen, i söder till järnvägsspår och i väster till E4:an. I öster fortsätter industriområdet med fastigheterna Raspen 2 och 3. Marken på fastigheten är plan, berg går i dagen norr om fastigheten och Blommenhovsvägen. Marken på fastigheten är huvudsakligen bebyggd eller hårdgjord.

Enligt en geoteknisk undersökning som genomfördes på Raspen (Structor Nyköping AB, 2017) utgörs jordlagerföljden från markytan och nedåt av fyllning, följt av lera och/eller silt och därunder av växellagrade skikt av lera, silt och sand ovan friktionsjord på berg. Inom området varierar djupet till berg mellan 11 och 23 m med de största mäktigheterna i söder och nordväst (Raspen 1). Baserat på

uppmätta grundvattennivåer i tre grundvattenrör i området (nivåerna var ca 8 m under markytan) är det för närvarande svårt att uttala sig om grundvattenriktningen. Enligt den geotekniska utredningen är det inte uteslutet att det kan förekomma flera övre grundvattenmagasin inom området som inte nödvändigtvis kommunicerar med varandra.

Hela huvudbyggnaden på Raspen 1 (utbyggd vid ett antal tillfällen) har tidigare tillhört Wedholms AB och är grundlagd med platta på mark och med två mindre källare i södra delen av byggnaden. I båda källarna finns det pumpbrunnar vars syfte troligen är att samla upp avloppsvatten från källarna och pumpa upp det till avloppsledningen i Blommenhovsvägen.

Ca 300 m sydväst om Raspen 1 finns en grundvattenförekomst som heter Larslundsmalmen-Nyköping (SE651659-156091), en dricksvattentäkt som bedömts ha otillfredsställande kemisk grundvattenstatus 2015. Klassningen beror bl.a. på klorerade lösningsmedlen trikloreten (TCE) och tetrakloreten (PCE) har uppmäts i grundvattenförekomsten. Vid provtagningsstationen Väderbrunn 4 km väster om Raspen 1 har 13 ug/kg TCE tidigare uppmäts. Vid mätstationen Bärstakärret 14 km väster om Raspen 1 uppmättes 3 ug/l TCE (Länsstyrelserna, 2017) (VISS, 2019).



Figur 1 - Aktuellt undersökningsområde i Nyköping. Bakgrundskarta: Sverigekartan, Lantmäteriet ©.

### 3 Tidigare utförda undersökningar

På eller i direkt anslutning till Raspen 1 har följande utredningar, med avseende på markföroreningar eller markförhållanden, kommit till Liljemark Consultings kännedom:

- En inventering av tidigare verksamhet på Wedholms AB genomfördes 2002 (Bergström & Öhrström, 2002).
- Länsstyrelsen genomförde en MIFO fas 1-inventering av verksamheten på fastigheten 2009 (Länsstyrelsen, 2009). I den står bl a att luftanalyser av "tri-halt" genomförts på Wedholms 1968, 1969 samt 1974. Uppmätta halter var 13, 21 och 26 ppm, dock framgår inte var och hur provtagningarna genomfördes.
- En markundersökning på angränsande fastigheter i öster, Raspen 2 och 3, genomfördes 2016. Bland annat påvisades spår av klorerade lösningsmedel i grundvattnet i en provpunkt (LC01) på gränsen till Raspen 1 (Liljemark Consulting, 2016).
- En översiktlig miljöteknisk markundersökning genomfördes på Raspen 1 under 2017 (Liljemark Consulting, 2017a). Grundvatten i tre nyinstallerade grundvattenrör på Raspen 1, samt i det tidigare provtagna grundvattenröret på gränsen till Raspen 2 och 3, provtogs. Analysresultaten visade på förhöjda halter TCE samt dess nedbrytningsprodukter trans- och cis-1,2-dikloreten (tDCE och cDCE) i ett av rören (LC05, direkt söder om Wedholms AB lokal).
- En geoteknisk undersökning genomfördes på Raspen 1 under sommaren 2017 (Structor Nyköping AB, 2017).
- En kompletterande miljöteknisk markundersökning genomfördes på Raspen 1 under andra halvan av 2017 (Liljemark Consulting AB, 2017b). Undersökningen omfattade skrubborrsprovtagning av jord inom Wedholms nuvarande lokal, provtagning av grundvatten i nyinstallerade samt i befintliga grundvattenrör, provtagning av porluft under grundläggningsplattan samt provtagning av inomhusluft. Baserat på analysresultaten bedömdes platsen där trikaret var placerat som troligt källområde. Ett ytterligare möjligt källområde ansågs vara ett område söder om Wedholms lokaler i direkt anslutning till byggnaden där trifat troligen ställdes upp, dock var det inte möjligt att utvärdera detta i aktuell undersökning.

### 4 Allmänt om klorerade lösningsmedel

Klorerade lösningsmedel är en grupp ämnen som bl a har använts i stor omfattning i kemtvättar och ytbehandlingsverksamheter för avfettning. Naturlig nedbrytning av klorerade lösningsmedel kan ske i jord och i grundvatten genom mikrobiella processer. Nedbrytningskedjan för tetrakloreten (PCE) kan ses nedan:

Tetrakloreten (PCE) → tetrakloreten (TCE) → cis-dikloreten (cDCE) → vinylklorid (VC) → Eten

Klorerade lösningsmedel (med undantag för vinylklorid) är så kallad DNAPL (dense nonaqueous phase liquids) dvs de är ämnen som är begränsat blandbara med vatten och har en högre densitet än vatten. Detta innebär att de när de hamnar i marken följer ned genom grundvattenzonen tills de

når ett tätare jordlager varefter föroreningen följer lutningen på jordlagrets yta tills ett mer genomsläppligt lager påträffas. DNAPL kan även tränga ned i berggrunden om det finns sprickor i berget det ligger på. Detta spridningssätt medför att det är mycket svårare att bedöma hur en DNAPL har rört sig från sin källa än det är för vattenlösliga ämnen. När DNAPL sjunker i fri fas genom markmatrisen motverkas denna rörelse nedåt av kapillarkrafter som får en mindre del av föroreningen att hållas kvar i markens porer- detta betecknas som residualfas. Hur stor mängd förorening som hålls kvar i marken beror på jordmaterialets kornstorlek och markens vatteninnehåll: vid liten kornstorlek ökar kapillärkraften som kan hålla kvar föroreningen i marken, vid stort vatteninnehåll i marken minskar det tillgängliga porutrymmet där föroreningen kan hållas kvar så en mindre mängd kvarhålls i blöt jord jämfört med torr jord.

Medan klorerade lösningsmedel sjunker löses en del av förorening ut i grundvattnet och transporteras även som vattenfas med grundvattnet trots att vattenlösligheten hos klorerade lösningsmedel generellt är låg. När föroreningen löser upp sig i grundvattnet kommer den vattenburna föroreningen att sprida sig i den riktningen som grundvattnet flödar, vilket beror på markens genomsläpplighet och grundvattenytans gradient.

Klorerade alifater är också lättflyktiga och kan evaporera till atmosfären från översta lagret av grundvattnet samt från den omättade zonen ovanför grundvattenytan till luften. Till följd av detta kan en förorening med klorerade lösningsmedel skapa problem i inomhusluften ifall förorening finns under eller i nära anslutning till en byggnad.

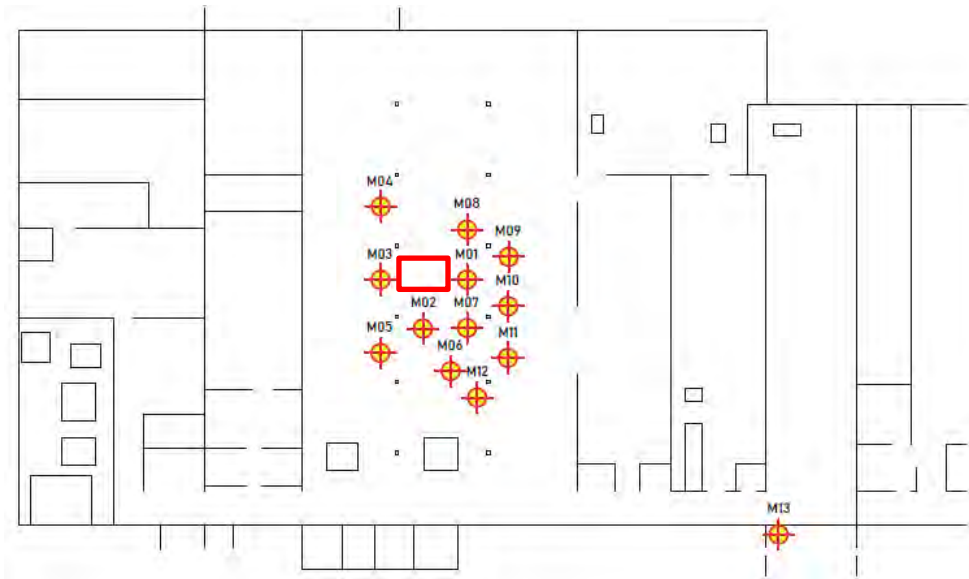
## 5 Genomförande

Aktuell undersökning genomfördes som en in-situ screening genom MIP-sondering, jordprovtagning samt grundvattenprovtagning. Detta utfördes av underkonsulten Eljskov A/S mellan 14 – 21 januari 2019. Nedan följer en sammanfattning av genomförda arbeten. För en mer detaljerad beskrivning av provtagningsmetoder mm, se Eljskovs rapport i Bilaga 1.

Jordlagerföljder, resultat från fältmätningar samt andra observationer vid provtagningen dokumenterades i MIP-loggar som återfinns i Appendix C i Bilaga 1.

### 5.1 Membrane Interface Probe (MIP)

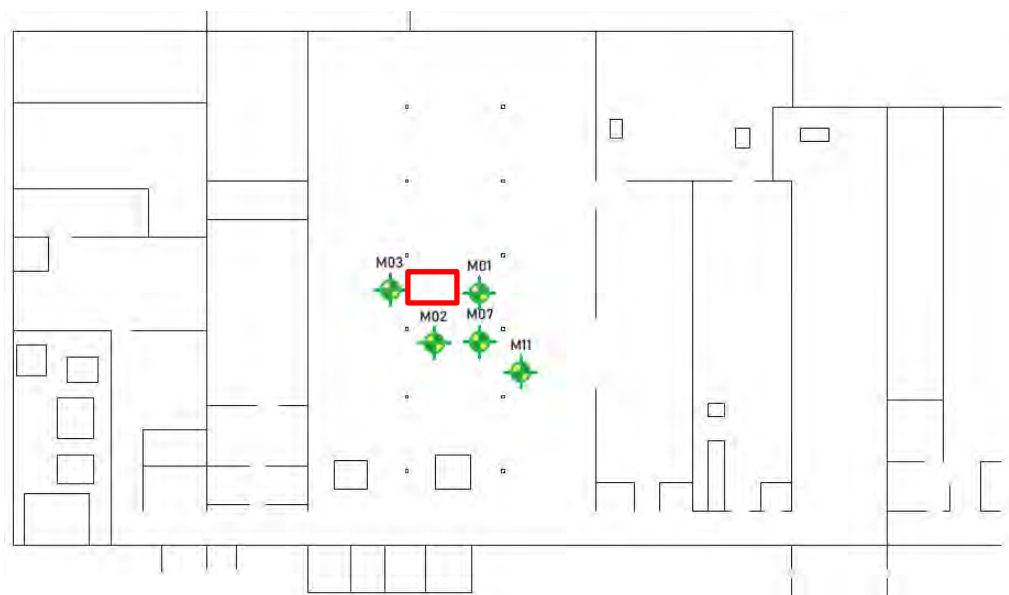
Fältarbeten inleddes genom en in-situ screening med hjälp av MIP-sondering där relativa koncentrationer av flyktiga kolväten (såsom klorerade lösningsmedel/kolväten) i jordprofilen kunde mätas i realtid. Screeningen genomfördes runt läget för det tidigare trikaret samt i områden där tidigare undersökningar visat på förhöjda halter av klorerade lösningsmedel. Undersökningen var dynamisk, dvs provtagningspunkterna anpassades fortlöpande utifrån resultaten från föregående provpunkter. I figur 2 nedan redovisas provpunkternas läge. Data från MIP-sonderingen användes för att få en bild av jordstratigrafin samt för att avgränsa källområdet kring trikaret.



Figur 2 - Läget för utförda MIP-sonderingar är markerade med röda cirklar/kors med gul bakgrundsfärg. Läget för det tidigare trikaret är markerat med en röd rektangel.

## 5.2 Provtagning av jord

Baserat på data från MIP-sonderingen togs ett förslag på provtagningsplan fram för efterföljande jordprovtagning, se figur 3 för provpunkternas lägen.



Figur 3 – visar placeringen av provpunkterna avseende jordprovtagningen (grön/gula cirklar). Läget för det tidigare trikaret är markerat med en röd rektangel.

Provtagningen av jord utfördes med ett s.k. Geoprobe dual-core system, en provtagningsmetod som innebär att ett plasthölje avsett för jordprov placeras i borrhålet som drivs ner i jordprofilen. Eftersom metoden skyddar jordkärnan mot fysisk påverkan vid uttagning möjliggörs en ostörd provtagning, vilket är att föredra vid bl.a. provtagning med avseende på flyktiga kolväten. Jordprov uttogs som stickprov för varje halvmeter (i glasburkar). Provtagning inom förmodat källområde utfördes ner till bergöverytan. Innan förslutning analyserades uttagna prover med en handhållen PID\*. Proverna förvarades kylt i väntan på transport till laboratoriet. Totalt uttogs 130 stycken jordprover från sammanlagt 5 provpunkter ner till som mest 17 m djup, vilka skickades till Remediation Products Incorporated i USA för analys med avseende på klorerade lösningsmedel.

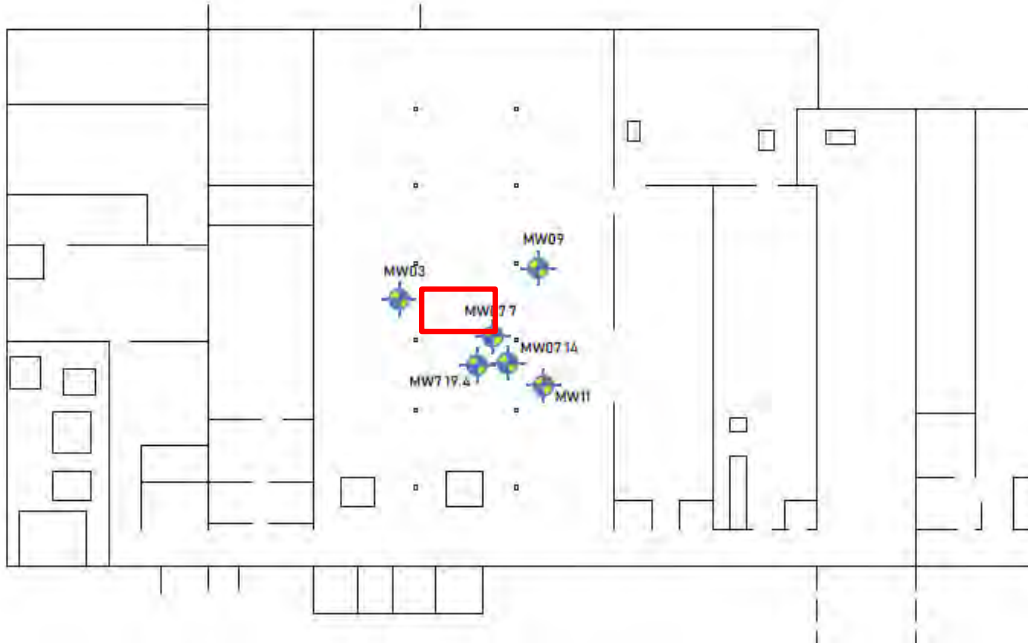
\*PID (Photoionization detector) för detektering och mätning av flyktiga organiska kolväten (VOC).

### 5.3 Provtagning av grundvatten

I samband med jordprovtagningen installerades 6 stycken grundvattenrör, se Figur 4. Placering av filterdelen på grundvattenrören baserades på resultat från utförd MIP-sondering. I provpunkten MW07 installerades totalt 3 stycken grundvattenrör med filter på tre olika djup. Generellt installerades filter på 12-14 m djup i alla provpunkter avsedda för grundvattenrör, undantaget punkt benämnd MW07 där filterdelar även installerades på 5-7 m djup samt på 17,4-19,4 m djup (i direkt anslutning till berget). Grundvattenrören kringfylldes med filtersand runt filterdelen och tätades därovan med bentonit samt försågs med tätslutande lock.

Provtagningen av grundvatten genomfördes efter omsättning av vattnet. Inget grundvatten påträffades i det ytligaste av grundvattenrören i provpunkt MW07 (5-7 m djup) varpå endast 5 stycken grundvattenprover skickades till Remediation Products Incorporated i USA för analys med avseende på klorerade lösningsmedel.





Figur 4 - Läge för etablerade grundvattenrör.

## 6 Resultat av undersökning

### 6.1 Fältobservationer

Utifrån genomförda MIP-sonderingar samt uttag av borrhävar har följande generella bild av markstratigrafin i undersökningsområdet erhållits: på ca 1–2 m djup under markytan återfinns torrskorpelera som underlagras av mjuk och ibland fuktig lera som sedan övergår till vattenmättad lera. Baserat på tidigare undersökningar är det känt att leran är varvig med flertalet tunna lager av silt. På ca 8,5 m djup återfinns grundvattnet. Från ca 10 m djup och ner återfinns vattenfylld fin sand. Berg påträffades generellt på ca 20 m djup, ifall det finns lerlager i den djupare liggande fina sanden är oklart.

### 6.2 Membrane Interface Probe (MIP)

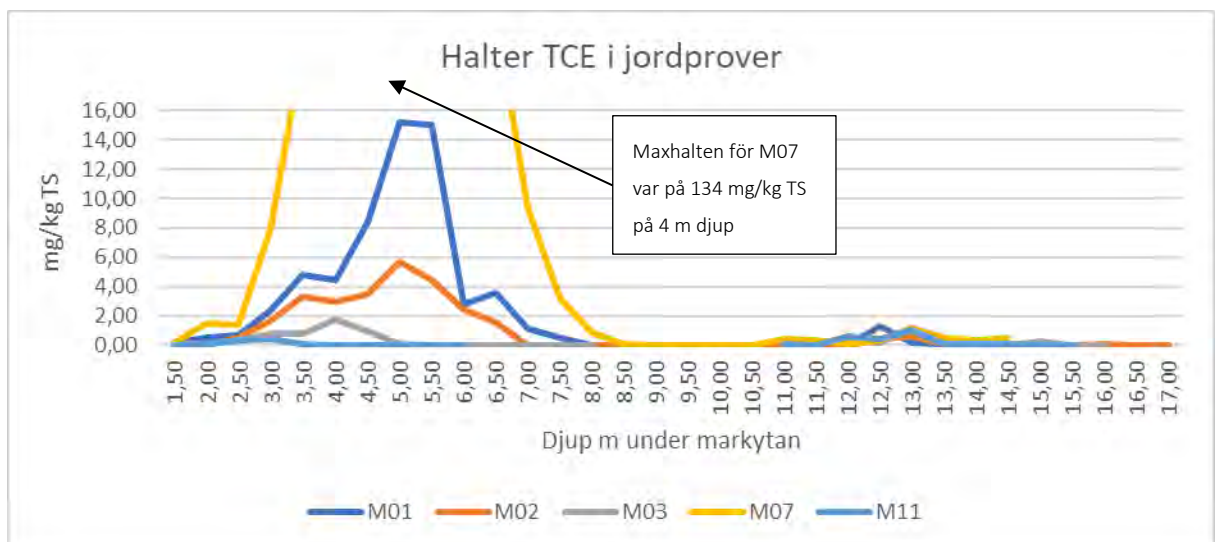
Utifrån resultatet från utförda MIP-sonderingar har Eljskov tagit fram en tredimensionell modell som på ett illustrativt sätt visar föroreningsplymns utbredning, se Appendix F i bilaga 1. Enligt modellen finns ett område med höga halter av flyktiga klorerade kolväten (klorerade lösningsmedel) koncentrerade i markens omättade zon under läget för det tidigare trikaret. Utifrån MIP-sonderingen bedöms föroreningen med klorerade lösningsmedel ligga på ca 1,5-8 m djup med de högsta koncentrationerna runt provpunkterna M01, M02 och M07 (i området där trikaret tidigare stått).

Området där förhöjda halter av klorerade lösningsmedel påträffades täcker en yta på ungefär 330 m<sup>2</sup> och omfattar således en jordvolym på ca 1 800 m<sup>3</sup>.

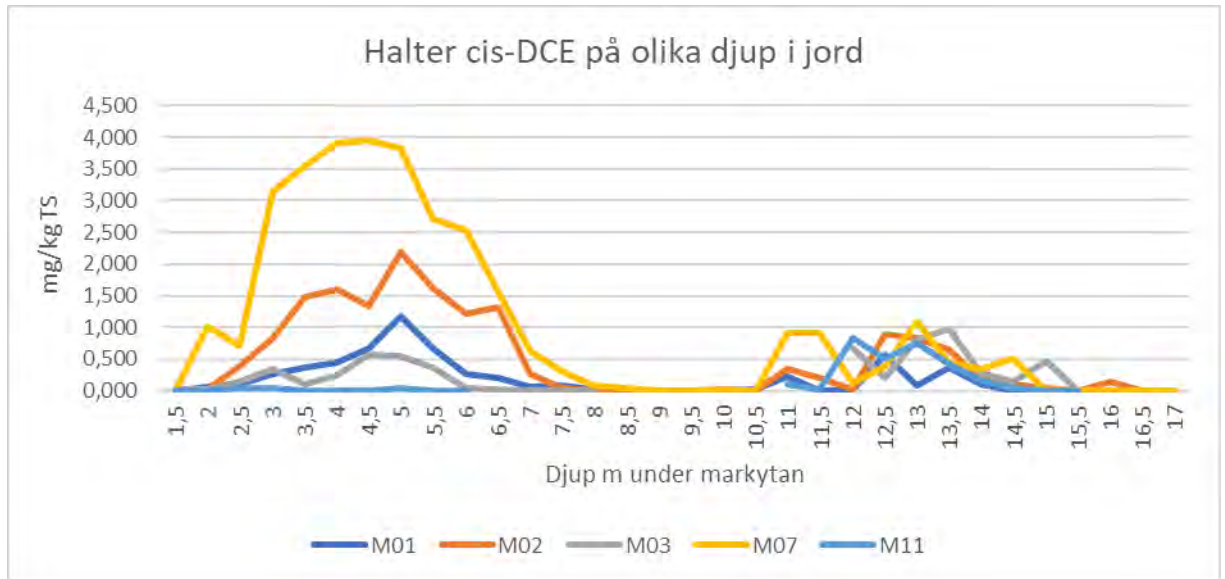
### 6.3 Föroreningar i jord

I bilaga 2 redovisas rapporterade halter av klorerade lösningsmedel i analyserade jordprover vilka jämförts med Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM. Då torrsubstanshalten i de analyserade jordproverna inte har bestämts av laboratoriet har ett medelvärde på 71 % för torrsubstans använts för justering av föroreningshalter. Medelvärdet beräknades utifrån analysresultat från den kompletterande miljötekniska markundersökningen som utfördes av Liljemark Consulting i slutet av 2017 och som avser samma geografiska område. Justeringen har gjorts för att rapporterade halter av klorerade kolväten ska kunna jämföras med svenska riktvärden som baseras på torrsubstansvikt. Detta kan ha lett till att föroreningshalterna i jorden i den vattenmättade zonen (nedanför ca 8,5 m djup) kan ha underskattats något då halten torrsubstans där troligen är lägre.

Av analysresultatet framgår att TCE är dominerande bland analyserade ämnen och att de rapporterade halterna återspeglar den föroreningssituation som syns på figurer baserade på MIP-data. I alla provpunkter påträffades halter av klorerade lösningsmedel över riktvärden för MKM, dock var halterna betydligt lägre i provpunkt M11. En tydlig topp i uppmätta halter finns i prover från ca 3 - 7 m djup i provpunkt M01, M02, M03 och M07. De högsta halterna av TCE påträffades i provpunkt M07, där även PCE rapporterades i en halt över riktvärdet för MKM. TCE påträffades även i prover från ca 12-13 meters djup i alla provpunkter i halter strax över riktvärdet för MKM. I Figur 5 och Figur 6 kan en sammanställning av variationerna i halter av TCE samt dess nedbrytningsprodukt cDCE ses över djup. Det kan ses att viss nedbrytning av TCE till cDCE pågår, dock är generellt TCE-halterna högre än cDCE-halterna.



Figur 5 - Sammanställning av halter TCE i olika provpunkter och på olika djup.



Figur 6 - Sammanställning av halter cDCE i olika provpunkter och på olika djup.

## 6.4 Föroreningar i grundvatten

I Tabell 1 kan resultatsammanställningen av halter av klorerade lösningsmedel i grundvattenprover ses. Dessa jämförs dels mot holländska riktvärden för grundvatten (Action levels eller Intervention values indikerar nivå över vilken risker för människors hälsa eller miljön inte kan uteslutas (VROOM, 2000)), dels med SGU:s tillståndsklassning och påverkansbedömning för grundvatten (SGU, 2013). SGUs riktvärden i Klass 5 motsvarar Livsmedelverkets gränsvärde för otjänligt dricksvatten. För fullständiga analysresultat, se laboratoriets analysprotokoll i Eljskovs rapport i bilaga 1.

Tabell 1 Analyssammanställning för grundvatten. Enhet ug/l.

Ämne	Riktvärden SGU*					RIVM, Interv. value	M03	M07 14	M07 19.4	M09	M11
	1	2	3	4	5						
Filterdjup (m u my)							12-14	12-14	17,4-19,4	12-14	12-14
1,1-dikloretan						900	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
triklormetan (kloroform)	<1	1-20	20-50	50-100	>100	400	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
1,1,1-trikloretan						300	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
1,1,2-trikloretan						130	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
1,2-Dikloretan						400	5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
vinyklorid						5	36	25	e.d.	9	18
1,1-dikloreten							85	56	e.d.	11	36
cis-1,2-dikloreten						20	14 000	10 800	2	490	5 780
trans-1,2-dikloreten						20	67	47	e.d.	5	35
trikloreten						500	7 660	4 440	8	1 970	3 650
tetrakloreten						40	9	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
summa tri + tetrakloreten	<0,1	0,1-1	1-2	2-10	>10		7 669	4 440	8	1 970	3 650

Av analysresultaten kan det ses att det pågår en nedbrytning av TCE i grundvattnet till cDCE och tDCE som båda i sin tur har börjat brytas ner till VC.

## 7 Tolkning av föroreningsituationen

Genomförd undersökning har visat på förekomst av klorerade lösningsmedel i området under läget för det tidigare trikaret. Föroreningen i jorden på 1,5 till 8 m djup bedöms efter nu utförd undersökning vara väl avgränsad i både yt- och djupled och benämns vidare som den "övre föroreningen". Utöver den har en förorening påträffats främst i grundvattnet på ca 12 till 14 m djup (vidare kallad "djupare förorening"), denna bedöms i nuläget inte vara avgränsad.

Det går för närvarande inte att säga ifall dessa två föroreningar egentligen är en och samma förorening (att den djupare föroreningen är spridningsplymen från den övre föroreningen) eller om den övre föroreningen är en separat förorening som härstammar från spill från trikaret medan den djupare föroreningen är en plym från ett annat, ännu okänt, källområde.

Det kan också konstateras att nedbrytningen av klorerade lösningsmedel i den djupare föroreningen har kommit längre än i den övre. Dock kan man inte utläsa från föreliggande undersökningsresultat ifall dessa två föroreningar härstammar från olika källor då nedbrytningshastigheten är väldigt beroende av mark- och vattenförhållandena i området där de klorerade lösningsmedlen finns. Däremot visar det på att det finns fördelaktiga förutsättningar för åtminstone delvis nedbrytning av föroreningen.

## 8 Riskbedömning

Riskerna med en förorening av klorerade lösningsmedel utvärderas i följande avsnitt utifrån både hälso- och miljösynpunkt, både i nutid samt över tid. Riskerna med påvisade föroreningar med avseende på klorerade lösningsmedel utvärderas med antagandet om att det finns två separata föroreningar, en som påvisats mellan 1,5 och 8 m djup, i jorden i anslutning till läget för det tidigare trikaret, samt en som påvisats i jord liksom grundvatten på ett djup av ca 12 m.

### 8.1 Hälsorisker

#### 8.1.1 Hälsorisker på fastigheten

Exponering för höga halter av klorerade lösningsmedel kan medföra negativa hälsoeffekter, bl.a. genom skador på det centrala nervsystemet, immunsystemet, lever, njurar samt att det kan ge upphov till cancer. Generellt kan hälsorisker till följd av en förorening som klorerade lösningsmedel uppkomma genom att människor exponeras för höga halter av ämnet genom intag av förorenad jord,

hudkontakt med jord/damm, inandning av ånga, intag av dricksvatten samt intag av växter. Inom aktuell fastighet görs följande bedömningar beträffande möjliga exponeringsvägar:

- **Intag av jord och hudkontakt med jord/damm**
  - Nu: Intag av jord samt hudkontakt med jord/damm bedöms inte vara en aktuell exponeringsväg för påvisade föroreningar då den ytliga föroreningen ligger under byggandens bottenplatta medan den djupa föroreningen ligger för djupt ner under markytan för att denna exponeringsväg skulle kunna vara aktuell.
  - I framtiden: Intag av jord samt hudkontakt med jord/damm kan bli möjligt vid byggnation på fastigheten i området där översta föroreningen har påvisats. Den djupare liggande föroreningen ligger på ett för stort djup för att dessa exponeringsvägar ska vara aktuella.
- **Intag av vatten**
  - Nu: Inga dricksvattenbrunnar finns på fastigheten vilket gör att exponeringsvägen intag av (förorenat) grundvatten försvinner. Ifall vattenledningar ligger i mark som är förorenad med klorerade lösningsmedel finns en risk att klorerade lösningsmedel tränger in i dricksvattenrören. Dock bedöms denna risk inte finnas i nuläget då dricksvattenledningarna inte går där den ytliga föroreningen påvisats.
  - I framtiden: Ifall den djupare liggande föroreningen visar sig vara betydande, kan det finnas risk för påverkan på Larslundsmalmens dricksvattentäkt, inte minst om byggnation med pålning ner till berg genomförs på fastigheten. Beroende på pålningsmetod och påldjup kan föroreningen komma i kontakt med både underliggande friktionslager liksom berg vilket skulle kunna resultera i en ökad risk för föroreningsspridning till ovan nämnda dricksvattentäkt. Även den ytliga föroreningen kan ha en viss lokal påverkan på vattentäkten genom samma typ av spridningsförfarande som beskrivits ovan. Dock bedöms påverkan vara liten eftersom föroreningen är relativt begränsad. Noterbart är att övervakning sker kontinuerligt genom det kontrollprogram som finns upprättat för vattentäkten (Larslundsmalmen) vilket gör det möjligt att påvisa en eventuell föroreningpåverkan relativt tidigt.
- **Intag av växter**
  - Nu: Intag av växter på fastigheten bedöms inte vara aktuellt i nuläget då den ytliga föroreningen ligger under en byggnad. Inga rötter bedöms kunna nå ner till den djupare liggande föroreningen.
  - I framtiden: Även ifall byggnaden på Raspen 1 tas bort och växter planteras ovan den övre föroreningen bedöms riskerna med exponering för klorerade lösningsmedel genom intag av växter vara väldigt små. Detta då föroreningen ligger på ett större djup än rotzonen (dit växters rötter når).
- **Inandning av ånga**
  - Nu: Förhöjda halter av klorerade lösningsmedel i porgas samt inomhusluft inom Raspen 1 har påvisats i en tidigare utredning (Liljemark Consulting AB, 2017b). Det är inte klarlagt ifall förhöjda halter av klorerade lösningsmedel i inomhusluften i byggnaden på Raspen 1 beror på den ytliga föroreningen i marken under bottenplattan eller på att klorerade lösningsmedel finns kvar i den befintliga bottenplattan alternativt i befintliga avloppsledningarna eller båda delarna.

- I framtiden: ifall påvisad övre förorening inte åtgärdas kommer riskerna med inträngning av förorenad porgas in i byggnader kvarstå. Ifall byggnation med KC-pelare eller betongpelare, vilka drivs genom föroreningarna, utförs på fastigheten, finns risk att viss spridning av klorerade lösningsmedel kan ske längs med pålarna. Detta kan i värsta fall öka mängden klorerade lösningsmedel yttligt vilket kan leda till något förhöjda halter klorerade lösningsmedel i porgasen med risk för inträngning i byggnaderna. Risken bedöms dock vara liten.

## 8.2 Miljörisker

Påvisade halter av klorerade lösningsmedel i grundvattnet är i dagsläget att betrakta som höga och en betydande risk finns för vattenkvaliteten både i grundvattnet under Raspen 1 samt potentiellt även för grundvattentäkten Larslundsmalmen. Risken för föroreningsspridning till närliggande recipient (Nyköpingsån) bedöms som mycket liten. Detta baseras dels på den utspädning som kommer ske på grund av det betydande avståndet mellan källområdet och aktuell recipient, men även att aktuell förorening är mycket flyktig i strömmande vatten, d.v.s. avgår snabbt till atmosfären genom att övergå från vätskefas till gasfas. Vad gäller riskerna för markmiljön så kan markorganismer (av vilka största delen lever i markens översta meter) påverkas av den ytliga föroreningen, men detta endast lokalt då denna förorening endast finns i ett mindre avgränsat område.

## 9 Möjliga åtgärdsmetoder

Ett antal olika åtgärdsmetoder används för sanering av klorerade lösningsmedel. Nedan följer en sammanfattning av dessa, en kort översikt över tekniska skyddsåtgärder som kan användas ifall föroreningar kvarlämnas men exponering för människor behöver förhindras, samt en grov kostnadsuppskattning för möjliga åtgärdsmetoder.

### 9.1 Åtgärdsmetoder

#### Ugrävning/Schaktning

Vid en schaktsanering avlägsnas förorenade massor genom schaktning vilka sedermera transporteras från platsen och omhändertas på lämplig anläggning. Vid en schaktsanering krävs det normalt, beroende på grundvattenytans läge, länshållning av schakt för att kunna utföra arbetet i "torrhet" och därmed minimera spill och en eventuell föroreningsspridning. Vid schaktning i förorenade massor frigörs ofta föroreningar till länsvattnet i form av partiklar på grund av mekanisk påverkan. I aktuellt område är schaktning en teoretiskt möjlig åtgärd för den övre föroreningen, dock inte för den undre. Då även den övre föroreningen ligger på ett avsevärt djup bedöms schakt inte vara en lämplig åtgärd inom aktuellt område.

#### Termisk behandling in situ:

Termisk behandling in situ innebär att marken värms upp vilket leder till att klorerade lösningsmedel förångas. Ångorna samlas upp och behandlas. Uppvärmning av marken kan ske på tre olika sätt: ånginjektion, elektrisk konduktiv uppvärmning (ECH) och elektrisk resistivitetsuppvärmning (ERH).

Fördelarna med metoden är att den kan tillämpas i både mättad och omättad zon, kan användas under byggnader (dock finns risker att byggnaden inte kan användas medan åtgärden pågår samt risk för sättningar i byggnader), är välbeprövad och relativt okänslig för markens permeabilitet. Metoden kan även förstärka naturlig nedbrytning av klorerade alifater i området men kan även vid högre temperaturer helt slå ut mikrofaunan på det behandlade området.

På grund av de relativt höga kostnader som är förknippade med termisk behandling, förutses metoden tillämpas för att sanera källområden, vilket betyder att den kan behöva kombineras med någon ytterligare metod för åtgärder i plymområden. Vid alltför höga uppvärmningstemperaturer finns risk för uppkomst av dioxiner/furaner.

#### Flerfasextraktion/ Porgasextraktion

Flerfasextraktion är en in situ-behandlingsmetod där porgasextraktion och extraktion av förorening i vätskefas samt även i fri fas kan kombineras. Vid porgasextraktion skapas undertryck/vakuum i rören som etableras i marken varvid förorenad porgas kan extraheras och behandlas. Vid flerfasextraktion avsänks grundvattenytan antingen genom grundvattenpumpning eller med dränkbar pump. På detta sätt kan övre delen av den mättade zonen i marken också göra tillgänglig för porgasextraktion samtidigt som förorenat vatten också pumpas upp och kan behandlas. Optimala förhållanden för flerfasextraktion omfattar bl a jordlagerföljder med hydraulisk konduktivitet på  $10^{-5}$  –  $10^{-7}$  m/s vilket motsvarar t ex grusig morän, sand eller mellansilt, föroreningsdjupet ska helst vara mindre än 9 m, men djupare föroreningar kan också åtgärdas med aktuell metod. Vid låg temperatur kan förvärmad luft behöva tillföras saneringsområdet för att forcera avgången av flyktiga ämnen.

Fördelarna med metoden är att man kan åtgärda föroreningar som återfinns i flera olika faser samtidigt. Ökad grundvattenomsättning kan även leda till att förorening i fri fas helt eller delvist löses upp i vatten och kan pumpas upp. Inom aktuellt område bedöms det tveksamt ifall denna metod kan vara användbar till följd av att stora delar området består av lera med en lägre hydraulisk konduktivitet än vad som rekommenderas för aktuell metod.

#### Kemisk oxidation in situ

Kemisk oxidation in situ är en behandlingsmetod där organiska föroreningsämnen bryts ned genom oxidation. Kemisk oxidation är en metod som främst används för behandling av källtermen av i stort sett alla grupper av organiska föroreningsämnen, bland annat klorerade lösningsmedel. Oxidationsmedlet tillförs det förorenade området via brunnar eller genom direktinjektering. De vanligaste oxidationsmedlen vid kemisk oxidation in situ är kalium- och natrium-permanganat, Fentons reagens (väteperoxid med tvåvärt järn), ozon och persulfat. Oxidationsmedlet verkar nästan uteslutande på föroreningar som föreligger lösta i grundvattenzonen. Genom att blanda

oxidationsmedlet med ytaktiva ämnen kan föroreningar som är bundna till jordmatrisen desorberas och övergå i vattenlöslig fas, varigenom föroreningarna görs tillgängliga för kemisk oxidation. Nedbrytningsprocessen startar så snart oxidationsmedlet kommit i kontakt med föroreningen. Nedbrytningsprocessen går relativt snabbt, ofta inom intervallet några dagar upp till en månad. Vid fullständig kemisk oxidation bildas koldioxid och vatten som slutprodukter.

Kemisk oxidation bedöms vara relativt oberoende av jordlagrens kornstorlekssammansättning. Detta beror till stor del på den hydrauliska uppspräckningen som inträffar vid injektionspunkt i samband med att oxidationsmedlet tillförs under stort övertryck. Metoden betraktas som väletablerad, kan tillämpas under byggnader och har relativt kort behandlingstid. Vad gäller nackdelar så bör det nämnas att kemisk oxidation endast fungerar i den mättade zonen, har störst effekt på föroreningar som är lösta i vatten och det förekommer hälso- och säkerhetsrisker vid hantering av vissa typer av oxidationsmedel. Det som bör observeras vid åtgärder med kemisk oxidation är att oxidationsmedlen reagerar med all förekommande organiskt material i jordmatrisen. Detta leder till att föroreningar som är bundna till organiskt material kan frigöras när det organiska materialet bryts ner. Aktuell åtgärds metod skulle kunna vara tillämpbar på den djupare föroreningen men ej på den ytliga då denna ligger över grundvattennivån.

#### Kemisk reduktion

Kemisk reduktion är åtgärds metod som främst används för åtgärder med avseende på klorerade alifater. Metoden innebär att ett reduktionsmedel tillförs det förorenade området- antingen genom t ex soilmixing då reduktionsmedlet blandas ihop med jorden/grundvattnet, genom injektion alternativt genom att en permeabel reaktiv barriär installeras. Då förorenat vatten och jord kommer i kontakt med reduktionsmedlet påbörjas reducerande processer i jord och grundvattnet vilka bryter ner/omvandlar föroreningen till mindre toxiska nedbrytningsprodukter. Permeabel reaktiv barriär används endast i den mättade zonen och används oftast för behandling av en plym, medan kemisk reduktion genom soilmixing eller injicering fungerar både i den mättade och den omättade zonen och tillämpas oftast på källtermen. Vid soilmixing/direktinjektion används järnpulver i mikro- och nanostorlek istället för konventionellt granulat som man använder i permeabel reaktiv barriär. Ju mindre storleken på järnpulvret, desto snabbare åstadkoms reaktionen.

Fördelarna med kemisk reduktion är att den vid vissa tillämpningar kan fungera i både den mättade och den omättade zonen (soilmixing). Metoden anses även vara effektiv i lågpermeabla jordar.

Till nackdelarna hör att metoden bäst fungerar i homogena förhållanden och inte alltför låg permeabilitet i jord, ifall åtgärden genomförs i heterogen jord med varierande permeabilitet så kan resultatet bli ojämn fördelning av järnet med vissa förorenade lager som inte behandlas som resultat. Reaktiv barriär ska för bästa funktion etableras i måttligt permeabel jord så att vattnet går igenom den och inte runt den. Reaktiva barriärer kan sättas igen med uppgrävning och ersättning av filtermaterialet som följd. Det finns vissa risker med spridning av fri fas vid injektering.



### Air sparging / Ventilationsmetoder

Air sparging är en in situ saneringsmetod som innebär att luft injiceras via plast eller stålrör i grundvattenzonen på området vilket stimulerar att klorerade lösningsmedel som finns i fri fas, bundna till partiklar eller lösta i vatten frigörs och avgår i gasfas till den omättade zonen, där den fångas upp genom porgasextraktion för att omhändertas för rening.

Då stora mängder luft ska injiceras under grundvattenytan vid airsparging så är den mest tillämpbar i sandiga- och grusiga jordar. Då klorerade lösningsmedel som har påvisats inom området ligger till stor del i lera samt delvist över grundvattenytan så bedöms markegenskaperna inom området inte optimala för airsparging.

### Stimulerad biologisk behandling in situ

Vid biologisk behandling in situ sker omvandling och/eller destruktion av organiska föroreningsämnen med hjälp av antingen naturligt förekommande eller tillförda mikroorganismer, vanligtvis bakterier. Biologisk behandling kan utföras både i form av biostimulering, där en redan pågående nedbrytningsprocess förstärks eller forceras genom tillförsel av t.ex. syre och näringssubstrat, och genom bioaugmentering där bakterier eller andra mikroorganismer tillsätts för att initiera en biologisk nedbrytningsprocess. Det etablerade tillvägagångsättet för tillsats av substrat är att kontinuerligt pumpa upp förorenat grundvatten genom extraktionsbrunnar, tillsätta substrat och recirkulera vattnet tillbaka genom injektionsbrunnar.

Metoden fungerar bäst vid relativt genomsläppliga jordlagerförhållanden där tillförda substrat kan fördelas någorlunda homogent och komma i kontakt med föroreningarna. Med moderna injekteringstekniker har behandlingsmöjligheterna ökat även för lågpermeabla jordar. Metoden används främst för behandling av föroreningsplymer och inte källzonen då för höga föroreningshalter kan vara toxiska för bakterierna. Dock kan även källzonen behandlas genom att stimulera biologisk nedbrytning runt källområdet. Då halterna klorerade lösningsmedel där blir lägre kommer halterna i källområdet så småningom bli lägre till följd av koncentrationsutjämning och fri fas kan gå över i löst förorening som återigen kan behandlas genom att stimulera biologisk nedbrytning.

De klimatologiska förhållandena i området (låga temperaturer) samt att klorerade lösningsmedel förekommer delvis i leriga jordar är inte optimala för en biologisk nedbrytning av föroreningarna. Detta bedöms dock inte vara av avgörande betydelse för metodens genomförbarhet, varför stimulerad biologisk behandling bedöms vara en tillämpbar åtgärdsmetod för sanering av klorerade lösningsmedel.

### Övervakad naturlig nedbrytning

Övervakad naturlig nedbrytning – naturlig självrening inbegriper övervakning av biologiska, kemiska och fysikaliska processer som under rätt betingelser reducerar föroreningskoncentrationer i mark och grundvatten. Processer som kan vara aktuella är t ex biologisk nedbrytning, fastläggning, utspädning eller förångning. Metoden kan ta väldigt lång tid.

## 9.2 Tekniska skyddsåtgärder

Ifall delar av föroreningen som kan orsaka ånginträngning i ovanliggande byggnader lämnas kvar, finns flera tekniska skyddsåtgärder som kan tillämpas vid byggnation inom området för att minimera hälsoriskerna till följd av kvarlämnad förorening.

Ånginträngning orsakas av diffusionsbaserad och/eller advektiv transport av föroreningar i ångfas i jord till ovanliggande hus. Föroreningskoncentrationer i inomhusluften styrs av koncentrationerna i källzonen, föroreningars transporthastighet genom jorden under byggnaden, luftens flödes hastighet in i byggnaden, luftvolym och luftomsättning inne i byggnaden samt våningsplanens luftvolym. Åtgärder för att minska ånginträngningen innebär att en eller flera av dessa transportvägar och utspädningsmekanismer justeras på ett sådant sätt att koncentrationer inomhus minskar.

De områden där ånginträngning kan reduceras som mest är vid byggnadens bottenplatta samt vid väggar som ligger under markytan. Här kan ångtransport in i byggnader förhindras genom passiva barriärer så som olika diffusionstäta och lågpermeabla material som förhindrar intransport av ångor in i byggnaden. För att inte detta ska leda till ökade ångkoncentrationer under byggnaden bör passiv ventilation, så som t ex högpermeabla avluftningslager (som kan leda bort ångorna) installeras under passiva barriärer. Passiv ventilation kan även förstärkas med aktiv ventilering med t ex fläktar så att luften i avluftningslagret rör sig fortare så att föroreningskoncentrationerna under bottenplattan minskar.

Ånginträngning kan också elimineras genom att byggnaden höjs upp från marken så att utomhusluft kan ventilera utrymmet mellan bottenplatta och mark. Byggnader upphöjda på pålar och/eller garageplan utan väggar under bostadshus är vanliga exempel på detta. Även underjordsgarage ger betydligt mindre risk för inträngning av porgas till bostadsdelen, eftersom ventilation krävs för att upprätthålla en säker kolmonoxidnivå i garaget och minska luktöligheter från fordon. (Geosyntec Consultants, 2015).

## 9.3 Kostnader för åtgärder

Att uppskatta kostnader för möjliga åtgärder av påvisad förorening är i nuläget svårt då det inte är känt om de två påvisade föroreningarna är sammankopplade, samt då omfattningen av den undre föroreningen inte är känd. För att få en uppskattning av möjliga åtgärds kostnader kan det antas att termisk behandling av klorerade lösningsmedel grovt kan uppskattas till 3 000-4 000 kr/per behandlad m<sup>3</sup> jord. Behandling av 1 800 m<sup>3</sup> förorenad jord (övre föroreningen) skulle därmed kosta i storleksordningen 5-7 Mkr.

För reduktiv deklorering med BOS100 (Ejlskov) uppskattas åtgärds kostnaden för den övre föroreningen grovt till ca 2 Mkr.

## 10 Slutsatser och rekommendationer

Den nu genomförda undersökningen visar på att det bland annat finns en betydande risk för ånginträngning i byggnader på Raspen 1, samt även att risker för påverkan på grundvattentäkten Larslundsmalmen kan föreligga. Då byggnation (som troligen delvis kommer grundläggas genom pålning då marken till stora delar utgörs av lera med betydande mäktighet) planeras inom fastigheten, bedöms det i framtiden föreligga risker med påvisade föroreningar, främst till följd av en potentiell spridning av föroreningar till grundvattnet samt att det finns en möjlig risk för den närliggande dricksvattentäkten. Risker föreligger även avseende föroreningar i porgasen vilka kan tränga in i planerade byggnader (detta gäller främst den övre liggande föroreningen, men ifall en mer omfattande pålning sker skulle nya spridningsvägar kunna frigöras vilket kan påverka även spridningen från den djupare föroreningen). Baserat på detta bedöms det att ett åtgärdsbehov föreligger avseende klorerade lösningsmedel inom fastigheten.

Då det i nuläget inte är fastställt ifall den djupare föroreningen är en plym från den övre föroreningen eller om den kommer från ett separat källområde, föreslås det att detta utreds innan ett åtgärdsförslag för fastigheten tas fram. Ifall det visar sig att det handlar om en och samma förorening kan de sedan förslagsvis behandlas tillsammans. Ifall det visar sig att den undre föroreningen kommer från en annan källa inom fastigheten behöver denna avgränsas och riskbedömas. Förslagsvis installeras ytterligare grundvattenrör inom Raspen 1 på strategiska ställen för att kunna göra en bedömning av den undre föroreningens omfattning.

## 11 Referenser

Bergström & Öhrström. (2002). *Wedholms Industrihus AB. Inventering av efterbehandlingsbehov på Raspen 1, Nyköping. PM-JB02/30.*

Geosyntec Consultants. (2015). *Konceptuella beskrivningar av tekniska lösningar för begränsning av ånginträngning för planerade byggnader vid Östra Cisternområdet, Kvarnholmen, Stockholm, Sverige.*

Liljemark Consulting . (2016). *Översiktlig miljöteknisk markundersökning- Fogden 4 samt Raspen 2 och 3, Nyköping.*

Liljemark Consulting. (2017a). *Miljöteknisk markundersökning- Raspen 1 i Nyköping.*

Liljemark Consulting AB. (2017b). *Kompletterande miljöteknisk undersökning. Raspen 1, Nyköping.*

Länsstyrelsen. (2009). *Utdrag ur EBH-databas, MIFO-blanketter för objekt F0480-0299.*

Länsstyrelserna. (september 2017). *Vatteninformationssystem Sverige.* Hämtat från [www.viss.lansstyrelsen.se](http://www.viss.lansstyrelsen.se)

SGU. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013-01.*

Structor Nyköping AB. (2017). *Raspen 1,2 och 3, Nöthagen, Nyköpings kommun. Utrednings PM Geoteknik- Markförhållanden och grundläggning.*

VISS. (2019).

VROOM. (2000). *Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Staatscourant 24.*

## Bilaga 1

Liljemark Consulting

**Blommenhovsvägen 26, Nyköping**

MIP, soil & groundwater environmental investigation

January 2019



<b>Version:</b>	Version 1.0
<b>Date:</b>	Wednesday, February 13, 2019
<b>Written by:</b>	Edward Harris
<b>QA:</b>	Michael Clausen
<b>Approved by:</b>	Carsten Frederiksen
<b>Project no.:</b>	19013

## Table of Content

<b>1. Introduction</b> .....	<b>2</b>
<b>2. Methods and techniques</b> .....	<b>3</b>
2.1 Membrane Interface Probe (MIP) .....	3
2.2 Soil sampling.....	4
2.3 Groundwater sampling .....	5
2.4 Drilling equipment .....	5
2.5 Investigation drilling summary .....	6
<b>3. Results</b> .....	<b>7</b>
3.1 MIP logs.....	7
3.2 Soil sampling.....	7
3.3 Groundwater sampling .....	8
3.4 3D contamination distribution model.....	9
<b>4. Conclusion</b> .....	<b>11</b>

## Appendices

Appendix A	:	Maps of investigation points
Appendix B	:	Well construction diagrams
Appendix C	:	MIP logs and soil core descriptions
Appendix D	:	Tables of soil sampling laboratory results
Appendix E	:	Tables of groundwater sampling laboratory results
Appendix F	:	3D modelling images of contamination plume

## Maps & drawings

Map 1	:	MIP investigation point locations
Map 2	:	Soil core sampling locations
Map 3	:	Groundwater monitoring well locations

## 1. **Introduction**

Ejlskov A/S of Denmark was contracted by Liljemark Consulting AB of Stockholm, Sweden, to conduct an environmental investigation at an industrial site at Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden.

The industrial site was previously a metal manufacturing and assembly facility which used chlorinated solvents (e.g. trichloroethylene, TCE) to degrease metal products from the 1950s until an unknown date. Liljemark Consulting had established the presence of chlorinated volatile organic compounds (cVOCs) in the soil and groundwater during a preliminary investigation in 2017.

The aim of the investigation by Ejlskov was to vertically and laterally delineate the chlorinated contamination source zone and possible migration plume, and to take soil samples to analysis the contamination concentration in the soil, and to install groundwater monitoring wells to assess any migration of the cVOC plume and contamination levels in the groundwater.

The environmental investigation of the site was conducted by Ejlskov between 14-21 January 2019.

## 2. Methods and techniques

### 2.1 Membrane Interface Probe (MIP)

The Membrane Interface Probe (MIP) is a screening tool that maps the vertical profile of soil and groundwater contamination. It provides continuous and instantaneous data on the relative concentrations of volatile organic compounds (VOCs), including chlorinated solvents (cVOCs), aromatic hydrocarbons and BTEX compounds.

The MIP system works on the principle of a drilling a probe that heats the soil to 120 °C in-situ, bringing VOCs to gaseous phase and transporting the gases to the surface for analysis in the MIP system gas chromatograph (GC). The GC contains 3 detectors, shown in the table below, which do not identify specific compounds or absolute concentrations, but indicate the contaminant family and relative concentration.

Detector	Parameter	Detection limit
PID (photo ionisation detector)	Aromatic hydrocarbons and chlorinated solvents	0.2 – 2.0 ppm
FID (flame ionisation detector)	Alkanes, short-chain hydrocarbons	1.0 – 20.0 ppm
XSD (halogen specific detector)	Chlorinated solvents	0.1 – 2.0 ppm

A MIP survey hole is drilled in 30 cm intervals, and at each interval the probe pauses to heat the soil for 45 seconds. This enables the soil to be heated to 120 °C and the maximum potential of VOCs to be captured. The probe is then drilled 30 cm deeper to the next interval and the process is repeated. The MIP survey hole is completed until either the pre-determined log depth is reached, or when the operator can see that the contaminant plume has been vertically delineated. The result is a MIP drill log showing the vertical variation in the relative contaminant concentration.

In addition to the detection of VOCs, the MIP probe also continuously collects data on the electrical conductivity (EC) of the soil, and the probe temperature. Both these parameters enable the MIP operator to interpret the soil type and lithology changes, which provide valuable data on which soil layers the contamination can be found.

A schematic of the MIP system is illustrated in Figure 1.



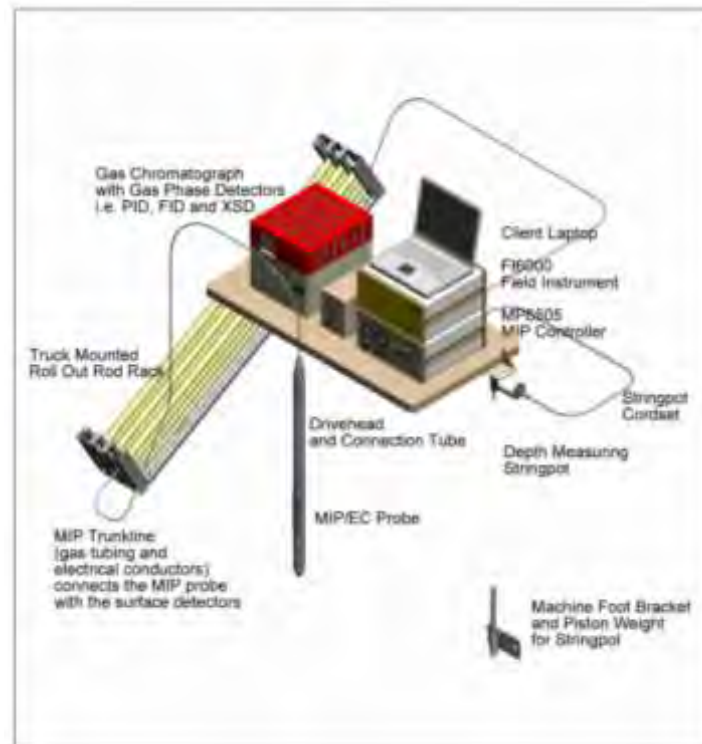


Figure 1: MIP System Setup

## 2.2 Soil sampling

Taking soil samples for laboratory analysis is essential for estimating the total contaminant plume mass. Ejlskov used the Geoprobe dual-core system of soil coring to retrieve undisturbed and intact soil cores for sampling. Ejlskov also used a technique of high-resolution sampling, at 0.50 m intervals, to ensure sampling captures the entire vertical distribution of the contaminant plume.

The soil samples extracted by Ejlskov were analysed by Remediation Products Incorporated (RPI) in USA.

Soil samples are used to corroborate the MIP data and to provide absolute values to the otherwise uncalibrated cVOC signal from the MIP survey.

A total of 130 individual soil samples were collected for laboratory analysis by RPI. The soil laboratory results are shown in Appendix D.

### 2.3 Groundwater sampling

In addition to soil sampling, groundwater monitoring wells were installed with 2.00 m filters at depths based on MIP data. The monitoring wells were developed (purged), and groundwater samples were taken for laboratory analysis. Groundwater sampling is important because the samples provide data that represents contamination levels for a larger sub area of a site, compared with discrete or 'point-specific' soil sampling. Groundwater samples can also be taken frequently from monitoring wells to monitor contaminant plume development or the progress of remediation works.

Like the soil samples, water samples taken by Ejlskov were analysed by Remediation Products Incorporated (RPI) in USA. A total of 5 individual water samples were collected for laboratory analysis. The groundwater sampling laboratory results are shown in Appendix E.

### 2.4 Drilling equipment

Drilling operations were performed by Ejlskov using a DT7822 drill rig manufactured by Geoprobe for the site investigation works. The drill rig used direct push drilling techniques, which consists of driving rods into the subsurface with a hydraulic GH63 hammer capable of applying a downward force of approximately 17,000 kg.

Direct push drilling was used for all phases of the site investigation: the MIP survey, soil sampling, and groundwater monitoring well installation.



**Figure 2:** Ejlskov drilling operations and set up performing MIP surveying

## 2.5 Investigation drilling summary

In the period between 14-21 January 2019, Ejlskov drilled a total of 24 MIP, soil coring, and groundwater monitoring well holes, drilling a total of 392 meters. Table 1 shows a summary of the completed investigation holes.

Date		Hole ID	Type	Depth drilled (m)
Monday	14 January	M01	MIP	19.34
		M02	MIP	19.93
Tuesday	15 January	M03	MIP	19.89
		M04	MIP	15.16
		M05	MIP	16.31
		M06	MIP	15.18
		M07	MIP	19.23
		M08	MIP	16.35
		M09	MIP	17.22
		M10	MIP	17.59
		M11	MIP	17.45
Wednesday	16 January	M12	MIP	17.40
		M13	MIP	20.05
		M07	Soil core	15.00
Thursday	17 January	<i>No permission to drill on site</i>		
Friday	18 January	M01	Soil core	15.00
		M02	Soil core	17.00
		M03	Soil core	16.00
		MW03	Groundwater well	14.00
Saturday	19 January	M11	Soil core	15.50
		MW11	Groundwater well	14.00
		MW09	Groundwater well	14.00
		MW07 7	Groundwater well	7.00
		MW07 14	Groundwater well	14.00
		MW07 19.4	Groundwater well	19.40
<b>Total meters drilled (m):</b>				<b>392.00</b>

**Table 1** Summary of completed investigation drill holes

## 3. Results

### 3.1 MIP logs

Over 231 m of MIP survey holes were successfully drilled in 2.5 days. The locations of the 13 MIP survey points are shown in Map 01 in Appendix A, and the details of the depths of each MIP survey point are shown in the Table 1.

MIP points M01-M12 were drilled to delineate the contamination source zone around the former TCE bath facility. M13 was drilled because soil air sample in the basement of that part of the building from Liljemark's 2017 investigation demonstrated contamination values above the acceptable criteria.

The processed MIP logs are shown in Appendix C. The MIP logs show moderate levels of cVOC contamination (indicated by excursions in the PID and XSD signals) in MIP holes M01, M02, and M07, close to the former trichloroethylene degreasing bath. The highest detector signal peaks, and therefore the bulk of contamination occurs at depths between 1.50 – 8.00 mbgl (meters below ground level).

All of the MIP points in the 'hotspot' source area were completed to bedrock, between 19.30 – 20.00 mbgl, because cVOCs are dense non-aqueous phase liquids (DNAPL) and have a tendency to sink deep below the groundwater table until they reach an impermeable boundary (e.g. bedrock, or a very heavy clay layer).

The MIP investigation discovered and indication of low concentration cVOC contamination below the groundwater table (circa 8.80 mbgl) in a slightly silty/clayey layer between 11.00 – 14.00 mbgl (indicated by higher electrical conductivity (EC) values). This signal was widespread across the site, but no source area was indicated.

The combined MIP logs were processed in Ejlskov's unique Ejlskov Studio Pro software which produced the 3D model. Images from the 3D model are shown in Section 3.4.

### 3.2 Soil sampling

Soil coring was conducted in the immediate vicinity of the MIP survey points. Ejlskov drilled 5 soil core points at 5 MIP locations and individual soil samples were taken at 0.50 m intervals between 1.50 – 17.00 mbgl. A total of 130 individual soil samples were extracted for laboratory analysis by RPI.

The locations of the soil cores points are shown in Map 02 in Appendix A. The results from the laboratory analysis are shown in the tables in Appendix D.

The soil sampling laboratory analysis results reflect the results of the MIP investigation. The highest concentrations of cVOCs are seen between 2.50 – 7.00 mbgl in the unsaturated zone, with the highest concentration shown in M07, which has a peak concentration of TCE of 94800 µg/kg at 4.00 mbgl. Soil cores M01 and M02 also show very high levels of TCE (peaking at 10800 µg/kg and 4060 µg/kg respectively), and soil cores M03 and M11 show that TCE is present, but at relatively lower concentrations (1210 µg/kg and 320 µg/kg respectively).

All soil cores demonstrate the presence of tetrachloroethylene (PCE) and of several biproducts of the degradation of chlorinated solvents (cis-dichloroethene, vinyl chloride, and chloroform).

The soil cores further corroborate the MIP survey results by demonstrating a secondary plume of chlorinated contamination in the saturated zone, between 11.00 – 14.00 mbgl. The concentration of TCE and chlorinated degradation biproducts is at least 2 orders of magnitude lower than the concentrations in the primary contamination plume in the unsaturated zone.

### 3.3 Groundwater sampling

6 groundwater monitoring wells were installed in the vicinity of 4 MIP points; a set of 3 ‘nested’ or ‘clustered’ wells were installed at the M07, as it indicated the highest levels of contamination. Well MW07 7 was dry and no sample was taken.

The locations of the 6 groundwater monitoring wells are shown in Map 03 in Appendix A, and the details of the installation of the wells are shown in Table 2 below and in the well construction diagrams in Appendix B.

The groundwater sampling data from the RPI laboratory are shown in the tables in Appendix E.

Well ID	Date installed	Well inner Ø	Filter depth	Groundwater level (mbgl)
MW03	18 January 2019	50 mm	12.00 – 14.00	8.775
MW07 7	19 January 2019	50 mm	5.00 – 7.00	Dry
MW07 14	19 January 2019	50 mm	12.00 – 14.00	8.645
MW07 19.4	19 January 2019	50 mm	17.40 – 19.40	8.820
MW09	19 January 2019	50 mm	12.00 – 14.00	8.815
MW11	19 January 2019	50 mm	12.00 – 14.00	8.750

**Table 2** Groundwater monitoring well installation summary data

The groundwater laboratory results show the concentration of the dissolved chlorinated contamination in the groundwater at 12.00-14.00 mbgl. The highest concentrations are found in MW03 with 7660 µg/L of TCE and 14000 µg/L of cis-dichloroethene, but the other groundwater monitoring wells installed at that interval show similar levels of chlorinated contamination (ranging between 1970-4440 µg/L TCE and 490-10800 µg/L cis-dichloroethene).

Due to the tendency of DNAPL to sink below the groundwater level until it reaches an impermeable barrier, a single groundwater monitoring well (MW07 19.4) was installed the centre of the primary contamination plume with the base of the filter at bedrock (17.40-19.40 mbgl). This well shows the presence of cVOCs at this depth, albeit at significantly lower concentrations (7.70 µg/L TCE, 1.65 µg/L cis-dichloroethene).

No conclusive groundwater flow direction, or migration distribution of contamination could be assessed at this site.

### **3.4 3D contamination distribution model**

A 3D subsurface contamination model was produced for the entire former TCE degreasing facility area investigated. The primary purpose of the model is to visualise the spatial distribution of contamination in the soil.

The source of data for the model is the 13 MIP points conducted by Ejlskov on site, and the three detectors contained in the MIP system: PID, FID, and XSD. The MIP points provide a general image of the vertical distribution at selected locations.

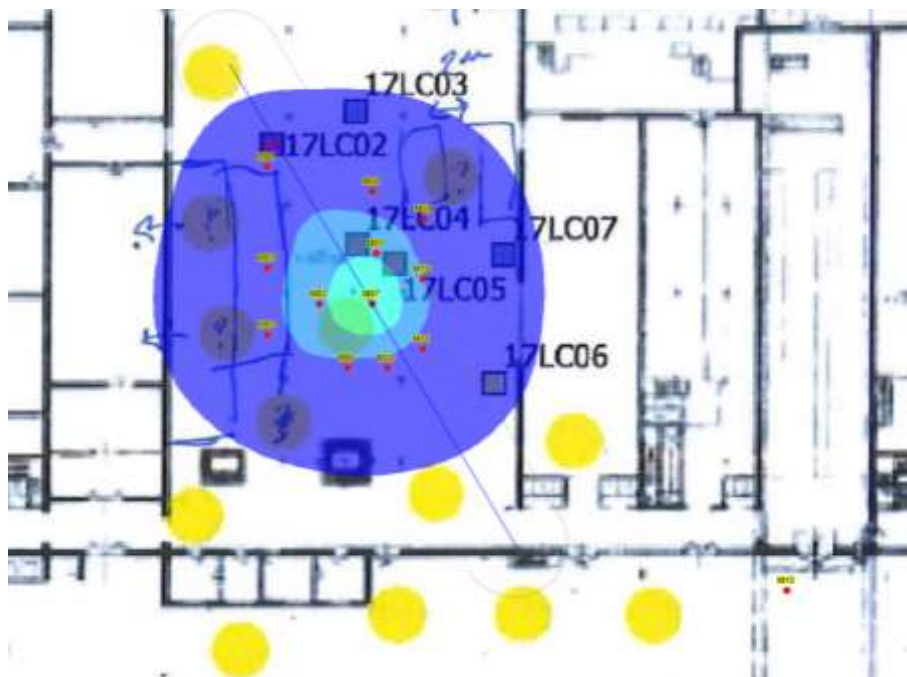
The 3D modelling was produced using Ejlskov Studio software.

The main purpose of the contaminant distribution model is to visualise the spatial distribution of contaminants in the subsurface. The model is built on data from the MIP system, and is used to produce various horizontal 2D maps, vertical 2D cross sections, and 3D visualisation images and animations.

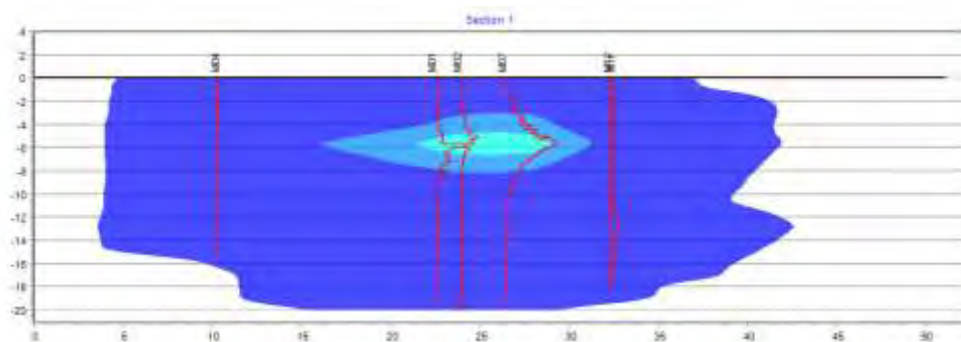
The model is created by transforming MIP detector data in the point of point data into a model with volumetric coverage. The volumetric model provides an estimate of the contamination in every XYZ location within the model volume.

The volumetric coverage is generated through a series of interpolations finished with a smoothing. The interpolation algorithm has a large number of parameters and is configured to produce a model that on the one hand must respect data and on the other hand must generate a coverage for an area as large as possible. In other words the interpolation is a delicate balance between data and data coverage.

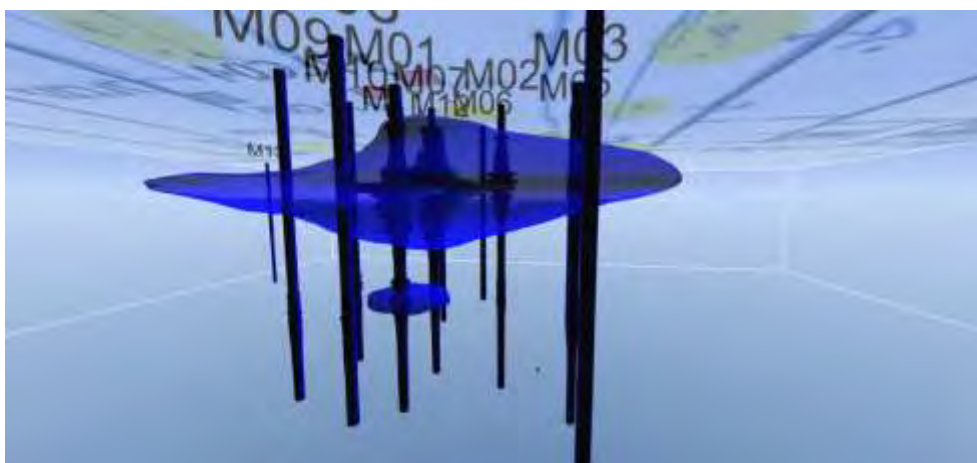
Images from the model are shown in Figure 3, Figure 4, and Figure 5 and additional, and larger images are included in Appendix F.



**Figure 3** Screenshot Ejskov software showing planview of 3D model of contaminant mass distribution (modelled using the XSD detector signal)



**Figure 4** Screenshot from Ejskov software showing cross section shown in Figure 3 (modelled using the XSD detector signal)



**Figure 5** Screenshot from Ejskov software showing 3D plume image looking southeast (modelled using the PID detector signal)

## 4. Conclusion

The site investigation shows that an area around the former TCE degreasing facility is impacted by moderate-to-high levels of cVOC contamination.

The primary contamination plume has an area of 330 m<sup>2</sup> concentrated in unsaturated soil between 2.00 – 8.00 mbgl. The volume of soil affected by the cVOC plume is circa 1800 m<sup>3</sup>.

The primary contamination plume was delineated laterally and vertically using MIP and corroborating soil sampling.

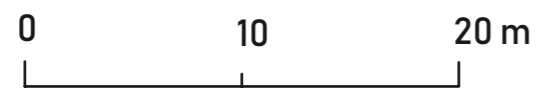
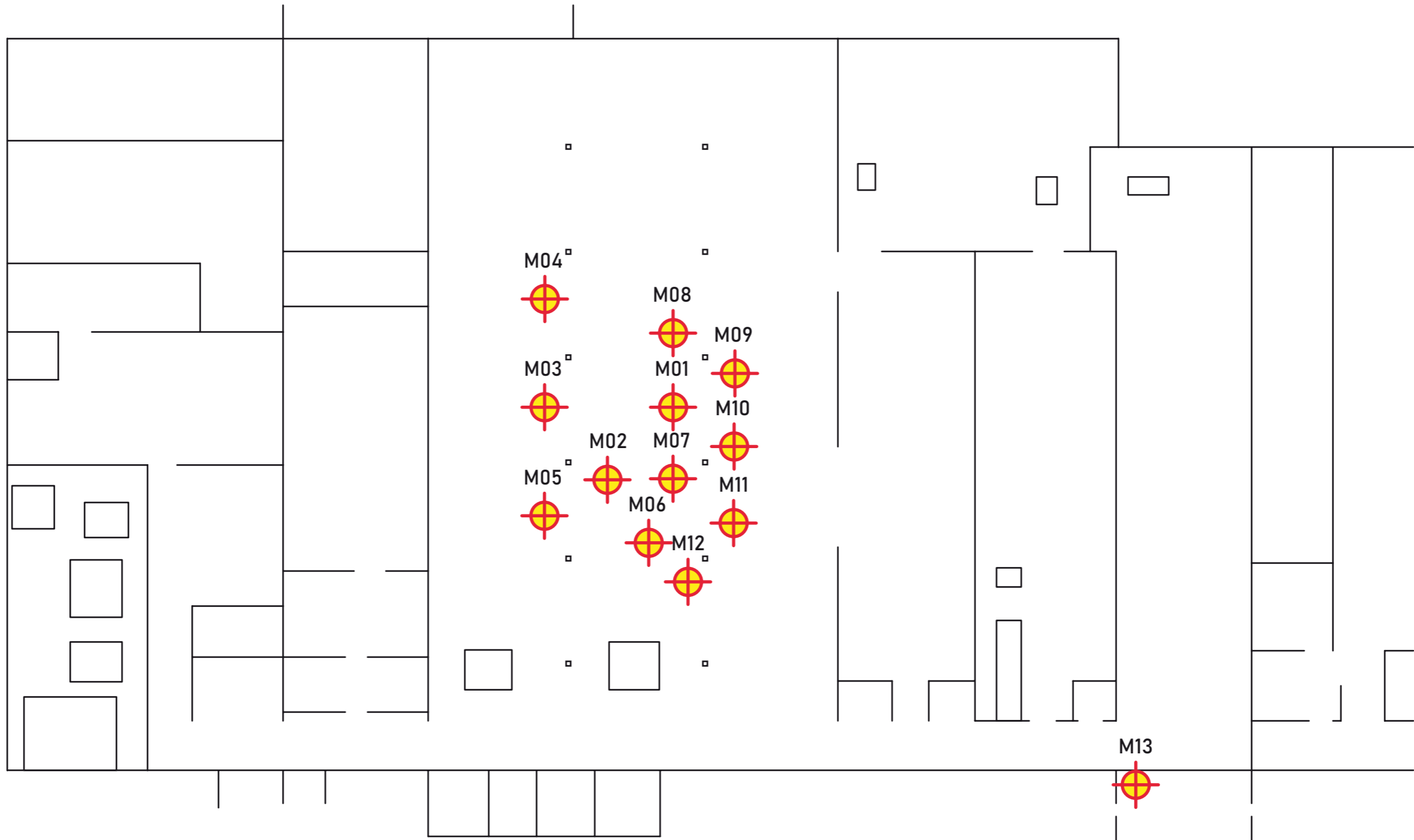
There is a secondary cVOC contamination of both soil and groundwater in the saturated zone, between 11.00-14.00 mbgl. The concentrations of cVOC contaminants in the secondary plume is an order of magnitude lower than that of the primary plume, but has not been delineated laterally. This deeper secondary plume, with lower cVOC concentrations indicates another source of DNAPL contaminants. The source is likely to be on the same former manufacturing/metal-working site, but due to the uncertainties in groundwater flow direction the precise location or proximity cannot be calculated.

Very low levels of cVOC contamination in the groundwater was also observed at bedrock, which lies roughly between 19.50-20.00 mbgl.

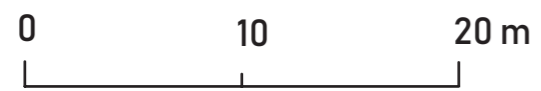
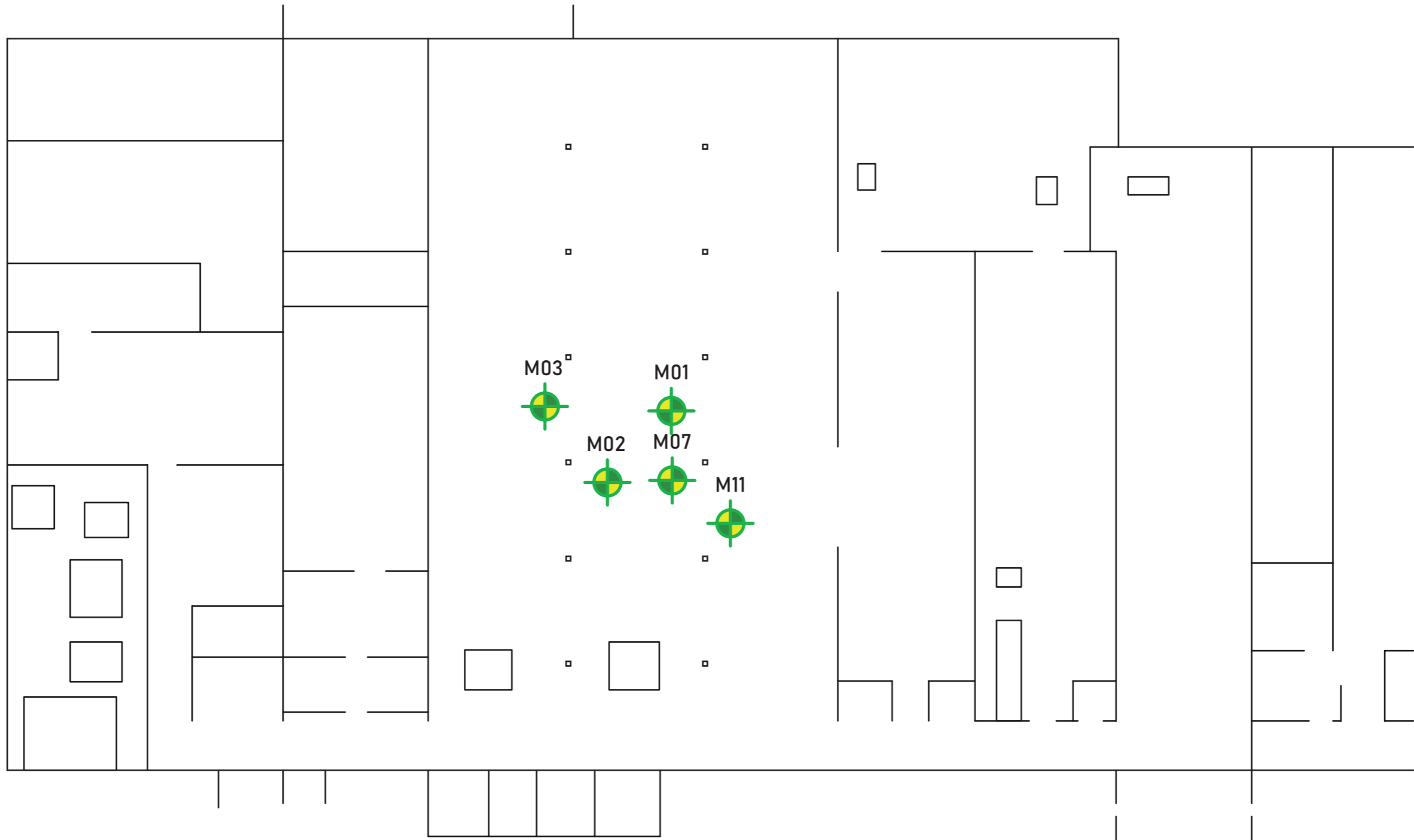


# Appendix A

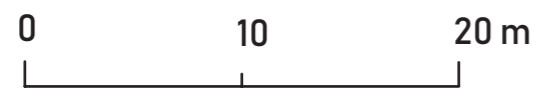
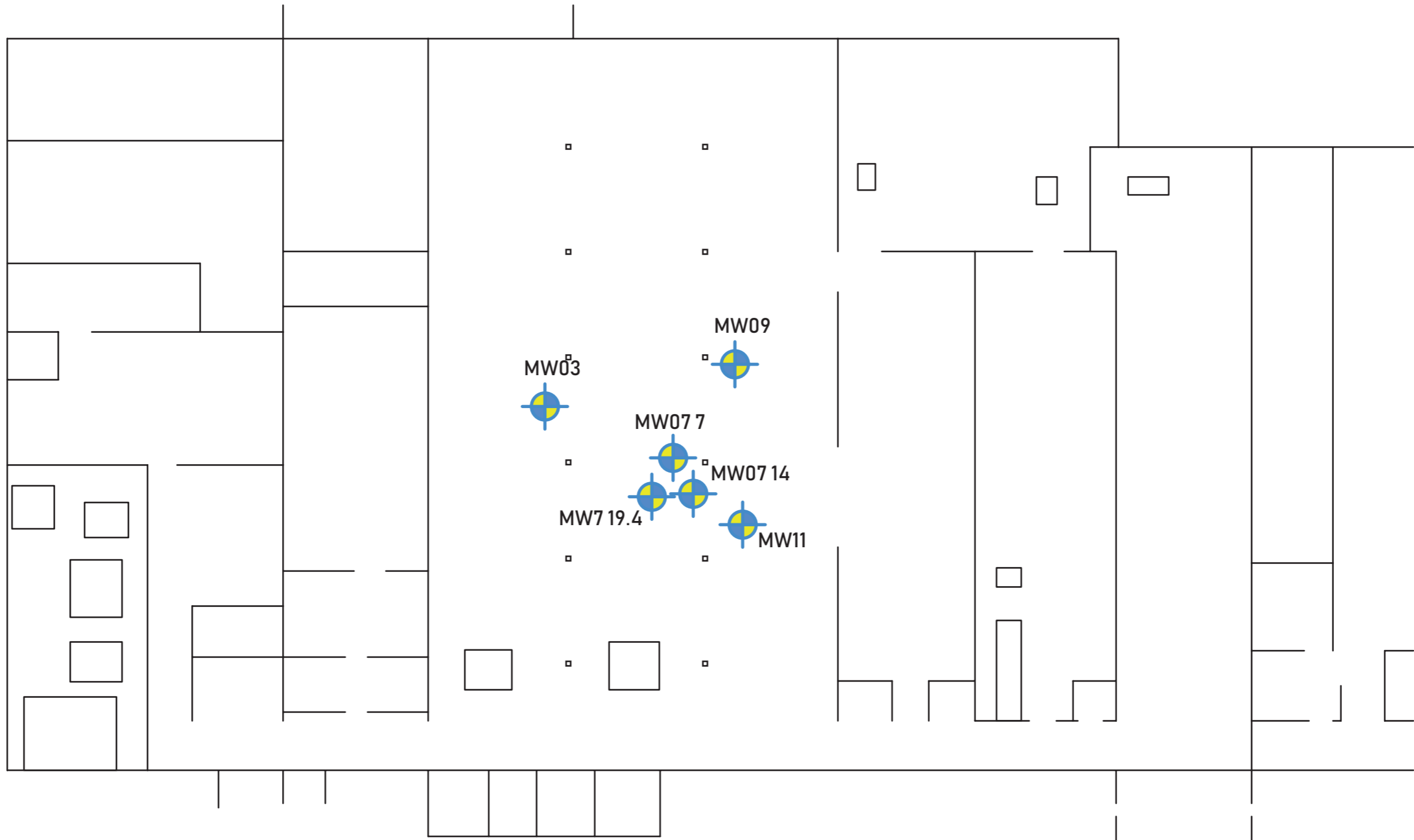
Maps of investigation points



Project		<b>Nyköping MIP</b>			<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov A/S          Jens Olsens Vej 3          8200 Århus N          Denmark</small>	
Client		Liljemark Consulting			Date 14-01-2019	
Subject		MIP point locations			Project no. 19013	
Draw n EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1		



Project		<b>Nyköping MIP</b>			<b>EJLSKOV</b> Ejlskov A/S Jens Olsens Vej 3 8200 Århus N Denmark
Client		Liljemark Consulting			Date 21-01-2019
Subject		Soil core sample locations			Project no. 19013
Draw n EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 2	



Project		<b>Nyköping MIP</b>			<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov A/S          Jens Olsens Vej 3          8200 Århus N          Denmark</small>	
Client		Liljemark Consulting			Date 21-01-2019	
Subject		Groundwater monitoring well locations			Project no. 19013	
Draw n EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Draw ing no. 3		

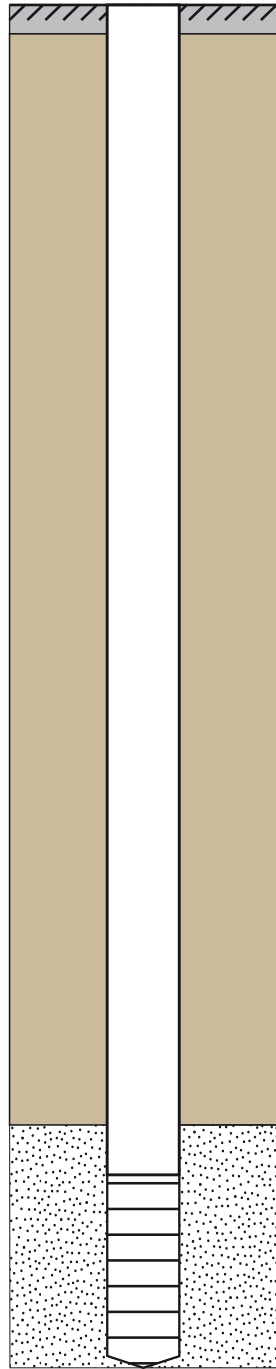
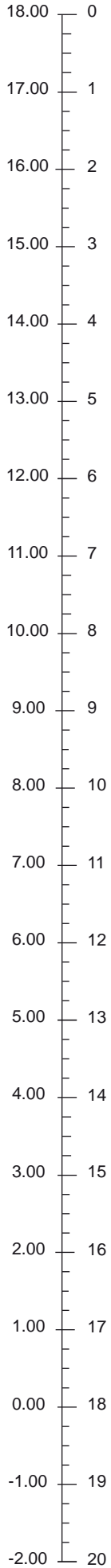
# Appendix B

Well construction diagrams

## Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)




**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 11.50 m)

**Filter sand**  
(11.50 - 14.00 m)

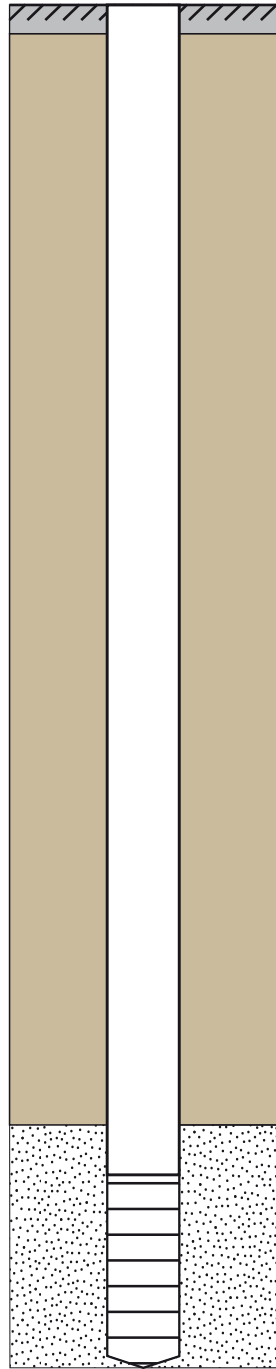
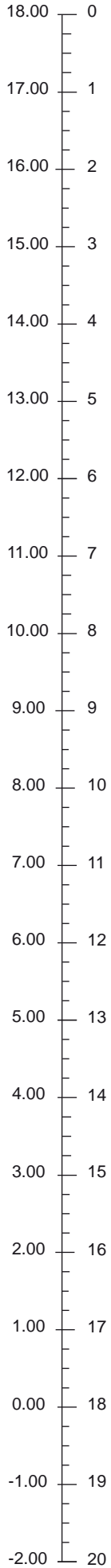
Borehole ID:	<b>MW05</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	14.00 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes:	Filter depth (m bgl) 12.00 - 14.00 m

Project		<b>Nyköping MIP</b>		 <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>			
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date	21 01-2019	
Subject					Monitoring well construction log		
					Project no.	19013	
Drawn	EHA	Control	MCC	Approved	CFR	Scale	1:XXX
					Drawing no.	1	

## Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)



**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 11.50 m)

**Filter sand**  
(11.50 - 14.00 m)

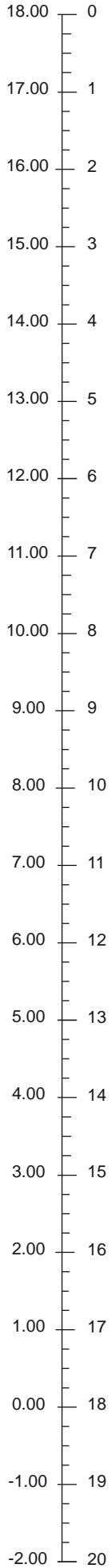
Borehole ID:	<b>MW07 14</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	14.00 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes: Filter depth (m bgl) 12.00 - 14.00 m	

Project		<b>Nyköping MIP</b>		<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>	
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date 21 01-2019
Subject				Monitoring well construction log	
Drawn EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1	

## Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)



**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 16.90 m)

**Filter sand**  
(16.90 - 19.40 m)

Borehole ID:	<b>MW07 19.4</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	19.40 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes: Filter depth (m bgl) 17.40- 19.40 m	

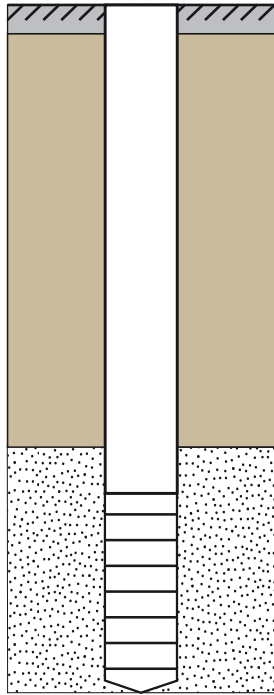
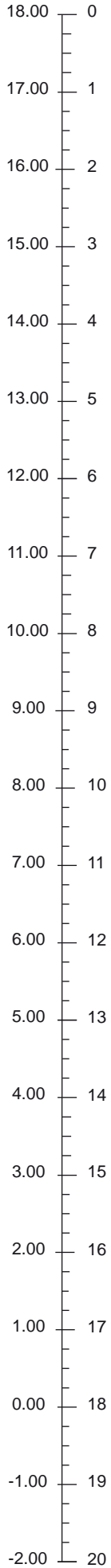
Project		<b>Nyköping MIP</b>		<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>	
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date 21 01-2019
Subject				Monitoring well construction log	
Drawn EHA		Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1



### Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)




**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 4.50 m)

**Filter sand**  
(4.50 - 7.00 m)

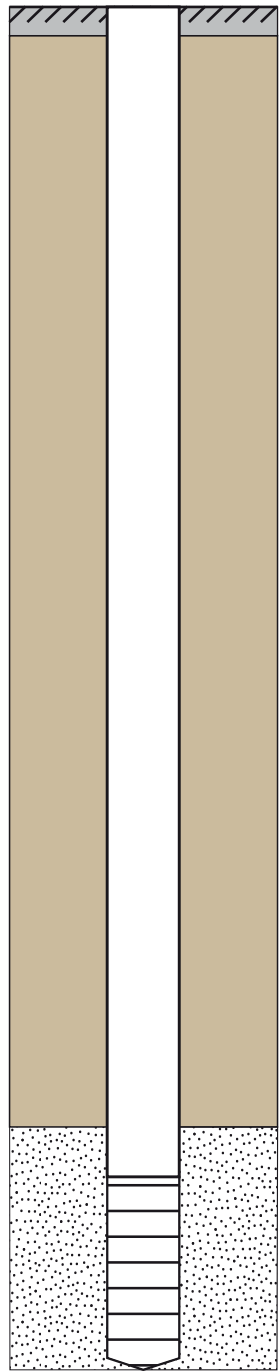
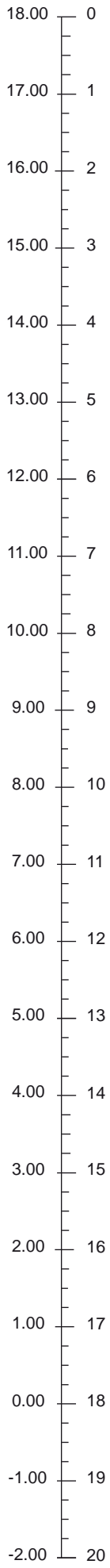
Borehole ID:	<b>MW07 7</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	14.00 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes: Filter depth (m bgl) 12.00 - 14.00 m	

Project		<b>Nyköping MIP</b>		 <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>	
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date 21 01-2019
Subject				Monitoring well construction log	
Drawn EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1	

## Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)



**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 11.50 m)

**Filter sand**  
(11.50 - 14.00 m)

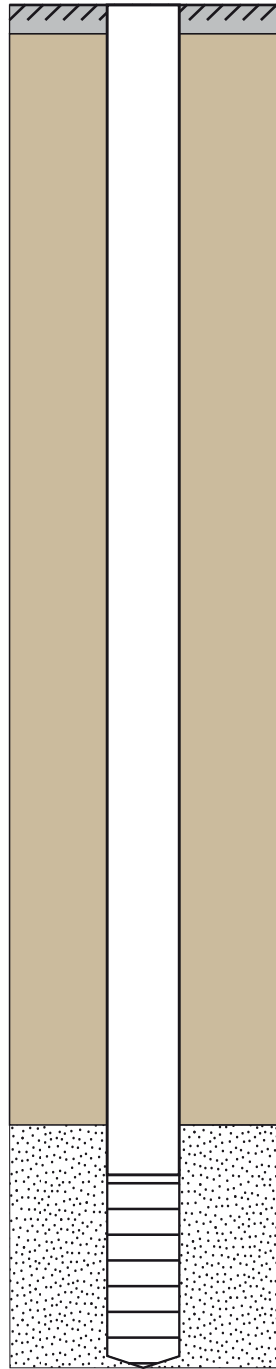
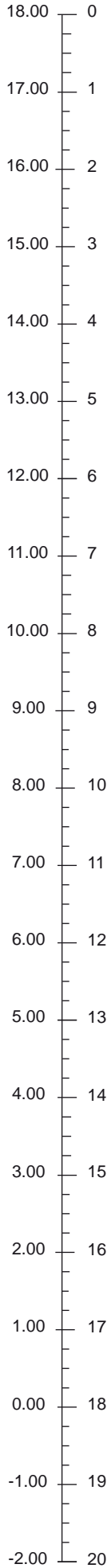
Borehole ID:	<b>MW09</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	14.00 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes:	Filter depth (m bgl) 12.00 - 14.00 m

Project		<b>Nyköping MIP</b>		<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>	
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date 21 01-2019
Subject				Monitoring well construction log	
Drawn EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1	

## Well construction diagram

**Elevation**  
(m asl)

**Depth**  
(m bgl)



**Concrete**  
(0.00 - 0.25 m)

**Bentonite**  
(0.25 - 11.50 m)

**Filter sand**  
(11.50 - 14.00 m)

Borehole ID:	<b>MW11</b>
Date installed:	19.01.2019
Ground elevation:	18.00 m
Total depth:	14.00 m
Filter length:	2 m
Inner diameter:	50 mm
Pipe material:	HDPE
Drilling method:	Direct push
Installed by:	MCC/EHA
Notes:	Filter depth (m bgl) 12.00 - 14.00 m

Project		<b>Nyköping MIP</b>		<b>EJLSKOV</b> <small>Ejlskov AS Jens Olsens Vej 3 DK-8200 Århus N</small>	
Client			<b>Liljemark Consulting</b>		Date 21 01-2019
Subject				Monitoring well construction log	
Project no. 19013					
Drawn EHA	Control MCC	Approved CFR	Scale 1:XXX	Drawing no. 1	

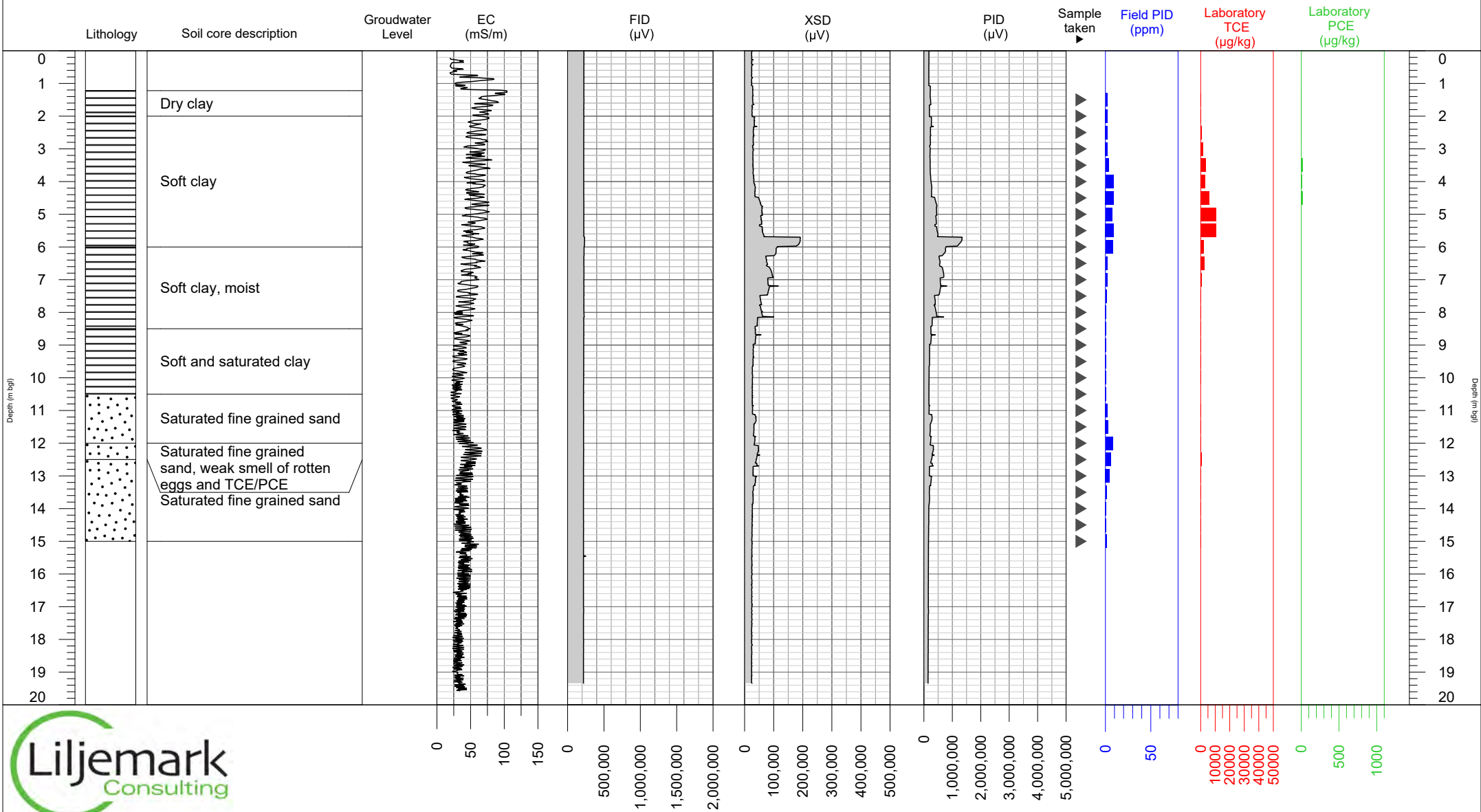
# Appendix C

MIP logs  
and soil core descriptions

# MIP log



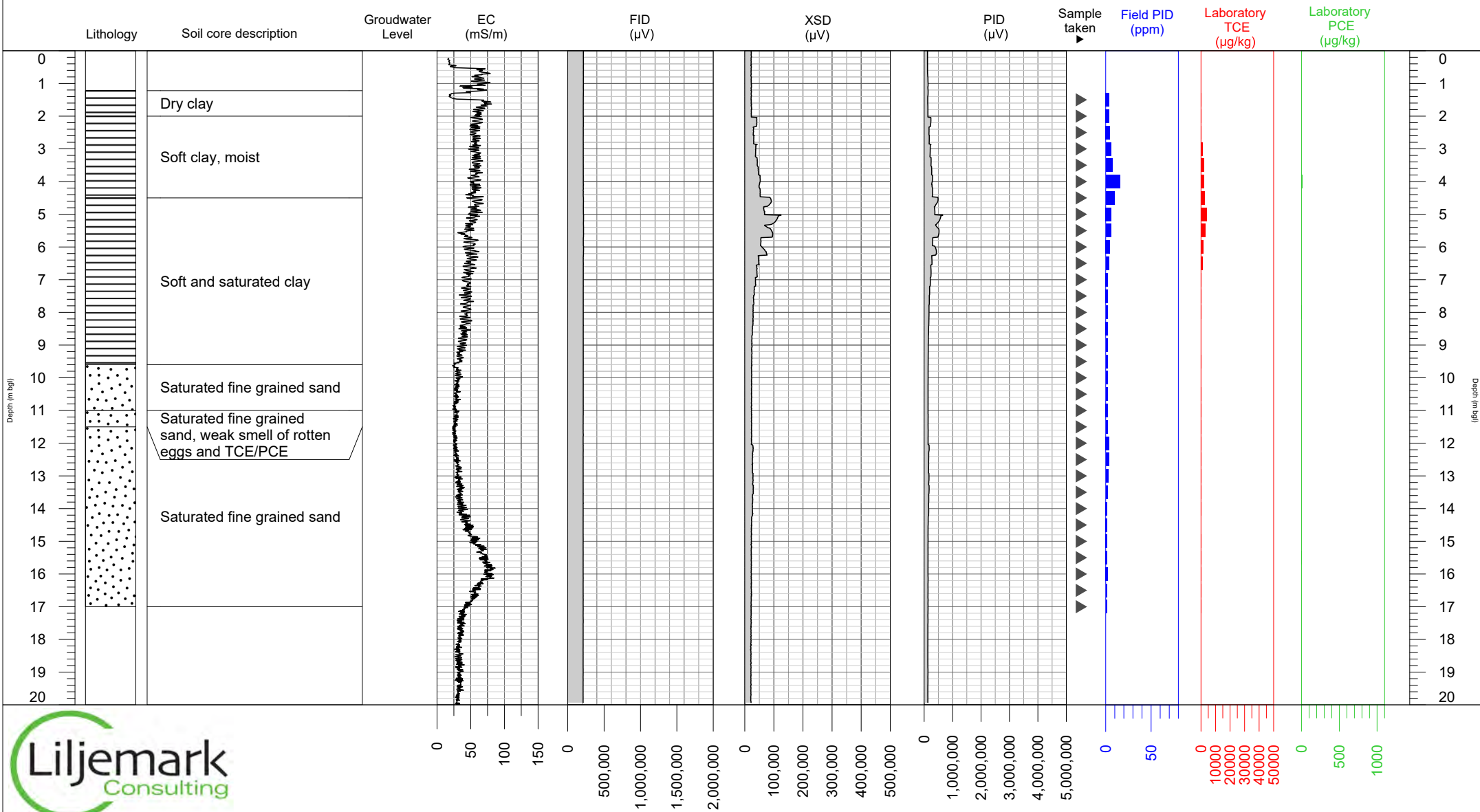
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M01	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 14 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



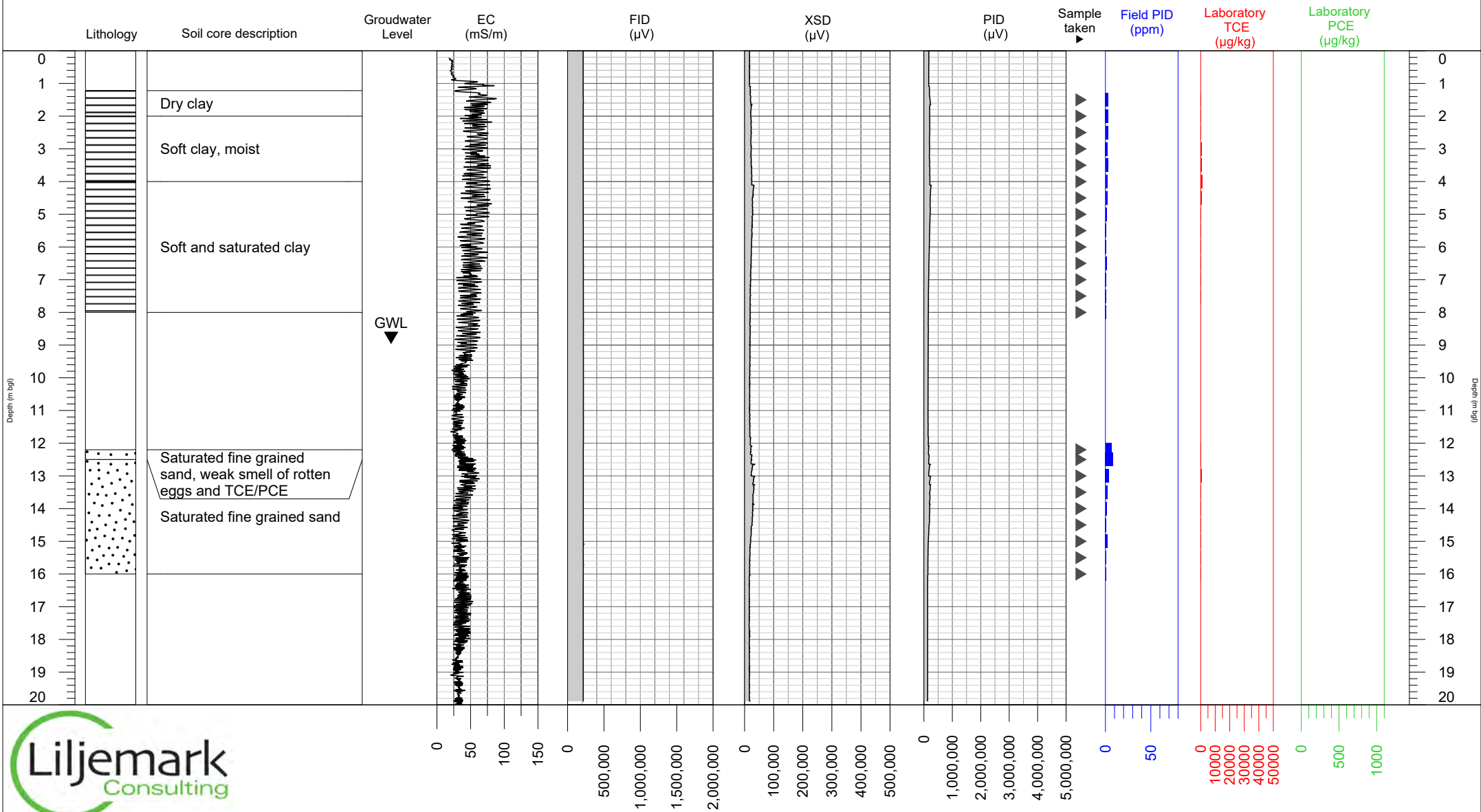
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M02	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 14 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



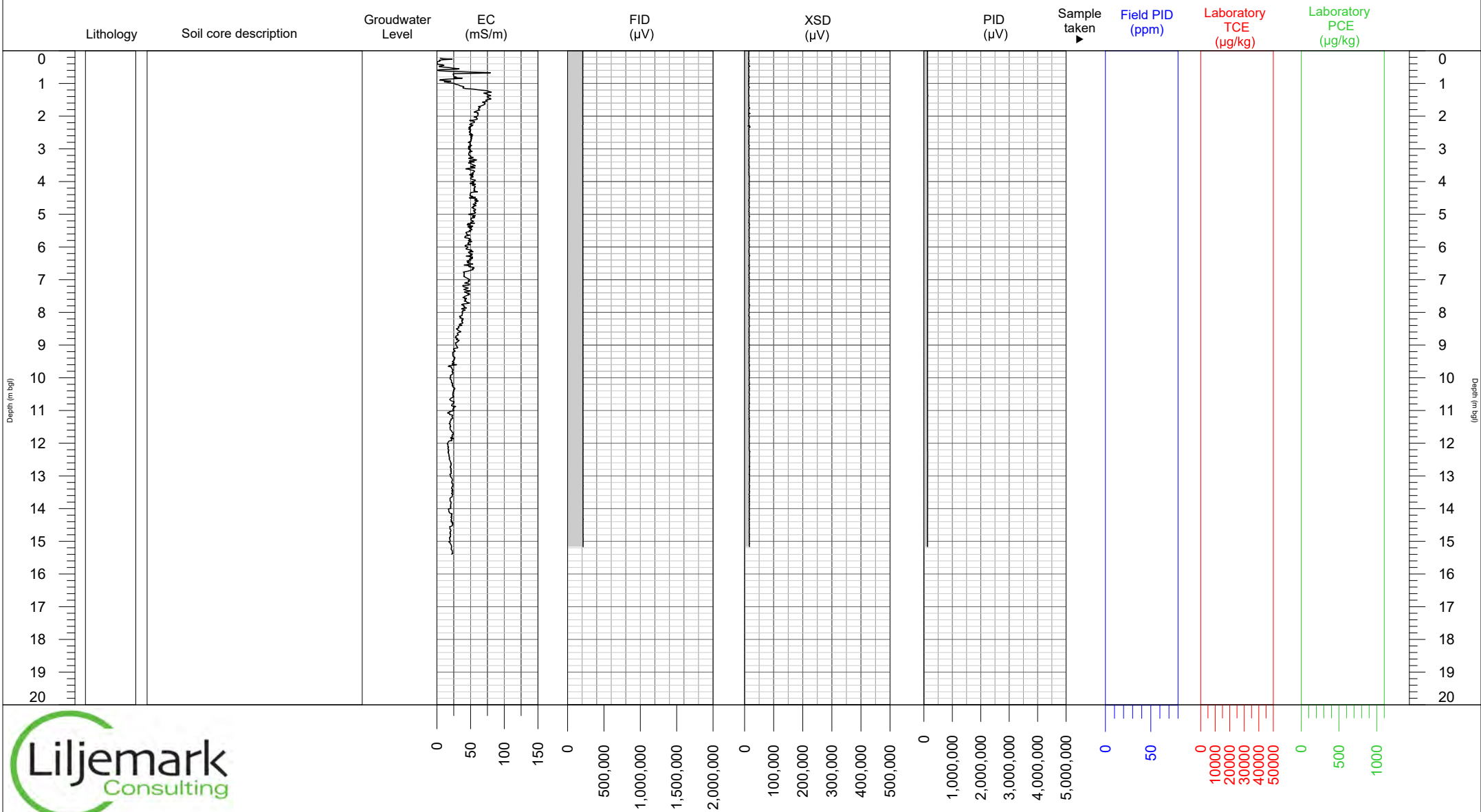
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M03	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



Project: Nyköping MIP	MIP no.: M04	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR

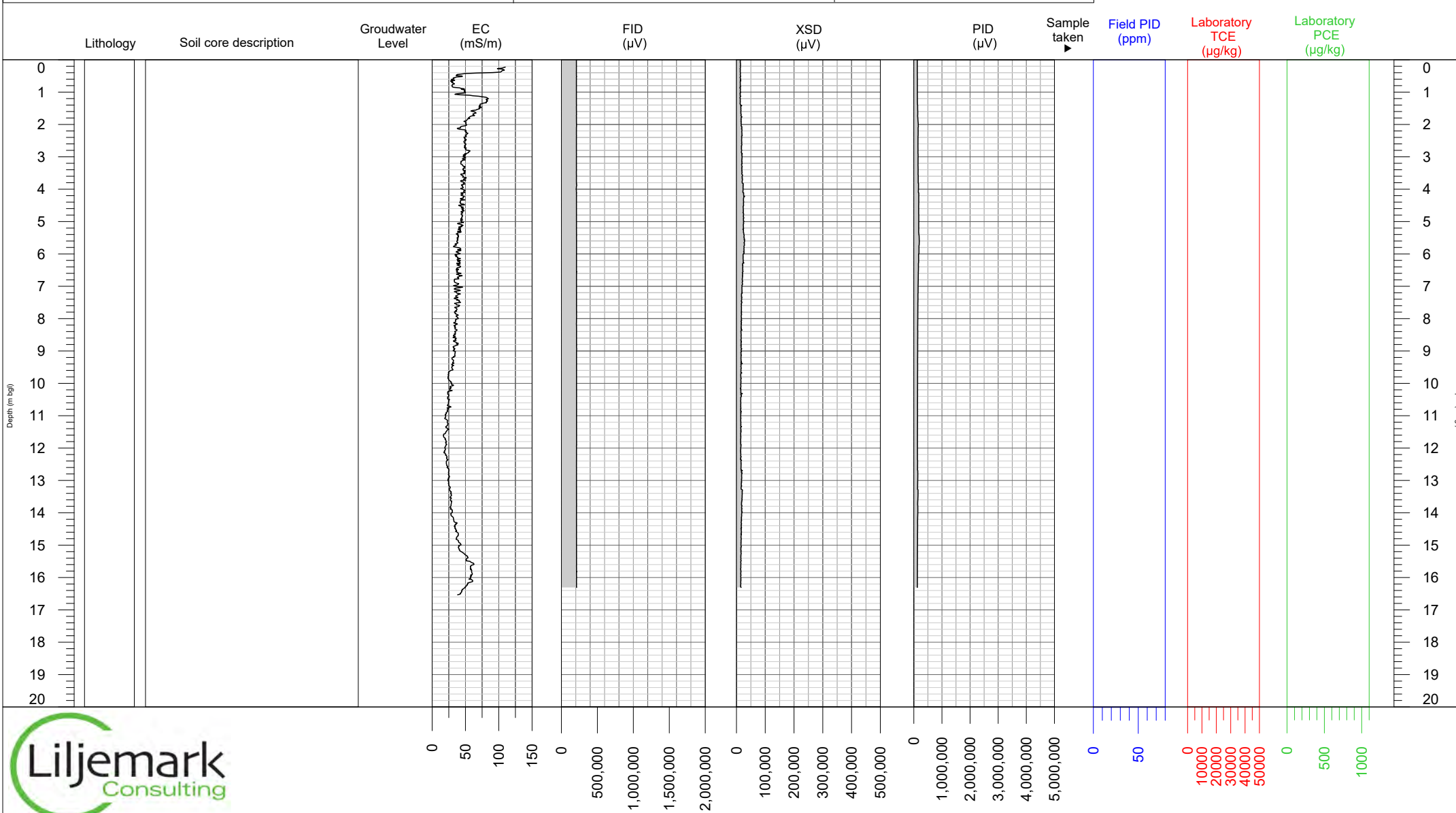




# MIP log



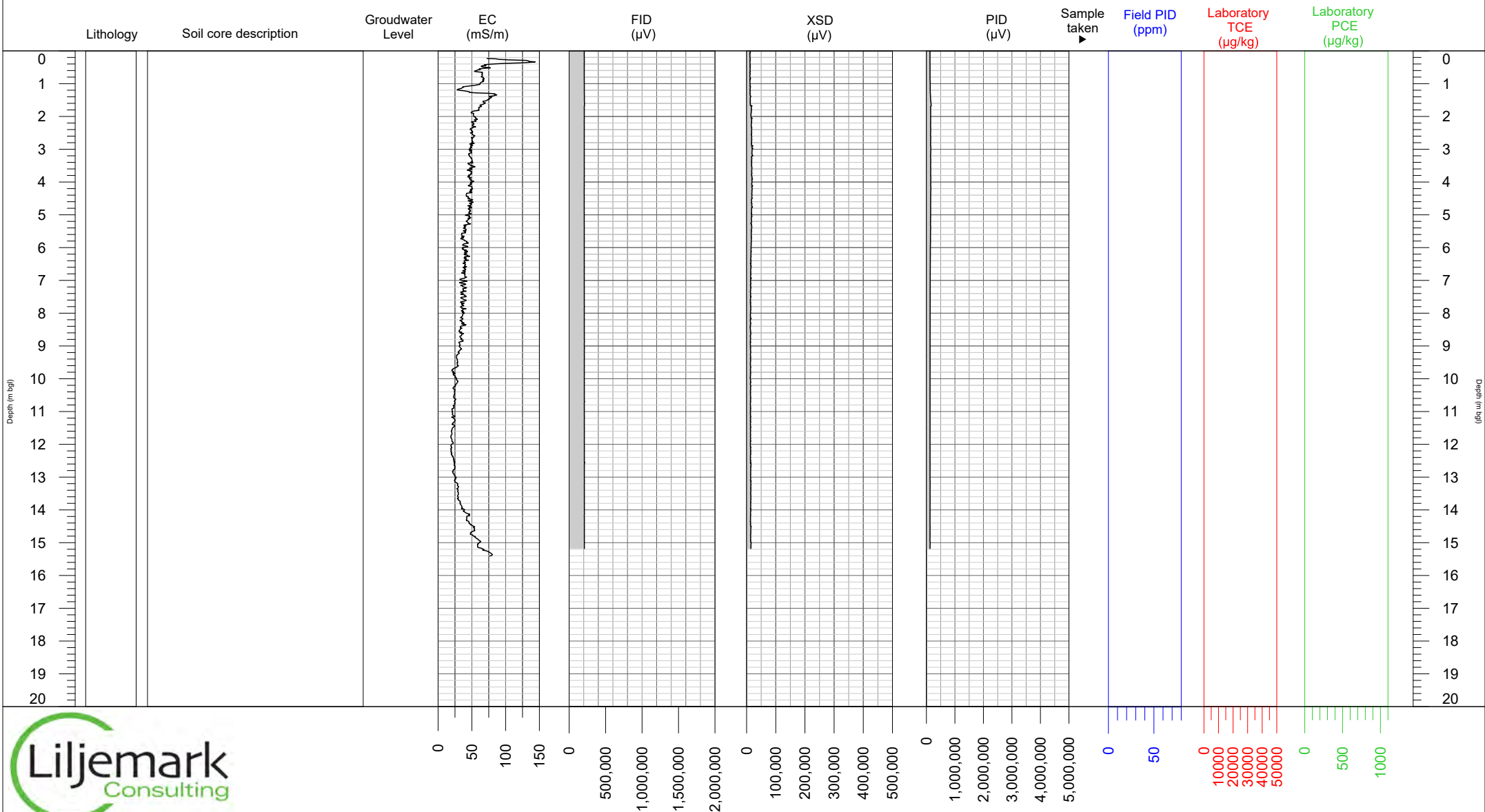
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M05	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



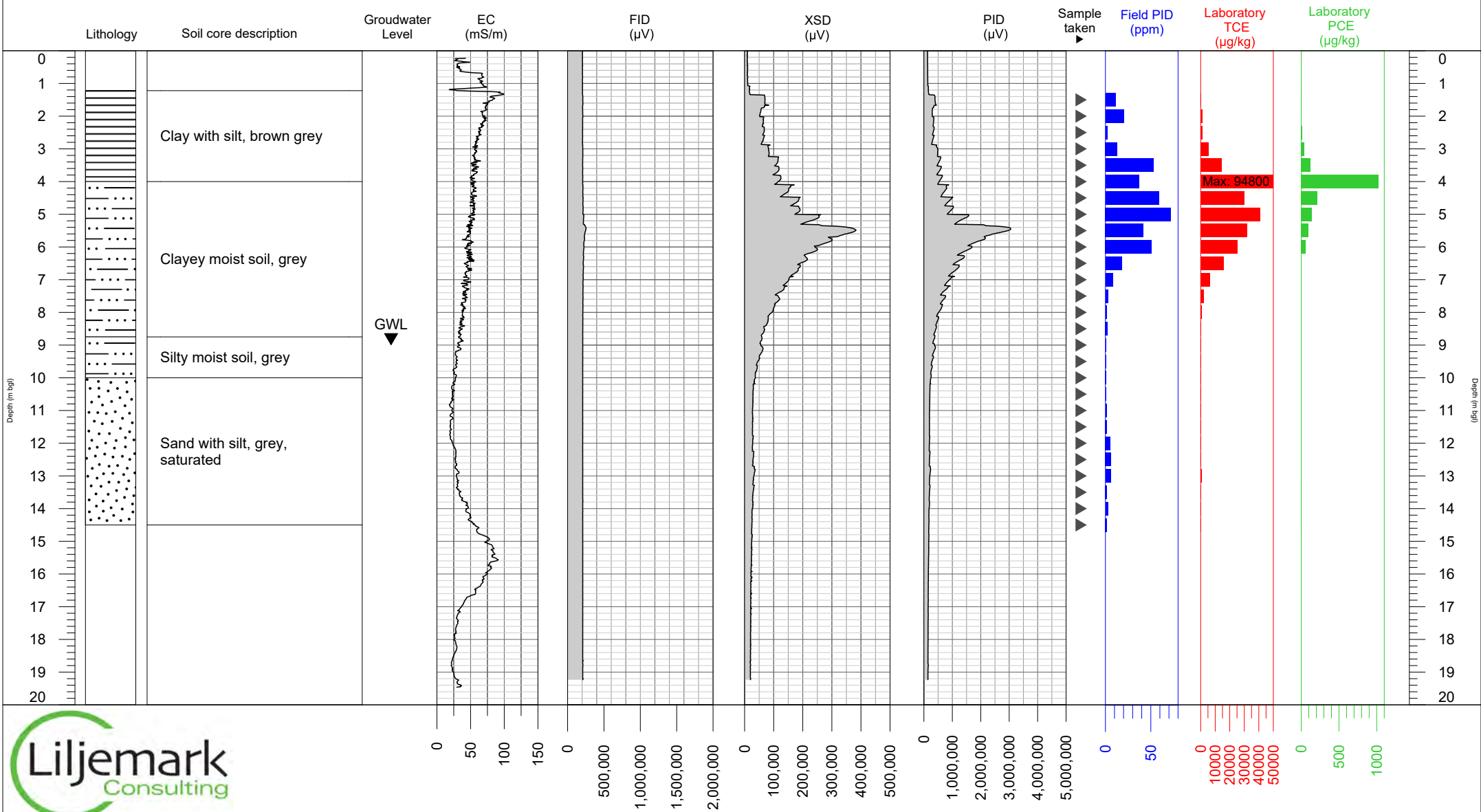
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M06	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



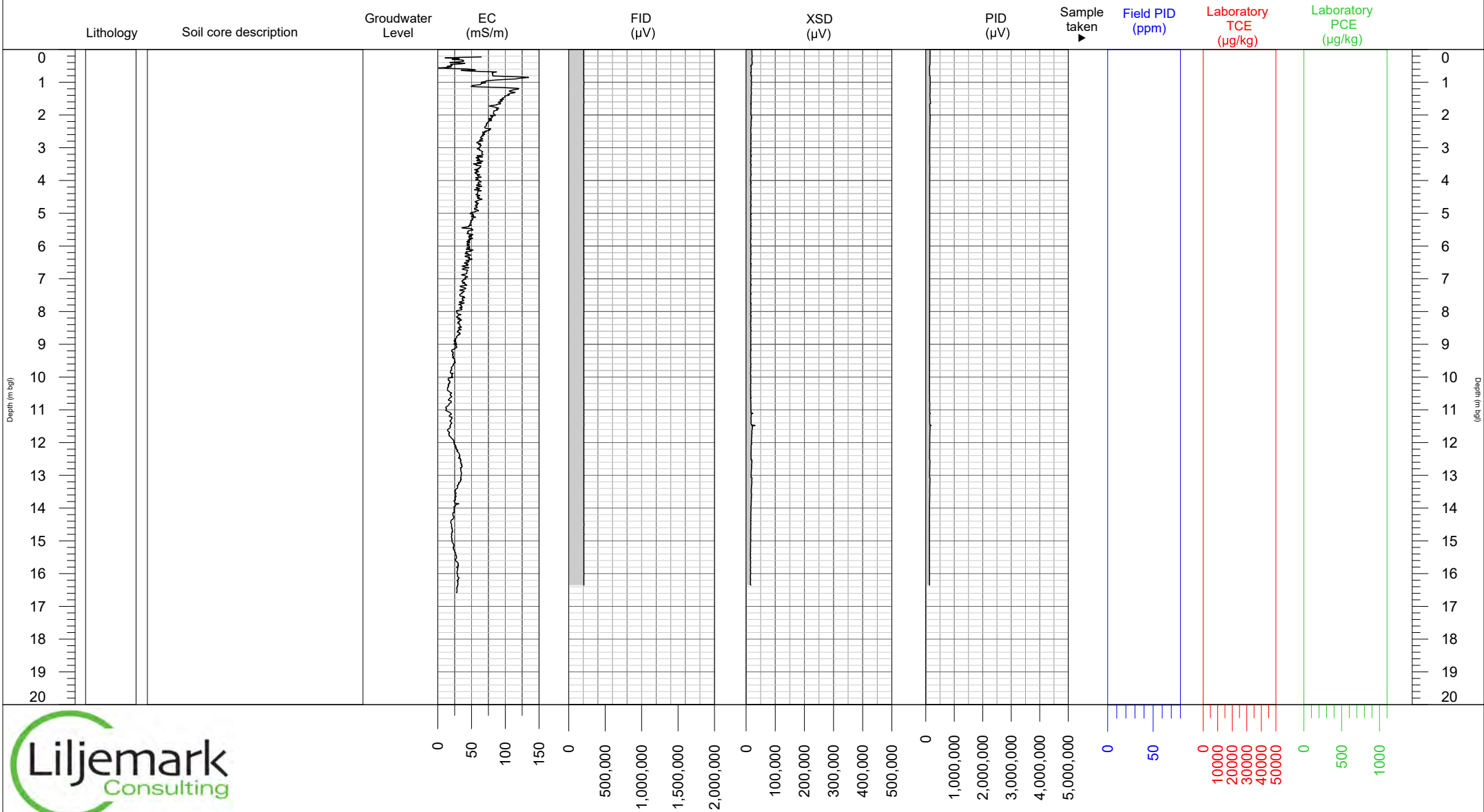
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M07	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



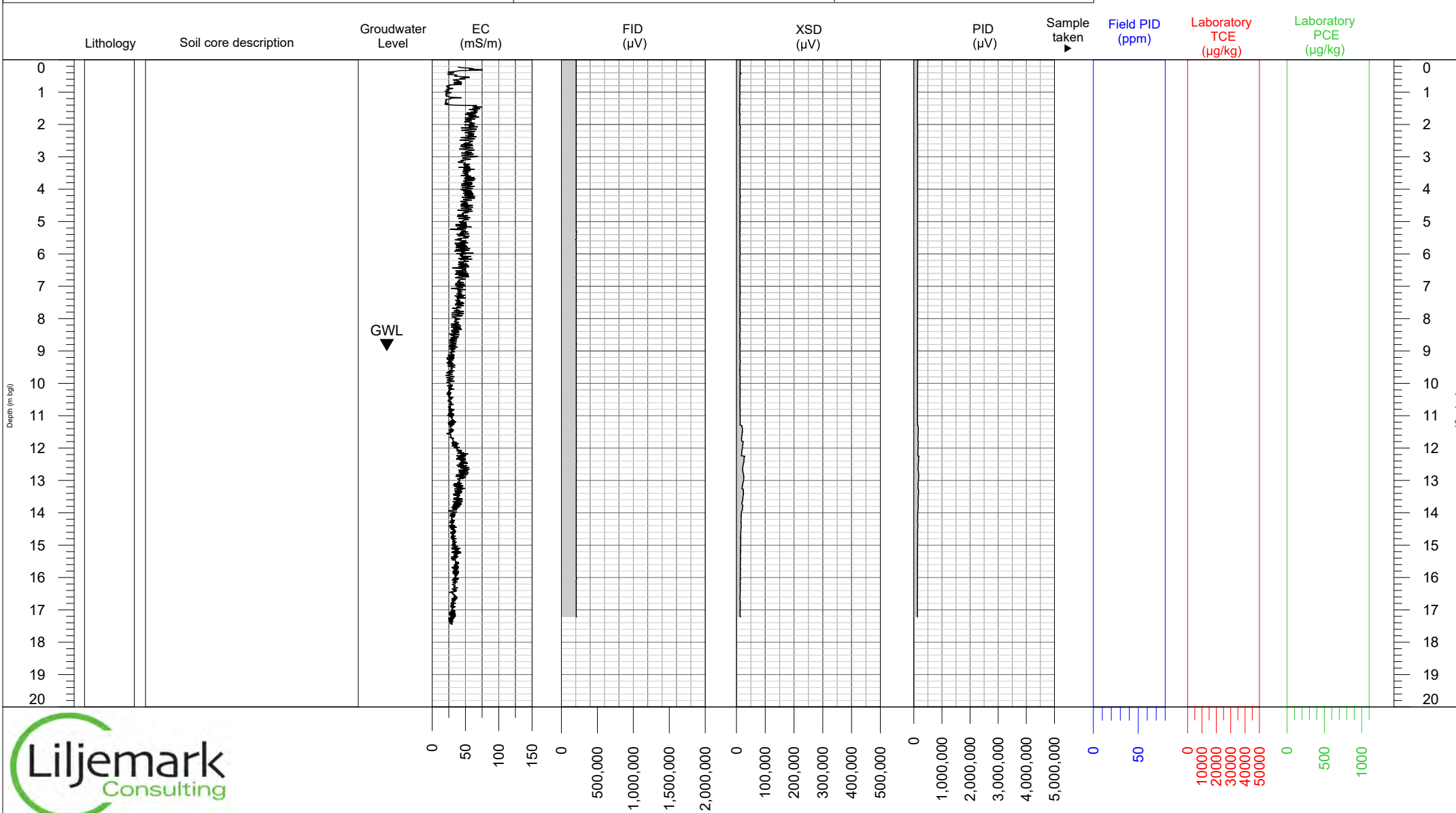
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M08	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



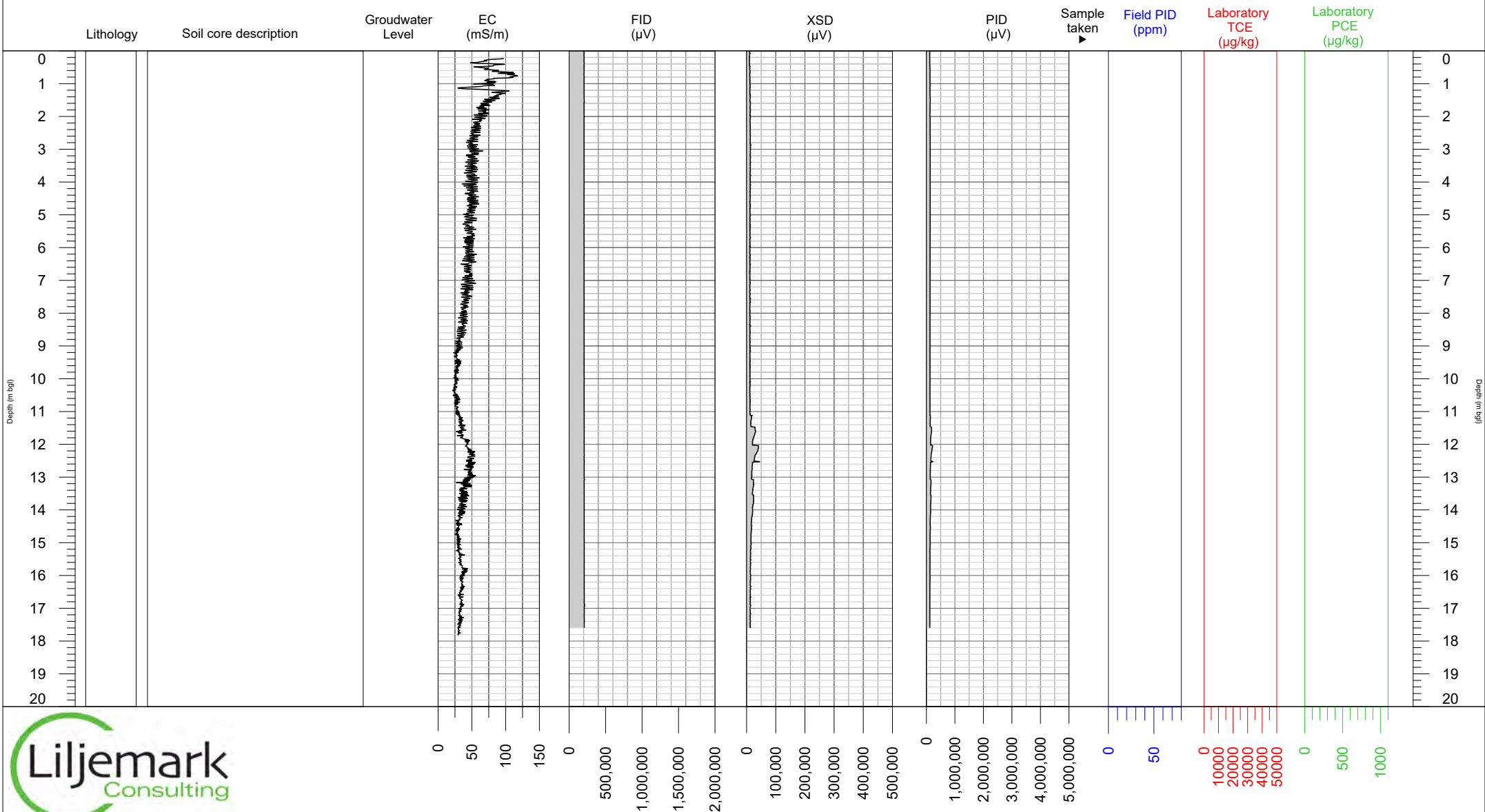
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M09	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



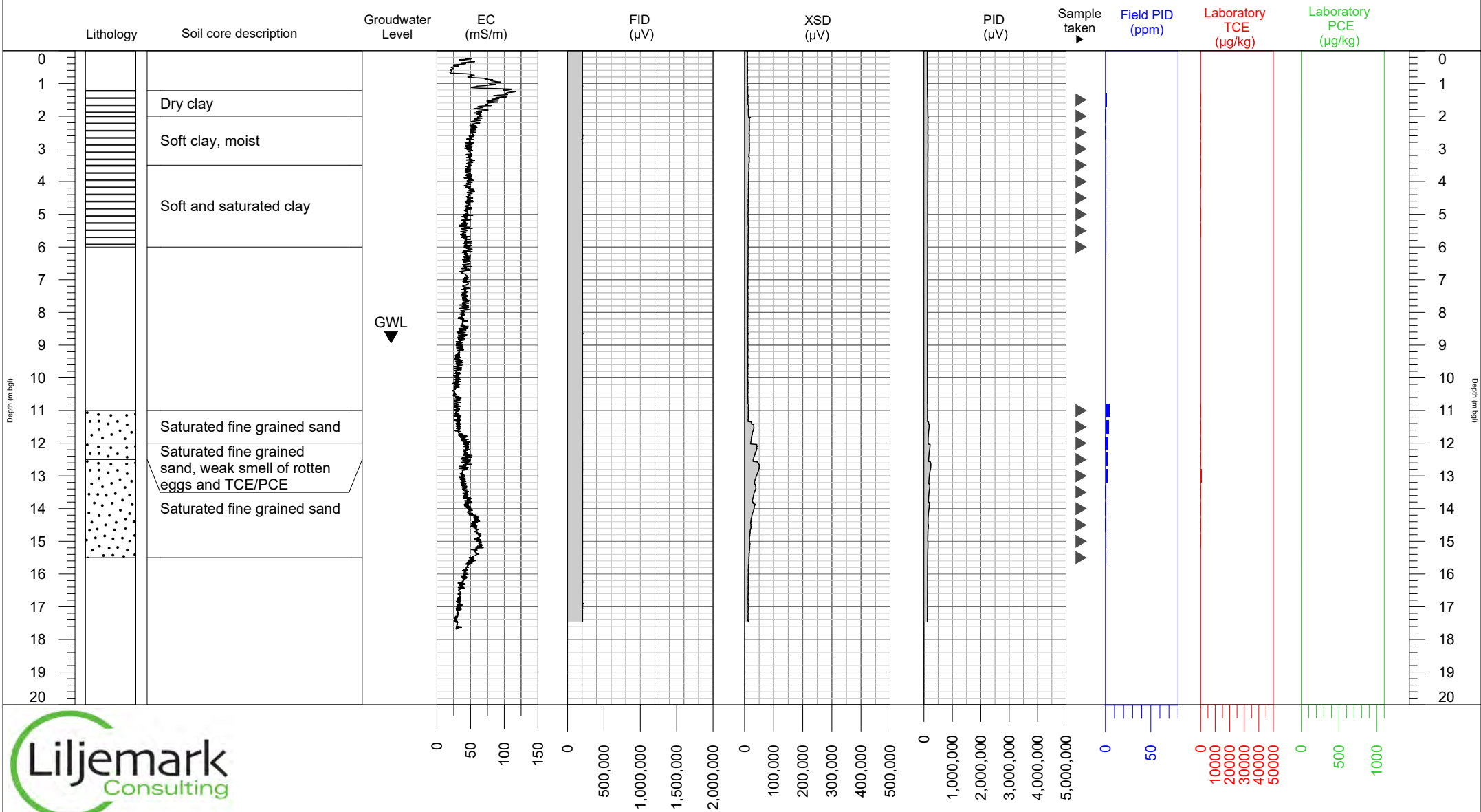
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M10	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



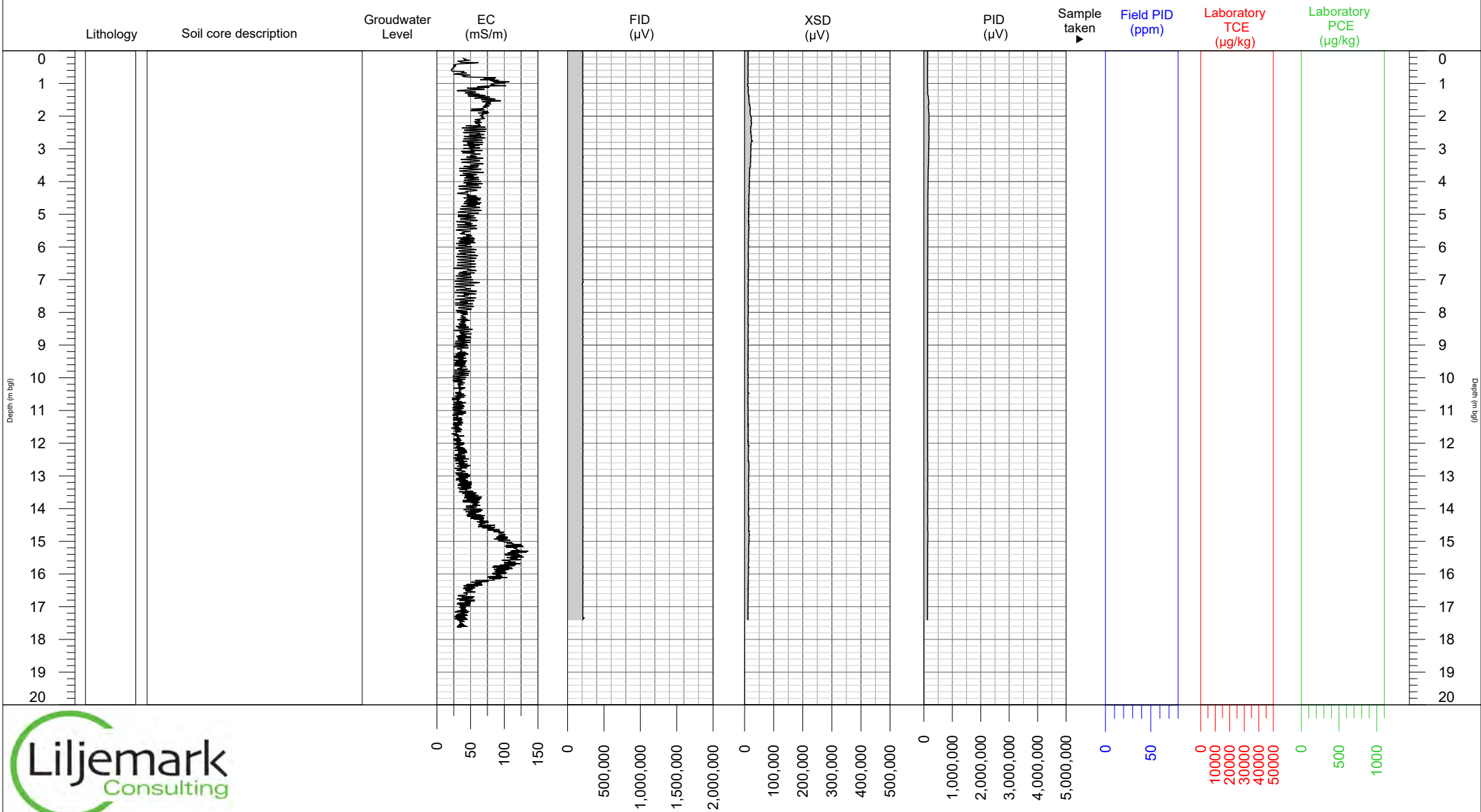
Project: Nyköping MIP	MIP no.: M11	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 15 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# MIP log



Project: Nyköping MIP	MIP no.: M12	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 16 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR

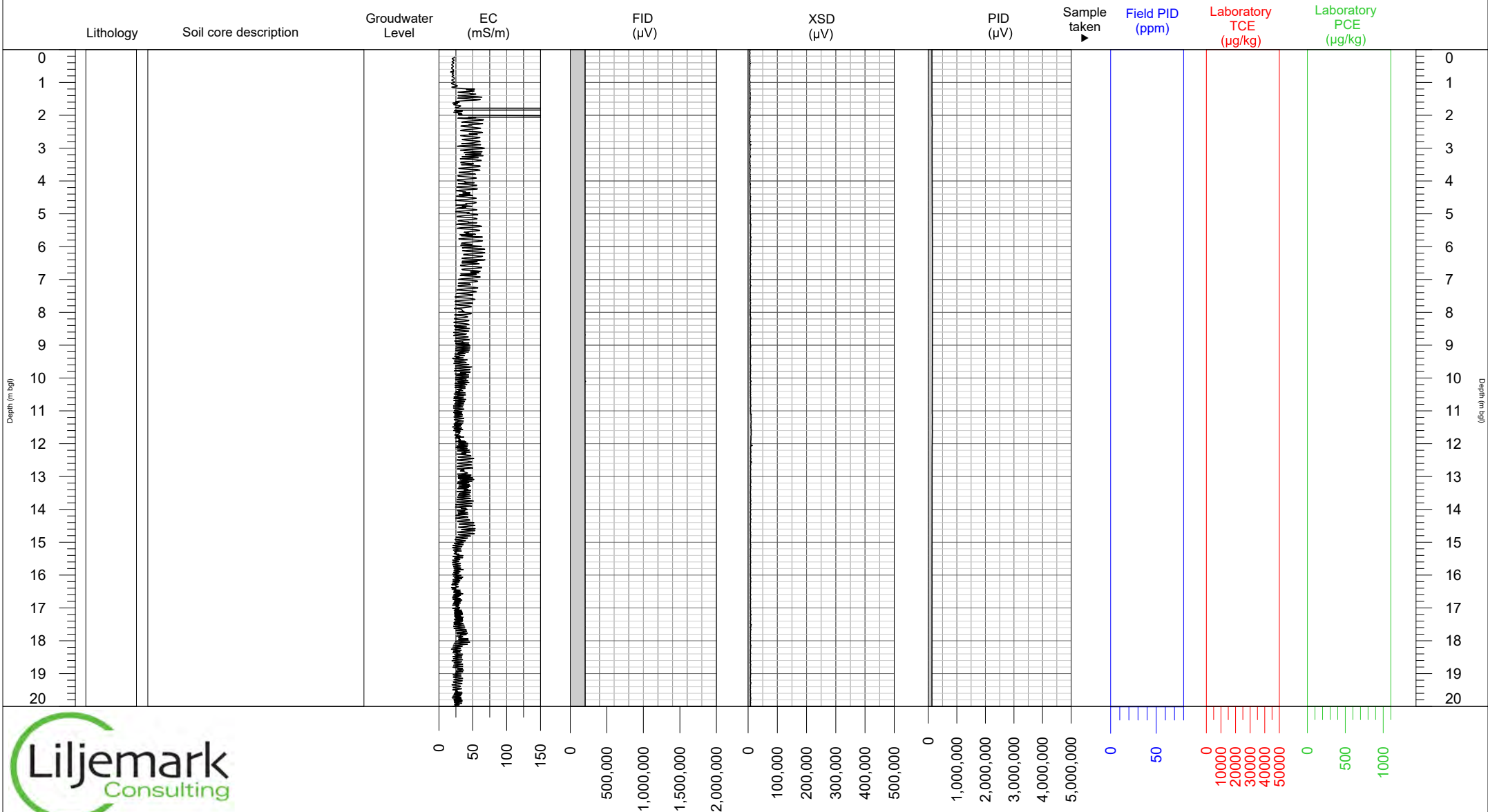




# MIP log



Project: Nyköping MIP	MIP no.: M13	Operator: MCC/EHA
Location: Blommenhovsvägen 26, Nyköping, Sweden	Date: 16 January 2019	Drawn by: EHA/MCC
Client: Liljemark Consulting	Project no.: 19013	Approved by: CFR



# Appendix D

Tables of soil sampling laboratory results

### M01

Depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/kg)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene	Field PID (ppm)
1.50	0	0	0	0	5.39	0	0	0	117	0.77	3.76	1.9
2.00	0	0	0	1.18	41.6	0	0	0	364	2.39	4.50	2.3
2.50	0	0	0.65	3.21	67.0	0	0	0	505	2.92	4.36	2.5
3.00	0	27.1	0	11.1	192	0	0	0	1660	0	0	2.4
3.50	0	42.2	0	19.2	263	0	0	0	3440	0	20.5	3.6
4.00	0	76.3	0	35.3	320	0	0	0	3190	0	11.0	8.8
4.50	0	129	10.5	51.6	472	0	0	0	5940	0	21.7	9.2
5.00	0	307	17.2	82.6	833	0	0	0	10800	0	0	7.5
5.50	0	229	10.9	56.7	476	0	0	0	10700	0	0	9.3
6.00	0	89.4	0	0	186	0	0	0	2010	0	0	8
6.50	0	81.8	0	39.6	152	0	0	0	2550	0	0	2.2
7.00	0	32.8	0	23.6	45.7	0	0	0	779	0	0	1.9
7.50	1.14	43.4	0.56	47.7	52.8	0	0	0	372	0	0	1.5
8.00	0	12.7	0	27.5	17.1	0	0	0	2.66	0	0	1.1
8.50	0	0	0	1.48	0.61	0	0	0	2.38	0	0	1.1
9.00	0	0	0	0	0	0	0	0	1.05	0	0	1.1
9.50	0	0	0	0	0	0	0	0	3.24	0	0	0.9
10.00	0	0	0	0	1.91	0	0	0	6.72	0	0	1
10.50	0	0	0	0	8.93	0	0	0	0	0	0	0.9
11.00	0	1.25	0.80	0	166	0	0	0	80.1	0	0	2.6
11.50	0	0	0	0	3.77	0	0	0	2.88	0	0	3.1
12.00	0	0	0	0	17.8	0	0	0	8.09	0	0	8.3
12.50	0	0	0	0	408	0	0	0	908	0	0	6
13.00	0	0	0	0	54.6	3.30	0	0	154	0	0	4.7
13.50	2.02	1.55	1.36	0	259	0	0	0	90.9	0	0	1.5
14.00	0.62	0	0.51	0	80.3	0	0	0	1.30	0	0	0.9
14.50	0	0	0	0	5.24	0	0	0	2.68	0	0	0.8
15.00	0	0	0	0	4.84	0	0	0	10.2	0	0	1.2

Detection limit: 0.5 µg/kg  
 Sample contamination values are based on a wet weight analysis

## M02

Sample Depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/kg)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene	Field PID (ppm)
1.50	0	0	0	0	1.50	0	0	0	1.54	0	0	4.1
2.00	0	0	0	0	14.6	0	0	0	24.6	1.72	0	4.1
2.50	0	0	0	2.00	272	0	0	0	355	5.12	0	4.6
3.00	0	28.4	0	16.9	588	0	0	0	1200	0	0	5.7
3.50	0	54.1	0	35.7	1050	0	0	0	2360	0	0	7.2
4.00	0	63.7	12.6	45.9	1140	0	0	0	2130	0	15.6	15.9
4.50	0	64.5	10.5	45.4	956	0	0	0	2480	0	0	9.7
5.00	0	132	12.5	59.5	1550	0	0	0	4060	0	0	6.4
5.50	0	111	0	55.3	1150	0	0	0	3140	0	0	5.7
6.00	0	72.1	0	35.5	868	0	0	0	1760	0	0	4.6
6.50	0	79.6	0	28.3	938	0	0	0	1090	0	0	3.7
7.00	0	13.6	1.57	7.53	191	0	0	0	23.6	0	0	2.6
7.50	0.57	1.46	0	0.71	26.6	0.54	0	0	6.45	0	0	2.3
8.00	0	0	0	0	2.04	0	0	0	2.16	0	1.09	2
8.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.3
9.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.1
9.50	0	0	0	0	4.21	0	0	0	9.23	0	0	2.1
10.00	0	0	0	0	18.6	0	0	0	0	0	0	2.1
10.50	0	0	0	0	0.84	0	0	0	0.99	0	0	2.1
11.00	1.39	2.40	1.86	0	247	0	0	0	35.0	0	0	2.4
11.50	0.64	1.18	1.07	0	147	0	0	0	41.2	0	0	2.1
12.00	0	0	0	0	11.1	0	0	0	5.08	0	0	3.8
12.50	1.77	3.98	3.28	0	636	0	0	0	340	0	0	3.7
13.00	1.01	2.32	3.58	0	593	0	0	0	423	0	0	2.8
13.50	3.56	3.50	2.38	0	459	0	0	0	48.1	0	0	2.1
14.00	0.84	0.69	0.79	0	124	0	0	0	1.88	0	0	1.6
14.50	1.30	0	0	0	67.4	0	0	0	0	0	0	1.7
15.00	0	0	0	0	24.0	0	0	0	13.3	0	0	1.6
15.50	0	0	0	0	0	0	0	0	1.01	0	7.13	1.8
16.00	0	0	0.58	0	97.2	0	0	0	61.7	0	0	2.4
16.50	0	0	0	0	6.27	0	0	0	4.02	0	0	1.5
17.00	0	0	0	0	4.30	0	0	0	4.02	0	0	1.4

Detection limit: 0.5 µg/kg

Sample contamination values are based on a wet weight analysis

### Soil core sample RPI laboratory results

Project: 19013 Nyköping MIP  
 Sampling date: 16-19 January 2019  
 Sampled by: MCC/EHA

### M03

Sample Depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/kg)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene	Field PID (ppm)
1.50	0	0	0	0	10.4	0	0	0	36.5	0	0	3.1
2.00	0	0	0	0.76	15.4	0	0	0	82.2	1.35	0	3.4
2.50	0	0	1.41	5.79	101	0	0	0	231	2.87	0	2.7
3.00	0	3.22	3.64	13.3	251	0	0	0	535	4.35	0	2.4
3.50	0	0	1.07	10.2	75.2	0	0	0	528	4.83	0	2.9
4.00	0	5.37	3.96	25.6	174	0	0	0.61	1210	4.61	0	2.1
4.50	0.84	41.1	10.0	46.6	403	0	0	0.67	699	0	0	1.9
5.00	1.41	65.6	7.19	38.7	390	0	0	0.64	78.7	0	0	1.3
5.50	1.40	45.9	2.96	23.5	254	0	0	0	5.71	0	0	1
6.00	0	3.47	0	4.11	26.6	0	0	0	4.16	0	0	0.9
6.50	0.90	0	0	1.97	17.7	0	0	0	2.23	0	0	1.2
7.00	0	0	0	0	1.70	0	0	0	1.35	0	0	0.9
7.50	0	0	0	0	2.60	0	0	0	1.83	0	0	1
8.00	0	0	0	0	1.36	0	0	0	0	0	1.04	0.8
12.20	0.85	1.76	1.77	0	479	0	0	0	266	0	0.90	6.6
12.50	0	0	0.56	0	144	0	0	0	136	0	0	8.4
13.00	0	0	0	0	574	0	0	0	839	0	0	4.1
13.50	4.5	5.05	4.35	0	688	0	0	0	317	0	0	2.1
14.00	1.03	1.22	1.38	0	197	0	0	0	25.1	0	0	1.3
14.50	0.63	0	0.76	0	102	0	0	0	3.80	0	0	0.9
15.00	1.2	1.79	1.49	0	335	0	0	0	185	0	0	2.4
15.50	0	0	0	0	1.33	0	0	0	2.29	0	0	0.7
16.00	0	0	0	0	3.41	0	0	0	1.39	0	0	0.6

Detection limit: 0.5 µg/kg

Sample contamination values are based on a wet weight analysis

**Soil core sample RPI laboratory results**

Project: 19013 Nyköping MIP  
 Sampling date: 16-19 January 2019  
 Sampled by: MCC/EHA

### M07

Sample Depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/kg)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene	Field PID (ppm)
1.50	0	0	0	0	6.54	0	0	0	115	6.28	5.11	11
2.00	0	0	0	15.5	721	0	0	0	1060	17.1	0	20.3
2.50	0	0	0	0	500	0	0	0	981	27.9	14.8	2
3.00	0	64.6	0	63.0	2230	0	0	0	5590	63.2	37.3	13
3.50	0	177	0	82.8	2520	0	0	0	14200	0	119	53
4.00	0	471	21.5	104	2770	0	0	0	94800	0	1020	37
4.50	0	381	0	123	2810	0	0	0	30100	0	215	59
5.00	0	522	0	148	2720	0	0	0	40900	0	136	72
5.50	0	357	0	118	1930	0	0	0	31900	0	90.1	42
6.00	0	342	0	113	1800	0	0	0	25200	0	60.7	51
6.50	0	204	0	102	1110	0	0	0	16000	0	0	18
7.00	0	71.5	0	35.0	445	0	0	0	6610	0	0	8
7.50	0	48.9	0	13.6	212	0	0	0	2310	0	0	2.9
8.00	0	0	0	0	56.4	0	0	0	600	0	0	1.2
8.50	0	3.63	0	2.12	24.0	0	0	0	61.2	0	0	2.5
9.00	0	0	0	0	0	0	0	0	2.48	0	0	0.7
9.50	0	0	0	0	1.72	0	0	0	2.18	0	0	0.6
10.00	0	0	0	0	4.08	0	0	0	3.56	0	0	0.8
10.50	0	0	0	0	4.04	0	0	0	2.90	0	0	0.7
11.00	0.86	3.22	4.06	0	653	0	0	0	327	0	0	1.2
11.50	1.78	3.85	3.35	0	644	0	0	0	244	0	0	1.7
12.00	0	0	0	0	85.5	0	0	0	44.1	0	0	5.4
12.50	0	0	1.35	0	269	0	0	0	232	0	0	6.2
13.00	0	0	0	0	780	0	0	0	782	0	0	5.8
13.50	1.23	2.98	1.46	1.40	316	0	0	0	341	0	1.12	1.8
14.00	0.65	1.75	0	0.87	249	0	0	0	277	0	1.13	2.8
14.50	1.50	3.46	1.79	1.28	358	0	0	0	398	0	1.14	1.7

Detection limit: 0.5 µg/kg  
 Sample contamination values are based on a wet weight analysis

### M11

Sample Depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/kg)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene	Field PID (ppm)
1.50	0	0	0	0	1.74	0	0	0	22.7	0	1.35	1.2
2.00	0	0	0	0	2.40	0	0	0	35.4	0	2.04	0.9
2.50	0	0	0	1.89	31.7	0	0	0	268	0	1.65	1
3.00	0	1.25	0.82	5.29	26.0	0	0	0	320	0	0	0.7
3.50	0	0	0	3.86	4.52	0	0.96	0	35.3	0	0.85	0.6
4.00	0	0.75	0	2.37	0.99	4.72	0	0	1.18	0	0	0.6
4.50	0	1.35	0	2.09	0	0	0	0	0	0	0	0.5
5.00	0	0	0	0	30.1	0	0	0	19.8	0	1.96	0.6
5.50	0	0	0	0	1.29	0	0	0	0.81	0	0	0.5
6.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4
11.00	0	0	0	0	72.0	0	0	0	45.7	0	0	4.3
11.50	0	0	0	0	22.8	0	0	0	22.5	0	0	3.5
12.00	0	1.18	2.65	0	585	0	0	0	425	0	0	3.1
12.50	0.63	1.52	1.88	0	358	0	0	0	281	0	0	2.1
13.00	0	0	0	0	531	0	0	0	735	0	0	2
13.50	1.39	1.83	1.75	0	299	0	0	0	56.0	0	0	1
14.00	0	0	0.60	0	112	0	0	0	35.0	0	0	0.9
14.50	0	0	0	0	27.8	0	0	0	62.6	0	0	0.8
15.00	0	0	0	0	2.08	0	0	0	4.20	0	0	0.5
15.50	0	0	0	0	0	0.99	0	0	0	0	1.92	0.4

Detection limit: 0.5 µg/kg

Sample contamination values are based on a wet weight analysis

**Soil core sample RPI laboratory results**

Project: 19013 Nyköping MIP  
 Sampling date: 16-19 January 2019  
 Sampled by: MCC/EHA

# Appendix E

Tables of groundwater sampling laboratory results



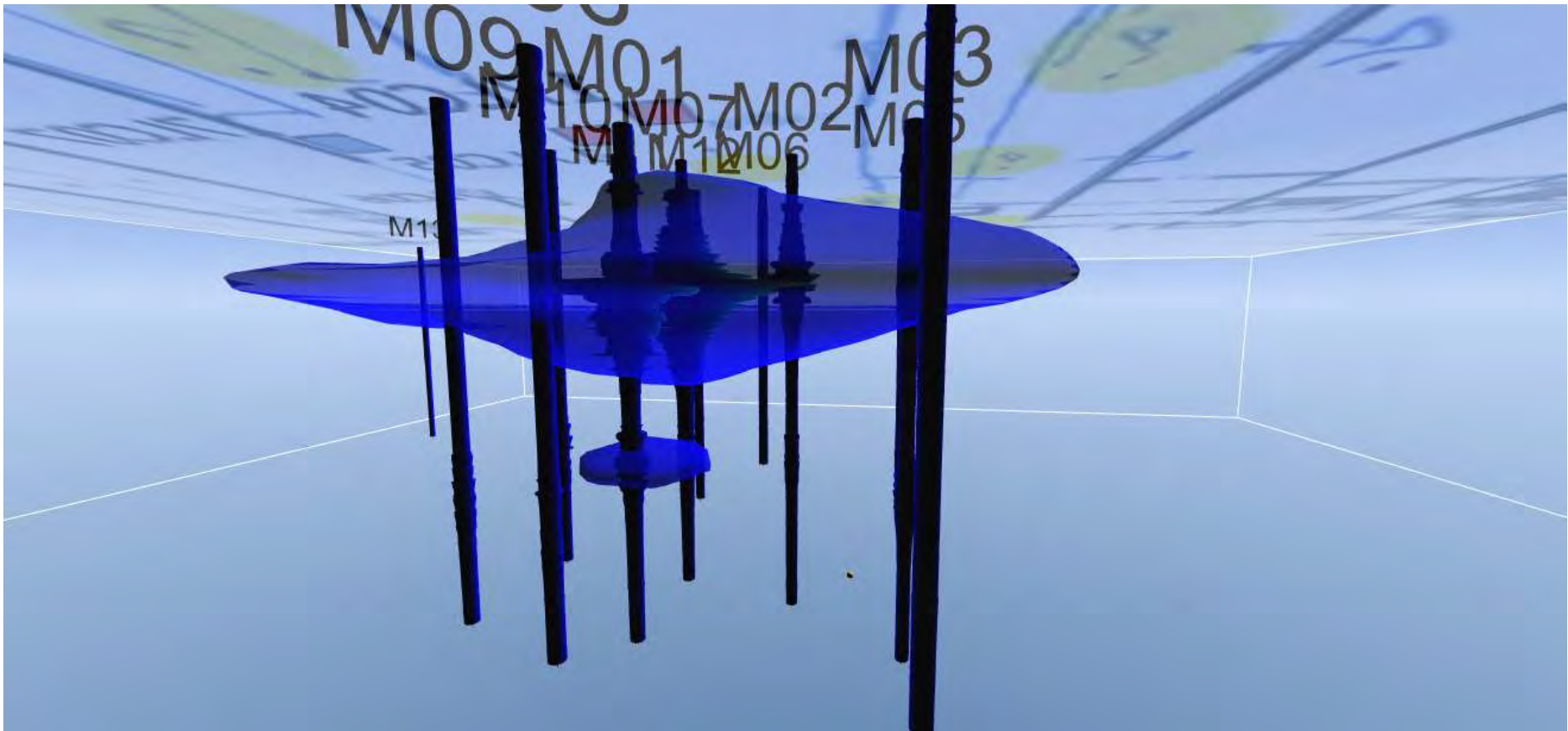
Well ID	Filter depth (m)	Vinyl Chloride	1,1- Dichloroethene	trans- Dichloroethene	1,1- Dichloroethane	cis- Dichloroethene	Chloroform (µg/L)	1,1,1- Trichloroethane	1,2- Dichloroethane	Trichloroethene	1,1,2- Trichloroethane	Tetrachloroethene
MW03	12.00 - 14.00	36.4	84.8	67.2	0	14000	0	0	5.29	7660	0	9.12
MW07 7*	5.00 - 7.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MW07 14	12.00 - 14.00	24.9	56.3	47.2	0	10800	0	0	0	4440	0	0
MW07 19.4	17.40 - 19.40	0	0	0	0	1.65	0	0	0	7.70	0	0
MW09	12.00 - 14.00	8.58	10.6	5.40	0	490	0	0	0	1970	0	0
MW11	12.00 - 14.00	17.6	36.0	35.0	0	5780	0	0	0	3650	0	0

Detection limit: 0.5 µg/L

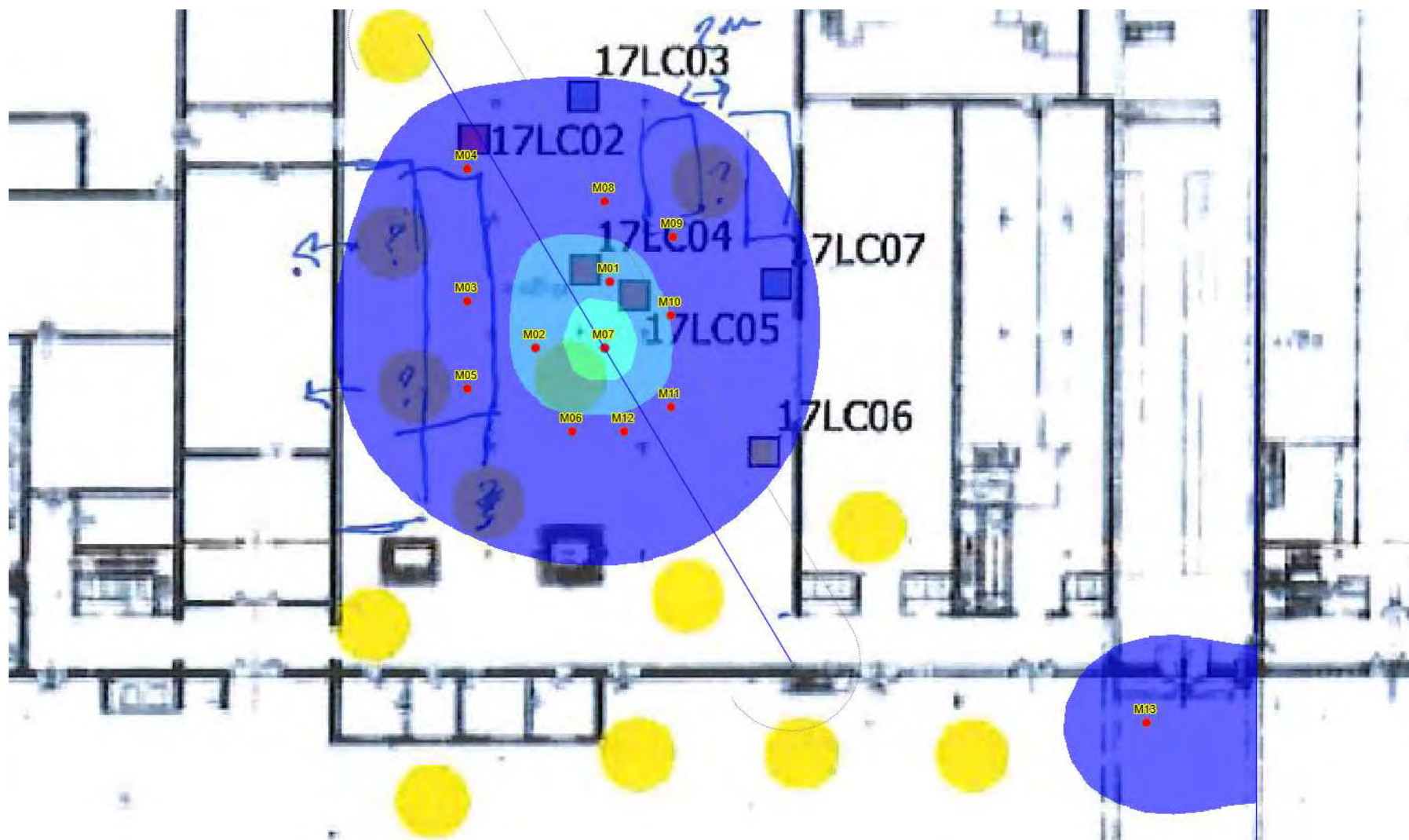
\* Well MW07 7 was dry: no data

# Appendix F

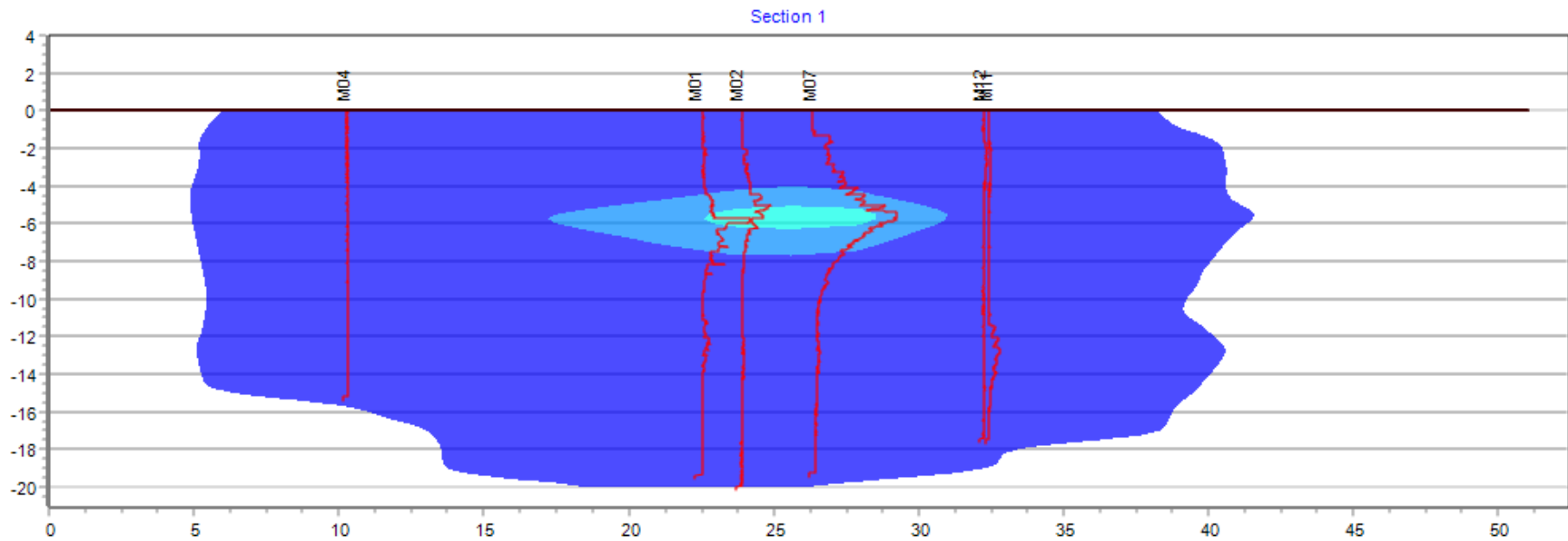
3D modelling images of contamination plume



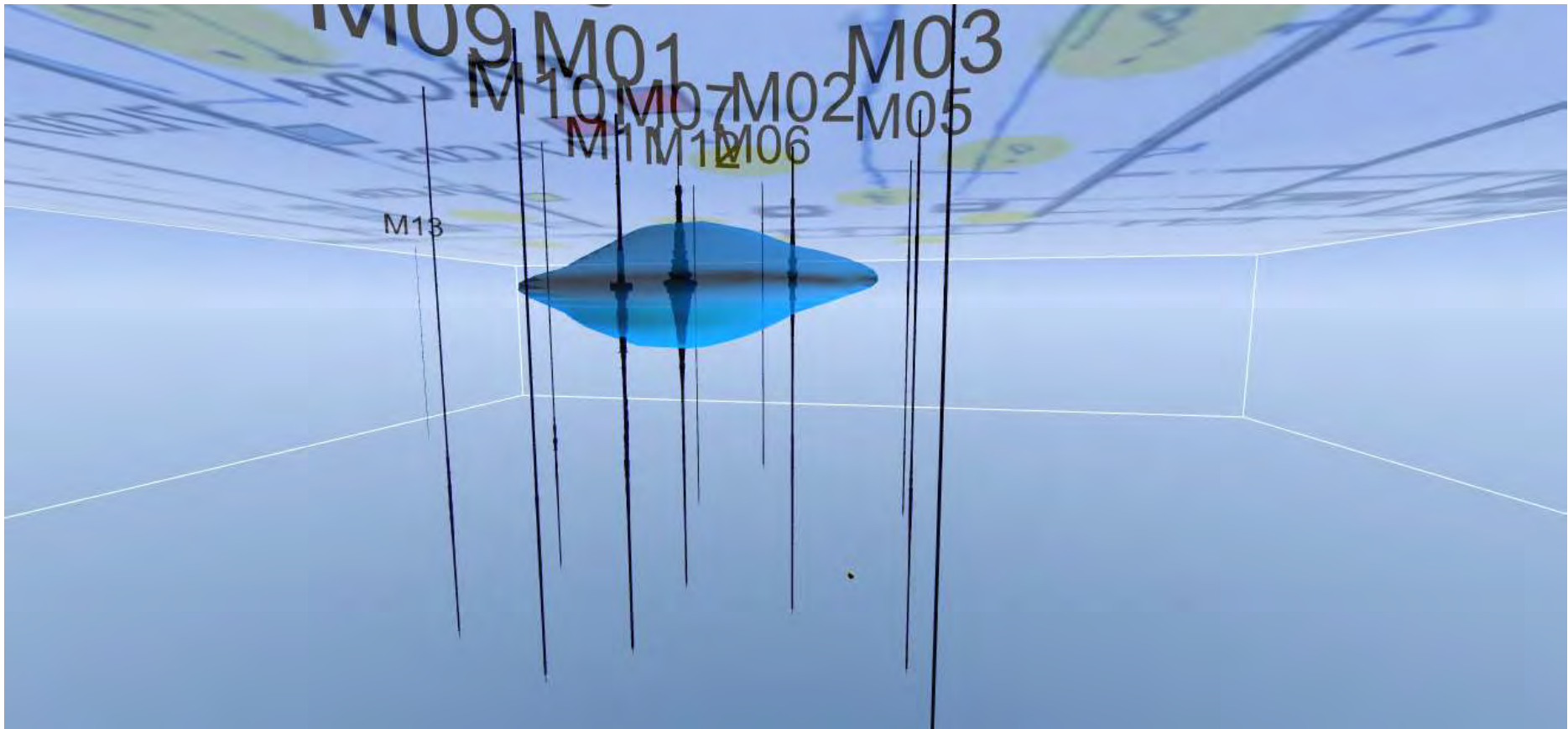
Screenshot from Ejlskov software showing 3D plume image looking southeast (modelled using the PID detector signal)



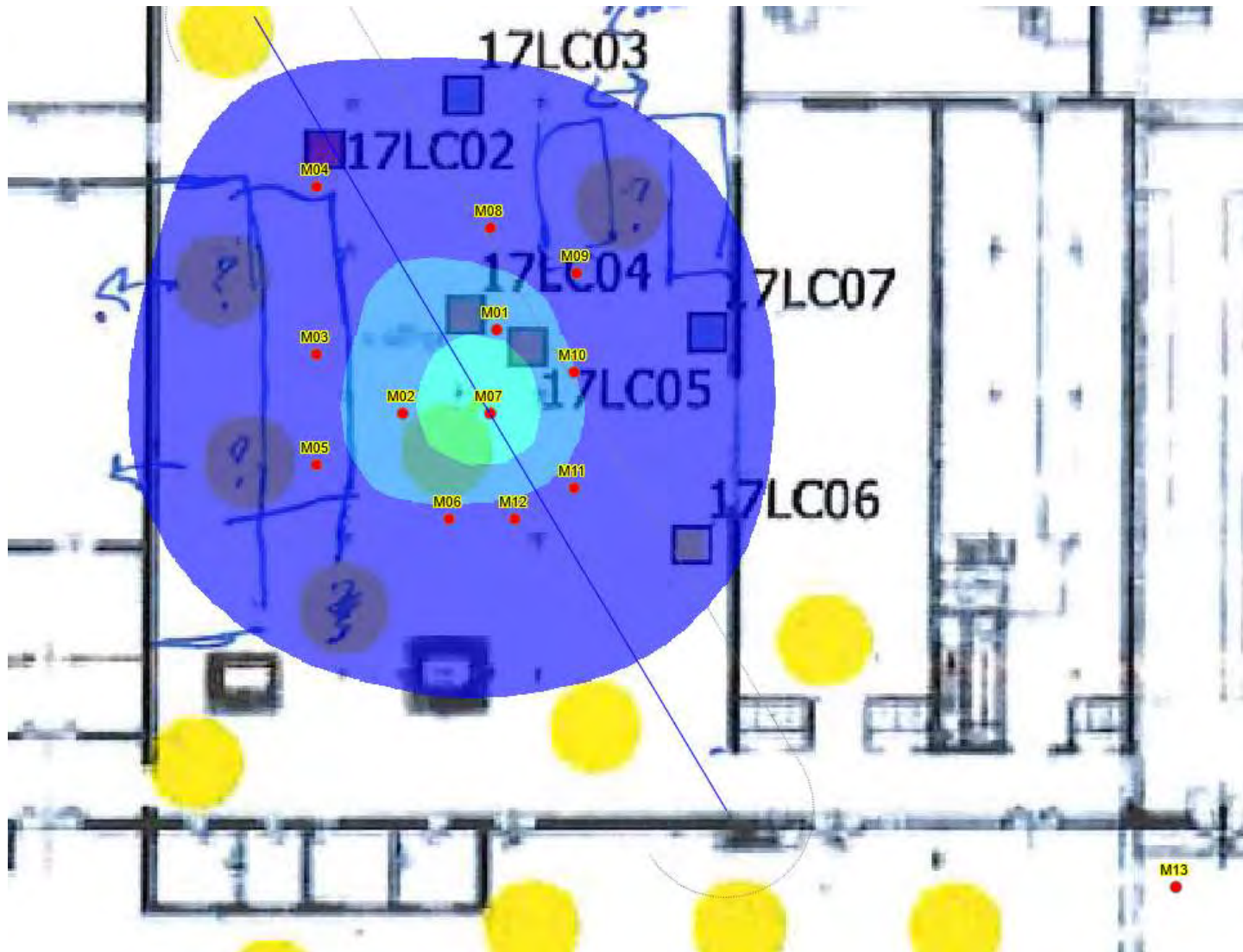
Screenshot Ejskov software showing planview of 3D model of contaminant mass distribution (modelled using the PID detector signal)



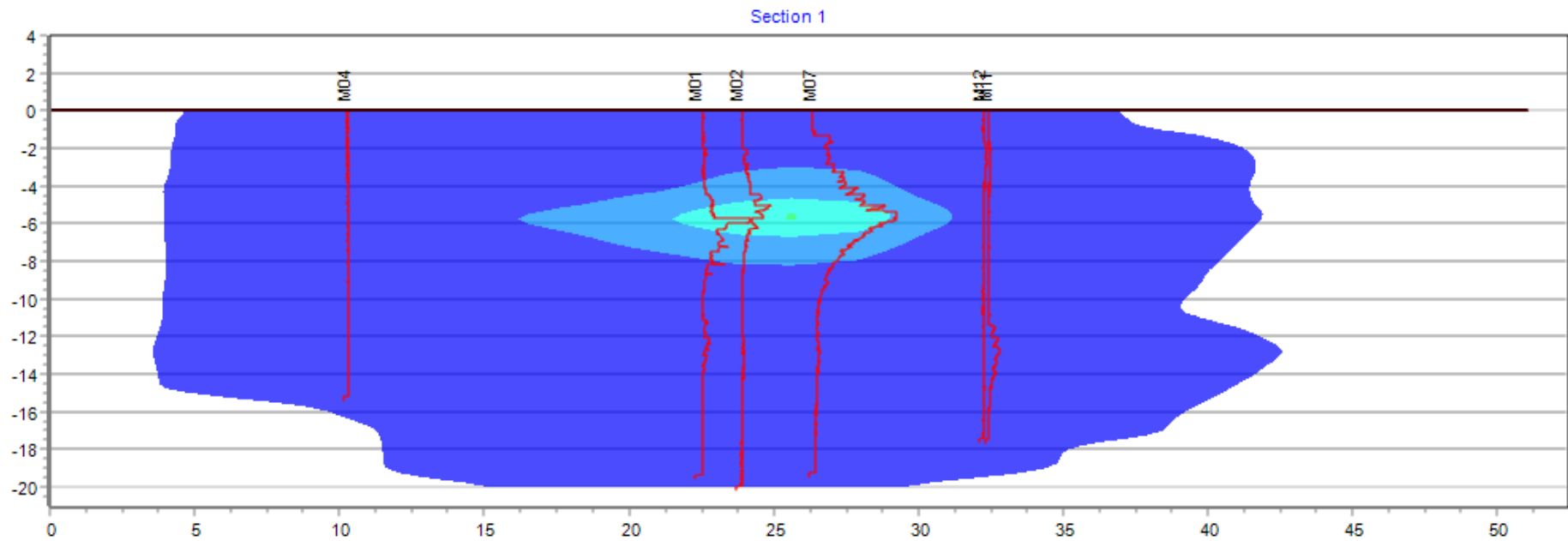
Screenshot from Ejlskov software showing cross section shown in Figure 3 (modelled using the PID detector signal)



Screenshot from Ejlskov software showing 3D plume image looking southeast (modelled using the XSD detector signal)

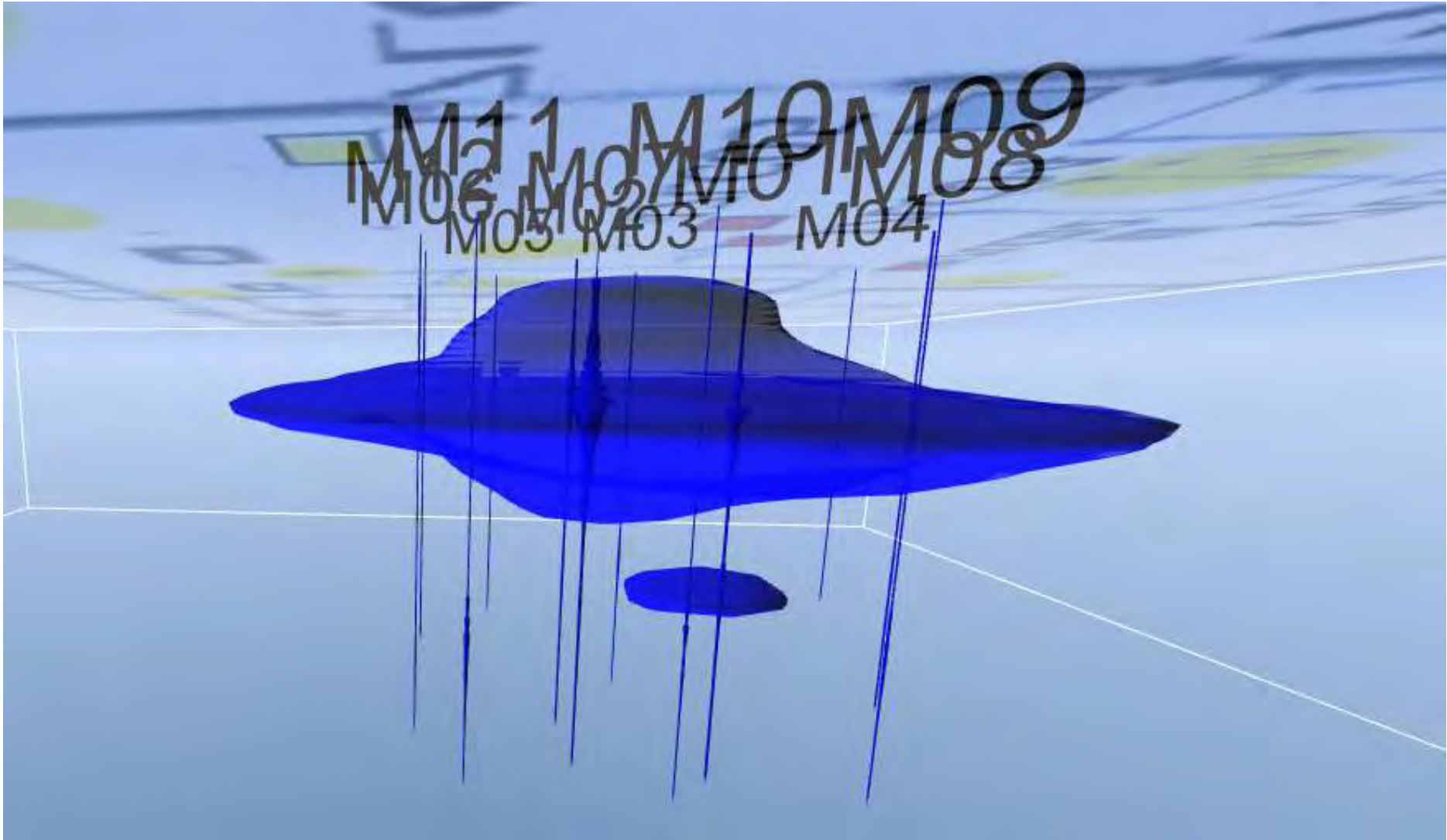


Screenshot Ejskov software showing planview of 3D model of contaminant mass distribution (modelled using the XSD detector signal)



Screenshot from Ejlskov software showing cross section shown in Figure 3 (modelled using the XSD detector signal)





Screenshot from Ejlskov software showing 3D plume image looking west (modelled using the PID detector signal)

Enhet: mg/kg TS. Beräknat från våtsubstansvikt baserat på en konstant torrsvikt på 71 %

Prov	Djup (m)	vinylklorid	1,1-dikloretan	trans-1,2-dikloretan	1,1-dikloretan	cis-1,2-dikloretan	kloroform	1,1,1-trikloretan	1,2-Dikloretan	trikloretan	1,1,2-trikloretan	tetrakloretan	KM
							0,4	5	0,02	0,2		0,4	
							1,2	30	0,06	0,6		1,2	MKM
MO1	1,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,008	e.d.	e.d.	e.d.	0,16	0,001	0,005	
MO1	2	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	0,059	e.d.	e.d.	e.d.	0,51	0,003	0,006	
MO1	2,5	e.d.	e.d.	0,001	0,005	0,094	e.d.	e.d.	e.d.	0,71	0,004	0,006	
MO1	3	e.d.	0,04	e.d.	0,016	0,270	e.d.	e.d.	e.d.	2,34	e.d.	e.d.	
MO1	3,5	e.d.	0,06	e.d.	0,027	0,370	e.d.	e.d.	e.d.	4,85	e.d.	0,029	
MO1	4	e.d.	0,11	e.d.	0,050	0,451	e.d.	e.d.	e.d.	4,49	e.d.	0,015	
MO1	4,5	e.d.	0,18	0,015	0,073	0,665	e.d.	e.d.	e.d.	8,37	e.d.	0,031	
MO1	5	e.d.	0,43	0,024	0,116	1,173	e.d.	e.d.	e.d.	15,21	e.d.	e.d.	
MO1	5,5	e.d.	0,32	0,015	0,080	0,670	e.d.	e.d.	e.d.	15,07	e.d.	e.d.	
MO1	6	e.d.	0,13	e.d.	e.d.	0,262	e.d.	e.d.	e.d.	2,83	e.d.	e.d.	
MO1	6,5	e.d.	0,12	e.d.	0,056	0,214	e.d.	e.d.	e.d.	3,59	e.d.	e.d.	
MO1	7	e.d.	0,05	e.d.	0,033	0,064	e.d.	e.d.	e.d.	1,10	e.d.	e.d.	
MO1	7,5	0,002	0,06	0,001	0,067	0,074	e.d.	e.d.	e.d.	0,524	e.d.	e.d.	
MO1	8	e.d.	0,02	e.d.	0,039	0,024	e.d.	e.d.	e.d.	0,004	e.d.	e.d.	
MO1	8,5	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	0,001	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	
MO1	9	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	e.d.	
MO1	9,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,005	e.d.	e.d.	
MO1	10	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	e.d.	0,009	e.d.	e.d.	
MO1	10,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,013	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	
MO1	11	e.d.	0,00	0,001	e.d.	0,234	e.d.	e.d.	e.d.	0,113	e.d.	e.d.	
MO1	11,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,005	e.d.	e.d.	e.d.	0,004	e.d.	e.d.	
MO1	12	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,025	e.d.	e.d.	e.d.	0,011	e.d.	e.d.	
MO1	12,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,575	e.d.	e.d.	e.d.	1,279	e.d.	e.d.	
MO1	13	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,077	0,005	e.d.	e.d.	0,217	e.d.	e.d.	
MO1	13,5	0,003	0,00	0,002	e.d.	0,365	e.d.	e.d.	e.d.	0,128	e.d.	e.d.	
MO1	14	0,001	e.d.	0,001	e.d.	0,113	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	
MO1	14,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,007	e.d.	e.d.	e.d.	0,004	e.d.	e.d.	
MO1	15	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,007	e.d.	e.d.	e.d.	0,014	e.d.	e.d.	
MO2	1,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	
MO2	2	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,021	e.d.	e.d.	e.d.	0,035	0,002	e.d.	
MO2	2,5	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	0,383	e.d.	e.d.	e.d.	0,500	0,007	e.d.	
MO2	3	e.d.	0,04	e.d.	0,024	0,828	e.d.	e.d.	e.d.	1,69	e.d.	e.d.	
MO2	3,5	e.d.	0,08	e.d.	0,050	1,479	e.d.	e.d.	e.d.	3,32	e.d.	e.d.	
MO2	4	e.d.	0,09	0,018	0,065	1,606	e.d.	e.d.	e.d.	3,00	e.d.	0,022	
MO2	4,5	e.d.	0,09	0,015	0,064	1,346	e.d.	e.d.	e.d.	3,49	e.d.	e.d.	
MO2	5	e.d.	0,19	0,018	0,084	2,183	e.d.	e.d.	e.d.	5,72	e.d.	e.d.	
MO2	5,5	e.d.	0,16	e.d.	0,078	1,620	e.d.	e.d.	e.d.	4,42	e.d.	e.d.	
MO2	6	e.d.	0,10	e.d.	0,050	1,223	e.d.	e.d.	e.d.	2,48	e.d.	e.d.	
MO2	6,5	e.d.	0,11	e.d.	0,040	1,321	e.d.	e.d.	e.d.	1,54	e.d.	e.d.	
MO2	7	e.d.	0,02	0,002	0,011	0,269	e.d.	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	e.d.	
MO2	7,5	0,001	0,00	e.d.	0,001	0,037	0,001	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO2	8	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	0,002	
MO2	8,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	
MO2	9	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	
MO2	9,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,006	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO2	10	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,026	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	
MO2	10,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	e.d.	
MO2	11	0,002	0,00	0,003	e.d.	0,348	e.d.	e.d.	e.d.	0,05	e.d.	e.d.	
MO2	11,5	0,001	0,00	0,002	e.d.	0,207	e.d.	e.d.	e.d.	0,06	e.d.	e.d.	
MO2	12	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,016	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO2	12,5	0,002	0,01	0,005	e.d.	0,896	e.d.	e.d.	e.d.	0,48	e.d.	e.d.	
MO2	13	0,001	0,00	0,005	e.d.	0,835	e.d.	e.d.	e.d.	0,60	e.d.	e.d.	
MO2	13,5	0,005	0,005	0,003	e.d.	0,65	e.d.	e.d.	e.d.	0,07	e.d.	e.d.	
MO2	14	0,001	0,001	0,001	e.d.	0,17	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	e.d.	
MO2	14,5	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	0,09	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	
MO2	15	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	e.d.	e.d.	0,02	e.d.	e.d.	
MO2	15,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	0,010	
MO2	16	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	0,14	e.d.	e.d.	e.d.	0,09	e.d.	e.d.	
MO2	16,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO2	17	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO3	1,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	e.d.	0,05	e.d.	e.d.	
MO3	2	e.d.	e.d.	e.d.	0,001	0,02	e.d.	e.d.	e.d.	0,12	0,002	e.d.	
MO3	2,5	e.d.	e.d.	0,002	0,01	0,14	e.d.	e.d.	e.d.	0,33	0,004	e.d.	
MO3	3	e.d.	0,005	0,005	0,02	0,35	e.d.	e.d.	e.d.	0,75	0,006	e.d.	
MO3	3,5	e.d.	e.d.	0,002	0,01	0,11	e.d.	e.d.	e.d.	0,74	0,007	e.d.	
MO3	4	e.d.	0,01	0,006	0,04	0,25	e.d.	e.d.	0,001	1,70	0,006	e.d.	
MO3	4,5	0,001	0,06	0,014	0,07	0,57	e.d.	e.d.	0,001	0,98	e.d.	e.d.	
MO3	5	0,002	0,09	0,01	0,05	0,55	e.d.	e.d.	0,001	0,11	e.d.	e.d.	
MO3	5,5	0,002	0,06	0,004	0,03	0,36	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO3	6	e.d.	0,005	e.d.	0,006	0,04	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO3	6,5	0,001	e.d.	e.d.	0,003	0,02	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	e.d.	
MO3	7	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	e.d.	
MO3	7,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,004	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	
MO3	8	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,001	
MO3	12,2	0,001	0,002	0,002	e.d.	0,67	e.d.	e.d.	e.d.	0,4	e.d.	0,001	
MO3	12,5	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	0,20	e.d.	e.d.	e.d.	0,2	e.d.	e.d.	
MO3	13	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,81	e.d.	e.d.	e.d.	1,2	e.d.	e.d.	
MO3	13,5	0,006	0,01	0,006	e.d.	0,97	e.d.	e.d.	e.d.	0,4	e.d.	e.d.	
MO3	14	0,001	0,002	0,002	e.d.	0,28	e.d.	e.d.	e.d.	0,04	e.d.	e.d.	
MO3	14,5	0,001	e.d.	0,001	e.d.	0,14	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	
MO3	15	0,002	0,003	0,002	e.d.	0,47	e.d.	e.d.	e.d.	0,3	e.d.	e.d.	
MO3	15,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	
MO3	16	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,005	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	

M07	1,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	e.d.	0,2	0,01	0,007
M07	2	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,02	e.d.	e.d.	e.d.	1,5	0,02	e.d.
M07	2,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,70	e.d.	e.d.	e.d.	1,4	0,04	0,021
M07	3	e.d.	0,09	e.d.	e.d.	0,09	e.d.	e.d.	e.d.	7,9	0,09	0,053
M07	3,5	e.d.	0,25	e.d.	e.d.	0,12	e.d.	e.d.	e.d.	20,0	e.d.	0,168
M07	4	e.d.	0,66	0,030	e.d.	0,15	e.d.	e.d.	e.d.	133,5	e.d.	1,4
M07	4,5	e.d.	0,54	e.d.	e.d.	0,17	e.d.	e.d.	e.d.	42,4	e.d.	0,303
M07	5	e.d.	0,74	e.d.	e.d.	0,21	e.d.	e.d.	e.d.	57,6	e.d.	0,192
M07	5,5	e.d.	0,50	e.d.	e.d.	0,17	e.d.	e.d.	e.d.	44,9	e.d.	0,127
M07	6	e.d.	0,48	e.d.	e.d.	0,16	e.d.	e.d.	e.d.	35,5	e.d.	0,085
M07	6,5	e.d.	0,29	e.d.	e.d.	0,14	e.d.	e.d.	e.d.	22,5	e.d.	e.d.
M07	7	e.d.	0,10	e.d.	e.d.	0,05	e.d.	e.d.	e.d.	9,3	e.d.	e.d.
M07	7,5	e.d.	0,07	e.d.	e.d.	0,02	e.d.	e.d.	e.d.	3,3	e.d.	e.d.
M07	8	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,8	e.d.	e.d.
M07	8,5	e.d.	0,01	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	e.d.	0,1	e.d.	e.d.
M07	9	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.
M07	9,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.
M07	10	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,005	e.d.	e.d.
M07	10,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,004	e.d.	e.d.
M07	11	0,001	0,00	0,006	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,5	e.d.	e.d.
M07	11,5	0,003	0,01	0,005	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	3,3	e.d.	e.d.
M07	12	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,1	e.d.	e.d.
M07	12,5	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,3	e.d.	e.d.
M07	13	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	1,1	e.d.	e.d.
M07	13,5	0,002	0,00	0,002	0,002	0,45	e.d.	e.d.	e.d.	0,5	e.d.	0,002
M07	14	0,001	0,00	e.d.	e.d.	0,35	e.d.	e.d.	e.d.	0,4	e.d.	0,002
M07	14,5	0,002	0,00	0,003	0,002	0,50	e.d.	e.d.	e.d.	0,6	e.d.	0,002
M11	1,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	0,002
M11	2	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	e.d.	0,05	e.d.	0,003
M11	2,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	0,04	e.d.	e.d.	0,4	e.d.	0,002
M11	3	e.d.	0,002	0,001	0,007	0,04	e.d.	e.d.	e.d.	0,5	e.d.	e.d.
M11	3,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,005	0,01	e.d.	0,001	0,05	e.d.	0,001
M11	4	e.d.	0,001	e.d.	e.d.	0,003	0,001	0,007	e.d.	0,002	e.d.	e.d.
M11	4,5	e.d.	0,002	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
M11	5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,04	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	0,003
M11	5,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,00	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	e.d.
M11	6	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.
M11	11	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,10	e.d.	e.d.	0,1	e.d.	e.d.
M11	11,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	e.d.	0,03	e.d.	e.d.
M11	12	e.d.	0,002	0,004	e.d.	e.d.	0,82	e.d.	e.d.	0,6	e.d.	e.d.
M11	12,5	0,001	0,002	0,003	e.d.	e.d.	0,50	e.d.	e.d.	0,4	e.d.	e.d.
M11	13	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,75	e.d.	e.d.	1,0	e.d.	e.d.
M11	13,5	0,002	0,003	0,002	e.d.	e.d.	0,42	e.d.	e.d.	0,1	e.d.	e.d.
M11	14	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	e.d.	0,16	e.d.	e.d.	0,05	e.d.	e.d.
M11	14,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,04	e.d.	e.d.	0,1	e.d.	e.d.
M11	15	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,003	e.d.	e.d.	0,01	e.d.	e.d.
M11	15,5	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,001	e.d.	e.d.	e.d.	0,003