



2018-04-17

KOMPLETTERANDE MILJÖTEKNISK UNDERSÖKNING OCH RISKBEDÖMNING AV KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

Volvo Lundby

Framställd för:

Volvo Group Real Estate
Volvo Lastvagnar AB

RAPPORT



Uppdragsnummer: 1656093



Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING	1
2.0	SYFTE	2
3.0	KLORERADE LÖSNINGSMEDELS EGENSKAPER.....	2
4.0	OMRÅDESBESKRIVNING.....	6
5.0	HISTORISK INVENTERING	8
6.0	TIDIGARE MILJÖTEKNISKA MARKUNDERSÖKNINGAR	14
7.0	GENOMFÖRANDE AV FÄLTUNDERSÖKNING	16
7.1	Sammanfattande resultat	17
8.0	RISKBEDÖMNING	19
8.1	Miljö- och nyttjandemål.....	19
8.2	Generell riskbedömningsmetodik	19
8.3	Problembeskrivning	21
8.3.1	Aktuella föroreningar.....	21
8.3.2	Skyddsobjekt	24
8.3.3	Potentiella och konstaterade spridningsvägar	26
8.3.4	Exponeringsvägar.....	28
8.3.5	Konceptuell modell	29
8.4	Hälsorisker	30
8.4.1	Arbetare och besökare inom Fastigheten	30
8.4.2	Markarbetare vid schakt inom Fastigheten	34
8.4.3	Människor som bor söder om Lundbyleden.....	36
8.5	Miljörisker avseende akvatiskt liv	37
8.6	Osäkerheter.....	39
8.7	Samlad riskbedömning	41
9.0	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	43
10.0	REFERENSER	44
10.1	Litteratur	44
10.2	Webbsidor och databaser.....	44



TABELLFÖRTECKNING

Tabell 12: Beräknade riskkvoter för vistelse i framtida byggnader inom merparten av plymen (där minst 3 m lera föreligger över moränen) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK _{inh} justerade för MKM vistelse.....	32
Tabell 13: Beräknade riskkvoter för vistelse i framtida byggnader i södra spetsen av Fastigheten (där ev. endast 1,5 m omättad zon föreligger under byggnad) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK _{inh} justerade för MKM vistelse	33
Tabell 14: Jämförelse av beräknade exponeringar för markentreprenör inom Ledningstråden 8 via inandning av ånga med TRV.	35
Tabell 15: Beräknade riskkvoter för boende i markplan i bostadshus i Sannegården (med minst 7 m lera över moränen) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK _{inh}	36
Tabell 16: Uppmätta halter av klorerade etener i djupt grundvatten i södra delen av plymen jämfört mot ekotoxikologiskt baserade jämförvärden för ytvatten (µg/l).	38

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: DNAPL-ämnens fördelning i fyra faser i en jordmatris.	3
Figur 2: Anaerob reduktiv deklorering av klorerade alifater.....	4
Figur 3: Flygbild över nuvarande fastighet Rambergsstaden 17:55. Byggnad BC syns i mitten av fastigheten. Även i texten refererade byggnad 1 och 2 (nuvarande PLA/PLB) är markerad. De två överkryssade byggnaderna inom södra delen revs före aktuell utredning påbörjades. Det grundvattenrör där högst vinylkloridhalter påvisats inom tidigare utredningar är markerat med gul markering (GV4).	7
Figur 4: Ritning från 1995 över ESABs område i nuvarande södra delen av Rambergstaden 17:55.....	8
Figur 5: I figuren redovisas historiska byggnader/benämning (blå markering) samt sentida byggnader (svart markering). OBS att byggnad 28 och 3/22 är rivna trots svart markering.....	9
Figur 6: Skissen visar raset som inträffade 1949. Källa "Ljusbågen" 4-1952.	10
Figur 7: Ritningen till vänster visar historiska byggnader i blått (källa: Knutsson & Udd) och ritningen till höger hur området ser ut i dag.	11
Figur 8: Historiskt foto från 20-talet taget mot nordost som visar BC-huset till höger och tidigare fabriksbyggnader till vänster. Dessa byggnader finns inte kvar idag. Den skorsten som syns norr om BC är troligtvis den skorsten som påträffats vid tillbyggnadsarbeten vid VLU (röd pil). Källa: internet	11
Figur 9: Utsnitt där de byggnader där dokumentation indikerar TRI-användning inom området redovisas med grön rektangel och där det misstänks ha förekommit med streckad rektangel.	13
Figur 17: Illustration av när det föreligger en potentiell miljö-/hälsorisk av en förorening.....	20
Figur 18: Illustration av hur olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera en förorenings miljö-/hälsorisk.	20



Figur 19: Jordlagerföljd och -djup i nordvästra Sannegårdshamnen utifrån geotekniska undersökningar i området. Siffran som står direkt invid provpunkterna anger till vilket djup sondering/borrning skett.25

Figur 20: Konceptuell modell för hälso- och miljörisker med avseende på de klorerade etenerna i marken inom Fastigheten.....29

BILAGOR

BILAGA A

Provplan Grundvattenrör

BILAGA B

Provplan Inomhusluft och porgas

BILAGA C

Fältprotokoll

BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden

BILAGA E

GEOLOGI - Sektioner + Sondering

BILAGA F

Slugtester

BILAGA G

Genomförande och resultat av fältundersökning

BILAGA H

Analysrapporter



1.0 INLEDNING

På uppdrag av Volvo Group Real Estate (Volvo) har Golder Associates AB (Golder) genomfört en kompletterande miljöteknisk utredning inom Rambergsstaden 17:55 i Lundby avseende klorerade lösningsmedel i mark där resultaten från genomförda undersökningar legat till grund för utförandet av en riskbedömning.

Undersökningen föranleddes av att Miljöförvaltningen (MF) i Göteborg i ett beslut daterat 2015-06-24 ställt krav på att vidare utreda utbredningen av förorening av klorerade lösningsmedel samt deras nedbrytningsprodukter på fastigheten Rambergsstaden 17:55. Utredningen skulle enligt beslutet omfatta / ta hänsyn till följande punkter (*något förkortat*):

- 1) Kompletterande undersökningar med syfte att utreda föroreningsplymen i det undre grundvattenmagasinet i enlighet med rekommenderade åtgärder i Sandströms rapport från tidigare markundersökning.
- 2) Provtagningen ska samrådas med miljöförvaltningen.
- 3) Riskbedömning ska uppdateras och utvecklas utifrån de utvärderingar som sker gällande toxiciteten hos klorerade föreningar (USEPA 2012). Riskbedömningen ska också utvecklas med kvantitativa beräkningar med underlag vad olika typer av skalskydd kan göra för att minska mängden ånginträngning i nya byggnader. (*Anm. Riskbedömningen kommer att rapporteras i separat rapport. Kommunikation har förts med MF angående förutsättningarna för riskbedömningen vilket kommer att redogöras för i rapporten för densamma*)

MF ansåg även att det fanns en rad osäkerhetsfaktorer i den utökade undersökning som tidigare gjorts. De menade att den förorening som påträffats i grundvattnet inte hade avgränsats och att källan inte påträffats.

Vidare så står området inför drastiska förändringar där flera byggnader skall rivas och nya uppföras samt att flera befintliga byggnader genomgår omfattande om- och tillbyggnationer vilket ytterligare föranleder Volvo att genomföra aktuell miljöteknisk markundersökning.

Inom södra delen av Rambergsstaden 17:55 har ett flertal miljötekniska utredningar genomförts under 1990 & 2000-talet (för en kortfattad sammanställning se kapitel 6.0 nedan). Undersökningarna har visat att det i det undre grundvattenmagasinet, dvs i friktionsmaterialet närmast bergöverytan, påvisats vinylklorid i förhöjda halter. Vidare har det ställvis påvisats förhöjda halter av metaller och petroleumkolväten inkl. PAH i både jord och grundvatten. Inom norra delen av fastigheten har det endast utförts ett fåtal riktade utredningar där andra föroreningar än klorerade alifater varit i fokus. Även här har metaller, petroleum och PAH i förhöjda halter noterats i fyllnadsmassorna.

Då Golder inledde arbetet med den kompletterande utredningen var fokus fr a på södra området, dvs från byggnad BC och söder ut. Under arbetets gång har både resultat och annan information framkommit som gjort att undersökningsområdet utvidgats norröver.

Föreliggande utredning har utförts i flera steg. Provplanen har justerats och utökats utifrån framkomna resultat. Planerna har stämts av med Miljöförvaltningen under arbetets gång. I föreliggande rapport redovisas resultaten från genomförda undersökningar inklusive genomförd riskbedömning.



2.0 SYFTE

Syftet med föreliggande undersökning har varit att utreda förekomsten av klorerade lösningsmedel vidare genom att lokalisera ett eventuellt källområde samt den sekundära utbredningen i grundvattnet i ett försök att avgränsa föroreningsplymen. Vidare har undersökningen syftat till att bedöma huruvida aktuell förorenings förutsättningar utgör en fara för hälsa och miljö.

3.0 KLORERADE LÖSNINGSMEDELS EGENSKAPER

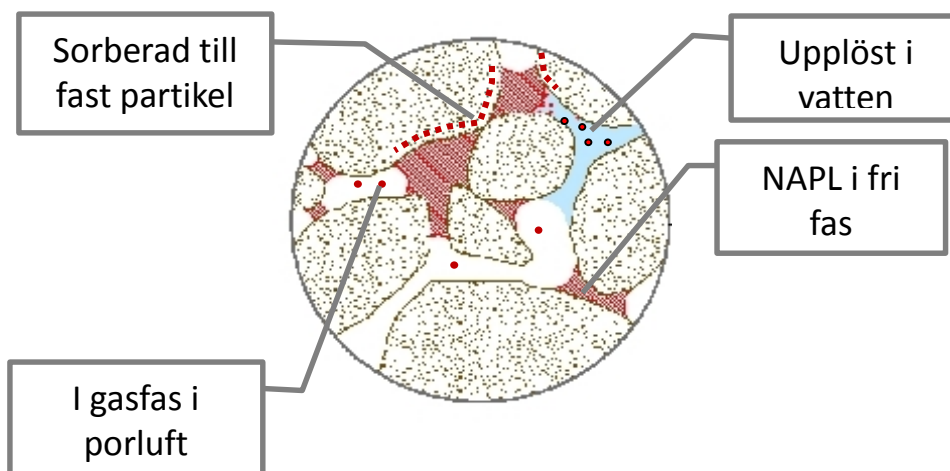
Trikloret/trikloretylen (Tri/TCE) och perkloretylen/tetrakloret (PCE) och dess klorerade nedbrytningsprodukter är s.k. DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquids) som i vätskeform är tyngre än vatten. Klorerade etener är svåröslösa i vatten, har låg viskositet (<1 mPa·s), stor inträngningsförmåga och effektiva fettupplösande egenskaper. PCE som främst använts vid kemitvätt bryts ned till metallavfettningsmedlet TCE. TCE som produkt innehåller ofta en liten mängd PCE. Såväl TCE och PCE som deras nedbrytningsprodukter dikloretener (cis-DCE och trans-DCE) och vinylklorid är även flyktiga, vilket innebär att de kan lösa sig i grundvatten respektive förångas¹ (och spridas med luft). De binder inte särskilt starkt till jordpartiklar eller till sediment² (relativt låga K_d och K_{oc} -värden). Klorerade eteners kemiska och fysikaliska egenskaper medför att de kan förekomma under lång tid i markmiljö i s.k. egen fas. Flyktiga organiska föreningar såsom klorerade lösningsmedel förekommer i följande fyra faser i marken (Environment Agency UK 2003, NV 2007 och ESTCP 2008):

- **Gasfas:** som gas/ånga i porgas
- **Fast fas:** sorberade till fast material såsom jordpartiklar eller framförallt organiskt material. Om föroreningen endast föreligger sorberad till fast material så är föroreningshalten i jorden lägre än ämnets mättnadskoncentration i jord.
- **Löst i vattenfas:** upplöst i por- eller grundvatten, vilket innebär att föroreningshalten i vattnet är lägre än ämnets mättnadskoncentration i vatten (ca 150 mg/l för PCE respektive ca 1200 mg/l för TCE).
- **Egen/fri fas:** ämnet förekommer i vätskeform utan inblandning i vatten eller andra lösningsmedel, jämför med hur ett oljeskikt kan bildas ovanpå en vattenyta. För DNAPL innebär detta att vätskan antingen förekommer i form av s.k. residual eller i större ansamlingar. Föroreningshalten i vatten eller jord är vid förekomst av egen fas generellt betydligt högre än ämnets mättnadskoncentration i dessa båda medier.

Hur föroreningen fördelar sig mellan dessa fyra faser beror av jämviktsförhållanden.

¹ Vattenlöslighet=150-200 mg/l för PCE och 1000-1500 mg/l för TCE; Flyktighet =ca 200 mm Hg för cis-DCE resp. ca 70 mm Hg för TCE; K_d =5,3 l/kg för PCE resp. 2,3 l/kg för TCE vid 2 % TOC (Källor: NV rapport 5976; US-EPA IRIS, Hazardous Substances DB m fl.)

² T.ex. K_{oc} , PCE=115 l/kg. K_{oc} , TCE=263 l/kg. (NV 5976). K_{oc} – koefficienten för ett ämnes fördelning mellan organiskt kol i jord/sediment och vatten. Ämnen som har höga K_{oc} (> 1000) indikerar potential att binda starkt till sediment/jord, medan ämnen med låga K_{oc} (< 500) binder dåligt till sediment/jord och påträffas generellt främst löst i vatten.



Figur 1: DNAPL-ämnens fördelning i fyra faser i en jordmatrix.

Föroreningen är potentiellt mobil då andelen DNAPL i porerna är så hög att den i egen fas kan bilda kontinuerliga vätskekroppar mellan flera porer samtidigt (egen fas). När den mobila fria fasen dränerats ut ur porerna så kvarlämnas en rest av DNAPL, en s.k. residual. Residualer kvarhålls i form av små droppar eller strängar (ganglier) i marken till följd av kapillära krafter i porvatten eller porgas. Detta innebär att transport av DNAPL i fri fas upphör först när den återstående mängden DNAPL kan kvarhållas med kapillära krafter (som residual) alternativt när DNAPL påträffar ett lågpermeabelt skikt (t.ex. tät lera eller sprickfritt urberg), varvid mer eller mindre större ansamlingar av vätskan bildas. Dessa kan spridas horisontellt beroende på lagrets lutning. Detta gör att det i jordformationer med tätare skikt ofta sker en relativt omfattande spridning av klorerade alifater horisontellt ovanpå dessa skikt, t.ex. via ledningsgravar, innan föroreningen hittar en öppning ner till djupare liggande skikt. DNAPL:s egenskaper gör att stora delar av källområdet kan befinna sig under grundvattenytan, vilket är en av anledningarna till att DNAPL jämfört med många andra ämnen utgör en större risk för omfattande föroreningsplymer. För DNAPL gäller att både residualer och ansamlingar förekommer mycket heterogent i marken, t.ex. i mycket tunna skikt inom procentuellt mycket små delar i en jordmatrix. Det är således ovanligt att stora ansamlingar av DNAPL påträffas ovan lågpermeabla skikt vid markundersökningar.

Även om spridning av klorerade alifater i egen fas hindras av lågpermeabla skikt, så fortsätter spridningen ner/in i detta skikt via diffusion. Denna spridning går dock mycket långsamt. Forskning har visat att sådana förorenade lågpermeabla zoner kan leda till mycket ihållande föroreningsbelastning till både grundvatten och porgas, då denna belastning pågår lika lång tid som det tagit ämnet att diffundera in i den lågpermeabla zonen (ESTCP 2008).

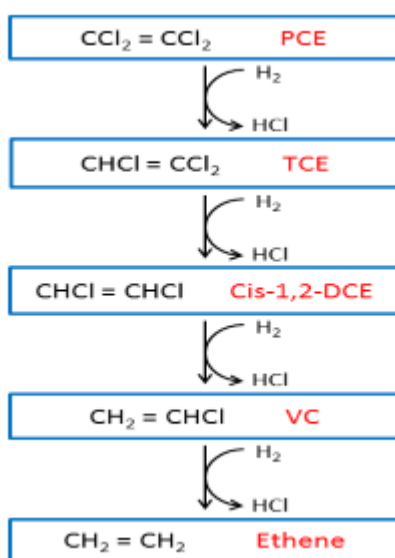
Den mobila fria fasen av ett klorerat lösningsmedel når mycket snart (generellt inom ett fåtal år) ett jämviktsläge i jorden och upphör då att sprida sig i fri fas, såvida inte marksystemet påverkas genom penetrering etc. DNAPL i residual form är relativt immobila i jordmatrisen och kan exempelvis inte rinna ner i ett grundvattenrör som installerats genom ett jordlager i vilket det förekommer DNAPL i residual form. För att DNAPL i residual form skall bli rörliga krävs stark yttre påverkan såsom kraftigt förhöjda temperaturer, högt tryck eller vakuumbildning. Däremot kan all förekomst av förorening i egen fas, både som ansamlingar och i residual form, potentiellt medföra en kontinuerlig belastning av förorening till det grund-/porvatten eller den porgas som passerar genom källområdet. Koncentrationen av DNAPL i dessa media styrs primärt av jämviktsförhållanden.



3.1.1 Nedbrytning

Nedbrytning av klorerade alifater bestäms bland annat av syreförhållandena i grundvattnet och förekomsten av mikroorganismer. Naturlig nedbrytning kan ske biotiskt (med hjälp av mikroorganismer) genom oxidation eller reduktion, men också abiotiskt (utan närvaro av mikroorganismer).

PCE och TCE i mark bryts ner mycket långsamt, eller inte alls, vid syrerika (aeroba) förhållanden. De bryts istället främst ner biologiskt under syrefattiga (anaeroba) förhållanden genom reaktiv deklorering (NV 2007). PCE och TCE dekloreras stegvis genom utbyte av en kloratom åt gången, enligt Figur 2 nedan. Detta gör att samtliga klorerade alifater (PCE, TCE, DCE och VC) kan förekomma om förhållandena är gynnsamma för nedbrytning.



Figur 2: Anaerob reaktiv deklorering av klorerade alifater.

Erfarenhetsmässigt anses det att nedbrytningshastigheten minskar ju färre antalet kloratomer är, dvs. nedbrytningen av PCE (fyra kloratomer) till TCE (tre kloratomer) går relativt snabbt, medan DCE (två kloratomer) dekloreras långsammare. Vid reaktiv deklorering bildas främst isomeren cis-DCE och endast små mängder av trans-DCE eller 1,1-DCE.

Cis-DCE kan brytas ned genom reaktiv deklorering vid anaeroba förhållanden, vid tillräckligt reducerande förhållanden och närvaro av rätt sorts bakterier, med cis-DCE kan även brytas ned vid aeroba förhållanden. VC bryts ner främst vid aeroba förhållanden till koldioxid, vatten och klorid, men kan även brytas ned genom reaktiv deklorering vid anaeroba förhållanden till klorid och eten, såvida förhållandena är tillräckligt reducerande och rätt sorts bakterier finns tillgängliga i marken (NV 2007). Såvida den omättade zonen (aerob miljö) inte är mycket liten är det därför ovanligt att VC återfinns i porgas eller i luft inne i en byggnad. Om VC däremot finns löst i grundvattnet och den omättade zonen mellan byggnaden och grundvattenytan är liten (mindre än ca 1 m) finns det en risk för ånginträngning av VC.



3.1.2 Toxiska egenskaper

PCE, TCE, DCE och VC är alla skadliga för människor vid långvarig exponering via luft eller livsmedel (t.ex. dricksvatten). Av NV 2007 framgår att höga koncentrationer av klorerade lösningsmedel i inandningsluft kan ge effekter på det centrala nervsystemet hos människor, såsom t.ex. huvudvärk, yrsel och medvetlöshet beroende på grad av och tid för exponering. Inandning av klorerade lösningsmedel kan också ge upphov till bedövande eller narkotiska effekter samt irritation i luftvägarna. Akut (kortvarig) exponering för höga koncentrationer av TCE och PCE kan också leda till påverkan på lever och njure. Hudexponering leder till hudirritation och effekter på slemhinnor.

VC och TCE har av EU klassificerats som cancerframkallande (cancerklass 1A resp. 1B, dvs. "kan orsaka cancer" enligt CLP³). PCE har i denna klassificerats som misstänkt cancerogen (cancerklass 2, dvs. "misstänks kunna orsaka cancer"), medan DCE ej har klassificerats som cancerogen. Vidare kan stridsgasen fosgen bildas om klorerade alifater utsätts för extrem hetta eller UV-strålning, t.ex. vid svetsning med öppen låga.

Klorerade alifater kan även orsaka negativa effekter på ekosystem i ytvatten vid relativt låga halter, även om variationen vad gäller ekotoxikologiska effekter är stor inom gruppen (NV 2007). I studier har PCE visat sig vara ett av klorerade lösningsmedel som är mest toxiska för vattenlevande organismer, där 50 % av akvatiska arter bedöms påverkas vid en halt om 1 mg/l av PCE, mot 130 mg/l för det minst toxiska testade klorerade lösningsmedlet (1,2 – dikloretan) (NV 2007). Klorerade alifater är dock generellt inte speciellt bioackumulerbara (se avsnittet ovan).

Både TCE och VC är s.k. utfasningsämnen enligt Kemikalieinspektionens PRIO-databas.

³ Classification, Labelling and Packaging. EU:s lagstiftning för klassificering och märkning av kemikalier.



4.0 OMRÅDESBESKRIVNING

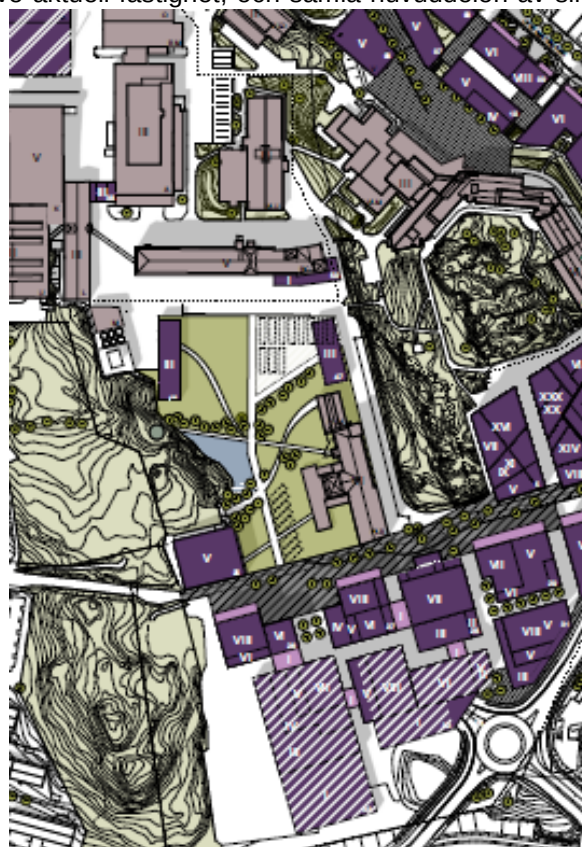
Undersökningsområdet återfinns i Lundby på Hisingen i Göteborg. Aktuell fastighet är Rambergsstaden 17:55, en relativt stor fastighet som tidigare var uppdelad i flera mindre fastigheter. Söder om området återfinns Eriksbergsmotet och Sannegårdshamnen. Norr om området återfinns Hjalmar Brantingsgatan och Lundby bostadsområde. I öster är Rambergsstaden och Lundby brandstation lokaliserade och i väster bostadsområden med främst flerfamiljshus. Väst och sydväst om området finns berg i dagen och i sydväst är Lundbytunneln lokaliserad. Även i öster finns berg i dagen. I södra delen av fastigheten 17:55 finns gräsytor och en sänka med buskar och träd, i övrigt är området till stor del hårdgjord eller bebyggt med industri- och kontorsfastigheter. Inom fastighetens södra del finns stora parkeringsytor.

Avståndet till Sannegårdshamnens närmsta punkt är drygt 300 meter och avståndet till Göta älv är drygt en kilometer.

Volvo-koncernen arbetar med att utveckla området, inklusive aktuell fastighet, och samla huvuddelen av sin verksamhet i Lundby (Campus Lundby). I aktuella planförslag (februari 2018) ingår att fr a södra delen av aktuell fastighet kommer genomgå stora förändringar där några av de befintliga byggnaderna har eller ska rivas och nya byggnader uppföras. Ytan söder om byggnad BC, som idag är hårdgjord och används för parkering, ska preliminärt utgöras av ett antal grönytor (se bild till höger). Vidare har Volvos nya huvudkontor flyttat in i befintlig byggnad öster om 17:55, på fastigheten Rambergsstaden 733:31. Tillfälliga kontorsbaracker har under byggtiden ställts upp på P-ytor söder om BC-huset. En av dessa baracker blockerar det sedan tidigare installerade röret GV4, där högst halt vinylklorid uppmätts.

Inom områdets södra del hör de två stora tegelbyggnaderna, det sk BC-huset samt byggnad PLA/PLB (f.d. 1 och 2a, b), till områdets äldsta byggnader och kommer att bevaras. Planer finns på att återställa fasader mm på BC-huset till dess ursprungliga utformning.

Under 2017 revs befintlig entrébyggnad till PLB (från 80-talet) och en ny kombinerad entré- och utställningshall uppfördes.



Prel. plan del av Campus Lundby (2017-11-21)



Figur 3: Flygbild över nuvarande fastighet Rambergsstaden 17:55. Byggnad BC syns i mitten av fastigheten. Även i texten refererade byggnad 1 och 2 (nuvarande PLA/PLB) är markerad. De två överkryssade byggnaderna inom södra delen revs före aktuell utredning påbörjades. Det grundvattenrör där högst vinylkloridhalter påvisats inom tidigare utredningar är markerat med gul markering (GV4).

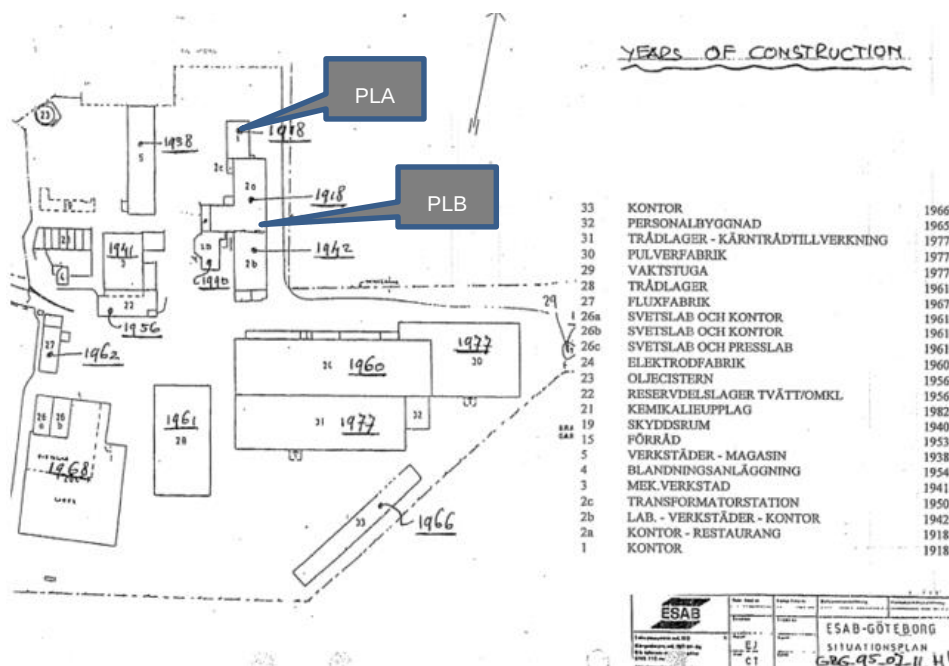


5.0 HISTORISK INVENTERING

Inom fastigheten Rambergsstaden 17:55⁴ har det bedrivits industriell verksamhet sedan 1915. Under 1915-1918 uppförde Nordiska Kullager AB (senare SKF) ett par stora stenhus samt några mindre byggnader inom nuvarande fastighets södra del. Volvo övertog lokalerna 1926. I en av de två äldre tegelbyggnaderna, hus BC (se Figur 3 nedan), bedrevs tidigare bilproduktion och den första Volvo-bilen tillverkades i denna byggnad. I dag är det kontor i byggnad BC. Norr om BC har Volvo bedrivit verksamhet i princip sedan starten i Lundby. Området har dock expanderat i alla riktningar från det inledande området strax norr om BC.

Byggnader - södra delen (söder om BC)

ESAB⁵ köpte fastigheterna i södra delen av undersökningsområdet 1936⁶, men Volvo fanns kvar inom en av byggnaderna (byggnad 1, nuvarande byggnad PLA, se Figur 4 och Figur 3) fram till 1946. ESABs verksamhet bestod mellan 1936 och ca 1989 av tillverkning av svetselektroder, i rostfritt eller låglegerat stål. Verksamheten, som utgjordes av tråddragning och pulverbeläggningen, bedrevs fram till 60-talet i byggnaderna PLA/PLB (f.d. hus 1 och 2, se Figur 4 och Figur 3). Svetselektroderna klipptes i källarvåningen, medan tråddragning skedde på första våningen, där det även fanns en mekanisk verkstad och en elverkstad (avser tillverkningen fram till 60-talet i byggnad PLA/PLB). Restprodukter från produktionen har tidigare lagts inom de södra delarna av fastigheten. Under ESAB-tiden fanns det ett flertal byggnader där idag en stor P-yta breder ut sig söder om BC. Här fanns t ex mekanisk verkstad, oljecisterner, förråd etc.

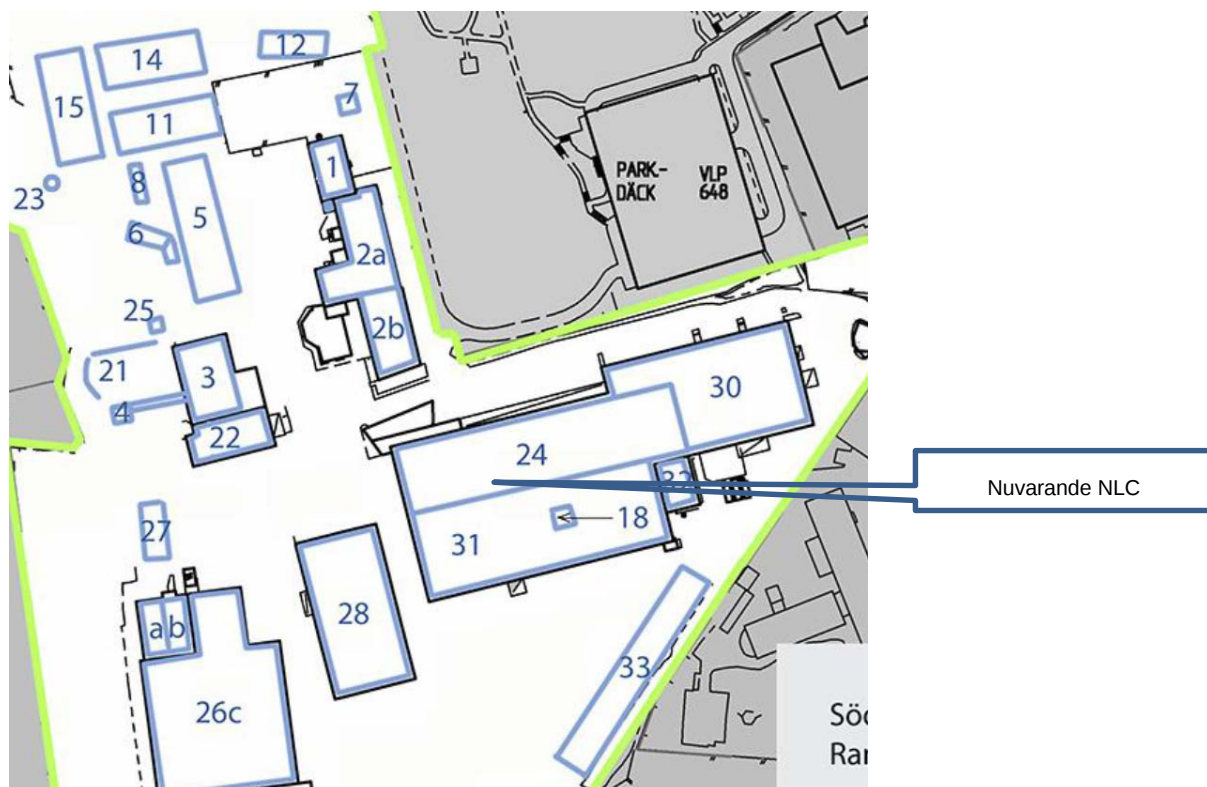


Figur 4: Ritning från 1995 över ESABs område i nuvarande södra delen av Rambergstaden 17:55.

⁴ Fastigheten bestod tidigare av flera delfastigheter benämnda 17:56, 17:57, 17:46 samt 17:55.

⁵ ESAB – Elektriska Svetsnings AB

⁶ 1937 enligt vissa uppgifter.

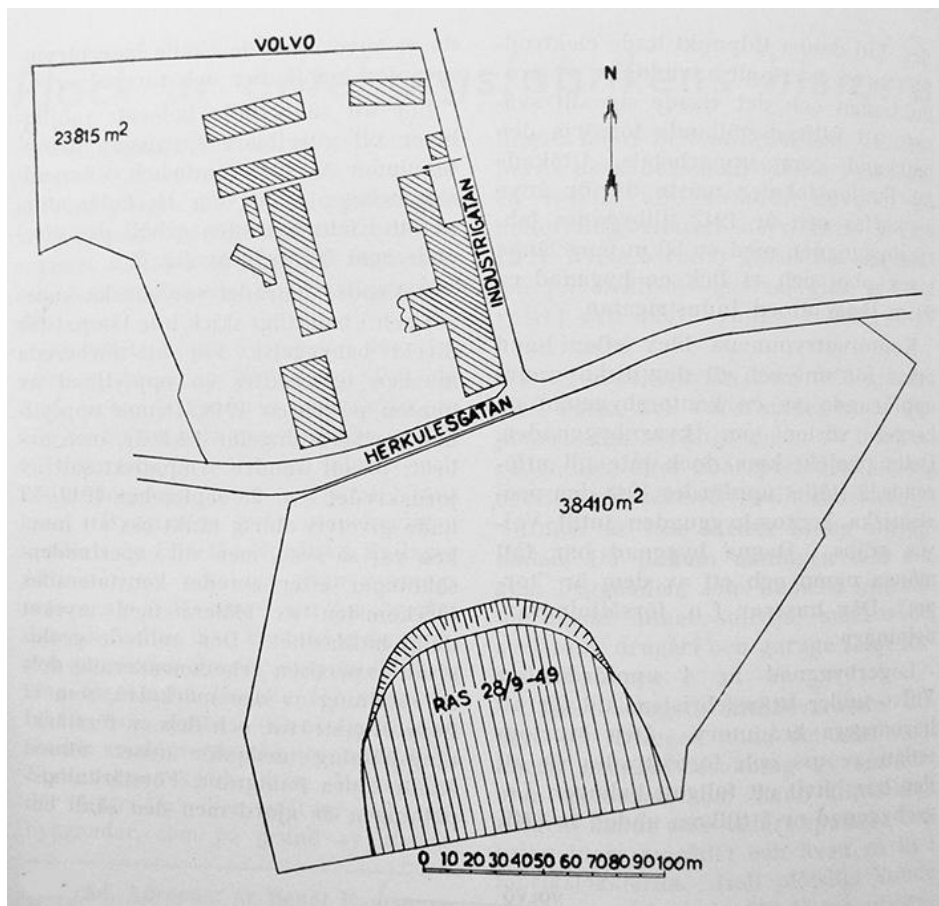


Figur 5: I figuren redovisas historiska byggnader/benämning (blå markering) samt sentida byggnader (svart markering). OBS att byggnad 28 och 3/22 är rivna trots svart markering.

I flera av byggnaderna inom fastigheten finns det källare. Inom södra delen finns källare under en del av BC-huset (Volvos första bilfabrik) samt i byggnad PLA/PLB. I källarutrymmena i PLA/PLB finns både apparatrum samt kontor (PLB). Det finns även golvbrunnar. Övriga byggnader inom södra området har enligt uppgift inte källarplan. Det förekommer även att enstaka byggnader är grundlagda på träpålar.

Övrigt

I fastighetens södra del, ner mot Lundbyleden, inträffade ett skred 1949 vilket påverkade markförhållandena. Marken fylldes efter skredet upp och förstärktes genom ett pålat däck och stödmur ner mot nuvarande Lundbyleden. En bidragande orsak till skredet var att marken fr a söder om Herkulesgatan under ett och ett halvt års tid, med start 1948, fylldes ut för att planas av och bebyggas av ESAB. Markens egenskaper (lera, dålig hållfasthet) tålde inte de nya lasterna vilket utlöste skredet.



Figur 6: Skissen visar raset som inträffade 1949. Källa "Ljusbågen" 4-1952.

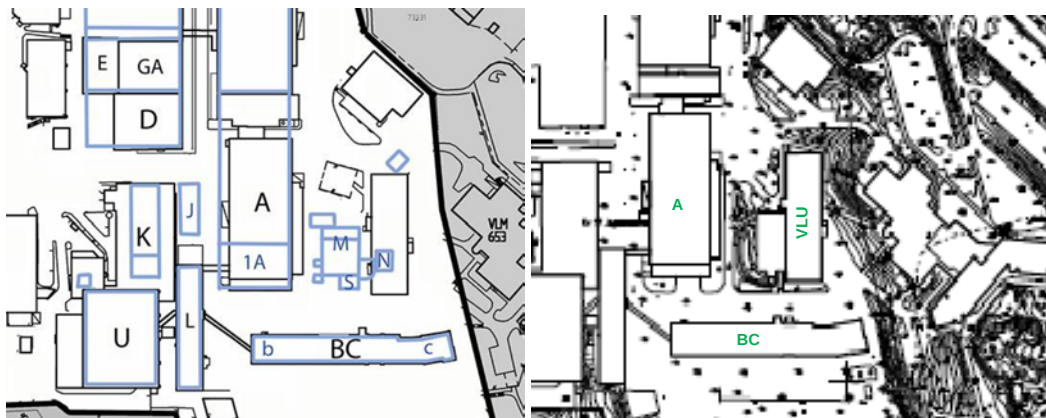
Norra delen (norr om BC)

Det finns egentligen inget i de historiska inventeringar som utförts som styrker användningen av klorerade lösningsmedel norr om BC. Dock kan det inte uteslutas att hantering ändå har förekommit pga lång historisk verksamhet och karaktären på de verksamheter som förekommit inom denna del.

I och invid f.d. byggnad M (ungefär vid nuvarande VLU och dess tillbyggnad) har det varit mekanisk verkstad och ångcentral (till och med 1986) samt lutrengöring (1934-57) (se Figur 7 nedan). Lackeringsverkstad förekom vid f.d. byggnad N och i byggnad S fanns ångpannehus med skorsten.

I byggnad A har det främst bedrivits montering. Det har även funnits måleri med sprutmålning. Byggnaden som fanns på samma plats som dagens byggnad A benämndes 1A och A. 1A uppfördes före 1920 och A under 1930-talet (se Figur 8 nedan). Dessa delar revs och ny byggnad uppfördes under tidigt 80-tal.

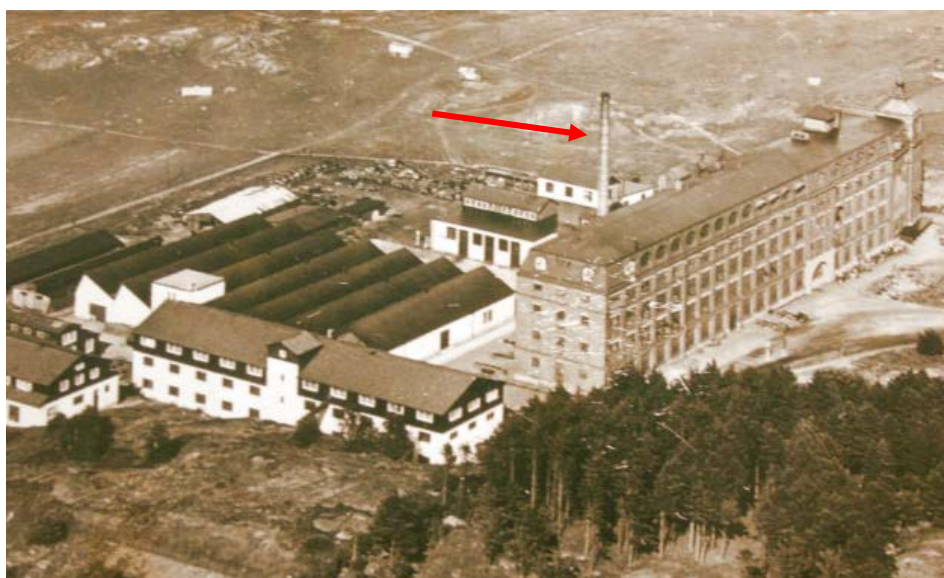
Under 2016/2017 utfördes tillbyggnation av byggnad VLU norr om BC där det vid schakt för bottenplatta påträffades ett skorstensfundament och en nervält skorsten från tidigare fabriksbyggnad. Denna skorsten är troligen samma skorsten som noteras på ett äldre foto (okänt årtal) nedan.



Figur 7: Ritningen till vänster visar historiska byggnader i blått (källa: Knutsson & Udd) och ritningen till höger hur området ser ut i dag.

Norr om BC finns källare i t ex byggnad A och under en mindre del av byggnad VLU (dock inte tillbyggnaden som är grundlagd med platta på mark) m fl. Under källaren till byggnad A finns det även en stor underjordisk bassäng.

I gatan mellan byggnad A och K, som leder i nord-sydlig riktning, finns en stor kulvert för undermarkinstallationer och ledningar.



Figur 8: Historiskt foto från 20-talet taget mot nordost som visar BC-huset till höger och tidigare fabriksbyggnader till vänster. Dessa byggnader finns inte kvar idag. Den skorsten som syns norr om BC är troligtvis den skorsten som påträffats vid tillbyggnadsarbeten vid VLU (röd pil). Källa: internet



Användning av trikloretylen (TRI/TCE)

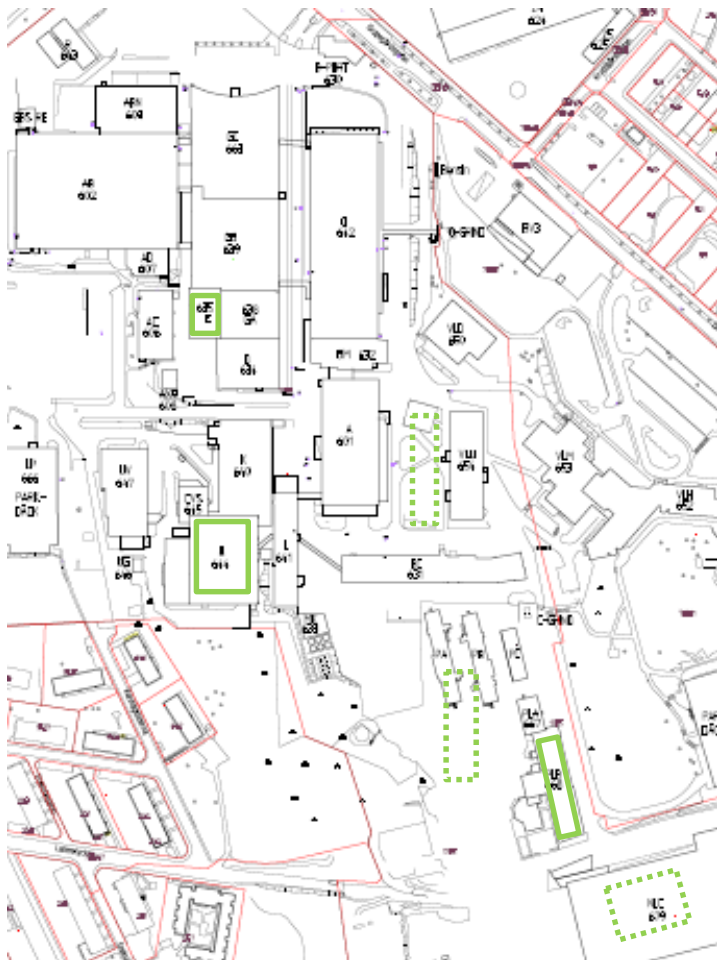
I tidigare utförde undersökningar och historiska inventeringar av södra delen av området har det inte framkommit information om att lösningsmedel använts inom produktionen.

Golder har låtit genomföra en sökning i ett register över förbrukad och såld TRI avseende data från år 1953 (förbrukning) samt leveranser från en tillverkare åren 1970-75. I dessa register framkommer att ESAB Göteborg hade en årlig förbrukning av 35 ton TRI (1953) samt att år 1975 levererades det 10 stycken fat med TRI till ESAB Göteborg. Det kan med andra ord antas att det ändå förekommit användning av TRI inom området. I sammanhanget bör det även noteras att ESAB troligtvis inte haft verksamhet i BC-huset.

Det har efter att undersökningarna inleddes även framkommit att klorerade lösningsmedel kan ha använts av Volvo i olika omfattning inom följande byggnader, se även Figur 9 nedan:

- PLB/2a Både under ESABs verksamhetstid samt i den förkromningsanläggning där Volvo på 30-talet även tvättade bildelar med TRI. Det har även framkommit att det i källaren till PLB (norra delen) har förekommit tre stycken s.k. TRI-tvättar.
- E (plåtslageriet) i mitten på 40-talet.
- U mindre omfattning av avfettning av motordelar med TRI och fotogen vid tester och reparationer.

Det kan heller inte uteslutas att klorerade lösningsmedel använts inom andra delar av området, t ex mekaniska verkstäder eller där avfettning med lösningsmedel utförts. Dock bör det inte ha förekommit i rena kontorsutrymmen. Parkeringsytan söder om BC och väst om PLA/PLB har hyst byggnader för bl a mekaniska verkstäder etc. I nuvarande byggnad NLC, i södra delen av området, fanns mellan ca 1965-1986 elektrodstillverkning (flyttad dit från PLA/PLB) samt kärntrådstillverkning (1975-1986). Det är inte otänkbart att TRI kan ha hanterats vid denna verksamhet, även om det inte har hittas någon dokumentation som säkert styrker det.



Figur 9: Utsnitt där de byggnader där dokumentation indikerar TRI-användning inom området redovisas med grön rektangel och där det misstänks ha förekommit med streckad rektangel.



6.0 TIDIGARE MILJÖTEKNISKA MARKUNDERSÖKNINGAR

De undersökningar som Golder inledningsvis tog del av har utförts inom den södra delen av nuvarande fastighet Rambergsstaden 17:55, dvs de har utförts söder om byggnad BC (se Figur 3 nedan). Det är också inom denna del som det i särklass största antalet markmiljötekniska undersökningar har utförts och även här som specifika undersökningar avseende klorerade lösningsmedel utförts. Denna del av nuvarande 17:55 delas i flera av rapporterna in i "norra" respektive "södra" delen. "Södra delen" utgörs av dåvarande fastigheterna Rambergsstaden 17:56-57 och den "norra delen" av 17:46 (se Figur 3 ovan). För utförlig beskrivning av tidigare resultat hänvisas till respektive rapport. Efter hand som utredningen har fortgått har Golder även eftersökt och tagit del av de undersökningar som utförts inom norra delen av Rambergsstaden 17:55 (dvs norr om BC).

Om undersökningarna utförda söder om byggnad BC sammanfattas så har det i det undre grundvattenmagasinet, dvs i friktionsmaterialet närmast bergöverytan, i tidigare utredningar påvisats vinylklorid i höga halter (max uppmätt halt 69,4 µg/l i punkt GV4, DGE 2016)⁷ se Figur 3 ovan för punktens lokalisering. Det har även i flertalet grundvattenrör påvisats t ex trikloreten (TRI)⁸, cis/trans 1,2-dikloreten samt petroleumkolväten såsom främst tyngre alifatiska kolväten, aromatiska kolväten, bensen och PAH-M resp. PAH-H.

Vidare har undersökningar utförda i markens ytliga skikt (porgas, trädved, ytliga grundvattenrör) endast påvisat spår av klorerade alifater i grundvatten i ett fåtal av de provtagna punkterna. Porgasundersökningar som utförts utomhus (under asfaltsytor) inom den södra delen av fastigheten har inte indikerat föroreningsförekomst i yttlig porluft. Inte heller har det noterats upptag av klorerade lösningsmedel i de trädprover som uttagits runt södra delen av området.

I ett grundvattenrör GV2 grund (Sandström 2015) lokaliserat i Herkulesgatan centralt inom södra området har spår av klorerade lösningsmedel uppmätts. Röret är installerat till 3 m u my och halter över rapporteringsgräns uppmättes för cDCE (3,8 µg/l) samt vinylklorid (0,12 µg/l). Dock har det inte i några andra ytliga rör installerade uppmätts halter över rapporteringsgräns. Inte heller har det påvisats i jordprover från fyllnadsjord. Dock har det inte utförts någon omfattande jordprovtagning och analys avseende klorerade lösningsmedel.

Petroleumkolväten och PAH har påvisats i förhöjda halter i jord och grundvatten strax söder om BC-huset, där det tidigare legat bl a nedgrävda bensintankar.

I samband med uppförande av en ny entré-byggnad till befintliga byggnaden PLB under 2017 utförde Golder bl a miljökontrollprovtagning vid schaktarbeten i jord. Klorerade lösningsmedel påvisades inte i jord vid de förhållandevis omfattande schaktarbeten som utfördes. Däremot uppmättes förhöjda halter av metaller och PAH i fyllnadsmaterialet.

Av de utredningar som är utförda norr om BC har endast en utredning belyst klorerade alifater. Föreliggande utredning utfördes under 2017 (ÅF) inom Volvos norra och nordvästra delar (även inom angränsande fastighet Kyrkbyn 88:6 (Spetsbågen). Grundvattenprover analyserades avseende klorerade alifater, dock installerades grundvattenrör endast i ytliga jordlager och ej till grundvatten under leran. Inga förhöjda halter av klorerade alifater påvisades i det ytliga markvattnet/grundvattnet. Däremot påvisades förhöjda halter av metaller, petroleum och PAH i grundvatten och fyllnadsjord. En annan utredning utfördes öst om byggnad L (NV om BC) i syfte att utreda kvicksilverförekomst i avloppsslam, jord och grundvatten. Låga halter noterades i jord

⁷ Svenska riktvärden för vinylklorid utgörs av SLVFS dricksvattenkriterier där gränsen för vinylklorid är 0,5 µg/l. WHO:s dricksvattenkriterium anger 0,3 µg/l som gränsvärde. I både Sandströms- respektive DGE:s rapporter används de Holländska riktvärdena för att bedöma vilken risk för omgivningen som en viss förorening innebär. Intervention value är den halt vid vilken det bedöms att åtgärd krävs. Target value är den halt där ingen påverkan kan påvisas. Intervention value för vinylklorid är 5 µg/l.

⁸ TCE = TRI = trikloreten (trikloretylen).



resp. grundvatten. Utredningar utfördes även inför en utbyggnation av byggnad VLU (norr om BC) där jord analyserades avseende metaller, PAH och petroleum. Förhöjda halter av främst PAH noterades i fyllnadsjorden. Dessutom utfördes geotekniska sonderingar.

Följande utredningar har Golder tagit del av:

Söder om BC

- Miljöteknisk Markundersökning, Jägmästaren 17:46 och 17:57. J&W, 1998-02-16
- Rambergsstaden 17:56 och 17:57 miljöteknisk markundersökning – undersökning av fyllnadsmassor genom provgroppsgrävning, Sweco Viak, 2003-01-13
- Kompletterande miljöteknisk markundersökning samt byggnadsinventering, Rambergsstaden 17:46. WSP, 2005-10-10
- Fördjupad miljöteknisk markundersökning, Rambergsstaden 17:46, Göteborgs kommun. *Förhandskopia*. WSP, 2005-12-10
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Rambergsstaden 17:56. Sweco Viak, 2007-10-02
- Anmälan enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, SFS 1998:899, avseende efterbehandling av förorenade massor. Fd ESAB, Rambergsstaden 17:56, Göteborg. Sweco Viak, 2007-10-0
- Sammanställning och utvärdering av miljöteknisk provtagning, Rambergsstaden 17:46. WSP, 2008-07-14
- Översiktlig miljöteknisk grundvattenundersökning, Rambergsstaden 17:56-57, Göteborg. WSP, 2008-07-18
- PM Provtagning dagvattenbrunn. WSP, 2008-08-11
- Övergripande miljömässig och teknisk statusbedömning, Byggnad nr 24, 26a-c, 28, 29, 30, 31 och 32 på ESABs område. WSP 2008-08-13
- Rapport över geotekniska undersökningar (Rgeo), förstudie. InhouseTech, 2012-09-05
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Förstudie, Utbyggnad Volvo Lundby omr 3 block 1 och 7, Göteborgs stad, Sandström, 2012-10-16
- Teknisk PM Geoteknik, förstudie. InhouseTech, 2012-10-16
- Kompletterande miljöteknisk markundersökning med avseende på klorerade lösningsmedel, Sandström, 2015-06-06
- Utredning av klorerade lösningsmedel i grundvatten inom fastigheten Rambergsstaden 17:55, DGE, 2016-02-10



Norr om BC

- PM Miljöteknisk markundersökning inför utbyggnad av entré, VLU Materialteknik, Gropegårdsgatan 10, Göteborgs kmn. Provtagning av jordmassor. InhouseTech 2016-03-08.
- Markteknisk undersökningsrapport (MUR) Utbyggnad VLU Materialteknik, InhouseTech 2016-03-08.
- Miljöteknisk undersökningsrapport (MUR/MILJÖ). Byggnad L, Volvo Lundbyverken del av Rambergsstaden 17:55. InhouseTech 2015-04-07.
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning på del av fastigheterna Kyrkbyn 88:6 samt Rambergsstaden 17:55 vid AB Volvo Lundby i Göteborgs stad. 2017-09-15, ÅF Infrastructure AB

7.0 GENOMFÖRANDE AV FÄLTUNDERSÖKNING

Utgångspunkten för föreliggande utredning var att genom ett stegvist angreppssätt kunna utnyttja resultaten från föregående steg till att designa upplägget av nästa. Detta förfarande har inneburit att ytterligare kompletterande utredningar har utförts direkt inom nästföljande steg istället för, som brukligt, efter att den planerade undersökningen har redovisats. Efter att de två planerade undersökningsstegen genomförts stod det klart att ytterligare undersökningar krävdes för att nå syftet. Planeringen av dessa (komplettering steg 2) stämades av med tillsynsmyndigheten och utfördes därefter under våren 2017.

I BILAGA A redovisas situationsplan med grundvattenrörens lokalisering och i BILAGA B redovisas lokalisering av punkter för porluft och inomhusluft. I bilagan redovisas även trädprov och porgas från undersökning utförd 2015 av Sandström. I BILAGA C redovisas fältprotokoll och i BILAGA G redovisas genomförande och resultat av fältundersökning.



8.0 SAMMANFATTANDE RESULTAT

I nu genomförd utredning har följande fältmoment utförts:

- Installation av 13 grundvattenrör med filterdel ner till berg
- Provtagning av grundvatten från det undre grundvattenmagasinet i totalt 17 grundvattenrör, varav ett utanför fastigheten i söder, för analys av klorerade alifater, fyskem samt nedbrytningsprodukter⁹.
- Sondering av jorddjup i 16 punkter.
- Provtagning av vatten under byggnad A
- Inomhusluftmätning i 23 punkter i följande byggnader: NLC, PLA/PLB, BC, VLU, A, BM
- Porgasmätning i totalt 6 punkter under följande byggnader: NLC, PLA/PLB, BC, VLU
- Porgasmätning utomhus i 3 punkter (vid VLU och NLC). *Dessutom har resultat från porgasmätning i södra delen av fastigheten utförd av Sandström 2015 ingått i utredningen.*

Resultaten från tidigare och nu genomförda utredningar avseende klorerade alifater visar sammanfattningsvis att:

- I aktuellt området återfinns generellt mäktiga lager med lera men även ställvis mäktiga fyllnadslager. Moränlagret under leran, ovan berg, är generellt relativt tunt och utgörs av finkorniga jordar vilket endast medger en relativt långsam strömningshastighet för det undre grundvattnet.
- Det finns generellt ringa förekomst av ytligt markvatten/sprickvatten i fyllnadsmaterialet/övre lerlagret (torrskorpelera), dvs. ovan leran.
- Analys av fyskem-parametrar och nedbrytningsprodukter indikerar generellt goda förhållanden avseende naturlig nedbrytning (reduktiv deklorering) av klorerade alifater, vilket också analysresultaten indikerar.
- Norr om BC, invid byggnad VLU, har halter av klorerade alifater i grundvattnet under leran uppmätts i nivåer som kan indikera förekomst av ett källområde invid aktuell punkt (GA10).
- I grundvattenrör söder och norr om GA10 är halterna av klorerade alifater betydligt lägre och avtar med stigande avstånd från GA10. Halterna avtar snabbast norrut vilket sannolikt beror på att plymen har en sydlig riktning pga grundvattnets strömningsriktning.
- Det finns inga indikationer på förekomst av ett ytligt källområde, dvs i fyllnadsmaterial ovan leran, även om det inte helt kan uteslutas.
- Undersökning avseende inomhusluft och porgas under byggnad visar inte på en ånginträngningsproblematik i befintliga byggnader.
- Vid byggnad NLC:s sydvästra hörn finns ett tidigare installerat rör, GV9, där fördelningen av klorerade alifater inte stämmer överens med fördelningen i övriga rör i närområdet. Bland annat är halten TRI högre. Detta bedöms visa på att det eventuellt finns, eller har funnits, ytterligare ett möjligt mindre

⁹ I 3 grundvattenrör i södra delen av fastigheten, närmast brandstationen, har även analys utförts avseende PFAS.



källområde vid NLC. Halterna vid NLC är dock förhållandevis låga jämfört med de vid GA10. Även i GA11 och GA12 är halten TRI högre, vilket stämmer med att de återfinns nedströms GV9.

- I det rör som återfinns söder om aktuell fastighet, vid GC-banan utmed Lundbyleden, uppmättes endast spårhalter.



9.0 RISKBEDÖMNING

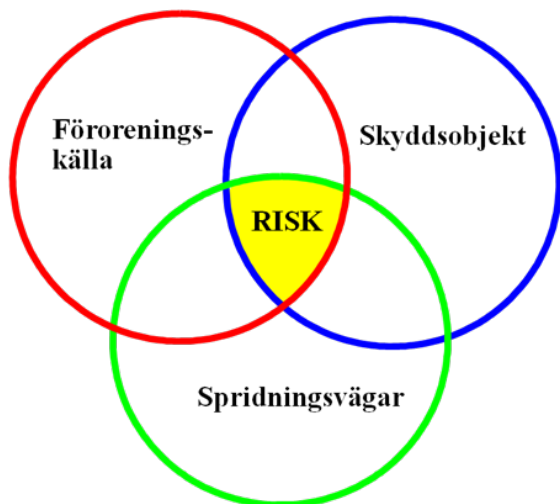
9.1 Miljö- och nyttjandemål

För att beskriva målsättningen för markanvändningen inom Fastigheten har nedanstående miljö- och nyttjandemål, vilka även kan kallas övergripande åtgärds mål, tagits fram avseende den aktuella klorerade lösningsmedelsföroreningen. Dessa har upprättats utifrån föroreningssituationen, markanvändningen och identifierade skyddsobjekt. Dessa mål har i form av ett PM daterat 2017-09-22 kommunicerats med tillsynsmyndigheten 2017-10-03.

- Fastigheten och dess närområde skall kunna användas för nuvarande och planerad markanvändning, dvs. eventuella risker orsakade av klorerade lösningsmedel för människor som vistas inom detta område i enlighet med nedan beskrivningar ska vara på en lågrisknivå:
 - Fastigheten skall kunna användas för mindre känslig markanvändning såsom kontor, handel, restauranger och industri. Det innebär att människor primärt skall kunna arbeta (vuxna) inom eller besöka (vuxna och barn) Fastigheten. Vidare skall även schaktarbeten kunna utföras inom de översta 2 m inom Fastigheten, såsom t.ex. schakt för installation av stolpe, fundament, ledningar eller liknande.
 - Människor skall kunna bo i bostäder söder om Lundbyleden (spridningsriktningen). Det innebär att de kontinuerligt under hela deras livstid skall kunna bo i husen och odla i eventuella trädgårdar.
- Det akvatiska livet i Göta älv ska skyddas. Eventuella risker för vattenlevande organismer i Göta älv, orsakade av klorerade lösningsmedel inom Fastigheten, ska vara på en lågrisknivå.
- Föroreningsspridningen skall på sikt minska. Det innebär t.ex. att planerad exploatering med t.ex. lokalt dagvattenomhändertagande inte skall leda till ökad föroreningsspridning.

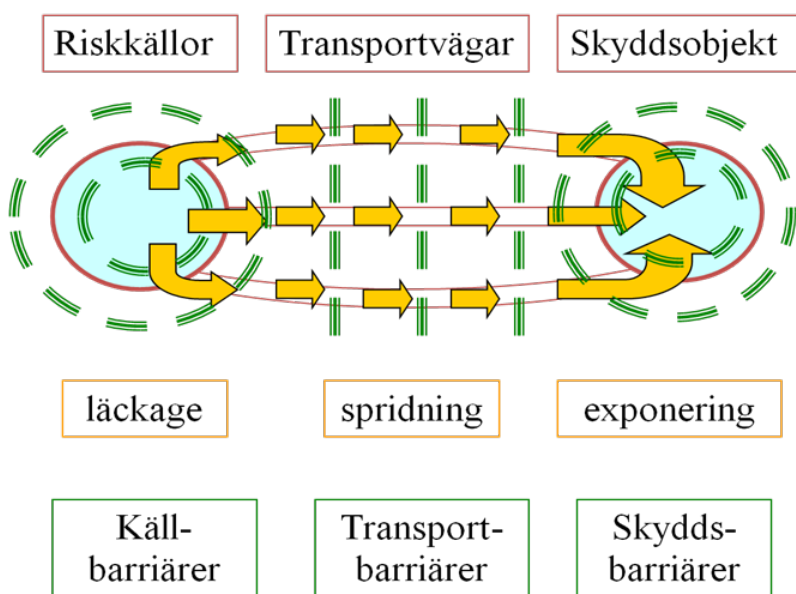
9.2 Generell riskbedömningsmetodik

Risk uttrycks vanligen som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra negativa effekter på skyddsobjekt, exempelvis människors hälsa eller miljön (NV, 2009a). För att ett förorenat område skall utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är biotillgänglig eller kan transporteras till platser där ett skyddsobjekt kan exponeras (se Figur 10). För att en risk skall föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till negativ effekt på skyddsobjektet. Enbart förekomsten av en förorening innebär således inte automatiskt en risk för negativ effekt. Enligt Naturvårdsverkets riskbedömningsvägledning (NV, 2009a) utförs en riskbedömning om avstämning mot bakgrundshalter eller andra tillämpliga jämförvärden indikerar att ett område är förorenat.



Figur 10: Illustration av när det föreligger en potentiell miljö-/hälsorisk av en förorening.

Även om det finns en föroreningskälla, ett skyddsobjekt och en spridningsväg däremellan kan det finnas olika former av barriärer som förhindrar eller begränsar skyddsobjekts exponering för föroreningen och därmed förhindrar att det föreligger någon risk för skyddsobjektet, se Figur 11.



Figur 11: Illustration av hur olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera en förorenings miljö-/hälsorisk.

NV:s riskbedömningsmetodik utgörs av följande fyra moment:

- I **problembeskrivningen** identifieras och karaktäriseras de föroreningar som bedöms vara relevanta för riskbedömningen, liksom potentiella spridnings- och exponeringsvägar samt relevanta skyddsobjekt. Problembeskrivningen sammanfattas i en konceptuell modell som illustrerar hur potentiellt miljö- och hälsoskadliga ämnen från det förorenade området kan spridas till och exponera skyddsobjekten (jmf. Figur 10).



- I **exponeringsanalysen** beräknas eller uppskattas den representativa halt som skyddsobjekten exponeras för eller kan komma att exponeras för. Den representativa halten är den halt som innebär den mest relevanta beskrivningen av föroreningssituationen (exponeringen) i ett område utan att risken underskattas. Beräkning av representativ halt görs vanligen med hjälp av statistisk bearbetning av analysresultat. Även faktorer som biologisk tillgänglighet, nedbrytbarhet och ackumulation kan inkluderas i exponeringsanalysen.
- I **effektanalysen** bestäms den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter bedöms som acceptabel. I en förenklad riskbedömning representeras denna vanligen av riskbaserade jämförelsekriterier. Dessa kriterier kan vara generella eller platsspecifika riktvärden för jord, dricksvattenkvalitetskriterier, riktvärden för skydd av akvatiskt liv etc. Dessa kriterier utgör då acceptabla risknivåer. I en fördjupad riskbedömning utförs ytterligare beräkningar och/eller modelleringar för att kvantifiera risken.
- **Riskkaraktäriseringen** omfattar en utvärdering av om och i så fall vilka negativa miljö- och hälsoeffekter som kan orsakas av exponering från ett förorenat område och baseras i en förenklad riskbedömning vanligen på en jämförelse mellan representativa halter i olika medier eller en beräknad exponering och riskbaserade jämförelsekriterier. Vidare utreds eventuella osäkerheter som kan påverka riskbedömningen.

9.3 Problembeskrivning

I följande avsnitt presenteras en övergripande redogörelse över de aspekter som bedöms påverka riskbilden. Förutom de uppsatta miljö- och nyttjande målen (se avsnitt 9.1) utgörs dessa av relevanta (dimensionerande) föroreningar, identifierade skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. Uppgifterna sammanfattas i en konceptuell modell över riskbilden som den fortsatta riskbedömningen baseras på. Problembeskrivningen utgörs huvudsakligen av en generell beskrivning av rådande förhållanden, medan kvantitativa bedömningar av halter, exponering och spridning görs i efterföljande avsnitt.

9.3.1 Aktuella föroreningar

I enlighet med tillsynsmyndighetens föreläggande omfattar riskbedömningen klorerade lösningsmedel och dess nedbrytningsprodukter, dvs. i aktuellt fall TCE och dess nedbrytningsprodukter DCE och VC. Dessa ämnen har påträffats i halter över använda jämförvärden i framförallt grundvatten men även porgas (endast TCE) se BILAGA G. I grundvattnet har även spårhalter (generellt under 1 µg/l) av andra klorerade lösningsmedel såsom PCE (härrör sannolikt från en orenhet i TCE-produkten), klorerade metaner (kloroform och diklormetan), dikloretaner¹⁰ och 1,2-diklorpropan påvisats, vilket samtliga är ämnen som ej utgör nedbrytningsprodukter till TCE.

Det bör även beaktas att marken inom området (främst utfyllnadsmassorna) även är förorenat av petroleumkolväten (inkl. PAH) samt metaller, men föreläggandet omfattar inte dessa ämnen.

¹⁰ 1,2-dikloretan har uppmätts i halt strax över Livsmedelverkets dricksvattenkriterie vid en av två provtagningar i rör GA10, dvs. det rör där de sammantaget högsta halterna av klorerade etener påvisats. Med hänsyn till att förekomsten är ställvis och låg och att den största förekomsten föreligger där de klorerade etenerna dominerar kraftigt så har detta ämne inte tagits med vidare i riskbedömningen.



Föroreningar i form av klorerade alifater i mark brukar indelas, beroende på föroreningsförekomst, i källområdet respektive föroreningsplymen. Nedan definieras de båda begreppen och i de följande avsnitten nedan redogörs för i vilken utsträckning förorening har påträffats.

- Ett **källområde** är ett område där förorening förekommer i egen fas eller i mycket höga halter i jorden. Källområdet fungerar som en reservoar och upprätthåller en föroreningsplym i till exempel grundvattnet. Ett källområde finns oftast nära läckagepunkten. Även lågpermeabla jordlager (såsom lera) som genom kontakt med högförorenat grundvatten förorenats via diffusion (koncentrationsstyrd spridning) in i den täta jordmatrisen kan sägas utgöra källområde. På grund av klorerade alifaters egenskaper och spridningsmönster är det dock ovanligt att jord med höga halter klorerade alifater påträffas i samband med markundersökningar.
- En **föroreningsplym** är det område dit förorening har spridits, antingen upplöst i grundvattnet (i mättad zon) eller i porgas (i omättad zon) genom förångning. Detta innebär att plymer generellt bildas nedströms källområden. Generellt har plymerna större utbredning och en mer jämn haltutbredning än källområden.

Källområden

Sammanfattningsvis så finns inga tydliga indikationer på att källområde föreligger ovan leran inom Fastigheten, inte ens invid VLU. Detta eftersom klorerade etener generellt inte påvisats i porgas, trädved, markvatten eller ytlig jord. Av avsnitt 6.0 och BILAGA G framgår att endast i ett, eller eventuellt två, ytliga grundvattenrör väster om Hus PLB har spår av klorerade etener påvisats och att endast i ett ytligt porgasprov invid Hus VLU har låg halt av TCE (i nivå med rapporteringsgränsen) påvisats. Mot bakgrund av de höga halter klorerade etener som påvisats i grundvatten under leran vid Hus VLU, så kan det inte helt uteslutas att ytligt källområde föreligger i detta område. Men sett till att relativt omfattande schaktarbeten utförts i detta område, dels inför att Hus VLU uppfördes 1996 och dels vid tillbyggnad av Hus VLU 2016/17, bedöms merparten av eventuell ytlig källa redan ha schaktats ur.

Även under befintliga byggnader där klorerade alifater använts så kan det potentiellt förekomma ytliga källområden ovan leran (se avsnitt 5.0). Klorerade alifater (främst TCE) har framförallt hanterats i Hus PLB. Föreliggande undersökning indikerar dock ej förekomst av källområde under Hus PLB, eftersom klorerade etener ej påvisats i porgas eller inomhusluft under/i denna byggnad.

Hantering av klorerade alifater i mindre skala har även skett i Hus E och U, vilka båda ligger en bra bit väster om Hus VLU. Vidare finns misstanke om att TCE hanterats i Hus NLC i sydöstra delen av Fastigheten. Vid dessa byggnader har relativt få punkter undersökts med avseende på klorerade alifater. Inom föreliggande undersökning påvisades inga klorerade etener i inomhusluft eller ytlig porgas vid Hus NLC, utan endast i grundvatten under leran har förvånansvärt hög halt TCE och cDCE påvisats invid NLC (rör GV9, GA11 och GA12, ca 0,3-0,4 mg/l av summerat TCE och cDCE). Vidare har grundvatten under leran undersökts i en punkt söder om (nedströms) Hus E, varvid endast spår av klorerade etener påvisats (rör GA01, ca 1 µg/l summerat av cDCE och vinylklorid).

Angående källområde i moränen under leran så har de absolut högsta halterna i detta grundvatten påvisats invid Hus VLU (rör GA10, ca 4-5 mg/l summerat av främst vinylklorid och DCE), av denna anledning bedöms källan till föroreningsplymen i moränen under leran ligga i detta område. Det är oklart hur aktuell förorening nått ner till moränen invid VLU, där det ovanliggande lerlagret generellt är drygt 10 m (eventuellt "endast" ca 6 m invid Hus A direkt väster om VLU där bergöverytan går upp mot väster). Det är vidare oklart om TCE i egen fas fortfarande föreligger i moränen i källområdet. Men med hänsyn till att föroreningen i grundvatten till



mer än 97% består av nedbrytningsprodukterna cDCE och vinylklorid, så är det inte sannolikt att TCE i egen fas fortfarande kvarstår. Istället är det mer sannolikt att källan till grundvattenplymen idag utgörs av TCE och dess nedbrytningsprodukter som diffunderat in i leran i samband med ursprungligt utsläpp och under den tid närmast därefter då klorerade etener i höga halter förelåg i plymen. Det finns alltså idag inga indikationer på att egen fas av TCE förekommer inom Fastigheten, även om det inte helt kan uteslutas under de befintliga byggnader där TCE har hanterats historiskt.

Av avsnitt 3.0 framgår att de klorerade lösningsmedlens egenskaper är sådana att det är sällsynt att jord- och grundvattenprover entydigt visar på förekomst av dessa ämnen i egen (vätske-)fas. Med hänsyn till detta och att klorerade lösningsmedel ofta sprids i tunna skikt så kan den verkliga halten i ett tunt grundvattenförande skikt spådas om grundvattenprov tas från ett grundvattenrör med längre filter. Av denna anledning togs en tumregel fram av USEPA¹¹ på 1990-talet (USEPA 1994). Regeln säger att om halten i grundvattnet överstiger ca 1 % av den maximala lösligheten, så kan det inte uteslutas att förorening i egen fas förekommer i närheten. Denna regel utgår dock från att filterlängden i grundvattenröret är minst 3 m. De rör som installerades vid föreliggande undersökning har haft 0,5 m långa filter direkt ovan berg (rör GA01-GA17). De rör som installerats tidigare har i vissa fall längre filter, dock generellt kortare än 3 m. Således är 1 %-tumregeln överdrivet konservativ i aktuellt fall, särskilt för rör GA10 där den högsta halten påvisats. Av denna anledning bedöms snarare 10 % av lösligheten (120 mg TCE/l) vara en halt som tydligt indikerar förekomst av egen fas i närheten, medan 1 % av lösligheten (12 mg TCE/l) bedöms vara en halt som kan indikera potentiell förekomst av egen fas.

Inom Fastigheten har de högsta halterna av TCE påvisats i morän under leran söder om Hus NLC, dock samtliga i halter som är mer än 60 ggr lägre än 1 % av TCE:s löslighet (tre rör med halter kring 0,15-0,2 mg TCE/l). Vid Hus VLU har de näst högsta TCE-halterna påvisats i morän under leran (ca 0,09 mg TCE/l i GA10). Ovan framgår att de högsta halterna av TCE:s nedbrytningsprodukter påvisats vid Hus VLU. Summerat som s.k. TCE-ekvivalenter så har ca 9,8 mg/l klorerade etener inkl. den slutliga nedbrytningsprodukten eten påvisats i detta rör (dvs. denna halt kan sägas visa ursprungshalten TCE innan nedbrytning börjat). Även denna summerade halt TCE-ekvivalenter ligger under 1 % av TCE:s löslighet, om än relativt nära denna. Sammantaget styrker detta således ytterligare hypotesen om att TCE- i egen fas inte längre föreligger inom Fastigheten, utan att källan till plymen i moränen numera utgörs av den förorening som diffunderat in i leran historiskt medan halterna i plymen var betydligt högre än idag.

Föroreningsplym

Av undersökningsresultaten och ovanstående avsnitt rörande källområden framgår att en relativt lång och smal föroreningsplym har bildats i moränen under leran, från eventuellt källområde invid Hus VLU och söderut ner till åtminstone Lundbyleden där relativt låga halter uppmätts. Plymen är i väster och öster väl avgränsad till den dalgång i berg som plymen går i.

Ovan framgår att källan invid Hus VLU bedöms utgöras av TCE (och dess nedbrytningsprodukter) som historiskt diffunderat in i leran. Utsläppet av TCE upphörde för mer än 30 år sedan¹², sannolikt mycket tidigare än så, och det grundvatten som idag passerar denna diffusionsförorenade lera är betydligt renare än vad det bedöms ha varit i samband med, och strax efter, utsläppet, vilket innebär att föroreningen numera diffunderar ut ur leran och sannolikt kommer att fortsätta att göra så i flera tiotals år framöver.

¹¹ USA:s naturvårdsverk

¹² Sista verksamheten i de byggnader som låg här innan VLU byggdes upphörde 1986.



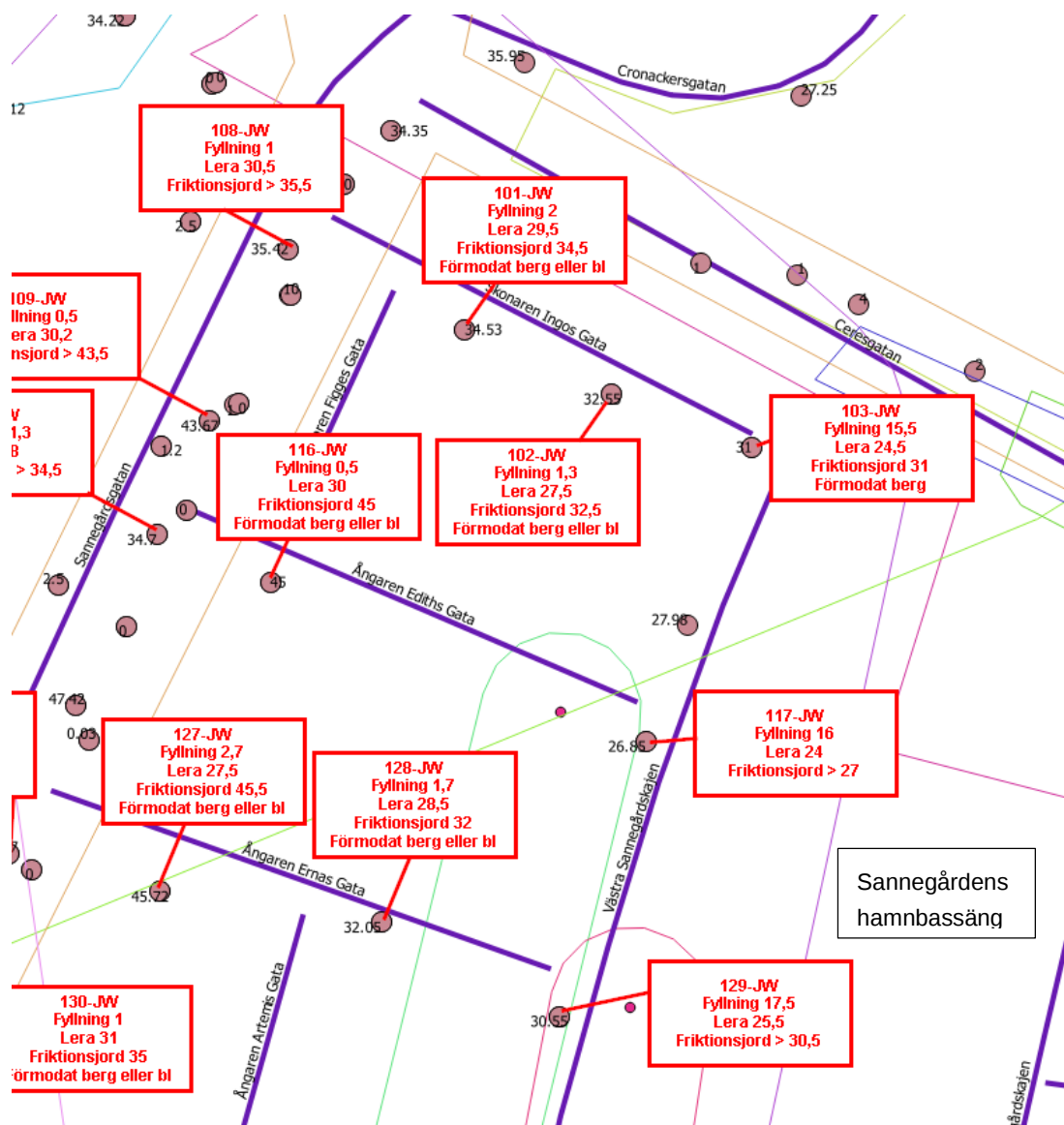
Detsamma bedöms gälla eventuell källa i moränen under leran under Hus NLC. Plymen från denna eventuella källa bedöms sammanblandas med ovan beskrivna föroreningsplym.

9.3.2 Skyddsobjekt

Exempel på skyddsobjekt är människor samt andra levande organismer och ekosystem som kan påverkas negativt av de föroreningar de exponeras för. I föreliggande fall har följande skyddsobjekt identifierats:

Identifierade relevanta skyddsobjekt:

- Människor som arbetar inom eller besöker Fastigheten idag eller i framtiden. Det innebär att människor primärt skall kunna arbeta (vuxna) inom eller besöka (vuxna och barn) Fastigheten. De nya planerna för Fastighetens framtid omfattar inte bostäder.
- Markarbetare vid schakt inom Fastigheten. Markarbetare kan exponeras för ångor från föroreningen. Inom Fastigheten är det inte ovanligt med schaktarbeten ner till 2 m djup för t.ex. installation av stolpe, fundament, ledningar eller liknande.
- Människor som bor söder om Lundbyleden (spridningsriktningen). På andra sidan Lundbyleden, invid Sannegårdshamnen ligger ett bostadsområde med flervåningshus. Det närmaste bostadshuset ligger ca 200 m söder om Fastigheten, ca 170 m sydost om det sydligaste grundvattenröret GA08. Dessa flerbostadshus har inga privata trädgårdar, varför eventuellt intag av odlade grönsaker/bär kan förväntas vara försumbart. Vissa av husen har även parkeringsgarage i källarplan, där gården är anlagd ovan dessa. Av bilden nedan framgår att leran generellt ligger under ca 1-2 m fyllnadsmassor och går ner till ca 30 m djup under markytan i detta område. Allra närmast Sannegårdens hamnbassäng, utmed vägen Västra Sannegårdskajen, är dock fyllnadsmäktigheterna mycket stora (uppåt 15-18 m), vilket innebär att i denna del är lerlagret "bara" omkring 7-9 m mäktigt. Sammantaget innebär detta att de bostäder som ligger närmast nedströms Fastigheten har ett vattenmättat lerlager om minst 7 m mellan grundläggningen och eventuell grundvattenförorening, sannolikt snarare uppåt 30 m lera.



Figur 12: Jordlagerföljd och -djup i nordvästra Sannegårdshamnen utifrån geotekniska undersökningar i området. Siffran som står direkt invid provpunkterna anger till vilket djup sondering/borring skett.

- Det akvatiska livet i Göta älv. Sannegårdens hamnbassäng är den del av Göta älv som ligger närmast nedströms Fastigheten. Idag utgör den en småbåtshamn, medan den var en hanteringshamn för bl.a. kol, kos och salt från att den invigdes 1914 fram tills den började omexploateras till bostadsområde i slutet av 1990-talet. Göta älv är en viktig vandringsled för fisk bl.a. för den skyddsvärda Sävjeålxen och den rödlistade ålen och havsnejonögar (GÄVVF 2016). Det är dock först en bit väster om Älvsborgsbron som områden av allmänt intresse för naturvården finns, framförallt p.g.a. rikt fågelliv (Lst:s WebbGIS). Sammantaget bedöms det akvatiska livet i Sannegårdshamnens hamnbassäng ha ett begränsat skyddsvärde, medan det akvatiska livet i Göta älv öster om Älvsborgsbron, med avseende på vandrade fiskar, har ett något högre skyddsvärde. Det är dock först väster om Älvsborgsbron som det akvatiska livet bedöms ha större skyddsvärden.



Potentiella skyddsobjekt som avfärdats:

- **Marklevande organismer inom Fastigheten.** Av avsnitt 4.0 framgår att aktuell förorening generellt föreligger under leran, dvs. på flera meters djup där livsbetingelserna, oavsett förorening, är dåliga. Merparten av den biologiska aktiviteten i marken föreligger inom de översta ca 3 decimetrarna (bl.a. USEPA, 2015). Vidare framgår att föroreningshalterna ovan leran är låga i de fall något uppmätts i huvud taget och att det endast är under enstaka befintliga byggnader som ytlig förorening potentiellt kan föreligga i större omfattning. Ovan den naturliga leran förekommer utfyllnadsmassor inom nästan hela Fastigheten, vilken även nästan uteslutande är asfalterad eller bebyggd. Endast mindre planteringar förekommer, vilka sannolikt utförts i tillförd jord. Dessa fysiska betingelser bedöms utgöra det primära hindret för etablering av ett rikt markekosystem. I den framtida detaljplanen föreslås dock ett grönområde anläggas söder om Hus BC, dvs. nedströms eventuellt källområde. Med hänsyn till utfyllnadsmassornas beskaffenhet i detta område så kommer detta grönområde anläggas i tillförd mulljord. Sammantaget innebär ovanstående att aktuell förorening inte bedöms påverka skyddsvärda markekosystem i beaktansvärd omfattning, samt att jord måste tillföras till Fastigheten vid etablering av planteringar pga. utfyllnadsmassornas karaktär.
- **Grundvattnet som naturresurs.** Hela Fastigheten, liksom omgivande områden, är anslutet till kommunalt vatten. Vidare är vattenuttagsmöjligheten i moränen under leran relativt låg. Inget grundvattenuttag är därmed att förvänta inom Fastigheten eller i närområdet, varken i dagsläget eller i ett framtida perspektiv. Således bedöms skyddsvärdet för grundvattnet i sig vara lågt.

9.3.3 Potentiella och konstaterade spridningsvägar

Nedan redovisas identifierade och potentiella spridningsvägar till ovanstående skyddsobjekt:

- **Från källområdet till föroreningsplym i djupt grundvatten i moränen under leran:** Av avsnitt 3.0 framgår att en relativt lång och smal föroreningsplym har bildats i moränen under leran, från en källa av förorening som diffunderat in i leran invid Hus VLU. Plymen är relativt väl avgränsad nedströms (söderut) vid Lundbyleden där relativt låga halter uppmätts. Med hänsyn till att föroreningskällan består av förorening som diffunderat in i leran (se avsnitt 9.3.1) så förväntas plymen kvarstå i flera tiotals år framöver, trots den relativt kraftiga naturliga nedbrytning som pågår.
- **Via djupt grundvatten i moränen under leran till ytvattenrecipienten:** Plymen har inte undersökts söder om Lundbyleden. Inte heller har ytvattnet i den närmsta ytvattenförekomsten Sannegårdens hamnbassäng, vilken utgör en del av Göta älv, undersökts med avseende på aktuell förorening. Hamnbassängen har enligt sjökort ett vattendjup om mellan 3-7 m, medan vattendjupet i Göta älv mellan Älvsborgsbron och Göta älvbron är ca 8-9 m som mest. Av Figur 12 framgår att vid Sannegården är djupet till moränen under leran minst 24 m, vilket innebär att föroreningsplymen i moränen inte kan spridas till vare sig hamnbassängen eller Göta älv, eftersom moränen inte har kontakt med dessa ytvatten då den där överlagras av uppåt 10 m lera och sediment. Det innebär att avståndet till den punkt där föroreningsplymen potentiellt träffar ett ytvatten bedöms vara flera kilometer. Med hänsyn till det stora avståndet till ytvatten, att halterna i grundvatten direkt norr om Lundbyleden är relativt låga (rör GA07 med 100 µg/l av DCE och 42 µg/l av VC och GA08 Syd med 1,3 µg/l av DCE och 0,2 µg/l av VC) och att naturlig nedbrytning ända ner till eten pågår (ca 7 µg/l uppmätt i GA07) är det inte sannolikt att plymen ger mätbara halter i ytvatten eller ens någonsin når ett ytvatten.



- **Spridning till inomhusluft via förångning/ånginträngning:** En omfattande inomhusluftsundersökning har gjorts i de byggnader som ligger nära grundvattenplymen, se BILAGA G. Inga klorerade lösningsmedel har påvisats i inomhusluften. Flera av inomhusluftsmätningarna utfördes i källarutrymmen under dessa byggnader, även om merparten av dessa källare inte utgör stadigvarande arbetsplatser och inte heller är lämpliga för detta (t.ex. låg takhöjd). De nya byggnader som planeras att uppföras enligt den nya detaljplanen är verkstäder eller kontor, vilka kan komma att ha källare med garage eller teknikutrymmen, men inga stadigvarande arbetsplatser. Vidare finns det planer för att eventuellt uppföra parkeringsgarage i två våningar under markplan i den allra sydligaste delen av Fastigheten, dvs. från nuvarande Hus NLC och söderut.
- **Via diffusion till dricksvattenledning:** Om plastledningar för dricksvatten ligger i mark förorenad av flyktiga ämnen, så kan förorening via diffusion tränga in i ledningen och påverka vattnet i dessa. Det är inte undersökt om det förekommer plastledningar för dricksvatten som går genom områden med potentiellt höga halter av klorerade etener i marken och inte heller har prover på dricksvatten i byggnaderna inom Fastigheten analyserats med avseende på klorerade etener. I sammanhanget bör det påpekas att det inte finns svenska riktvärden för vid vilka halter som risk för påverkan på plastledning föreligger. Internationell forskning från främst Nederländerna rörande diffusion in i plastledningar visar att det krävs betydande halter i den jord eller det grundvatten som ligger kring plastledningen för att diffusion in i denna skall ske (RIVM, 2001 och 2016). Utifrån detta bedöms denna risk således endast vara aktuell då en vattenledning installeras direkt i ett högförorenat källområde. Med hänsyn till att vattenledningar installeras relativt ytligt och definitivt inte nere i moränen under leran, så bedöms detta vara en potentiell och inte särskilt sannolik risk i aktuellt fall. Risken kan dock inte helt uteslutas invid Hus VLU och eventuellt även vid de byggnader där TCE hanterats historiskt (om ledningarna installerats i marken under grundläggningen vilket inte är normalfallet, pga. att sådan installation skulle medföra stora problem vid åtgärd av ev. läckage i sådana ledningar).
- **Gravimetrisk spridning i egen fas:** Eventuell spridning i egen fas bedöms ha upphört, då hanteringen av TCE upphörde för mer än 30 år sedan. Gravimetrisk spridning kan dock ske på nytt om områden med klorerade alifater i egen fas penetreras. Av avsnitt 9.3.1 framgår att inga indikationer rörande förekomst av egen fas av TCE framkommit inom Fastigheten, framförallt inte ovan leran. Egen fas kan dock inte helt uteslutas under vissa av de befintliga byggnader där TCE har hanterats historiskt. Då dessa områden idag är täckta av byggnader så är eventuell förekomst av egen fas väl skyddat mot penetrering av sådan förorening.

Avfärdade spridningsvägar

- **Spridning av förorenad porgas eller djupt grundvatten vid pålning för nya byggnader så att det påverkar nya byggnader:** Den lera som förekommer inom Fastigheten är så pass plastisk att den bedöms sluta tätt intill eventuella nya pålar mer eller mindre omgående efter pålningen, dvs. inga kanaler bildas invid pålarna som kan sprida förorenat grundvatten från moränen under leran upp till fyllnadslagret ovan leran. En annan fråga som uppkommit är om pålarna i sig kan utgöra fysikaliskt "enkla" spridningsväg (preferential pathway) för förorenad porgas eller grundvatten än via leran och att de därmed kan medföra ökad risk för ånginträngning till byggnad. Efter samtal med geoteknisk expertis har dock även sådan ökad spridningsrisk avfärdats, eftersom pålar av såväl betong eller stål, liksom K/C-pelare är impermeabla för framförallt vatten men i hög grad även gas, de kan alltså mer eller mindre likställas med lera. Vidare utförs pålgrundläggning alltid med ett kraftigt pålhuvud av mycket beständig och impermeabel betong närmast byggnaden. För att betongpålar skulle innebära ökad risk för ånginträngning skulle de således behöva vara felaktiga, så att de hade vertikala genomgående



sprickor i så väl sig som det ovanliggande pålhuvudet. Sammanfattningsvis bedöms därmed pålning för nya byggnader inte innebära ökad risk för ånginträngning i byggnader.

- **Via ytligt markvatten till dagvattenledningar samt ledningsgravar och vidare till ytvatten-recipient:** Ovan leran finns ställvis ytligt markvatten. I likhet med vad som beskrivits ovan i avsnitt 9.3.1 så har endast spår av klorerade etener påvisats i det ställvis förekommande markvattnet ovan leran. Av denna anledning bedöms ingen beaktansvärd spridning av aktuell förorening ske till ytvatten via ledningar/ledningsgravar.
- **Spridning via erosion eller damning:** Klorerade alifater är generellt inte särskilt spridningsbenägna via damning och aktuell förorening föreligger nästan uteslutande i mättad zon under lerlager. Med hänsyn till den långa tid som gått sedan föroreningen tillkom, så bedöms halterna i yttlig jord, även nära eventuella ytliga källområden, vara väldigt låg pga. förångning i de ytliga jordlagren. Detta stöds av att klorerade etener varken påvisats i träd eller ytligt porgas, förutom invid Hus VLU där låg halt av TCE i nivå med rapporteringsgränsen påvisats i porgas i en punkt.

9.3.4 Exponeringsvägar

Nedan redovisas identifierade och potentiella exponeringsvägar för de identifierade skyddsobjekten och spridningsvägarna:

- **Inandning av förorenad inomhusluft (människor)**
 - Potentiellt i nya byggnader inom Fastigheten, liksom i befintliga bostäder nedströms Fastigheten.
 - Avfärdad för befintliga byggnader, då omfattande inomhusluftmätningar utförts där inga klorerade etener påvisats i inomhusluften.
- **Intag av förorenat dricksvatten ur kran i enstaka byggnader inom Fastigheten (människor).** Av avsnitt 9.3.3 framgår att det inte helt kan uteslutas att dricksvattnet i ev. plastledningar invid Hus VLU, och eventuellt även vid de byggnader där TCE hanterats historiskt, kan vara förorenat via diffusion.
- **Inandning av schaktluft påverkad av förorenad jord/grundvatten (människor - markarbetare).** Vid markarbeten inom Fastigheten.
- **Direktkontakt med förorenat ytvatten (vattenlevande organismer).** Av avsnitt 9.3.3 framgår att plymen inte bedöms påverka akvatiskt liv i Göta älv och det inte heller bedöms sannolikt att plymen orsakar mätbara halter i annat ytvatten (havet), eller ens når ett ytvatten. Men eftersom plymen inte helt har avgränsats i nedströms riktning så utförs en förenklad riskbedömning rörande vattenlevande organismer nedan i avsnitt 9.5.

Avfärdad exponeringsväg:

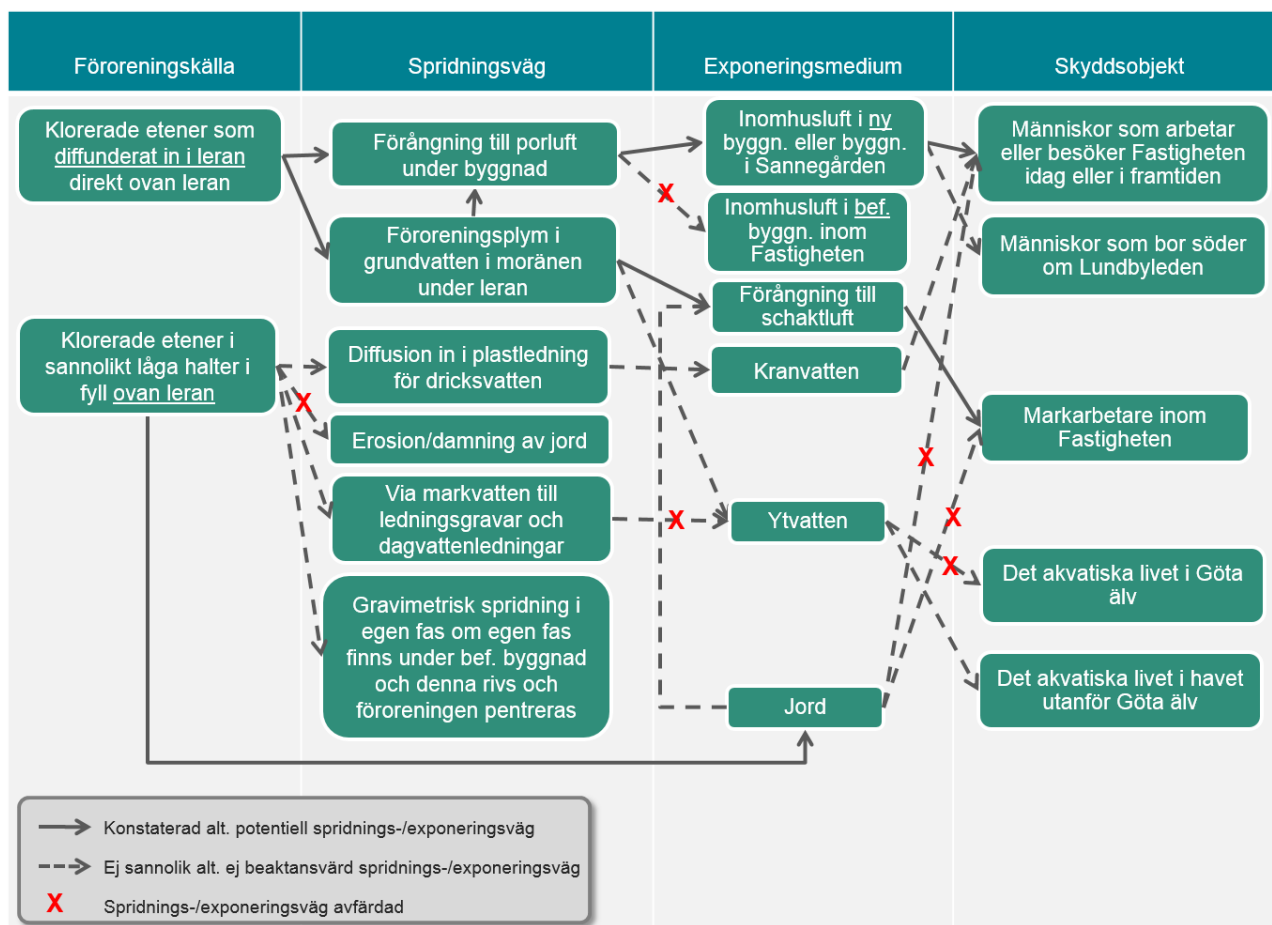
- **Direktkontakt (intag och hudkontakt) med förorenad jord (människor).** Med hänsyn till att aktuell förorening nästan uteslutande föreligger under leran, på relativt stort djup, så bedöms människor främst komma i kontakt med jord förorenade av aktuell förorening i samband med djupa schaktarbeten. Med hänsyn till att föroreningen är känd och att utfyllnadsmassorna ovan leran innehåller andra föroreningar så förväntas eventuella markentreprenörer använda normal skyddsutrustning i form av heltäckande klädsel och skyddshandskar samt iaktta normala rutiner kring hygien inför t.ex. mat intag etc. Uppmätta maxhalter i grundvatten i moränen under leran indikerar halter i jord kring som mest 10 mg/kg i TCE-ekv, vilket ligger långt under de envägskoncentrationer för direktintag och hudkontakt som NV tagit fram



för TCE vid ytlig och tillgänglig förorening i MKM-fallet (860 resp. 1700 mg/kg). Sammantaget bedöms därmed denna exponeringsväg inte vara relevant för denna riskbedömning.

9.3.5 Konceptuell modell

Nedan illustreras i en schematisk figur hur föroreningskällan av klorerade etener som diffunderat in i leran ovan moränen, liksom potentiell föroreningskälla i ytligt fyll ovan leran, sprids/potentiellt kan spridas inom/utanför Fastigheten till de identifierade skyddsobjekten.



Figur 13: Konceptuell modell för hälso- och miljörisker med avseende på de klorerade etenerna i marken inom Fastigheten



9.4 Hälsorisker

Med avseende på människors hälsa så har potentiella risker bedömts utifrån att exponeringsdoser har beräknats för de skyddsobjekt och spridnings- och exponeringsvägar som bedömdes relevanta utifrån problembeskrivningen i avsnittet ovan, varefter potentiella risker bedömts med hjälp av beräknade riskkvoter och potentiellt ökad cancerrisk under en livstid. Detta förfarande innebär att eventuella kombinationseffekter från de olika klorerade etenerna beaktas i hälsoriskbedömningen.

En teoretisk risk ansätts föreligga om den beräknade exponeringen (baserat på den representativa halten) är högre än det beräknade toxikologiska referensvärdet (TRV). NV anser vidare att för ämnen med tröskel-effekter bör exponering från andra källor beaktas, vilket innebär att maximalt 50 % av RfC (luftkriterie) tillåts intecknas av det förorenade området (vilket motsvarar en s.k. riskkvot om 0,5). För vissa ämnen där exponeringen från andra källor är extra stor tillåter NV en mindre exponering från ett enskilt förorenat område. Detta gäller dock ej för klorerade etener.

Exponeringsberäkningar samt humantoxikologiska referensvärden redovisas i BILAGA D. För de ämnen där svenska data avseende egenskaper och toxicitet saknas har internationella data från exempelvis WHO, USA och Nederländerna använts (se vidare i ovan refererade bilaga). I enlighet med e-postkonversation med tillsynsmyndigheten 2017-11-24 så utförs föreliggande hälsoriskbedömning framförallt utifrån de TRV som NV ansatt i de generella riktvärdena för aktuella ämnen (NV 2009/2016), vilka baseras på värden från WHO, men av försiktighets skäl vägs även de nya TRV (RfC och $RISK_{inh}$) som USEPA tog fram för TCE 2011 in i riskbedömningen. Detta trots att det i en humantoxikologisk utvärdering av USEPA:s TRV, som Golder utförde 2012 för NV, konkluderades att det inte fanns anledning för NV att ändra till USEPA:s TRV, se BILAGA D för detaljer kring detta.

9.4.1 Arbetare och besökare inom Fastigheten

Av problembeskrivningen i avsnitt 9.3 framgår att människor som arbetar i eller idag besöker befintliga byggnader inom Fastigheten inte bedöms exponeras för aktuell förorening via inomhusluft eller direktkontakt, eftersom föroreningen föreligger på stort djup alternativt potentiellt under byggnader samt att inga halter påvisats i inomhusluft. Däremot kan det inte helt uteslutas att dricksvatten i ev. plastledningar invid Hus VLU, och eventuellt även vid de byggnader där TCE hanterats historiskt, kan vara förorenat av klorerade etener via diffusion in i dessa ledningar. Denna risk bedöms utifrån historik och undersökningar vara störst för Hus VLU och NLC, medan den bedöms som mindre för Hus PLB, E och U. Det är inte undersökt om dricksvattenledningar av plast finns i marken vid dessa byggnader och kranvattnet vid dessa byggnader har inte undersökts. Det finns varken svenska eller internationella riktvärden för vilka halter i jord eller grundvatten som kan innebära risk för diffusion i ledningar och inte heller finns några vedertagna modeller för beräkning av risk avseende detta. Med hänsyn till detta så kan det inte uteslutas att sådan risk föreligger, även om det i enlighet med vad som framgår i avsnitt 9.3.3 bedöms som relativt osannolikt.

I den nya detaljplanen för Fastigheten föreslås dock nya byggnader uppföras i framtiden och det kan inte helt uteslutas att dessa påverkas av ånginträngning från aktuell förorening. Beräkningarna av potentiell halt i inomhusluft i framtida byggnader utifrån uppmätta halter i grundvatten, har utförts i enlighet med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och generellt med samma indata, men med följande avvikelser:

- Djupet till föroreningen från byggnadens underliggande kapillärbrytande skikt liksom jordart i detta skikt har ansatts olika för följande generella, men relativt konservativa, fall:



- **För merparten av föroreningsplymen** (se sektioner över geologin i BILAGA E): Föroreningen föreligger i grundvatten i morän under lera. Avståndet från markytan till moränen är generellt minst ca 10 m. Uppe kring röret med högst halter (GA10) är avståndet ca 9-13 m, men invid Hus A i väster minskar det till ca 6-7 m. I höjd med Hus NLC och söderut ner till rör GA07 är avståndet mycket större, mellan ca 18 m (i norr) och ca 13 m (invid rör GA11-12). Utfyllnadslagrets mäktighet varierar generellt mellan ca 0-2 m från norra delen av plymen och ner till Hus NLC, medan det från Hus NLC och söderut är mäktigare, ca 3-6 m. Inom området planeras olika grundläggning enligt följande:
 - Norr om Hus NLC: Nya byggnader kan komma att grundläggas med källare, dvs. bottenplattan kan komma att ligga neråt 3 m under markytan, dvs. generellt under utfyllnadslagret. Vid beräkningarna har därmed jordlagret mellan föroreningen och byggnaden ansatts vara 3 m och bestå av täta jordarter (jämfört mot normaltäta som är standardfallet enligt NV). Detta är mycket konservativt då det mellanliggande jordlagret generellt, samt invid röret med högst halt, kommer att vara snarare 6-10 m. Som representativ halt har uppmätt maxhalt inom Fastigheten använts, dvs. halter i rör GA10 (invid Hus VLU) vid provtagningen i juni 2017. Även direkt invid GA10 bedöms denna halt i grundvatten vara relativt konservativ, eftersom modellen egentligen utgår från medelhalten i grundvattnet under byggnaden. Resultat återfinns i Tabell 1 nedan.
 - Från Hus NLC och söderut (dvs. något söder om sektion 4, se BILAGA E): Nya byggnader kan komma att grundläggas med parkeringsgarage i källare i två våningar, vilket innebär att den undre källarens bottenplatta kan förväntas ligga neråt 6 m under markytan, dvs. även här generellt under eller i nivå med utfyllnadslagrets underkant. Jordlagret mellan föroreningen och byggnaden kan därmed antas vara minst 7 m och bestå av täta jordarter, i verkligheten kan det komma att vara uppåt 12 m. Då halterna i grundvattnet i detta område är lägre än norrut och lermäktigheten är mer än dubbelt så tjock även med denna tvåvåningskällare så är således ånginträngningsrisken för detta fall betydligt mindre än för fallet ovan och därmed har inga enskilda beräkningar av inomhusluftshalter utförts för detta fall. Dvs. för detta fall blir de beräknade framtida inomhuslufthalterna betydligt mindre än den som redovisas i Tabell 1 nedan.

Om framtida byggnader i ovanstående område inte förses med källare utan istället anläggs med platta på mark så skulle de beräknade framtida inomhuslufthalterna bli något lägre än de som redovisas som halter i källare i Tabell 1 nedan, pga. att avståndet mellan byggnad och förorening då skulle vara ännu större. Dvs. sammantaget är fall "Norr om Hus NLC" konservativt för merparten av plymen oavsett om framtida byggnader utförs med källare eller inte.

- **För södra spetsen av föroreningsplymen**: I denna del (dvs. söder om sektion 5, se BILAGA E) skedde ett större skred 1949 varför mer omfattande utfyllning utförts i detta område. Vid installationen av rör GA07 som sitter i detta område (allra längst söderut inom Fastigheten) noterades inget tydligt lerlager ovan berg som låg på 23,2 m djup, varför det är möjligt att sådant saknas i denna del, även om andra uppgifter tyder på att utfyllnadslagret är betydligt mindre omfattande, generellt ca 5-6 m, men upp till 10 m närmast stödmuren i söder (Sweco, 2003). Det är således oklart om det allra längst i söder finns ett lerlager mellan utfyllnaden och den underlagrande naturliga friktionsjorden. Med hänsyn till detta har jordlagret mellan förorening och byggnad ansatts som genomsläpplig. Vidare har grundvattenytan, vilket i sådant fall utgör föroreningens överyta, lodats till ca 7,9 m under markytan. Även i detta område finns det planer på att uppföra parkeringsgarage i källare i två våningar, vilket innebär att den undre källarens bottenplatta kan förväntas ligga neråt 6 m under markytan. Det innebär att djupet till föroreningen under den understa källaren



konserverativt kan ansättas till 1,5 m. Halten i GA07 bedöms vara mest representativ då lerlager föreligger ovan moränen i samtliga andra rör i detta område. I syfte att inte underskatta risken har för jämförelse även beräkning utförts mot uppmätt maxhalt i grundvattenrören från Hus NLC och söderut, dvs. förutom GA07, även halter i rör GV7, GV9 och GA11-13. Maxhalterna har generellt påträffats i rör GA11-12, vilka ligger något nordost om GA07, men avseende vinylklorid i rör GA13 som ligger längst norrut i detta område. Vid dessa rör föreligger i verkligheten minst 13 m lera ovan plymen, dvs. geologin vid dessa rör faller egentligen med bred marginal inom ovanstående fall "från Hus NLC och söderut". Resultat återfinns i Tabell 2 nedan. På samma sätt som beskrivs ovan så skulle inomhusluftshalterna i markplan i framtida byggnad utan källare vara något lägre än de som redovisas som halter i undre källare i Tabell 2 nedan.

- Jordparametrar avseende såväl tät som genomsläpplig jord är satta utifrån NV 5976. Det bör noteras att den täta jordarten (lera eller moränlera) enligt NV innehåller viss andel luft (6%), trots att den i detta fall kan antas vara vattenmättad till stor del. Detta gör att beräkningarna indikerar en större ånginträngning än vad som faktiskt kan ske.
- För DCE och VC har NV ej redovisat värden på Henrys konstant. De har istället hämtats från USEPAs ånginträngningsmodell och är 0,167 resp. 1,1.
- NV:s modell avser grundläggning med platta på mark, medan byggnaderna i aktuellt område avses utföras med källare som används som garage eller för teknikutrymmen. I de Storstadsspecifika riktvärdena (Sweco 2009) finns ett fall som avser flerbostadshus grundlagd med sådan källare. Utifrån olika studier av verkliga skillnader i halter i källare kontra ovanliggande bottenvåning så har det i de Storstadsspecifika riktvärdena ansatts att utspädningen till bottenvåningen från källare är 4 gånger. I denna rapport konstateras det att denna extra utspädning inte är så stor att en riskbedömning helt utifrån detta antagande i bottenvåningen, skulle kunna innebära en hälsorisk vid kortare vistelse i källaren. Dvs. en människa kan vistas några timmar per dag/arbetsdag i källaren utan risk.

I övrigt har samma indata som i NV 5976 använts, t.ex. ansatts byggnaden endast vara 100 m². Detta är mycket konservativt eftersom det är betydligt mindre än de byggnader som planeras enligt nya detaljplanen, vilka som minst är ca 400 m² (10*40 m).

I tabellen nedan redovisas beräknade potentiella halter i inomhusluften i framtida byggnader med källare inom Fastigheten, för dels källarvåningen (alt. undre källare), dels våning ovan (undre) källare.

Tabell 1: Beräknade riskkvoter för vistelse i framtida byggnader inom merparten av plymen (där minst 3 m lera föreligger över moränen) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK_{inh} justerade för MKM vistelse

Ämne	Maxhalt i gv (µg/l) rör GA10	Beräknad halt i inomhusluft (mg/m ³)		RfC/RISK _{inh} justerad för MKM (mg/m ³)	Riskkvot MKM vistelse	
		i källare	i vån. över källare		i källare	i vån. över källare
TCE	86	0,0001	0,00002	0,13	7,6E-04	1,9E-04
Sum DCE	2 150	0,002	0,0004	0,33	5,0E-03	1,3E-03
VC	2700	0,01	0,003	0,05	2,1E-01	5,3E-02
Summa ämnen med tröskeeffekter (DCE), OK om riskkvot < 0,5					0,005	0,001
Summa genotoxiska ämnen (TCE och VC), OK om riskkvot < 1,0					0,2	0,05



Tabell 2: Beräknade riskkvoter för vistelse i framtida byggnader i södra spetsen av Fastigheten (där ev. endast 1,5 m omättad zon föreligger under byggnad) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK_{inh} justerade för MKM vistelse

Ämne	Halt i gv (µg/l)	Beräknad halt i inomhusluft (mg/m³)		RfC/RISK _{inh} justerad för MKM (mg/m³)	Riskkvot MKM vistelse	
		i undre källare	i övre källare		i undre källare	i övre källare
För det mest representativa röret GA07						
TCE	<0,02	<2,7E-06	<6,7E-07	0,13	<2,1E-05	5,2E-06
Sum DCE	100	2,0E-03	5,1E-04	0,33	6,2E-03	1,5E-03
VC	42	2,2E-02	5,6E-03	0,05	4,4E-01	1,1E-01
För GA07: Summa ämnen med tröskeeffekter (DCE), OK om riskkvot < 0,5					0,006	0,002
För GA07: Summa genotoxiska ämnen (TCE och VC), OK om riskkvot < 1,0					0,4	0,1
Utifrån maxhalt i samtliga rör i södra delen (extremt konservativt)*						
TCE	210	2,8E-02	7,1E-03	0,13	2,2E-01	5,4E-02
Sum DCE	225	0,0181	0,0045	0,33	5,5E-02	1,4E-02
VC	52	2,8E-02	6,9E-03	0,05	5,5E-01	1,4E-01
För alla rör i söder: Summa ämnen med tröskeeffekter (DCE), OK om riskkvot < 0,5					0,05	0,01
För alla rör i söder: Summa genotoxiska ämnen (TCE och VC), OK om riskkvot < 1,0					0,8	0,2

* Dvs. i rör GA07, GV7, GV9 och GA11-13. TCE och DCE från rör GA11-12, VC från rör GA13. Alla rör utom GA07 har flera meter lera ovan moränen.

Av tabellerna ovan framgår att beräknade halter av klorerade etener i inomhusluft i framtida byggnader inom Fastigheten med bred marginal understiger riskkvoten 0,5 för ämnen med tröskeeffekter och understiger 1 för genotoxiska ämnen, detta även med hänsyn till eventuella additiva effekter från de olika ämnena och även om arbetare skulle vistas heltid i källare/undre källare, vilket inte är aktuellt. Det innebär även att arbete i markplan i framtida byggnad utan källare kan ske utan hälsorisk. Således bedöms hälsorisken för människor som i framtiden skulle arbeta i de planerade framtida byggnaderna (med eller utan källare) som obetydlig.

Generellt är halten vinylklorid styrande för hälsorisken, även om halten TCE i rör GA11-12 ger stort bidrag till risken, särskilt vid jämförelse mot USEPA:s nya RfC/RISK_{inh}. Även om adderade riskkvoter (RK) beräknas utifrån USEPA:s nya RfC/RISK_{inh} för TCE så indikeras ingen oacceptabel hälsorisk förutom för det orealistiska fallet då inget lerlager finns mellan undre källare och plymen samt uppmätt maxhalt TCE från rör GA11-12, trots att 13 m lera föreligger vid dessa rör. I detta orealistiska fall, dvs utan lerlager, så indikeras risk om människor arbetar hela arbetsdagar i undre eller övre källare, vilka planeras användas för parkering, samt om de utsätts för stor exponering för TCE på annat sätt än från föroreningen (RK för genotoxiska ämnen blir 3,1 i undre källare och RK för tröskeeffektsämnen blir 0,7 i övre källare). Om liknande utspädning sker mellan övre källare och markplan, som från undre till övre källare, (vilket är realistiskt) så föreligger dock ingen oacceptabel hälsorisk vid stadigvarande arbete i markplan (RK 0,2). Med hänsyn till att det i detta område planeras tvååningskällare med parkeringsgarage, så är det alltså först i markplan ovan den övre källaren som personal i praktiken kommer att vistas hela arbetsdagar. Således bedöms hälsorisken som obetydlig även vid jämförelse mot USEPA:s nya RISK_{inh} för TCE. Om framtida byggnad i detta orealistiska



fall skulle anläggas utan källare (dvs. med 7 m avstånd till föroreningen) och jämförelse görs mot USEPA:s nya RfC/RISK_{inh} för TCE så föreligger risk för negativa hälsoeffekter vid heltidsarbete i markplan (RK för genotoxiska ämnen blir 1,2 och för tröskeeffektsämnen 1,0). Denna risk är dock mycket hypotetisk eftersom det är oklart om det verkligen finns område i sydspetsen av Fastigheten som saknar lerlager och i de fall sådana områden verkligen förekommer indikerar hittills utförda sonderingar att de sannolikt är så små att de inte kommer utgöra merparten under en byggnad. Inför eventuell byggnation utan källare i sydspetsen av Fastigheten bör det kontrolleras om lerlager förekommer eller ej under de planerade byggnaderna, något som generellt görs inför byggnation av geotekniska skäl.

Med hänsyn till att risken för genotoxiska effekter är helt styrande så har det även beräknats hur mycket halten vinylklorid och TCE kan öka utan oacceptabel hälsorisk vid arbete i våning ovan källare i de ovan beskrivna konservativa ånginträngnings fall. Dessa beräkningar visar att halterna av klorerade etener kan ökas nästan 20 ggr utan oacceptabel hälsorisk i merparten av plymen där mer än 3 m lera föreligger ovan moränen (även om USEPA:s nya TRV används). I sydspetsen av plymen, där det är oklart om lera föreligger, kan halten TCE och vinylklorid öka ca 5-10 gånger utan oacceptabel cancerrisk (beroende på om halter i GA11-12 eller GA07 ansätts som representativa). Ovan framgår att om detta fall beräknas utifrån uppmätta maxhalt TCE (210 µg TCE/l i GA11), vilket egentligen är orealistiskt, och USEPA:s nya TRV för TCE så skulle stadigvarande arbete i övre källaren kunna innebära en hälsorisk. Halterna av klorerade etener skulle dock mycket teoretiskt kunna öka ca 3 ggr mot nuvarande maxhalter i GA11-12 utan oacceptabel hälsorisk för de som arbetar stadigvarande i markplan, vilket är den första våning där människor planeras ha arbetsplatser.

Vidare har beräkningar även utförts av hur tunt lerlager som krävs mellan byggnad och de maxhalter i grundvatten som uppmäts i röret med högst halter inom Fastigheten (GA10 vid VLU) för att hälsorisken skall vara acceptabel. Redan vid endast 0,2 m lera blir hälsorisken acceptabel i markplan ovan källare. Vid plymens sydspets, där lerlager eventuellt saknas, så kan den omättade zonen under byggnaden (dvs. avståndet till plymen) vara mindre än 0,1 m utan oacceptabel hälsorisk vid stadigvarande arbete i den övre källaren (utifrån de TRV som NV använder).

9.4.2 Markarbetare vid schakt inom Fastigheten

I enighet med vad som framgår i problembeskrivningen i avsnitt 9.3 så föreligger aktuell förorening nästan uteslutande under leran, på relativt stort djup. Inte ens invid VLU finns tydliga indikationer på att ett ytligt källområde föreligger ovan leran. Även om klorerade etener generellt inte uppmäts i jord, porgas, trädved eller markvatten ovan leran så kan det dock inte helt uteslutas att utfyllnadsmassor ovan leran ställvis är förorenad av klorerade etener invid Hus VLU och eventuellt även under de byggnader där TCE hanterats historiskt, men problembeskrivningen visar att den dimensionerande risken för markarbetare är exponering via inandning av luft nere i schakt och inte direktkontakt med förorenad jord.

Ångor i en schakt inom Fastigheten kan komma dels från förorening i omättad zon, dels från förorening i grundvatten. Med hänsyn till att förorening knappt påvisats ovan leran, så bedöms föroreningen i grundvattnet utgöra dimensionerande påverkan på halt i schaktluft. Att kvantifiera denna exponering är dock svårt då den beror på en rad olika faktorer såsom var på Fastigheten eventuella markarbeten äger rum och hur stort och djupt man schaktar, vilka väderförhållanden som råder, hur länge schakten står öppen, vistelsetiden m.m. Det finns inga svenska modeller för beräkning av markentreprenörers exponering för ångor i schakt. Av den anledningen har modeller och antaganden från USA använts, se BILAGA D för detaljer.



I tabellen nedan jämförs beräknade årsmedel exponeringar vid inandning av luft i schakt direkt ovan grundvattenytan med olika toxikologiska referensvärden (TRV). Halten i luften utgår från förångning av en grundvattenyta som står direkt i schaktbotten, dvs. 2 m under markytan. Detta är extremt konservativt, då föroreningen inom hela plogen ligger mer än 6 m under markytan. Vidare utgår modellen från att jorden har en temperatur på 25°C, vilket är minst 10 grader mer än vad som är normalt i Sverige, vilket även det leder till överskattad förångning. Exponeringen har beräknats utifrån uppmätt maxhalt inom Fastigheten, dvs. halterna i rör GA10 vid provtagningen i juni 2017.

Det bör även beaktas att den exponering som markentreprenörer utsätts för inte är kronisk, då den har en varaktighet av mindre än 1 år (i föreliggande fall har vistelsetiden ansatts till 20 dagar under 1 år samt att entreprenören står nere i den 2 m djupa schakten 4 h/dag). Sådan exponering brukar istället kallas subkronisk, och TRV för sådan exponering bör vara högre än TRV för kroniska effekter. I sammanhanget kan det vara intressant att även jämföra halterna i schaktluft mot Arbetsmiljöverkets nivågränsvärde (NGV) för 8 h exponering. Dock gäller dessa för medelhalten under 8 h och inte under ett år som RfC och RISK_{inh}. Med hänsyn till att de som utför arbeten inom dessa känt förorenade områden kan förväntas vara informerade om föroreningsförekomsten, så kan NGV vara ett mer relevant jämförvärde än RfC och RISK_{inh}.

Tabell 3: Jämförelse av beräknade exponeringar för markentreprenör inom Ledningstråden 8 via inandning av ånga med TRV.

Ämne	Maxhalt i gv (µg/l) Dvs. i rör GA10	Beräknad halt i schaktluft (µg/m³)	AFS NGV (µg/m³)	Årsexponering (µg/m³)	TRV (µg/m³)	Riskkvot
TCE	86	1	54 000*	0,01	23	4,9E-04
Sum DCE	2150	31	<i>Finns ej</i>	0,3	60	4,7E-03
VC	2700	103	2 500	0,9	10	9,4E-02
Summa alla						0,1
Summa endast genotoxiska (TCE och VC), OK om riskkvot < 1,0						0,09
Summa endast ämnen med tröskeffekter (DCE) , OK om RK < 0,5						0,005

* NGV för TCE ändras efter 2018-08-21 till 54 mg/m³ från 50 mg/m³ i AFS 2015:7.

Av tabellen ovan framgår att:

- Såväl enskilda som sammanvägda riskkvoter utifrån årsmedel exponering ligger med bred marginal under 0,5 för DCE (tröskeffekter) och 1 för TCE och vinylklorid (genotoxiska ämnen) och således bedöms hälsorisen vara obetydlig vid temporära, schaktarbeten ner till 2 m djup inom Fastigheten. Detta gäller även om USEPA:s nya RISK_{inh} för TCE används (riskkvoten ökar till 0,1 för genotoxiska ämnen och 0,01 för tröskeffektsämnen). Sannolikt kan schakter utföras till mycket större djup utan oacceptabel risk vid inandning, eftersom föroreningen ligger betydligt djupare än så inom Fastigheten.
- Vidare kan det noteras att även samtliga beräknade halter i schaktluft med bred marginal ligger under NGV och således även under KTV.

I sammanhanget kan det noteras att en porgashalt om 60 µg TCE/m³ påvisades ca 0,3 m under markytan nära rör GA10. Med hänsyn till att inga andra klorerade alifater påvisades i denna porgas och det framförallt är DCE och VC som påvisats i grundvattnet, så bedöms halten i ytligt porgas snarare komma från ytlig förorening. Dvs. detta styrker att grundvattnet under leran har en obetydlig påverkan på porgashalten i ytliga jordlager.



9.4.3 Människor som bor söder om Lundbyleden

Det är inte undersökt om föroreningsplymen sträcker sig ända fram till de närmaste bostadshusen vid Sannegården, vilka ligger ca 200 m söder om Fastigheten, ca 170 m sydost om det sydligaste grundvattenröret GA08. Med hänsyn till att uppmätta halter i de sydligaste rören är låga samt att naturlig nedbrytning pågår så är det inte sannolikt att plymen sträcker sig så långt. Men då plymen inte helt avgränsats och inga mätningar av inomhusluft utförts i dessa befintliga flerbostadshus så har potentiella halter i inomhusluft beräknats på samma sätt som för framtida byggnader inom Fastigheten, se avsnitt 9.4.1 ovan, men med följande justeringar:

- Avståndet från byggnad till den potentiella föroreningen i moränen har satts till att utgöras av 7 m lera. Av avsnitt 9.3.2 framgår att jorden ner till moränen snarare utgörs av 24-30 m lera, men att allra närmast hamnbassängen återfinns mycket stora utfyllnader. Som extra säkerhet har den porgasutspädning som de eventuella 15-18 m utfyllnadsmassorna egentligen innebär inte räknats med. Vidare ser det ut som om det närmast liggande huset är grundlagt med källare som åtminstone delvis används som parkeringsgarage. Eventuell utspädning som sådan källare skulle innebära har inte heller medräknats nedan.
- Som representativ halt i grundvattnet under leran har uppmätt maxhalt i samtliga sydliga grundvattenrör använts (dvs. rör GA07-08 och GA11-12). Detta är extremt konservativt eftersom halterna är betydligt lägre i de två rör som ligger närmast Sannegården (GA07-08) och att naturlig nedbrytning pågår samt att avståndet till huset från dessa rör är ca 200 m.

I övrigt har samma indata som i NV 5976 använts, t.ex. har byggnaden ansatts endast vara 100 m². Detta är extremt konservativt eftersom dessa hus minst är 700 m² (70*10 m) och snarare drygt 6000 m² (70*90 m) om hela kvarteret är grundlagt ovan en stor källare, vilket är sannolikt.

I tabellen nedan redovisas beräknade mycket potentiella halter i inomhusluften i markplan i närmaste flerbostadshus i Sannegården, utan hänsyn till om källare föreligger under detta markplan.

Tabell 4: Beräknade riskkvoter för boende i markplan i bostadshus i Sannegården (med minst 7 m lera över moränen) samt beräknade halter i inomhusluft i dessa jämförda med RfC/RISK_{inh}

Ämne	Maxhalt i gv i syddel av plym (µg/l)*	Beräknad halt i inomhusluft (mg/m ³)	RfC/RISK _{inh} (mg/m ³)	Riskkvot KM boende i markplan
TCE	210	1,0E-04	0,023	4,5E-03
Summa DCE	225	7,5E-05	0,06	1,2E-03
VC	26	4,4E-05	0,01	4,4E-03
Summa ämnen med tröskeffekter (DCE), OK om riskkvot < 0,5				0,001
Summa genotoxiska ämnen (TCE och VC), OK om riskkvot < 1,0				0,009

* Dvs. i rör GA07-08 och GA11-12. Samtliga maxhalter har uppmätts i GA11 eller GA12 vilka ligger längst bort från Sannegården av dessa sydliga rör.

Av tabellerna ovan framgår att beräknade potentiella halter av klorerade etener i inomhusluft i markplan i de närmaste flerbostadshusen nere i Sannegården med bred marginal understiger riskkvoten 0,5 för ämnen med tröskeffekter och understiger 1 för genotoxiska ämnen, detta även med hänsyn till eventuella additiva effekter från de olika ämnena. Detta gäller även om USEPA:s nya RfC/RISK_{inh} för TCE används (riskkvoten för genotoxiska ämnen ökar då till 0,06 och till 0,05 för tröskeffektsämnen). Ovan framgår att samtliga parametrar i detta fall satts extremt konservativt, då plymen med stor sannolikt inte sträcker sig till dessa



byggnader, då lerlagret sannolikt är mer än dubbelt så tjockt samt att byggnadsarean är betydligt större och markplanet sannolikt har källare under. Således bedöms aktuell föroreningsplym med mycket stor säkerhet inte innebära hälsorisk för människor som bor i markplan i dessa hus med avseende på ånginträngning.

Bakåträkning visar att mindre än 0,75 m lera mellan bostad i markplan (grundlagd med platta på mark) och de halter i grundvatten som uppmätts i södra delen av föroreningsplymen inom Fastigheten räcker för att hälsorisken i sådan fiktiv bostad skall vara acceptabel. Vidare ses att mer än 100 ggr högre halter av de genotoxiska ämnena TCE och vinylklorid, än vad som uppmätts i GA11-12, kan föreligga i grundvatten under leran vid husen i Sannegården utan oacceptabel cancerrisk (dvs. när minst 7 m lerlager föreligger). Om jämförelse istället görs mot USEPA:s nya $RISK_{inh}$ för TCE så kan halterna öka nästan 10 gånger.

9.5 Miljörisker avseende akvatiskt liv

Av problembeskrivningen i avsnitt 9.3 framgår att den enda potentiella miljörisken för aktuell förorening är påverkan på akvatiskt liv på stort avstånd från Fastigheten, även om det bedöms som mycket osannolikt att aktuell föroreningsplym når till ett ytvatten i huvud taget innan plymen är avgränsad pga. naturlig nedbrytning. Det framgår även att föroreningsplymen inte når Göta älv, eftersom metervis med lera och sediment föreligger mellan plymen i morän och älven.

I syfte att utreda om aktuell föroreningsplym kan leda till skador på akvatiskt liv om den skulle nå ett ytvatten så har en mycket förenklad och extremt konservativ riskbedömning utförts genom att halter i grundvatten i plymens sydspets (längst nedströms inom Fastigheten) har jämförts mot tillgängliga toxikologiskt baserade jämförvärden som syftar till att skydda akvatiskt liv. Hur jämförvärdena valts redovisas i BILAGA D, men i korthet har svenska miljökvalitetsnormer (MKN) valts i de fall sådana finns (dvs. för TCE), medan lägsta tillgängliga ytvattenkriterie via kanadensiska CCME eller USA:s RAIS använts för övriga (DCE och VC).

Följande grundvattenrör har provtagits med avseende på klorerade alifater i den södra delen av plymen:

- **GA08 SYD** (provtaget december 2016) är ett djupt grundvattenrör som installerades 1997 i samband med byggnationen av Lundbytunneln. Röret går ca 17 m under markytan (till ca -8 möh) och sitter direkt söder om stödmuren, utanför Fastigheten (där markytan är ca 5 m lägre än norr om muren). Det är okänt om röret installerats ner till berg, men troligt med hänsyn till övrig sonderingsdata i området. Uppmätt halt i detta rör bedöms vara mest relevant för spridning söderut, då detta är enda röret utanför Fastigheten som provtagits.
- **GA07** (provtaget december 2016) sitter inom Fastigheten, direkt norr om den stödmur som skärmar av mot Lundbyleden, dvs. strax norr om GA08 Syd. Filtret är installerat mot berg på 23,2 m djup under markytan (ca -8,3 möh). Detta rör bedöms sitta i lågpunkten av den dalgång i berget som plymen går i.
- **GA11-12** (provtagna i februari 2017) sitter drygt 40 m nordost om GA07. Dessa sitter öster om berg-överytans lågpunkt i dalgången. Rören sticker ner ca 15 resp. 13 m u my (till ca -3 alt. -1 möh).



I tabellen nedan redovisas uppmätta halter i grundvatten i dessa rör samt jämförvärden för ytvatten.

Tabell 5: Uppmätta halter av klorerade etener i djupt grundvatten i södra delen av plymen jämfört mot ekotoxikologiskt baserade jämförvärden för ytvatten (µg/l).

Provpunkt	TCE	Summa DCE	VC
Mest relevant grundvattenhalt			
GA08 Syd (söder om stödmur)	<0,02	1,3	0,24
Övriga grundvattenhalter, på större avstånd från ytvatten			
GA07 (norr om stödmur)	<0,02	100	42
Max av GA11 el. GA12	210	225	26
Jämförvärde CCME/RAIS	21	590	930
MKN (årsmedelvärde)	10		

Av tabellen ovan framgår att de uppmätta halterna i de två rören längst nedströms/söderut i plymen ligger långt under såväl MKN som övriga ekotoxikologiskt baserade jämförvärden för ytvatten. I de två rör som ligger något längre norrut överskrider uppmätt maxhalt av TCE MKN med en faktor 20 samt även kanadensiska CCME:s jämförvärde med en faktor 10. Halten i dessa rör bedöms dock inte vara representativ för spridningen ut från Fastigheten och även om den skulle vara representativ så innebär detta inte att grundvattenföroreningen utgör en reell miljörisk för akvatiskt liv eftersom:

- Avståndet från plymspetsen vid dessa rör till närmsta ytvatten som har kontakt med den vattenförande morän som plymen sprids i är flera kilometer och naturlig nedbrytning pågår i plymen. Det bedöms således som osannolikt att plymen når ett ytvatten.
- Om plymen skulle nå till ytvatten så skulle föroreningen omgående spädas i detta ytvatten och först i kraftigt utspädd form skulle den kunna innebära en risk för kronisk exponering. I relativt utspädd form direkt där plymen i så fall skulle nå ytvattnet, utgör föroreningen endast en lokal risk för akuta effekter. Det innebär att jämförelsen egentligen borde ha utförts mot riktvärden för akuttoxiska effekter (korttids-exponering) för vattenlevande organismer, men väldigt få värden för akuttoxiska effekter finns tillgängliga. Av denna anledning har jämförelsen något felaktigt och mycket konservativt utförts mot jämförvärden som avser kroniska (långtids) effekter.

Sammantaget så bedöms således aktuell grundvattenförorening inte påverka akvatiskt liv.



9.6 Osäkerheter

En riskbedömning är alltid förknippad med osäkerheter som kan bero på avsaknad av tillräckliga data, bristande kunskap rörande orsakssamband och processer eller osäkerheter kring framtida markanvändning. I föreliggande riskbedömning har osäkerheterna generellt hanterats genom att utgå från försiktighetsprincipen i enlighet med NV:s vägledning för riskbedömningar. Nedan redovisas de osäkerheter som primärt identifierats samt hur de hanterats.

- Föroreningen i den djupa grundvattenplymen under leran är relativt väl avgränsad, men haltvariation över tid har inte utretts särskilt. De rör som installerats innan föreliggande undersökning (provtagna 2015) omprovtofs inom föreliggande undersökning och visade sig generellt ha liknande halter. Av de rör som installerades inom föreliggande undersökning har dock endast GA10, dvs. det rör där högst halter påvisats, provtagits vid 2 tillfällen. Även för GA10 visar de två provtagningarna (februari resp. juni 2017) likartade halter. Sammantaget indikeras således relativt liten haltvariation över tid i plymen. Av konservativa skäl och på grund av begränsad mängd underlagsdata har därför uppmätta maxhalter använts som representativa halter, vilket sannolikt överskattar risken. Det kan dock inte uteslutas att ännu högre halter förekommer lokalt (t.ex. invid Hus VLU eller Hus NLC), men då aktuella föroreningar inte är akuttoxiska innebär det att aktuell riskbedömning är tillräckligt konservativ i dessa fall, så länge den verkliga medelhalten för exponeringen inte överskrider de nu använda maxhalterna. Med hänsyn till att beräknad exponering ligger långt under toxikologiska referensvärden och att medelhalten egentligen skall spegla halten under en hel byggnad, så bedöms riskbedömningens slutsatser gälla även om något högre halter skulle påvisas lokalt. Vilket även visas av föreliggande riskbedömning som indikerar att halterna i grundvatten skulle kunna öka uppåt 10 gånger utan oacceptabla hälsorisker för arbetare i framtida byggnader.
- Det är inte klarlagt om ytliga källområden föreligger ovan leran, även om det saknas indikationer på detta. Detta eftersom klorerade etener generellt inte påvisats i porgas, trädved, markvatten eller ytlig jord, se avsnitt 9.3.1. Störst risk för förorening av aktuella ämnen i jord ovan leran bedöms föreligga vid Hus VLU och NLC, medan den bedöms som mindre för Hus PLB, E och U. med hänsyn till att ytlig jord generellt är täckt av asfalt eller byggnader inom Fastigheten och markvatten ovan leran endast föreligger ställvis, så bedöms eventuell förekomst av ytlig förorening endast utgöra en potentiell risk för påverkan på dricksvatten i eventuella plastledningar dragna i sådana områden. I enlighet med vad som framgår i avsnitt 9.3.3 bedöms även denna risk som osannolik. Vidare kan det inte helt uteslutas att inomhusluften är påverkad via ånginträngning i de byggnader där inomhusluftsmätningar inte utförts. Med hänsyn till att riskbedömningen visar att föroreningen under leran inte utgör en ånginträngningsrisk för framtida byggnader så bedöms sådan potentiell risk främst gälla de byggnader där TCE hanterats. Av dessa är det endast i Hus E och U som inomhusluftsmätningar inte har utförts.
- Föroreningsplymen kan inte sägas vara helt avgränsad i söder, även om halterna i de två rören längst söderut i den dalgång som plymen följer är låga. I syfte att inte underskatta risken för skyddsobjekt söderut, dvs. människor i bostadshus och eventuell påverkan på akvatiskt liv i ytvattenrecipient så har risken för dessa beräknats extremt konservativt genom att anta att samma halter som föreligger i södra delen av Fastigheten, även föreligger på mer än 200 m avstånd från denna, trots att detta innebär utspädning och trots att naturlig nedbrytning pågår.
- Riskbedömningen är baserad på den föroreningssituation som råder idag. Om nedbrytningen avstannar vid vinylklorid så skulle potentiellt vinylkloridhalterna öka, vilket skulle kunna innebära ökad risk för negativa effekter eftersom vinylklorid är mer toxiskt än DCE. Detta bedöms inte som sannolikt då den



slutliga nedbrytningsprodukten till vinylklorid, eten, har påvisats i alla rör där klorerade etener påvisats. Vidare upphörde utsläppet för mer än 30 år sedan, varför det inte är troligt att några plötsliga ändringar kommer att ske rörande ämnesfördelningen. Inom riskbedömningen har även en känslighetsanalys gjorts som visar att halterna kan öka uppåt 10 gånger utan oacceptabel hälsorisk, varför riskbedömningen bedöms gälla även vid ökad andel vinylklorid.

- Stora osäkerheter råder rörande hur en potentiell framtida schakt inom Fastigheten skulle kunna utföras med avseende på storlek, djup och läge. Av denna anledning har exponering vid sådan schakt beräknats mycket konservativt. Säkrare bedömning av potentiella risker vid underhåll av ledningsgravarna skulle erhållas om porgasmätningar utfördes utmed dessa.



9.7 Samlad riskbedömning

Nedan redovisas de slutsatser som dragits avseende potentiella risker för människors hälsa och miljön, orsakade av förorening av TCE och dess nedbrytningsprodukter inom Fastigheten:

Hälsorisker inom Fastigheten

De människor som idag arbetar i eller besöker befintliga byggnader inom Fastigheten bedöms inte exponeras för aktuell förorening via inomhusluft eller direktkontakt med jorden och sannolikt inte heller via kranvatten. Inga halter av klorerade etener har påvisats i inomhusluft i befintliga byggnader. Föroreningen bedöms främst föreligga under leran på stort djup och i det fall förorening alls föreligger ytligt så föreligger den under asfalt och byggnader, varför eventuell exponering genom direktkontakt med förorenad jord inte är beaktansvärd. Däremot kan det inte helt uteslutas att dricksvatten i ev. plastledningar invid främst Hus VLU och NLC, men eventuellt även vid Hus PLB, E och U. Det är inte undersökt om dricksvattenledningar av plast finns i marken vid dessa byggnader och kranvattnet vid dessa byggnader har inte undersökts. Med hänsyn till detta så kan det inte uteslutas att sådan risk föreligger, även om risken bedöms som relativt osannolik.

Hälsorisken via ånginträngning bedöms som obetydlig för de människor som i en framtid arbetar i eller besöker nya byggnader inom Fastigheten. Potentiella halter av klorerade etener i inomhusluft beräknade utifrån konservativa antaganden underskrider med bred marginal relevanta luftkriterier (RfC och RISK_{inh}) även med hänsyn till eventuella additiva effekter från de olika ämnena. Där mer än några decimetrar lera föreligger ovan plymen (dvs. inom sannolikt hela plymen) gäller detta även om USEPA:s nya luftkriterier används. I Fastighetens södra spets kan det mycket lokalt föreligga område där lerlager saknas. I denna del kan en mycket hypotetisk hälsorisk föreligga om jämförelse görs mot USEPA:s nya luftkriterier och stadigvarande arbete utförs i någon av de två källarvåningar som planeras i detta område.

Schakter ner till minst 2 m bedöms kunna utföras inom Fastigheten utan att markarbetare i dessa schakter påverkas via ångor från aktuell förorening. Potentiella halter av klorerade etener i schaktluft underskrider Arbetsmiljöverkets luftkriterier (NGV/KTV) och beräknad årsmedelxponering för markarbetarna utifrån konservativa antaganden underskrider med bred marginal relevanta luftkriterier (RfC och RISK_{inh}) även med hänsyn till eventuella additiva effekter från de olika ämnena och om USEPA:s nya luftkriterier används.

Hälsorisker i närmaste bostadshus i omgivning

Aktuell föroreningsplym bedöms med mycket stor säkerhet inte innebära hälsorisk för människor som bor i markplan i de närmaste flerbostadshusen i Sannegården med avseende på ånginträngning. Potentiella halter av klorerade etener i inomhusluft beräknade utifrån extremt konservativa antaganden underskrider med bred marginal relevanta luftkriterier (RfC och RISK_{inh}) även med hänsyn till eventuella additiva effekter från de olika ämnena. Detta gäller även om USEPA:s nya luftkriterier används.



Miljörisker

Aktuell grundvattenförorening bedöms inte påverka akvatiskt liv. Föroreningsplymen når inte Göta älv, eftersom metervis med lera och sediment föreligger mellan plymen i morän och älven. Halter i grundvatten i de två rör som ligger längst söderut i plymen ligger långt under ekotoxikologiskt baserade jämförvärden för ytvatten. I de två rör som ligger något längre norrut överskrider dock halten TCE dessa jämförvärden med en faktor 10-20. Halten i dessa rör bedöms dock inte vara representativ för spridningen ut från Fastigheten och även om den skulle vara representativ så innebär detta inte att grundvattenföroreningen utgör en reell miljörisk för akvatiskt liv eftersom det bl.a. pga. nedbrytning bedöms som osannolikt att plymen når ett ytvatten och om plymen skulle nå ytvatten så sker en stor utspädning när grundvattnet rinner ut i ytvattnet.



10.0 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

En sammanfattning av genomförd kompletterande fältundersökning redovisas i kapitel 8.6 Sammanfattande resultat.

Sammanfattningsvis dras följande slutsatser av riskbedömningen rörande föroreningen av klorerade lösningsmedel inom Fastigheten i förhållande till de övergripande miljö- och nyttjandemålen:

- Såväl Fastigheten, liksom fastigheter nedströms/söderut, bedöms kunna användas för nuvarande markanvändning utan beaktansvärda risker för människor som vistas inom Fastigheten som förvärvs-arbetande eller som tillfälliga besökande alternativt för boende nedströms Fastigheten. Vidare bedöms schakter ner till 2 m kunna utföras utan hälsorisker från aktuell förorening.
- Aktuell förorening från Fastigheten bedöms ej kunna spridas till Göta älv och kan därmed inte påverka akvatiskt liv i älven. Potentiell spridning via djupt grundvatten till annan ytvattenrecipient bedöms inte medverka till att akvatiskt liv i sådan påverkas negativt.
- Det finns inget idag som indikerar att föroreningsspridningen på sikt skulle öka, eftersom nedbrytning pågår och inget indikerar förekomst av egen fas. Inom riskbedömningen har det inte bedömts hur lång tid det tar innan halterna i plymen avtar, men utifrån att källan bedöms vara förorening som diffunderat in i leran ovan plymen så kan det ta flera tiotals år innan halterna avtar.
- Eventuellt framtida lokalt dagvattenomhändertagande ovan leran bedöms inte påverka spridning av aktuell förorening i beaktansvärd grad. Om dagvatten pumpas ner under leran så kan detta innebära att plymen späds ut fortare och att diffusionen ut ur leran därmed kan snabbas på något mot vid naturliga grundvattenförhållanden. Det kan dock även innebära att uppehållstiden i akvifären minskar så att nedbrytningen inte hinner med, vilket skulle kunna medföra att plymen expanderar söderut, även om föroreningsmängden i plymen inte förväntas öka.

Således bedöms samtliga uppsatta miljö- och nyttjandemålen vara uppfyllda, såvida inte dricksvattenledningar av plast påverkas av yttlig förorening samt om eventuellt framtida lokalt dagvattenomhändertagande utförs på sådant sätt att spridningen i plymen under leran ökar.

Med hänsyn tagen till resultaten från riskbedömningen och de osäkerheter som identifierats rekommenderar Golder följande:

- Kontroll av om det finns markförlagda dricksvattenledningar av plast invid de områden där klorerade etener potentiellt kan förekomma i tillräcklig omfattning ovan leran för att kunna påverkas via föroreningsdiffusion in i ledning. Denna risk bedöms vara störst vid Hus VLU och NLC, medan den bedöms som mindre för Hus PLB, E och U. Om sådana ledningar finns föreslås kompletterande provtagning av kranvatten från dessa ledningar i syfte att säkerställa att inga hälsoskadliga halter av klorerade etener föreligger i kranvatten inom Fastigheten.



11.0 REFERENSER

11.1 Litteratur

Environment Agency UK, 2003: An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface.

ESTCP (US Department of Defense Environmental Security Technology Certification Program), 2008: Frequently asked questions regarding management of chlorinated solvents in soils and groundwater

Göta älvs vattenvårdsförbund (GÄVVF). 2016. Fakta om Göta älv. En beskrivning av Göta älv och dess avrinningsområde nedströms Vänern 2015. Rapport daterad 10 februari 2016.

Naturvårdsverket (NV), 2007: Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod, rapport 5663 inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Februari 2007.

Naturvårdsverket (NV), 2009a. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.

Naturvårdsverket (NV). 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Modell-beskrivning och vägledning. Rapport 5976. Inkl. De justeringar som gjorts av denna 2016.

RIVM (Naturvårdsverket i Holland), 2001: Evaluation of model concepts on human exposure: Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL (RIVM report 711701 022).

RIVM (Naturvårdsverket i Holland), 2016: Permeatie van contaminanten vanuit groundwater door polyethylen – drinkwaterleidingen (RIVM report 2016-0107).

SGI, 2015: Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten, SGI Publikation 21, 2015

Sweco, 2009: Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad, 2009-06-17

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1994: DNAPL Site Characterization, Office of Solid Waste and Emergency response, September 1994.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2015: Determination of the biologically relevant sampling depth for terrestrial and aquatic ecological risk assessments, October 2015

11.2 Webbssidor och databaser

CLP-förordningen (<https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/annex-vi-to-clp>)

HSDB-databasen (Hazardous Substances Data Bank): <https://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>

Kemikalieinspektionens PRIO-databas (<http://www.kemi.se/prio-start>)

Lsts WebbGIS: Sveriges Länskartor. Länsstyrelserna. <http://www.gis.lst.se>.

<http://www.tera.org/iter/>

<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>



GOLDER ASSOCIATES AB

Göteborg, dag som ovan

Louise Göthfors

Lena Torin

Åke Eriksson

Handläggare MTU/Uppdragsledare

Handläggare RB

Kvalitetsgranskare

LG/LT/ÅE

Org.nr 556326-2418

VAT.no SE556326241801

Styrelsens säte: Stockholm

i:\projekt\2016\1656093 mtu lundby\8.rapporter\mtu+rb\mtu\final 2018-04-17\1656093_mtu lundby_20180417_final2.docx



BILAGA A

Provplan Grundvattenrör

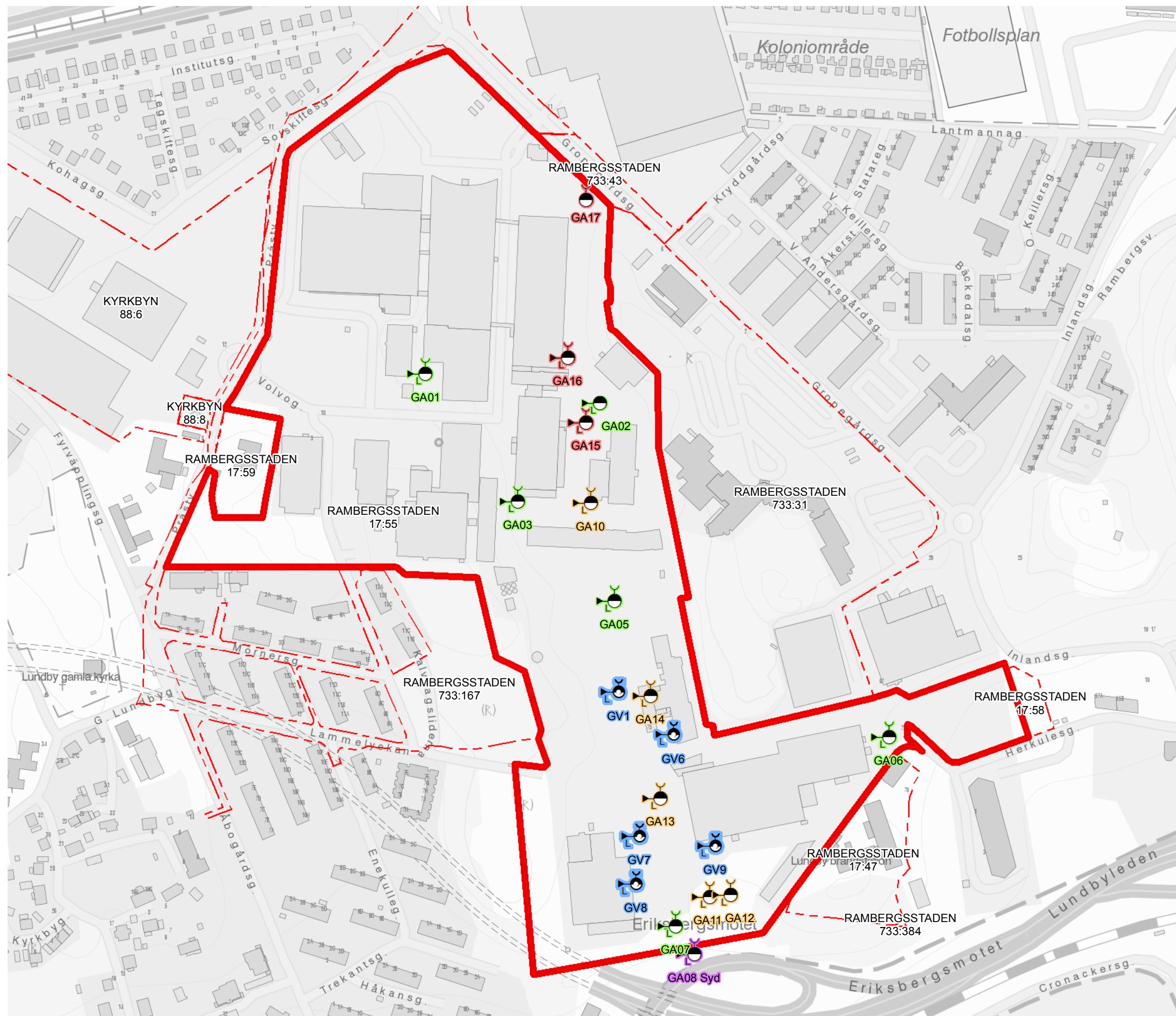


GRUNDVATTENRÖR
MTU LUNBY
RAMBERGSSTADEN 17:55
GÖTEBORG

Projektnr.	1656093	BILAGA A
Skala (A3)	1:3500	
Datum	2018-03-09	

TECKENFÖRKLARING

-  Bef. Grundvattenrör (inst. före 2016)
-  Grundvattenrör + Sondering, Steg 2a
-  Grundvattenrör + Sondering, Steg 2b
-  Grundvattenrör + Sondering, kompl. steg 2
-  Grundvattenrör + Sondering, TV-rör utanför fastighet



0 60 120 m

Koordinatsystem: SWEREF 99 TM



Uppdragsledare: L. Göthfors

Handläggare: L. Göthfors

Ritad av: F. Holmberg

Underlag: Copyright Lantmäterverket. Ärende nr M2004/2092.

I:\Projekt\2016\1656093 MTU Lundby\IMGIS\MXD\BILAGA_GVrör olika steg.mxd



BILAGA B

Provplan Inomhusluft och porgas



TECKENFÖRKLARING

Provpunkter

-  Inomhusluft (9 st)
-  Inomhusluft (13 st i PLB, vån 1, 3, 5)
-  Porgas (10 st)
-  Bef. Grundvattenrör
-  Grundvattenrör + Sondering
-  Grundvattenrör + Sondering, TV-rör utanför fastighet
-  Porgas (Sandström 2015)
-  Trädprov (Sandström 2015)

Byggnader

-  A
-  BC
-  BM
-  NLC
-  PLA
-  PLB
-  VLU

0 60 120 m

Koordinatsystem: SWEREF 99 TM





BILAGA C

Fältprotokoll

Provpunkt /datum	Installation	Rörtyp	Meter rör	Meter filter	RÖK-my (m)	Omsättnings- volym (l)	Utrustning	Nivå RÖK-GV	pH	Kond. (µS/cm)	Temp (°C)	Redox	Syre (mg/l)	Kommentar
<u>2016-10-17</u>														
GV1 djup	Sandström 2015	1" stål	9,6	0,4	-0,04	5	Peristalt	3,15	6,8	1206	11,1	-174	14,04	Svart vatten med oljehinna, luktar olja/kemiskt
GV6	DGE 2015	1" stål	10	0,5	1	5	Peristalt	5,46	6,5	1786	12,9	-111,6	15,75	Svartgrått vatten, ingen lukt.
<u>2016-10-18</u>														
GV7	DGE 2015	1" stål	16	0,5	1,1	10	Peristalt	7,4	6,3	738	13	-43	13,5	Grått vatten. Unken lukt.
GV8	DGE 2015	1" stål	10	0,5	1	4	Peristalt	3,87	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Efter omsättning rann inget vatten in under ett dygt dygn. Provtagning utgick
GV9	DGE 2015	1" stål	12	0,5	1,25	5	Peristalt	7,78	6,7	1099	12,8	-118	17,3	Grått vatten, unken lukt.

Provpunkt / datum	Datum	Rörtyp	Meter rör	Meter filter	RÖK-my (m)	Omsättnings- volym	Utrustning	Nivå RÖK-GV	pH	Kond. (µS/cm)	Temp (°C)	Redox	Syre (mg/l)	Kommentar
GA01	2016-11-16 1" stål 2016-11-30		8	0,5	-0,14	N/A	Peristalt	6,6	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	SB till 1 m u my, PID=<10. Slagsondering. Asfalt i ytan. Fyll (grusig sand till 0,39 underlagrat av lera till 7,80. Friktionsjord till 8,95, stopp mot berg. Torrt vid installation. För lite vatten för omsättning och fältmätning. Rel. Klart. Lite metallisk lukt.
GA02	2016-11-16 N/A													SB till 1 m u my, PID=<10. Asfalt i ytan. Slagsondering. Fyll grusig sand till 0,67 underlagrat av lera till berg på 5,70. Dvs ingen friktionsjord.
GA03	2016-11-16 1" stål 2016-11-30 2017-06-15		11	0,5	0,88	Ja	Peristalt	4,12 4,23	7,25	1839	5,4	-63,2	8,61	SB till 1 m u my, PID=<10. Slagsondering. Gräsyta. Mull 0-0,4 m, Fyll grovt grus/sand till ca 1 m underlagrat av lera. Friktionsjord runt 8 m u my och berg på 10,7 m u my. Mörkgrått samma lukt som GA06. End. Nivåmätning.
GA04	2016-11-16 N/A													SB till 1 m u my, PID = <10. Slagsondering. Asfalt i ytan. 0,05-0,25 fyll (grovt grus, sten), 0,25-6,8 fyll (lera, grus,sand, tegel). Friktion på 6,8 m och berg på 7,5 m u my. PAH-lukt.
GA05	2016-11-16 1"-stål 2016-11-30		13	0,5	-0,09	18	Peristalt	2,51	7,4	825	9,6	-123,3	9,4	SB till 1 m u my. PID=<10. Slagsondering. Asfalt, 0,05-? Fyll (grus, sand,tegel), lera till 11,7 m underlagrat av friktionsjord till berg på 13,10. Grumligt men färglöst, samma lukt som GA06.
GA06	2016-11-17 1"-stål 2016-11-29 1"-stål		5	0,5	1,33	N/A	Peristalt	4,6	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	SB till 1 m u my, PID=<10. Fyll (grus, sand, mull, lera), PID<10. Slagsondering. Friktion till ca 4 m och berg på 4,3 m u my. För lite vatten för fältmätning och omsättning. Gulbrunt, lite metallisk lukt, lite oljelukt likt rörens tätning (även om de ska vara rengjorda).
GA07	2016-11-17 1"-stål 2016-11-29 2017-06-15		24	0,5	1,25	20	Peristalt	9,12 9,01	7,7 7,6	1016 442	8,7 8,9	-134,5 -151	11,7 10,8	SB till 1 m u my. Fyll (grusig sand), PID=<10. Slagsondering. Friktion på 17,2 m och berg på 23,2 m. Samma syn, lukt som GA06. Samma som sist.
GA08 Syd (GW1877A)	1997-10-21 2" stål 2016-11-30		17	0,5	0,4	30	Peristalt	3,14	7,6	1062	8,5	-52	4,28	Information om röret erhöles från ÅF men oklart om det var ÅF som installerade det. Klart vatten, luktar unket/surt. Rök-botten med lod = 17,4.
GA10	2017-01-23 1"-stål 2017-02-06		12	0,5	0,55	Ja	Peristalt	6,5	8	1378	9,4	-226	2,2	Bra tillrinning, ljusbrunt, lukt av olja
GA11	2017-01-23 1"-stål 2017-02-06 2017-06-15		16	0,5	1,13	5	Peristalt	6,85 6,88	7,5	275	8,1	19,9	6,6	Klart, lite lukt av olja, bra tillrinning

Provpunkt / datum	Datum	Rörtyp	Meter rör	Meter filter	RÖK-my (m)	Omsättnings- volym	Utrustning	Nivå RÖK-GV	pH	Kond. (µS/cm)	Temp (°C)	Redox	Syre (mg/l)	Kommentar
GA12	2017-01-23 2017-02-06 2017-06-15	1"-stål	13	0,5	13,5	<1	Peristalt	7,2 6,9	7	8,4	10,2	-12,2	10,97	Brunt, mycket partikler. Dålig tillrinning, luktar olja
GA13	2017-01-23 2017-02-06	1"-stål	16,35	0,5	-0,06	N/A	Peristalt	11,5	7,8	1591	3,6	-46,5	9,8	Avsågat rör. SB till 2 m u my, PID=<10. Fyll (grus, sand, tegel) till 0,8 m, lera til ? Slagsondering. Ingen omsättning då det var dålig tillrinning vid rensumpning. Brunaktigt, luktar olja
GA14	2017-01-23 2017-02-06	1"-stål	12,75	0,5	-0,07	N/A	Peristalt	8,69	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Dålig tillrinning varför ingen omsättning eller fältmätning utfördes. Brun-svart vatten, slangen blev kladdig.
GA15	2017-06-02 2017-06-15	1"-stål	8,33	0,5	-0,11	4	Peristalt	2,32	6,5		16,1	-89	9,54	Avsågat rör. Aningen grumligt
GA16	2017-06-02 2017-06-15	1"-stål	4,89	0,5	-0,05	N/A	Peristalt	4,1	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Avsågat rör. Aningen grumligt
GA17	2017-06-02 2017-06-15	1"-stål	2,54	0,5	-0,01	N/A								Avsågat rör. Torrt

Porgasprovtagning
BC, PLA/PLB

BILAGA C

Instrument: X-Am 2000, PID5, Gastpump. Provtagare: Kolrör. Provtagare: Dan H.

Omsättningsflöde: 0,7 l/min. Omsättningstid: 5 min.

Provtagningsflöde: 0,2 l/min. Provtagningstid: 30 min. Provvolum: 6 l (L=flöde*tid)

Datum	2016-10-17	2016-10-17	2016-10-17	2016-10-17
Provtagnings-ID	GAS01	GAS02	GAS03	GAS04
Placering	BC - källare östra delen	BC västra delen av källare (vent.rum)	PLA Norra delen, källare	PLB, källare vid pumpgrop /kassun
Golv/mark	Btg 0,14 m	Btg 0,44 m	Btg 0,16 m	Btg 0,25 m
Borrdjup (m)	0,5	0,46	0,3	0,3
<u>Omsättning</u>				
<u>Gashalter</u> <u>omgivning</u>				
PID	0	0	0	0
O2	20,9	20,9	20,9	20,9
CO2	0	0	0	0
CH4	0	0	0	0
H2S	0	0	0	0
<u>Gashalter</u> <u>före provtagning</u>				
PID	0,1	1	0,4	0,5
O2	20,4	20,7	20	20,7
CO2	0	0	0	0
CH4	0	0	0	0
H2S	0	0	0	0
<u>Provtagning</u> <u>Gashalter</u> <u>efter provtagning</u>				
PID	0,1	0,6	0,3	0,3
O2	20,5	20,8	20	20,8
CO2	0	0	0,6	0
CH4	0	0	0	0
H2S	0	0	0	0
<u>Övrig info</u>	Testade annan punkt först, men syre gick inte ner. Tomrum mellan Btg och jord ca 5 cm. Fuktigt/blött ca 30-50 cm.	Luftfick mellan platta och mark. Lerigt och fuktigt under plattan.	Sandig lera, fuktig.	Sandig lera, fuktig.
Utförd av:	Dan H	Dan H	Dan H	Dan H



BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden



1.0 EXPONERINGSBERÄKNINGAR

1.1 Ånginträngning till inomhusluft i byggnader

Beräkningarna av vilken halt i inomhusluft i framtida byggnader som de uppmätta halterna i grundvatten kan resultera i har utförts i enlighet med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (se kap 4.3 i NV5976) och generellt med samma indata, men med vissa avvikelser vilka redovisas för i huvudrapporten. Ånginträngningsmodellen i NV5976 utgår från halten i porgas i föroreningen och när föroreningen utgörs av grundvatten så ansätts halten i porgas till att vara halten i grundvatten multiplicerat med Henrys konstant (se avsnitt 4.2.1.3 i NV5976).

1.2 Markentreprenörer

Det finns inga svenska modeller för riskbedömning av markentreprenörers exponering för förorenad jord. Av den anledningen har modeller och antaganden från USA använts. För aktuell förorening bedöms inandning av ångor från förorenat grundvatten som står i nivå med schaktbotten vara dimensionerande risk. Den bästa modell som hittats avseende förångning i schakt heter "Construction Worker Groundwater Trench model" och har tagits fram av Virginia Department of Environmental Quality, kallad Virginia Unified Risk Assessment Model (VURAM). Som indata i denna har uppgifter från dels NV:s riktvärdesmodell (NV 5976), dels Risk Assessment Information System (RAIS) modell för "excavation worker" (denna modell omfattar dock ej förångning i schakt), se nedan för detaljer kring indata. Nedan presenteras de beräkningar och antaganden som gjorts.

Kronisk årsexponering för markentreprenör via inandning (Eluft_schakt) har beräknats som:

$Eluft_schakt (\mu g/m^3) = Ctrench * fiv_exp$, där:

$Ctrench$ = Beräknad halt i schaktluft ($\mu g/m^3$)

fiv_exp = tidsfaktor för vistelse på plats = $(tiv/365) * texp$ i enlighet med hur fiv_exp beräknas enligt NV:s modell, där:

$tiv (d/år)$ = antal dagar per år som exponering sker

$texp (-)$ = andelen av tiden som exponeringen sker

Halten i schaktluft ($Ctrench$) beräknas i VURAM enligt följande i det fall då grundvattenytan står i nivå med schaktbotten:

$Ctrench (\mu g/m^3) = Cgw * VF$, där:

$Cgw (\mu g/l)$ = representativ halt i grundvatten

$VF (l/m^3)$ = volatiliseringsfaktor för fall då grundvattenytan riskerar att stå i nivå med schaktbotten. VURAM ansätter detta fall för alla fall då grundvattenytan ligger yttligare än 5 m under markytan. VF beräknas enligt följande:



BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden

$$VF = (K_i \times A \times F \times 10^{-3} \times 104 \times 3600) / (ACH \times V) \quad (3-4)$$

Where:

K_i	= overall mass transfer coefficient of contaminant (Equation 3-5)	cm/s
A	= area of the trench	m ²
F	= fraction of floor through which contaminant can enter	Unitless
ACH	= air changes per hour	h ⁻¹
V	= volume of trench	m ³
10 ⁻³	= conversion factor	L/cm ³
10 ⁴	= conversion factor	cm ² /m ²
3600	= conversion factor	s/hr

Där K_i , k_{iL} och K_{iG} beräknas enligt formel 3-5, 3-6 respektive 3-7 nedan:

$$K_i = 1 / \{ (1/k_{iL}) + [(R T) / (H_i k_{iG})] \} \quad (3-5)$$

Where:

k_{iL}	= liquid-phase mass transfer coefficient of i (Equation 3-6)	cm/s
R	= ideal gas constant	atm-m ³ /mole-K
T	= average system absolute temperature	K
H_i	= Henry's Law constant of i	atm-m ³ /mol
K_{iG}	= gas-phase mass transfer coefficient of i (Equation 3-7)	cm/s

$$k_{iL} = (MWO_2/MWi)^{0.5} \times (T/298) \times k_{L,O_2} \quad (3-6)$$

Where:

k_{iL}	= liquid-phase mass transfer coefficient of component i	cm/s
MWO ₂	= molecular weight of O ₂	g/mol
MWi	= molecular weight of component i	g/mol
k_{L,O_2}	= liquid-phase mass transfer coefficient of oxygen at 25°C	cm/s

The value of k_{L,O_2} is 0.002 cm/s.

$$K_{iG} = (MWH_2O/MWi)^{0.335} \times (T/298)^{1.005} \times k_{G,H_2O} \quad (3-7)$$

Where:

K_{iG}	= gas-phase mass transfer coefficient of component i	cm/s
MW _{H₂O}	= molecular weight of water	g/mol
k_{G,H_2O}	= gas-phase mass transfer coefficient of water vapor at 25°C	cm/s



BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden

I tabellerna nedan ges den indata som använts i föreliggande fall:

Tabell 1: Generell indata för beräkning av Eluft_schakt.

Parameter	Enhet	Indata	Anmärkning
tiv	d/år	20	Från RAIS för "excavation worker", bedöms rimligt konservativ för normal schakt
texp	-	0,17	Antagit 4 h/dag, VURAM ansätter 0,17 h/dag, dvs. 10 min, men ansätter 4 h/dag för hudkontakt.
A (area)	m ²	2,5	VURAM ansätter 3*8 feet (dvs. 0,9*2,4 m)
F(andel schaktbotten)	-	1	Enl. VURAM, dvs. förorening föreligger inom hela schaktbotten.
ACH (luftomsättning)	/h	2	Enl. VURAM, konservativt för schakt som är smalare än vad den är djup (D>B)
D (schaktdjup)	m	2 m	2 m i enlighet med miljö- och nyttjandemål
R (ideala gaskonstanten)	atm-m ³ /mol-K	8,20E-05	Från VURAM, men detta är en allmän konstant
T (medeltemperatur)	K	298	VURAM 25 grader C, generellt konservativt för Sverige. NV ansätter 10 °C i sin modell.
MWO ₂	g/mol	32	VURAM
kL,O ₂	cm/s	0,002	VURAM, vid 25 grader C
MWH ₂ O	g/mol	18	VURAM
kG,H ₂ O	cm/s	0,833	VURAM, vid 25 grader C

Tabell 2: Ämnesspecifik indata för beräkning av Eluft_schakt.

Ämne:	Hi (atm-m ³ /mol)	MWi (g/mol)	Källa Hi och MWi*
TCE	0,00985	131,39	RAIS
DCE	0,00408	96,944	RAIS (mixed DCE isomers)
VC	0,0278	62,499	RAIS

* Värden från NV har ej använts eftersom de dels ej anger molvikter, dels endast anger Henrys konstant i enhetslös enhet som baseras på att temperaturen är 10 grader Celsius.



2.0 TOXIKOLOGISKA REFERENSVÄRDEN

2.1 Humantoxikologiska referensvärden

Som jämförvärden för inandningsluft har s.k. humantoxikologiska lågriskreferenskoncentrationer använts. Dessa är halter som bedöms vara ofarliga för alla människor att andas in dygnet runt under en hel livstid och gäller för årsmedelvärdesexponering, dvs. de kan sägas motsvara Naturvårdsverkets känslig markanvändning (KM).

Humantoxikologiska lågriskreferenskoncentrationer för luft har tagits fram av flera olika länder och institut och kan därför ha olika benämningar. Naturvårdsverket benämner dem RfC (Reference Concentration) och $RISK_{inh}$ i sin vägledning om riktvärden för förorenad mark (rapport 5976), beroende på om ämnet är genotoxiskt eller ej.

RfC-värden avser ämnen med tröskleffekter, dvs. ämnen där hälsoeffekter endast bedöms uppkomma vid en viss koncentration (tröskelkoncentration). $RISK_{inh}$ avser ämnen där det inte finns någon "säker koncentration". Detta gäller genotoxiska ämnen (allmänt kallade cancerogena ämnen). För dessa ämnen ansätts istället en acceptabel risknivå. Naturvårdsverket ansätter den acceptabla risknivån ($RISK_{inh}$) till en halt där 1 på 100 000 individer riskerar att insjukna i cancer under sin livstid, om de utsätts för denna halt kontinuerligt.

Andra länder och institutioner kan använda andra benämningar på RfC och $RISK_{inh}$. RfC kan t.ex. kallas TC eller TCA (Tolerable Concentration) eller chronic MRL (chronic Minimal Risk Level). $RISK_{inh}$ kan t.ex. kallas RSC (Risk Specific Concentration). Andra länder kan också ha andra acceptabla cancerrisker (t.ex. 1 på 10 000 eller 1 på 1 000 000). Av denna anledning brukar istället begreppet enhetsrisk (UR – cancer inhalation Unit Risk) användas, som motsvarar risken per enhetskoncentration i luft av ett cancerframkallande ämne som en människa kan exponeras för kontinuerligt under en livstid. UR uttrycks som inversen av en föroreningskoncentration i luft (dvs. den har enheten $(mg/m^3)^{-1}$). Det innebär att andra länders/institutioners UR-värden kan användas för att beräkna ett jämförvärde motsvarande $RISK_{inh}$.

RfC utgör ett årsmedelvärdes-TRV vid markanvändning motsvarande KM (bostad), vilket gäller i Sannegården. Aktuell markanvändning inom Fastigheten motsvarar dock mindre känslig (MKM). Av denna anledning har även ett alternativt justerat RfC-årsmedelvärde motsvarande exponeringen vid MKM beräknats utifrån NV:s standardfall för MKM med 8 h exponering under 200 dagar per år.

I första hand används RfC och $RISK_{inh}$ -värden från Naturvårdsverkets vägledning för riktvärden för förorenad mark (rapport 5976). För de ämnen som inte ingår i denna används i andra hand värden från WHO eller databasen ITER (International Toxicity Estimates for Risk). Detta är i linje med hur Naturvårdsverket prioriterat källor när de valt RfC/ $RISK_{inh}$ -värden och det kan noteras att merparten av dessa värden är från WHO i Naturvårdsverkets vägledning.

För aktuella ämnen finns RfC/ $RISK_{inh}$ endast framtaget av NV för TCE. För DCE är RfC framtaget av RIVM 2008, publicerat i ITER-databasen (<http://www.tera.org/iter/>). För vinylklorid har WHO tagits fram $RISK_{inh}$ år 2000. Vidare har USEPA relativt nyligen tagit fram nya RfC/ $RISK_{inh}$ för TCE (USEPA 2011). Inom Naturvårdsverket har det ännu inte tagits beslut rörande om dessa är relevanta för Sverige eller ej, ingen justering utfördes i de nya riktvärdena som utkom 2016, men en översyn planeras utföras inom kort (e-post Naturvårdsverket 2017). Golder utförde 2012, på uppdrag av Naturvårdsverket, en humantoxikologisk utvärdering av USEPA:s TRV jämfört mot de från WHO som används i de generella riktvärdena (Golder, 2012). Uppdraget utfördes inom ramen av en huvudstudie för en statligt finansierad fd. kemtvätt i Osby. Sammanfattningsvis bedömdes de TRV som NV använder idag (framtagna WHO) vara tillräckligt konservativa och till skillnad från USEPA så stämmer WHO:s modell/utvärdering överens med riktlinjer från



BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden

IPCS (internationella programmet för kemikaliesäkerhet). Vilka stöds av EU och rimligen borde stödjas av Sverige (som inte har några egen riktlinjer för hur humantoxdata skall tas fram). Och av denna anledning så rekommenderade Golder Naturvårdsverket att fortsätta använda den humantoxdata som de hittills använt. Detta baseras på bl.a. följande slutsatser rörande TCE från denna utvärdering:

- Både WHO:s (dvs. det som används av NV) och USEPA:s humantoxdata rörande TCE baseras överlag på studier med effektkoncentrationer (dvs. den koncentration som gav effekt hos människa/djur) i samma storleksordning. US EPA gör dock genomgående mer konservativa antaganden vid framtagandet av de olika referenskoncentrationerna (högre osäkerhetsfaktor, mycket försiktigt ansatta effektkoncentrationer, hög konfidensgrad etc.). Detta är inte nytt, utan även USEPAs tidigare $RISK_{inh}$ -värde för TCE från 1999, som var baserad på samma studie som WHO:s värde, låg en tiopotens lägre än WHO:s ($1 \mu g/m^3$ kontra $23 \mu g/m^3$).
- Vidare föreligger skillnader i bedömning av genotoxiciteten vid oralt intag kontra inandning av TCE. T.ex, anser WHO att det inte finns anledning att beräkna ett RfC (tröskeleffekt vid inandning), eftersom de bedömer att det ej finns belägg för att tröskeleffekten skulle vara dimensionerande över cancerrisken.
 - WHO-datan baseras på studie av råttor från 1986, vilket ger $RISK_{inh}=23 \mu g/m^3$. Detta toxvärde kvarstod i WHO:s senaste utvärdering från 2010.
 - US EPA:s värde baseras på en arbetsmiljöstudie från 2006, vilket ger $RISK_{inh}=2 \mu g/m^3$, dvs. en tiopotens lägre. Arbetsmiljöstudien baseras på uppskattad exponering utifrån arbetsbeskrivning och inte utifrån faktiskt uppmätta halter.
 - Vidare noterar USEPA en indikation om att det endast är inandning av höga halter (högre än $270 mg/m^3$) som ger cancerrisk, dvs. att cancerrisken är en tröskeleffekt vid inandning. Det skulle kunna innebära att såväl WHO som USEPA kraftigt överskattar cancerrisken vid inandning av TCE. I linje med detta konkluderade holländska RIVM och kanadensiska Health Canada 2001 resp. 2005 att TCE inte är genotoxiskt vid inandning, utan en tröskeleffekt.
- USEPA beräknar RfC (kronisk inandning) utifrån studier med oralt intag. Trots att de noterar att dessa effekter (hjärtfel hos råttfoster), inte har observerats vid inandningsstudier.

Golder har även gjort en begränsad kontroll av hur USEPAs värde från 2011 använts internationellt och kan konstatera att:

- WHO inte gjort någon uppdatering efter 2011/2012, samt att den senaste uppdateringen av luftkriterier utkom 2010 och omfattade de studier som USEPA använt för att justera deras toxdata. Vid samtal med WHO 2012 avsåg de inte göra någon översyn med hänsyn till US EPA.
- Danmark har ej ändrat sina luftkriterier i senaste uppdateringen från 2014, utan de är samma som de varit sedan åtminstone 2008.
- Frankrike (ANSES, nationell toxikologisk expertis) utvärderade humantoxdata för TCE 2013 och INERIS (National competence centre for Industrial Safety and Environmental Protection) 2017. Dessa rekommenderar rörande exponering via inandning att den WHO data som NV använder idag, är mest relevant för den dimensionerande genotoxiska effekten.

Slutligen kan det konstateras att Arbetsmiljöverket inte har justerat ner NGV eller KTV för varken PCE eller TCE vid deras senaste översyn av dessa ämnen och värden, vilken släpptes i början av 2018, se Tabell 4.



BILAGA D

Exponeringsberäkningar och toxikologiska referensvärden

I tabellen nedan summeras de humantoxikologiska lågriskvärden som använts i föreliggande riskbedömning, liksom de värden för TCE som USEPA tog fram 2011. I sammanhanget kan det kommenteras att USEPA gjorde en humantoxikologisk studie av DCE 2010, men att den konkluderade att för lite data fanns för att ta fram TRV. Den enda internationellt erkända myndighet som tagit fram TRV för DCE är således holländska RIVM 2008, men de poängterar att dessa är osäkra interim-riktvärden baserade på dåligt underlag (t.ex. utifrån oralt intag) och därmed med större säkerhetsmarginaler.

Tabell 3: Lågriskreferenskoncentrationer för inandning av luft (RfC) i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för ämnen med tröskeffekter samt RISKinH för ämnen utan tröskeffekter.

	TCE (NV/WHO)	TCE (USEPA)	DCE	Vinylklorid
Tröskel effekter:				
RfC motsv. KM	-	2	60	-
Justerat RfC motsv. MKM	-	11	330	
Genotoxiska effekter				
Enhetsrisk (mg/m^3) ³⁻¹	4,3E-04	4,0E-03	-	1,0E-03
RISKinH motsv. KM	23	2	-	10
Justerat RfC motsv. MKM	130	11	-	55
Källa:	NV/WHO 2010	USEPA 2011	RIVM 2008, från ITER-databasen	WHO 2000

Det bör beaktas att den exponering som markentreprenörer utsätts för inte är kronisk, då den har en varaktighet av mindre än 1 år. Sådan exponering brukar istället kallas subkronisk. Det finns inga svenska subkroniska TRV framtagna. I sammanhanget kan det vara intressant att även jämföra mot Arbetsmiljöverkets nivågränsvärde (NGV) för 8 h exponering samt deras kortidsvärde (KTV) för 15 min exponering (AFS 2018:1, vilken börjar gälla 2018-08-21).

Med hänsyn till att de som utför arbeten inom dessa känt förorenade områden kan förväntas vara informerade om föroreningsförekomsten, så kan NGV vara ett mer relevant jämförvärde.

Tabell 4: Jämförvärden för Arbetsmiljöverkets NGV och KTV för inomhusluft (mg/m^3)

Provpunkt	TCE	Cis-DCE	Trans-DCE	VC
NGV	54 (50*)	-	-	2,5
KTV	140	-	-	13

* = NGV för TCE var 50 mg/m^3 i AFS 2015:7, men ökas nu till 54 mg/m^3 i AFS 2018:1.

- = Visar att inget NGV eller KTV tagits fram för detta ämne av Arbetsmiljöverket.



2.2 Toxikologiska referensvärden för ytvatten

I Sverige finns miljökvalitetsnormer (MKN) för vattenförekomster för bedömning av kemisk vattenkvalitet för ett antal av EU prioriterade ämnen samt för bedömning av ekologisk kvalitet för ett antal ämnen som Havs- och vattenmyndigheten anser vara särskilt förorenande ämnen på nationell nivå. MKN för bedömning av kemisk vattenkvalitet har status som gränsvärden, dvs. de är juridiskt bindande, medan MKN för särskilt förorenande ämnen har status av bedömningsgrunder. MKN finns framtagna för inlandsvatten (sötvatten) och andra vatten (havsvatten), samt för skydd mot kroniska effekter (årsmedelvärde; AA-MKN) och skydd mot akuta effekter (maximalt tillåten koncentration; Mac-MKN).

AA-MKN finns för TCE av aktuella klorerade etener för bedömning av kemisk vattenkvalitet. De är samma för inlands-ytvatten och andra ytvatten.

Förutom MKN används framförallt Kanadensiska riktvärden för ytvatten (CCME) i NV:s generella riktvärden. De kanadensiska vattenkvalitetskriterierna, *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, har till syfte att under lång tid skydda alla former av akvatiskt liv och under alla delar av livscykeln, inkl. de mest känsliga livsstadierna och de mest känsliga arterna. De har status av riktvärden och de uppdateras regelbundet.

För de klorerade etener för vilka det inte finns några MKN eller CCME, dvs. DCE och vinylklorid (VC), så har en sökning i RAIS-databasen gjorts för att hitta relevanta jämförvärden.

Nedan redovisas de jämförvärden för ytvatten (färskvatten, ej havsvatten) med avseende på kroniska effekter som hittades, vilka förutom CCME främst är olika US EPA-värden från olika amerikanska regioner. I sista kolumnen redovisas valt jämförvärde och vad detta baseras på är markerat med fet stil i övriga kolumner. Dvs. i första hand har värde från CCME valts, medan för DCE och VC har lägsta värde valts.

Tabell 5: Jämförvärden för klorerade etener från RAIS för ytvatten med avseende på kroniska effekter (µg/l)

Ämne	CCME	EPA R4	OSWER Tier II	SW EPA R5	SW EPA R6	Tier II SCV	EPA R3	Valt JV från CCME/ RAIS	Svenskt AA- MKN
Klorerade etener									
TCE	21	-	360	47	1 110	47	21	21	10
DCE	-	1 350	-	-	14 000	590	590	590	-
VC	-	-	-	930	5 630	-	930	930	-



3.0 REFERENSER

Litteratur

Arbetsmiljöverket, 2018: Hygieniska gränsvärden (AFS 2018:1), Arbetsmiljöverkets föreskrifter, (<https://www.av.se/arbetsmiljoarbete-och-inspektioner/publikationer/foreskrifter/hygieniska-gransvarden-afs-20181-foreskrifter/>)

Canadian Councils of Ministers of the Environment (CCME). Canadian Environmental Quality Guidelines, (http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html)

Golder, 2012: Utvärdering av US EPA:s humantoxikologiska referensvärden för PCE och TCE (Bilaga 3 till Huvudstudie rörande Nisses kemtvätt i Osby), Golder Associates AB 2012-12-19

HVMFS 2015:4, [Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter \(HVMFS 2013:19\) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten](https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f2d15d/1429085661024/HVMFS+2015-4-ev.pdf), (<https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f2d15d/1429085661024/HVMFS+2015-4-ev.pdf>)

Naturvårdsverket (NV) 2009/2016: Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. Inkl. de justeringar som gjorts av denna 2016. RfC och RISK_{inh}- värdena redovisas i Bilaga 1.

Virginia Department of Environmental Quality (VDEQ), 2016: Virginia Unified Risk Assessment Model – VURAM User's Guide, For Risk Assessors, 2016

WHO, Regional Office for Europe (2000) Air Quality guidelines for Europe, 2nd edition (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>) I denna finns vissa ämnen som t.ex. vinylklorid, vilka ej finns med i upplagen från 2010 enligt nedan.

WHO, Regional Office for Europe (2010) Selected pollutants: WHO guideline for indoor air quality (<http://www.who.int/indoorair/publications/9789289002134/en/>)

USEPA (United States Environment Protection Agency), 2011: Toxicological review of Trichloroethene In support of Summary Information in the Integration Risk Information System (IRIS).

Databaser och hemsidor

The Risk Assessment Information System (RAIS). The University of Tennessee. <http://rais.ornl.gov/>

ITER (International Toxicity Estimates for Risk). (https://iter.ctc.com/publicURL/pub_search_list.cfm)

Personlig kommunikation

E-post från Naturvårdsverket, Magdalena Gleisner, 2017-09-27

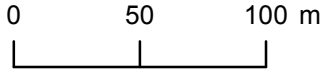
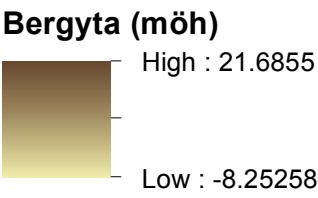


BILAGA E

GEOLOGI - Sektioner + Sondering

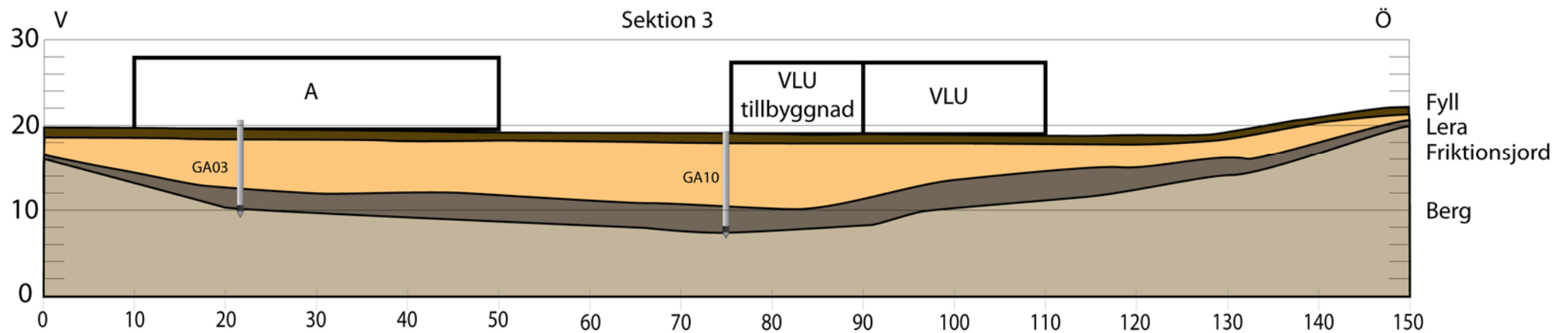
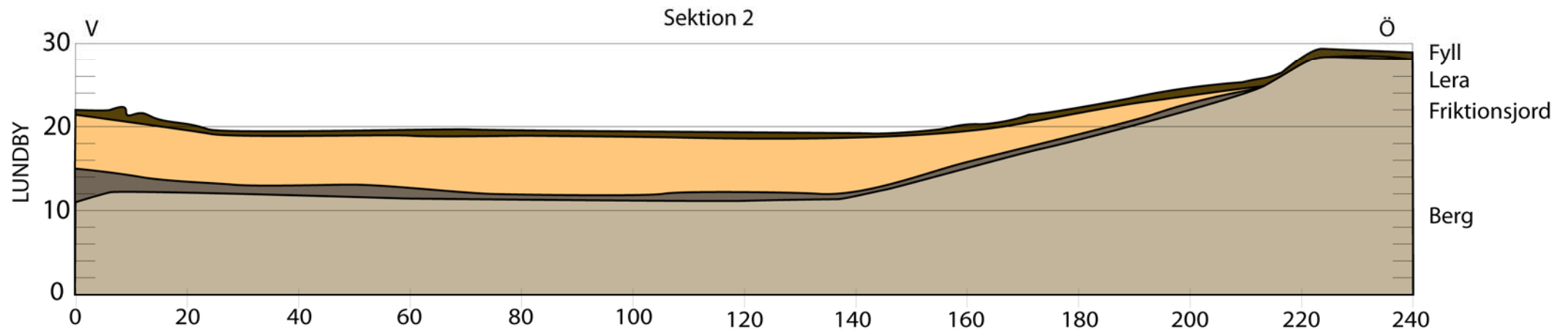
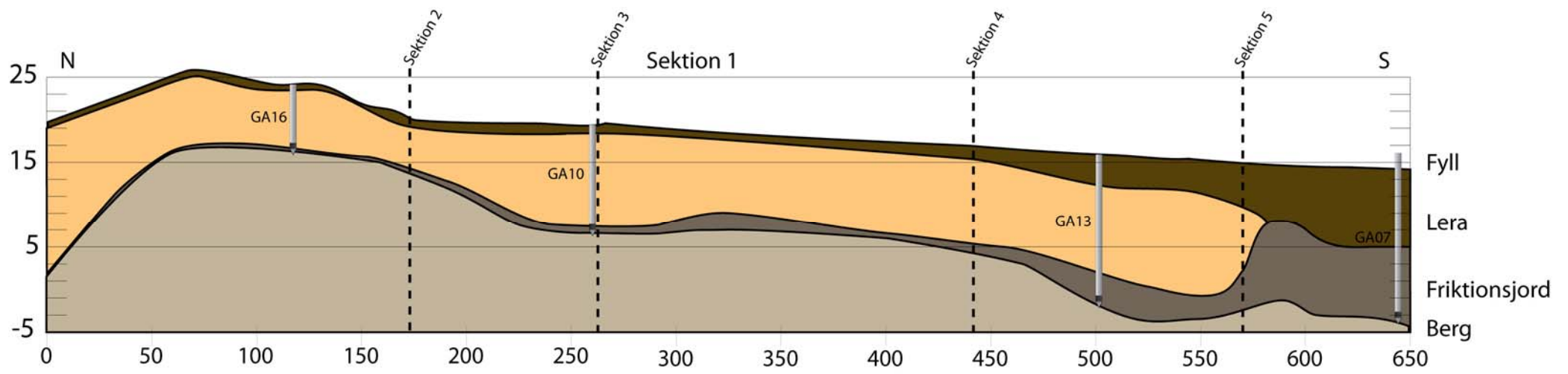
TECKENFÖRKLARING

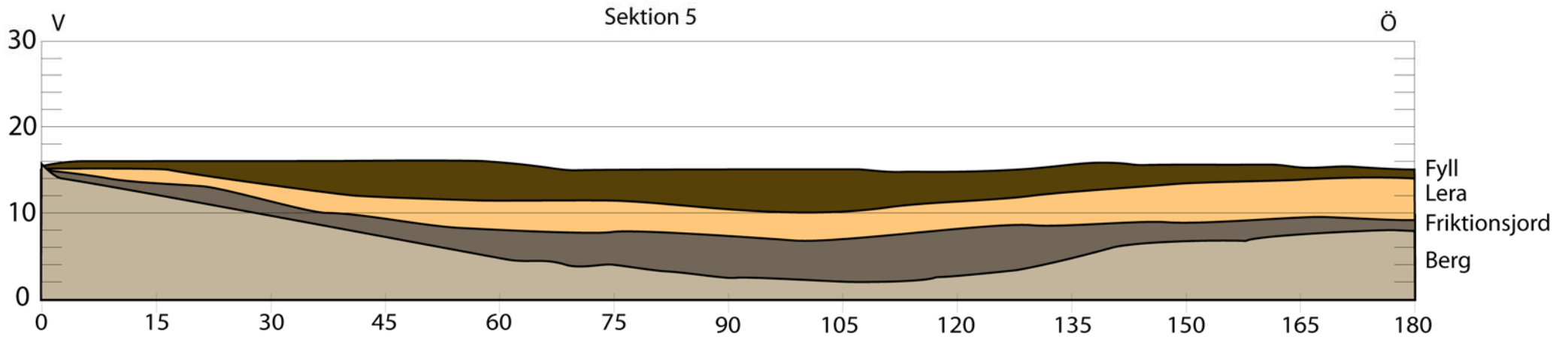
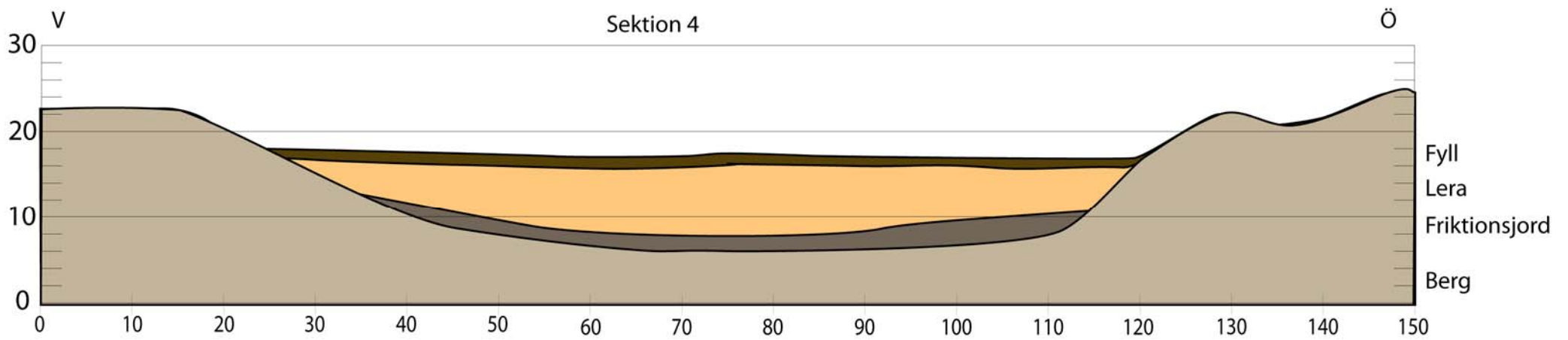
-  Sektioner
-  Berg i dagen isolinjer
-  Berg i dagen
-  Bergyta isolinjer



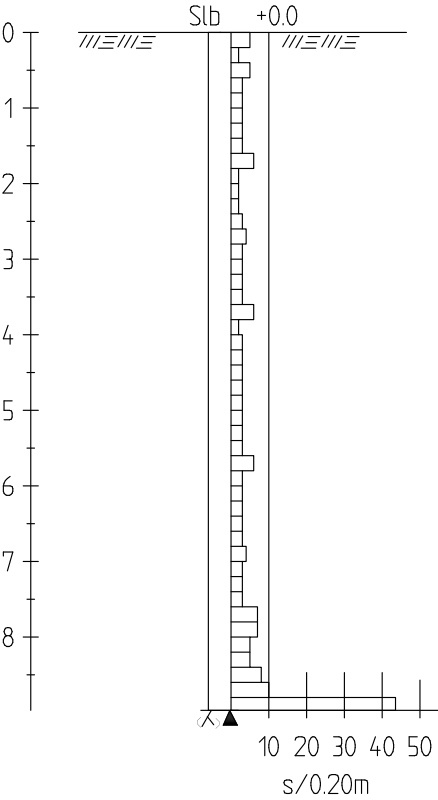
Koordinatsystem: SWEREF 99 TM



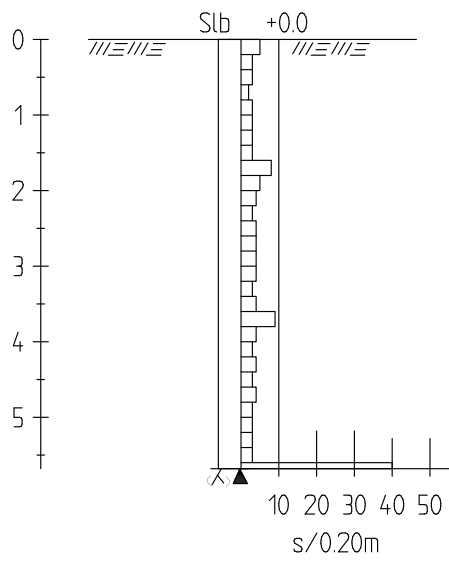




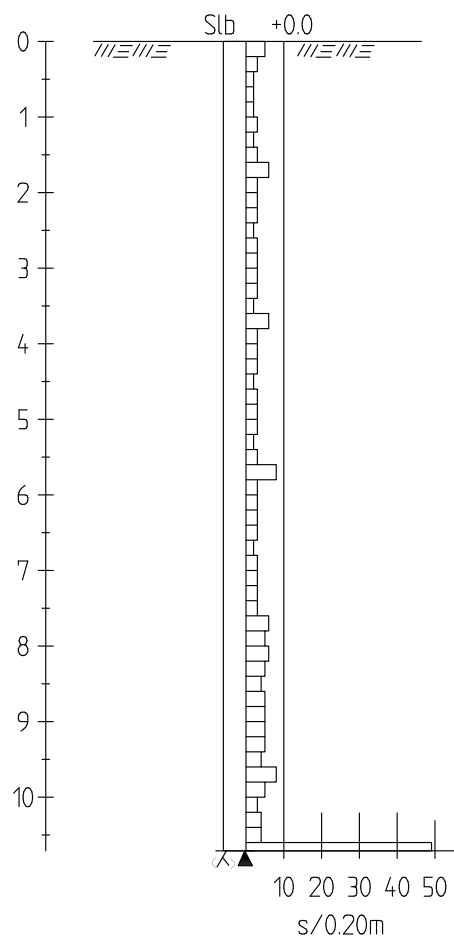
GA01



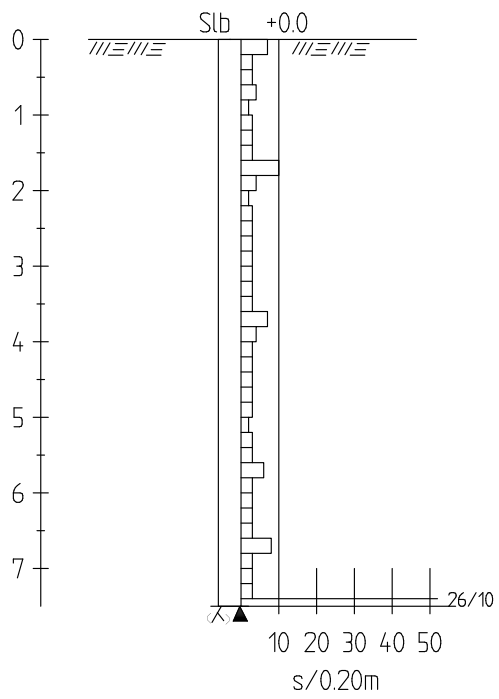
GA02



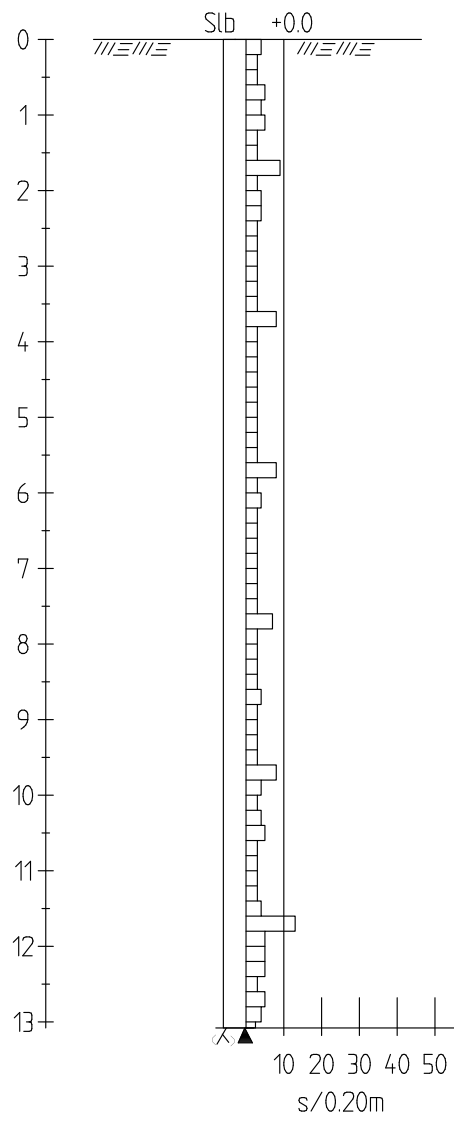
GA03



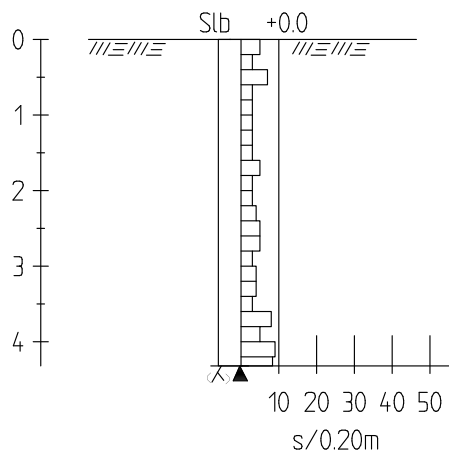
GA04



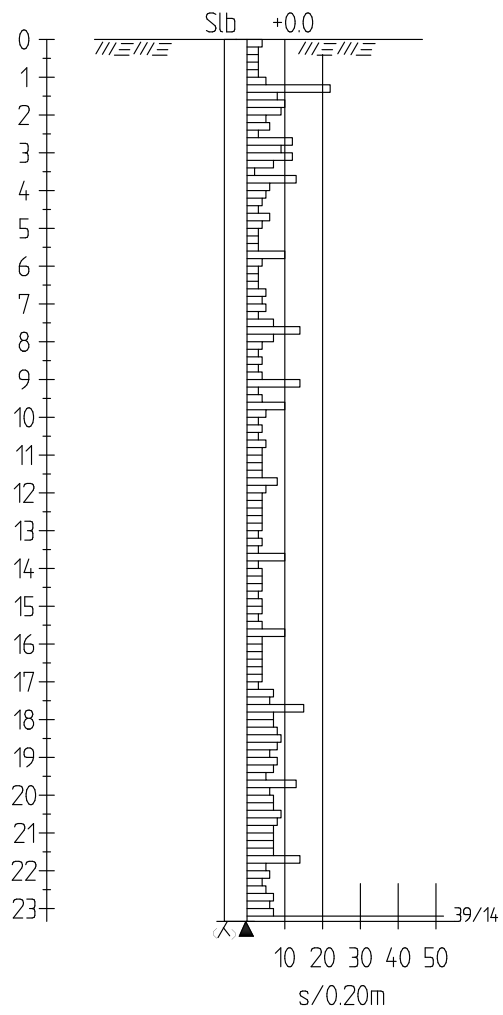
GA05



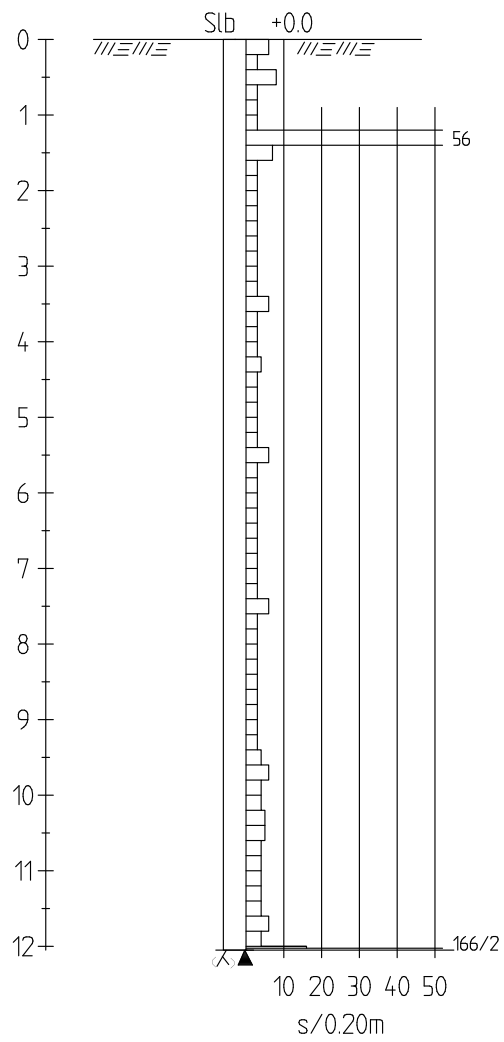
GA06



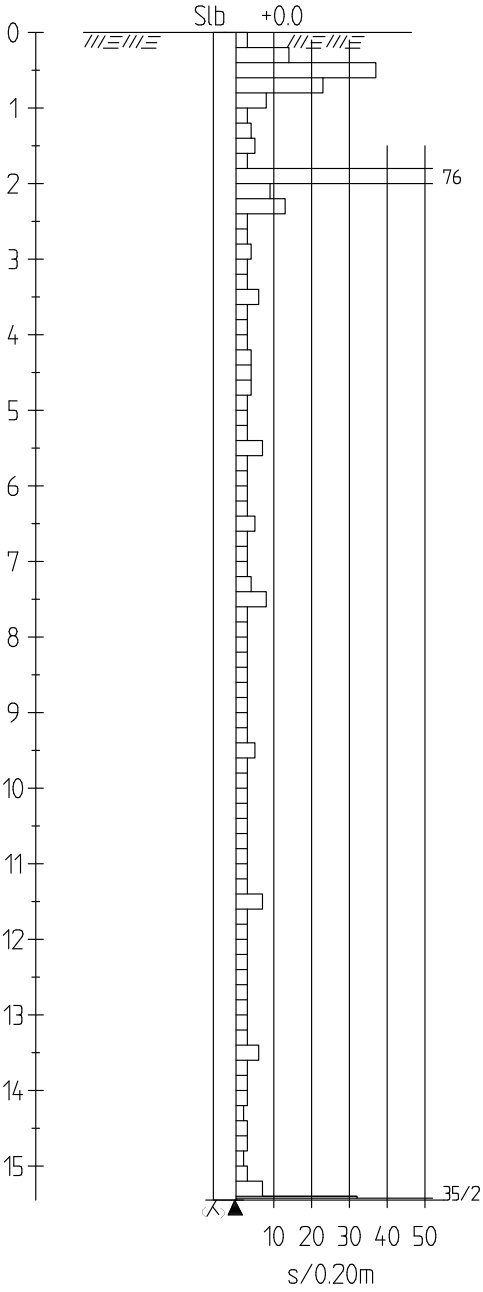
GA07



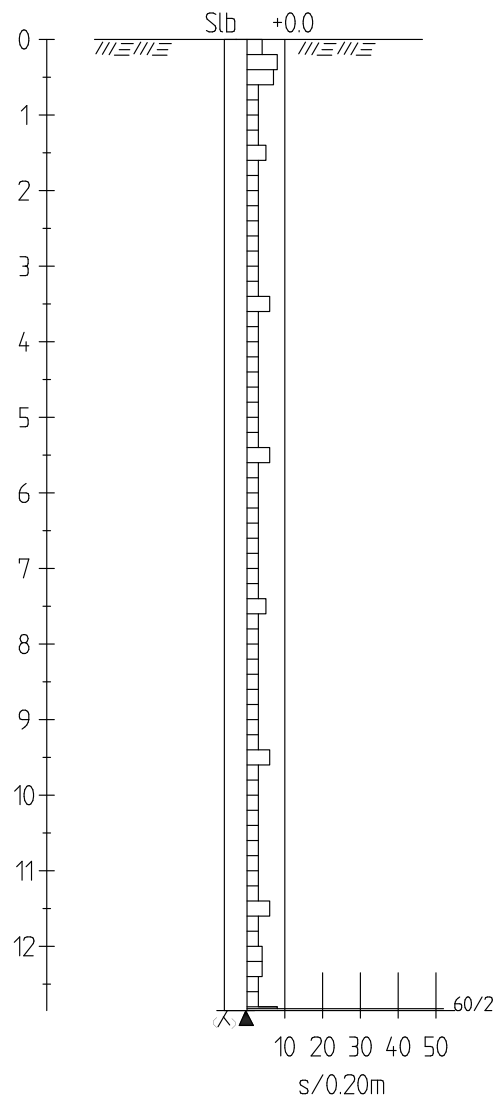
GA10



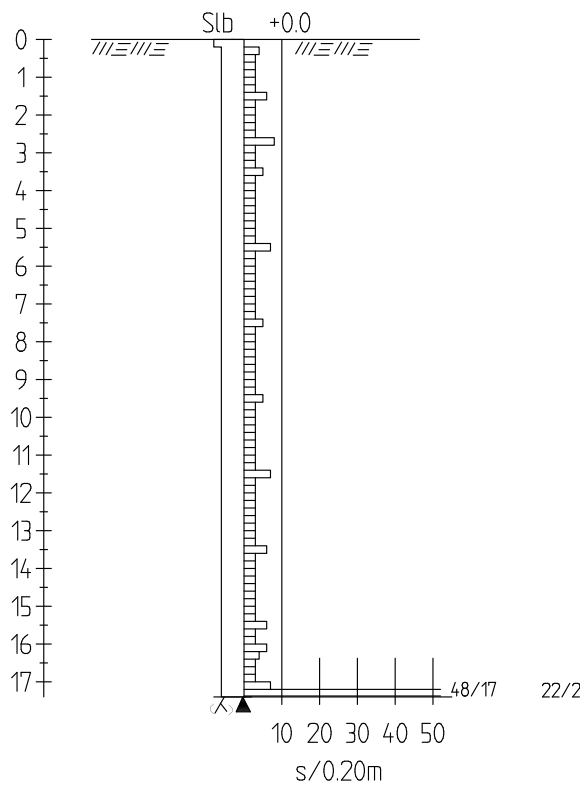
GA11



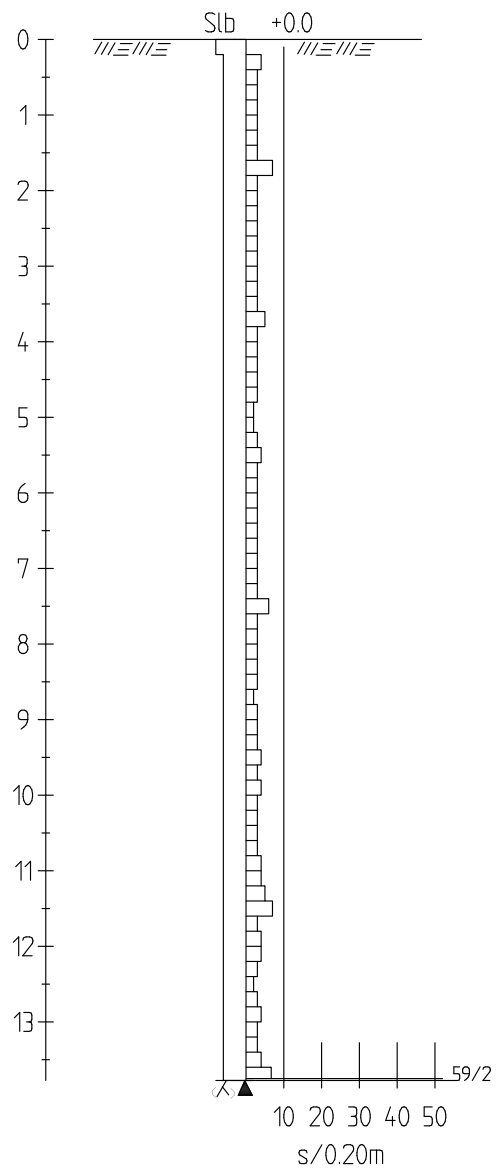
GA12



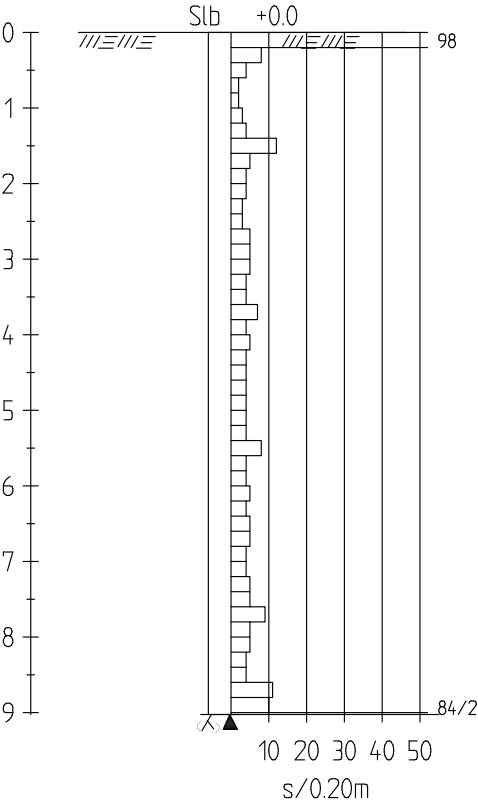
GA13



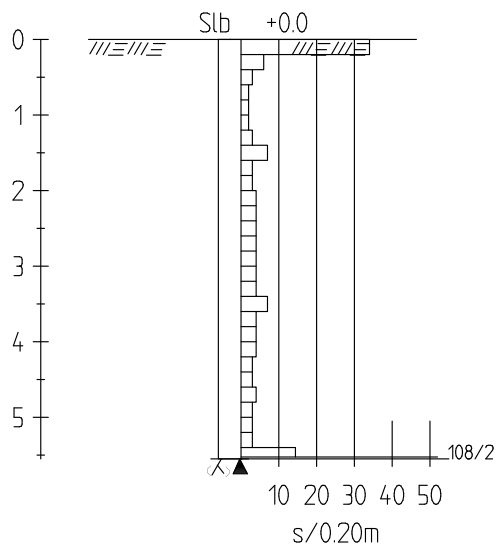
GA14



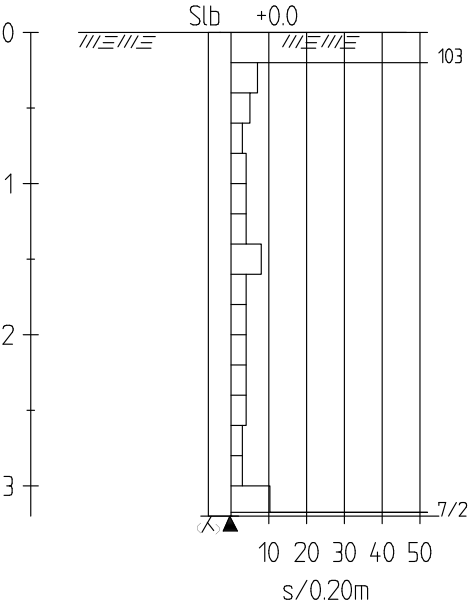
GA15



GA16



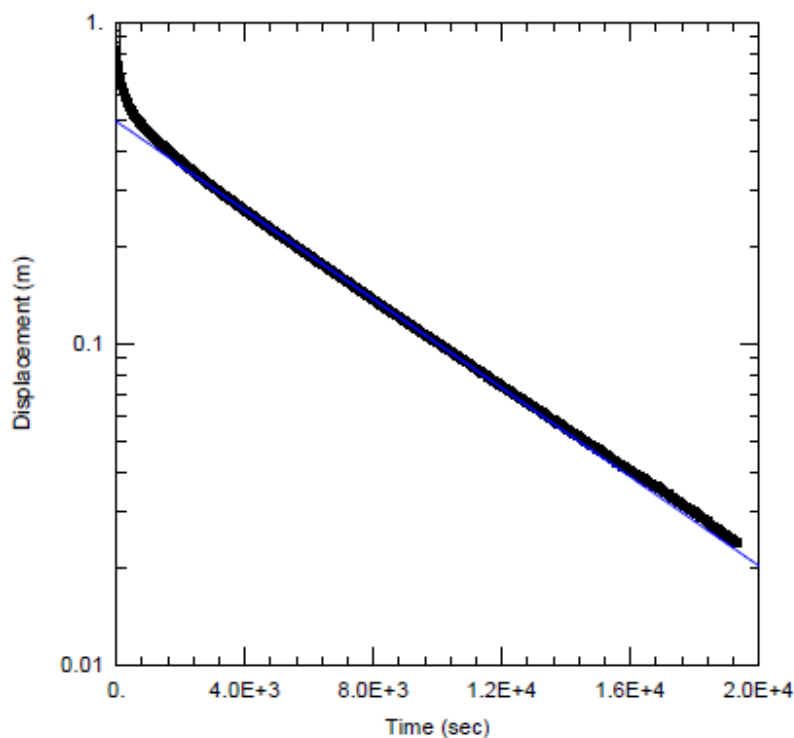
GA17



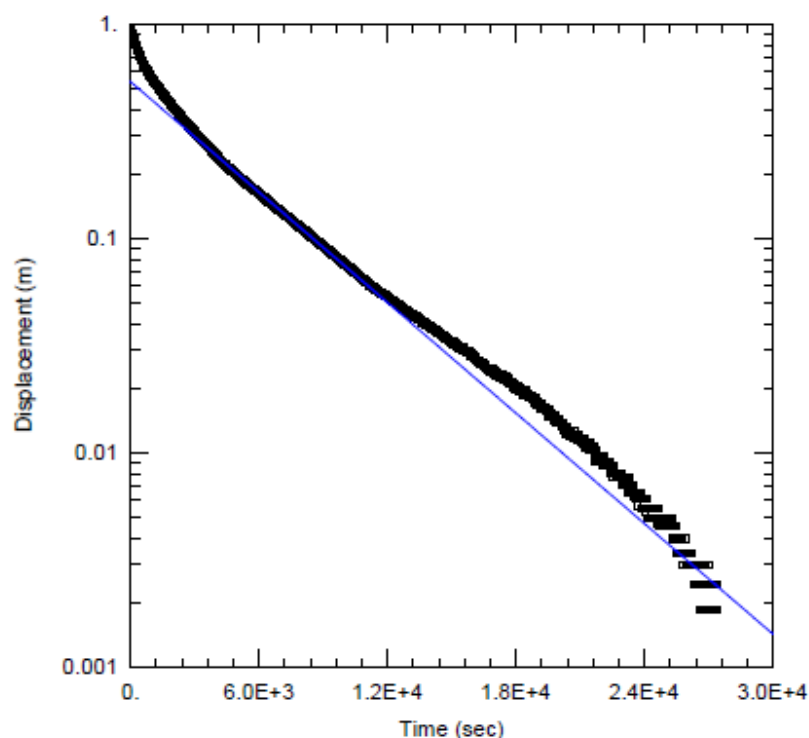


BILAGA F

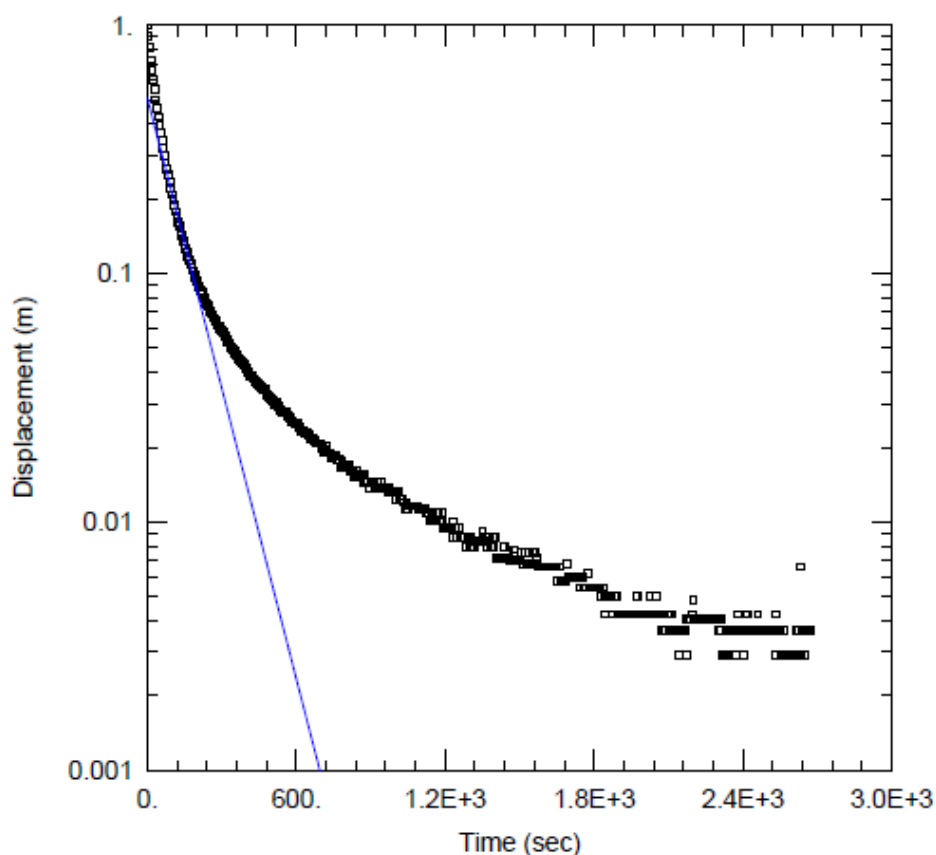
Slugtester



WELL TEST ANALYSIS	
Data Set: \\sto1-s-main01\Projekt\2016\1656093 MTU Lundby\9. Fält\Slugtest utvärdering\GV-6.aqt	
Date: 03/20/18	Time: 11:08:34
PROJECT INFORMATION	
Test Well: <u>GV-6</u>	
AQUIFER DATA	
Saturated Thickness: <u>0.5</u> m	Anisotropy Ratio (Kz/Kr): <u>1.</u>
WELL DATA (GV-6)	
Initial Displacement: <u>4.65</u> m	Static Water Column Height: <u>9.</u> m
Total Well Penetration Depth: <u>8.5</u> m	Screen Length: <u>0.5</u> m
Casing Radius: <u>0.0127</u> m	Well Radius: <u>0.0127</u> m
SOLUTION	
Aquifer Model: <u>Confined</u>	Solution Method: <u>Hvorslev</u>
K = <u>1.361E-7</u> m/sec	y0 = <u>0.4931</u> m



<u>WELL TEST ANALYSIS</u>	
Data Set: I:\Projekt\2016\1656093 MTU Lundby\9. Fält\Slugtest utvärdering\GV-7.aqt	
Date: <u>03/20/18</u>	Time: <u>11:09:46</u>
<u>PROJECT INFORMATION</u>	
Test Well: <u>GV-7</u>	
<u>AQUIFER DATA</u>	
Saturated Thickness: <u>0.5</u> m	Anisotropy Ratio (Kz/Kr): <u>1.</u>
<u>WELL DATA (GV-7)</u>	
Initial Displacement: <u>6.5</u> m	Static Water Column Height: <u>11.</u> m
Total Well Penetration Depth: <u>10.5</u> m	Screen Length: <u>0.5</u> m
Casing Radius: <u>0.0127</u> m	Well Radius: <u>0.0127</u> m
<u>SOLUTION</u>	
Aquifer Model: <u>Confined</u>	Solution Method: <u>Hvorslev</u>
K = <u>1.691E-7</u> m/sec	y0 = <u>0.5398</u> m



WELL TEST ANALYSIS	
Data Set: I:\Projekt\2016\1656093 MTU Lundby\9. Fält\Slugtest utvärdering\GV-9.aqt	Time: 11:06:11
Date: 03/20/18	
PROJECT INFORMATION	
Test Well: <u>GV-9</u>	
AQUIFER DATA	
Saturated Thickness: <u>0.5</u> m	Anisotropy Ratio (Kz/Kr): <u>1.</u>
WELL DATA (GV-9)	
Initial Displacement: <u>1.</u> m	Static Water Column Height: <u>7.5</u> m
Total Well Penetration Depth: <u>7.</u> m	Screen Length: <u>0.5</u> m
Casing Radius: <u>0.0127</u> m	Well Radius: <u>0.0127</u> m
SOLUTION	
Aquifer Model: <u>Confined</u>	Solution Method: <u>Hvorslev</u>
K = <u>7.67E-6</u> m/sec	y0 = <u>0.5128</u> m



BILAGA G

Genomförande och resultat av fältundersökning

1.0 GENOMFÖRANDE AV FÄLTUNDERSÖKNING

1.2 ALLMÄNT

ARBETSMILJÖ

Inför både platsbesök och fältundersökningar har en hälso- säkerhets- och miljöplan upprättats av Golder (en s.k. HASEP) i syfte att identifiera och undvika moment som medför risker för såväl Golders personal som tredje man och miljön. Vidare syftar planen bl a till att identifiera erforderlig skyddsutrustning. En del av undersökningsområdet är inom staket och inträde sker genom bemannad port. Inom denna del är trafiken begränsad. Den södra delen av området däremot utgörs till stor del av öppna parkeringsytor. Arbeten inom denna del har utförts inom temporär avspärning.

LEDNINGAR

Inför varje moment med installation av grundvattenrör, sondering av djup till berg samt även porgasmätningar har Golder utfört platsbesök och tillsammans med olika representanter från Volvo stämt av respektive provpunkt utifrån att marken skall vara fri från ledningar och andra undermark-installationer. Detta moment visade sig vara en utmaning i fr a den södra delen av området där det finns många äldre ledningar som fortfarande är i bruk men där ritningsunderlag, när de finns, är bristfälliga. Olika underlag anger ibland samma ledning i olika lägen.

INSTALLATION AV GRUNDVATTENRÖR, SONDERING OCH GRUNDVATTENPROVTAGNING

För sondering av djup till berg samt installation av grundvattenrör har Geogruppen anlåtats vilka utfört fältarbetena tillsammans med fältingenjör från Golder. Samtliga grundvattenrör som nu installerats utgörs av 1" stålrör med spets mot berg dvs filterdel i friktionslager ovan berg. Installationen har föregåtts av skruvborring till 1 m och PID-mätning av jord för att säkerställa att djupare borrning inte utfördes genom ett ytligt källområde. Installation av grundvattenrör föregicks även av trycksondering i alla punkter där rör installerats, samt ytterligare 2 punkter, för att ge djup till berg (och därmed rätt nivå för filter) samt en tydligare bild av bergöverytans lutning inom området. I punkt GA02 skulle ett rör ha installerats men fick utgå då det vid sondering noterades avsaknad av friktionsmaterial närmast berg samt att leran närmast berget var hård (inget grundvatten). I samband med installationstillfället har de installerade rören rensumpats. Grundvattenprovtagningen, som utförts efter ca 2 veckor från installationstillfället, har föregåtts av långsam omsättningspumpning (lågflödespumpning). Fältmätning har utförts i samband med provtagningen (temperatur, pH, konduktivitet, redox och syrgas).

PROVHANTERING

För omsättning och provtagning av grundvatten har en peristaltisk pump använts. Samtliga uttagna prover har överförts till för respektive analys avsedda, uppmärkta kärl och förvarades mörkt och svalt inför och under transport till laboratorium för analys. Kemiska analyser har utförts av det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB (förutom för PFAS-analyser i grundvatten där istället Eurofins anlåtats).

INMÄTNING

Inmätning av markytan (MY) och rörens överkant (RÖK) för nyinstallerade grundvattenrör utfördes med GPS av typen Trimble R10, GNSS-system. Noggrannheten är 3 mm i y-led och 5 mm i z-led.

I Tabell 1 nedan redovisas koordinaterna i SWEREF 99.

Tabell 1: I tabellen redovisas koordinaterna för markyta respektive röröverkant (RÖK) för installerade rör.

Provpunkt	SWEREF 99 (12 00)		
	X	Y	Z
GA01	6399556,332	145203,601	19,438
GA01 rök	6399556,356	145203,610	19,571
GA02	6399538,131	145352,712	19,673
GA03	6399451,097	145286,931	19,842
GA03 rök	6399451,060	145286,933	20,748
GA04	6399397,279	145405,993	18,328
GA05	6399370,127	145373,053	18,278
GA05 rök	6399370,139	145373,139	18,083
GA06	6399264,548	145611,643	14,774
GA06 rök	6399264,507	145611,633	16,139
GA07	6399095,389	145437,451	14,482
GA07 rök	6399095,415	145437,464	15,754
GA10	6399452,53	145349,084	19,277
GA10 rök	6399452,42	145349,027	19,845
GA11	6399121,664	145465,093	12,749
GA11 rök	6399121,868	145465,212	13,925
GA12	6399124,143	145482,592	14,558
GA12 rök	6399124,074	145482,714	15,345
GA13	6399204,306	145421,519	15,949
GA14	6399290,516	145407,125	18,381
GA14 rök	6399290,644	145407,207	18,309
GA15	6399521,317	145341,969	19,67
GA15 rök	6399521,356	145341,988	19,569
GA16 rök	6399575,614	145323,843	19,752
GA17	6399710,482	145333,756	20,093
GA17 rök	6399710,403	145333,803	20,095

1.3 STEG 1

Steg 1 utfördes 17-18 oktober 2016.

Inom steg 1 utfördes följande moment:

OMPROVTAGNING AV BEFINTLIGA GRUNDVATTENRÖR I SÖDRA DELEN

Totalt utfördes omsättning och provtagning i **4 befintliga grundvattenrör** (se blå rör i figur till vänster) i södra delen av fastigheten (GV1, 6, 7, 9). Provtagning hade även planerats att utföras i GV8 men tillrinningen efter omsättning var begränsad i GV8 och medgav inte provtagning. Analys utfördes med avseende på klorerade alifater samt även nedbrytningsprodukter (metan, eten och etan) och fysikaliska/kemiska parametrar samt fältparametrar (temperatur, pH, konduktivitet, redox och syrgas) i syfte att utreda de geokemiska förhållandena och förutsättningarna för fullständig naturlig nedbrytning, vilket inte tidigare var gjort.

HYDROGEOLOGISKA TESTER

I 3 av de befintliga rören (GV6, 7 och 9 – samtliga 1" stål) utfördes slug-tester för bestämning av det undre grundvattnets permeabilitet i syfte att utreda grundvattnets spridningsmönster. Att inte mer informativa pumptester utfördes berodde på begränsad tillrinning.

PORLUFTSPROVTAGNING I UNDER GRUNDLÄGGNING I BYGGNADER

Syftet var dels att lokalisera platser där ångor av klorerade lösningsmedel kan tränga in, samt platser som kan ha utgjort en utloppspunkt för klorerade lösningsmedel men även för att erhålla ett underlag för kommande riskbedömning.

2 punkter valdes ut i källaren till hus PLA/PLB samt 2 punkter i källaren till hus BC. I PLA och norra delen av PLB finns källare där stora ytor idag inte används. Södra delen av källaren till PLB är inredd för bl a kontor med klinkergolv. I BC finns källare under dess östra del. Källaren används främst för ventilationsutrustning etc. Provtagning utfördes under en dag i dessa 4 punkter där porluft pumpades över kolrör vilka analyserades på laboratorium med avseende på klorerade alifater inkl. vinylklorid.

Vid provtagningen borrades ett hål i golvet med en slagbormaskin. Hålet borrades ner i underliggande jord och därefter fördes en slitsad PEH-slang ner i hålet till ett djup av ca 0,3 m. Hålet mellan slang och golv tätas för att förhindra inträngning av atmosfärsluft. Porluft pumpas upp genom slangen och med ett instrument mäts halten av bl a syrgas och koldioxid. När syrgashalten sjunker och koldioxidhalten stiger indikerar det att mätning utförs på porluft och inte atmosfärsluft. Därefter utförs mätning med ett sk PID-instrument för detektion av flyktiga kolväten innan slangen kopplas till en flödesmätare, pump samt kolrör. Porluften pumpas över kolröret med ett bestämt flöde och tid.





Figur 1. Porgasprovtagning i källare till byggnad BC.

1.4 Steg 2

Inom steg 2 har installation och provtagning av grundvatten utförts samt inomhusluftmätning i byggnad PLA/PLB inom den södra delen av området.

Steg 2 har utförts i två omgångar; 2A och 2B. Syftet med att dela upp det i två delar var att i 2A skulle rör installeras på ett större avstånd från befintliga rör för att nå en säker avgränsning. Inom steg 2B installerades ytterligare rör mellan tidigare rör och de nya yttre rören för att avgränsa mer i detalj.

1.4.1 Steg 2A

Steg 2A utfördes den 15-17 november 2016 (installation och rensumpning av grundvattenrör) samt 29-30 november 2016 (omsättning och provtagning av grundvatten). Inom steg 2A installerades totalt 5 stycken rör (GA01, 03, 05-07) i norr, söder samt öster ut på ett stort avstånd från befintliga rör. Ett av rören (GA05) installerades även centralt, nära platsen för numera överbyggda GV4 (DGE 2016), där de högsta halterna av vinylklorid påträffats vid mätning hösten 2015. Sondering utfördes även i GA02 samt GA04.

Provtagning och analys utfördes av klorerade alifater samt nedbrytningsprodukter (metan, eten och etan) och fysikaliska/kemiska parametrar samt fältparametrar (temperatur, pH, konduktivitet, redox och syrgas) i de nyinstallerade rören.

1.4.2 Steg 2B

Fältnoment i steg 2B utfördes den:

- 22-23 januari 2017 (installation och rensumpning av grundvattenrör)
- 6 februari 2017 (omsättning och provtagning av grundvatten)
- 15 resp. 22 februari 2017 (utplacering/nedmontering passiva inomhusluftmätare PLA/PLB)

GRUNDVATTEN

Totalt installerades 5 stycken rör (GA10-14) innanför tidigare installerade rör.

Även ett rör installerat i samband med bygget av Lundbytunneln provtogs. Detta rör, här benämnt "GA08 syd" eftersom rörets installations-ID inte var känt vid provtagningstillfället, är lokaliserat söder om, utanför fastigheten. Dvs även söder om den stödmur som anlades efter skredet 1949. Golder har sedermera lyckats få fram information om röret som är ett 2" stålrör med installations-ID GW1877A. Enligt installationsprotokollet är det installerat 1997-10-21 med spets på nivån +2,0 möh, RÖK +19,5 möh och my +19,1 möh. Röret är alltså 17,5 m och når därmed ca 17,1 m u my. Vid lodning 30 november uppmättes en trycknivå om 3,14 m (RÖK-GV). Med hänsyn till marknivå, och sonderingsresultat för de punkter som återfinns inne på fastighetens södra del, är det högst troligt att röret är installerat till berg även om detta inte gick att bekräfta mha installationsprotokollet.

Provtagning och analys av grundvatten utfördes med avseende på klorerade lösningsmedel samt nedbrytningsprodukter (metan, eten och etan) och fysikaliska/kemiska parametrar samt fältparametrar (temperatur, pH, konduktivitet, redox och syrgas) i de nyinstallerade rören (tot. 5 st).

INOMHUSLUFTMÄTNING PLA/PLB

Vidare utfördes en inomhusluftmätning i byggnad PLA/PLB i totalt 13 punkter på våningsplan 0, 3 och 5 samt i dess dåvarande reception (vilken under våren 2017 revs). Mätningen utfördes som passiv mätning med Radiello. Provpunkternas placering valdes utifrån vetskapen om att i byggnader där TRI (eller andra klorerade lösningsmedel såsom PCE) har hanterats på bottenplan/källare och det förekommit läckage till mark under byggnad (vilket dock inte bekräftats), kan denna förorening förångas och spridas till inomhusluften genom att förorenad markluft (porgas) tränger in genom otätheter i bottenplattan. Det är numera känt att sådan markförorening även kan leda till förhöjda halter i inomhusluften även högre upp i byggnaden, då förorenad markgas kan transporteras via ledningar och rör till högre plan.

Inför provtagningen fördes en dialog med personer knutna till Volvo med specifik kunskap om VA-systemen i aktuell byggnad om var äldre golvbrunnar och ledningar funnits/finns. Källaren till PLB (halvtrappa ner) nyttjas som kontor och här har golvet belagts med klinker vilket döljer äldre golvbrunnar.

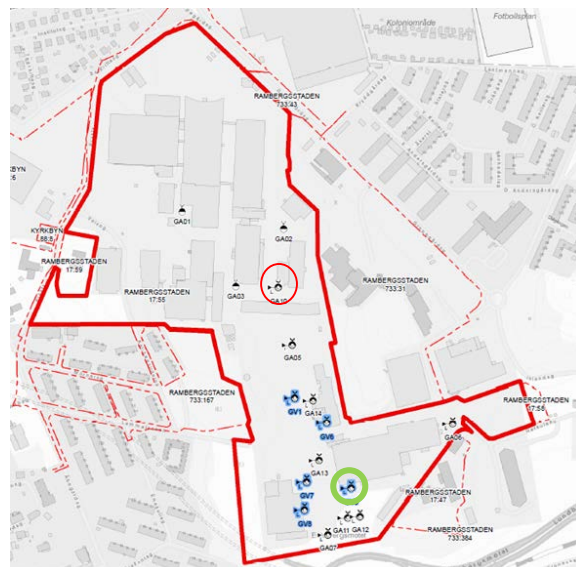


Figur 2: I bilden till vänster syns en provtagare utplacerad i ett kontorsrum på plan 5. I bilden till höger syns ett kontor på plan 0.

1.4.3 Komplettering steg 2

BAKGRUND

Utvärdering av resultat från steg 2B visade att det i punkt GA10 (röd ring i bilden till höger och Figur 11 nedan) uppmättes klart högre halter av vinylklorid etc än vad som tidigare uppmätts. I GA10 uppmättes en vinylkloridhalt om 2 500 µg/l jämfört med 68 µg/l i GA05 söder om BC, där högst halt tidigare uppmätts. Halten tyder på att GA10 kan återfinnas vid, eller nära, ett källområde. Det är möjligt att det är källområdet till plymen som påvisats inom den södra delen av området, vilket också skulle förklara att de högsta halterna tidigare uppmätts strax söder om BC (dvs uppströms andra potentiella källor utifrån vad som var känt från historiken).





Figur 3: Fotot visa tillbyggnaden till VLU och grundvattenrör GA10 (röd pil). Fotot är taget mot nordost.

Generellt påvisades låga halter av trikloretylen (TRI), vilket tyder på att föroreningsskadan är relativt gammal sannolikt över 20 år sett till kinetiken vid nedbrytning av klorerade etener. I provpunkterna GA10 (vid VLU norr om BC) och GV9 (grön ring i bilden ovan, vid sydvästra hörnet på byggnad NLC i södra delen av området) samt de två punkterna i nedströmsriktning från GV9 (GA11, GA12) var dock halten TRI högre än vad som noterades i de övriga punkterna. Detta bedöms visa på att det eventuellt finns ytterligare ett möjligt mindre källområde vid NLC. Halterna vid NLC är dock förhållandevis låga jämfört med de vid GA10.

Analys av fys-kem-parametrar och nedbrytningsprodukter har utförts i samtliga rör och visar att det generellt är gynnsamma förhållanden i marken som främjar en naturlig nedbrytning av detekterade organiska ämnen.

Vidare indikerade inomhusluftmätningen i PLA/PLB inte förekomst av ånginträngning i byggnaden och porgasmätning under BC och PLB visade inte heller på förekomst av förorening i porgas under byggnaderna (halterna understeg rapporteringsgränsen).

Resultaten som framkommit hittills visade på att det kan finnas ett källområde för klorerade alifater i anslutning till/i närheten av punkt GA10 samt att det eventuellt kan finnas eller har funnits ytterligare ett, mindre, källområde i södra delen av fastigheten, vid byggnad NLC (f.d. 24/31).

Inför de kompletterande momenten inom steg 2 tog Golder fram ett PM "Förslag till kompletterande provtagning-utredning klorerade lösningsmedel inom Rambergsstaden 17:55, Lundby"¹ vilket översändes till MF för godkännande

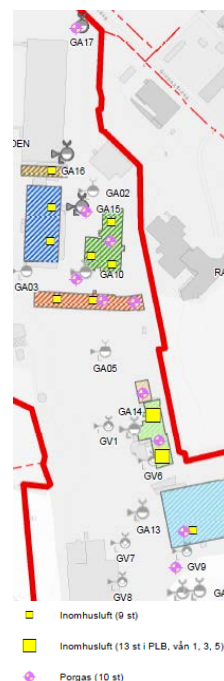
¹ PM:an översändes av Volvo till Miljökontoret för synpunkter och de svarade den 27 mars 2017. De tyckte planen såg bra ut men påtalade att den även skulle avse söder om fastigheten samt att de speciella provtagarna användes (här syftade de på i planen föreslagna nya passiva provtagare för porluft och inomhusluft).

UTFÖRDA MOMENT KOMPLETTERING STEG 2

Fältundersökningarna genomfördes 2017-06-02 (installation och rensumpning av grundvattenrör), 2017-06-15 (omsättning och provtagning av grundvatten), 2017-06-01/02 resp. 16 (utmontering resp. nedmontering av porgas- och inomhusluftmätare). Den 15 juni installerades även en porgasmätare i grundvattenrör GA17 längst i norr (eftersom det inte påträffades vatten i denna punkt) vilken monterades ner 2017-07-06.

Samtliga porgsmätningar och inomhusluftmätningar inom komplettering steg 2 har utförts med passiva provtagare av typ WMS (*Waterloo Membrane Sampler version "SE" med CarboXeN 1016-sorbent anpassad för porgas-, resp. inomhusluftprovtagning*). Syftet med att introducera WMSTM-provtagare i undersökningar av klorerade alifater är att de även detekterar förekomst av vinylklorid.

Även vid detta tillfälle utfördes platsbesök inför fältmomenten med genomgång av provpunktslokalisering och ledningar/undermarkinstallationer med representanter från Volvo.



NORRA OMRÅDET

- Installation av 3 nya grundvattenrör norr om GA10 med filterdel ner till berg (GA15, 16 och 17).
Eftersom berget stiger upp både öster och väster om GA10, samt att det i ett rör direkt väster om GA10 endast noterats spårhalter, är det i princip norr om, i linje med GA10, som rören bör lokaliseras. Ett rör (GA15) installerades i P-ytan väst/nordväst om VLU. Ytterligare ett rör (GA16) installerades nära byggnad O vid dess sydöstra hörn. I detta rör var tillrinningen mycket långsam vilket omöjliggjorde omsättning samt att några analysparametrar avseende nedbrytningsprodukter och fys-kem fick utgå. Rör GA17 installerades i fastighetens norra del men i detta rör påträffades inget vatten. Istället installerades en porgasmätare i detta rör.
- Porgasprovtagning under asfalt i närområdet till GA10/VLU i 2 punkter.
- Porgasprovtagning under platta centralt inne i VLU (rum 137).
Det gjordes även försök att utföra porgasprovtagning i källare till både byggnad A och VLU, dock tryckte vatten upp mot källargolvet vilket omöjliggjorde provtagning. I byggnad A påträffades också, under källargolvet, en underjordisk bassäng.
- Inomhusluftmätning i totalt 8 punkter (3 punkter i byggnad VLU inkl. tillbyggnad, 2 punkter i byggnad A varav en installerades under golv till verkstad där lagning av avloppsledning utfördes (se Figur 4 nedan), 1 punkt i byggnad BM samt 2 punkter i byggnad BC).



Figur 4: Uppsågat hål under verkstadsgolv (markyta) i östra delen av byggnad A. Provplats för inomhusluftmätare (golvet sattes igen med träplatta under mätperioden).

- Provtagning av vatten från underjordisk bassäng/utrymme under byggnad A.
I samband med porgasprovtagning i källaren till byggnad A framkom att det under källaren finns ett utrymme som har betydelse för konstruktionen av byggnaden dit grundvatten tränger in, varvid prov på detta vatten uttogs.

SÖDRA OMRÅDET

- Inomhusluftmätning i 1 punkt i byggnad NLC.
- Porgasmätning under asfalt ca 10 m söder om byggnad NLC:s sydvästra hörn.
- Porgasmätning inomhus i sydvästra hörnet av byggnad NLC.

Vidare har Golder efterforskat ytterligare material avseende geotekniska utredningar från dels byggandet av Lundbytunneln och dels konstruktionen av stödmur och utfyllnad av området i söder. Även installationsdata från grundvattenrör söder om fastigheten eftersöktes (GA08 syd - GW1877A).

1.5 PFAS-PROVTAGNING I SYD

Eftersom den brandstation som är lokaliserad sydväst om fastigheten funnits på platsen sedan 1937 kan det inte uteslutas att PFAS från släckskum spridits till grundvattnet och eventuellt även till grundvatten inom fastighetens södra del. För att kontrollera detta uttogs grundvattenprov för PFAS analys i 3 grundvattenrör i södra delen av fastigheten (GA07, GA11 och GA12). Analys utfördes på det ackrediterade laboratoriet Eurofins, som är Sverigeledande på analys av PFAS-ämnen.

2.0 RESULTAT FÄLTUNDERSÖKNING

I kapitlen nedan redogörs för resultaten från utförda fältundersökningar samt ett urval av resultat från tidigare utredningar. I BILAGA C (till huvudrapport) återfinns fältprotokoll och i BILAGA H (till huvudrapport) återfinns laboratoriets analysrapporter.

2.1 FÄLT OBSERVATIONER

- Vid porgasmätning inne i byggnaderna A samt källaren till VLU noterades vatten under golvbjälklag, vilket medförde att provtagning inte kunde genomföras. Under byggnad A fanns en större "bassäng". Vattnet i bassängen provtogs.
- Vid ett inledande platsbesök inspekterades de befintliga grundvattenrören i södra området. Tyvärr noterades att några av dessa grundvattenrör hade installerats med otillräckligt skydd i marknivå (dexel) varvid något helt saknade lock och några var böjda (troligtvis påkörda).
- Dålig tillrinning noterades i flertalet grundvattenrör. I GV8 kunde provtagning inte utföras som planerat då tillrinning efter omsättning var nästintill obefintlig (kontroll efter ett dygt dygn). I några rör räckte inte vattnet för att utföra fältmätning (t ex GA01, 06, 14, 16).
- I två planerade punkter påträffades inget vatten. I GA02 installerades inget rör och i GA17 installerades ett rör men i syfte att utföra porgasmätning.
- Vid skruvborrning inför installation grundvattenrör noterades inga tecken på klorerade alifater (PID).

2.2 GEOLOGI / HYDROGEOLOGI

Enligt SGUs jordartskarta består jordlagren i området av glacial finlera mellan höjdryggar av urberg. Geologin utgörs generellt av fyllnadsmassor på lera som underlagras av ett friktionslager närmast berget. Fyllnadsmassornas mäktighet varierar mellan ca 1 – 10 meter och består främst av sand och grus med inslag av byggavfall. I södra delen av fastigheten förekommer sprängsten i fyllnadslagret.

De översta metrarna av leran utgörs av torrskorpelera. Leran är ställvis varvig med inslag av sand och dess mäktighet kan uppgå till ca 15 meter. Att sandskikt återfinns i leran i vissa punkter innebär att leran, där så förekommer, kan betraktas som mindre tät jämfört med ren lera och att en mycket mobil förorening såsom klororganiska lösningsmedel kan spridas snabbt, lateralt i sandskikten. Leran underlagras som nämnts ovan generellt av ett skikt med friktionsjord (silt, sand) närmast berget, ställvis varvigt. Friktionslager saknas helt i några punkter i de östra delarna av fastigheten där jorddjupet är mindre. Utförda sonderingar inom föreliggande utredning samt ett urval av tidigare utförda sonderingar ligger till grund för de sektioner avseende bergöverytan samt en grov bild av jordprofilen som redovisas i BILAGA E. I sektionerna redovisas exempelvis inte tunnare skikt i lera utan syftar till att ge en övergripande bild av bergets lutning och den huvudsakliga jordlagerföljden avseende fyll, lera och friktionsjord.

I södra delen av fastigheten inträffade 1949 ett skred (se 5.0) vilket innebär att denna del har en störd jordprofil med en stor del fyllnadsmaterial och eventuellt återfylld lera. Det kan inte heller uteslutas att det här finns mindre områden som helt saknar lerskikt. I samband med installation av GA07 noterades förekomst av sprängsten.

Utförda sonderingar har visat att det finns en lågpunkt i bergöverytan centralt inom södra delen av 17:55, ungefär mellan de två nu rivna byggnaderna (se Figur 3 i huvudrapporten) där berget återfinns ca 20 meter under markytan. Även i norra delen av fastigheten, söder om B-porten vid Gropegårdsgatan, har en lågpunkt noterats (ca 26 m till berg). Berg i dagen förekommer i fastighetens östra och västra delar som sluttar ner mot en sänka/dalgång i mitten av fastigheten vilken sträcker sig i nord-sydlig riktning.

Det finns ett slutet grundvattenmagasin i det undre friktionslagret och leran ovan berg. Grundvattnets storskaliga strömningsriktning bedöms vara mot söder och Göta älv. Utförda SLUG-tester och fältintryck i samband med grundvattenprovtagning indikerar en långsam flödes hastighet, dock med variation mellan olika punkter (se resultat från SLUG-tester nedan). Variationen mellan punkterna bedöms dock vara av mindre betydelse för grundvattnets transporthastighet i stort i detta lager. Detta till följd av att det minst genomsläppliga lagret tvärs flödesriktningen normal sett bestämmer flödet i moränen ("flaskhals"), trots förekomst av mer urspolade linser av sand. Några av de installerade rören med filterdel mot berg, både i föreliggande utredning och tidigare utredningar, har varit torra eller med en mycket begränsad tillrinning.

Det finns troligtvis inte något övre (öppet) grundvattenmagasin utan det vatten som kan förekomma i de övre fyllnadslagren utgörs av sprickvatten/infiltrerande regnvatten. Att i princip hela området är hårdgjort eller bebyggt gör att infiltrationen blir mycket begränsad då den sker främst i de östra och västra delarna där berg går i dagen. Detta styrks även av markarbeten utförda vid PLB och de ledningsgravar som grävdes väster om denna byggnad där schakter på upp till 5 m u my grävdes utan att vatten trängde upp.

2.3 SLUG-TESTER

Utvärderingar av hydraulisk konduktivitet har gjorts i programmet AQTESOLVE Professional Version 4.50. AQTESOLVE är ett kurvmatchningsprogram där observerad data matchas till kurvor från empiriska modeller. De parametrar som passar bäst till observerad data bedöms som representativ för det vattenförande lagret. Utvärderingsmetoden som används är Hvorslev (1950) vilket antar slutna magasin. Resultaten presenteras i tabell 2 nedan samt i BILAGA F.

Utifrån tillgängligt underlag uppskattas friktionslagret att vara relativt tunn. Sonderingar saknas för de punkter där slugtesterna är utförda och därmed är exakta mäktigheten okänd. Filterlängden antas vara 0.5 m för rören. Hela filterlängden antas vara vattenförande och därmed kommer den utvärderade hydrauliska konduktiviteten representera 0.5m jord på berget. Om detta jordlager består enbart av friktionsjord eller också inkluderar leran ovanpå går inte att fastställa.

Tabell 2: I tabellen redovisas hydraulisk konduktivitet för 3 GV-rör i södra delen av Rambergsstaden 17:55

Rör	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
GV-6	$1.4 \cdot 10^{-7}$
GV-7	$1.7 \cdot 10^{-7}$
GV-9	$7.7 \cdot 10^{-6}$

2.4 RESULTAT GRUNDVATTEN

Resultaten från de grundvattenprovtagningar som utförts av Golder under 2016-2017 samt utvalda resultat från undersökningar 2015 (DGE, Sandström) redovisas nedan. Fullständiga analysresultat återfinns i BILAGA F.

JÄMFÖRVÄRDE KLORERADE ALIFATER I GRUNDVATTEN

För att få en uppfattning om föroreningsnivån har halter i grundvatten jämförts med dricksvattenvattenkriterier (Svenska Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten samt WHO:s riktvärden för dricksvatten). Det förekommer dock ej uttag av grundvatten för dricksvatten inom eller i närheten av fastigheten.

2.4.1 KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

RESULTAT STEG 1 – OMPROVTAGNING BEFINTLIGA RÖR

I tabellen nedan redovisas resultat från den inledande omprovtagningen av befintliga rör installerade till berg i södra delen av fastigheten samt resultat från provtagning utförd året före (DGE/Sandström 2015).

Tabell 3: Tabellen redovisar resultat från omprovtagning av befintliga rör inom steg 1 (µg/l)

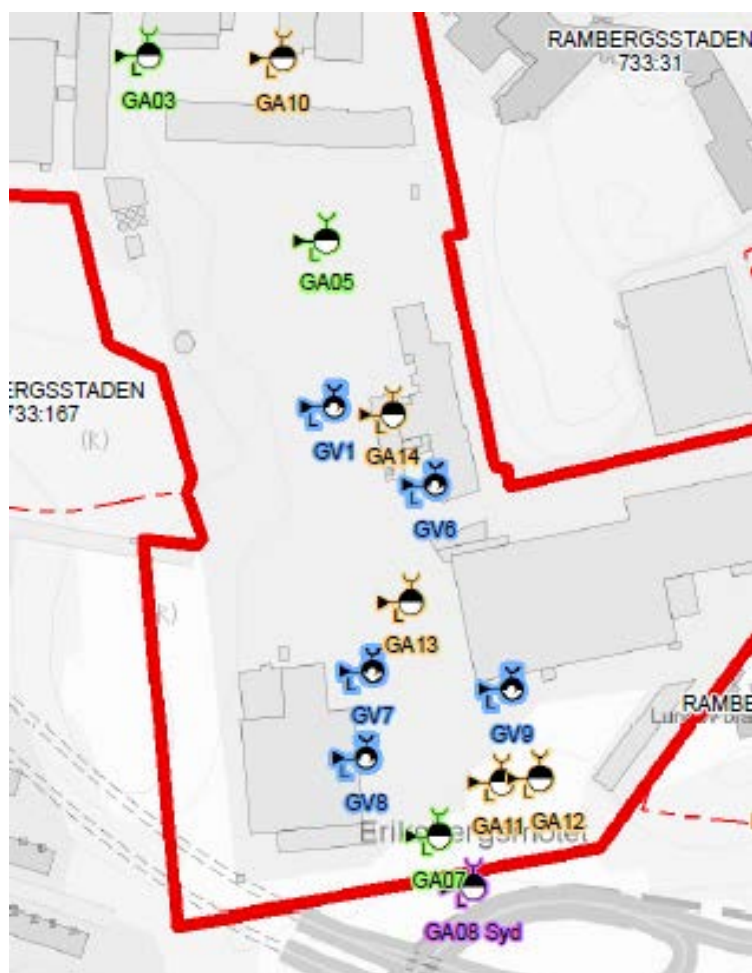
Ämne	Enhet	Golder	DGE	Golder	DGE	Golder	DGE	Golder	Sands.	Jämför- värde
		2016 GV6	151127 GV6	2016 GV7	151127 GV7	2016 GV9	151127 GV9	2016 GV1	150409 GV1	
diklormetan	µg/l	<0.10	<2	<0.10	<2,0	<0.10	<2,0	0,44	<2	20*
1,1-dikloreten	µg/l	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1,0	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	
1,2-dikloreten	µg/l	<0.020	<0,5	<0.020	<0,5	<0.020	<0,5	<0.020	<0,5	3**
trans-1,2-dikloreten	µg/l	0,073	0,48	0,054	<0,1	2,2	2,32	<0.020	<0,1	50*
cis-1,2-dikloreten	µg/l	27	45,8	6,4	4,02	190	208	2,6	3,8	50*
1,2-diklorpropan	µg/l	<0.020	<1	<0.020	<1,0	<0.020	<1,0	<0.020	<1,0	40*
triklormetan	µg/l	<0.020	<0,3	<0.020	<0,3	<0.020	<0,3	<0.020	<0,3	100**
tetraklormetan	µg/l	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	4*
1,1,1-trikloreten	µg/l	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	<0.020	<0,1	2000*
1,1,2-trikloreten	µg/l	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	
trikloreten	µg/l	0,27	1,05	0,028	<0,1	99	154	0,29	<0,1	10**
tetrakloreten	µg/l	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	<0.020	<0,2	10**
vinylklorid	µg/l	50	10,8	36	40,1	40	27,3	27	66	0,5**
1,1-dikloreten	µg/l	0,16		<0.020		2,2		<0.020		140*
metan	µg/l	443		668		772		1810		
etan	µg/l	2,3		2,1		4		1,8		
eten	µg/l	5,9		20,9		7,4		27,2		
sulfid	mg/l	<0.050		0,067		<0.050		0,066		
svavelväte	mg/l	<0.050		0,071		<0.050		0,07		
nitrit	mg/l	<0.0050		<0.0050		0,0265		<0.0050		
nitritkväve	mg/l	<0.0020		<0.0020		0,008		<0.0020		
nitrat	mg/l	<2.00		<2.00		<2.00		<2.00		
sulfat	mg/l	17,3		19,5		22		22,1		
klorid	mg/l	414		146		183		226		
TOC	mg/l	2,08		5,46		1,93		4,58		
Fe	mg/l	59		31		36		95		
Fe2+	mg/l	21		10		19		56		
Fe3+	mg/l	38		21		17		39		
Mn2+	mg/l	0,91		0,64		0,88		4,3		

* WHO

** SLVFS

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Omprovtagning av klorerade alifater i befintliga rör (se Figur 13 nedan) inom södra delen av fastigheten visar generellt på motsvarande halter som vid respektive tidigare mätning.
- Vinylklorid har påvisats i samtliga rör, där högst halt har uppmätts i GV1, som är lokaliserat väst om PLB och det mest nordliga av dessa rör.
- Förhöjd halt av cDCE och TRI har uppmätts i GV9, som är lokaliserad invid byggnad NLC:s sydvästra hörn. Att TRI, som är en ursprungsprodukt här uppmäts i förhållandevis hög halt kan tyda på ett möjligt andra källområde (utöver vad som är orsaken till vinylkloridhalter mer uppströms)
- Nedbrytningsprodukterna som här har påvisats indikerar en tydlig naturlig nedbrytningsaktivitet (reduktiv deklorering)
- Fys-kem-parametrarna indikerar fördelaktiga förhållanden för naturlig nedbrytning förutom en något låg kolhalt



Figur 1: Blåmarkerade rör i figuren visar de befintliga rör som undersöktes inom steg 1.

RESULTAT STEG 2A – PROVTAGNING NYINSTALLERADE RÖR

Efter de inledande omprovtagningarna har nya rör installerats vid tre tillfällen med efterföljande provtagning. Ett rör, GA10 norr om BC, har provtagits två gånger. I tabellerna nedan redovisas resultaten från genomförda provtagningar.

Tabell 4: I tabellen redovisas resultat från provtagning i nyinstallerade rör inom steg 2A (µg/l)

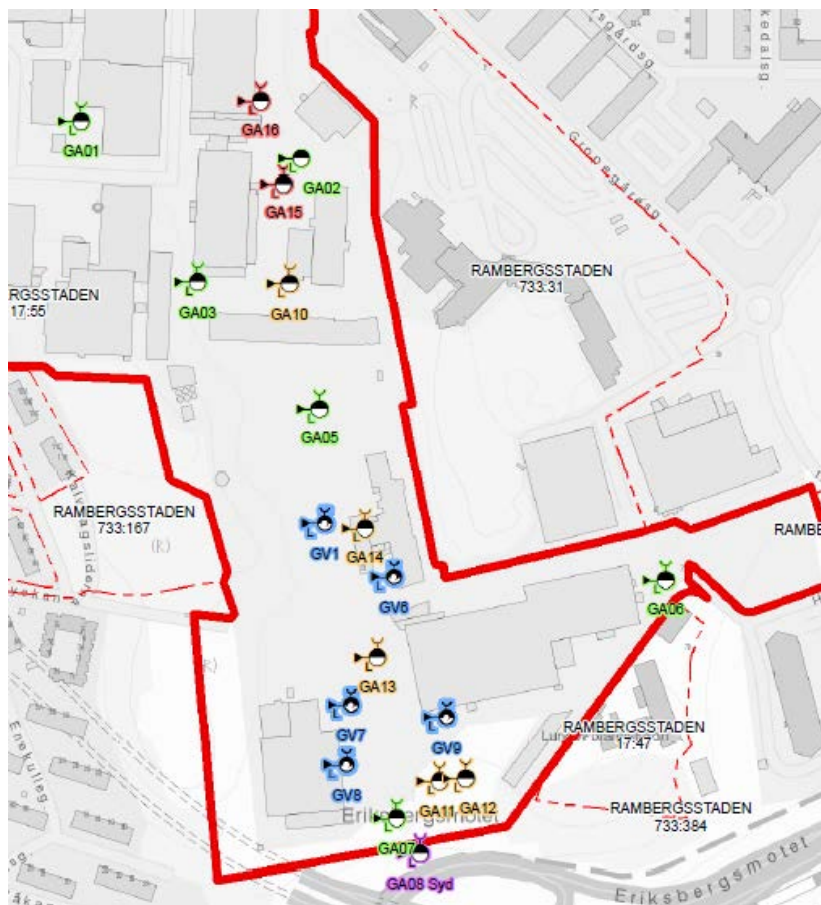
Ämne	Enhet	December 2016						Jämför- värde
		GA01	GA03	GA05	GA06	GA07	GA08 Syd	
diklormetan	µg/l	<0.10	<0.10	0,21	0,23	0,14	<0.10	20*
1,1-diklorethan	µg/l	<0.020	0,029	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	
1,2-diklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	3**
trans-1,2-diklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	0,66	<0.020	0,26	<0.020	50*
cis-1,2-diklorethan	µg/l	0,93	0,055	7,8	<0.020	100	1,3	50*
1,2-diklorpropan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	40*
triklormetan	µg/l	<0.020	0,079	0,052	0,49	0,078	<0.020	100**
tetraklormetan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	4*
1,1,1-triklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	2000*
1,1,2-triklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	
triklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	10**
tetraklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	10**
vinylklorid	µg/l	0,17	0,2	68	0,022	42	0,24	0,5**
1,1-diklorethan	µg/l	<0.020	<0.020	0,15	<0.020	0,17	<0.020	140*
metan	µg/l	796	108	2000	104	397	401	
etan	µg/l	16,5	3	22,6	1,3	1,1	<1.0	
eten	µg/l	1,2	<1.0	41,2	1,2	6,8	<1.0	
sulfid	mg/l		<0.050	<0.050		<0.050	1,16	
svavelväte	mg/l		<0.050	<0.050		<0.050	1,23	
nitrit	mg/l		<0.01	0,04		<0.01	<0.01	
nitritkväve	mg/l		<0.002	0,012		<0.002	<0.002	
nitrat	mg/l		<2.00	<2.00		<2.00	<2.00	
sulfat	mg/l		31,2	12,1		16,9	<5.00	
klorid	mg/l		497	400		119	60,6	
TOC	mg/l		29,1	5,37		11,3	12,4	
Fe	mg/l		182	75		77	2,6	
Fe2+	mg/l		152	58		31	1,6	
Fe3+	mg/l		30	17		46	1	
Mn2+	mg/l		4,8	1,5		0,5	0,63	

* WHO

** SLVFS

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Punkt GA05, som installerats ungefär vid läget för den punkt där högst halt vinylklorid tidigare uppmätts (DGE GV4 - 69,4 µg/l), uppvisar en halt om 68 µg/l. Dvs det är i samma nivå som tidigare mätning i rör intill.
- I punkten längst i söder, GA07, uppmättes förhöjd halt av vinylklorid samt cDCE.
- I det rör som provtogs söder om, utanför fastigheten (GA08 syd) uppmättes endast spår av vinylklorid och cDCE., vilket tyder på att eventuell spridningen ut från fastigheten är ytterst begränsad i flödesriktningen.
- TRI uppmättes inte över rapporteringsgränsen i någon punkt, vilket tyder på att föroreningen som påvisas i aktuella punkter är äldre och att det som uppmäts troligtvis transporterats från ett källområde mer uppströms.
- Nedbrytningsprodukterna som här har påvisats indikerar en tydlig naturlig nedbrytningsaktivitet (reduktiv deklorering).
- Fys-kem-parametrarna indikerar fördelaktiga förhållanden för naturlig nedbrytning förutom en något låg kolhalt i enstaka punkter.



Figur 2: Grönmarkerade rör visar installerade och provtagna rör inom steg 2A. Lilamarkerat rör visar rör provtaget inom steg 2A.

RESULTAT STEG 2B – PROVTAGNING NYINSTALLERADE RÖR

I tabellen nedan återfinns resultat från provtagning av rör installerade för att förfina föroreningsbilden. I söder även utreda eventuell spridning från PLA/PLB i en något nordvästlig riktning (eftersom de högsta halterna har uppmätts runt GA05) samt även förtäta norr om BC där tidigare provtagning i GA03 visade på låga halter men där misstanke fanns om att röret inte var placerat i lägsta punkten i berget.

Tabell 5: Tabellen redovisar resultat från provtagning av nyinstallerade rör inom steg 2B

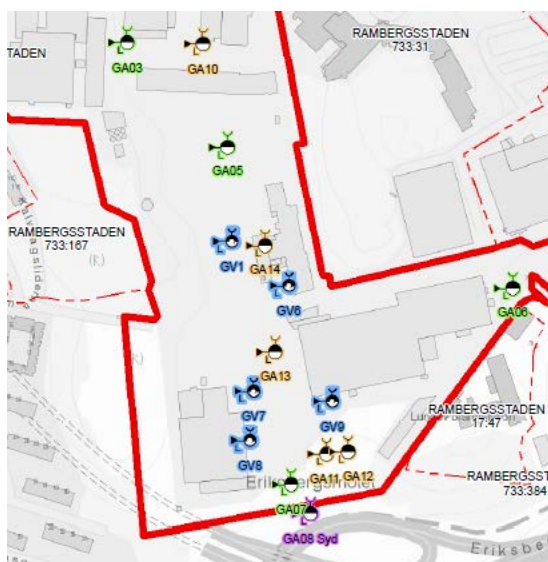
Ämne	Enhet	Februari 2017					Jämför- värde
		GA10 N BC	GA11 söder	GA12 söder	GA13 P-yta	GA14 PLA/PLB	
diklormetan	µg/l	2,2	0,16	0,1	0,23	0,23	20*
1,1-dikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	
1,2-dikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	2,5	<0.020	3**
trans-1,2-dikloreten	µg/l	360	2,8	3	0,069	0,066	50*
cis-1,2-dikloreten	µg/l	1300	220	200	2,9	1	50*
1,2-diklorpropan	µg/l	0,28	0,067	0,13	0,047	0,1	40*
triklormetan	µg/l	0,3	0,42	0,56	<0.020	2,1	100**
tetraklormetan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	4*
1,1,1-trikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	2000*
1,1,2-trikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	
trikloreten	µg/l	95	210	180	16	8	10**
tetrakloreten	µg/l	<0.020	0,024	<0.020	<0.020	<0.020	10**
vinylklorid	µg/l	2500	26	26	52	1,8	0,5**
1,1-dikloreten	µg/l	110	2,4	2,4	0,034	<0.020	140*
metan	µg/l	1820	508	265	426	493	
etan	µg/l	228	4,7	5,2	3,7	4,5	
eten	µg/l	298	2	1,8	1,6	7,7	
sulfid	mg/l	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	
svavelväte	mg/l	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	
nitrit	mg/l	0,06	0,01	0,03	<0.01	0,02	
nitritkväve	mg/l						
nitrat	mg/l	<2.00	<2.00	<2.00	<2.00	<2.00	
sulfat	mg/l	28,1	26,9	28,4	21,5	24,5	
klorid	mg/l	60,1	53,1	34	300	67,5	
TOC	mg/l	90,4	56,8	51,4	75	71,2	
Fe	mg/l	63	31	129	49	50	
Fe2+	mg/l	21	21	62	40	29	
Fe3+	mg/l	42	10	67	9	21	
Mn2+	mg/l	1,4	1,1	2,4	1,8	1	

* WHO

** SLVFS

Ur tabellen kan följande utläsas:

- I GA10, norr om BC och drygt 50 m öster om GA03, har en vinylkloridhalt om 2 500 µg/l uppmätts. Det är en halt som är mer än 35 gånger högre än vad som tidigare uppmätts som högsta halt (GA05/GV4 söder om BC).
- Tidigare provtagning i norra delen av fastigheten har inte påvisat förhöjda halter av klorerade lösningsmedel. Dock visar utförda sonderingar att lågpunkten i bergets dalgång förefaller vara något mer östlig än var t ex rör GA03 är lokaliserad. I GA02 påträffades inget grundvatten och i denna noterades även ett lägre djup till berg, dvs punkten är lokaliserad en bit upp på bergets sluttning i öster.
- Föroreningen är inte avgränsad norr om GA10.
- Halterna i GA13, som är lokaliserad rakt söder om GA05 och väster om byggnad NLC, motsvarar ungefär halterna som tidigare uppmätts i GV7, som är lokaliserat sydväst om GA13 vilket tyder på en sammanhängande plym.
- I GA11 och GA12 (samt i tidigare provtagna GV9), som är lokaliserade i södra delen av fastigheten i den gräsyta/svacka som återfinns söder om byggnad NLC, noteras en annan fördelning av klorerade alifater än vad som noteras i övriga punkter i södra området, där förhöjd vinylkloridhalt är dominerande. Förutom förhöjd halt av vinylklorid, om än lägre än vad som uppmäts något mer väster ut (GA07), påvisas även bl a förhållandevis höga halter av TRI. Att TRI uppmätts i en högre halt än vad som uppmätts i övriga punkter, inkl. GA10, kan tyda på förekomst av ett andra källområde, utöver det som kan finnas i närheten av GA10.
- I GA14 (invid PLA/PLB) är halterna förhållandevis låga, vilket tyder på att det inte skett någon omfattande spridning med grundvatten från PLA/PLB i denna riktning (dvs åt NV).
- Nedbrytningsprodukterna som här har påvisats indikerar en tydlig naturlig nedbrytningsaktivitet (reduktiv deklorering).
- Fys-kem-parametrarna indikerar fördelaktiga förhållanden för naturlig nedbrytning. Även kolhalterna är i dessa punkter fördelaktiga.



Figur 3: Gulmarkerade rör visar vilka rör som provtogs under steg 2B.

RESULTAT KOMPLETTERING TILL STEG 2

I tabellen nedan redovisas resultat avseende kompletterande installation och provtagning norr om GA10 samt provtagning på vatten i en bassäng som påträffats under byggnad A (dvs väst om GA10).

Tabell 6: Tabellen redovisar resultat från kompletterande provtagning inom steg 2B

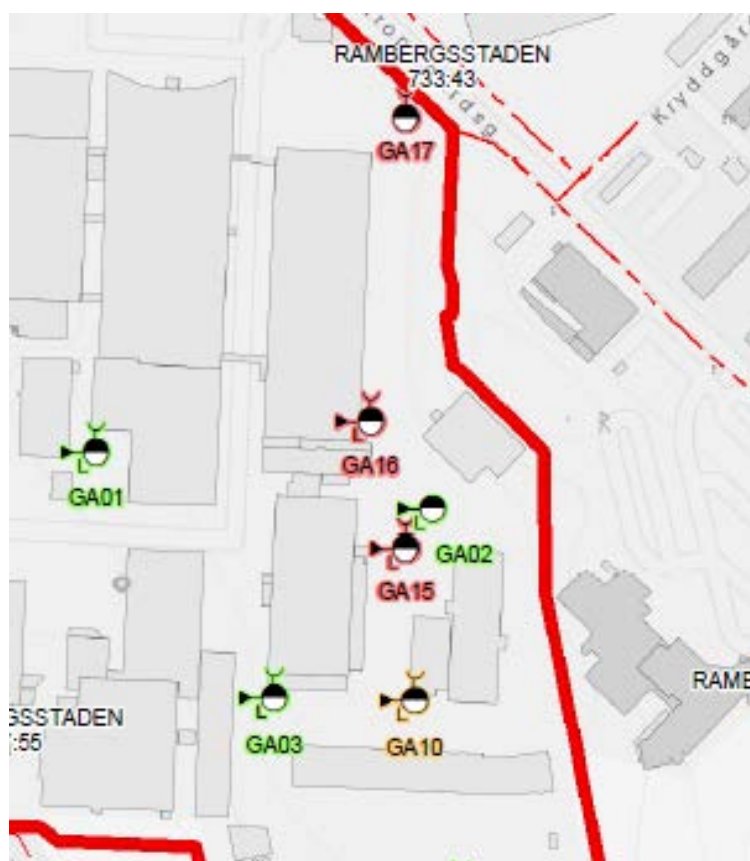
Ämne	Enhet	Juni 2017				Jämför- värde
		GA10 N BC	GA15 N GA10	GA16 Öst om O	Bassäng under A	
diklormetan	µg/l	0,73	0,54	1,9	<0.10	20*
1,1-dikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	0,11	<0.020	
1,2-dikloreten	µg/l	7,1	<0.020	<0.020	<0.020	3**
trans-1,2-dikloreten	µg/l	570	0,27	<0.020	<0.020	50*
cis-1,2-dikloreten	µg/l	1400	53	0,079	<0.020	50*
1,2-diklorpropan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	40*
triklormetan	µg/l	<0.020	0,13	0,54	<0.020	100**
tetraklormetan	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	4*
1,1,1-trikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	2000*
1,1,2-trikloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	
trikloreten	µg/l	86	<0.020	<0.020	<0.020	10**
tetrakloreten	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	10**
vinylklorid	µg/l	2700	87	0,15	<0.020	0,5**
1,1-dikloreten	µg/l	180	0,62	<0.020	<0.020	140*
metan	µg/l		444	15,5		
etan	µg/l		8	1,4		
eten	µg/l		8,2	2,1		
sulfid	mg/l		<0.050			
svavelväte	mg/l		<0.050			
nitrit	mg/l		<0.01	<0.01		
nitritkväve	mg/l					
nitrat	mg/l		<2.00	<2.00		
sulfat	mg/l		17,7	46,6		
klorid	mg/l		806	304		
TOC	mg/l		6,45	72,6		
Fe	mg/l		81			
Fe2+	mg/l		72			
Fe3+	mg/l		9			
Mn2+	mg/l		0,74			

* WHO

** SLVFS

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Provtagningen i GA10 verifierar tidigare resultat dvs nu uppmätta halter motsvarar ungefär de halter som uppmättes vid provtagningen tidigare samma år, förutom att halten av 1,2-dikloretan vid denna provtagning överskrider Livsmedelsverkets dricksvattenkriterium.
- I punkten GA15 som återfinns ca 60 m rakt norr om GA10, påvisas vinylklorid i förhöjd halt ungefär i nivå med vad som uppmätts i punkten strax söder om BC. Halten är dock betydligt lägre än vad som noterats i GA10. Det noteras inte heller förekomst av TRI i GA15.
- I GA16, ytterligare en bit norr ut, noteras endast spårhalter av vinylklorid, vilket antyder en avgränsning norröver.
- Nedbrytningsprodukterna som här har påvisats indikerar en tydlig naturlig nedbrytningsaktivitet (reduktiv deklorering), särskilt i GA15.
- Fys-kem-parametrarna indikerar fördelaktiga förhållanden för naturlig nedbrytning. Kolhalterna i GA16 är jämfört med GA15 förhållandevis fördelaktiga.
- I bassängen under byggnad A understeg halterna rapporteringsgränsen.



Figur 4: Rödmarkerade rör visar rör installerade och provtagna under det kompletterande steg 2.

2.4.2 RESULTAT PFAS I GRUNDVATTEN

I tre rör i sydöstra delen av fastigheten uttogs prov för analys av PFAS. Rören (GA07, GA11, GA12) är alla lokaliserade i den gräsyta som återfinns sydväst om brandstationen på grannfastigheten. I tabellen nedan redovisas analysresultaten.

Tabell 7: Tabellen redovisar resultat från provtagning och analys av PFAS i tre rör i syd/sydöstra delen av fastigheten (µg/l)

<u>Prov-ID</u>		<u>GA07</u>	<u>GA11</u>	<u>GA12</u>
<u>Placering</u>		Gräsyta sydspets 17:55	Gräsyta ost om svacka, söder om NLC	Gräsyta nere i svackan söder om NLC
Ämne	Enhet	Jämförvärde		
PFBA (Perfluorbutansyra)	ng/l	3,6	15	24
PFPeA (Perfluorpentansyra)	ng/l	3,7	62	84
PFHxA (Perfluorhexansyra)	ng/l	3,6	26	38
PFHpA (Perfluorheptansyra)	ng/l	1,7	5,7	18
PFOA (Perfluoroktansyra)	ng/l	3,8	1,9	2,6
PFNA (Perfluornonansyra)	ng/l	<0,30	<0,30	<0,30
PFDA (Perfluordekansyra)	ng/l	<0,30	<0,30	<0,30
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	ng/l	1,8	1,4	2,1
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	ng/l	5,5	1,2	2,1
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	ng/l	45*	4,9	3,1
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	ng/l	0,33	6	<0,30
Summa PFAS SLV 11	ng/l	29	120	170

* SGI Prel. riktvärde

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Det finns påvisbara halter, dock understigs det preliminära riktvärdet för PFOS som tagits fram av SGI. Detta riktvärde styrs av skyddet för grundvatten som naturresurs.
- 6:2 FTS brukar finnas med i moderna brandskum vilket innebär att det inte kan uteslutas att de PFAS som här uppmätts kommer från brandstationens verksamhet. PFPeA, som det finns förhållandevis mest av, är en nedbrytningsprodukt från 6:2 FTS.

PFAS har tillverkats sedan 50-talet, är bioackumulerande, toxiska i varierande grad och är stabila mot nedbrytning. Livsmedelsverket rekommenderar vidare följande utifrån vilka halter (summa PFAS SLV 11) som finns i ett dricksvatten:

- 0-90 ng/l - Ingen åtgärd behövs.
- Över 90 ng/l – vattnet kan drickas men halterna bör sänkas under 90 ng/l
- Över 900 ng/l – Undvik att dricka vattnet. Duscha eller diska med vattnet går bra.

Det bör dock påpekas att det inte sker något dricksvattenuttag inom eller i närheten av området utan nivåerna ovan redovisas i syfte att ställa resultaten i relation till något utöver det preliminära riktvärdet från SGI. Då föreliggande utredning har klorerade alifater som fokus samt att halterna är förhållandevis låga görs ingen utförligare bedömning av halterna annat än vad som kan utläsas av texten ovan.

2.5 RESULTAT POR GAS OCH INOMHUSLUFT

Porgasmätning har utförts utomhus samt under byggnad och med två olika tekniker (pumpad och passiv). Även inomhusluftmätning har utförts med två olika tekniker, båda dock som passiv mätning. Mätning av både porgas och inomhusluft har utförts vid två tillfällen; inom steg 1 samt inom komplettering steg 2.

JÄMFÖRVÄRDEN FÖR POR GAS

Det finns inga svenska jämförvärden för porgas. Halterna i porgas under byggnader samt omgivande mark har jämförts mot s.k. humantoxikologiska lågriskreferenskoncentrationer för inomhusluft ($RfC/RISK_{inh}$), med en justering uppåt med en konservativ utspädningsfaktor från porgas till inomhusluft på 10. Nedan förklaras dessa jämförvärden och denna utspädningsfaktor vidare. Notera att dessa jämförvärden egentligen inte är relevanta för jämförelse med porgas för omgivande ytor där utspädning blir betydligt större än vid förhållanden inomhus.

Att halterna i porgas jämförts med uppjusterade $RfC/RISK_{inh}$ beror på att en stor utspädning av porgasen sker vid transport genom plattan och in till inomhusluften. En utspädningsfaktor om 10 används i bland annat USA och Kanada och tar höjd för att uppmätt porgas eventuellt ej utgör representativ halt under bottenplattan samt även att porgasprovet kan vara utspädd av inläckande atmosfärluft. Att en utspädningsfaktor om endast 10 är mycket konservativ ses av att utspädningen från porgas 0,35 m under en byggnad till inomhusluften enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden (Naturvårdsverkets rapport 5976) beräknas till ca 10 000 gånger för aktuella ämnen.

JÄMFÖRVÄRDEN FÖR INOMHUSLUFT

Analysresultaten för inomhusluft har jämförts mot humantoxikologiska lågriskreferenskoncentrationer ($RfC/RISK_{inh}$, se föregående avsnitt) motsvarande känslig markanvändning (KM).

Humantoxikologiska lågriskreferenskoncentrationer är halter som bedöms vara ofarliga för alla människor att andas in under en hel livstid i en bostad (24 h per dygn, 365 dagar per år) och gäller för årmedelvärdesexponering, dvs. de motsvarar Naturvårdsverkets känslig markanvändning (KM). Jämförelse mot dessa värden är väldigt konservativt och ger således en extra säkerhet då exponeringen inom fastigheten idag har en markanvändning motsvarande mindre känslig (MKM), vilket innebär att de personer som vistas i byggnaden har en lägre exponering än vad som är fallet i en bostad².

RfC -värden avser ämnen med tröskeeffekter, dvs. exponering upp till denna nivå bedöms inte ge några effekter alls. För genotoxiska ämnen, i föreliggande fall TCE och vinylklorid, använder Naturvårdsverket istället s.k. $RISK_{inh}$ -värden, som motsvarar den halt där 1 på 100 000 individer riskerar att insjukna i cancer under sin livstid, om de utsätts för denna halt kontinuerligt. Både RfC och $RISK_{inh}$ värden har i första hand hämtats från Naturvårdsverkets

² För en jämförelse mot värden motsvarande MKM multipliceras jämförvärdet med 5,475 vilket i enlighet med Naturvårdsverkets generella riktvärden motsvarar exponering under 8 h per dag under 200 dagar per år.

vägledning för riktvärden för förorenad mark (rapport 5976, Bilaga 1). För vinylklorid och DCE finns inga svenska RfC/ RISK_{inh} -värden tillgängliga. För dikloretenerna har därför RfC framtaget av holländska RIVM använts, värdena är dock osäkra och är därför belagda med stora säkerhetsfaktorer (sannolikt försiktiga). För vinylklorid har värden motsvarande RISK_{inh} från WHO Air Quality guidelines 2000 använts.

2.5.1 RESULTAT POR GAS

STEG 1

Inom steg 1 utfördes porgasmätning som pumpad provtagning under golv i byggnaderna BC och PLA/PLB.

I tabellen nedan redovisas resultat från porgasmätning under byggnaderna BC och PLA/PLB. Mätning utfördes i respektive byggnads källare.

Tabell 8: Tabellen redovisar resultat från porgasmätning under byggnaderna BC och PLA/PLB (mg/m3)

Ämne	Enhet	Gas 01 BC Östra delen	Gas 02 BC Västra delen	Gas 03 PLA Norra delen	Gas 04 PLB Norra delen (vid pumpgrop)
Placering					
volym	liter	6	6	6	6
1,1-dikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
diklormetan	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
trans-1,2-dikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
cis-1,2-dikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
triklormetan	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
1,2-dikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
1,1,1-trikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
tetraklormetan	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
trikloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
tetrakloreten	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
1,2-diklorpropan	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
vinylklorid	mg/m3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Inga halter överstiger rapporteringsgränsen.

Det kan dock påpekas att i samband med borring för installation av sond under platta noterades täta jordlager (sandig lera/silt) och det var fuktigt eller blött. Markförhållandena torde därmed påverka resultaten såtillvida att en spridning av klorerade alifater via porluft rimligtvis är relativt begränsad.

RESULTAT PORGAS – KOMPLETTERING STEG 2

Inom det kompletterande steg 2 utfördes provtagning utomhus samt under byggnader. Provtagningen utfördes som passiv provtagning (WMS) och punkterna lokaliserades i närområdet till rör GA10/byggnad VLU, där högst halter av vinylklorid uppmätts i det djupa grundvattnet. Provtagning utfördes även vid byggnad NLC, i södra delen av fastigheten, där förhöjda TRI-halter indikerade en eventuellt andra källa. Eftersom det i det mest nordliga röret, GA17, inte påträffades grundvatten installerades istället en porgasprovtagare direkt i röret.

Resultaten redovisas i tabell nedan.

Tabell 9: Tabellen redovisar resultat från porgasmätning inom kompletterande steg 2 (mg/m³)

<u>Prov-ID</u>		Jämförvärde	17GAVLU-SV WMS VLU Ute, vid GA10	17GAVLU-137 WMS VLU centralt 137	17GA15 WMS VLU Ute, vid GA15	17GANLC-UTE WMS NLC 10 m SV	17GANLC WMS NLC Inne i sydväst	GA17 Norrut i GV-rör GA17
<u>Placering</u>								
provtagningsid	(min)		20130	19913	19900	20325	20105	30051
1,1-dikloreten	mg/m ³	2*	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.06
trans-1,2-dikloreten	mg/m ³	0,6*	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.06
1,1-dikloreten	mg/m ³		<0.09	<0.09	<0.09	<0.08	<0.09	<0.06
cis-1,2-dikloreten	mg/m ³	0,6*	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.05
triklormetan	mg/m ³	1,4*	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.05
1,2-dikloreten	mg/m ³	0,03**	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.04
1,1,1-trikloreten	mg/m ³	8*	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.06
tetraklormetan	mg/m ³	0,061*	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.05
trikloreten	mg/m ³	0,23**	0,06	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0,11
tetrakloreten	mg/m ³	2*	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.02
1,1,2,2-tetrakloreten	mg/m ³		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.02
1,1,2-trikloreten	mg/m ³		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.03
vinylklorid	mg/m ³	0,1**	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.07

**RISKinh (för VC från WHO)

*RfC (för DCE från RIVM, för 1,1-dikloreten från USEPA)

Ur tabellen kan följande utläsas:

- I punkten ute under asfalt vid GA10, uppmättes en halt av TRI precis över rapporteringsgränsen: 0,06 mg/m³.
- I GV-röret längst norrut, GA17, uppmättes en halt av TRI om 0,11 mg/m³.
- Övriga punkter uppvisade halter under rapporteringsgräns.

Övriga punkter återfanns vid rör GA15 (i P-ytan väst/nordväst om VLU och norr om GA10), centralt inne i VLU (mätning under golv till rum 137), inne i sydvästra delen av NLC samt utomhus ca 10 m söder om NLCs sydvästra hörn.

Att det uppmäts en påvisbar halt av TRI i GA17 är förvånande. Vid sondering och installation av grundvattenrör till berg noterades att det var torrt hela vägen till berget. Att röret ändå installerades var för att eventuellt kunna ta vattenprov senare, om det skulle tränga in något vatten, eller annars utföra porgasmätning i röret. Nu påvisad porgashalt är låg men inte ovidkommande. Att det skulle ske en spridning från området runt GA10 norrut till GA17 är inte troligt. Om halten beror på att det har använts förorenat fyllnadsmaterial, t ex att förorenad jord från någon plats inom området flyttats hit vid anläggandet av den körväg där röret sitter, eller om själva röret blivit kontaminerat (mindre troligt) går inte att avgöra.

2.5.2 RESULTAT INOMHUSLUFT

STEG 2 - PLA/PLB

I byggnad PLA/PLB utfördes passiv provtagning (Radiello) av inomhusluft på plan 0, 3 och 5 samt i den f.d. receptionsbyggnaden som revs 2017, se tabell nedan.

Tabell 10: Tabellen redovisar resultat från inomhusluftsmätning i byggnad PLA/PLB (mg/m³)

Provtag- ningstid (min)	Ämne (mg/m ³)	Jämför- värde	481 ZM	514 VD	288 VN	645 VR	285 VN	287 VN	009 VR	012 VR	281 VN	018 VR	021 VR	648 VR	478 ZM
			Toa plan 5	Chefs- rum plan 5	vask plan 5	städ plan 3	vask plan 3	städ plan 0	dam- dusch plan 0	vid kassun plan 0	Herr- dusch plan 0	Damtoa plan 0	kontor plan 0	vask plan 0	toa f.d. recep- tion
			9900	9910	9920	9940	9970	9920	9907	9908	9920	9908	9935	9940	9919
1,1-dikloreten	0,2*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
diklormetan			<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002
t-1,2-dikloreten	0,06*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
c-1,2-dikloreten	0,06*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
triklormetan	0,14*		0,002	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
1,2-dikloreten	0,003**		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
1,1,1-trikloreten	0,8*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
tetraklormetan	0,0061*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	0,00033	<0.0003	<0.0003	<0.0003	0,0003	<0.0003	0,00032
trikloreten	0,023**		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
tetrakloreten	0,2*		<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003
1,2-diklorpropan			<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003	<0.0003

**RISKinh (för VC från WHO)

*RfC (för DCE från RIVM, för 1,1-dikloreten från USEPA)

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Inga halter överstiger här använda, konservativa, jämförvärden.
- Spår av triklormetan (kloroform) påvisas i ett toalettutrymme på plan 5. Kloroform kan härstamma från klorering av dricksvattnet. Spår av tetraklormetan (koltetraklorid) påvisas i 3 utrymmen på plan 0 samt i den f.d. receptionsbyggnaden. Tetraklormetan är ett ämne som ofta uppmäts i låga halter pga att det finns en bakgrundshalt i atmosfärsluften.

RESULTAT INOMHUSLUFT – KOMPLETTERING STEG 2

Inomhusluftmätningen som utfördes inom steg 2 utfördes, precis som inom steg 1, som passiv provtagning men med sk WMS-mätare vilken även mäter vinylklorid. Resultaten redovisas i tabell nedan.

Tabell 11: Tabellen redovisar resultat från inomhusluftmätning inom kompletterande steg 2 (mg/m³)

<u>Prov-ID</u>		Jämförvärden	17GAVLU-141 WMS	17GAVLU-152 WMS	17GAVLU-146 WMS	17GAA-129 WMS	17GAA-006 WMS	17GABC-121 WMS	17GABC-1530 WMS	17GABM-104 WMS	17GANL C-Syd WMS
<u>Placering</u>			VLU Kontrollrum 141	VLU labb/ mikro- skopi 152	VLU Ny bygg- nad 146	A "Grop" i 129	A källare chucker 006	BC Valvet konf. rum 121	BC kontor 1530	BM kök 104	NLC syd- väst
provtagningstid	min		24545	24390	24402	24430	24390	24396	24393	24405	20350
1,1-dikloreten	mg/m ³	0,2*	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.007
trans-1,2-dikloreten	mg/m ³	0,06*	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.006
1,1-dikloreten	mg/m ³		<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.006
cis-1,2-dikloreten	mg/m ³	0,06*	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.005
triklormetan	mg/m ³	0,14*	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.005
1,2-dikloreten	mg/m ³	0,003**	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004
1,1,1-trikloreten	mg/m ³	0,8*	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.007
tetraklormetan	mg/m ³	0,0061*	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.006
trikloreten	mg/m ³	0,023**	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.004
tetrakloreten	mg/m ³	0,2*	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.003
1,1,2,2-tetrakloreten	mg/m ³		<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
1,1,2-trikloreten	mg/m ³		<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003	<0.004
vinylklorid	mg/m ³	0,01**	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.008

**RISKinh (för VC från WHO)

*RfC (för DCE från RIVM, för 1,1-dikloreten från USEPA)

Ur tabellen kan följande utläsas:

- Inga påvisbara halter har uppmätts i inomhusluften i någon av punkterna.

Inga påvisbara halter uppmättes i VLU, som är den byggnad som återfinns i anslutning till det grundvattenrör (GA10) där högst halt av klorerade alifater påvisats. Mätning har här utförts i tre olika rum/delar av byggnaden i bottenplan varav en i den nya tillbyggnaden, som återfinns närmast GA10 (i tillbyggnaden utfördes mätningen i det enda rummet där det fanns någon form av golvgenomföring).

Inte heller i byggnad A har några påvisbara halter uppmätts. En av punkterna var lokaliserad nere i den ledningsgrop under verkstaden som skulle kunna utgöra en ingångsväg för ånginträngning upp i byggnaden då det här återfanns sandigt material under golvbjälklag, men inte heller här noterades halter över rapporteringsgräns.

Mätningar utfördes även i BC (2 st), i BM (1 st) samt i NLC i södra delen av området.

2.6 ÖVRIGT

Parallellt med genomförandet av föreliggande utredning har Golder även utfört markmiljötekniska och geotekniska utredningar vid PLA/PLB inför uppförandet av en ny entré-byggnad invid PLB där Golder även agerade miljökontrollant. Utöver kontroll av metaller, petroleum och PAH, som enligt tidigare studier återfinns i förhöjda halter i området, utfördes även provtagning avseende klorerade alifater. Inga förhöjda halter av klorerade alifater uppmättes i jordprover eller schaktvatten. Se vidare:

- Rapport Geoteknisk undersökning för tillbyggnad Volvo PLA-PLB, Golder Associates, 2017-01-13
- Rapport Markundersökning PLB, Golder Associates, 2017-01-12
- Rapport Miljökontroll, PLB – Volvo Lundby, Golder Associates AB, 2017-11-06



BILAGA H

Analysrapporter

Rapport

Sida 1 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



Ankomstdatum 2016-10-24
Utfärdad 2016-11-07

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt Volvo Lundby
Bestnr 1656093

Analys av vatten

Er beteckning	GV6					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-10-19					
Labnummer	O10817436					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trans-1,2-dikloreten	0.073	0.0146	µg/l	1	1	AKR
cis-1,2-dikloreten	27	5.4	µg/l	1	1	AKR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trikloreten	0.27	0.054	µg/l	1	1	AKR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
vinylklorid	50	10	µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	0.16	0.032	µg/l	1	1	AKR
metan	443	177	µg/l	2	2	FREN
etan	2.3	0.9	µg/l	2	2	FREN
eten	5.9	2.4	µg/l	2	2	FREN
sulfid	<0.050		mg/l	3	2	FREN
svavelväte	<0.050		mg/l	3	2	FREN
Redoxpaket	-----			4	0	AKR
nitrit	<0.0050		mg/l	5	2	FREN
nitritkväve	<0.0020		mg/l	5	2	FREN
nitrat	<2.00		mg/l	6	2	FREN
sulfat	17.3	2.59	mg/l	7	2	FREN
klorid	414	62.1	mg/l	8	2	FREN
TOC	2.08	0.42	mg/l	9	2	FREN
Fe	59	9.6	mg/l	10	3	CL
Fe2+	21	1.0	mg/l	10	3	CL
Fe3+	38		mg/l	10	3	CL
Mn2+	0.91	0.038	mg/l	11	3	CL
Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.						

Rapport

Sida 2 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



Er beteckning	GV7					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-10-19					
Labnummer	O10817437					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trans-1,2-dikloreten	0.054	0.0108	µg/l	1	1	AKR
cis-1,2-dikloreten	6.4	1.28	µg/l	1	1	AKR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trikloreten	0.028	0.0056	µg/l	1	1	AKR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
vinylklorid	36	7.2	µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
metan	668	267	µg/l	2	2	FREN
etan	2.1	0.8	µg/l	2	2	FREN
eten	20.9	8.4	µg/l	2	2	FREN
sulfid	0.067	0.016	mg/l	3	2	FREN
svavelväte	0.071	0.017	mg/l	3	2	FREN
Redoxpaket	-----			4	0	AKR
nitrit	<0.0050		mg/l	5	2	FREN
nitritkväve	<0.0020		mg/l	5	2	FREN
nitrat	<2.00		mg/l	6	2	FREN
sulfat	19.5	2.92	mg/l	7	2	FREN
klorid	146	21.9	mg/l	8	2	FREN
TOC	5.46	1.09	mg/l	9	2	FREN
Fe	31	5.0	mg/l	10	3	CL
Fe2+	10	0.48	mg/l	10	3	CL
Fe3+*	21		mg/l	10	3	CL
Mn2+*	0.64	0.027	mg/l	11	3	CL

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 3 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



Er beteckning	GV9					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-10-19					
Labnummer	O10817438					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trans-1,2-dikloreten	2.2	0.44	µg/l	1	1	AKR
cis-1,2-dikloreten	190	38	µg/l	1	1	AKR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trikloreten	99	19.8	µg/l	1	1	AKR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
vinylklorid	40	8	µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	2.2	0.44	µg/l	1	1	AKR
metan	772	309	µg/l	2	2	FREN
etan	4.0	1.6	µg/l	2	2	FREN
eten	7.4	2.9	µg/l	2	2	FREN
sulfid	<0.050		mg/l	3	2	FREN
svavelväte	<0.050		mg/l	3	2	FREN
Redoxpaket	-----			4	0	AKR
nitrit	0.0265	0.0040	mg/l	5	2	FREN
nitritkväve	0.0080	0.0012	mg/l	5	2	FREN
nitrat	<2.00		mg/l	6	2	FREN
sulfat	22.0	3.30	mg/l	7	2	FREN
klorid	183	27.5	mg/l	8	2	FREN
TOC	1.93	0.39	mg/l	9	2	FREN
Fe	36	5.8	mg/l	10	3	CL
Fe2+	19	0.91	mg/l	10	3	CL
Fe3+*	17		mg/l	10	3	CL
Mn2+*	0.88	0.037	mg/l	11	3	CL

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 4 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



Er beteckning	GV1					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-10-19					
Labnummer	O10817439					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	0.44	0.088	µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trans-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
cis-1,2-dikloreten	2.6	0.52	µg/l	1	1	AKR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	AKR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
trikloreten	0.29	0.058	µg/l	1	1	AKR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
vinylklorid	27	5.4	µg/l	1	1	AKR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	AKR
metan	1810	724	µg/l	2	2	FREN
etan	1.8	0.7	µg/l	2	2	FREN
eten	27.2	10.9	µg/l	2	2	FREN
sulfid	0.066	0.016	mg/l	3	2	FREN
svavelväte	0.070	0.016	mg/l	3	2	FREN
Redoxpaket	-----			4	0	AKR
nitrit	<0.0050		mg/l	5	2	FREN
nitritkväve	<0.0020		mg/l	5	2	FREN
nitrat	<2.00		mg/l	6	2	FREN
sulfat	22.1	3.32	mg/l	7	2	FREN
klorid	226	34.0	mg/l	8	2	FREN
TOC	4.58	0.92	mg/l	9	2	FREN
Fe	95	15	mg/l	10	3	CL
Fe2+	56	2.7	mg/l	10	3	CL
Fe3+*	39		mg/l	10	3	CL
Mn2+*	4.3	0.18	mg/l	11	3	CL

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 5 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Paket OV-6B. Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Mätning utförs med headspace GC-MS. Rev 2013-09-23
2	Bestämning av metan, etan och eten enligt metod baserad på EPA Method RSK-175. Mätning utförs med GC-FID och GC-TCD. Rev 2013-09-23
3	Spektrofotometrisk bestämning av sulfid enligt metod baserad på CSN 83 0520-16 och 830530-31. Rev 2013-10-14
4	Redoxpaket.
5	Bestämning av av nitrit/nitritkväve med spektrofotometri enligt metod baserad på CSN ISO 11732, CSN ISO 13395, CSN EN 13370 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Tiden mellan provuttag och analys har överstigit 24 timmar. Rev 2014-02-19
6	Bestämning av nitrat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-05-17
7	Bestämning av sulfat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
8	Bestämning av klorid med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
9	Bestämning av TOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484 och SCN EN 13370. Dekantering ingår för grumliga prover. Rev 2014-11-14
10	Fe ³⁺ beräknas som differensen mellan Fe-total och Fe ²⁺ . Bestämning av Fe-total enligt metod DIN EN ISO 17294-2 (E29). Mätning utförs med ICP-MS. Fotometrisk bestämning av Fe ²⁺ enligt metod DIN 38406 (E1). Rev 2013-10-07
11	Bestämning av Mn ²⁺ enligt metod DIN 38406-E2. Rev 2014-02-18

Rapport

Sida 6 (6)



T1626589

25BSZ2MG2M9



	Godkännare
AKR	Anna-Karin Revell
CL	Camilla Lundeborg
FREN	Fredrik Enzell

	Utf ¹
0	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
1	För mätningen svarar ALS Denmark A/S, Bakkegårdsvej 406 A, 3050 Humlebæk, Danmark som är av danska ackrediteringsorganet DANAK ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 05-0361).
2	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.
3	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 1 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Ankomstdatum 2016-12-02
Utfärdad 2016-12-19

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt Volvo Lundby
Bestnr 1656093

Analys av vatten

Er beteckning	GA01					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-12-01					
Labnummer	O10834568					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,2-dikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
trans-1,2-dikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
cis-1,2-dikloreten	0.93	0.186	$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
triklormetan	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,1,1-trikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,1,2-trikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
trikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
tetrakloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
vinylklorid	0.17	0.034	$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		$\mu\text{g/l}$	1	1	STGR
metan	796	318	$\mu\text{g/l}$	2	2	WIDF
etan	16.5	6.6	$\mu\text{g/l}$	2	2	WIDF
eten	1.2	0.5	$\mu\text{g/l}$	2	2	WIDF

Rapport

Sida 2 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Er beteckning	GA03					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-12-01					
Labnummer	O10834569					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	0.029	0.0058	µg/l	1	1	STGR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trans-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
cis-1,2-dikloreten	0.055	0.011	µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklormetan	0.079	0.0158	µg/l	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
vinylklorid	0.20	0.04	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
metan	108	43.0	µg/l	2	2	WIDF
etan	3.0	1.2	µg/l	2	2	WIDF
eten	<1.0		µg/l	2	2	WIDF
Redoxpaket	-----			3	0	STGR
nitrit	<0.01		mg/l	4	3	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	5	2	WIDF
sulfat	31.2	4.68	mg/l	6	2	WIDF
klorid	497	74.5	mg/l	7	2	WIDF
TOC	29.1	5.82	mg/l	8	2	WIDF
Fe	182	29	mg/l	9	4	CL
Fe2+	152	7.3	mg/l	9	4	CL
Fe3+*	30		mg/l	9	4	CL
Mn2+*	4.8	0.20	mg/l	10	4	CL
sulfid	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
svavelväte	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
nitritkväve	<0.002		mg/l	4	3	NIVE
Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.						

Rapport

Sida 3 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Er beteckning	GA05					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-12-01					
Labnummer	O10834570					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	0.21	0.042	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,2-dikloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trans-1,2-dikloretan	0.66	0.132	µg/l	1	1	STGR
cis-1,2-dikloretan	7.8	1.56	µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklormetan	0.052	0.0104	µg/l	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,1-trikloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,2-trikloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trikloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetrakloretan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
vinylklorid	68	13.6	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloretan	0.15	0.03	µg/l	1	1	STGR
metan	2000	802	µg/l	2	2	WIDF
etan	22.6	9.0	µg/l	2	2	WIDF
eten	41.2	16.5	µg/l	2	2	WIDF
Redoxpaket	-----			3	0	STGR
nitrit	0.04		mg/l	4	3	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	5	2	WIDF
sulfat	12.1	1.82	mg/l	6	2	WIDF
klorid	400	59.9	mg/l	7	2	WIDF
TOC	5.37	1.07	mg/l	8	2	WIDF
Fe	75	12	mg/l	9	4	CL
Fe2+	58	2.8	mg/l	9	4	CL
Fe3+*	17		mg/l	9	4	CL
Mn2+*	1.5	0.063	mg/l	10	4	CL
sulfid	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
svavelväte	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
nitritkväve	0.012		mg/l	4	3	NIVE

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 4 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Er beteckning	GA06					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-12-01					
Labnummer	O10834571					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	0.23	0.046	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trans-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
cis-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklormetan	0.49	0.098	µg/l	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
vinylklorid	0.022	0.0044	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
metan	104	41.8	µg/l	2	2	WIDF
etan	1.3	0.5	µg/l	2	2	WIDF
eten	1.2	0.5	µg/l	2	2	WIDF

Rapport

Sida 5 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Er beteckning **GA07**

Provtagare **Dan Hermansson**
Provtagningsdatum **2016-12-01**

Labnummer **O10834572**

Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	0.14	0.028	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trans-1,2-dikloreten	0.26	0.052	µg/l	1	1	STGR
cis-1,2-dikloreten	100	20	µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklormetan	0.078	0.0156	µg/l	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	STGR
vinylklorid	42	8.4	µg/l	1	1	STGR
1,1-dikloreten	0.17	0.034	µg/l	1	1	STGR
metan	397	159	µg/l	2	2	WIDF
etan	1.1	0.4	µg/l	2	2	WIDF
eten	6.8	2.7	µg/l	2	2	WIDF
Redoxpaket	-----			3	0	STGR
nitrit	<0.01		mg/l	4	3	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	5	2	WIDF
sulfat	16.9	2.53	mg/l	6	2	WIDF
klorid	119	17.9	mg/l	7	2	WIDF
TOC	11.3	2.26	mg/l	8	2	WIDF
Fe	77	12	mg/l	9	4	CL
Fe2+	31	1.5	mg/l	9	4	CL
Fe3+	46		mg/l	9	4	CL
Mn2+	0.50	0.021	mg/l	10	4	CL
sulfid	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
svavelväte	<0.050		mg/l	11	2	WIDF
nitritkväve	<0.002		mg/l	4	3	NIVE

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 6 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Er beteckning	GA08 Syd					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2016-12-01					
Labnummer	O10834573					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10		µg/l	1	1	STGR
1,1-diklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
trans-1,2-diklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
cis-1,2-diklorethan	1.3	0.26	µg/l	1	1	STGR
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,1-triklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
1,1,2-triklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
triklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
tetraklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
vinylklorid	0.24	0.048	µg/l	1	1	STGR
1,1-diklorethan	<0.020		µg/l	1	1	STGR
metan	401	160	µg/l	2	2	WIDF
etan	<1.0		µg/l	2	2	WIDF
eten	<1.0		µg/l	2	2	WIDF
Redoxpaket	-----			3	0	STGR
nitrit	<0.01		mg/l	4	3	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	5	2	WIDF
sulfat	<5.00		mg/l	6	2	WIDF
klorid	60.6	9.09	mg/l	7	2	WIDF
TOC	12.4	2.48	mg/l	8	2	WIDF
Fe	2.6	0.42	mg/l	9	4	CL
Fe2+	1.6	0.077	mg/l	9	4	CL
Fe3+*	1.0		mg/l	9	4	CL
Mn2+*	0.63	0.026	mg/l	10	4	CL
sulfid	1.16	0.232	mg/l	11	2	WIDF
svavelväte	1.23	0.247	mg/l	11	2	WIDF
nitritkväve	<0.002		mg/l	4	3	NIVE

Resultaten m.a.p. tidskänsliga parametrar är osäkra p.g.a. tiden från provtagning till analys har överskridits.

Rapport

Sida 7 (9)



T1631327

28WDYGR8620



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Paket OV-6B. Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Mätning utförs med headspace GC-MS. Rev 2013-09-17
2	Bestämning av metan, etan och eten enligt metod baserad på EPA Method RSK-175. Mätning utförs med GC-FID och GC-TCD. Rev 2013-09-23
3	Redoxpaket.
4	Bestämning av Nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 utg 1 (FIA) Nitrit ger i sur lösning ett azofärgämne med sulfanilamid och en diamin. Färgen bestäms spektrofotometriskt. Resultatet anges som nitrit eller nitritkväve. Filtrering av prover genom 0.45 µm sprutfilter ingår i metoden. Prov för bestämning av nitritkväve bör inkomma till laboratoriet så snart som möjligt efter provtagning då denna parameter är tidskänslig. Bestämning bör ske inom 24 timmar efter provtagning enligt standard SS-EN ISO 5667-3. Mätosäkerhet (k=2) Renvatten: ±14% vid 0.01 mg N/l, ±10% vid 0.05 mg N/l och ±14% vid 0.2 mg N/l Avloppsvatten: ±14% vid 0.01 mg N/l, ±11% vid 0.05 mg N/l och ±15% vid 0.2 mg N/l Rev 2016-03-17
5	Bestämning av nitrat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
6	Bestämning av sulfat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
7	Bestämning av klorid med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
8	Bestämning av TOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484 och SCN EN 13370. Dekantering ingår för grumliga prover. Rev 2014-11-14
9	Fe ³⁺ beräknas som differensen mellan Fe-total och Fe ²⁺ . Bestämning av Fe-total enligt metod DIN EN ISO 17294-2 (E29). Mätning utförs med ICP-MS. Fotometrisk bestämning av Fe ²⁺ enligt metod DIN 38406 (E1). Rev 2013-10-07
10	Bestämning av Mn ²⁺ enligt metod DIN 38406-E2. Rev 2014-02-18

Rapport

Sida 8 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Metod	
11	Spektrofotometrisk bestämning av sulfid enligt metod baserad på CSN 83 0520-16 och 830530-31. Rev 2013-10-14

Godkännare	
CL	Camilla Lundeborg
NIVE	Niina Veuro
STGR	Sture Grägg
WIDF	William Di Francesco

Utf ¹	
0	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
1	För mätningen svarar ALS Denmark A/S, Bakkegårdsvej 406 A, 3050 Humlebæk, Danmark som är av danska ackrediteringsorganet DANAK ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 05-0361).
2	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Česka Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Česka Lipa, Pardubice, V Ráji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.
3	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
4	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 9 (9)



T1631327

28WDYGR8620



Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

Rapport

Sida 1 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Ankomstdatum 2017-02-08
Utfärdad 2017-02-22

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt Volvo Lundby
Bestnr 1656093

Analys av vatten

Er beteckning	GA10					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854422					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	-----			1	0	JECE
nitrit	0.06		mg/l	2	1	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	3	2	JECE
sulfat	28.1	4.21	mg/l	4	2	JECE
klorid	60.1	9.01	mg/l	5	2	JECE
TOC	90.4	18.1	mg/l	6	2	JECE
Fe	63	10	mg/l	7	3	CL
Fe2+	21	1.0	mg/l	7	3	CL
Fe3+*	42		mg/l	7	3	CL
Mn2+*	1.4	0.059	mg/l	8	3	CL
sulfid	<0.050		mg/l	9	2	JECE
svavelväte	<0.050		mg/l	9	2	JECE
diklormetan	2.2	0.44	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	360	72	µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	1300	260	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	0.28	0.056	µg/l	10	4	JECE
triklormetan	0.30	0.06	µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	95	19	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
vinylklorid	2500	500	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	110	22	µg/l	10	4	JECE
metan	1820	729	µg/l	11	2	ERJA
etan	228	91.4	µg/l	11	2	ERJA
eten	298	119	µg/l	11	2	ERJA

Rapport

Sida 2 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	GA11					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854423					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	-----			1	0	JECE
nitrit	0.01		mg/l	2	1	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	3	2	JECE
sulfat	26.9	4.04	mg/l	4	2	JECE
klorid	53.1	7.97	mg/l	5	2	JECE
TOC	56.8	11.4	mg/l	6	2	JECE
Fe	31	5.0	mg/l	7	3	CL
Fe2+	21	1.0	mg/l	7	3	CL
Fe3+*	10		mg/l	7	3	CL
Mn2+*	1.1	0.046	mg/l	8	3	CL
sulfid	<0.050		mg/l	9	2	JECE
svavelväte	<0.050		mg/l	9	2	JECE
diklormetan	0.16	0.032	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	2.8	0.56	µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	220	44	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	0.067	0.0134	µg/l	10	4	JECE
triklormetan	0.42	0.084	µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	210	42	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	0.024	0.0048	µg/l	10	4	JECE
vinylklorid	26	5.2	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	2.4	0.48	µg/l	10	4	JECE
metan	508	203	µg/l	11	2	ERJA
etan	4.7	1.9	µg/l	11	2	ERJA
eten	2.0	0.8	µg/l	11	2	ERJA

Rapport

Sida 3 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	GA12					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854424					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	-----			1	0	JECE
nitrit	0.03		mg/l	2	1	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	3	2	JECE
sulfat	28.4	4.27	mg/l	4	2	JECE
klorid	34.0	5.10	mg/l	5	2	JECE
TOC	51.4	10.3	mg/l	6	2	JECE
Fe	129	21	mg/l	7	3	CL
Fe2+	62	3.0	mg/l	7	3	CL
Fe3+*	67		mg/l	7	3	CL
Mn2+*	2.4	0.10	mg/l	8	3	CL
sulfid	<0.050		mg/l	9	2	JECE
svavelväte	<0.050		mg/l	9	2	JECE
diklormetan	0.10	0.02	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	3.0	0.6	µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	200	40	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	0.13	0.026	µg/l	10	4	JECE
triklormetan	0.56	0.112	µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	180	36	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
vinylklorid	26	5.2	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	2.4	0.48	µg/l	10	4	JECE
metan	265	106	µg/l	11	2	ERJA
etan	5.2	2.1	µg/l	11	2	ERJA
eten	1.8	0.7	µg/l	11	2	ERJA

Rapport

Sida 4 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	GA13					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854425					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	-----			1	0	JECE
nitrit	<0.01		mg/l	2	1	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	3	2	JECE
sulfat	21.5	3.23	mg/l	4	2	JECE
klorid	300	45.1	mg/l	5	2	JECE
TOC	75.0	15.0	mg/l	6	2	JECE
Fe	49	7.9	mg/l	7	3	CL
Fe2+	40	1.9	mg/l	7	3	CL
Fe3+*	9.0		mg/l	7	3	CL
Mn2+*	1.8	0.076	mg/l	8	3	CL
sulfid	<0.050		mg/l	9	2	JECE
svavelväte	<0.050		mg/l	9	2	JECE
diklormetan	0.23	0.046	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	2.5	0.5	µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	0.069	0.0138	µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	2.9	0.58	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	0.047	0.0094	µg/l	10	4	JECE
triklormetan	<0.020		µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	16	3.2	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
vinylklorid	52	10.4	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	0.034	0.0068	µg/l	10	4	JECE
metan	426	171	µg/l	11	2	ERJA
etan	3.7	1.5	µg/l	11	2	ERJA
eten	1.6	0.7	µg/l	11	2	ERJA

Rapport

Sida 5 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	GA14					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854426					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	-----			1	0	JECE
nitrit	0.02		mg/l	2	1	NIVE
nitrat	<2.00		mg/l	3	2	JECE
sulfat	24.5	3.67	mg/l	4	2	JECE
klorid	67.5	10.1	mg/l	5	2	JECE
TOC	71.2	14.2	mg/l	6	2	JECE
Fe	50	8.1	mg/l	7	3	CL
Fe2+	29	1.4	mg/l	7	3	CL
Fe3+*	21		mg/l	7	3	CL
Mn2+*	1.0	0.042	mg/l	8	3	CL
sulfid	<0.050		mg/l	9	2	JECE
svavelväte	<0.050		mg/l	9	2	JECE
diklormetan	0.23	0.046	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	0.066	0.0132	µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	1.0	0.2	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	0.10	0.02	µg/l	10	4	JECE
triklormetan	2.1	0.42	µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	8.0	1.6	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
vinylklorid	1.8	0.36	µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
metan	493	197	µg/l	11	2	ERJA
etan	4.5	1.8	µg/l	11	2	ERJA
eten	7.7	3.1	µg/l	11	2	ERJA

Rapport

Sida 6 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	Pumpgrop					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854427					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
alifater >C5-C8	<10		µg/l	12	2	JECE
alifater >C8-C10	<10		µg/l	12	2	JECE
alifater >C10-C12	<10		µg/l	12	2	JECE
alifater >C12-C16	<10		µg/l	12	2	JECE
alifater >C5-C16*	<20		µg/l	12	2	JECE
alifater >C16-C35	23	7	µg/l	12	2	JECE
aromater >C8-C10	<0.30		µg/l	12	2	JECE
aromater >C10-C16	<0.775		µg/l	12	2	JECE
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0		µg/l	12	2	JECE
metylkryser/metylbens(a)antracener	<1.0		µg/l	12	2	JECE
aromater >C16-C35	<1.0		µg/l	12	2	JECE
bensen	<0.20		µg/l	12	2	JECE
toluen	<0.20		µg/l	12	2	JECE
etylbenzen	<0.20		µg/l	12	2	JECE
m,p-xylen	<0.20		µg/l	12	2	JECE
o-xylen	<0.20		µg/l	12	2	JECE
xlener, summa*	<0.20		µg/l	12	2	JECE
naftalen	0.032	0.010	µg/l	12	2	JECE
acenaftylen	<0.010		µg/l	12	2	JECE
acenaften	0.022	0.007	µg/l	12	2	JECE
fluoren	<0.010		µg/l	12	2	JECE
fenantren	<0.010		µg/l	12	2	JECE
antracen	<0.010		µg/l	12	2	JECE
fluoranten	<0.010		µg/l	12	2	JECE
pyren	0.023	0.007	µg/l	12	2	JECE
bens(a)antracen	<0.010		µg/l	12	2	JECE
krysen	<0.010		µg/l	12	2	JECE
bens(b)fluoranten	<0.010		µg/l	12	2	JECE
bens(k)fluoranten	<0.010		µg/l	12	2	JECE
bens(a)pyren	<0.010		µg/l	12	2	JECE
dibenso(ah)antracen	<0.010		µg/l	12	2	JECE
benso(ghi)perylene	0.012	0.004	µg/l	12	2	JECE
indeno(123cd)pyren	<0.010		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa 16*	0.089		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa cancerogena*	<0.035		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa övriga*	0.089		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa L*	0.054		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa M*	0.023		µg/l	12	2	JECE
PAH, summa H*	0.012		µg/l	12	2	JECE
kromatogram	se bilaga			13	2	JECE
diklormetan	<0.10		µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trans-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
cis-1,2-dikloreten	0.046	0.0092	µg/l	10	4	JECE
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	10	4	JECE
triklormetan	<0.020		µg/l	10	4	JECE
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE
trikloreten	0.063	0.0126	µg/l	10	4	JECE
tetrakloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE

ALS Scandinavia AB
Box 700
182 17 Danderyd
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.ta@alsglobal.com
Tel: + 46 8 52 77 5200
Fax: + 46 8 768 3423

Dokumentet är godkänt och digitalt
signerat av

Erika Jansson

ALS Scandinavia AB
Client Service
erika.jansson@alsglobal.com

2017.02.22 14:31:14

Rapport

Sida 7 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Er beteckning	Pumpgrop					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-02-07					
Labnummer	O10854427					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
vinylklorid	<0.020		µg/l	10	4	JECE
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	10	4	JECE

Rapport

Sida 8 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Redoxpaket.
2	Bestämning av Nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 utg 1 (FIA) Nitrit ger i sur lösning ett azofärgämne med sulfanilamid och en diamin. Färgen bestäms spektrofotometriskt. Resultatet anges som nitrit eller nitritkväve. Filtrering av prover genom 0.45 µm sprutfilter ingår i metoden. Prov för bestämning av nitritkväve bör inkomma till laboratoriet så snart som möjligt efter provtagning då denna parameter är tidskänslig. Bestämning bör ske inom 24 timmar efter provtagning enligt standard SS-EN ISO 5667-3. Mätosäkerhet (k=2) Renvatten: ±14% vid 0.01 mg N/l, ±10% vid 0.05 mg N/l och ±14% vid 0.2 mg N/l Avloppsvatten: ±14% vid 0.01 mg N/l, ±11% vid 0.05 mg N/l och ±15% vid 0.2 mg N/l Rev 2016-03-17
3	Bestämning av nitrat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
4	Bestämning av sulfat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-08-17
5	Bestämning av klorid med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
6	Bestämning av TOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484 och SCN EN 13370. Dekantering ingår för grumliga prover. Rev 2014-11-14
7	Fe³⁺ beräknas som differensen mellan Fe-total och Fe²⁺. Bestämning av Fe-total enligt metod DIN EN ISO 17294-2 (E29). Mätning utförs med ICP-MS. Fotometrisk bestämning av Fe²⁺ enligt metod DIN 38406 (E1). Rev 2013-10-07
8	Bestämning av Mn²⁺ enligt metod DIN 38406-E2. Rev 2014-02-18
9	Spektrofotometrisk bestämning av sulfid enligt metod baserad på CSN 83 0520-16 och 830530-31. Rev 2013-10-14
10	Paket OV-6B. Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Mätning utförs med headspace GC-MS. LOD avses vid rapporterade mindre än värden (<).

Rapport

Sida 9 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



Metod	
11	Bestämning av metan, etan och eten enligt metod baserad på EPA Method RSK-175. Mätning utförs med GC-FID och GC-TCD. Rev 2013-09-23
12	Paket OV-21A. Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner. Bestämning av metylpyrener/metylfluorantener och metylkrysener/metylbens(a)antracener. Bestämning av bensen, toluen, etylbensen och xilen (BTEX). Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA) Metod baserad på SPIMFABs kvalitetsmanual. Mätning utförs med GCMS. PAH cancerogena utgörs av benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ah)antracen och indeno(123cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaften. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen och benso(g,h,i)perylene. Enligt nya direktiv från Naturvårdsverket oktober 2008. Rev 2013-10-14
13	Kromatogram (bifogas). Rev 2013-09-23

Godkännare	
CL	Camilla Lundeborg
ERJA	Erika Jansson
JECE	Jeanna Cederström
NIVE	Niina Veuro

Utf	
0	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
1	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
2	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 10 (10)



T1703139

2EF6ULMNRHS



	Utf
3	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.
4	För mätningen svarar ALS Denmark A/S, Bakkegårdsvej 406 A, 3050 Humlebæk, Danmark som är av danska ackrediteringsorganet DANAK ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 05-0361).

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrift från denna är att betrakta som kopior.

Rapport

Sida 1 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



Ankomstdatum 2017-06-19
Utfärdad 2017-07-04

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt Volvo Lundby
Bestnr 1656093

Analys av vatten

Er beteckning	GA10					
Provtagare	Dan Hermansson					
Provtagningsdatum	2017-06-16					
Labnummer	O10897587					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	0.73	0.146	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,2-dikloreten	7.1	1.42	µg/l	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten	570	114	µg/l	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten	1400	280	µg/l	1	1	CL
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	CL
triklormetan	<0.020		µg/l	1	1	CL
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
trikloreten	86	17.2	µg/l	1	1	CL
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
vinylklorid	2700	540	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	180	36	µg/l	1	1	CL

Er beteckning	Bassäng				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10897588				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
diklormetan	<0.10	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
1,2-dikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
1,2-diklorpropan	<0.020	µg/l	1	1	CL
triklormetan	<0.020	µg/l	1	1	CL
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020	µg/l	1	1	CL
1,1,1-trikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
1,1,2-trikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
trikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
tetrakloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL
vinylklorid	<0.020	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	<0.020	µg/l	1	1	CL

Rapport

Sida 2 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



Er beteckning	GA15					
Provtagare	Dan Hermansson					
Labnummer	O10897589					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Redoxpaket	*****			2	0	CL
nitrit	<0.01		mg/l	3	2	NAKA
nitrat	<2.00		mg/l	4	3	WIDF
sulfat	17.7	2.65	mg/l	5	3	WIDF
klorid	806	121	mg/l	6	3	WIDF
TOC	6.45	1.29	mg/l	7	3	WIDF
Fe	81	13	mg/l	8	4	STGR
Fe2+	72	3.5	mg/l	8	4	STGR
Fe3+*	9.0		mg/l	8	4	STGR
Mn2+*	0.74	0.031	mg/l	9	4	STGR
sulfid	<0.050		mg/l	10	3	WIDF
svavelväte	<0.050		mg/l	10	3	WIDF
metan	444	178	µg/l	11	3	WIDF
etan	8.0	3.2	µg/l	11	3	WIDF
eten	8.2	3.3	µg/l	11	3	WIDF
diklormetan	0.54	0.108	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten	0.27	0.054	µg/l	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten	53	10.6	µg/l	1	1	CL
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	CL
triklormetan	0.13	0.026	µg/l	1	1	CL
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
vinylklorid	87	17.4	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	0.62	0.124	µg/l	1	1	CL

Rapport

Sida 3 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



Er beteckning	GA16					
Provtagare	Dan Hermansson					
Labnummer	O10897590					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
nitrit	<0.01		mg/l	3	2	NAKA
nitrat	<2.00		mg/l	4	3	WIDF
sulfat	46.6	6.98	mg/l	5	3	WIDF
klorid	304	45.6	mg/l	6	3	WIDF
TOC	72.6	14.5	mg/l	7	3	WIDF
metan	15.5	6.2	µg/l	11	3	WIDF
etan	1.4	0.6	µg/l	11	3	WIDF
eten	2.1	0.8	µg/l	11	3	WIDF
diklormetan	1.9	0.38	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	0.11	0.022	µg/l	1	1	CL
1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten	0.079	0.0158	µg/l	1	1	CL
1,2-diklorpropan	<0.020		µg/l	1	1	CL
triklormetan	0.54	0.108	µg/l	1	1	CL
tetraklormetan (koltetraklorid)	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,1-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
1,1,2-trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
trikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
tetrakloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL
vinyklorid	0.15	0.03	µg/l	1	1	CL
1,1-dikloreten	<0.020		µg/l	1	1	CL

Rapport

Sida 4 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Paket OV-6B. Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Mätning utförs med headspace GC-MS. LOD avses vid rapporterade mindre än värden (<). Rev 2017-03-01
2	Redoxpaket.
3	Bestämning av Nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 utg 1 (FIA) Nitrit ger i sur lösning ett azofärgämne med sulfanilamid och en diamin. Färgen bestäms spektrofotometriskt. Resultatet anges som nitrit eller nitritkväve. Filtrering av prover genom 0.45 µm sprutfilter ingår i metoden. Prov för bestämning av nitritkväve bör inkomma till laboratoriet så snart som möjligt efter provtagning då denna parameter är tidskänslig. Bestämning bör ske inom 24 timmar efter provtagning enligt standard SS-EN ISO 5667-3. Mätosäkerhet (k=2) Renvatten: ±11% vid 0.01 mg N/l, ±9% vid 0.05 mg N/l och ±13% vid 0.2 mg N/l Avloppsvatten: ±12% vid 0.01 mg N/l, ±10% vid 0.05 mg N/l och ±13% vid 0.2 mg N/l Rev 2017-03-01
4	Bestämning av nitrat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
5	Bestämning av sulfat med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
6	Bestämning av klorid med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 12506. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden. Rev 2013-09-17
7	Bestämning av TOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484 och SCN EN 13370. Dekantering ingår för grumliga prover. Rev 2014-11-14
8	Fe³⁺ beräknas som differensen mellan Fe-total och Fe²⁺. Bestämning av Fe-total enligt metod DIN EN ISO 17294-2 (E29). Mätning utförs med ICP-MS. Fotometrisk bestämning av Fe²⁺ enligt metod DIN 38406 (E1). Rev 2013-10-07
9	Bestämning av Mn²⁺ enligt metod DIN 38406-E2. Rev 2014-02-18
10	Spektrofotometrisk bestämning av sulfid enligt metod baserad på CSN 83 0520-16 och 830530-31. Rev 2013-10-14

Rapport

Sida 5 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



Metod	
11	Bestämning av metan, etan och eten enligt metod baserad på EPA Method RSK-175. Mätning utförs med GC-FID och GC-TCD. Rev 2013-08-23

Godkännare	
CL	Camilla Lundeborg
NAKA	Natalia Karwanska
STGR	Sture Grägg
WIDF	William Di Francesco

Utf	
0	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
1	För mätningen svarar ALS Denmark A/S, Bakkegårdsvej 406 A, 3050 Humlebæk, Danmark som är av danska ackrediteringsorganet DANAK ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 05-0361).
2	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
3	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 01 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.
4	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Bruchstraße 5c, 45883 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 6 (6)



T1716633

2PNOA4NDJRS



Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

Golder Associates AB
Dan Hermansson
Lilla Bommen 6
411 04 GÖTEBORG

AR-17-SL-120907-01
EUSELI2-00440111

Kundnummer: SL8406999

Uppdragsmärkn.
1656093

Analysrapport

Provnummer:	177-2017-06190872	Ankomsttemp °C	18
Provbeskrivning:			
Matris:	Grundvatten		
Provet ankom:	2017-06-16		
Utskriftsdatum:	2017-07-03		
Provmärkning:	GA07		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
PFBA (Perfluorbutansyra)	3.6	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFPeA (Perfluorpentansyra)	3.7	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHxA (Perfluorhexansyra)	3.6	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHpA (Perfluorheptansyra)	1.7	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOA (Perfluoroktansyra)	3.8	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFNA (Perfluorononansyra)	<0.30	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFDA (Perfluordekansyra)	<0.30	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	1.8	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	5.5	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	4.9	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	0.33	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
Summa PFAS SLV 11	29	ng/l	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)*

Förklaringar

Laboratoriet/laboratorierna är akkrediterade av respektive lands akkrediteringsorgan. Ej akkrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

AR-003v43

Provnummer:	177-2017-06190873	Ankomsttemp °C	18
Provbeskrivning:			
Matris:	Grundvatten		
Provet ankom:	2017-06-16		
Utskriftsdatum:	2017-07-03		
Provmärkning:	GA11		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
PFBA (Perfluorbutansyra)	15	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFPeA (Perfluorpentansyra)	62	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHxA (Perfluorhexansyra)	26	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHpA (Perfluorheptansyra)	5.7	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOA (Perfluoroktansyra)	1.9	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFNA (Perfluorononansyra)	<0.30	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFDA (Perfluordekansyra)	<0.30	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	1.4	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	1.2	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	3.1	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	6.0	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
Summa PFAS SLV 11	120	ng/l	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)*

Provnummer:	177-2017-06190874	Ankomsttemp °C	18
Provbeskrivning:			
Matris:	Grundvatten		
Provet ankom:	2017-06-16		
Utskriftsdatum:	2017-07-03		
Provmärkning:	GA12		
Analys	Resultat	Enhet	Mäto. Metod/ref
PFBA (Perfluorbutansyra)	24	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFPeA (Perfluorpentansyra)	84	ng/l	25% DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)

Förklaringar

AR-003v43

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

				Chemicals Branch 2015 mod.
PFHxA (Perfluorhexansyra)	38	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHpA (Perfluorheptansyra)	18	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOA (Perfluoroktansyra)	2.6	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFNA (Perfluorononansyra)	<0.30	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFDA (Perfluordekansyra)	<0.30	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	2.1	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	2.1	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	1.8	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	<0.30	ng/l	25%	DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)
Summa PFAS SLV 11	170	ng/l		DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. a)*

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), SWEDEN

Paola Nilson

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

AR-003v43

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet.

Rapport

T1626253

Sida 1 (3)

24D8D2S0QUO



Ankomstdatum 2016-10-20
Utfärdad 2016-10-27

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt Volvo Lundby
Bestnr 1656093

Analys av luft

Er beteckning	Gas 01				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10815810				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
volym	6	liter	1	1	MT
1,1-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
diklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trans-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
cis-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
triklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,1,1-trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetraklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetrakloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-diklorpropan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
vinylklorid	<0.03	mg/m3	1	1	FREN

Er beteckning	Gas 02				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10815811				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
volym	6	liter	1	1	MT
1,1-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
diklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trans-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
cis-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
triklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,1,1-trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetraklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetrakloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-diklorpropan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
vinylklorid	<0.03	mg/m3	1	1	FREN



Er beteckning	Gas 03				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10815812				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
volym	6	liter	1	1	MT
1,1-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
diklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trans-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
cis-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
triklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,1,1-trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetraklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetrakloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-diklorpropan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
vinylklorid	<0.03	mg/m3	1	1	FREN

Er beteckning	Gas 04				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10815813				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
volym	6	liter	1	1	MT
1,1-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
diklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trans-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
cis-1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
triklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-dikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,1,1-trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetraklormetan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
trikloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
tetrakloreten	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
1,2-diklorpropan	<0.03	mg/m3	1	1	FREN
vinylklorid	<0.03	mg/m3	1	1	FREN



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Paket Meny A1+vinylklorid. Bestämning av klorerade alifater i luftprover. Provtagning med kolrör. Mätning utförs med GC-MS Rev 2014-04-29

	Godkännare
FREN	Fredrik Enzell
MT	Mirtha Tamayo

	Utf ¹
1	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 03 Česká Lípa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF-filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).



Ankomstdatum **2017-06-19**
Utfärdad **2017-07-04**

Golder Associates AB
Dan Hermansson

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt **Volvo Lundby**
Bestnr **1656093**

Analys av luft

Er beteckning	17GAVLU-141				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898016				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24545	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GANLC-Syd				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898017				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	20350	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.007	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.007	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.008	mg/m3	1	1	CL

Rapport

Sida 2 (8)

T1716752

2PNH1XC9XT0



Er beteckning	17GAVLU-146				
Provtagare	WMS Dan Hermansson				
Labnummer	O10898018				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24402	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GABC-121				
Provtagare	WMS Dan Hermansson				
Labnummer	O10898019				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24396	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Rapport

Sida 3 (8)

T1716752

2PNH1XC9XT0



Er beteckning	17GAA-129				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898020				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24430	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GAA-006				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898021				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24390	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Rapport

Sida 4 (8)

T1716752

2PNH1XC9XT0



Er beteckning	17GAVLU-152				
Provtagare	WMS Dan Hermansson				
Labnummer	O10898022				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24390	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GABC-1530				
Provtagare	WMS Dan Hermansson				
Labnummer	O10898023				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24393	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Rapport

T1716752

Sida 5 (8)

2PNH1XC9XT0



Er beteckning	17GABM-104				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898024				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	24405	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.006	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.004	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.005	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.002	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.003	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.007	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GAVLU-SV				
	WMS				
Provtagare	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898025				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	20130	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.1	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	0.06	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.1	mg/m3	1	1	CL



Er beteckning	17GAVLU-137				
Provtagare	WMS				
	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898026				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	19913	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.1	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.1	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GA15				
Provtagare	WMS				
	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898027				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	19900	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.1	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.1	mg/m3	1	1	CL



Er beteckning	17GANLC-UTE				
Provtagare	WMS				
	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898028				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	20325	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.1	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.1	mg/m3	1	1	CL

Er beteckning	17GANLC				
Provtagare	WMS				
	Dan Hermansson				
Labnummer	O10898029				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	20105	min	1	1	NIBO
1,1-dikloreten*	<0.1	mg/m3	1	1	CL
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	CL
trans-1,2-dikloreten*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
1,1-dikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
cis-1,2-dikloreten*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
triklormetan*	<0.07	mg/m3	1	1	CL
1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	CL
1,1,1-trikloreten*	<0.09	mg/m3	1	1	CL
tetraklormetan*	<0.08	mg/m3	1	1	CL
trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	CL
1,1,2-trikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	CL
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	CL
vinylklorid*	<0.1	mg/m3	1	1	CL



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Provtagning med VMS-provtagare. Mätning utförs med GC-MS.

	Godkännare
CL	Camilla Lundeborg
NIBO	Niklas Bodén

	Utf ¹
1	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Bruchstraße 5c, 45883 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).



Ankomstdatum **2017-07-07**
Utfärdad **2017-07-21**

Golder Associates AB
Louise Göthfors

Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sweden

Projekt **porgas**
Bestnr **1656093**

Analys av luft

Er beteckning	GA17				
Provtagare	L Göthfors				
Labnummer	O10904547				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
provtagningstid*	30051	min	1	1	JAPR
1,1-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	MB
diklormetan*	-----	mg/m3	1	1	MB
trans-1,2-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	MB
cis-1,2-dikloreten*	<0.05	mg/m3	1	1	MB
triklormetan*	<0.05	mg/m3	1	1	MB
1,2-dikloreten*	<0.04	mg/m3	1	1	MB
1,1-dikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	MB
1,1,1-trikloreten*	<0.06	mg/m3	1	1	MB
1,1,2-trikloreten*	<0.03	mg/m3	1	1	MB
tetraklormetan*	<0.05	mg/m3	1	1	MB
1,1,2,2-tetrakloreten*	<0.02	mg/m3	1	1	MB
trikloreten*	0.11	mg/m3	1	1	MB
tetrakloreten*	<0.02	mg/m3	1	1	MB
1,2-diklorpropan*	-----	mg/m3	1	1	MB
vinylklorid*	<0.07	mg/m3	1	1	MB



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Bestämning av klorerade alifater inkl. vinylklorid. Provtagning med WMS-provtagare. Mätning utförs med GC-MS.

	Godkännare
JAPR	Jane Prochazka
MB	Maria Bigner

	Utf ¹
1	För mätningen svarar GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAkkS ackrediterat laboratorium (Reg.nr. D-PL-14170-01-00). DAkkS är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade på följande adresser: Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Im Emscherbruch 11, 45699 Herten Bruchstraße 5c, 45883 Gelsenkirchen Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Goldtschmidtstraße 5, 21073 Hamburg Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Golder Associates är en global medarbetarägd organisation med över 50 års erfarenhet, som i sin rådgivning verkar för att använda jordens möjligheter utan att påverka dess integritet. Vi tillhandahåller kostnadseffektiva lösningar som hjälper våra kunder att nå sina mål inom hållbar samhällsutveckling genom oberoende rådgivning, design och konstruktionslösningar inom våra specialismråden miljö, jord, berg och vatten.

För mer information, besök golder.com

Afrika	+ 27 11 254 4800
Asien	+ 86 21 6258 5522
Europa	+ 44 1628 851851
Oceanien	+ 61 3 8862 3500
Nordamerika	+ 1 800 275 3281
Sydamerika	+ 56 2 2616 2000

solutions@golder.com
www.golder.com

Golder Associates AB
Lilla Bommen 6
411 04 Göteborg
Sverige
T: 031-700 82 30

