

## Huvudstudie f d kemptvätt Skäggered

### Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning



För  
Mölnåls stad  
Jonas Jehander

2018-03-21

---

## SAMMANFATTNING

Structor Miljö Väst AB har på uppdrag av Mölndals stad genomfört en huvudstudie av en f d kemtvätt i Skäggered. Objektet ligger på en ödetomt på landsbygden och omges av privata bostadsfastigheter som fram till nyligen använde berggrundvatten som dricksvatten. Fastigheter med otjänligt höga halter av klorerade lösningsmedel i brunnsvatten har sedan hösten 2016 fått temporärt kommunalt vatten.

Inom ramen för huvudstudien har miljötekniska undersökningar av främst jord, jordgrundvatten och berggrundvatten genomförts under sommaren och hösten 2017. Syftet med uppdraget är att klargöra riskerna för människors hälsa och miljön på kort och lång sikt och ta fram underlag till beslut om vilka åtgärder som bör vidtas.

Genomförda undersökningar visar att marken och berggrunden inom och invid den f d kemtvätten har förorenats av de klorerade lösningsmedlen perkloreten (PCE) och trikloreten (TCE). Jorden inom en yta om ca 1 000 m<sup>2</sup> är mer eller mindre förorenad ned till berg på 4 – 5 m djup. Även berget under delar av den förorenade marken är kontaminerat. Totalt uppskattas ca 5 000 m<sup>3</sup> jord och lika mycket berg innehållande 0,1 – 1 ton PCE och TCE finnas inom objektet.

För närvarande sprids ca 5 - 10 kg klorerade lösningsmedel årligen från objektet via berggrundvatten. För att på sikt uppnå god grundvattenkvalitet i området måste spridningen minska med tre tiopotenser. I praktiken innebär detta att så stor mängdreduktion som möjligt ska uppnås, minst 99,9 %. Kravet på mängdreduktion för att klara grundvattenskyddet innebär också att alla lokala risker med föroreningen elimineras.

Mot bakgrund av föroreningssituationen, riskbilden, objektets läge och kraven på långtgående åtgärder för att klara grundvattenskyddet har olika kombination av urschaktning av förorenad jord och termisk in situ sanering av jord och berggrund utretts. Dessa båda metoder är väl utprovade, robusta och erfarenheter från svenska projekt visar att 99 - 99,9 % mängdreduktion kan uppnås på förhållandevis kort projekttid. Åtgärdskostnaderna uppskattas till 50 - 60 miljoner kr. Ju större del av den förorenade jorden som schaktas ur desto dyrare blir projektet. Projekttiden uppskattas till 3 - 5 år plus ca 5 års uppföljningstid. Slutligt val av åtgärdsalternativ föreslås göras efter en riskvärdering.

## Innehållsförteckning

1	Bakgrund och syfte.....	5
2	Arbetsmetodik och avgränsningar.....	5
3	Sammanfattning av genomförda undersökningar.....	6
3.1	Historik.....	6
3.3	Områdesbeskrivning.....	7
3.4	Mark- och grundvattenförhållanden.....	8
3.5	Föroreningsituation.....	9
3.5.1	Allmänt.....	9
3.5.2	Föroreningar i jord.....	9
3.5.3	Grundvatten i jord.....	11
3.5.4	Befintliga bergbrunnar.....	11
3.5.4	Berggrundvatten.....	12
3.5.5	Övriga provtagningar.....	14
4	Konceptuell modell.....	14
5	Problembeskrivning och skyddsobjekt.....	16
5.1	Nuvarande förhållanden.....	16
5.2	Framtida förhållanden.....	17
5.3	Skyddsobjekt.....	17
5.4	Dimensionerande förorening och toxiska egenskaper.....	17
6	Risker för grundvattnet.....	18
7	Hälsorisker.....	19
7.1	Människor som i framtiden vistas på kemtvättfastigheten.....	19
7.2	Markarbeten.....	20
8	Miljörisker inom området.....	21
9	Miljörisker i ytvatten.....	21
10	Samlad riskbedömning och behov av riskreduktion.....	21
11	Förslag till övergripande åtgärds mål.....	21
12	Preliminära mätbara åtgärds mål.....	21
12.1	Mätbara mål för spridningsminskning – skydd av grundvatten.....	21
12.2	Mätbara mål för lokala hälsorisker.....	22
12.3	Sammanfattande tabell med förslag till preliminära mätbara åtgärds mål.....	22
13	Åtgärdsutredning.....	22
13.1	Åtgärdsområde.....	22
13.2	Platsspecifika begränsningar och förutsättningar.....	24

---

13.2.1	Befintlig infrastruktur .....	24
13.2.2	Geologiska, geokemiska och hydrologiska förutsättningar i Åtgärdsområdet.....	25
13.2.3	Geologiska, geokemiska och hydrologiska förutsättningar i berggrunden .....	26
13.3	Naturvårdsverkets utgångspunkter.....	26
13.4	Bortvalda åtgärdsmetoder/tekniker .....	27
13.5	Föreslagna åtgärdsmetoder/tekniker .....	28
13.7	Alternativ 1 – Schaktsanering av all jord + Termisk in situ sanering .....	30
13.8	Alternativ 2 – Schaktsanering ned till morän + Termisk in situ sanering.....	30
13.8	Alternativ 3 – Ytlig schakt + Termisk in situ sanering.....	31
13.9	Osäkerheter.....	32
14	Projekteringsdirektiv .....	32
15	Tillstånd och anmälningar.....	32
16	Direktiv för miljökontroll.....	32
17	Slutsatser .....	33

## **Bilagor**

1. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Historisk inventering samt förslag till provtagningsplan av f d kemtvätt på fastigheten Skäggered 3:30. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31
2. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Inledande provtagningar av grundvatten, porluft och träd. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
3. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Resultatrapport av provtagningar av jord och grundvatten. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
4. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Resultatrapport av provtagningar av berggrundvatten. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
5. Hydrogeologisk utredning - FD Kemtvätt Skäggered. Hydrosense AB. 2018-01-31.

## 1 Bakgrund och syfte

Mölnåls stad har erhållit statliga bidrag för en huvudstudie av en f d kemtvätt i Skäggered på fastigheten Skäggered 3:38, som ligger strax söder om Lindome i Mölnåls stad (se *figur 1*). Troligtvis startade verksamheten med användning av perkloreten (PCE) och troligen även trikloreten (TCE) på 1940-talet och nedläggning skedde i början av 1970-talet. Den f d kemtvätten ligger i ett område med flera villor som inte är anslutna till kommunalt VA utan baserar sin dricksvattenförsörjning på berggrundvatten. Under sommaren 2016 uppmärksammades att berggrundvattnet i området var kontaminerat av klorerade lösningsmedel. De drabbade fastighetsägarna fick provisoriskt kommunalt dricksvatten och kommunen ansökte om statliga bidrag för en huvudstudie. Bidraget beviljades våren 2017 och Structor Miljö Väst AB handlades upp för att genomföra huvudstudien med detaljerade provtagningar av flera medier, fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och en riskvärdering.

Objektet är klassat i riskklass 1 enligt MIFO och finns med på Länsstyrelsens prioriteringslista över förorenade områden i Västra Götalands län Fastigheten, som ägs av en privatperson, är liksom området i sin helhet inte detaljplanlagt. På fastigheten står fortfarande den gamla tvätterbyggnaden kvar men den är sedan länge övergiven



*Figur 1 Lokalisering av f d kemtvätt i Skäggered.*

Syftet med uppdraget är att klargöra riskerna på kort och lång sikt om inga åtgärder vidtas och ta fram underlag till beslut om vilka åtgärder som bör vidtas.

## 2 Arbetsmetodik och avgränsningar

Riskbedömningen och åtgärdsutredningen baseras i huvudsak på följande rapporter:

1. PM Uggleåsvägen 4 & 6 Mölnåls stad. Provtagning av dricksvatten och inomhusluft. Structor Miljö Väst AB 2016-08-15.
2. PM Provtagning av dricksvatten m a p klorerade lösningsmedel inom 23 fastigheter i Skäggered, Mölnåls stad. Structor Miljö Väst AB 2016-08-31.

3. PM Kompletterande provtagning av dricksvatten m a p klorerade lösningsmedel inom 11 fastigheter i Skäggered, Mölndals stad. Structor Miljö Väst AB. 2016-11-08.
4. Miljömedicinsk bedömning av klorerade lösningsmedel i dricksvatten från nedlagd kemtvätt i Skäggered, Lindome. VMC 2016-11-29.
5. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Historisk inventering samt förslag till provtagningsplan av f d kemtvätt på fastigheten Skäggered 3:30. Structor Miljö Väst AB 2017-06-29
6. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Inledande provtagningar av grundvatten, porluft och träd. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
7. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Resultatrapport av provtagningar av jord och grundvatten. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
8. Rapport. Huvudstudie av f d kemtvätt i Skäggered. Resultatrapport av provtagningar av berggrundvatten. Structor Miljö Väst AB 2018-01-31.
9. Hydrogeologisk utredning - FD Kemtvätt Skäggered. Hydrosense AB. 2018-01-31.

Rapport 5-9 utgör **bilaga 1 – 5** till denna rapport.

Utgångspunkten vid bedömning av hälso- och miljörisker är att rådande markanvändning inom den f d kemtvätten och dess närhet förblir såsom idag och att inga åtgärder vidtas utöver att de fastighetsägare som drabbats av förorenat dricksvatten temporärt anslutits till kommunalt dricksvatten. Bedömningen bygger på den kunskap beträffande toxicitet samt kemiska och fysikaliska egenskaper som för närvarande finns om PCE, TCE samt dess naturliga nedbrytningsprodukter dikloreten (DCE) samt vinylklorid (VC). Eftersom föroeningen i jord till stor del finns under grundvattenytan och i betydande omfattning löst i grundvatten är riskbedömning utgående från beräkning av platsspecifika riktvärden i jord inte helt lämplig. När det gäller humantoxikologiska lågriskvärden för PCE och TCE så har riskbedömning gjorts både relativt Naturvårdsverkets nuvarande värden (WHO 2005) och USEPA 2012, där de senare är betydligt lägre.

Denna utökade huvudstudie har till största delen sammanställts av civilingenjör Anders Bank och kvalitetsgranskats av Fredric Engelke.

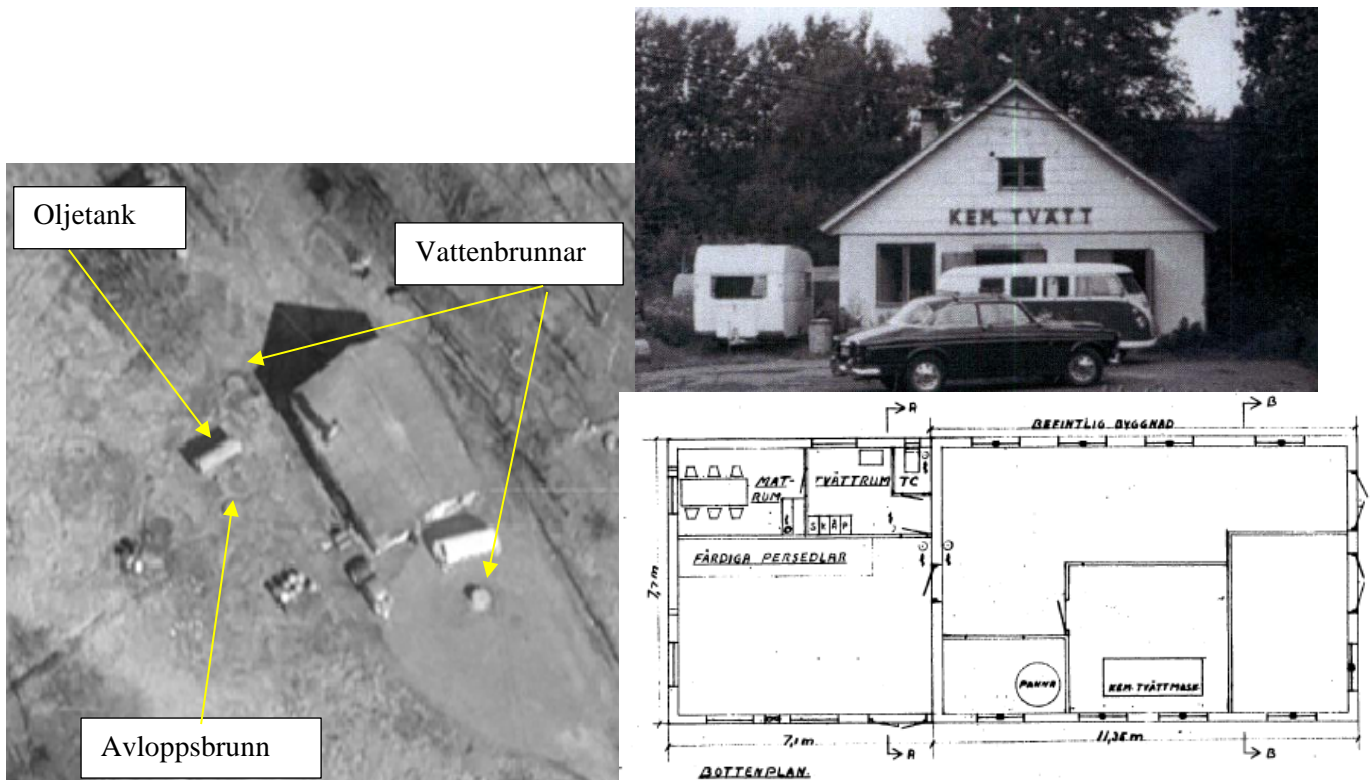
## 3 Sammanfattning av genomförda undersökningar

### 3.1 Historik

En historisk inventering finns i **bilaga 1**. Det finns mycket begränsat med information och dokumentation om den aktuella kemtvätten. Inventeringen bygger därmed främst på visuella observationer på platsen, begränsat ritningsunderlag, gamla foton samt historiska flygbilder. Resultaten av den historiska inventeringen visar sammanfattningsvis följande (se även **figur 2**):

- Kemtvätten drevs troligen från mitten av 1940-talet fram till 1970-talet. Det fanns både kemtvätt och vattentvätt. Kemtvätten fanns i västra delen av byggnaden. Det saknas uppgifter om vilka och hur stora mängder kemikalier som använts.
- Fastigheten var inte ansluten till kommunalt VA och dricksvatten hämtades sannolikt från två jordbrunnar söder och norr om kemtvätten medan avloppsvatten släpptes till en brunn med ett breddavlopp strax väster om byggnaden.
- I lokalen fanns en oljepanna och en oljetank stod förr väster om byggnaden.





Figur 2 Äldre flygfoto och fotografier från den f d kemptvätten.

### 3.3 Områdesbeskrivning

Den f d kemptvätten ligger i ett glest villaområde på landet där markanvändningen torde klassas som känslig markanvändning (KM) även om det saknas detaljplan, se *figur 3*. Samtliga fastigheter i kemptvättens närhet hade fram till 2016 egna dricksvattenbrunnar i berget och lokalt omhändertagande av avloppsvatten. De fastigheter (sex st öster och sydost om den f d kemptvätten) som efter kontroll visat sig ha otjänligt vatten med påklorade lösningsmedel har sedan hösten 2016 provisoriskt kommunalt vatten.



*Figur 3 Närområdet till den f d kemtvätten i Skäggered.*

### 3.4 Mark- och grundvattenförhållanden

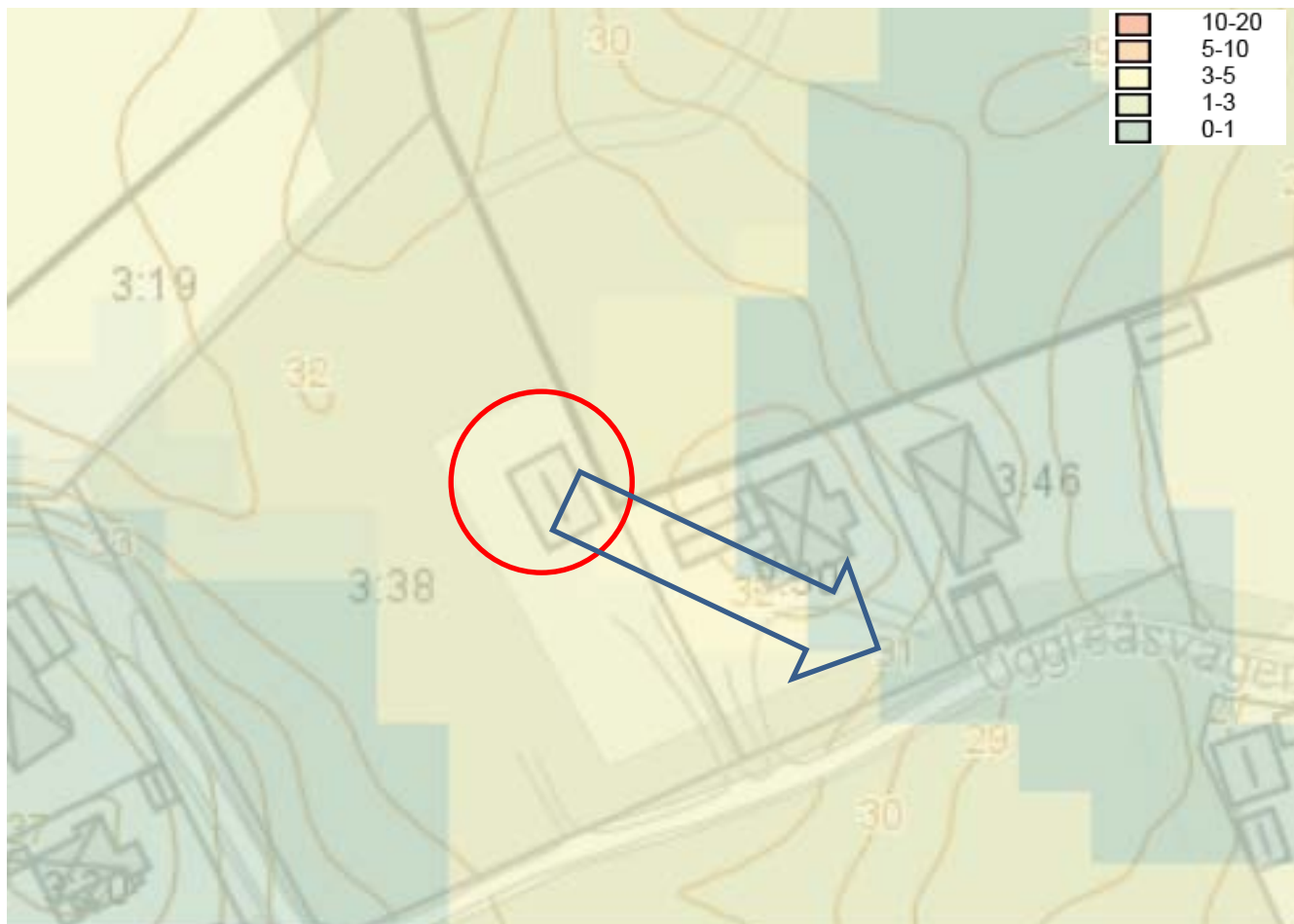
Kemtvättsfastigheten ligger strax öster om en bergknalle som utgör höjdpunkt i området. Generellt är jordlagrens mäktighet i närområdet ringa och på flera ställen ser man berg i dagen (främst väster och öster om kemtvättsfastigheten). Invid den f d kemtvättbyggnaden finns dock 3 – 5 m jord på berg. Lokalt under kemtvättsbyggnaden kan jordlagren vara mäktigare. Jorden består av ca 0,5 m ytskikt av mullrik fyllning följt av 0,5 - 1 m torrskorpelera ovan 2 – 4 m morän. Moränen är ofta finkornig i ytan men grusig och stenrik närmast berget. Övergången mellan jord och berg består troligen av stora block och stenar.

Grundvattenytan i jorden varierar kraftigt med årstiden men ligger generellt nära markytan (0-1 m). Grundvattnets strömningsriktning i jord bedöms variera men generellt är gradienten mycket liten. Utifrån påvisade halter av klorerade lösningsmedel i jordgrundvatten och i berggrundvatten tyder mycket på att jordgrundvattnet till stor del infiltrerar lokalt vid kemtvätten och avrinner relativt snabbt nedåt i berggrunden i ost-sydostlig riktning där gradienten är mycket stor.



Vid den f d kemtvätten sammanfaller berggrundvattnets trycknivå med jordgrundvattnets. Berggrundvattnets trycknivå sjunker dock snabbt i ost-sydostlig riktning där den ligger flera meter lägre ca 20 m bort. Trycknivån sjunker sedan ytterligare snabbt i samma riktning och följer i stort topografien.

I **figur 4** illustreras jordlagrens mäktighet och grundvattnets avrinning i berg i området.



**Figur 4** Illustration av topografiska förhållanden, jordlagrens mäktighet och grundvattnets strömningsriktning i berg.

## 3.5 Föroreningssituation

### 3.5.1 Allmänt

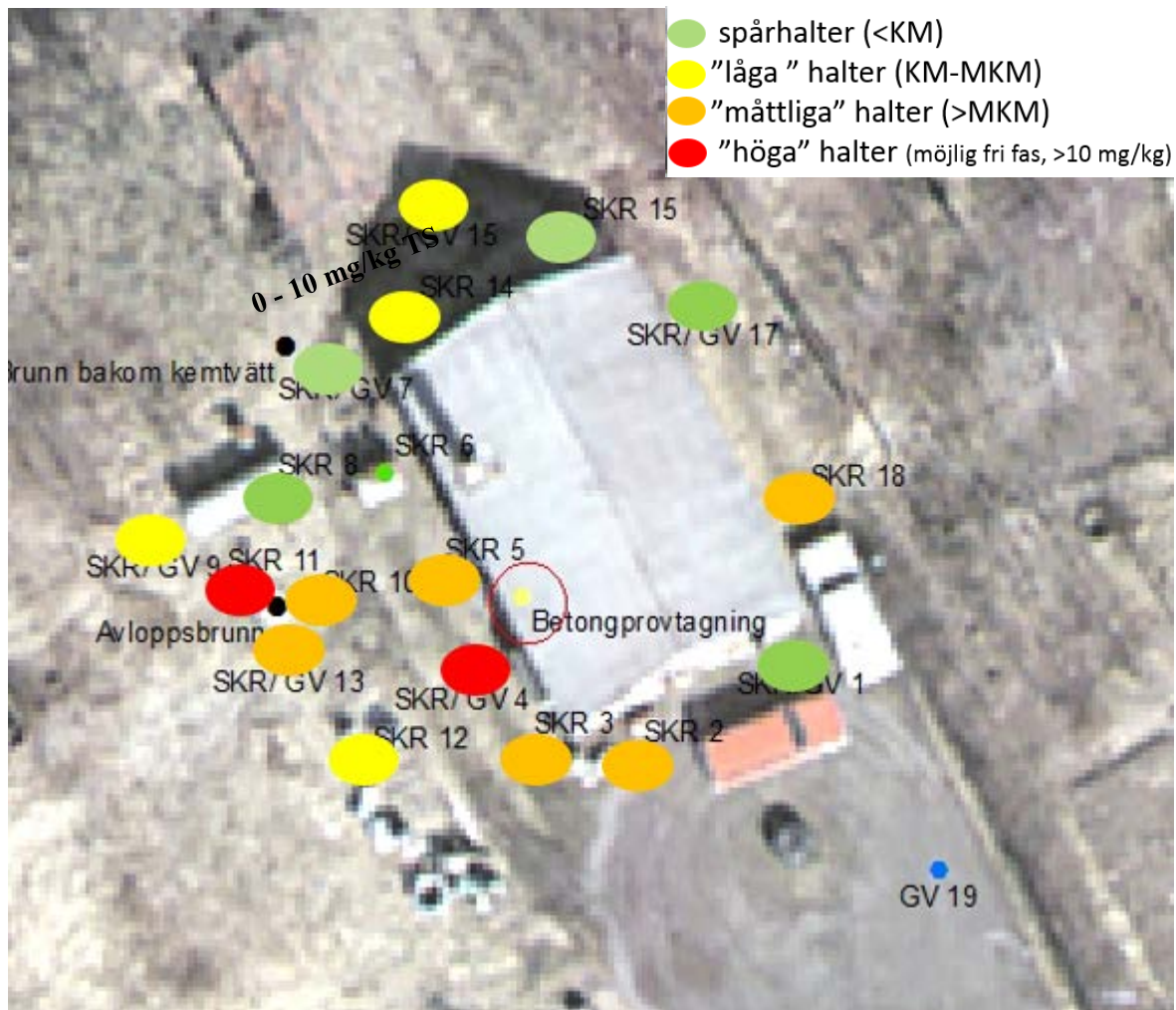
Det har tagits prover inom och kring den f d kemtvätten i flera medier (jord, jordgrundvatten, porluft, berggrundvatten, inomhusluft, träd och). Nedan sammanfattas resultaten av alla genomförda provtagningar. Detaljerade uppgifter om genomförande, provtagningspunkter, föroreningshalter m m finns i bilagda rapporter.

### 3.5.2 Föroreningar i jord

Provtagning av jord har skett från markytan ned till förmodat berg i 18 punkter vid den f d kemtvätten för att identifiera och grovt avgränsa källområden med höga halter av klorerade lösningsmedel. Samtliga upptagna prover har genomgått fältanalys och ett urval av proverna (både misstänkt förorenade och förväntat rena) har sänts till laboratorium för kemisk analys. Proverna har främst analyserats m a p klorerade alifater, men några har också analyserats m a p olja, tungmetaller och glödförlust. Genomförda

provtagningar visar sammanfattningsvis följande (se även illustration i **figur 5**):

- Höga till mycket höga halter av PCE och TCE påvisas i flera punkter, främst väster och sydväst om den f d kemtvätten. Förhöjda halter finns i hela jordprofilen. De högsta halterna (ca 100 mg/kg TS) har påvisats invid brunnen där avloppsvatten tidigare infiltrerats och invid kemtvättens västra fasad där kemtvättmaskinen tidigare fanns. Högst halt har uppmätts i grovkornig morän närmast berget.
- Förhöjda halter av PCE och TCE (>KM) påvisas i jordprover även på större avstånd från kemtvättsbyggnaden.
- Lera och finkornig morän innehåller 1 – 3 % organiskt kol vilket innebär att dessa jordlager kan binda ansevärliga mängder klorerade lösningsmedel. I den grövre moränen är TOC-halterna betydligt lägre och understiger 0,2 % av TS. Här kan således endast begränsade mängder klorerade lösningsmedel adsorberas.
- Lokalt vid den f d oljepannan har olja påvisats i jorden, dock i låga halter. I fyllningen (f d gårdsyta) närmast kemtvätten finns förhöjda halter av PAH och tungmetaller.



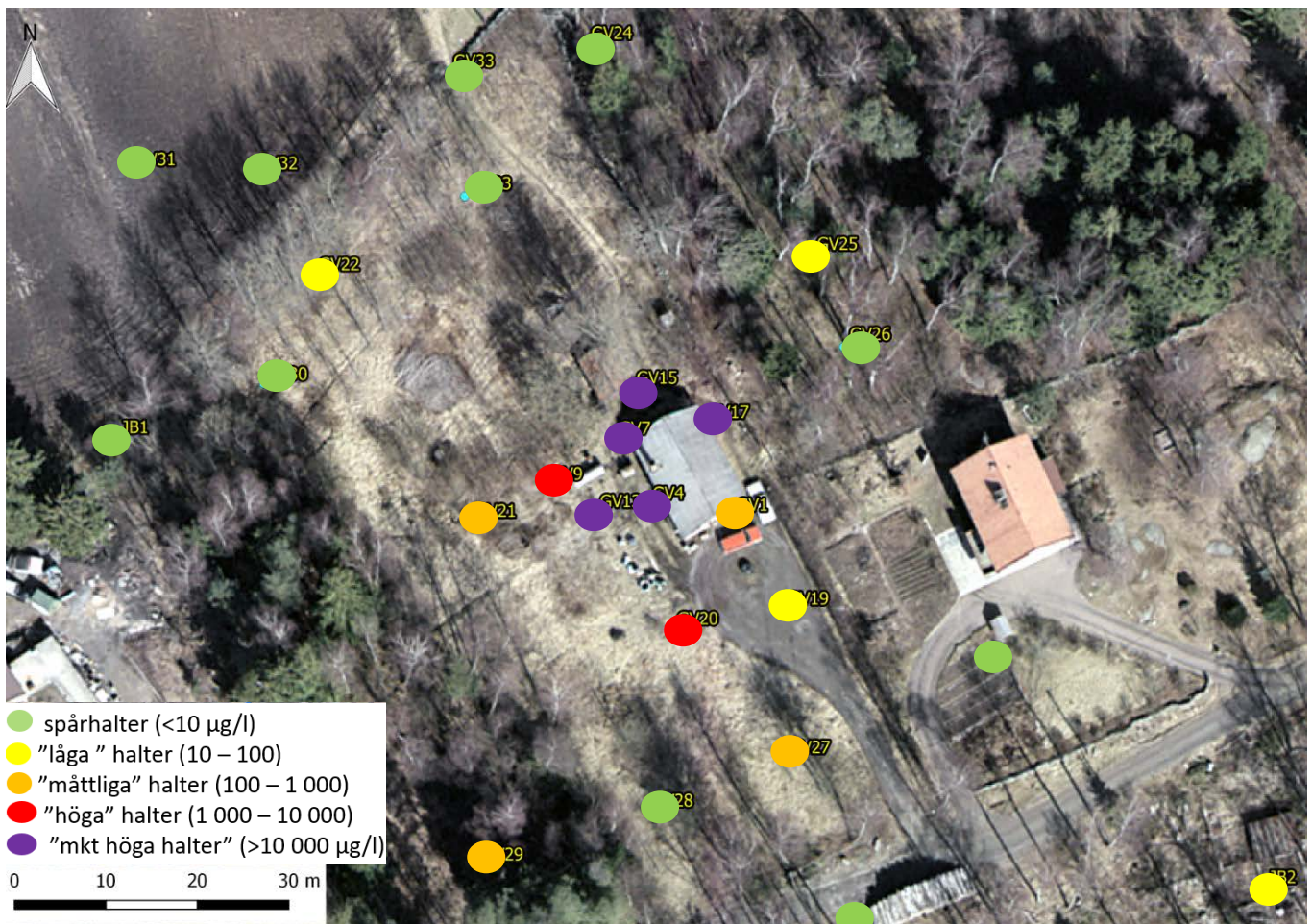
**Figur 5** Summa PCE/TCE-halter i jord.



### 3.5.3 Grundvatten i jord

Grundvatten i jord har provtagits i 24 punkter i kemtvättens närområde samt i ytterligare fem punkter på större avstånd. Resultaten visar sammanfattningsvis följande (se även *figur 6*):

- Höga eller mycket höga halter av främst PCE och TCE (>1 000 µg/l) påvisas i kemtvättens närområde. Vid den f d avloppsbrunnen och kemtvättmaskinen har 70 000 respektive 60 000 µg/l av summa PCE och TCE påvisats. Utbredningen av grundvatten med mycket höga föroreningshalter är större än utbredningen av höga halter av klorerade lösningsmedel i jord.
- Det finns förhöjda halter av klorerade lösningsmedel i alla riktningar kring den f d kemvätten, vilket indikerar att grundvattnet strömningsriktning i jord inte är entydig.
- Halterna av PCE's och TCE's naturliga nedbrytningsprodukter i grundvattnet är i regel måttliga, vilket mot bakgrund av föroreningsens höga ålder indikerar måttliga/dåliga förutsättningar för naturlig nedbrytning (reduktiv deklorering) i jordlagren.
- I jordgrundvatten på större avstånd från kemtvätten påvisas inga eller endast spår av klorerade lösningsmedel (<10 µg/l).



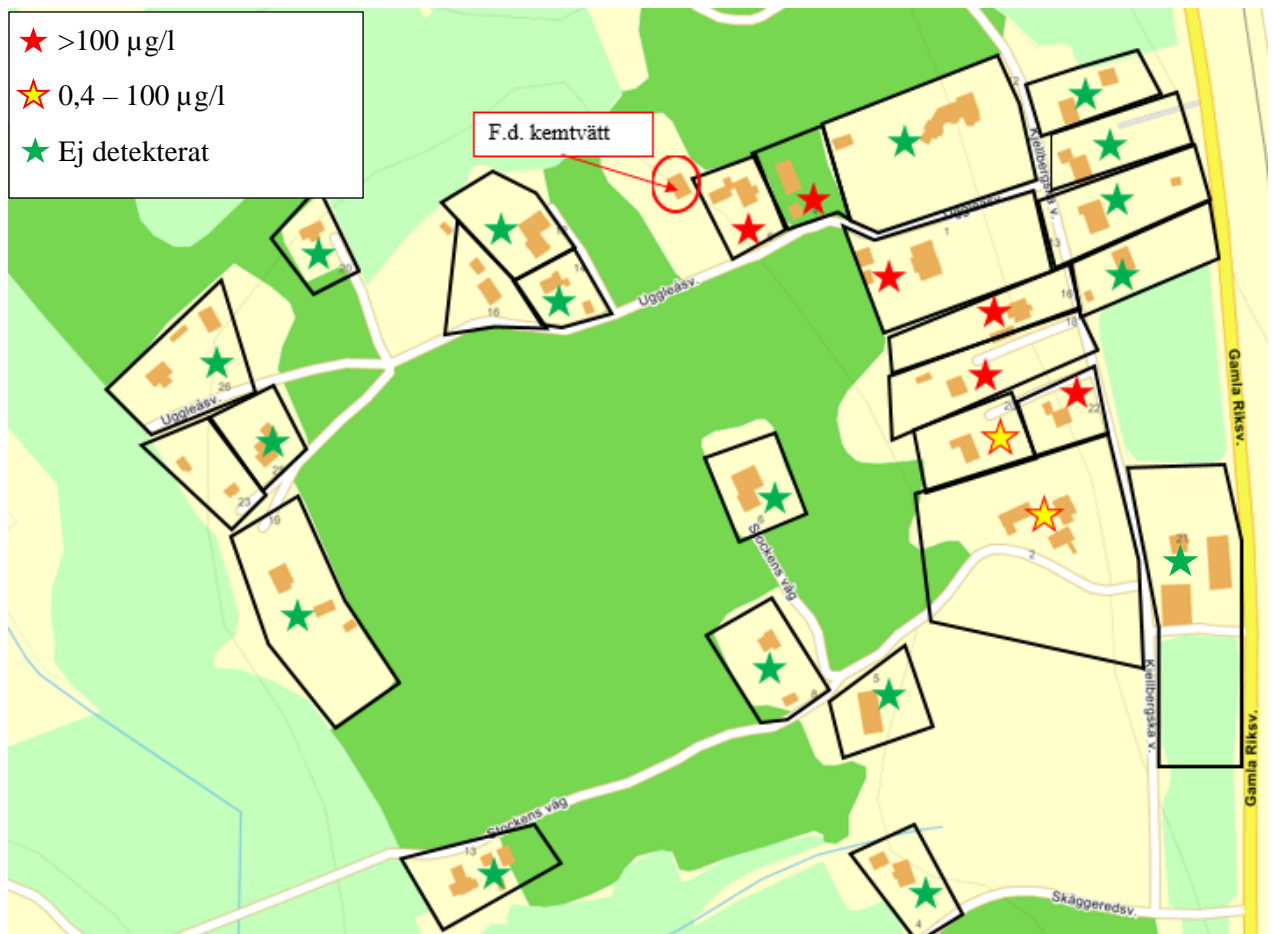
*Figur 6* Summan av uppmätta halter av klorerade lösningsmedel i jordgrundvatten.

### 3.5.4 Befintliga bergbrunnar

Det har tagits prover för analys av klorerade lösningsmedel i befintliga bergborrade brunnar i området

vid flera tillfällen sedan sommaren 2016. Sedan hösten 2016 har de brunnar med betydande halter av klorerade lösningsmedel ( $>$ Livsmedelsverkets gränsvärden) inte använts medan övriga brunnar fortfarande används. Resultaten av provtagningarna visar sammanfattningsvis följande (se även **figur 7**):

- I fem bergbrunnar belägna ost-sydost om den f d kemtvätten har höga halter av klorerade lösningsmedel påvisats vid varje provtagning sedan 2016. Halterna i brunnsvattnet har sjunkit den senaste tiden vilket kan bero på minskade uttag eller på förändrad provtagningsmetod (ur kran respektive direkt i brunn).
- I två bergbrunnar också belägna ost-sydost om den f d kemtvätten har låga och mycket likartade halter av klorerade lösningsmedel påvisats vid varje provtagning sedan 2016. Brunnarna används alltjämt.
- I övriga befintliga brunnar i området har inga klorerade lösningsmedel påvisats i brunnsvattnet vid någon provtagning.



**Figur 7** Illustration av förekomst av klorerade lösningsmedel i befintliga bergbrunnar.

### 3.5.4 Berggrundvatten

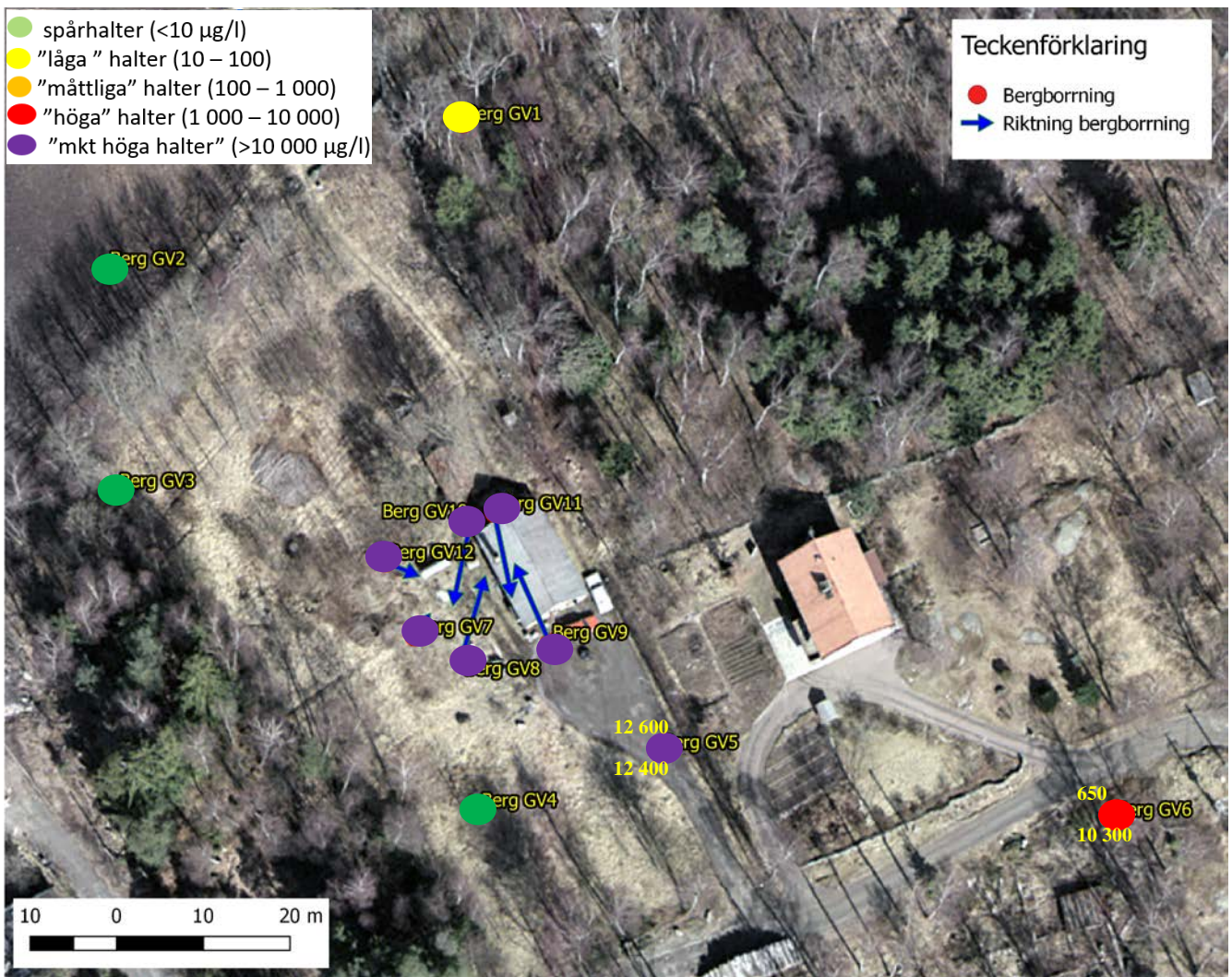
För att klargöra föroreningsgraden i berggrunden nära den f d kemtvätten borrades det 6 vinklade borrhål ned till ca 20 m borrhål. Foderrörsborrning skedde några meter ned i fast berg där omsorgsfull tätning med cement skedde innan borring i berg fortsatte. I det fall betydande förorening påvisades med fältinstrument i borrhål eller i borrhållsvattnet under borring avbröts borringen. 6 vertikala brunnar ned till 30 m djup installerades också på större avstånd från den f d kemtvätten.

Provtagning av berggrundvatten (helhål) har utförts vid två tillfällen, dels några dagar efter installation,



dels ca en månad efter installation. I två brunnar belägna 20 respektive 60 m nedströms den f d kemtvätten har även provtagits på två nivåer vid ytterligare ett tillfälle. I **bilaga 4** finns detaljerade uppgifter om installationer, fältobservationer m m. Resultaten visar sammanfattningsvis följande (se även **figur 8**):

- Berggrundvattnet i närområdet till den f d kemtvätten är genomgående kraftigt förorenat av klorerade lösningsmedel i halter mellan 10 000 och 80 000 µg/l. Kvaliteten i berggrundvatten liknar kvaliteten i jordgrundvatten, d v s en stor andel perkloreten och trikloreten (ca 90 %) och ca 10 % nedbrytningsprodukter dikloreten och vinylklorid. I två punkter avbröts borrningen då vattenförande sprickor med höga föroreningshalter påträffades relativt ytligt berget.
- Väster och norr om den f d kemtvätten påvisas inga eller endast spår av klorerade lösningsmedel.
- Söder och sydöst om den f d kemtvätten uppmäts mycket höga halter av klorerade lösningsmedel, 2 000 – 15 000 µg/l, vilket bekräftar att föroreningen sprids med berggrundvatten i ost-sydostlig riktning.
- Nära kemtvätten uppmättes likartade föroreningshalter i ytligt (0-15 m) som djupare (15-30 m) ned i berget. På större avstånd uppmättes dock betydligt högre halter djupare ned i berget än ytligt, ca 10 000 µg/l på 15-30 m djup jämfört med ca 700 µg/l 0-15 m djup.



**Figur 8** Illustration av föroreningsbilden i berggrundvatten. Siffror vid GV5 och GV6 visar summa av uppmätta halter klorerade lösningsmedel 0-15 m respektive 15-30 m djup.

### 3.5.5 Övriga provtagningar

Inledningsvis togs det prover av flera medier som underlag dels till beslut om hur och var provtagning av jord och grundvatten i jord och berg skulle utföras, dels om boende för närvarande exponeras eller riskerar exponeras för klorerade lösningsmedel på annat sätt än via intag av berggrundvatten från egen brunn. Resultaten av dessa provtagningar finns i **bilaga 1 – bilaga 3** och visade sammanfattningsvis följande:

- Något förhöjda halter av klorerade lösningsmedel i inomhusluft, träd och porluft noterades vid den f d kemtvätten. Inga halter av klorerade lösningsmedel påvisades i dessa medier nedströms vid bostäder med tillhörande gårdsmark.
- Mycket höga halter PCE uppmättes i ett slam i avloppsbrunnen vid kemtvätten (ca 20 % av TS). Detta slam har sugits upp och omhändertagits som farligt avfall vid extern avfallsmottagare.
- Förhöjda halter av PCE påvisas i betong i byggnaden där kemtvättmaskinen tidigare stod.

## 4 Konceptuell modell

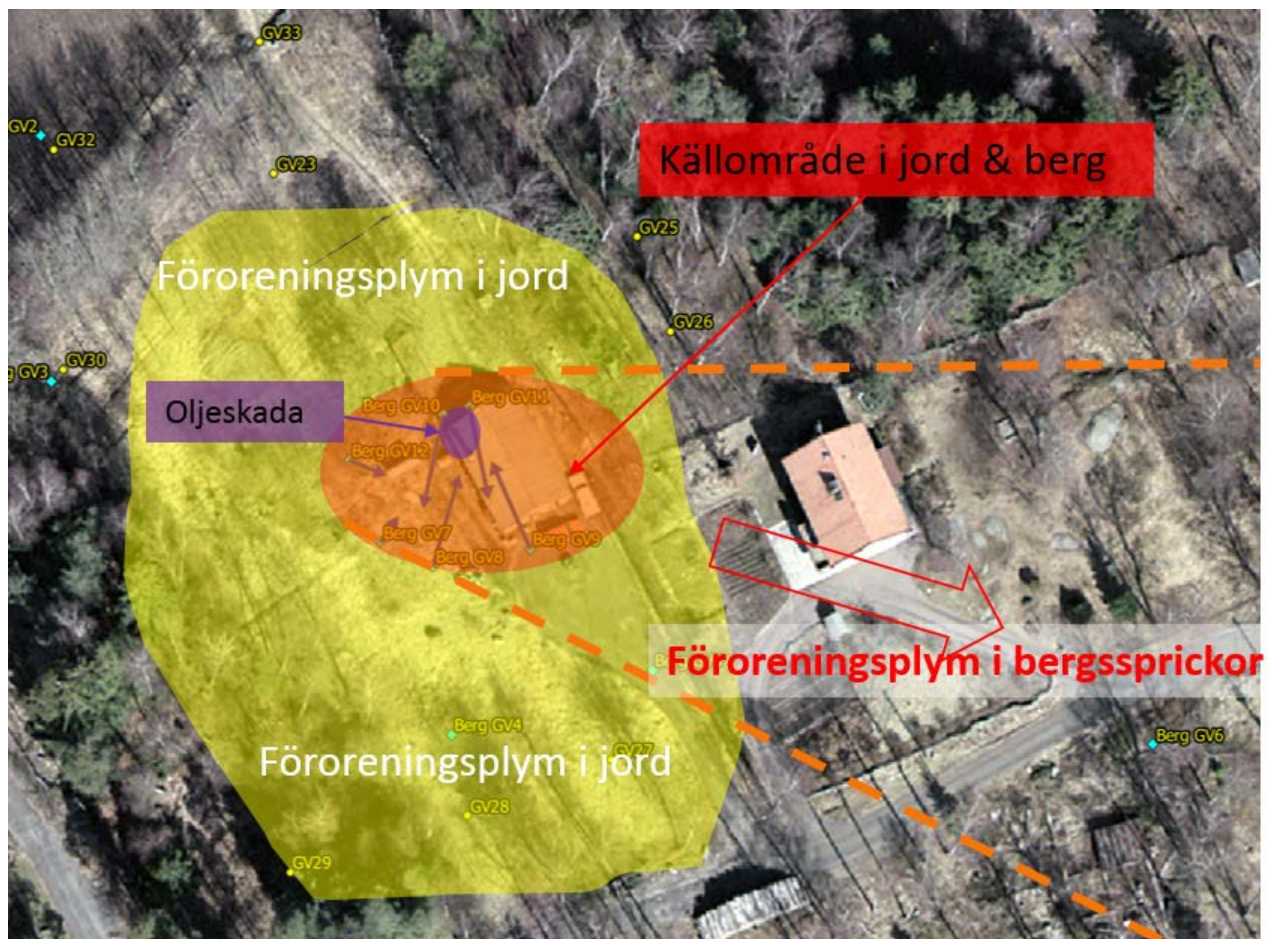
Med underlag av alla genomförda undersökningar har en konceptuell modell rörande föroreningssituationen och spridningsförhållanden inom och invid den f d kemtvätten i Skäggered utarbetats som underlag för riskbedömning och åtgärdsutredning. Den konceptuella modellen, som också illustreras i **figur 9** i plan och i **figur 10** i profil, visar sammanfattningsvis följande:

- Höga halter av klorerade lösningsmedel i jordgrundvatten och jord finns inom ett område kring den f d kemtvätten på ca 1 000 m<sup>2</sup> ned till berg ca 4 m under markytan. Detta förmodade källområde finns främst inom fastigheten Skäggered 3:38 men troligen även inom sydöstra delen av Rantorp 1:2 och nordvästra delen av Skäggered 3:30. Inom detta förmodade källområde finns det sannolikt flera platser där fri fas lösningsmedel och/eller kraftigt förorenat vatten läckt eller släppts ut från den f d kemtvättverksamheten. Bedömningen är att man använt både PCE och TCE eller en blandning av dessa. Under de mer än 60 år som gått sedan kemtvättverksamheten påbörjades har jorden under grundvattenytan förorenats via grundvattenrörelser i olika riktningar och diffusion från dessa ursprungliga spillplatser. Källområdets horisontella avgränsning i jord är osäker. Osäkerheterna klagörs i ett ev. förberedelseskede då källområdets utbredning bestäms noggrant inför sanering. Vidare kan jordprover då också tas under den f d kemtvätten efter rivning.
- Det finns även mycket höga halter av klorerade lösningsmedel i berggrundvatten vid den f d kemtvätten. Huruvida föroreningen härrör från att överliggande förorenat jordgrundvatten spridits nedåt till berggrunden eller om det förr spridits lösningsmedel i egen fas (DNAPL) till berggrunden via jorden är med nuvarande kunskap osäker. Det troliga är en kombination eftersom mycket höga halter av moderämnen (PCE och TCE) klorerade lösningsmedel påvisats i jordprover tagna strax ovan berget. Utbredningen av källområdet i berg, d v s berg där det finns egen fas DNAPL i fina sprickor och/eller höga halter klorerade lösningsmedel adorerat till bergmatrisen, är mycket osäker. Osäkerheterna klagörs i ett förberedelseskede då källområdets utbredning bestäms noggrant inför sanering. Omfattande bergborrning bör inte göras förrän samtliga omgivande bostäder har anslutit sig till det kommunala dricksvattensystemet.
- Med utgångspunkt från att jordens mäktighet i medeltal är ca 4,5 m och att 75 % av jordvolymen är kontaminerad i halter överstigande KM kan mängden förorenade jordmassor grovt uppskattas till 4 000 m<sup>3</sup>. Mängden klorerade lösningsmedel är svår att uppskatta men om man antar att medelhalten av klorerade lösningsmedel i den kontaminerade jorden är ca 10 -20 mg/kg finns det

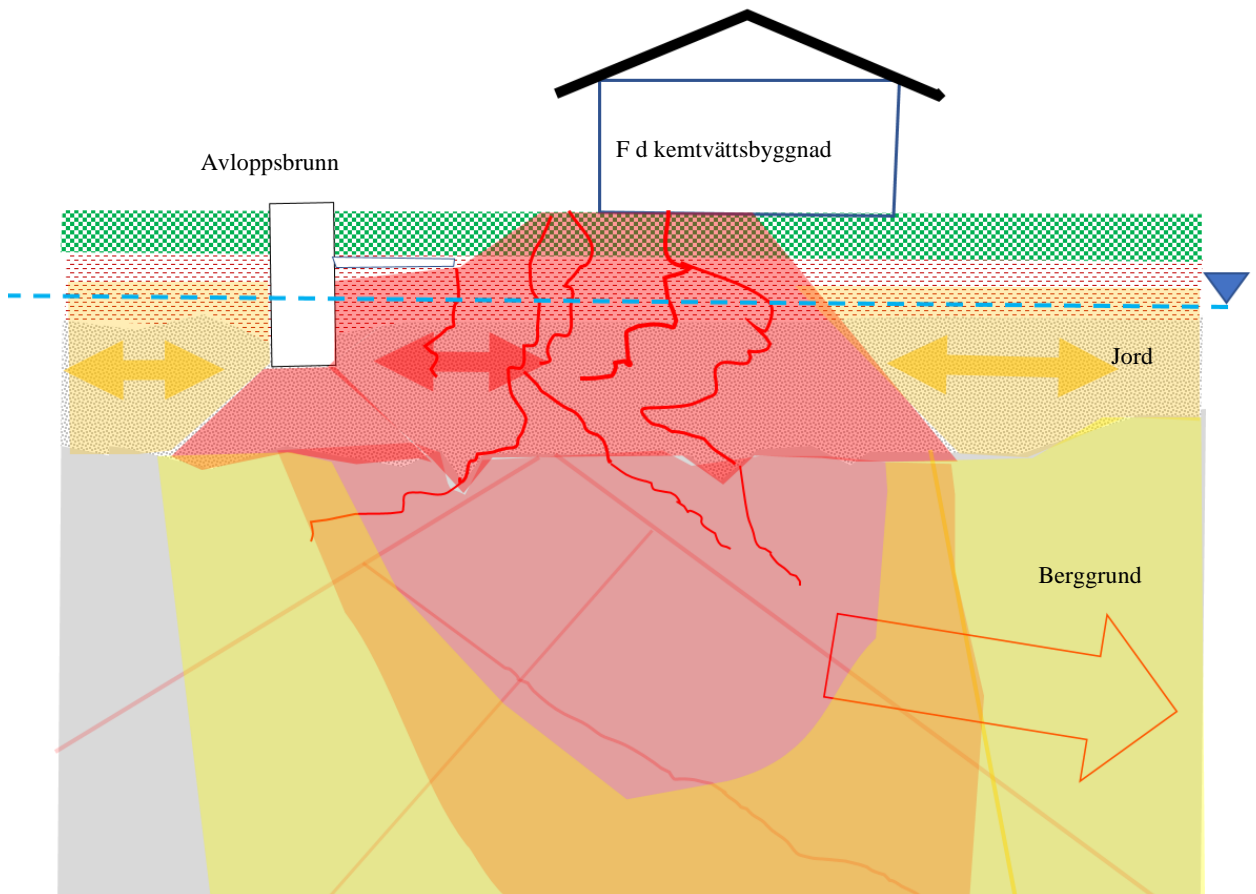


i nuläget ca 100 kg klorerade lösningsmedel i jord och jordgrundvatten inom källområdet. Mängden klorerade lösningsmedel som ackumulerats i berggrunden på större djup inom källområdet är mycket osäker. Om det inte runnit ned egen fas lösningsmedel är mängderna begränsade och understiger 10 kg men om egen fas runnit ned i berget kan det handla om flera tiotals eller hundratals kilo. Om man istället utgår från att det förefaller spridas ca 5 - 10 kg klorerade lösningsmedel per år med berggrundvatten borde det erfarenhetsmässigt finnas i storleksordningen ca 1 000 kg i källområdet. Sammanfattningsvis bedöms det därmed finnas 0,1 – 1 ton klorerade lösningsmedel i källområdet i jord och berg.

- Klorerade lösningsmedel sprids huvudsakligen i berggrundvatten i ost-sydostlig riktning. Med underlag av en enkel vattenbalans utgående från källområdets area (1 000 m<sup>2</sup>), att ca 150 - 300 mm nederbörd årligen infiltrerar och att den genomsnittliga koncentrationen av klorerade lösningsmedel i berggrundvattnet inom källområdet är ca 30 mg/l kan spridningen uppskattas till i storleksordningen ca 5 - 10 kg/år.



**Figur 9** Konceptuell beskrivning av föroreningssituationen i plan avseende klorerade lösningsmedel inom och invid den f d kemtvätten vid Skäggered.



**Figur 10** Konceptuell beskrivning av föroreningsituationen i profil.

## 5 Problembeskrivning och skyddsobjekt

### 5.1 Nuvarande förhållanden

Det absolut allvarligaste problemet med föroeningen är att den påverkar eller riskerar påverka kvaliteten av grundvattnet i berggrunden i ett stort område som i nuläget saknar kommunalt vatten. Inom en stor del av området är halterna i berggrundvattnet så höga att det absolut inte bör drickas och heller inte användas för matlagning, bevattning eller liknande.

I närheten av den f d kemtvätten är föroreningshalterna i jord och grundvatten så höga att alla markarbeten måste göras under strikt kontrollerade former för att inte orsaka akuta hälsoeffekter för de som utför arbeten i mark. Delar av den f d kemtvätsfastigheten kan heller inte användas för någon verksamhet alls p g a de allvarliga föroeningarna.

Föroeningarna i mark och grundvatten påverkar också möjligheterna för utvinning av energi, t ex installation av nya bergbrunnar. Sådana installationer riskerar förändra spridningsbilden och därigenom förvärra riskerna. Om inga åtgärder vidtas torde någon form av restriktionsområde för borrhningsarbete och användning av berggrundvatten behöva inrättas även om detta i praktiken troligen inte är juridiskt möjligt.

Den kraftiga föroeningen av berggrundvattnet bedöms också hindra att området kan utvecklas med ny bebyggelse eftersom en sådan knappast kan tillåtas enligt nuvarande plan- och bygglag eller den praxis som synes utvecklas av lagtolkningen.



## 5.2 Framtida förhållanden

Under 2018 planeras boende i Skäggered kunna ansluta sig till det kommunala dricksvattensystemet. Eftersom alla brunnar finns kvar kvarstår dock det faktum att berggrundvattnet är kraftigt förorenat även om riskerna minskar.

Övriga risker som finns i nuläget kvarstår under oöverskådlig framtid om inga åtgärder vidtas.

## 5.3 Skyddsobjekt

De primära skyddsobjekten som identifierats är:

- Grundvattnet i berggrunden.
- Vuxna och barn i området som dricker eller använder berggrundvatten.
- Barn och vuxna som tillfälligt vistas inom den f d kemtvättsfastigheten och dess närområde.
- Yrkesverksamma som genomför markarbeten på kemtvättfastigheten och dess närområde.

## 5.4 Dimensionerande förorening och toxiska egenskaper

De dimensionerande föroreningarna för hälsorisker och för skydd av grundvatten är i nuläget PCE och TCE. I grundvatten finns även DCE och VC men halterna av dessa är i nuläget låga i förhållande till PCE och TCE (<10 %). Om åtgärder vidtas som förbättrar förutsättningar för förstärkt reaktiv deklorering kan betydande halter av det mer giftiga ämnet VC uppkomma. Åtgärder som kan resultera i en sådan förändring i en skyddsvärd grundvattenresurs bedöms därför vara tveksamma.

I **tabell 1** finns en sammanställning av TCE's och PCE's kemiska och fysikaliska egenskaper. Data är hämtade från Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning och RAIS (Risk Assessment Information System - <http://rais.ornl.gov/>). H är Henrys konstant som beskriver ett ämnes fördelning mellan luft och vatten medan Koc är ämnets fördelning mellan organiskt kol och vatten.

**Tabell 1** Kemiska och fysikaliska egenskaper av TCE och PCE.

Ämne	Densitet (kg/l)	Löslighet (mg/l)	H	Koc (l/kg)	Fri fas gräns sand <sup>1)</sup>	Fri fas gräns lera <sup>2)</sup>
PCE	1,6	150-200	0,93	263	50 mg/kg	300 mg/kg
TCE	1,5	1 300	0,28	115	300 mg/kg	1 000 mg/kg

1) Beräknad fri fas gräns för PCE/TCE i en sand under grundvattenytan med 0,05 % TOC. D v s om man påvisar >50 mg/kg PCE i ett sandprov under grundvattenytan finns det sannolikt egen fas PCE i provet.

2) Beräknad fri fas gräns för PCE/TCE i lera under grundvattenytan med 0,5 % TOC.

Av tabellen framgår att PCE och TCE är tunga vätskor med en begränsad löslighet i vatten. Ämnena är tämligen flyktiga och fördelar sig jämnt mellan vatten och luft (H, Henrys konstant). Ämnena fastläggs i begränsad omfattning till organiskt kol och i en jord med ca 0,3 % TOC fördelar de sig jämnt mellan jord och porvatten.

Det pågår ständigt forskning om klorerade lösningsmedels giftighet och publicerade humantoxikologiska lågriskvärden för kroniska och cancerogena egenskaper förändras regelbundet. I Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för riskbedömning används data från innan 2009. År 2012 publicerade USEPA (Amerikanska Naturvårdsverket) nya humantoxikologiska data för PCE och TCE som är mer stringenta. Naturvårdsverket planerar att se över lågriskvärdena för klorerade lösningsmedel men det finns ännu ingen tidplan för arbetet. Om Naturvårdsverket applicerar de nya amerikanska lågriskvärdena kommer de generella riktvärdena för PCE och TCE att sänkas avsevärt.

I **tabell 2** redovisas TCE och PCE's toxiska egenskaper i form av WHO's och USEPA's humantoxikologiska lågriskvärden vid långtidsexponering (RfC är inandning via luft och TDI intag via mun/hud/damm) utan hänsyn till cancerrisk och för cancerrisk (livslång exponering, 1 cancerfall per 100 000 exponerade) Redovisade lågriskvärden, förutom de som redovisas för cancerrisken, skall betraktas som ofarliga halter, dvs om den mest känsliga individen exponeras för lågriskvärdet är det mycket osannolikt att negativa effekter uppträder. Cancerlåggriskvärdena skall tolkas som att om 100 000 individer exponeras för lågriskvärdet under hela livslängden drabbas teoretiskt en individ av cancer. En ökad cancerrisk på 10<sup>-5</sup> bedöms således vara en acceptabel ökad risk för cancer. Den acceptabla ökade risken för cancer ska ses mot bakgrund av att ungefär var tredje individ i Sverige drabbas av cancer under en livstid. I **tabell 2** redovisas även Livsmedelsverkets gränsvärde för PCE och TCE i dricksvatten och Naturvårdsverkets referenskoncentration för skydd av grundvattenresurser. Den senare är i normalfallet 50 % av Livsmedelsverkets gränsvärde.

**Tabell 2 Humantoxikologiska lågriskvärden för PCE och TCE i form av referenskoncentrationer i luft samt tolerabla dagliga intag. Livsmedelsverkets gränsvärden för summa PCE och TCE i dricksvatten samt Naturvårdsverkets kritiska koncentration för skydd av grundvattenresurser.**

Ämne	RfC kronisk (mg/m <sup>3</sup> )		RfC Cancer (mg/m <sup>3</sup> )		TDI kronisk (mg/kg, d)		TDI Cancer (mg/kg,d)		Gränsvärde dricksvatten (µg/l)	Ref C <sub>krit</sub> (µg/l)
	WHO	USEPA	WHO	USEPA	WHO	USEPA	WHO	USEPA	NV	NV
PCE	0,2	0,04	-	0,04	0,05	0,006	-	0,005	Σ10	5
TCE	-	0,002	0,023	0,0024	0,0015	0,0005	-	0,0002		5

Man kan konstatera att de klorerade lösningsmedlen är mycket giftiga och att amerikanska Naturvårdsverket anser att båda ämnena är cancerframkallande vid både oralt intag och inandning av ångor. WHO klassar dock inte PCE som cancerframkallande. De viktigaste exponeringsvägarna är intag av grundvatten som dricksvatten och inandning av ångor.

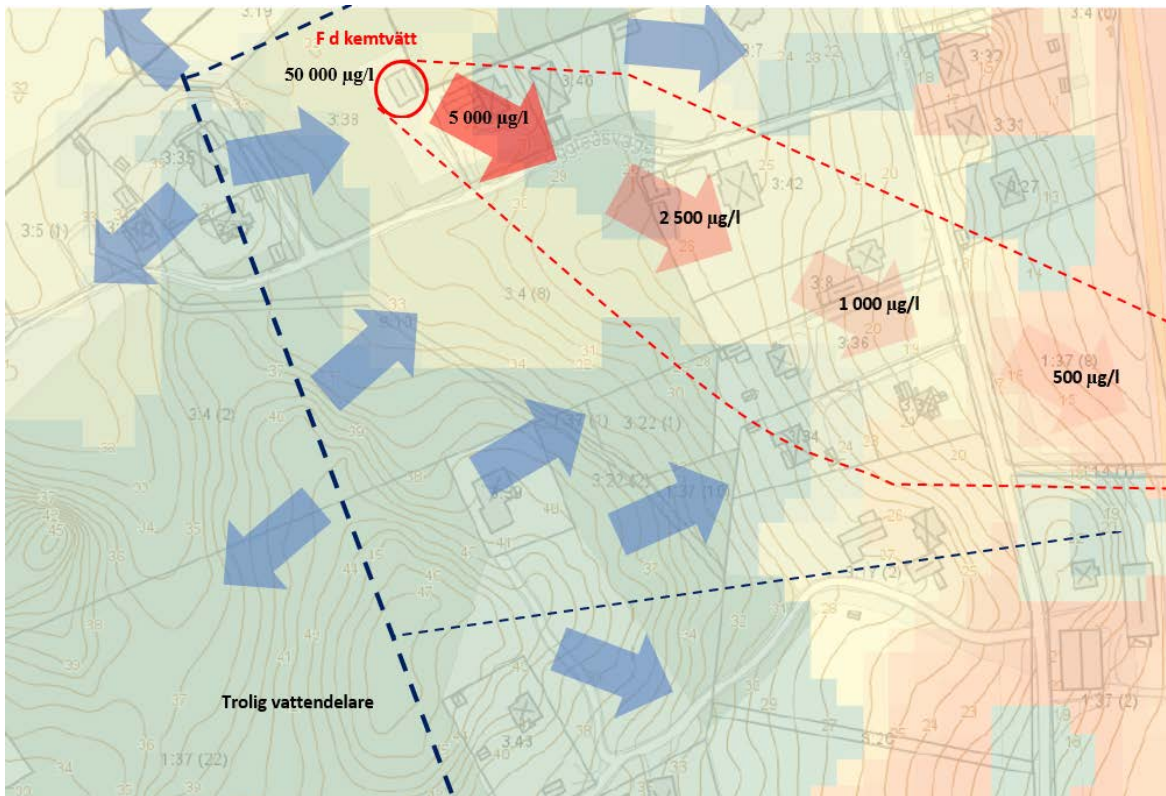
## 6 Risker för grundvattnet

Berggrundvattnet inom ett relativt stort område har redan kontaminerats av klorerade lösningsmedel som spridits från den f d kemtvätten. Inom ett markområde om ca 30 000 m<sup>2</sup>, där det för närvarande finns ett 20-tal hushåll inom eller i närheten, är berggrundvattnet så förorenat att det inte bör användas överhuvudtaget. Om inga åtgärder vidtas kommer denna situation att fortgå i 100-tals år. Det går inte heller att utesluta att ett större område påverkas i framtiden eller att fler människor riskerar påverkas om det byggs ytterligare bostäder eller etableras nya verksamheter inom eller i närheten av föroreningsplymen.

Enligt Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning för skydd av grundvatten får ett förorenat område inteckna 50 % av dricksvattengränsvärdet (50 % av 10 µg/l = 5 µg/l). Av **figur 11** framgår således att spridningen behöver minska med minst tre tiopotenser om man på sikt ska nå 5 µg/l inom de fastigheter som ligger närmast nedströms den f d kemtvätten och med 2 tiopotenser för att nå 5 µg/l inom fastigheterna i plymens nedre delar.

Sammanfattningsvis bedöms grundvattnet inom ett stort markområde med ett tiotal hushåll redan vara så kontaminerat av klorerade lösningsmedel att vattnet inte bör användas överhuvudtaget. Om inga

åtgärder vidtas kan spridningsförhållandena förändras så att ett ännu större område med fler boende påverkas i framtiden. För att eliminera riskerna måste mycket omfattande åtgärder vidtas så att spridningen av klorerade lösningsmedel med berggrundvattnet minskar med minst tre tiopotenser.



**Figur 11** Illustration av nuvarande föroreningsplym i berggrundvattnet. Blå pilar illustrerar rent berggrundsvatten.

## 7 Hälsorisker

### 7.1 Människor som i framtiden vistas på kemptvättfastigheten

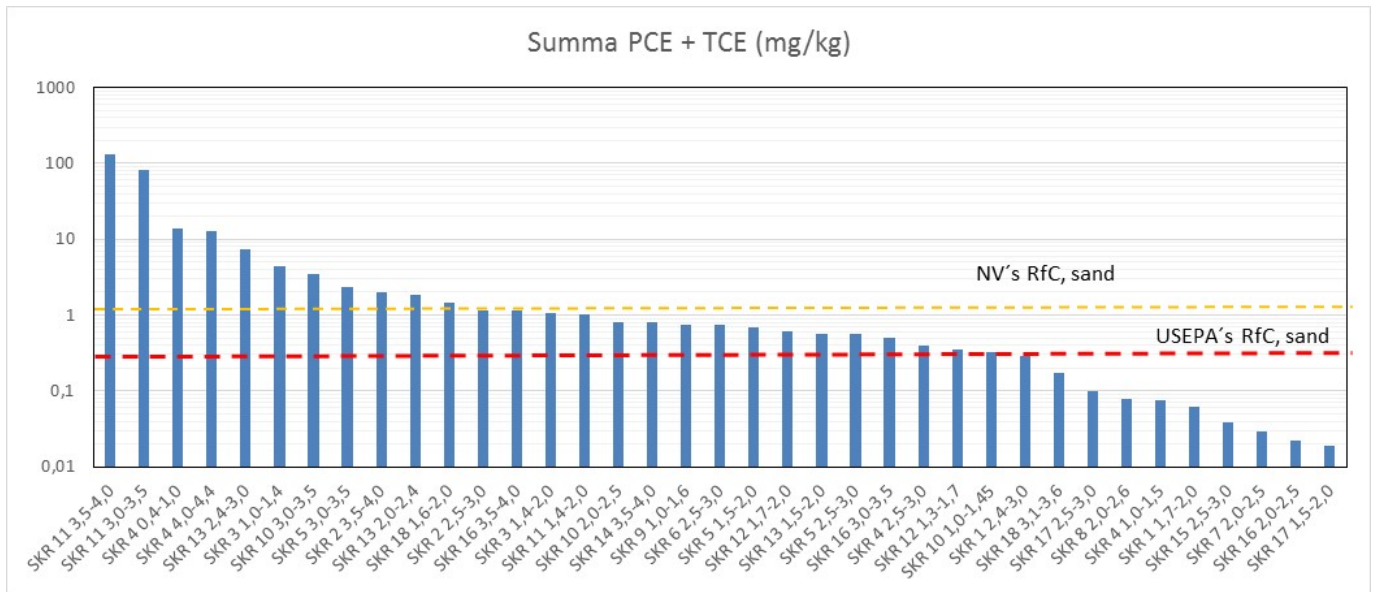
För att belysa hälsoriskerna på platsen vid en framtida känslig markanvändning av kemptvättfastigheten har platsspecifika riktvärden för PCE och TCE i jord för skydd av människors hälsa via inandning av ångor inomhus beräknats. Riktvärdena har beräknats med Naturvårdsverkets modell vid mindre känslig markanvändning (MKM) dels för morän med 0,05 % TOC, dels för lera med 0,5 % TOC. Vidare har riktvärdet baserats på antingen Naturvårdsverkets nuvarande humantoxikologiska referenskoncentrationer eller på USEPA's RfC. Resultaten visas i **tabell 3**.

**Tabell 3** Beräknade platsspecifika riktvärden för PCE och TCE i jord för skydd av människors hälsa via inandning av ångor inomhus (mg/kg).

Jordtyp	NV RfC		USEPA RfC	
	TCE	PCE	TCE	PCE
Sand (0,05 % TOC)	0,25	2	0,06	0,4
Lera (0,5 % TOC)	2,5	7	0,25	1,5

I **figur 12** jämförs ett vägt platsspecifikt riktvärde för summan av PCE och TCE i morän (med antagandet att TCE utgör 20 % av totalhalterna och PCE 80 %) med uppmätta halter av PCE och TCE i jordprover inom kemptvättfastighetens källområde. Av tabellen framgår att de flesta uppmätta halter inom

källområdet med stor marginal överskrider de beräknade platsspecifika riktvärdena. Det går således inte att uppföra ett bostadshus eller annan byggnad utan att vidta åtgärder för att avhjälpa hälsorisker.



**Figur 12** Uppmätta halter av TCE och PCE i jord jämfört med beräknade platsspecifika riktvärden för skydd av människors hälsa via inandning av ångor inomhus.

## 7.2 Markarbeten

Vid markarbeten inom det förorenade området exponeras främst markarbetare för lösningsmedel som avdunstar från förorenad mark och vatten. Det är svårt att beräkna hur omfattande exponeringen blir då den beror på var markarbetena sker, hur djupt man gräver, hur länge schakten står öppna samt inte minst väderförhållanden. För att grovt illustrera riskerna redovisas nedan i **tabell 4** ett räkneexempel där ett schaktarbete sker i ett område med höga halter av klorerade lösningsmedel (medelvärde av uppmätta halter i grundvatten i jord inom källområdet). Halterna i luften vid schaktet beräknas genom att anta att alla lösningsmedel är PCE och en utspädning på 100. D v s vid de flesta väderförhållanden blir sannolikt halterna lägre. Å andra sidan finns det ämnen (TCE, VC) som är både flyktigare och giftigare än PCE. Beräknade halter jämförs med Arbetsmiljöverkets nivågräns- (8 h) och korttidsvärden (15 min). Vid beräkningarna har det inte tagits hänsyn till ev. föroreningar i jord över grundvattenytan, i fri fas och inte heller till att föroreningar i grundvattnet i en öppen schakt utarmas över tid.

**Tabell 4** Uppskattning av föroreningshalter i luft vid markarbeten inom f d Enköpingstvättens närhet.

Ämne	GV (µg/l)	Luft ovan GV	Luft i schakt	Nivågräns- värde 8 h (mg/m <sup>3</sup> )	Korttids- värde 15 min (mg/m <sup>3</sup> )
		(mg/m <sup>3</sup> ) H <sup>1</sup> *GV	(mg/m <sup>3</sup> ) Luft <sub>GV</sub> /100		
PCE	30 000	29 000	<b>290</b>	<b>70</b>	<b>170</b>

1) H = Henrys konstant = 0,93

Av tabellen framgår att beräknade halter i luften i en schakt inom källområdet överstiger Arbetsmiljöverkets Nivågränsvärde och t o m Korttidsvärdet. Konkret innebär detta att det måste vidtas omfattande skyddsåtgärder för alla arbeten i mark inom källområdet. Personlig skyddsutrustning i form av gasmask eller friskluftmask kommer behövas. Vid halter av klorerade lösningsmedel över ca 7 000 µg/l i grundvatten bedöms Arbetsmiljöverkets Nivågränsvärde kunna överskridas lokalt i en schakt.



## 8 Miljörisker inom området

Aktuell förorening bedöms med hänsyn till områdets karaktär och ämnets egenskaper utgöra betydligt mindre risker för marklevande djur och växter än för människor. För människor görs ju riskbedömningen på individnivå medan miljörisker bedöms på populationsnivå. Det är endast inom källområdet som uppmätta PCE-halter i jorden överskrider de nivåer där markecosystemen enligt Naturvårdsverkets vägledning för riskbedömning kan påverkas negativt (30 mg/kg). Sammantaget är miljöriskerna av underordnad betydelse i förhållande till hälsoriskerna.

## 9 Miljörisker i ytvatten

Av genomförd undersökning framgår att de klorerade lösningsmedlen främst sprids med berggrundvatten på stora djup och innebär således inga risker för ytvattenlevande organismer.

## 10 Samlad riskbedömning och behov av riskreduktion

Utifrån den kunskap som finns om föroreningssituationen vid den f d kemtvätten i Skäggered görs följande samlade riskbedömning med tillhörande bedömning av behovet av riskreduktion:

- Spridningen av klorerade lösningsmedel har kontaminerat berggrundvatten inom ett stort markområde ost-sydost om den f d kemtvätten. Spridningen av klorerade lösningsmedel måste minska med minst tre tiopotenser för att återställa grundvattenresursen på lång sikt.
- Halterna av i mark och grundvatten i närområdet till den f d kemtvätten är så höga att fastigheten inte kan användas. Det handlar både om kronisk exponering via inandning av ångor som tränger in i ev nya byggnader och akuta risker om någon form av grävarbeten utförs i närområdet. Omfattande avhjälpandeåtgärder måste vidtas för att fastigheten ska kunna användas för känslig eller mindre känslig markanvändning utan betydande restriktioner.

Samtantaget kommer mycket omfattande saneringsåtgärder behöva vidtas om man på sikt ska återställa grundvattnets kvalitet i området och klara hälsoskyddet vid den f d kemtvätten i Skäggered.

## 11 Förslag till övergripande åtgärds mål

När det gäller övergripande åtgärds mål så bedöms fokus ligga på att Skäggeredsborna på sikt ska kunna använda sitt berggrundvatten fritt utan restriktioner och att den aktuella fastigheten ska kunna användas enligt plan. Mot bakgrund av detta föreslås följande övergripande åtgärds mål:

- 1) **Spridningen av föroreningar från den f d kemtvätten i Skäggered ska på sikt minska så att grundvattnet kan användas fritt.**
- 2) **Fastigheten Skäggered 3:38 och dess närområde ska kunna användas enligt plan utan restriktioner p g a markföroreningar.**

## 12 Preliminära mätbara åtgärds mål

### 12.1 Mätbara mål för spridningsminskning – skydd av grundvatten

För att nå det övergripande målet med att berggrundvattnet på sikt ska kunna användas fritt behöver spridningen minska med minst tre tiopotenser. Ett annat sätt att uttrycka målet är att den genomsnittliga koncentrationen i grundvattnet inom källområdet ska minska med minst tre tiopotenser. I nuläget kan den genomsnittliga koncentrationen av summa klorerade lösningsmedel i grundvattnet i jord inom källområdet uppskattas till ca 30 000 µg/l och även i berg till ca 30 000 µg/l. Det mätbara målet bör

således vara att reducera halterna i jord- och berggrundvatten till ca 30 µg/l. För att reducera halterna i grundvatten med tre tiopotenser behöver mängderna klorerade lösningsmedel inom källområdet sannolikt också reduceras med i storleksordningen tre tiopotenser, d v s med 99,9 %. Det är som tidigare nämnts osäkert hur stora mängder klorerade lösningsmedel det finns i jord och berg men sannolikt kan det inte få finnas kvar mer än något enstaka kilo lösningsmedel efter åtgärd för att nå spridningsmålet. Det innebär att halterna av klorerade lösningsmedel (summa PCE och TCE) i jord efter åtgärd knappt får vara mätbara i jord, d v s <0,1 mg/kg och långt under Naturvårdsverkets generella riktvärden vid känslig markanvändning. Om t ex den genomsnittliga halten av summa PCE och TCE är 0,1 mg/kg i jorden inom källområdet blir mängden efter åtgärd ca 1 kg. Om mängden understiger 1 kg efter åtgärd finns förutsättningar att det mätbara målet uppnås inom några år efter åtgärd.

Man kan vidta andra åtgärder också för att snabbare nå målet, t ex kan infiltrationen av nederbörd minskas genom att installera ett tätskikt över och kring källområdet. Ett sådant tätskikt innebär visserligen en viss lokal restriktion på den f d kemtvättfastigheten men det är en kostnadseffektiv åtgärd för att minska spridningen.

För att nå målet med spridningsminskning måste mängderna och halterna av klorerade lösningsmedel i källområdet reduceras med minst tre tiopotenser (99,9 %) alternativt mindre om infiltrationen av nederbörd reduceras långsiktigt. I förberedelseskedet bör detta mätbara mål preciseras med underlag av resultaten av de åtgärdsförberedande undersökningarna.

Med hänsyn till att projektet är bidragsfinansierat och kommunen till stor del måste handla upp hela projektorganisationen föreslås också att det mätbara åtgärds målet ska uppnås senast 5 år efter att åtgärderna påbörjats.

## 12.2 Mätbara mål för lokala hälsorisker

Av avsnitt 7.1 framgår att halterna av summa PCE och TCE i jord inom källområdet ska understiga 0,3 – 1 mg/kg om marken ska kunna användas enligt plan utan restriktioner. Det mätbara målet för lokala hälsorisker är således högre än för spridningsminskning och därmed inte dimensionerande. I det fall man i en riskvärdering kommer fram till att berggrundvattnet inte ska återställas kan dock detta mätbara mål bli dimensionerande för åtgärderna.

## 12.3 Sammanfattande tabell med förslag till preliminära mätbara åtgärds mål

I **tabell 5** sammanfattas de föreslagna mätbara åtgärds målen för den f d kemtvätten i Skäggered. Målen bör ses över och preciseras inom ramen för de åtgärdsförberedande undersökningarna.

**Tabell 5** Förslag till preliminära mätbara åtgärds mål för den f d kemtvätten i Skäggered (summa PCE och TCE).

Mätbart åtgärds mål	Jord	Grundvatten i jord och berg
Inom källområde	0,1 mg/kg	30 µg/l
Utanför källområde	-	5 µg/l

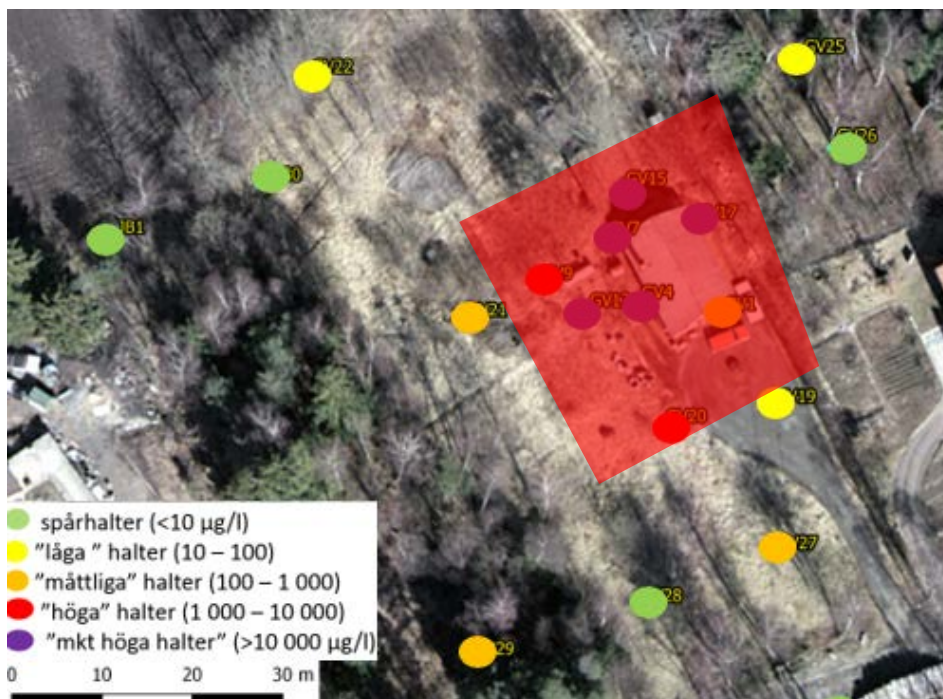
# 13 Åtgärdsutredning

## 13.1 Åtgärdsområde

Utifrån resultaten av de undersökningar som hittills har utförts och de preliminära mätbara åtgärds mål som tagits fram i föregående avsnitt har ett åtgärdsområde definierats, se illustration i **figur 13**.

Åtgärdsområdets gränser i plan och profil i jord och i synnerhet i berg är osäkra och måste i detalj avgränsas i ett förberedelseskede. Källområdet ska ses som ett område där halterna av PCE och/eller TCE är höga och där sannolikheten att påträffa halter som överskrider fri fas-gränsen (>50 mg/kg) är hög. Källområdet kan föda en föroreningsplym under oöverskådlig tid.

Huruvida det finns betydande mängder klorerade lösningsmedel ackumulerade som fri fas i fina sprickor eller adsorberade i bergmatrisen i berggrunden under den förorenade jorden är i nuläget osäker. Nuvarande bedömning utifrån det faktum att uppmätta halter och kvalitet i berggrundvatten liknar jordgrundvatten och att halterna ligger klart under mättnadskoncentration (maximal löslighet) är att berggrunden kontaminerats i begränsad omfattning. I andra projekt där berggrunden förorenats av betydande mängder fri fas lösningsmedel har halterna i berggrundvattnet varit väsentligt högre än i jordgrundvattnet och föroreningen har nästan uteslutande bestått av moderämnena (TCE eller PCE) och kvalitetsmässigt skiljt sig väsentligt från jordgrundvatten. I Skäggered bedöms dock betydande mängder klorerade lösningsmedel finnas i övergångszonen mellan morän och berg. Det är heller inte osannolikt att det lokalt har runnit ned fri fas lösningsmedel i berget. Likaså kan det kraftigt förorenade berggrundvattnet lokalt ha lett till att bergmatrisen kring sprickor eller sprickmineral också ackumulerat icke obetydliga mängder klorerade lösningsmedel. Detta innebär sammanfattningsvis att klorerade lösningsmedel sannolikt inte enbart finns löst i berggrundvattnet utan har även ackumulerats i berggrunden där de är svåråtkomliga för åtgärder men trots detta fungerar som källa för grundvattenförorening under oöverskådlig tid. Bedömningen är att åtgärder således måste vidtas av både jord och berggrund för att nå de högt satta målen.



**Figur 13** *Ungefärligt åtgärdsområde för f d kemtvätt vid Skäggered.*

I **tabell 6** redovisas uppskattade areor och volymer av källområdet.



**Tabell 6 Källområdets fysiska dimensioner.**

	Jord	Berg
Area	1 000 m <sup>2</sup>	500 m <sup>2</sup>
Mäktighet	4,5 m	10 -15 m
Överlagrande rena massor	0-2 m	
Volym förorenade massor	4 000 m <sup>3</sup>	5 000 – 7 500 m <sup>3</sup>

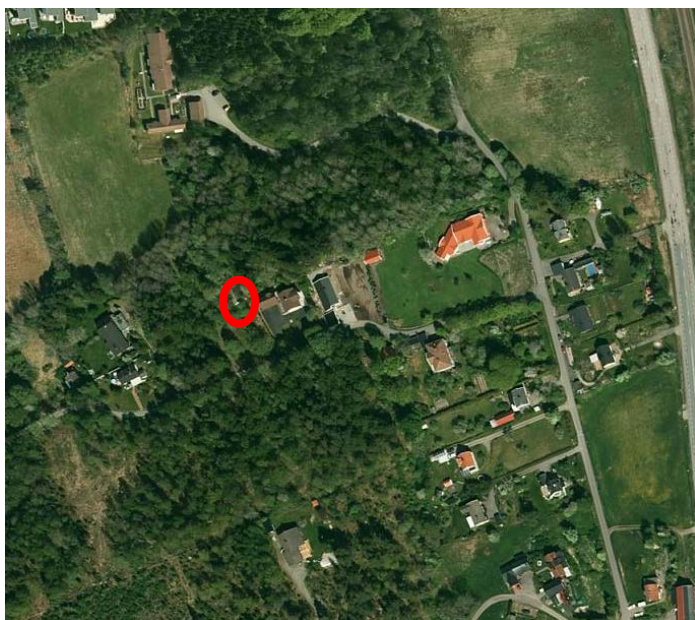
Av tabellen framgår att det sammanlagt handlar om i storleksordningen 10 000 m<sup>3</sup> mer eller mindre förorenade massor belägna från markytan ned till ca drygt 20 m djup som behöver åtgärdas.

## 13.2 Platsspecifika begränsningar och förutsättningar

### 13.2.1 Befintlig infrastruktur

Den f d kemtvätten ligger på en ödetomt och omges av privata fastighetsägare. Fastigheten är helt igenvuxen och saknar dagvattensystem, avlopp, vatten och el. Tillfartsvägarna är enfiliga småvägar där det saknas mötesmöjligheter och vägarna är inte anpassade för tung lastbilstrafik. I samband med de nu genomförda miljötekniska undersökningarna har viss röjning och avgrusning skett av marken mellan den f d kemtvätten och tillfartsvägen. Dessa är dock inte tillräckliga för en ev. förberedelse eller saneringsfas. I *figur 14* finns ett antal foton som illustrerar platsens karaktär.

Platsens karaktär påverkar vilka åtgärdsmetoder som är lämpliga.







**Figur 14** Foton från den f d kemtvätten och dess tillfartsväg.

### 13.2.2 Geologiska, geokemiska och hydrologiska förutsättningar i Åtgärdsområdet

Vid val av lämpliga metoder, främst olika typer av in-situ metoder, för sanering av klorerade lösningsmedel är platsens geologiska, geokemiska och hydrogeologiska förhållanden av avgörande betydelse. Vid val av lämplig metod av f d kemtvätt i Skäggered måste man beakta följande:

- Jordlagren inom åtgärdsområdet består dels av förhållandevis tät lera, dels av morän som ställvis innehåller mycket finkornigt material men närmast berget förefaller vara mycket genomsläpplig och huvudsakligen består av sand och grus.
- Övergångszonen mellan morän och berg bedöms vara mycket stenig, troligtvis finns det stora block i denna övergångszon som försvårar schaktning.
- Halterna av TOC är förhållandevis låga i moränen, vilket innebär höga halter av klorerade lösningsmedel i grundvatten i de permeabla skikten och därmed stor potential för spridning.
- Det sker en begränsad naturlig nedbrytning av klorerade lösningsmedel i åtgärdsområdet. De enda processer som utarmar källområdet är spridning av föroreningar med grundvatten (5 – 10 kg/år).
- Grundvattnets tryckyta varierar kraftigt och står periodvis mycket nära markytan i nuläget.
- De klorerade lösningsmedlen som finns ackumulerade i berggrunden finns INTE i de vattenförande sprickorna utan antingen som fri fas (DNAPL) i mycket fina eller ej vattenförande sprickor eller bundet i bergmatrisen.
- Det finns vattenförande sprickor i berget inom källområdet som har kontakt med ovanliggande förorenad jord. Det är genom dessa sprickor klorerade lösningsmedel sprids snabbt i berggrunden

i ost-sydostlig riktning.

- I föroreningsplymen i berggrunden sker en begränsad naturlig nedbrytning och den enda process som minskar halterna är utspädning som är liten närmast källan men ökar relativt snabbt med avståndet.
- Den f d kemtvätten ligger högt upp i ett avrinningsområde, vilket innebär att strömningen av grundvatten genom källområdet är liten. Omsättningen av vatten bedöms bero till största delen av infiltration av nederbörd men detta behöver utredas närmare i förberedelseskedet.

### 13.2.3 Geologiska, geokemiska och hydrologiska förutsättningar i berggrunden

Resultaten från bergundersökningarna antyder att det finns ett område väster om den tidigare kemtvätten med uppsprucket ytberg som skapar goda förutsättningar för infiltration av såväl vatten som föroreningar. Genom mer brantstående zoner tränger föroreningen ned i det djupare berget och sprider sig i gradientens riktning åt SO.

Området i anslutning till den tidigare kemtvätten kan utifrån undersökningsresultaten antas vara ett inströmningsområde med ett huvudsakligen nedåtriktat flöde. Det innebär att det sker grundvattenbildning inom detta område. Längre åt SO kan grundvattenströmningen i berg antas vara mer horisontell. Dessa slutsatser stöds av den sektionerade vattenprovtagningen i två brunnar där små skillnader i halt uppträder mellan det ytliga och djupa provet i brunnen närmast det antagna källområdet medan det förekom en tydlig skillnad mellan det ytliga och djupa provet i bergbrunnen längre nedströms den f.d. kemtvätten med betydligt högre halter i den djupare delen av brunnen. Skillnaden i halt mellan de två djupa proverna är liten, vilket kan indikera att någon mer omfattande utspädning inte skett längs flödesvägen mellan de två sektionerna. Utspädning kan förväntas längre nedströms, när grundvattenflödet ökar successivt nedströms i takt med att större avrinningsområden avvattnas.

Förorenade bergbrunnar ansluter relativt väl till en svacka i topografin med sydostlig-nordvästlig utsträckning. Lindomeån i öster kan antas vara recipient för förorenat berggrundvatten och begränsa föroreningsspridningen åt öster.

## 13.3 Naturvårdsverkets utgångspunkter

En ev. sanering av kommer att finansieras av Naturvårdsverket och åtgärdernas omfattning och val av metoder måste därför beakta de utgångspunkter som Naturvårdsverket anger i kvalitetsmanualen:

- Efterbehandlingsåtgärderna bör reducera miljö- och hälsoriskerna så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.
- Åtgärderna bör vara av engångskaraktär.
- Skador som kan uppstå under genomförandet ska vara mindre än de skador som totalt kan komma att orsakas av det förorenade området.
- De avslutade åtgärderna bör inte annat än under en övergångsperiod kräva underhåll och skötsel. Viss långsiktig övervakning av skyddsåtgärder vid deponier, inneslutningar, barriärer och åtgärder med obeprövad teknik kan dock behövas.
- Bästa tillgängliga teknik (Best Available Technology, BAT) bör användas, om det inte medför orimliga kostnader.
- Energisnål teknik bör väljas så långt det är möjligt.
- Efterbehandlingsåtgärder bör utföras så att den planerade framtida markanvändningen begränsas så lite som möjligt.



- Åtgärderna bör genomföras så att området inte återförorenas på grund av spridning från delar där åtgärder ännu inte genomförts.
- Efterbehandling bör om möjligt genomföras innan spridning av föroreningar leder till behov av mer kostsamma åtgärder och innan akuta situationer uppstår.
- Åtgärder bör väljas och genomföras så att intrånget i andra intressen blir så litet som möjligt, till exempel vad gäller kulturminnesvården.
- Om föroreningar lämnas kvar bör inte ytterligare efterbehandling eller utförande av skyddsåtgärder omöjliggöras, till exempel genom att ny bebyggelse uppförs på det förorenade området, utan att konsekvenserna har utretts ordentligt.
- Kvarlämnas föroreningar i fast fas bör skyddsåtgärder eftersträvas som reducerar riskerna i motsvarande mån eller som har motsvarande skyddseffekt som om massorna hade omhändertagits på deponi.

### 13.4 Bortvalda åtgärdsmetoder/tekniker

Utifrån föroreningssituationen, platsens förutsättningar enligt ovan, Naturvårdsverkets utgångspunkter samt de övergripande och preliminära mätbara målen med krav på betydande reduktion av föroreningsmassan i källan bedömer Structor att följande åtgärdsmetoder är olämpliga på den aktuella platsen: (beskrivning av dessa metoder finns i rapporten <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5663-8Del1.pdf> och <https://clu-in.org/remediation/>)

- MPE** Multi-Phase Extraction (MPE) innebär att man pumpar ur grundvatten och samtidigt suger upp luft från marken. Metoden ger otillräcklig massreduktion på aktuell plats då de inte fungerar på täta jordlager eller för föroreningar som finns i täta jordlager eller i fina bergsprickor/bergmatris. Structor bedömer att det är helt omöjligt att nå 99,9 % massreduktion inom rimlig tid.
- ISCO** Kemisk oxidation (ISCO) ger otillräcklig massreduktion i både jord och berg. Finkorniga skikt och fina sprickor/bergmatris behandlas ej då oxidationsmedlen är kortlivade, vilket leder till stor återkontaminering en kort tid efter sanering. Upprepad behandling gör metoden dyr och långsam. Oönskade biprodukter är en risk att beakta med hänsyn till grundvattenskyddet. Skyddspumpning måste bedrivas under hela behandlingstiden, vilket fördyrar metoden väsentligt. Det bedöms inte vara möjligt att nå de mätbara åtgärdsmålen inom rimlig tid.
- ERD** Förstärkt reduktiv deklorering ger otillräcklig massreduktion i både jord och berg inom rimliga tider. Finkorniga skikt och fina sprickor/bergmatris behandlas ej och även om reduktionsmedlen är långlivade krävs upprepade behandlingar och långa behandlingstider för att undvika omfattande återkontaminering. Erfarenheter från Danmark tyder på behandlingstider >50 år för att nå 90 % massreduktion<sup>1</sup>. Giftiga/oönskade biprodukter bildas (TCE, VC, arsenik, järn, metan, mangan, BOD m m) som kan behöva kontrolleras i 25 år<sup>2</sup>. Kemiska förändringar av grundvattnet bedöms vara riskabla med hänsyn till grundvattenskyddet. Skyddspumpning måste bedrivas under hela behandlingstiden, vilket fördyrar metoden väsentligt. Det bedöms inte vara möjligt att nå de mätbara åtgärdsmålen inom rimlig tid.
- ISCR** Kemisk reduktion med kemikalier ger otillräcklig massreduktion. Finkorniga skikt och fina

<sup>1</sup> Performance of Full-Scale Enhanced Reductive Dechlorination in Clay Till. Groundwater Monitoring & Remediation 33, no. 1/ Winter 2013/pages 48–61

<sup>2</sup> Extent and Persistence of Secondary Water Quality Impacts after Enhanced Reductive Bioremediation. SERDP Project ER-2131. September 2015.

bergsprickor/bergmatris behandlas ej och även om reduktionsmedlen är långlivade krävs upprepade behandlingar och långa behandlingstider för att undvika återkontaminering. Soil mixing är på utvecklingsstadiet och är intressant för finkornig jord men inte för blockig morän eller berg. Giftiga och oönskade biprodukter kan bildas (VC m m), vilket kräver mycket lång uppföljningstid. Kemiska förändringar av grundvattnet bedöms vara riskabla med hänsyn till grundvattenskyddet. Skyddspumpning måste bedrivas under hela behandlingstiden, vilket fördyrar metoden väsentligt. Det bedöms inte vara möjligt att nå de mätbara åtgärds målen inom rimlig tid.

- Grävborrning Grävborrning bedöms inte fungera för övergångszonen mellan jord och berg där det finns stora stenar och block och självklart inte heller för berg.
- Reaktiv barriär Det är inte praktiskt möjligt att installera en reaktiv barriär i jord eller berg för grundvattnet som strömmar nedåt. En reaktiv barriär är heller inte en långsiktigt hållbar åtgärd då dess livstid knappast är 100 år.

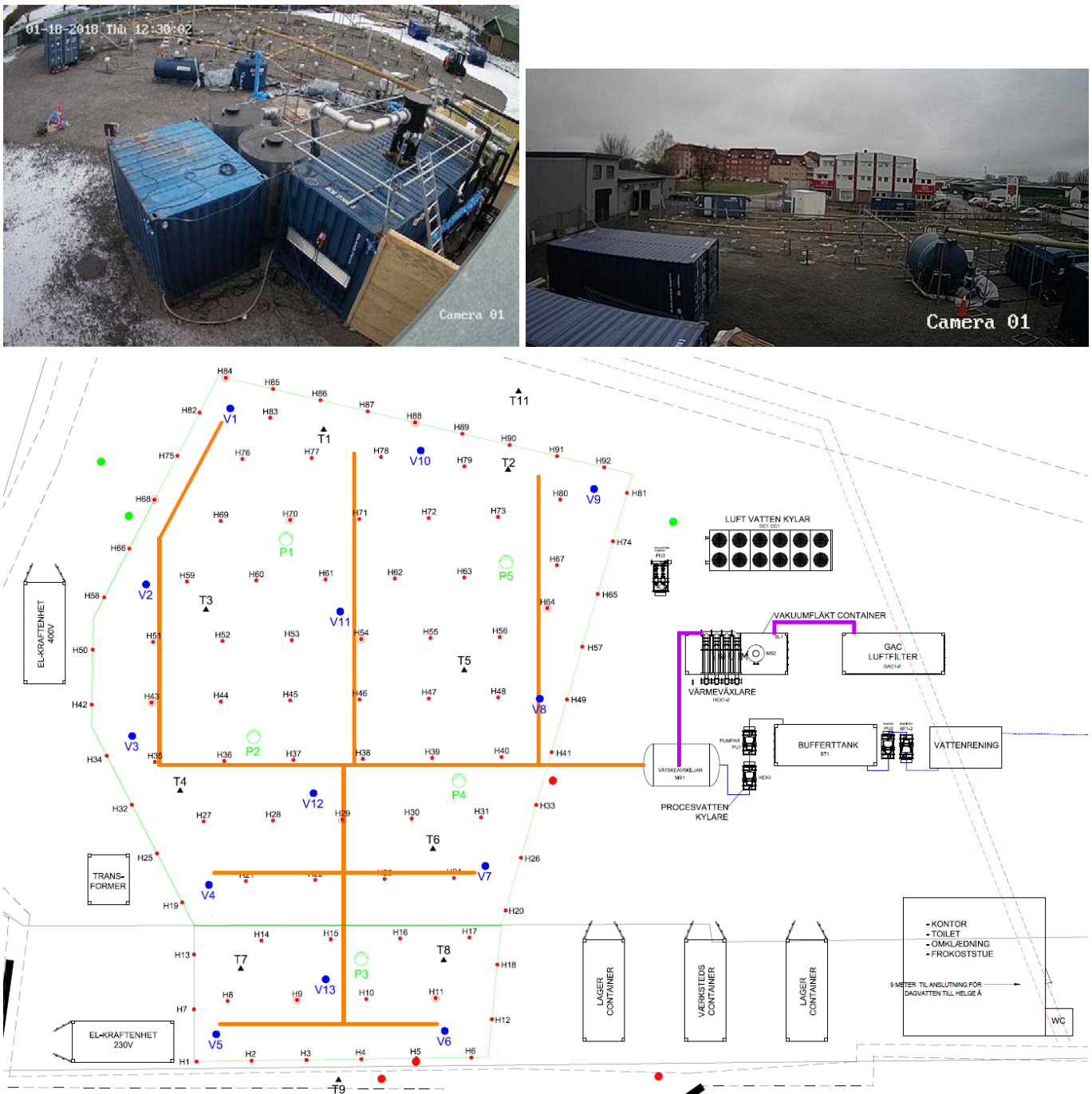
### 13.5 Föreslagna åtgärds metoder/tekniker

Utifrån förorenings situationen, platsens förutsättningar enligt ovan, Naturvårdsverkets utgångspunkter, de övergripande och preliminära mätbara målen bedömer Structor att åtgärderna vid den f d kemtvätten i Skäggered bör baseras på kombinationer av schaktning, tätning/inneslutning och termisk behandling in situ med konduktiv uppvärmning av jord och berg.

Schaktning av förorenad jord är enkel, snabb, säker och mycket kostnadseffektiv ned till ca 3 m djup. Det finns mångårig erfarenhet av schaktsanering i Sverige och flera liknande objekt har sanerats med schaktning utan större problem. Fördelarna är också att gamla ibland okända ledningar, tankar m m påträffas och kan saneras effektivt. Vidare så avslöjas bristfälliga avgränsningar av förorenings utbredning och kan enkelt åtgärdas. På den aktuella platsen bedöms det dock vara praktiskt svårt att genomföra en stor schaktsanering m h t bristfällig infrastruktur. Det behövs bl a anläggas en ny väg till den f d kemtvätten. Vidare bedöms vattenhanteringen bli problematisk om det ska schaktas ända ned till berg. Likaså kommer det bli komplicerat att schakta i den förmodade storblockliga miljön närmast berget.

Tätning av markytor för att minska infiltration av nederbörd är etablerad teknik och det finns flera metoder med naturliga eller konstgjorda tätskikt. För att minska infiltrationen i mycket stor omfattning kan även åtgärder behöva vidtas runt källområdet och i berg.

För in-situ sanering av källområden med höga halter av klorerade lösningsmedel där man vill nå betydande massreduktioner (upp mot 99,9 %) snabbt är termiska in-situ metoder de klart effektivaste och säkraste. Det finns flera 10-tals objekt som sanerats snabbt och mycket effektivt med termiska metoder i USA och i Norden. Vanligen når man massreduktioner på 1 – 3 tiopotenser (90 – 99,9 %). Konduktiv (TCH) uppvärmning fungerar på både jord och berg medan resistansuppvärmning (ERH) inte fungerar på berg då massivt berg inte leder ström. Den förorening man extraherar ur marken behandlas effektivt på markytan så att låga utsläpp till luft eller vatten sker. Kostnaderna är genomgående höga och resursåtgången betydande varför normalt endast svårt förorenade objekt och objekt med stora risker som kräver snabba, säkra och effektiva åtgärder saneras termiskt in-situ. Den f d kemtvätten vid Skäggered bedöms vara ett sådant objekt. I **figur 15** finns några foton och en ritning som illustrerar de termiska metoderna. I nuläget finns två leverantörer för TCH. Flera projekt med TCH har genomförts eller genomförs för närvarande i Sverige. Resultaten av de svenska projekten är överlag mycket positiva och 99-99,9 % massreduktion har nåtts efter ca 6 månaders behandling i såväl jord som i berg.



**Figur 15** Foton visande pågående termisk in-situ sanering i jord och berg med konduktiv uppvärmning. Nederst en situationsplan visande pågående termisk sanering med värmebrunnar (H) och ventilationsbrunnar (V).

Structor föreslår således att ett antal åtgärdsalternativ som baseras på schaktning, tätning och termisk behandling in situ av källområdet utreds vidare. Någon fysisk åtgärd av den begränsade föroreningsplymen i jord kring källområdet eller föroreningsplymen i berget bedöms inte behövas om källområdet saneras effektivt. Berggrundvattnet bedöms omsättas förhållandevis snabbt varför resultaten av en åtgärd av källområdet borde resultera i snabba haltminskningar i berget. Föroreningsmängderna i föroreningsplymen i jorden är små och de kommer minska långsamt naturligt via utspädning och naturlig nedbrytning. Kostnaderna för att fysiskt åtgärda diffust kontaminerade plymer är också enormt höga och kan normalt inte motiveras.



De åtgärdsalternativ som utreds vidare är:

- Alternativ 1 Befintlig byggnad rivs. All förorenad jord schaktas ur ned till berg (ca 4-5 m). Området återfylls och förbereds för en termisk in-situ sanering av berg med konduktiv uppvärmning.
- Alternativ 2 Befintlig byggnad rivs. Förorenad mulljord och lera schaktas ur ned till morän (ca 1,5 m). Området återfylls och förbereds för en termisk in-situ sanering av jord och berg med konduktiv uppvärmning.
- Alternativ 3 Ytlig fyllnadsjord och mulljord (ca 0,5 m) inklusive ledningar och brunnar inom åtgärdsområdet schaktas ur. Området återfylls och förbereds för en termisk in-situ sanering av jord och berg med konduktiv uppvärmning.

### 13.7 Alternativ 1 – Schaktsanering av all jord + Termisk in situ sanering

Åtgärderna omfattar följande:

- Upphandling av projekteringsorganisation.
- Rivning av befintlig byggnad och etablering av temporära vägar.
- Åtgärdsförberedande undersökningar
  - Källområdet i jord och berg avgränsas i detalj i plan och profil som underlag för projektering av schaktsanering och den termiska in situ behandlingen.
  - Plymens utbredning i berg måste undersökas som underlag till modellering av plymsvar efter källsanering.
  - Hydrotester som underlag till projektering av termisk behandling och modellering av plymsvar
- Projektering och upphandling av schaktsanering.
- Urschaktning av all förorenad jord (5 000 m<sup>3</sup>) inklusive alla installationer under mark helt eller delvis inom spont. Förorenad jord transporteras till extern mottagningsanläggning.
- Kvalificerad återfyllning inför termisk in situ sanering.
- Projektering och upphandling av entreprenad för termisk in situ sanering.
- Installation av en anläggning för termisk behandling in situ (TCH).
- Termisk behandling in situ (TCH) av ca 5 000 m<sup>3</sup> berggrund.
- Avveckling av den termiska anläggningen och återställning av markytor inklusive installation av ett horisontellt tätskikt ca 1 m under blivande markyta.
- Övervakning av naturlig självrening/återhämtning av plymområde i jord och berg.

Kostnaderna uppskattas till ca 60 miljoner kr varav ca 5 Mkr för åtgärdsförberedelser i form av kompletterande undersökningar av jord och berg samt projektering och upphandling av entreprenader, 30 miljoner för rivning, schaktsanering inklusive tätspont samt temporära vägar, 15 Mkr för termisk in situ sanering och 10 Mkr för miljökontroll, projekt/saneringsledning, byggledning och uppföljning. Åtgärdsförberedelserna bedöms ta 1 – 2 år och saneringen med återställning 2 – 3 år. Uppföljningstiden bedöms vara 5 år.

### 13.8 Alternativ 2 – Schaktsanering ned till morän + Termisk in situ sanering

Åtgärderna omfattar följande:

- Upphandling av projekteringsorganisation.
- Rivning av befintlig byggnad och etablering av temporära vägar.
- Åtgärdsförberedande undersökningar
  - Källområdet i jord och berg avgränsas i detalj i plan och profil som underlag för projektering av schaktsanering och den termiska in situ behandlingen.
  - Plymens utbredning i berg måste undersökas som underlag till modellering av plymsvar efter källsanering.
  - Hydrotester som underlag till projektering av termisk behandling och modellering av plymsvar
- Projektering och upphandling av schaktsanering.
- Urschaktning av förorenad mulljord och lera (1 500 m<sup>3</sup>) inklusive alla installationer under mark. Förorenad jord transporteras till extern mottagningsanläggning.
- Kvalificerad återfyllning inför termisk in situ sanering.
- Projektering och upphandling av entreprenad för termisk in situ sanering.
- Installation av en anläggning för termisk behandling in situ (TCH).
- Termisk behandling in situ (TCH) av ca 5 000 m<sup>3</sup> berggrund och 3 500 m<sup>3</sup> jord.
- Avveckling av den termiska anläggningen och återställning av markytor inklusive installation av ett horisontellt tätskikt ca 1 m under blivande markyta.
- Övervakning av naturlig självrening/återhämtning av plymområde i jord och berg.

Kostnaderna uppskattas till ca 55 miljoner kr varav ca 5 Mkr för åtgärdsförberedelser i form av kompletterande undersökningar av jord och berg samt projektering och upphandling av entreprenader, 15 miljoner för rivning, schaktsanering samt temporära vägar, 25 Mkr för termisk in situ sanering och 10 Mkr för miljökontroll, projekt/saneringsledning, byggledning och uppföljning. Åtgärdsförberedelserna bedöms ta 1 – 2 år och saneringen med återställning 2 – 3 år. Uppföljningstiden bedöms vara 5 år.

### 13.8 Alternativ 3 – Ytlig schakt + Termisk in situ sanering

Åtgärderna omfattar följande:

- Upphandling av projekteringsorganisation.
- Rivning av befintlig byggnad och etablering av temporära vägar.
- Åtgärdsförberedande undersökningar
  - Källområdet i jord och berg avgränsas i detalj i plan och profil som underlag för projektering av schaktsanering och den termiska in situ behandlingen.
  - Plymens utbredning i berg måste undersökas som underlag till modellering av plymsvar efter källsanering.
  - Hydrotester som underlag till projektering av termisk behandling och modellering av plymsvar
- Projektering och upphandling av schaktsanering.
- Urschaktning av förorenad mulljord (500 m<sup>3</sup>) inklusive alla installationer under mark. Förorenad jord transporteras till extern mottagningsanläggning.
- Kvalificerad återfyllning inför termisk in situ sanering.
- Projektering och upphandling av entreprenad för termisk in situ sanering.

- Installation av en anläggning för termisk behandling in situ (TCH).
- Termisk behandling in situ (TCH) av ca 5 000 m<sup>3</sup> berggrund och 4 500 m<sup>3</sup> jord.
- Avveckling av den termiska anläggningen och återställning av markytor inklusive installation av ett horisontellt tätskikt ca 1 m under blivande markyta.
- Övervakning av naturlig självrening/återhämtning av plymområde i jord och berg.

Kostnaderna uppskattas till ca 50 miljoner kr varav ca 5 Mkr för åtgärdsförberedelser i form av kompletterande undersökningar av jord och berg samt projektering och upphandling av entreprenader, 7 miljoner för rivning, schaktsanering samt temporära vägar, 30 Mkr för termisk in situ sanering och 8 Mkr för miljökontroll, projekt/saneringsledning, byggledning och uppföljning. Åtgärdsförberedelserna bedöms ta 1 – 2 år och saneringen med återställning 1 – 2 år. Uppföljningstiden bedöms vara 5 år.

### 13.9 Osäkerheter

De största osäkerheterna i åtgärdsutredningen och kalkylen är utbredningen av klorerade lösningsmedel i berget inom källområdet. Denna osäkerhet kommer kunna minskas genom den noggranna kartläggning av föroreningsens utbredning som föreslås genomföras under åtgärdsförberedelserna. Efter att förberedelseskedet slutförts kan en mycket säkrare kalkyl göras.

Ytterligare en osäkerhet är hur låga resthalter som kan nås med termisk in situ sanering i framförallt berg och hur effektivt vattengenomströmningen genom källområdet kan reduceras.

Föroreningsplymernas utbredning i berg (främst vertikalt) och därmed hur snabbt halterna av klorerade lösningsmedel avklingar efter en källområdessanering är också i nuläget en osäkerhet. De åtgärdsförberedande undersökningarna ska ge svar på detta också.

## 14 Projekteringsdirektiv

Under förberedelseskedet måste föroreningsens utbredning i jord och berg kartläggas noggrant. Underlaget ska användas för att bestämma vilken volym som ska behandlas termiskt in situ.

Rivningen och schaktsaneringen med tillhörande uppfyllning av marken handlas lämpligen upp som en konventionell utförandeentreprenad med mängdförteckning och reglerbara mängder.

En termisk in-situ sanering handlas normalt upp som en totalentreprenad. Det blir dock troligen aktuellt att i detalj avgränsa utbredningen av klorerade lösningsmedel i berg under installationsfasen, vilket innebär att upphandlingen även måste omfatta reglerbara volymer som ska behandlas termiskt.

## 15 Tillstånd och anmälningar

Schaktsanering kräver normalt endast anmälan enligt 28§ förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Under förutsättning att den termiska in-situ behandlingen endast ger upphov till begränsad avsänkning av grundvattnet, som inte ger olägenheter i omgivningen, behöver normalt endast en anmälan om avhjälpandeåtgärder lämnas in till miljöförvaltningen.

## 16 Direktiv för miljökontroll

Provtagning och analys av klorerade lösningsmedel är i sig relativt komplicerat och kräver erfarenhet och speciell kompetens. Lämpligtvis handlar man tidigt i projektet upp laboratorietjänster som har erfarenhet att analysera klorerade lösningsmedel i flera medier (jord, vatten och luft) med moderna



metoder (vialer, passiva provtagare m m). Samma laboratorium bör om möjligt användas genom hela saneringsprojektet.

Verifierade provtagningar av klorerade lösningsmedel i jord och berg efter termisk in-situ sanering skall genomföras av personal med sådan erfarenhet och med speciell kompetens. Felaktig provtagning eller provberedning ger helt missvisande resultat som kan äventyra projektets mål.

Förutsättningar för att följa upp åtgärderna är goda då det finns flera befintliga bergbrunnar där det tagits prover vid flera tillfällen. Ytterligare grundvattenrör bör installeras i berget inom plymområde så att underlaget för att klargöra föroreningstransporter blir säkert.

## 17 Slutsatser

Structor Miljö Väst AB har på uppdrag av Mölndals stad genomfört miljötekniska undersökningar, fördjupad riskbedömning och en åtgärdsutredning inom ramen för en huvudstudie av en f d kemtvätt i Skäggered. Syftet med uppdraget är att klargöra riskerna för människors hälsa och miljön på kort och lång sikt och ta fram underlag till beslut om vilka åtgärder som bör vidtas.

Om inga åtgärder vidtas kommer berggrundvattnet inom ett stort område förbli förorenat av klorerade lösningsmedel som sprids från ett kraftigt förorenat källområde i jord och berg vid den f d kemtvätten. Det går inte heller att utesluta att ett än större område påverkas i framtiden. P g a att grundvattnet är otjänligt har några hushåll redan nu temporärt fått kommunalt dricksvatten. Under 2018 är planen att samtliga boende i området ska få kommunalt dricksvatten. Utöver påverkan på grundvattnet är halterna av klorerade lösningsmedel inom delar av den f d kemtvättfastigheten så höga att marken inte kan användas utan omfattande saneringsåtgärder. Markarbeten kan heller inte utföras utan att omfattande skyddsåtgärder vidtas för att säkra arbetsmiljön och hindra föroreningsspridning.

Mot bakgrund av föroreningssituationen, riskbilden och kraven på långtgående åtgärder främst för att klara grundvattenskyddet måste åtgärderna baseras på olika kombinationer av konventionell schaktsanering av förorenad jord och termisk in situ sanering av jord och berg så att föroreningsmängderna reduceras med minst 99,9 %. Kostnaderna för alternativen uppskattas med nuvarande underlag till 50 – 60 miljoner kr beroende på hur mycket förorenad jord som schaktas ur respektive sambehandlas termiskt in situ. Slutligt val av åtgärdsalternativ föreslås efter en s k riskvärdering.

### Structor Miljö Väst AB



Anders Bank



Fredric Engelke