

# Termisk in situ-sanering av Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs)

En analys av tekniska möjligheter och begränsningar  
samt hållbarhetsaspekters betydelse i valet av saneringsmetod

Kandidatarbete inom Samhällsbyggnadsteknik

SANNE HAGRYDH, FLORIAN LUNDBLAD,  
EIRA LUNDQVIST, ELON STAXÄNG



KANDIDATARBETE 2021

**Termisk in situ-sanering av  
Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs)**

En analys av tekniska möjligheter och begränsningar  
samt hållbarhetsaspekters betydelse i valet av saneringsmetod

SANNE HAGRYDH, FLORIAN LUNDBLAD, EIRA LUNDQVIST,  
ELON STAXÄNG



**CHALMERS**

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik  
CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY  
Gothenburg, Sweden 2021

Termisk in situ-sanering av Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs)  
En analys av tekniska möjligheter och begränsningar samt hållbarhetsaspekters betydelse i valet av saneringsmetod

© Sanne Hagrydh, Florian Lundblad, Eira Lundqvist, Elon Staxäng, 2021.

Handledare: Jenny Norrman, Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik  
Examinator: Lars Rosen, Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Kandidatarbete 2021  
Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik  
Chalmers tekniska högskola  
412 96 Göteborg  
Telefon: 031 772 1000

Omslag: Principskiss för elektrisk konduktiv uppvärmning (ECH).

Skriven i L<sup>A</sup>T<sub>E</sub>X  
Göteborg, Sverige 2021

## Förord

Denna rapport utgör kandidatarbete för fyra teknologer på civilingenjörsprogrammet Samhällsbyggnadsteknik vid Chalmers tekniska högskola. Kursen för kandidatarbetet, ACEX10, pågick under vårterminen år 2021 och utgör 15 högskolepoäng.

Vi vill i detta förord rikta ett stort tack till vår handledare Jenny Norrman som ställt upp varje vecka för att ge förslag, råd och kloka synpunkter i arbetet. Utan hennes breda erfarenhet av ämnet och kontakter i branschen hade arbetet varit svårt att genomföra. Vi vill också tacka alla personer som tagit sig tid att bidra till rapporten i form av kunskap och erfarenhet genom intervjuer.

Göteborg, maj 2021

Sanne Hagrydh, Florian Lundblad, Eira Lundqvist och Elon Staxäng

## Begreppslista

- Abiotisk = Icke-biologiska förhållanden (i motsats till biotiska förhållanden). Exempelvis pH-värde, ljus, nederbörd etc.
- Advektion = Transport eller spridning av ett ämne med hjälp av en fluid eller gas som förflyttas.
- CAH = Klorerade lösningsmedel/klorerade alifatiska kolväten
- ECH = Electrical Conductive Heating
- ERH = Electrical Resistance Heating
- Ex situ = Sanering där marken grävs upp för att sedan behandlas.
- GTR = Gas Thermal Remediation
- In situ = Sanering som sker på plats
- Porgasextraktion = Extraktion av porgas i jorden med hjälp av vakuumfläkt och extraktionsbrunn.
- SEE = Steam Enhanced Extraction
- SPSH = Six-Phase Soil Heating
- TCH = Thermal Conduction Heating
- TPSH = Three-Phase Soil Heating
- TS = Torrsubstans. Den mängd substans som finns kvar efter fullständig uttorkning.

## **In situ thermal remediation of Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs)**

*An analysis of technical possibilities and limitations as well as the significance of sustainability aspects in the choice of remediation method*

### **Abstract**

In Sweden today, more than 80 000 sites are potentially contaminated. Out of these sites, 9 000 are included in the two highest risk classes. These potentially contaminated sites can cause harm to both humans and the environment, which is why remediation is important. One of the most difficult contaminants to remediate are dense non-aqueous phase liquids (DNAPLs). DNAPLs have a higher density than water and can therefore be found at very large depths below the groundwater table. To enable remediation at large depths the in situ thermal treatment can be used, where the soil is heated to temperatures at which contaminations volatilise.

This study investigates the technical limitations and possibilities of the remediation method in situ thermal treatment of DNAPLs as well as the sustainability of the method. The study first gives an overview of the group of contaminations referred to as DNAPLs and an overview of methods used for in situ thermal treatment of DNAPLs, as well as their theoretical and practical limitations based on existing literature. To investigate the limitations and possibilities for applying in situ thermal treatment of DNAPLs in practice, four case studies in which the method was used have been analysed, complemented with four interviews with different actors from the Swedish remediation branch (consultant, contractor, controlling authority). The cases and interviews are also used to investigate the significance of sustainability aspects in the process of selecting remediation method, i.e. the risk evaluation process.

The result of the study shows that in situ thermal remediation has a good capacity to treat DNAPLs, and that the studied remediation projects have been successful. This is due to a high level of risk reduction in all the analysed remediation projects. Thermal methods are considered predictable and reliable, since identified technical limitations have not jeopardized the overall remediation result. The technical limitations are mainly the required high soil temperature and uniform temperature distribution but also the complex technical equipment. In addition, the method's extensive energy demand can be considered a limitation. Extensive preparatory work, in the form of geological and hydrogeological investigations and mapping of the contaminant distribution, is required for successful implementation of in situ thermal treatment since changes in the equipment set-up often are expensive to implement during operation. Finally, this study shows that the sustainability perspective is not of great significance when the type of remediation method is selected. Instead, the prioritized criteria are risk reduction, time and cost. The sustainability of the methods themselves vary, but the environmental sustainability is mainly affected by the means of electrical energy production.

Keywords: DNAPLs, remediation, ERH, contaminated sites, sustainability, in situ, chlorinated solvents, risk assessment, SEE, TCH

## Sammanfattning

I Sverige finns idag över 80 000 potentiellt förorenade områden varav 9 000 av dessa ligger i riskklass 1 och 2. Dessa föroreningar kan utgöra risker för både människor och miljö, vilket skapar ett behov av att sanera förorenad mark. En av de mest svårsanerade föroreningsgrupperna är dense non-aqueous phase liquids (DNAPLs). Dessa föroreningar har en högre densitet än vatten och kan därför förekomma på stora djup även under grundvattenytan. För att möjliggöra sanering på stora djup används termisk in situ-behandling, där marken värms upp till en temperatur där föroreningarna avgår i gas.

Rapporten undersöker tekniska möjligheter och begränsningar med marksaneringsmetoden termisk in situ-behandling vid sanering av DNAPLs. Genom en litteraturgenomgång ger rapporten en överblick av föroreningsgruppen DNAPLs, de olika metoderna för termisk in situ-sanering av DNAPLs samt metodernas teoretiska och praktiska begränsningar. För att undersöka teknikens möjligheter och begränsningar har fyra projekt där tekniken använts analyserats, kompletterat med fyra intervjuer med olika aktörer inom marksanering (konsulter, entreprenörer, myndigheter). Litteraturgenomgången och intervjuerna ligger som underlag för att undersöka betydelsen av hållbarhetsaspekter i valet av saneringsmetod i riskvärderingsprocessen.

Resultatet från rapporten är att termisk in situ-behandling har god möjlighet att behandla DNAPLs och att de projekt som studerats varit framgångsrika. Detta eftersom de nått en hög riskreduktion i samtliga analyserade fall. Tekniken kan anses förutsägbar och tillförlitlig eftersom de tekniska begränsningar som identifierats inte har äventyrat saneringsresultatet. Till dessa tekniska begränsningar hör främst att hög marktemperatur krävs, jämn värmefördelning och behovet av en komplicerad saneringsanläggning. Även teknikens omfattande energiåtgång kan betraktas som en begränsning. Ett omfattande förarbete i form av kartläggning av geologi och källområdets utbredning är också av betydelse eftersom förändringar i anläggningens utformning ofta är kostsamma att genomföra under drift. Rapporten visar vidare att hållbarhetsperspektivet inte varit av stor vikt i valet av åtgärdsteknik. De prioriterade kriterierna har varit riskreduktion, tid och kostnad. Hållbarheten i själva saneringsmetoderna varierar, men den miljömässiga hållbarheten beror främst av hur produktionen av elenergi sett ut.

Nyckelord: DNAPLs, efterbehandling, ERH, förorenade områden, hållbarhet, in situ, klorerade lösningsmedel, riskvärdering, SEE, TCH

# Innehåll

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>1</b>
1.1	Syfte & frågeställningar . . . . .	1
1.2	Avgränsningar . . . . .	2
1.3	Metod . . . . .	2
<b>2</b>	<b>Förorenade områden i Sverige</b>	<b>3</b>
2.1	Inventering av förorenade områden . . . . .	3
2.2	Vanligt förekommande markföroreningar och dess ursprung . . . . .	3
2.3	Efterbehandlingprojekt . . . . .	4
2.4	Typer av marksaneringsmetoder . . . . .	4
2.5	Hållbar sanering . . . . .	5
<b>3</b>	<b>Föroreningsgruppen DNAPLs - Dense Non-Aqueous Phase Liquids</b>	<b>6</b>
3.1	Beskrivning av DNAPLs . . . . .	6
3.1.1	Klorerade lösningsmedel . . . . .	6
3.1.2	Polycykliska aromatiska kolväten, PAH . . . . .	7
3.1.3	Polyklorerade bifenyler, PCB . . . . .	7
3.2	Spridning i mark . . . . .	7
3.3	Hälsoeffekter av DNAPLs . . . . .	9
3.4	Miljöeffekter av DNAPLs . . . . .	9
3.5	Befintliga behandlingsmetoder av DNAPLs . . . . .	10
<b>4</b>	<b>Termisk in situ-behandling</b>	<b>11</b>
4.1	Processer för termisk in situ-behandling . . . . .	12
4.1.1	Termisk konduktiv uppvärmning, TCH . . . . .	13
4.1.2	Elektrisk resistivitetsuppvärmning, ERH . . . . .	16
4.1.3	Ånguppvärmning, SEE . . . . .	18
4.2	Omgivningspåverkan av termisk in situ-sanering . . . . .	19
<b>5</b>	<b>Projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs</b>	<b>21</b>
5.1	Kvarteret Renen, Varberg . . . . .	22
5.1.1	Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod . . . . .	23
5.1.2	Teknisk beskrivning av saneringen . . . . .	24
5.1.3	Resultatet av saneringen . . . . .	25
5.2	Kvarteret Färgaren 3, Kristianstad . . . . .	25
5.2.1	Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod . . . . .	27
5.2.2	Teknisk beskrivning av saneringen . . . . .	28
5.2.3	Resultatet av saneringen . . . . .	29
5.3	Järnsågen 3, Trollhättan . . . . .	29
5.3.1	Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod . . . . .	31
5.3.2	Teknisk beskrivning av saneringen . . . . .	32
5.3.3	Resultatet av saneringen . . . . .	33
5.4	Senapen 25, Visby . . . . .	34
5.4.1	Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod . . . . .	36
5.4.2	Teknisk beskrivning av saneringen . . . . .	36
5.4.3	Resultatet av saneringen . . . . .	38
<b>6</b>	<b>Resultat av intervjuer med branschföreträdare</b>	<b>39</b>
6.1	Resultat från intervju 1 . . . . .	40
6.1.1	Tekniska möjligheter och begränsningar . . . . .	40
6.1.2	Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen . . . . .	41
6.2	Resultat från intervju 2 . . . . .	42
6.2.1	Tekniska möjligheter och begränsningar . . . . .	42

6.2.2	Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen . . . . .	43
6.3	Resultat från intervju 3 . . . . .	43
6.3.1	Tekniska möjligheter och begränsningar . . . . .	43
6.3.2	Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen . . . . .	44
6.4	Resultat från intervju 4 . . . . .	44
6.4.1	Tekniska möjligheter och begränsningar . . . . .	44
6.4.2	Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen . . . . .	45
<b>7</b>	<b>Diskussion</b>	<b>46</b>
7.1	Tekniska möjligheter och begränsningar . . . . .	46
7.2	Motiv bakom val av saneringsåtgärd . . . . .	47
7.3	Orsaker till likheter och skillnader i intervjuresultaten . . . . .	49
<b>8</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>50</b>

# 1 Introduktion

Sveriges riksdag har satt upp *Giftfri miljö* som ett av miljömålen (Sveriges miljömål, 2020). Det innebär att ämnen som har skapats eller utvunnits av människan som förekommer i naturen inte ska utgöra risker för människors och djurs hälsa eller för biologisk mångfald. Industrialismen har bidragit med omfattande ekonomisk utveckling i Sverige, men den har också lämnat efter sig ett arv i form av tusentals potentiellt förorenade områden. Många ämnen som idag är förbjudna finns kvar som rester i mark och grundvatten. Ursprungen till föroreningarna varierar, men många kommer från gamla industrianläggningar. För att uppnå miljömålen behöver förorenade områden behandlas och idag används ofta konventionella **ex situ**-metoder som innebär att förorenad jordmassa grävs upp och behandlas på annan plats. En vanlig ex situ-metod är schaktning och deponi (*dig and dump*), vilket är kostsamt både ekonomiskt och miljömässigt. Schaktning upplevs dessutom ofta som störande för omgivningen med transporter, buller och i vissa fall lukt. Ett alternativ till ex situ-metoder är **in situ**-metoder, det vill säga sanering av den förorenade jordmassan direkt på plats. In situ-metoder kan också vara ekonomiskt och energimässigt kostsamma men till skillnad från metoder som schaktning bidrar de till mindre störningar ovan mark. Dessutom är det ett attraktivt alternativ för att undvika kostsamma förflyttningar av stora jordmassor.

Föroreningar som anses vara extra bekymmersamma är så kallade DNAPLs (*Dense Non-Aqueous Phase Liquids*). Dessa föroreningar är svårösliga och har en högre densitet än vatten. DNAPLs kan därmed penetrera lågpermeabla jordskikt, vilket gör sanering extra besvärligt. Denna grupp föroreningar utgör även stora hälso- och miljörisker. När DNAPLs avgår i gasfas kan de orsaka stora hälsoproblem då de kan tränga in i hus. I marken sprids de på djupet och över stora områden. Ett exempel på DNAPLs är klorerade lösningsmedel som ofta används i kemtvättar och metallrengöring. Ytterligare exempel är tunga kolväten som påträffas i raffinaderier, gasverk och gummiindustrier.

Termisk in situ-behandling kan användas istället för schaktning vid sanering av områden förorenade med DNAPLs. Om ett område har befintlig bebyggelse eller om föroreningarna befinner sig på ett stort djup är termisk in situ-sanering ofta fördelaktigt. Dessa metoder är dock komplexa och mer förståelse för begränsningar, förutsättningar och miljöpåverkan behövs. Termisk in situ-behandling kan användas på DNAPLs som kan avgå i gasform. Behandlingen möjliggör sanering på plats, men ändå är det en teknik som inte är utbredd i jämförelse med konventionell schaktning.

## 1.1 Syfte & frågeställningar

Projektets övergripande syfte är att undersöka tekniska möjligheter och begränsningar med termisk in situ-behandling av DNAPLs, samt vilka hållbarhetsaspekter som är viktiga. Specifika mål är att 1) identifiera tekniska möjligheter och begränsningar, samt vanliga problem som uppkommit i genomförda projekt där tekniken använts, och 2) undersöka teknikens miljöpåverkan samt vilken hänsyn som tas till hållbarhetsaspekter (sociala, miljömässiga, ekonomiska) i riskvärderingsprocessen vid val av åtgärd.

De frågeställningar som projektet avser att besvara är:

- Vilka tekniska och hållbarhetsmässiga möjligheter och begränsningar finns det för termisk in situ-behandling av DNAPLs?
- Hur har metoden tillämpats i genomförda projekt - vad har motiverat valet och vad blev resultatet?

- Vilka var de viktigaste tekniska problemen (och eller praktiska svårigheterna) i genomförda projekt?
- Vilka hållbarhetsaspekter har utvärderats i riskvärderingsprocessen?
- Hur relevant har hållbarhetsperspektivet varit vid val av termisk in situ-behandling som åtgärdsteknik i efterbehandlingsprojekt?

## 1.2 Avgränsningar

Rapporten avgränsas till analys av DNAPL-föreningar samt till saneringsmetoden termisk in situ-behandling. I den här rapporten kommer enbart DNAPLs som kan avgå i gasfas studeras eftersom det är en förutsättning för termisk behandling.

De projekt som kommer analyseras begränsas geografiskt till Sverige och dess grannländer. Den geografiska avgränsningen valdes på grund av ländernas liknande samhällsliga förutsättningar, som exempelvis ekonomiska möjligheter och politisk vilja. Den informationen som hämtas från projektrapporter är till viss del begränsad till det material som finns tillgängligt offentligt samt till att det ibland finns ett stort antal dokument kopplade till ett visst projekt. Ett urval har därför gjorts och de rapporter som ansetts relevanta har begärts ut och analyserats.

## 1.3 Metod

Metoden för projektets genomförande bestod av tre huvudsakliga delar:

- 1 Litteraturgenomgång över DNAPLs och sanering av dessa med termisk in situ-behandling
- 2 Dokumentstudie (utredningar och konsultrapporter) från verkliga projekt där tekniken använts
- 3 Kvalitativa intervjuer med branschföreträdare

Litteraturgenomgången gav en insyn i metodens teoretiska och praktiska förutsättningar samt egenskaper och spridningssätt av föroreningsgruppen DNAPLs. Dokumentstudier från verkliga projekt gav information om vilka vanliga tekniska problem som kan uppkomma samt hur resultatet efter sanering blev. Intervjuer med branchföreträdare identifierade tekniska begränsningar och möjligheter med tekniken som inte framkommit i dokumentstudier. Genom intervjuerna gick det också att tydligare urskilja riskvärderingsprocessen och vilka faktorer som spelade störst roll vid val av metod.

Intervjuobjekten var personer som varit delaktiga i projekt där termisk in situ-behandling av DNAPLs använts. Dessa personer uppsöktes med hjälp av förmedling från handledare, andra intervjuobjekt eller gruppmedlemmarnas kontakter i branschen. Intervjuerna genomfördes semistrukturerat, men efter en bestämd frågemall. Varje intervju inleddes med att fråga om namn, företag och specifika projekt får publiceras i rapporten. De övriga frågorna som intervjuobjekten besvarar återfinns i Bilaga A.

## 2 Förorenade områden i Sverige

Mer än 80 000 områden är potentiellt förorenade i Sverige idag (Statens geotekniska institut, 2020a). De förorenade områdena återfinns både i stadsmiljö och på landsbygd. På landsbygd är det ofta verksamheter kopplat till skogsindustri, sågverk och pappersbruk som gett upphov till markföroreningar. I samhällen är det ofta mark där det tidigare har varit verksamheter som tappstationer, kemptvättar och bilverkstäder som är förorenad. I stadsmiljö har denna mark vanligtvis ett stort värde om den går återexploatera, vilket ofta är ett av motiven till att kommuner eller andra aktörer väljer att marksanera.

### 2.1 Inventering av förorenade områden

Sveriges första miljöskyddslag trädde i kraft år 1969. Denna lag kom med bestämmelser kring hur utsläpp och användande av mark, byggnad eller anläggning skulle hanteras så att de inte orsakade störning eller förorening av omgivningen (SFS 1996:387, 1969). Många bestämmelser som ingick i miljölagstiftningen har idag vidareutvecklats i Miljöbalken som trädde laga kraft år 1999. Miljöbalken syftar till att främja en hållbar utveckling så att nuvarande och kommande generationer kan leva i en god och hälsosam miljö (Naturvårdsverket, 2020d).

Alla områden som idag misstänks vara förorenade är kartlagda, enligt Statens geotekniska institut (2020b). Arbetet med efterbehandling sker i samordning av Naturvårdsverket tillsammans med den eller de aktörer som är ansvariga för att ha orsakat föroreningen. Om det inte längre finns någon ansvarig aktör finansieras efterbehandlingen av statliga skattemedel. Detsamma gäller om det är en offentlig aktör som gett upphov till föroreningen. I de projekt som drivs av statlig finansiering har en prioritering gjorts av Naturvårdsverket enligt den nationella planen för efterbehandling. Den nationella planen för efterbehandling har utformats efter miljöbalken och de miljö kvalitetsmål som riksdagen bestämt (Naturvårdsverket, 2020c). Inventeringen av förorenade områden har samordnats av länsstyrelsen som också riskklassificerat området med en siffra mellan 1 och 4, där 1 innebär mycket stor risk och 4 innebär en liten risk. Själva inventeringen utfördes av kommunen, länsstyrelsen eller annan ansvarig aktör och arbetet har utförts enligt *MIFO*-metoden (*Metodik för Inventering av Förorenade Områden*) (Statens geotekniska institut, 2020b). Utifrån länsstyrelsernas inventeringar kan det konstateras att ca 9 000 områden i Sverige är i riskklass 1 och 2.

### 2.2 Vanligt förekommande markföroreningar och dess ursprung

Av alla de potentiellt förorenade områdena som finns i Sverige är ca 1100 i riskklass 1 och 7 900 i riskklass 2 (Naturvårdsverket, 2020a). Dessa områden är troligtvis förorenade genom tunga industrier som sågverk, gruvor och pappersbruk. Verksamheter som har lämnat föroreningar efter sig vittnar om Sveriges industrihistoria. Sågverken och pappersbruken markerar den norrländska kusten, gruvorna Norrbottnen eller Bergslagen och glasbruken Småland. Även mindre tunga industrier så som kemptvättar kan orsaka svåra föroreningar i tätorter (Naturvårdsverket, 2020a). Vanliga industriella föroreningar är olika tungmetaller (som bly, zink, koppar och krom), oljeföroreningar eller polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Andra skadliga föroreningar är kvicksilver, PCB och dioxin. De industrier som legat längs med kuststräckor kan även ha bidragit till att dessa föroreningar hamnat i Östersjön, ett problem som Sverige delar med många andra länder (Naturvårdsverket, 2020b). Även klorerade alifatiska kolväten har under flera decennier använts som avfettande- eller lösningsmedel i kemptvättar, verkstads-, elektronik- och kemitekniska industrier. På många platser där klorerade lösningsmedel har använts är sannolikheten hög att jord- och

grundvatten förorenats (Englöv m. fl., 2007).

### 2.3 Efterbehandlingprojekt

När ett förorenat område ska saneras genomgås olika steg innan en efterbehandlingsåtgärd väljs. Enligt Naturvårdsverket (2009) är första steget i processen formulering av övergripande åtgärds mål som utgår från nationella och regionala mål. I detta steget anges vilken funktion området ska fylla efter genomförd sanering samt i vilken grad saneringen är acceptabel att störa omgivningen. Sedan genomförs utredningar och undersökningar inom området för att kartlägga förorenings omfattning och tillhandahålla nödvändig geologisk information. Därefter genomförs en riskbedömning av hur riskerna ser ut idag, hur de kan förväntas se ut i framtiden och hur mycket de behöver reduceras. Efter genomförd riskbedömning tas ett beslut om åtgärdsbehov, det vill säga om en sanering ska utföras. Därefter görs en åtgärdsutredning som identifierar möjliga åtgärdsalternativ och metoder. Som en del i åtgärdsutredningen görs också en riskvärdering innan ett förslag på efterbehandlingsmetod ges tillsammans med mätbara åtgärds mål (Naturvårdsverket, 2009).

En riskvärdering utförs i alla efterbehandlingsprojekt, oberoende av dess komplexitet och storlek. Riskvärderingen syftar till att ligga som underlag vid val av saneringsmetod (Naturvårdsverket, 2009). Vid genomförande av en riskvärdering görs avvägningar mellan olika aspekter som till exempel kostnader, hälsorisker, riskreduktion och miljörisker. För att ta med så många aspekter som möjligt är det därför viktigt att ha en bred angreppsvinkel vid utformning av riskvärderingen.

I riskvärderingen bedöms även hur värdet på olika resurser kan minska till följd av föroreningsläget, detta kan till exempel vara nyttjandet av en grundvattenresurs, exploateringsvärdet för det förorenade området eller kulturhistoriska värden (Naturvårdsverket, 2009). Riskvärderingen ska även visa om de övergripande åtgärds målen kommer att nås. Om inte så behöver tidigare moment gås igenom igen och eventuellt kompletteras med andra alternativa saneringstekniker, ökad finansiering eller omformulering av de övergripande åtgärds målen.

### 2.4 Typer av marksaneringsmetoder

Det finns flera olika metoder som går att använda för att sanera av förorenad mark. Vilken åtgärd som behöver vidtas och vilken metod som är lämpligast styrs till stor del av förorenings egenskaper. Metoderna appliceras *in situ* eller *ex situ*, det vill säga saneringen sker på plats eller genom att den förorenade marken grävs upp för behandling och saneras på annan plats. En del saneringstekniker går att genomföra både *in situ* och *ex situ*.

En vanlig *ex situ*-metod är schaktning. Det innebär att förorenad jordmassa och eventuella restavfall avlägsnas från marken genom urgrävning. Den uppgrävda massan behandlas sedan på plats eller förs bort till en mottagningsanläggning för behandling eller deponi. På mottagningsanläggningar används ofta metoder som jordtvätt, biologisk nedbrytning, mekanisk behandling eller termisk behandling för att behandla den förorenade massan. Schaktning går att använda vid sanering av många olika typer av föroreningar, både organiska och oorganiska. En stor fördel är att schaktning kan utföras i alla jordartstyper både ovanför och under grundvattennivån. I vissa fall går det även att schakta i vittrade, sedimentära berggrunder. Schaktsanering går relativt snabbt jämfört med andra saneringsmetoder. En större grävmaskin kan under en arbetsdag schakta mellan 150-300 kubikmeter jord och ofta kan flera grävmaskiner användas samtidigt. När arbetet med schaktning är klart behöver marken återställas och fyllas igen med eventuell plantering ovanpå. Detta

kräver extra arbete utöver själva schaktningen (Åtgärdsportalen, 2019e). Schaktning upplevs ofta som störande för omgivningen då det genererar buller, många transporter och i vissa fall lukt. Det är inte heller alltid möjligt att schakta om föroreningen ligger djupt i marken eller under befintliga byggnader.

In situ-metoder har blivit mer populära de senaste åren och används ofta i kombination med ytlig schaktning. Det finns en mängd olika in situ-metoder där vissa använts längre än andra. Några exempel är biologisk sanering, termisk behandling, jordtvätt, fytosanering, kemisk oxidation eller reduktion och air sparging (Åtgärdsportalen, 2019d).

## 2.5 Hållbar sanering

I en litteraturstudie av P. Brinkhoff över hållbarhet i marksaneringsmetoder beskrivs en framgångsrik marksanering bidra till hållbarhet i form av markvård, minskning av föroreningar och minskad exploatering av gröna ytor (Brinkhoff, 2011). Själva saneringsmetoden kan emellertid ge upphov till effekter som bedöms vara icke-hållbara ur ett miljöperspektiv. Till dessa effekter hör bland annat obalans i vattnets kretslopp, erosion, minskning av näringsämnen i jorden, minskning i biomassan och utsläpp av växthusgaser. För att ett saneringsprojekt skall bedömas hållbart måste alltså nettoeffekten ha positiv miljöeffekt, det vill säga miljövinster av saneringen måste uppväga eventuell åverkan som metoden ger upphov till (Brinkhoff, 2011).

När Brinkhoff skrev sin rapport år 2011 fanns inga gemensamma riktlinjer i varken EU eller internationellt kring hur hållbarheten i ett marksaneringsprojekt bedöms. Svårigheten var bland annat att utveckla mätbarhet för saneringsmetodens hållbarhet eftersom många av parametrarna i ett projekt måste bedömas kvalitativt (Brinkhoff, 2011). År 2017 publicerades dock den första ISO-standarden (ISO 18504:2017) för hållbar sanering (Anderson, 2017). Detta ISO-dokumentet innefattar en mängd exempel på mätbara faktorer som kan användas för att bedöma en saneringsmetods hållbarhet. Om en metod uppfyller definitionen i ISO-standarden kan den betraktas som hållbar (Nathanail m. fl., 2017). Parallellt med ISO-standarden finns en mängd verktyg för beslutsstöd i valet av saneringsmetod. Ett exempel är SCORE-metoden (Rosén m. fl., 2015), som är ett semikvantitativt verktyg som poängsätter en metod utifrån en kombination av dess hållbarhet och ekonomiska kostnad.

## 3 Föreninggruppen DNAPLs - Dense Non-Aqueous Phase Liquids

En föreningssgrupp som kan innefatta en eller flera olika vätskor är DNAPLs (Dense Non-Aqueous Liquids). Eftersom flera olika vätskor kan vara en DNAPL kan dess egenskaper, effekter på hälsa/miljö och ursprung se olika ut. Gemensamt är dock att de kan spridas väldigt djupt i marken, vilket ofta gör det extra bekymmersamt när ett område som är förorenat med DNAPLs ska saneras.

### 3.1 Beskrivning av DNAPLs

En Dense Non-Aqueous Phase Liquid eller DNAPL är en vätska som kännetecknas av två distinkta egenskaper: den har en högre densitet än vatten samt är svår-löslig i vatten (Åtgärdsportalen, 2020a). DNAPLs är ett samlingsbegrepp för ämnen/kemikalier som har dessa två egenskaper. En DNAPL kan bestå av ett enskilt ämne eller en blandning av olika ämnen. Trikloret är ett exempel på en DNAPL som består av ett ämne och kreosot är ett exempel på en DNAPL som består av en blandning av ämnen. Svårslösligheten och den högre densiteten gör DNAPLs till svårhanterliga föroreningar när de befinner sig i mark. DNAPLs har en förmåga att sprida sig på djupet nästintill utan hänsyn till jordens permeabilitet. Det är först när vätskan möter en ogenomtränglig jordart eller bergart som den stoppas. Ytterligare en egenskap som många DNAPL-ämnen har är hög flyktighet, vilket innebär att föroreningen lätt avdunstar. Därmed kan delar av föroreningen lätt förångas och tränga in i porer i jorden.

Däremot behöver en DNAPL nödvändigtvis inte ha högre viskositet än vatten. Olika DNAPL-ämnen har varierande viskositet, vilket betyder att de beter sig olika i mark (Åtgärdsportalen, 2020a). Till exempel har en DNAPL med hög viskositet långsammare rörelsehastighet genom permeabla jordar än en DNAPL med låg viskositet. Exempel på DNAPLs som hittas i förorenade områden är klorerade lösningsmedel, polyklorerade bifenyler (PCB), polycykliska aromatiska kolväten (PAH), kreosot (trätjära och stenkoltjära) och råolja.

#### 3.1.1 Klorerade lösningsmedel

Vanligt förekommande DNAPLs som hittas i förorenade områden är klorerade lösningsmedel, även kallade klorerade kolväten (Åtgärdsportalen, 2018a). Klorerade lösningsmedel används exempelvis till avfettning av metall i industrier men även som komponent i färgprodukter och till kemtvättar.

Två exempel på klorerade lösningsmedel som använts frekvent är tetrakloreten och trikloret. Tetrakloreten, även kallat perkloretylen (PCE) är ett lösningsmedel som bland annat används till industriell avfettning och till textiltvätt i kemtvättar (Kemikalieinspektionen, 2000). För att framställa tetrakloreten, genomgår en mängd processer där lätta kolväten, som utvinns ur petroleum, kloreras. Därefter destilleras och renas den blandning som utvunnits genom kloreringen, vilket ger tetrakloreten. Lösningsmedlet har använts i stora mängder inom främst kemtvättar. Under år 1988 förbrukades exempelvis cirka 610 000 ton av medlet i västvärlden. Importen av tetrakloreten till Sverige minskade under 1990-talet. Konsumtion av tetrakloreten har minskat främst på grund av att återanvändning av lösningsmedel i industri har ökat.

Trikloret, TCE, är ett klorerat lösningsmedel som används som ett effektivt avfettningsmedel (Kemikalieinspektionen, 2010). Om trikloret självoxiderar kan det leda till att frätande produkter skapas och för att undvika detta tillsätts stabilisa-

torer. Konsumtion av trikloreten har minskat kraftigt då det i Sverige 1996 upprättades ett förbud mot användandet av ämnet.

### 3.1.2 Polycykliska aromatiska kolväten, PAH

PAH står för polycykliska aromatiska kolväten och är en grupp föreningar som bildas när kolväten förbränns (Åtgärdsportalen, 2020b). En av orsakerna till att mark har blivit förorenad av PAH är via produktionen av stadsgas, som tidigare tillverkades genom att hetta upp stenkol. Vid syrefattig förbränning bildades bland annat restprodukten stenkolstjära, som innehåller över 300 olika PAH:er. Även i koksverk bildades biprodukten. Vidare kan stenkolstjära bilda kreosot och beck. Dessa har använts till olika typer av impregnering och som bindemedel i asfalt.

En PAH-förening som finns i stenkolstjära är naftalen. Naftalen är svårslöslig i vatten, samt har en högre densitet än vatten, vilket klassificerar ämnet som en DNAPL (Kemikalieinspektionen, 2021b). Denna PAH har exempelvis använts som bekämpningsmedel mot insekter.

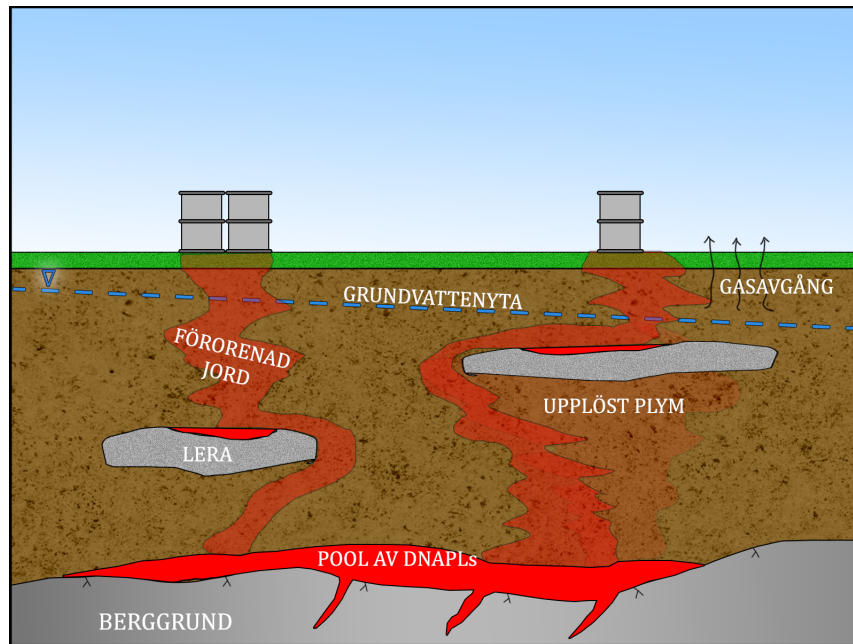
Krysen är ett annat exempel på en PAH-förening som har högre densitet än vatten och ej är löslig i vatten (Kemikalieinspektionen, 2021a). Krysen är en beståndsdel i stenkolstjära och hittas även i kreosot och används som tillsats i gummidäck.

### 3.1.3 Polyklorerade bifenyler, PCB

Polyklorerade bifenyler (PCB) är ett samlingsnamn för ett 200-tal giftiga och fettlösliga ämnen. Under 1920-talet användes PCB som en brandsäker isolator i kondensatorer och transformatorer. Användandet av ämnena ökade under 1930-talet och fler användningsområden uppstod, bland annat till fog- och golvmassa och i färgprodukter. Kemikalierna gav allvarliga hälsoeffekter och förbjöds därmed år 1978 (Naturvårdsverket, 2020e). Ett exempel på en sådan kemikalie är aroklor, som är en blandning av flertalet PCB-föreningar.

## 3.2 Spridning i mark

När DNAPLs kommer i kontakt med marken på grund av felaktig avfallshantering kommer föroreningen att sjunka genom markytan ner i underliggande jordlager, se figur 1. Som tidigare nämnt har DNAPLs en högre densitet än vatten och låg löslighet i vatten. Tillsammans gör de båda egenskaperna att föroreningen kan spridas väldigt långt och djupt ner i marken tills de når skikt med mycket låg permeabilitet (Åtgärdsportalen, 2020a).



Figur 1: Visar hur föroreningsgruppen DNAPLs sprids i marken.

Under transporten ner i marken efterlämnas rester av föroeningen, residualer, i porutrymmen i olika jordarter. De områden där residualer förekommer kallas källområden och härifrån kan de delar av föroeningen som är vattenlösliga lösas ut och spridas som en upplöst plym med grundvattnet. Klorerade lösningsmedel så som perkloreten (PCE) och trikloreten (TCE) är exempel på ämnen som kan spridas snabbt och i grundvattnet (Sandqvist m. fl., 2009). Även om DNAPLs generellt är svårlösliga i vatten kan det räcka med att små mängder förorenar grundvattnet för att det inte ska gå att använda som dricksvatten (Åtgärdsportalen, 2020a).

På grund av mikrobiella processer kan biologisk nedbrytning ske i jord och grundvattnet av vissa DNAPLs, som klorerade lösningsmedel. Även **abiotiska** (icke-biologiska) faktorer kan orsaka nedbrytning under vissa förhållanden (Englöv m. fl., 2007). Nedbrytningen av klorerade lösningsmedel sker långsamt och vid ofullständig process kan det bildas nedbrytningsprodukter som ibland är mer toxiska än ursprungsföroeningen.

När DNAPLs når ogenomsläppliga skikt så som lerlager eller ogenomtränglig bergyta kommer de istället att börja spridas i sidled och ansamlas som i pooler ovanpå skiktet (Ayrál-Çmar och Demond, 2019). I dessa pooler förekommer DNAPLs i fri fas, alltså dess ursprungliga fas (vätskefas). Från poolerna kan delar av föroeningen med tiden sedan börja lösas upp och fortsätta transporteras genom **advektion** i upplöst form. Föroeningen kan även ansamlas i lågpermeabla jordar genom diffusion. Halter av klorerade lösningsmedel, som PCE och TCE, har i fält visats vara mycket högre än de som kan förväntas spridas endast genom diffusion. Det tyder på att DNAPLs har ytterligare sätt att spridas inuti dessa typer av jordar. En förklaring som föreslagits är transport genom sprickor i lerlager, som kan förkomma naturligt men också uppkomma när leran kommer i kontakt organiska lösningsmedel. Transporten kan då ske antingen genom ökad diffusion eller advektion inuti sprickorna. Studier har visat att spruckna leror har en betydligt högre hydraulisk konduktivitet jämfört med leror utan sprickor. Det är därför troligt att mängden sprickor har stark inverkan på ackumulering av DNAPLs och behöver tas hänsyn

till vid exempelvis förstudier (Ayrál-Çımar och Demond, 2019).

Eftersom DNAPLs är tyngre än vatten beror spridningen mer av ett områdes geologiska och hydrogeologiska förutsättningar, snarare än av grundvattenflödet som många andra föroreningar gör (Sandqvist m. fl., 2009). Det är främst förekomsten av lågpermeabla jordarter och lutning på bergytter som avgör spridningsvägar och med vilken hastighet spridningen sker. Då DNAPLs kan spridas till stora djup kan en betydande spridning även ske i berggrunder genom sprickor och porsystem. Väl i berggrunden tycks klorerade lösningsmedel kunna finnas kvar väldigt länge. Sammantaget skapar dessa omständigheter problem också när det kommer till bedömning och behandling av föroreningar som trängt ner i berggrunden (Sandqvist m. fl., 2009). Spridningsbilden för DNAPLs är därmed komplex och det kan ibland vara svårt att identifiera ursprungskällan.

### 3.3 Hälsoeffekter av DNAPLs

Förorenade områden kan medföra hälsorisker för människor och djur. Det finns flera olika exponeringsvägar vid upptag av farliga ämnen från förorenad mark. Inandning av ångor samt intag av dricksvatten och växter är exempel på exponeringsvägar. De vanligaste exponeringsvägarna för DNAPLs är hudkontakt, inandning av ångor samt oralt intag. En typ av DNAPLs som är vanligt förekommande är klorerade alifatiska kolväten (CAH) (Englöv m. fl., 2007). Vid inandning av CAH absorberas ångorna snabbt i blodomloppet, där föroreningen kan metaboliseras till giftiga nedbrytningsprodukter. Till sist kommer delar av föroreningen bindas till fettvävnader i kroppen. Vid inandning av höga koncentrationer CAH kan det centrala nervsystemet skadas. Huvudvärk, yrsel och medvetslöshet är exempel på symptom som kan uppstå vid inandning av föroreningen. Beroende på exponeringstid och föroreningskoncentration blir dessa symptom mer eller mindre påtagliga. Vid inandning av mycket höga koncentrationer CAH kan hjärtstillestånd förekomma. Tetrakloreten (PCE) och trikloreten (TCE) kan vid exponering ge irreversibla förändringar hos leverfunktionen. Dessa föroreningar är även cancerframkallande. Vid hudkontakt med CAH kan hud- och ögonirritation förekomma samt att slemhinnor kan påverkas.

Stenkolstjära är en annan DNAPL som kan orsaka betydande hälsoproblem. Vid fysisk kontakt med föroreningen kan utslag på huden uppstå (Moustafa m. fl., 2015). Vid inandning av stenkolstjäraånga kan den exponerade känna huvudvärk och yrsel. Inandning av stora mängder ånga kan i värre fall leda till att personen svimmar och försätts i koma. Vidare är stenkolstjära cancerframkallande och kan orsaka lung-, njur- och hudcancer.

### 3.4 Miljöeffekter av DNAPLs

Ett förorenat område utgör ett hot mot både människans hälsa och för miljön. När det kommer till områden som är förorenade med DNAPLs kan miljön påverkas på olika sätt, eftersom DNAPL är ett samlingsbegrepp. Det innebär att miljöeffekterna av en DNAPL beror på vilket ämne som studeras. Däremot kan en återkommande gemensam miljöeffekt ses för de studerade föroreningarna, vilket är att de flesta anrikas i naturen. Med anrikas menas att föroreningarna koncentreras desto högre upp i näringskedjan arten befinner sig.

Klorerade lösningsmedel har en varierande effekt på natur och djurliv beroende på vilket ämne som undersöks. En studie visade att PCE, som var det mest toxiska ämnet som undersöktes, var 20 gånger mer toxiskt än (1,1,1-)TCA som var det minst toxiska ämnet (Englöv m. fl., 2007).

Både naftalen och krysen är PAH-föreningar som anrikas i naturen. De två PAH:erna är skadliga för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (Kemikalieinspektionen, 2021b).

PCB:er har liknande miljöeffekter som ovan nämnda PAH:er. Det är föreningar som kan orsaka skadliga långtidseffekter för vattenlevande organismer (Naturvårdsverket, 2020e). PCB är fettlösligt och lagras därmed i fettvävnaden hos levande djur och organismer. PCB var bland annat anledningen till att sälar och havsörnar minskade drastiskt under 1950-talet. På detta sätt kan även PCB föras vidare till människan, via förtäring av fisk.

Som tidigare nämnt finns det många exponeringsvägar vilka i olika grader är farliga för människor och djur, men även växter (Englöv m. fl., 2007). En gemensam, möjlig exponeringsväg är upptag av förorenat vatten, genom dricksvatten eller på annat sätt. Trots svårösligheten kan små mängder DNAPLs förorena grundvatten till en allvarlig grad. Vattenlösta klorerade lösningsmedel har dessutom en hög flyktighet vilket kan leda till ytterligare risk för inandning.

### 3.5 Befintliga behandlingsmetoder av DNAPLs

DNAPLs är svåra att behandla eftersom föroreningarna ofta ligger djupt ner i marken, men det finns ett antal behandlingsmetoder som har kapaciteten att behandla DNAPLs.

Air sparging är en in-situ metod där luft injekteras in i grundvattenzonen och föroreningarna som behandlas avgår då i gasform (Åtgärdsportalen, 2019a). I kombination med **porgasextraktion** säkerställs det att den förorenade gasen inte når atmosfären. Metoden används oftast i sand- och grusjordar eftersom stora mängder luft behöver pumpas in i marken vilket kräver högpermeabla jordarter.

Biologisk behandling går ut på att omvandla och oskadliggöra organiska föroreningsämnen (Åtgärdsportalen, 2019b). Det är en in situ-metod som kan utföras med biostimulering eller bioaugmentering. Vid biostimulering förstärks en pågående nedbrytningsprocess genom tillförsel av näringssubstrat och syre. Vid bioaugmentering tillförs istället mikroorganismer för att sätta igång en nedbrytningsprocess. Biologisk behandling kan användas både över och under grundvattennivån.

En annan metod är fytosanering, som med hjälp av växter behandlar de föroreningar som befinner sig i jorden (Åtgärdsportalen, 2019c). De två vanligaste typerna av fytosanering är fytoextraktion och fytostabilisering. Fytoextraktion är den process där föroreningarna i marken extraheras genom växternas rotsystem och ackumuleras eller bryts ner i den del av växten som finns ovan mark. Vid fytostabilisering så binds istället föroreningarna upp av växternas rotsystem.

Termisk in situ-behandling är en metod som behandlar svårare föroreningar som har trängt långt ner i marken. Genom uppvärmning av marken förångas föroreningarna och extraheras genom en extraktionsbrunn (Åtgärdsportalen, 2019f). Idag existerar flera olika typer av termisk in-situ behandling och dessa beskrivs mer ingående i kapitel 4.

## 4 Termisk in situ-behandling

Valet av efterbehandlingsmetod vid marksaneringsprojekt varierar beroende på typen av föroreningar, markförhållanden, befintlig bebyggelse och ekonomiska förutsättningar. Termisk in situ-behandling bygger främst på principen att driva ut föroreningar i marken genom att öka temperaturen i jorden till föroreningens kokpunkt. Vid denna temperatur avgår föroreningen i gasfas och kan uppsamlas genom porgasextraktion.

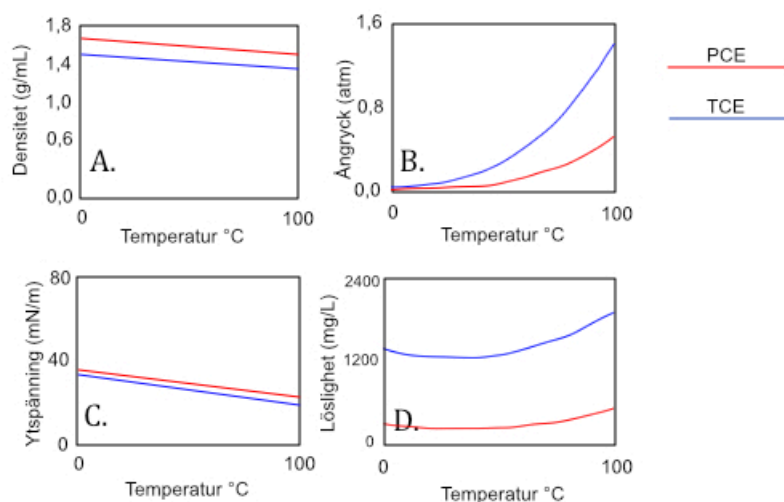
Det finns olika tekniker för själva uppvärmningen och porgasextraktionen, men mekanismerna för saneringen är liknande. När jordmatrisen förses med värmeenergi ökar portrycket på grund av det ökade ångtrycket. I tidigare studier (Campanella och Mitchell, 1968) har en modell för att uppskatta hur portrycket varierar med ökande temperatur i jordmatrisen definierats som:

$$\Delta u = \frac{\Delta T}{m_v} \times \left( \frac{w\rho_s \times (\eta_s - \eta_w)}{1 + w\rho_s} + \eta_{st} \right) \quad (1)$$

I modellen har de ingående parametrarna följande storheter och enheter:

Parameter	Storhet	Enhet
$\Delta u$	Portrycksförändring	kPa
$\Delta T$	Temperaturförändring	°C
$m_v$	Kornskelettets kompressionsfaktor	1/kPa
$w$	Vattenkvot	-
$\rho_s$	Kompaktdensitet	t/m <sup>3</sup>
$\eta_s$	Volymutvidgningskoefficienten för partiklarna	1/°C
$\eta_w$	Volymutvidgningskoefficienten för porvattnet	1/°C
$\eta_{st}$	Fysikalisk och kemisk volymutvidgningskoefficient.	1/°C

Utöver förångningen så hjälper det ökade portrycket till att separera en del DNAPLs, såsom TCE, från jordmassan och eventuellt grundvatten (Rahm, 2018). Detta beror på att den ökade temperaturen skapar en kraftfull ångström i jordmatrisen som separerar föroreningarna från dess omgivning. Det stora ångtrycket producerar därutöver hål i jorden som tillåter gasen att flöda mot extraktionsbrunnar. Vattenångan som bildas fungerar som en bärargas för att transportera de förångade föroreningarna. Tidigare studier (Heron m. fl., 2006) har dessutom kommit fram till att vattenlösligheten för DNAPLs ökar dramatiskt med ökad temperatur, samtidigt som ytspänningen minskar, vilket ökar föroreningens mobilitet. Ångtrycket höjs också med ökad temperatur, medan föroreningens densitet minskar. I figur 2 framgår sambandet för egenskaperna hos TCE och PCE relaterat till temperatur.



Figur 2: Egenskaper hos föroreningar (PCE & TCE) som funktion av temperatur, översatt efter data från Heron m.fl. (2006). A. Densitet, B. Ångtryck, C. Ytspänning, D. Löslighet.

De primära mekanismerna bakom termisk in situ-sanering är:

- Förångning av lättflyktiga ämnen, såsom klorerade kolväten.
- Pumpning med hjälp av flerfasextraktion av halvflyktiga ämnen i vätskefas såsom råolja och tjära. Detta tillåts eftersom viskositeten minskar med ökad temperatur.
- Förångning av svårflyktiga ämnen. Detta kräver emellertid höga marktemperaturer. Vid höga temperaturer kan även pyrolys och oxidation av föroreningarna ske som en sekundär behandlingsmekanism (Åtgärdsportalen, 2018b).
- Ökad temperatur minskar föroreningens ytspänning, vilket ökar flyktighet, vattenlöslighet och mobilitet.
- Ökat ångtryck medverkar till att separera DNAPLs från jorden, det vill säga desorption.
- Kraftfull ångström skapar hål och flödesvägar i jorden för gasen att extraheras.

Enskilda eller kombinationer av ovanstående mekanismer verkar beroende på typ av förorening, markförhållanden och val av termisk metod. Lättflyktiga ämnen kräver oftast inte alltför hög temperatur och kan enkelt förångas, medan andra ämnen endast förångas vid höga temperaturer (Åtgärdsportalen, 2018b). I en del fall kombineras porgasextraktion och uppumpning av föroreningen i vätskefas om viskositeten är tillräckligt låg och/eller om lösligheten är tillräckligt hög.

#### 4.1 Processer för termisk in situ-behandling

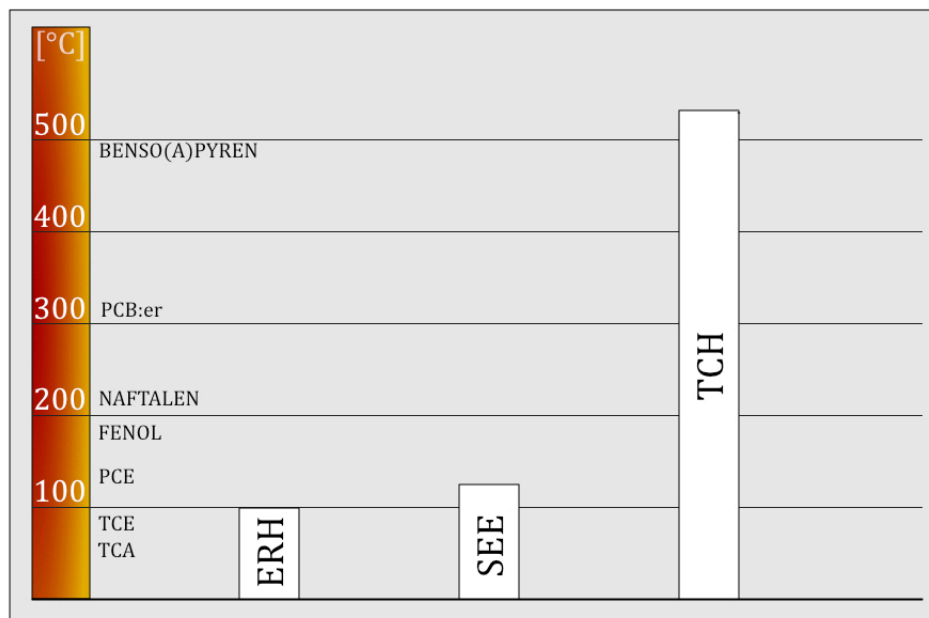
Det finns flertalet tekniker för termisk in situ-sanering som kan vara aktuella i ett marksaneringsprojekt. Den mest betydande skillnaden i teknikernas processer beror av vilken typ av förorening som kan behandlas. Eftersom kokpunkten varierar beroende på typ av DNAPL, krävs olika tekniker för att åstadkomma förångning.

En del tekniker kan uppnå högre temperaturer än andra och är således nödvändiga för svårflyktiga DNAPLs.

I branschen används huvudsakligen följande tre tekniker för termisk in situ-sanering (Åtgärdsportalen, 2018b):

- Termisk konduktiv uppvärmning, **TCH** (*Thermal conductive heating*)
- Elektrisk resistivitetsuppvärmning, **ERH** (*Electrical resistance heating*)
- Ånguppvärmning, **SEE** (*Steam enhanced extraction*).

Olika DNAPLs har varierande molekylär vikt, vilket påverkar kokpunkter och flyktighet (Åtgärdsportalen, 2018b). Denna egenskap medför att olika temperaturer är nödvändiga för att åstadkomma förångning. Teknikerna ovan kan uppnå olika temperaturer och är därför lämpliga för olika typer av DNAPLs. I figur 3 framgår vilka marktemperaturer TCH, ERH och SEE kan uppnå samt ett antal kolvätens kokpunkter.



Figur 3: Temperaturintervall för TCH, ERH och SEE, samt några kolvätens kokpunkter. Data från Åtgärdsportalen (2018).

#### 4.1.1 Termisk konduktiv uppvärmning, TCH

Termisk konduktiv uppvärmning är ett samlingsnamn för två etablerade tekniker: **ECH** (*Electrical conductive heating*) och **GTR** (*Gas thermal remediation*) (Åtgärdsportalen, 2018b). Båda teknikerna bygger på direkttillförsel av värme till jordmatrisen med hjälp av värmelement. Den väsentliga skillnaden är att ECH använder, som namnet antyder, elektrisk energi för att alstra värme medan GTR använder kraftigt upphettad gas. Värmen sprids sedan genom grundvattnets, porgasernas och jordpartiklarnas värmeledningsförmåga. I nära anslutning till värmekällan förekommer även värmespridning på grund av strålning.

Naturlig jord består av en kombination av fasta material, flytande material och gaser. Förhållandet mellan jordartens komponenter avgör hur effektiv värmesprid-

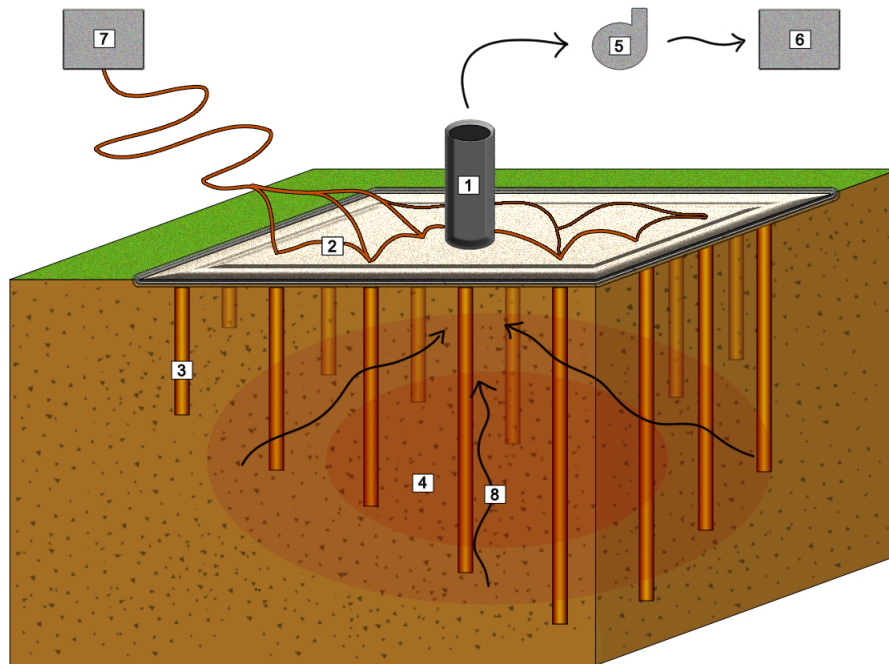
ningen från TCH är. I tabell 1 (Vardon och Peuchen, 2020) framgår den termiska konduktiviteten för några vanliga komponenter i jordarter.

Tabell 1: Termisk konduktivitet för vanliga jordkomponenter. Data från Vardon och Peuchen (2020).

<b>Komponent</b>	<b>Termisk konduktivitet <math>k</math> [<math>W/mK</math>]</b>
Vatten	0,6
Saltvatten	0,6
Luft	0,026
Ler	2,9
Sand/kvarts	8,4
Silt	2,9
Torv	0,25

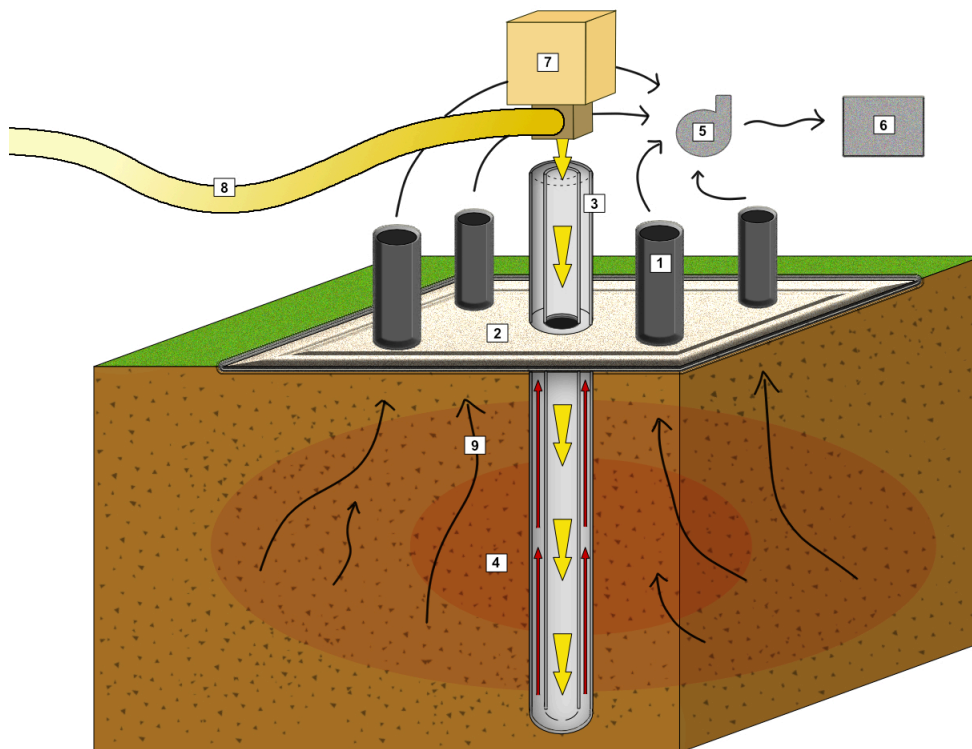
Vardon och Peuchen beskriver i en artikel i Acta Geotechnica från år 2020 om svårigheterna med att uppskatta värmespridningen i mark, eftersom jordkomponenterna varken kan modelleras som en uppsättning seriekopplingar eller parallellkopplingar (Vardon och Peuchen, 2020). Istället används ett slags medelvärde för jordmatrixens totala termiska konduktivitet. Det är andelen sandfraktioner som bestämmer värmespridningens effektivitet, eftersom kvarts har hög värmeledningsförmåga. Vardon och Peuchen visar även att en jordarts termiska konduktivitet vanligtvis varierar mellan ungefär 1-3  $W/mK$  beroende på andelen sand. Detta konduktivitetsintervall bedöms emellertid som mycket litet, och empiri har visat att mellan en heterogen lera och en heterogen sand skiljer det en faktor  $\pm 2$  i termisk konduktivitet (Baker och Kuhlman, 2002).

Med ECH och GTR behöver ofta värmeelementen installeras nära varandra på grund av markens begränsade värmeledningsegenskaper. Ju sämre termisk konduktivitet, desto tätare behöver värmeelementen placeras (Åtgärdsportalen, 2018b). En schematisk bild av hur ECH fungerar framgår av figur 4. I vissa projekt har de elektriska värmeelementen installerats tillsammans med ventilationsbrunnar som leder porgasen till en makadambädd, där gasen sedan extraheras.



Figur 4: Principen för hur ECH-tekniken fungerar. I figuren representerar de numererade delarna följande komponenter och/eller principer: 1. *Extraktionsbrunn*, 2. *Ångtätt skikt*, 3. *Värmeelement*, 4. *Uppvärmad zon*, 5. *Vakuumfläkt*, 6. *Gasreningsanläggning*, 7. *Växelströmsverk*, 8. *Gasflöde*.

Termisk konduktiv uppvärmning genom GTR fungerar på liknande sätt som ECH. Istället för elektricitet som primär energikälla används någon typ av brännbar gas, exempelvis naturgas, biogas eller propan. Gasen flödar först ned genom ett inre rör, och sedan uppåt genom ett yttre rör. Rening av de avdrivna kolvätena, efter porgasextraktionen i ECH, är inte alltid nödvändigt med GTR. Detta beror på att extraktionsbrunnarna kan kopplas till gasbrännaren och föroreningarna kan därför destrueras genom den kraftiga upphettningen (Åtgärdsportalen, 2018b). De flesta saneringsprojekt med GTR eller ECH kräver en drifttid mellan 97 och 209 dagar beroende på områdets storlek (Falkenberg m. fl., 2013). På grund av de kraftiga temperaturerna som ofta är nödvändiga när TCH är aktuellt föreligger en fara för människor och djurliv som kommer i kontakt med markytan. Därför måste hela saneringsområdet hägnas in och bevakas regelbundet (Åtgärdsportalen, 2018b). En schematisk bild av hur GTR fungerar framgår av figur 5.

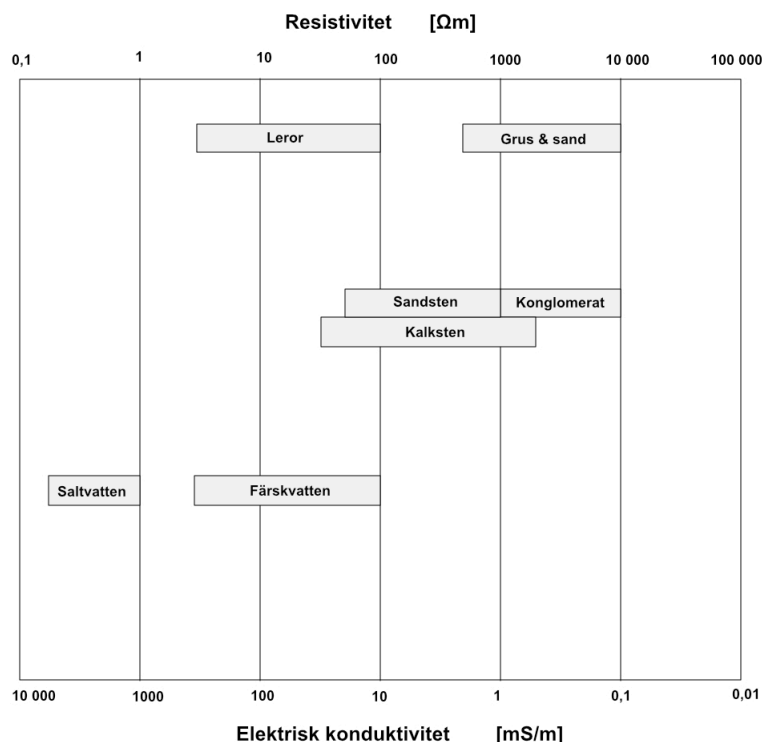


Figur 5: Principen för hur GTR-tekniken fungerar. I figuren representerar de numererade delarna följande komponenter och/eller principer: 1. *Extraktionsbrunn*, 2. *Ångtätt skikt*, 3. *Värmeelement*, 4. *Uppvärmad zon*, 5. *Vakuumfläkt*, 6. *Gasreningsanläggning*, 7. *Gasbrännare*, 8. *Gasförsörjning*, 9. *Gasflöde*.

#### 4.1.2 Elektrisk resistivitetssuppvärmning, ERH

I motsats till TCH fungerar ERH inte genom direkttillförsel av värmeenergi till jordmatrisen. Istället utnyttjas markens elektriska resistivitet för att värma upp jordmatrisen (Åtgärdsportalen, 2018b). Elektroder installeras vanligtvis i samma hål som extraktionsbrunnarna använder, och skapar en potential mellan dem. Det är porvattnets förångning som driver föroreningarna mot extraktionsbrunnarna, vilket medför en inbyggd begränsning på ungefär 100 °C i jorden. Ju mer vatten som förångas, desto sämre blir markens elektriska konduktivitet. Detta fenomen kräver en löpande extern tillsats av vatten till marken, för att bibehålla nödvändig marktemperatur.

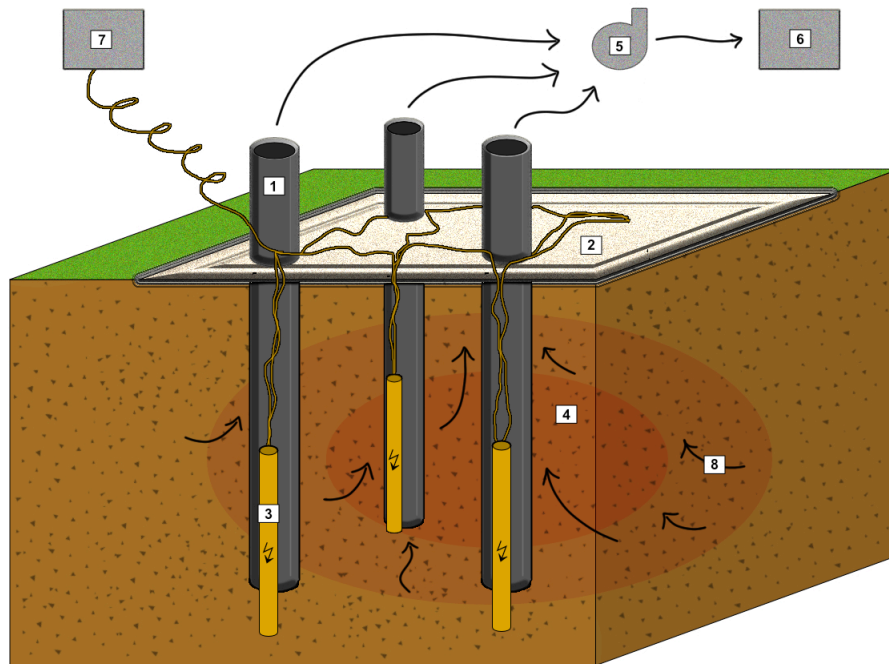
I figur 6 framgår några vanliga värden på elektrisk resistivitet för några fraktioner och sedimentära bergarter (Samouëlian m. fl., 2005).



Figur 6: Typiska intervall för resistivitet och konduktivitet för några fraktioner och bergarter. Data från Samouëlian m.fl. (2005).

Högst konduktivitet har saltvatten på grund av den höga halten lösta joner. Notera även att den logaritmiska skalan i figur 6 visar att vanliga fraktioner som grus och sand har väsentligt lägre konduktivitet än färskvatten. Det krävs alltså en tillräckligt hög konduktivitet för att uppnå en elektrisk ström mellan elektroderna, men samtidigt som det krävs en tillräckligt hög resistivitet för att uppnå rätt temperatur. En hög vattenmättnad bidrar alltså till god konduktivitet, men å andra sidan kan ett högt grundvattenflöde ha en kylande effekt.

Två olika metoder för ERH kan användas: **TPSH** (*three-phase soil heating*) eller **SPSH** (*six-phase soil heating*) (Åtgärdsportalen, 2018b). Den vanligaste, TPHS, innebär att tre elektroder placeras ut i en triangelform. För SPSH placeras sex elektroder ut i ett hexagonalt mönster runt extraktionsbrunnen. I fallet SPSH används alltså inte samma borrhål för extraktionsbrunnen som för elektroderna. I likhet med TCH-teknikerna måste omgivningen skyddas från den upphettade marken. Inhägnad och bevakning av området är därför nödvändigt. Precis som i fallet med TCH pågår saneringen vanligtvis i ett antal månader. En schematisk bild av hur ERH fungerar framgår av figur 7.



Figur 7: Principen för hur ERH-tekniken fungerar. I figuren visas ERH med TPSH och de numrerade delarna följande komponenter och/eller principer: 1. Extraktionsbrunn, 2. Ångtätt skikt, 3. Elektroder, 4. Uppvärmad zon, 5. Vakuumfläkt, 6. Gasreningssystem, 7. Generator, 8. Gasflöde.

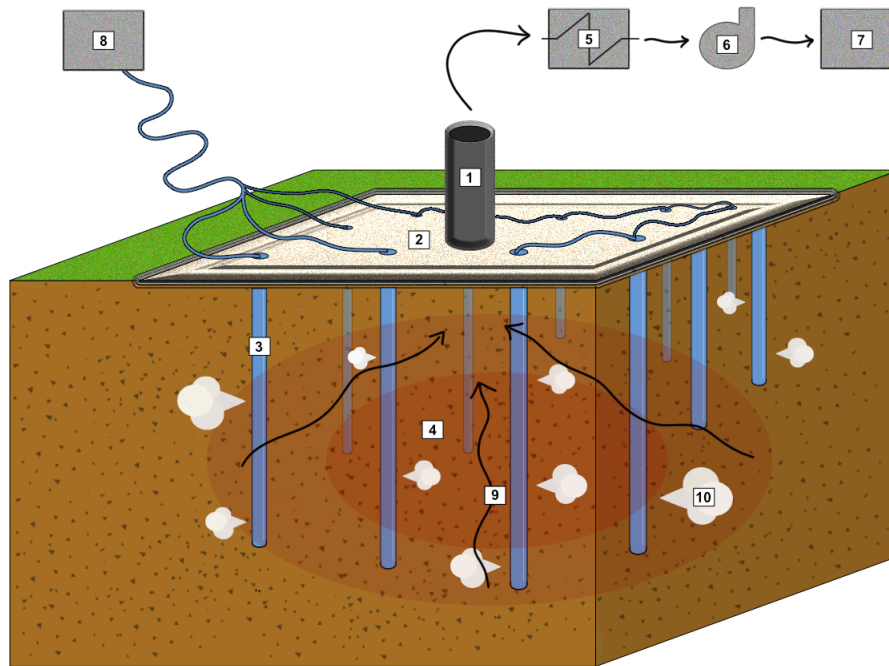
#### 4.1.3 Ånguppvärmning, SEE

Ånguppvärmning bygger på principen att injicera vattenånga i jordmatrisen, och på så sätt uppnå föroreningens kokpunkt (Åtgärdsportalen, 2018b). Till skillnad från TCH och ERH så värms marken upp med hjälp av ångans hydrauliska konduktivitet. Genom att injicera ångan i jordmatrisen kan DNAPLs drivas ut genom följande mekanismer (Davis, 1998; Hunt m. fl., 1988):

- Förångning av föroreningen, på grund av temperaturökning.
- Accelererad förångning av föroreningen genom cykliska tryckvariationer i ånginjiceringen (pulser).
- Förflyttning av föroreningar i vätskefas på grund av kraftig ångfront.
- Upplösning av föroreningen i vatten och avlägsning genom flerfasextraktion.

I likhet med övriga metoder utvinns föroreningarna via extraktionsbrunnar. SEE lämpar sig i jordtyper med hög permeabilitet, då processen annars är orimligt tidskrävande (Davis, 1998). Vidare är homogena jordarter att föredra, då studier visat att jordar med stor variation i fraktionsstorlekar (exempelvis morän) är svåra att sanera med SEE. Föroreningar som behandlas med SEE måste befinna sig relativt djup i marken eftersom högt jordtryck krävs för att motverka att vattenångan bryter igenom markytan. Ångfronten som bildas när SEE används kan också vara problematisk om föroreningen är en DNAPL. Ångfrontens förflyttningsmekanism

riskerar att tvinga ned föroeningen djupare i jordmatrisen (Davis, 1998). Vanligtvis är SEE-metoden mer tidskrävande än de elektriska metoderna, samtidigt som det kräver samma inhägnad på grund av den höga marktemperaturen (Åtgärdsportalen, 2018b).



Figur 8: Principen för hur SEE-tekniken fungerar. I figuren representerar de numrerade delarna följande komponenter och/eller principer: 1. *Extraktionsbrunn*, 2. *Ångtätt skikt*, 3. *Injektionsbrunn*, 4. *Uppvärmad zon*, 5. *Värmeväxlare*, 6. *Vakuumfläkt*, 7. *Gasreningсанläggning*, 8. *Ånggenerator*, 9. *Gasflöde*, 10. *Vattenångor*.

## 4.2 Omgivningspåverkan av termisk in situ-sanering

Miljökonsekvenserna av ett marksaneringsprojekt kan analyseras ur flera perspektiv. Utöver markanvändning är energiförbrukning, miljöeffekter och återexploatering betydelsefulla aspekter. Den mest påfallande frågeställningen, ur ett hållbarhetsperspektiv vid ett termisk in situ-projekt, är vad den ökade marktemperaturen har för effekter på markens egenskaper och organismer. Studier (Ding m. fl., 2019) har visat att för termiska behandlingar i vilka temperaturen understiger 250 °C finns inga betydande effekter för jordens möjlighet att återexploateras. Dock kan temperaturen bidra till ett ökat näringsupptag för växter och organismer, vilket främjar deras tillväxt. Är temperaturen över 250 °C minskar andelen lerpartiklar och organiska ämnen drastiskt, vilket förhindrar markens vattenbärande förmåga och således dess bördighet. Minskningen av lerpartiklar beror av den förändring i mineralstruktur som sker när leran torkas ut. Leran bryts ned som en följd av den höga temperaturen, för att sedan cementeras ihop till större partiklar (O'Brien m. fl., 2018). Markens egenskaper efter en termisk behandling påverkar alltså hur marken kan återexploateras eller vilken typ av verksamhet som kan bedrivas på

platsen. Även vid låga temperaturer kan dock jordens pH-värde påverkas. Storlek på förändringen är olika beroende på jordens sammansättning, men det kan oavsett få konsekvenser för jordens fertilitet (Ding m. fl., 2019).

Miljöeffekter varierar också mellan olika marksaneringsmetoder. Valet av förbränningsgas i GTR har exempelvis stor inverkan på klimatavtrycket för tekniken. Genom att använda någon typ av förnybar gas (exempelvis biogas) kan metoden betraktas som väsentligt mer hållbar än annars (Åtgärdsportalen, 2018b). De flesta termiska metoder använder emellertid icke-förnybar energi i stor omfattning (Ding m. fl., 2019). Även om exempelvis SEE förbrukar väsentligt mindre energi än TCH så är metoden för energiproduktionen väsentlig för saneringens klimatpåverkan. Studier av termisk ex situ-behandling har visat att sanering med elenergi från solceller är genomförbart (Nakamura m. fl., 2000), men även in situ-behandling med energi från solceller har visat potential (Ding m. fl., 2019). Beställarsidan kan även påverka klimatavtrycket från saneringsmetoden. I exempelvis saneringen av kvarteret Renen i Varberg fanns ett krav från Varbergs kommun att den elektriska energin i TCH-behandlingen skulle vara förnybar.

Vad gäller geotekniska egenskaper har en kinesisk labb-studie visat att markens materialegenskaper generellt sett förbättras efter en termisk behandling (Chen m. fl., 2018). Till de materialparametrar som förbättras tillhör Atterbergs konsistensgränser, kompressionsfaktor, skjuvhållfasthet och svällningsindex. Förändringen av dessa materialparametrar medför därmed en ökad stabilitet och bärförmåga för jorden. I en verklig kinesisk GTR-sanering kunde liknande resultat även observeras i större skala (Ding m. fl., 2019). Det är dock viktigt att vara medveten om de eventuella sätttnings- och stabilitetsproblem som på kort sikt kan uppkomma vid grundvattenpumpning av ett saneringsområde.

## 5 Projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs

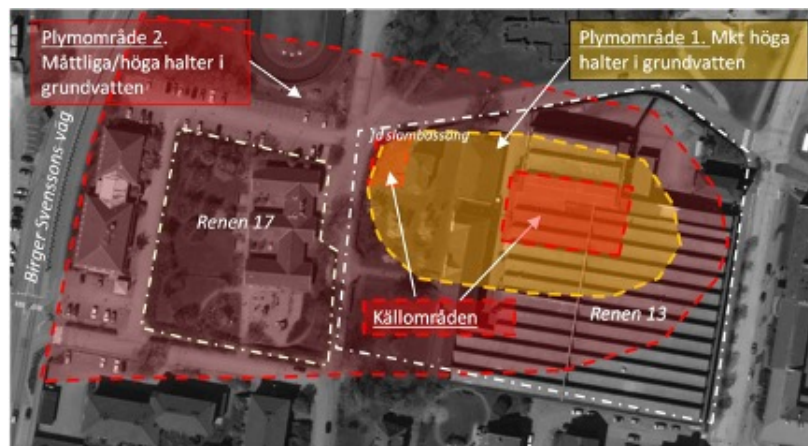
Fyra olika projekt har analyserats där termisk in situ-behandling har tillämpats på mark förorenad med DNAPLs. De olika projekten är Kvarteret Renen 13 i Varberg, Kvarteret Färgaren 3 i Kristianstad, Järnsågen 3 i Trollhättan samt Senapen 25 i Visby. I tabell 2 framgår en sammanfattande tabell över samtliga saneringsprojekt, inklusive några, av författarna, beräknade nyckeltal.

Tabell 2: Sammanfattning av samtliga saneringsprojektet.

	<b>Kvarteret Renen</b>	<b>Kvarteret Färgaren</b>	<b>Järnsågen 3</b>	<b>Senapen 25</b>
<b>Jordart/bergart</b>	1-2 m fyllning samt 3-6 m silt och sand följt av 4-10 m silt/lera på ett tunnare moränlager. Berggrunden består av kristallint urberg.	Fyllning varierade mellan 0,5-3 m följt av siltig lera, sandig kalkmorän, sandkalkstensblock vid den västra delen av området och gyttja, torv, lera vid den östra delen. Inget berg påträffades på de 30 första metrarna. Dock är grundvattenresurs belägen i sandsten på cirka 100 meters djup.	1 m fyllning samt 2-3 m torrskorpa (lera) följt av 1- 5 m siltig lera. Maximalt några decimeter morän på berggrunden. Berggrunden består av kristallint urberg.	8-10 m lermorän med inslag av tunnare sandlinser, kalkberg därefter.
<b>Saneringsdjup</b>	ca 15 m in i berget (från schaktbotten).	ca 20 m.	ca 52 m.	9 m.
<b>Metod</b>	Schaktning och termisk konduktiv uppvärmning (ECH).	Schaktsanering och termisk konduktiv uppvärmning (ECH).	Termisk konduktiv uppvärmning (ECH) och schaktsanering.	Electrical resistance heating (ERH)
<b>Tekniska utmaningar</b>	Stor kylningseffekt på grund av starkt vattenförande sprickor i ytligt berg. Behandlingen behövde därför kompletteras med ånginjektering.	Problematik kring höga vattennivåer i området, försvårade extraktion av ånga samt kan ha orsakat kylningseffekter i botten av behandlingsvolymen.	Ett stort saneringsprojekt djupt i berget, vilket inte utförts tidigare. Att åstadkomma jämn värmefördelning var utmanande. Dels på grund av grundvattenflöden i oupptäckta sprickor, dels på grund av att värmeelements borrhål devierade ifrån varandra.	Att sanera under den befintliga byggnaden utan att vare sig schakta eller riva byggnaden. Pilotprojekt för ERH i Sverige.
<b>Kostnad</b>	Den beräknade kostnaden var ca 150 mkr.	ca 58,4 mkr.	54,4 mkr.	22,8 mkr varav cirka 13 mkr för saneringsfasen.
<b>Tidspann</b>	Knappt 2 år; ca 6 månader schaktsanering, ca 6 månader aktiv termisk behandling samt tid för installation och avetablering inkluderad.	ca 7 månader schaktsanering samt lite mer än ett år för den termiska behandlingen, då inkluderat projektering och installation, varav ca 6 månader aktiv sanering.	ca 12,5 månader; 6 månader installationsfas, 2 månader uppvärmning, 2 månader kokfas, 0,5 månader efterventilering, 2 månader avetablering.	Saneringen pågick i 9,5 månader.
<b>Resultat</b>	Minskning med 90-99,9% av klorerade lösningsmedel inom saneringsområdet.	Minskning med mer än 99,9% av klorerade lösningsmedel inom saneringsområdet.	Minskning med 99% av PCE & TCE inom saneringsområdet.	Reducering av föroreningar mellan 90-99%.
<b>Extraerade föroreningar, kg/MWh</b>	0,29	0,53	0,56	0,14
<b>Extraerade föroreningar, kg/mkr</b>	19,38	34,16	22,98	5,22

## 5.1 Kvarteret Renen, Varberg

I Varbergs kommun ligger kvarteret Renen 13 och här har det sedan 1800-talet bedrivits olika former av industriell verksamhet (Structor Miljö Göteborg AB, 2011). Den mest betydande sådan, i avseende på vilka konsekvenser det fått i form av föroreningspåverkan, är textilverksamheten som bedrivits mellan början av 1900-talet och år 1960 samt olika mekaniska industrier som funnits på platsen därefter. Till följd av dessa verksamheter har marken i området blivit förorenad på grund av användandet av klorerade lösningsmedel vid tvätt och ytbehandling av olika material. Kemikalierna som användes var trikloretylen (TCE) och trikloretan (1,1,1-TCA). Även ämnen som koppar (Cu), krom (Cr), zink (Zn) och kadmium (Cd) har förekommit i vissa kemikalier. Ända fram till 1970-talet användes en intern reningsbassäng, en slambassäng, för processavloppet från industrin. Till stor del har föroreningarna spridits från slambassängen eller från lokalerna där klorerade lösningsmedel lagrats och hanterats till omgivande mark. Klorerade lösningsmedel har sedan påträffats i grundvatten, både i jord och berg, och i inomhusluft. Åtgärdsområdet för Renen 13 visas i figur 9.



Figur 9: Åtgärdsområdet inom Kvarteret Renen 13 inklusive källområden. Bild från Huvudstudie Structor Miljö Göteborg AB (2011). Använd med tillåtelse.

I närområdet finns flera fastigheter med bostäder, kontor och handel. Både en förskola och Varbergs hamn är nära belägna området. Översta metrarna av jordlagren består av fyllnadsmassor och under dessa ett sand- och siltlager (Structor Miljö Göteborg AB, 2011). Under fastigheten Renen 13 ligger berget relativt ytligt (2-3 m under markytan), men mer väster ut mot slambassängen nås inte berget förrän ca 17 m under markytan. Över berget ligger ett tunt lager morän och ett 4-10 meter mäktigt lager lera/silt. Även sand överlagras moränen på vissa ställen. Berget är kristallint urberg och de första 50 metrarna antas vara relativt sprickrika, vilket innebär att majoriteten av grundvattenströmning därför sker i denna del av berget. Föroreningen i form av klorerade lösningsmedel förekommer i högst halt under fastigheten Renen 13 samt väster om den. Generellt är halterna högre i de mer genomsläppliga jordlagren som sand och morän. Västerut har föroreningen underlagrat leran inuti moränen ovanpå berget.

Sedan 1970-talet har flera miljötekniska undersökningar gjorts och år 2005 slamsögs slambassängen, men ingen omkringliggande mark sanerades. Efter projektet med slambassängen har fler markprover och utredningar gjorts som fokuserar på den förorenade marken och hur den påverkat förskolan och inomhusluften (Structor Miljö Göteborg AB, 2011). Bidragsansökan, det vill säga ansökan om statliga medel, för

projektet lämnades in till Naturvårdsverket år 2014 (Structor Miljö Göteborg AB, 2015). Planer på framtida byggnader och en järnvägstunnel i hamnområdet riskerar att förvärra situationen då det kan uppkomma nya spridnings- och exponeringsvägar. En sanering av markområdet har därför ansetts nödvändig.

En sammanfattning av saneringsprojektet på Renen 13 finns i tabell 3.

Tabell 3: Sammanfattning av saneringsprojektet på Renen 13, Varberg. Data från Structor Miljö Göteborg AB (2015), Krüger och Veolia (2020) samt Relement Miljö Väst AB (2019).

<b>Jordart/bergart</b>	1-2 m fyllning samt 3-6 m silt och sand följt av 4-10 m silt/lera på ett tunnare moränlager. Berggrunden består av kristallint urberg.
<b>Saneringsdjup</b>	ca 15 m in i berget (från schaktbotten).
<b>Metod</b>	Schaktsanering och termisk konduktiv uppvärmning (ECH).
<b>Tekniska utmaningar</b>	Stor kylningseffekt på grund av starkt vattenförande sprickor i ytligt berg. Behandlingen behövde därför kompletteras med ånginjektering.
<b>Kostnad</b>	Den beräknade kostnaden var ca 150 mkr.
<b>Tidsspann</b>	Knappt 2 år; ca 6 månader schaktsanering, ca 6 månader aktiv termisk behandling samt tid för installation och avetablering inkluderad.
<b>Resultat</b>	Minskning med 90-99,9% av klorerade lösningsmedel inom saneringsområdet.

### 5.1.1 Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod

I bidragsansökan formulerades åtgärds målen som:

1. "Människor i Varberg ska inte exponeras för skadliga halter av klorerade lösningsmedel från Renen 13."
2. "Spridningen av klorerade lösningsmedel från Renen 13 i jord ska på sikt upphöra."
3. "Spridningen av klorerade lösningsmedel i berg från Renen 13 ska minska väsentligt."
4. "Renen 13 skall kunna användas till ändamål motsvarande Mindre Känslig Markanvändning (MKM) utan hälsorisker."

Miljöundersökningar som gjorts har visat att miljörisker är av underordnad betydelse jämfört med hälsorisker, samt att sannolikheten för negativa miljöeffekter i ytvatten av föroreningen bedöms vara liten (Structor Miljö Göteborg AB, 2011).

Fyra åtgärdsalternativ togs fram som ansågs lämpliga för att kunna nå åtgärds målen (Conviro AB, 2015). Åtgärdsalternativen omfattar olika saneringsdjup i jord och berg samt skiljer sig åt i tidsbegränsning. Den ursprungliga riskvärderingen visade tydligt att ett nollalternativ (ingen åtgärd) inte var en möjlighet. I riskvärderingen benämns inte hållbarhet med ord, men det går att lokalisera aspekter som till viss del tyder på ett hållbarhetsperspektiv. En aspekt är "Påverkan på landskap och kultur", vilken förvisso mest behandlar det kulturhistoriska värdet av fabriksbyggnaden som rivs. Kulturvärden kan anses vara en del av social hållbarhet som här tas hänsyn till i riskvärderingen. "Risker/omgivningspåverkan under åtgärd"

finns också med som en aspekt som främst kopplar till social- men också miljömässig hållbarhet. Åtgärdsalternativen bedöms på denna punkt efter risk för tillfälligt ökad spridning av förorening (under själva saneringen) samt efter risk för bildning av explosiv metangas under byggnader. Fokus ligger mest på huruvida åtgärdsalternativen utgör en hälsorisk för människor i området och om det går att åtgärda med tillfälliga skyddsåtgärder och restriktioner.

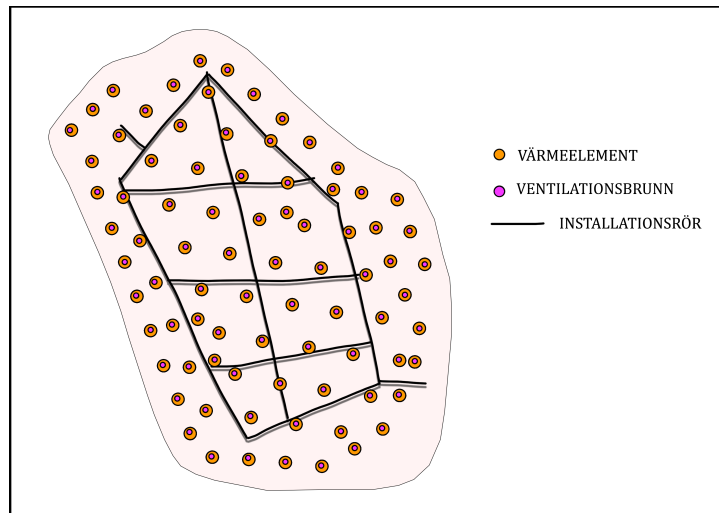
### 5.1.2 Teknisk beskrivning av saneringen

Området bedömdes som omöjligt att totalsanera, vilket innebär att en restförorening lämnades kvar i berget även om den ytliga delen av det behandlas (Structor Miljö Göteborg AB, 2011). Större delen av de klorerade lösningsmedlen bedömdes dock ha goda förutsättningar att behandlas framgångsrikt.

Saneringen av området har genomförts genom schaktsanering samt med termisk in situ-metod. Dessa metoder ansågs vara tillförlitliga för sanering av de primära källområdena där klorerade lösningsmedel kan förekomma i fri fas i jord eller berg (Structor Miljö Göteborg AB, 2015). Effektiviteten ansågs god för en stor massreduktion av föroreningen och förväntades kunna ske inom 2-5 år. Området som schaktats är främst jord i källområdet i anslutning till slambassängen och under fabriksbyggnaden, alltså relativt grunda områden (under 5 m). Den termiska in situ-metoden applicerades på källområdet i berget under slambassängen.

Schaktsaneringen påbörjades oktober 2018 och varade till mars 2019 (Relement Miljö Väst AB, 2019). De förorenade massorna som schaktats har behandlats av Swerock på olika mottagningsanläggningar. I samband med schaktsaneringen revs aktuella byggnader och befintliga avloppsledningar inom fabriksområdet, samt slambassängen för att undvika kvarvarande slamrester. Schakt har inom fabriksområdet utförts ner till berg eller jordarter som sand och silt som har kunnat klassificeras som rena. Även området där termisk sanering utfördes 2019 schaktades först som förberedelse för att kunna möjliggöra denna. Totalt schaktades drygt 11 500 m<sup>3</sup> material i området, där en liten del var oförorenad jord som kunde återfyllas.

In situ-saneringen utfördes av Veolia Water Technologies med elektrisk konduktiv uppvärmning (ECH) (Varbergs kommun, 2020). När bergytorna under slambassängen frilagts efter schaktsaneringen borrades brunnar ca 15 m in i berget som sedan upphettade åtgärdsområdet till ca 100 grader. Uppvärmningen startade 20 december 2019 och avslutades 8 juli 2020. Totalt var uppvärmningen i drift i 201 dagar och den totala mängden energiåtgång uppgick till ca 9 900 MWh (Krüger och Veolia, 2020). Ånginjektering användes vid behov för att minska påverkan av vissa sprickor som var starkt vattenförande och medförde en kylande effekt. De ångor som uppstod samlades upp i brunnarna genom vakuumsugning och fördes vidare till en reningsanläggning (Structor Miljö Göteborg AB, 2015). I reningsanläggningen renas ångorna med hjälp av 33 ton kol uppdelat i tre kolfilter (Krüger och Veolia, 2020). I projektet användes en teknik där värmeelementen är kombinerade med ventilationsbrunnar, ur vilka ångorna leds upp genom. Vakuumbrunnar placerades sedan mer ytligt i en makadambädd, tätad upptill med betong, dit ångorna leds för att extraheras. Placering av värmeelementen inklusive ventilationsbrunnarna framgår av figur 10.



Figur 10: Placering av värmeelement inklusive extraktionsbrunnar i Renen 13. Data från Krüger och Veolia (2020).

### 5.1.3 Resultatet av saneringen

Schaktsaneringen bedömdes som framgångsrik och all förorenat material transporterades till behöriga mottagningsanläggningar (Relement Miljö Väst AB, 2019). Den jordmassa som kunde återanvändas i form av återfyllnad, samt schaktbotten och schaktväggar kunde bekräftas med halter under 1 mg/kg **TS** som är det plats-specifika kravet för halt av klorerade lösningsmedel.

Än finns det inga resultatrapporter från den termiska behandlingen då uppföljning fortfarande pågår. Den förväntade massreduktionen med termisk in situ-behandling uppskattades innan genomförd sanering ligga mellan 90-99,9% (Structor Miljö Göteborg AB, 2015). Vid de första mätningarna av grundvattnet (innan behandling) var halterna nedströms källområdet 70 mg/L och i den senaste utförda mätningen (efter behandling) 3 mg/L, det vill säga en reduktion på 95,7%. Den beräknade avlägsnade massan TCE uppgick till 2 907 kg (Krüger och Veolia, 2020).

## 5.2 Kvarteret Färgaren 3, Kristianstad

Vid Kvarteret Färgaren 3 i Kristianstad bedrevs en kemtvätt från ca år 1900 fram till 1980-talet (Kristianstads kommun, 2020). Kemtvätten låg på en fastighet på cirka 2 500 kvadratmeter, som även delades med ett färgeri. På grund av att verksamheten använde sig av klorerade lösningsmedel för att tvätta kläder har området blivit mycket förorenat och fastigheten har varit ett av Skånes mest förorenade områden. Området blev viktigt att sanera eftersom det hotade att förorena en stor grundvattenresurs ca 100 meter under marknivå.

I förstudien från år 2003 påbörjades en undersökning av föroreningsinnehåll i marken. År 2011 togs prover vid 70 punkter och dessa påvisade halter av PCE för de översta tre metrarna av marken (Hifab AB, 2011). Jordlagerföljden för de tre första metrarna bestod av tunnare fyllningsmaterial, främst från rivningsavfall, underlagrat med siltig lera.

Vidare delades området upp i tre källområden för att kartlägga föroreningarna. Saneringsområdet med indelade källområden visas i figur 11.



Figur 11: Åtgärdsområdet inom Kvarteret Färgaren 3 med uppdelade källområden. Bild från Slutrapport Kristianstad Kommun (2019). Använd med tillåtelse.

Källområde 1 på ungefär 800 kvadratmeter utgör området där kentvätten tidigare var belägen (Structor Miljö Göteborg AB, 2014). Källområde 1 visade absolut djupast spridning av föroeningarna, till cirka 15-20 meter under markytan och det är troligtvis härifrån mest föroeningar läckt ut. Områdets jordlagerföljd består av ett tunt översta lager fyllning, främst från rivningsavfall, underlagrat med lera, sand och flak av kalksandsten. Föroeningarna hittades ytligt i lera men även djupare, ca 10-20 meter ned, i form av stråk i sandlagret.

Källområde 2 är beläget mer centralt på fastigheten och är ca 500 kvadratmeter stort (Structor Miljö Göteborg AB, 2014). Föroeningarna uppskattades vara belägna från markytan till ett djup på 3 meter och fanns i fyllningsmaterial, torv och lera. Utsläppen kan ha berott på läckage från avloppsledning och brunnar som tidigare funnits i marken.

I det tredje källområdet uppmättes föroeningarna till största del på ett djup av 3 meter (Structor Miljö Göteborg AB, 2014). Källområde 3 täcker även en bit över till den södra sidan av Bryggerigatan, där en avloppsbrunn är belägen. Vid denna punkt påvisades en spridning av föroeningar i lera ned till 8 meter. Föroeningar hittades i fyllning, torv och lera. Den totala mängden klorerade lösningsmedel uppskattades till 1-2 ton inom de tre källområdena.

År 2014 installerades 36 provtagningsrör för att undersöka spridning av klorerade lösningsmedel i grundvattnet (Structor Miljö Göteborg AB, 2014). Resultaten visade att halterna av PCE minskade desto längre från fastigheten man kom. Vid ett avstånd på mer än 100 meter från fastigheten uppmättes nästintill bara dikloretan och vinylklorid, som är nedbrytningsprodukterna av PCE. Föroeningarna visade enligt provtagning främst spridning söderut med grundvattnet, men även viss spridning österut. Föroeningarna visade även främst ha spritts via grundvattnet från källområde 1.

En sammanfattning av saneringsprojektet på Färgaren 3 finns i tabell 4.

Tabell 4: Sammanfattning av saneringsprojektet på Färgaren 3, Kristianstad. Data från Kristianstads kommun (2019).

<b>Jordart/bergart</b>	Fyllning varierade mellan 0,5-3 m följt av siltig lera, sandig kalkmorän, sandkalkstensblock vid den västra delen av området och gyttja, torv, lera vid den östra delen. Inget berg påträffades på de 30 första metrarna. Dock är grundvattenresursen belägen i sandsten på cirka 100 meters djup.
<b>Saneringsdjup</b>	ca 20 m.
<b>Metod</b>	Schaktsanering och termisk konduktiv uppvärmning (ECH).
<b>Tekniska utmaningar</b>	Problematik kring höga vattennivåer i området, försvarade extraktion av ånga samt kan ha orsakat kylningseffekter i botten av behandlingsvolymen.
<b>Kostnad</b>	ca 58,4 mkr.
<b>Tidsspann</b>	ca 7 månader schaktsanering samt lite mer än ett år för den termiska behandlingen, då inkluderat projektering och installation, varav ca 6 månader aktiv sanering. Totalt ungefär 2 år.
<b>Resultat</b>	Minskning med mer än 99,9% av klorerade lösningsmedel inom saneringsområdet.

### 5.2.1 Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod

Inför val av åtgärd togs tre övergripande åtgärds mål fram (Structor Miljö Göteborg AB, 2014). De tre målen formulerades som:

1. "Klorerade alifater med ursprung i källföroreningar inom och invid fastigheten Färgaren 3 ska inte få förekomma i eller i anslutning till glaukonitsandakvifären i koncentrationer som kan försämra grundvattnets kvalitet."
2. "Förekomst av föroreningar inom och invid Färgaren 3 ska inte orsaka begränsningar för en framtida känslig markanvändning."
3. "Spridningen från objektet ska inte utsätta vattenlevande växter och djur i närbelägna våtmark och ytvatten för skadliga halter av klorerade alifater."

Vidare specificerades de tre målen med mätbara krav. Från 0 meter ner till 2,5 meter djup, sattes ett riktvärde på att halter klorerade lösningsmedel i jord får vara högst 0,5 mg/kg inom ett tidsspann på 2 år från då åtgärden påbörjats (Hifab AB, 2011). Vidare sattes ett riktvärde på 1 mg/kg för källområde 1, från 2,5 meter till 20 meter djup. Det sattes även ett krav för spridningsreduktion, halter klorerade lösningsmedel kg/år ska minska med 90% inom 5 år från då åtgärden avslutats inom källområde 1.

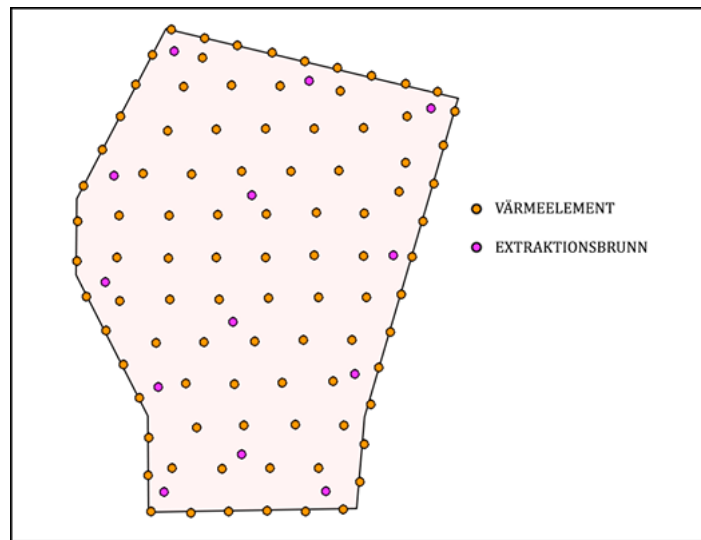
I riskvärderingen, som utfördes i huvudstudien, togs sju utvärderingskriterier fram som sedan användes för att värdera tänkbara åtgärds metoder (Hifab AB, 2011). Bland dessa fanns inte ett uttalat hållbarhetskriterium, men några av kriterierna tydde på ett hållbarhetsperspektiv. Exempelvis kriteriet "Risker under åtgärd", som behandlade respektive metods påverkan på omgivning och människor under själva åtgärden, vilket kan kopplas till social- samt miljömässig hållbarhet. Inför val av åtgärd studerades totalt nio olika saneringsmetoder. En semikvantitativ utvärdering genomfördes där varje metod värderades enligt de framtagna kriterierna. Total urschaktning av källområdet och termisk in situ-behandling var de två som bedömdes kunna uppnå åtgärds målen bäst. Andra typer av in situ-sanering, som biologisk

och kemisk, utreddes även, men bedömdes inte kunna nå målen då dessa metoder inte skulle uppnå en tillräckligt stor riskreduktion.

### 5.2.2 Teknisk beskrivning av saneringen

Saneringen påbörjades år 2016 med en schaktsanering av ungefär 10 000 m<sup>3</sup> förorenad jord, till ett djup på 2,5 meter. Schaktsaneringen genomfördes främst i källområde 2 och 3, endast ytligt i källområde 1. Under år 2016 avlägsnades även brunnar och gamla ledningar. Efter schaktsanering påbörjades den termiska in situ-behandlingen och pågick mellan år 2017 och 2018. Termisk sanering genomfördes i källområde ett, där föroreningarna spritts djupast, 20 meter ned (Kristianstads kommun, 2020).

Den termiska saneringen, specifikt den konduktiva uppvärmningen (ECH), utfördes av Veolia (Kristianstad kommun, 2019). För saneringen borrades totalt 92 brunnar på ett djup av 22 meter vardera. I brunnarna installerades stålrör med värmelement och runt stålrören fylldes brunnarna med grus. Värmeelementen värmdes upp med elektricitet från det kommunala elnätet. Föroreningarna, främst perkloreten, förångades och extraherades sedan via ventilationsbrunnar. Värmebrunnarnas och extraktionsbrunnarnas placering visas i figur 12. Utöver det borrades även fem pumpbrunnar för att reglera grundvattenytan. Även ett antal tryck- och temperaturbrunnar borrades och installerades med mätare för övervakning. Själva reningen av ångorna genomfördes i en behandlingsanläggning, där ångan först kylades och kondenserades. Efter passering via kolfilter släpptes renad luft ut i atmosfären och renat vatten släpptes ut i närheten av Helge å.



Figur 12: Extraktionsbrunnarnas och värmeelementens placering på Färgaren 3. Data från Kristianstad kommun (2019).

Den termiska in situ-behandlingen började under september 2017 och avslutades i januari 2018, efter 133 dagar. Behandlingen avslutades för att halten avdrivna klorerade lösningsmedel låg under 0,2 kg per dag. Vid denna tidpunkt hade nästintill hela behandlingsvolymen uppnått kokpunkt och temperaturen överstigit 100 grader i två månader (Structor Miljö Väst AB, 2018). En kompletterande drift av termisk sanering utfördes efter den första driften och varade 18 dagar. Även fyra nya värmebrunnar borrades, med ett djup på 7 meter vardera. Den kompletterande åtgärden behandlade kvarstående mängd av ytlig förorenad jord då ett prov visa-

de en halt på 22,1 mg/kg klorerade lösningsmedel. Avetablering av den termiska saneringen genomfördes år 2018 under mars och april.

I slutrapporten nämns ett fåtal avvikelser som uppkom under det tekniska utförandet. En av dessa avvikelser var problematik kring områdets höga vattennivåer (Kristianstad kommun, 2019). Vattennivåerna försvårade extraktion av ånga samt kan ha orsakat kylningseffekter i botten av behandlingsvolymen. Ett annat problem under det tekniska utförandet uppstod när extraktionen av föroreningar var som störst. Detta medförde att kolfiltret i reningsanläggningen inte hann rena alla ångor och ett utsläpp till luften inträffade.

### 5.2.3 Resultatet av saneringen

Efter schaktsanering och termisk sanering beräknades det finnas kvar mindre än 1% av den ursprungliga föroreningsmängden i marken. Totalt resulterade saneringarna i ungefär 1 995 kg avlägsnade klorerade lösningsmedel, vilket var i överkant av den mängd som uppskattades (Kristianstad kommun, 2019).

Schaktningen pågick mellan april och oktober 2016 (Kristianstad kommun, 2019). Totalt schaktades cirka 10 000 ton förorenade massor, vilket översteg den kalkylerade mängden på 8 500 ton. Under projektet utvidgades saneringsområdet för att källområdets yta visade sig vara större än beräknat. Provtagningar visade att schaktsaneringen uppnådde de mätbara åtgärds målen.

Den första driften av termisk behandling pågick i 133 dagar och uppskattades extrahera sammanlagt cirka 1 450 kg klorerade lösningsmedel (Kristianstad kommun, 2019). Driftens totala energiåtgång uppgick till 3 800 MWh och av totalt 15 genomförda provtagningspunkter visade nästan alla uppfyllda åtgärds mål. Ett prov visade en halt på 22,1 mg/kg klorerade lösningsmedel och därmed utfördes en extra drift under tre veckor. Efter avslutad behandling beräknades medelvärdet av halter klorerade lösningsmedel inom behandlingsområdet till ca 99,9% lägre än innan sanering. Den mängd klorerade lösningsmedel som lämnats kvar efter termisk behandling beräknades till några enstaka kilo.

Enligt Kristianstads kommuns slutrapport från år 2019 kunde inga slutsatser kring resultatet av spridningsreduktion dras. En ny rapport ska komplettera detta under 2021. Åtgärds målen förväntas vara nådda (Kristianstad kommun, 2019).

## 5.3 Järnsågen 3, Trollhättan

På fastigheten Järnsågen 3 i Trollhättans kommun låg mellan 1950- och 1970-talen en kemtvätt som gav upphov till föroreningar i form av DNAPLs i mark och berggrund (Bank och Falck, 2019). Tvättmedlet som användes innehöll PCE och det är oklart hur dessa kemikalier hanterades efter förbrukning. I slutrapporten från saneringen framgår att kemtvätten var i drift innan det fanns kommunalt avlopp på plats, vilket kan betyda att PCE:er släpptes ut i intilliggande diken till fastigheten. Fotografier från kemtvätten finns bevarade, se figur 13.



Figur 13: Fotografier från kemptvätten på Järnsågen 3. Notera det stora antalet fordon som användes för att hämta och lämna kundernas tvätt. Bild använd med tillåtelse. Fotograf okänd.

Efter att verksamheten lagts ned användes fastigheten som bostad och ligger idag i ett tätbebyggt villaområde i östra Trollhättan (Bank och Falck, 2019). I slutrapporten beskrivs marken bestå av ett tunt skikt asfalt följt av mulljord, och därefter 3-8 meter lera innan berggrunden. I de inledande utredningarna över områdets tillstånd konstaterades att det inom ett område på 1 500 m<sup>2</sup> fanns mycket höga halter klorerade lösningsmedel i både jord och grundvatten. Den totala massan av förorenad mark beräknades till ca 11 000 ton. Fastigheten utgjorde källområdet för föroreningarna och det kunde påvisas en snabb markspridning ovan lerlagret och en långsam spridning med grundvattenflödet. Vidare undersökningar av berggrunden påvisade även höga halter av klorerade lösningsmedel i bergets spricksystem. Förstudier och huvudstudier av föroreningssituationen på Järnsågen 3 utfördes mellan år 2007 och år 2012. I dessa studier utfördes hundratals provtagningar av jorden, grundvattnet och berg, där klorerade lösningsmedel återfanns. Även inomhusluften i omgivande fastigheter provtogs.

På grund av spridningen med grundvattenflödet skulle så småningom en stor yta bli förorenad om källområdet lämnades osanerat. Särskilt bekymmersamt i detta projekt var den kraftigt förorenade berggrunden. Vid tidpunkten för saneringen av Järnsågen 3 hade termisk in situ-behandling enbart använts två gånger tidigare för sanering av berggrund i Sverige (Pitura, 2018).

I normala fall är det verksamhetsutövaren som är ekonomiskt ansvarsskyldig vid ett marksaneringsprojekt. En utredning av advokatfirman Gärde Wesselaus kom fram till att kemptvätten gick i konkurs år 1975, och att det således inte fanns en verksamhetsutövare som kan hållas ansvarig (Bank och Falck, 2019). Den nuvarande ägaren köpte fastigheten år 1991 och Gärde Wesselaus utredning kom fram till att fastighetsförvärvaransvaret inte var tillämpligt. Saneringen genomfördes därför med statliga skattemedel och nuvarande fastighetsägaren erhöll ekonomisk ersättning för husets marknadsvärde samt kostnaden för en alternativ bostad under saneringsarbetet. Entreprenör för saneringsarbetet var Veolia Water Technology AB.

En sammanfattning av saneringsprojektet återfinns i tabell 5 nedan.

Tabell 5: Sammanfattning av saneringsprojektet på Järnsågen 3, Trollhättan. Data från Falck och Bank (2019) samt Sweco (2014).

<b>Jordart/bergart</b>	1 m fyllning samt 2-3 m torrskorpa (lera) följt av 1-5 m siltig lera. Maximalt några decimeter morän på berggrunden. Berggrunden består av kristallint urberg.
<b>Saneringsdjup</b>	ca 52 m.
<b>Metod</b>	Termisk konduktiv uppvärmning (ECH) och schakt-sanering.
<b>Tekniska utmaningar</b>	Ett stort saneringsprojekt djupt i berget, vilket inte utförts tidigare. Att åstadkomma jämn värmefördelning var utmanande. Dels på grund av grundvattenflöden i oupptäckta sprickor, men också på grund av att värmeelements borrhål avvek från projektplanen.
<b>Kostnad</b>	54,4 mkr.
<b>Tidsspann</b>	ca 12,5 månader; 6 månader installationsfas, 2 månader uppvärmning, 2 månader kokfas, 0,5 månader efterventilering, 2 månader avetablering.
<b>Resultat</b>	Minskning med 99% av PCE & TCE inom saneringsområdet.

### 5.3.1 Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod

Motiven bakom åtgärds valet har baserats på förorenings situationen, riskbedömningen och markanvändningen (Bank och Falck, 2019). De generella kriterierna för val av åtgärd formulerades som:

1. "Boende på fastigheten Järnsågen 3 och Järnsågen 4 skall inte exponeras för skadliga halter av klorerade lösningsmedel."
2. "Spridningen av klorerade lösningsmedel från fastigheten Järnsågen 3 skall inte orsaka negativa hälsoeffekter i omgivningen."

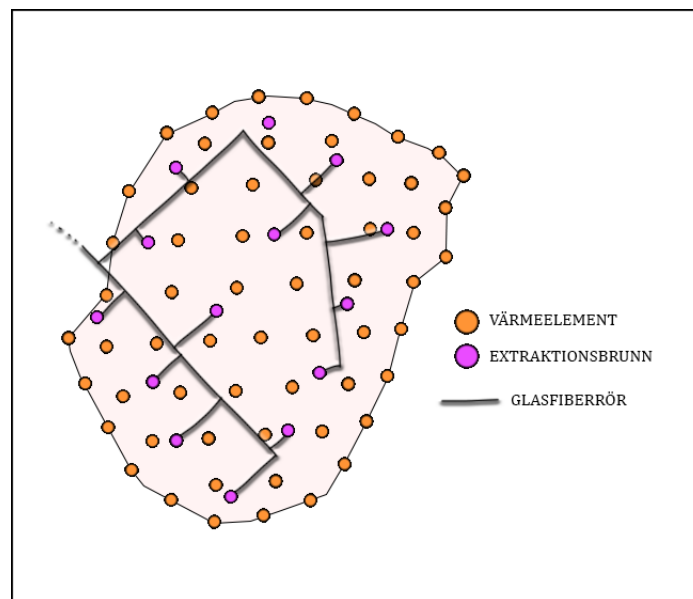
Mer specifika åtgärds mål formulerades med ambitionen att minska halterna av PCE och TCE inom saneringsområdet med 90% (Bank och Falck, 2019). Efter noggranna provtagningar konstaterades mycket högre halter av klorerade lösningsmedel än initialt förväntat. På grund av tidsaspekten och förväntad saneringseffektivitet föll metoder som enklare termisk behandling och grundvattenpumpning bort. En kombination av schakt-sanering av jordmassorna och termisk konduktiv uppvärmning av berget valdes därför. Detta bedömdes vara den enda metoden som hade möjlighet att sanera berggrunden inom rimlig tidshorisont med ett resultat i linje med åtgärds målet.

I riskvärderingen användes en kvalitativ och beskrivande jämförelse mellan olika alternativ, i motsats till något poängbaserat verktyg (Bank och Falck, 2019). Tre olika alternativ togs fram där jordmassorna antingen behandlades termiskt eller i mer eller mindre grad schaktades. De enda åtgärdsalternativen som bedömdes i riskvärderingen var enklare in situ-sanering kombinerat med grundvattenpumpning. Detta fick sedan revideras eftersom schaktning av jordmassorna och efterföljande in situ-behandling av berget bedömdes vara det enda alternativet som effektivt kunde uppnå åtgärds målen. Det främsta motivet för valet av saneringsmetod var alltså effektivitet i relation till åtgärds målen. Hållbarhet hos själva metoden innefattades alltså inte som motiv i riskvärderingsprocessen eftersom inga andra åtgärdsval bedömdes vara genomförbara.

### 5.3.2 Teknisk beskrivning av saneringen

Saneringen utfördes med hjälp av termisk konduktiv uppvärmning (TCH) av berggrunden samtidigt som jordmassorna ovan berg schaktsanerades. I Norconsults slutrapport framgår hur saneringen gick till praktiskt (Diechle och Lindblom, 2018). Ett sammanlagt antal på 60 värmeelement borrades och installerades, med 14 tillhörande extraktionsbrunnar. Fler än 60 värmeelement hade inte varit möjligt eftersom det inte gick att försörja fler än detta antal med elenergi. Trollhättan Energi kunde på sin höjd leverera 1 MW till saneringsarbetet vilket tillät 60 värmeelement och en sanering ned till 15 meter under bergets överyta (Björkman m. fl., 2014). Värmeelementen placerades ut i ett rutmönster över området för att ge en välfördelad uppvärmning av berggrunden. Utöver värmeelement och extraktionsbrunnar krävdes ett antal temperaturbrunnar för övervakning av uppvärmningen (Bank och Falck, 2019). Även en 8 meter djup brunn borrades för att pumpa bort en del av grundvattnet, som annars skulle ha en nedkylande effekt. Det pumpade grundvattnet renades sedan via en bufferttank och släpptes sedan ut till befintligt dagvattensystem (Diechle och Lindblom, 2018). Porgasen som extraherades kylades för att kondensera eventuell vattenånga varvid övriga gaser renades i två steg med aktivt kol, för att sedan släppas ut i atmosfären.

Efter projekteringen följde en omfattande installationsfas där samtliga borrhål i mark och berg borrades samt att saneringsutrustningen installerades. (Bank och Falck, 2019). I juni 2017 togs grundvattenprover för att ånyo kontrollera föroreningarnas geografiska avgränsning, varefter fyra brunnar flyttades för att maximera effektiviteten. I figur 14 framgår placeringen av extraktionsbrunnarna i relation till värmeelementen.



Figur 14: Extraktionsbrunnarnas och värmeelementens placering på Järnsågen 3. Data från Diechle och Lindblom (2018).

Själva uppvärmningen pågick i 117 dygn, med en maximal uppnådd temperatur på ca 140 °C. Massan av de avdriva kolvätena mättes kontinuerligt under projektet. Även en sanering med hjälp av schaktning genomfördes av det översta jordlagret (Diechle och Lindblom, 2018).

Under det tekniska utförandet av den termiska behandlingen skedde en incident när en av provtagningsbrunnarna tömdes (Diechle och Lindblom, 2018). Brunnen var kraftigt trycksatt och en 10 meter hög vattenpelare med kokande vatten utlöstes. Norconsult skriver i sin slutrapport att efter denna incident fick inga brunnar tömmas förrän vattentemperaturen var lägre än 100°C, för att undvika liknande tillbud framöver.

Ett fotografi från saneringen av området visas i figur 15.

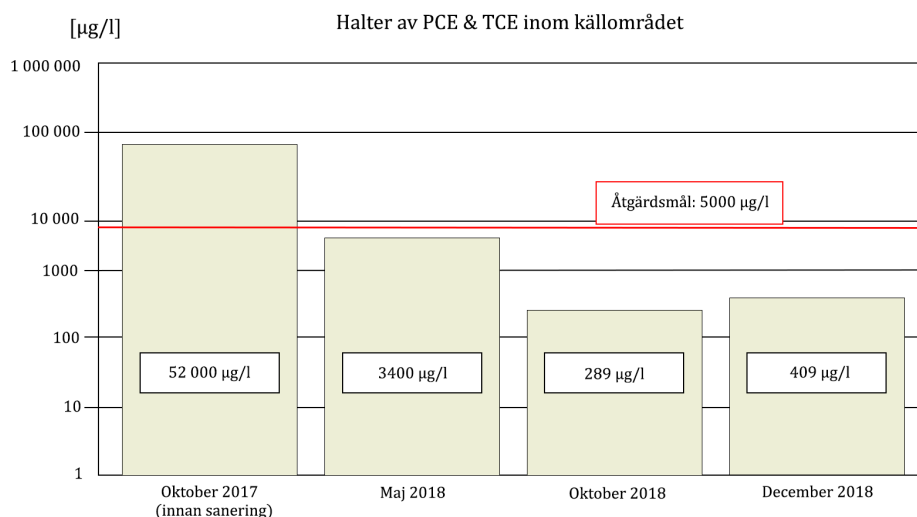


Figur 15: Fotografi från saneringen av Järnsågen 3. Fotograf: Hans Diechle, Norconsult AB. Använd med tillåtelse.

### 5.3.3 Resultatet av saneringen

Norconsult AB sammanställde en slutrapport av schaktsaneringen, i vilken det framgår att i stort sett all jordmassa gick att schakta (Norconsult AB, 2016). Ett fåtal områden gick inte att schakta på grund av stabilitetsskäl, eller på grund av att infrastrukturen för saneringen låg där (exempelvis spontar och vattenreningsanläggning). Norconsult ABs rapport från år 2016 uppskattar att cirka 50 m<sup>3</sup> jordmassor fortfarande innehöll föroreningshalter högre än vad åtgärds målet tillät. I en senare slutrapport från 2018 framgår emellertid att halterna i de områdena som inte gått att schaktsanera i stort sett var under åtgärds målet (Bank och Falck, 2019).

Efter den termiska saneringen av källområdet i berget gjordes provtagningar vid tre tillfällen inom saneringsområdet (Bank och Falck, 2019). Samtliga provtagningar visade halter av PCE och TCE långt under åtgärds målet. Inom saneringsområdet bedöms halterna sjunkit med mer än 99%. I tre brunnar nedströms så uppfylldes åtgärds målet i två av dessa. Här bedömdes halterna av PCE och TCE sjunkit med mer än 95%. I den tredje brunnen var dock halterna av vinylklorid över åtgärds målet, men det kunde observeras en minskning av dessa halter mellan mätningarna. Uppströms påvisades inga halter av klorerade lösningsmedel. I figur 16 framgår medeltalen för halterna av PCE och TCE. Proven togs löpande inom saneringsområdet innan och under projektstart. Efter saneringen hade ca 1 250 kg klorerade lösningsmedel extraherats, och mindre än ett kilo bedöms finnas kvar.



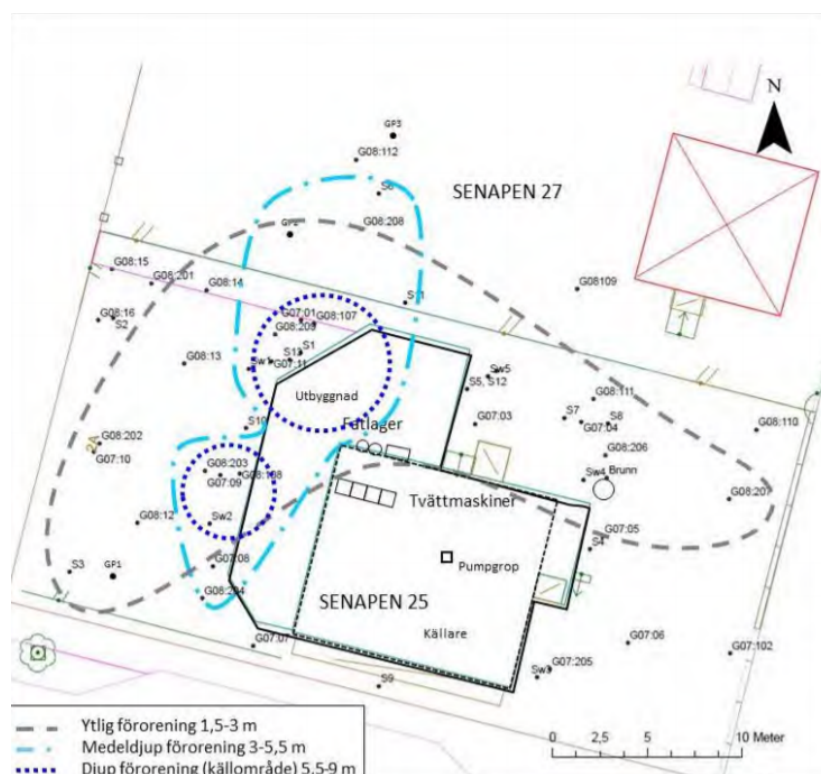
Figur 16: Löpande resultat från provtagningar för halter av PCE och TCE. Provtagningsresultaten i diagrammet är medelvärden av ett större antal provtagningar. Notera att diagrammet har logaritmisk skala. Data från Bank och Falck (2019).

Projektledningsteamet för saneringen drar slutsatsen att den termiska behandlingen varit mycket framgångsrik (Norconsult AB, 2016). De understryker att projektet i världen är bland de första av sitt slag, och att resultatet därför är viktigt för framtida liknande saneringar.

Sammantaget anses saneringen ha varit mycket framgångsrik, vilket har stor betydelse eftersom projektet var ett av de få som då hade genomförts i kristallint urberg. Även de halter i omgivningen som överskridit åtgärds målet antas tids nog minska till acceptabla nivåer.

## 5.4 Senapen 25, Visby

På fastigheten Senapen 25 i Visby bedrevs mellan åren 1964 och 1980 kemptvätten Reno Kemomat. Verksamheten har gett upphov till att marken runt fastigheten har blivit förorenad. Rengöringsmedlet som användes av verksamheten var perkloretylen (PCE) och kemptvätten hade under de aktiva åren en årsförbrukning på cirka 2 ton PCE (Rahm, 2017). Idag används bottenplanet på Senapen 25 som kiosk medan övervåningen används som lägenheter. Tomten Senapen 25 är 770 m<sup>2</sup> och byggnaden där kemptvätten bedrevs är 230 m<sup>2</sup>. Fastigheten är belägen cirka 500 meter från Visby ringmur. Under kemptvättens drift användes fyra tvättmaskiner där PCE brukades som tvättkemikalie (Carling och Myrhede, 2009). PCE:n förvarades i tunnor på baksidan av fastigheten, där idag en utbyggnad har skett. Under driften av kemptvätten handpumpades PCE ur tunnorna för att sedan hållas ned i maskinerna. Enligt huvudstudien för saneringen fanns inga uppgifter om hur vattnet hanterades från maskinerna. Marken runt fastigheten består av lermoräner mellan 8-10 m följt av kalkberg, och det förekommer även tunna sandlinser utspridda i jordprofilen.



Figur 17: Åtgärdsområdet inom Senapen 25 samt Senapen 27. Bild från Huvudstudie region Gotland (2017). Använd med tillåtelse.

Föroreningen av marken bedöms skett utanför huvudbyggnaden, men i anslutning till tvättmaskiner och lagringsplatsen för PCE (Rahm, 2017). Föroreningen har spridits ned genom leran och in i sandlinserna där föroreningen sedan har brett ut sig horisontellt, vilket har lett till att delar av fastigheten Senapen 27 blivit förorenad. I figur 17 visas föroreningarnas placering på fastigheterna Senapen 25 samt Senapen 27. Spridningsvägen via sandlinserna tros vara anledningen till att föroreningens spridning fördröjts och inte nått det underliggande kalkberget. Den maximala halten PCE i marken uppgick vid provtagning i jord till 2 300 mg/kg TS och i grundvattnet till 73 000 µg/l. Det totala åtgärdsområdet uppgick till 5 805 m<sup>3</sup>.

En sammanfattning av saneringsprojektet på Senapen 25 och 27 finns i tabell 6.

Tabell 6: Sammanfattning av saneringsprojektet på Senapen 25 och 27, Visby. Data från Nils Rahm (2017).

<b>Jordart/bergart</b>	8-10 m lermorän med inslag av tunnare sandlinser, kalkberg därefter.
<b>Saneringsdjup</b>	9 m.
<b>Metod</b>	ERH (Electrical Resistance Heating).
<b>Tekniska utmaningar</b>	Att sanera under den befintliga byggnaden utan att varken schakta eller riva byggnaden. Pilotprojekt för ERH i Sverige.
<b>Kostnad</b>	22,8 mkr varav cirka 13 mkr för saneringsfasen.
<b>Tidsspann</b>	Saneringen pågick i 9,5 månader
<b>Resultat</b>	Reducering av föroreningar mellan 90-99%.

#### 5.4.1 Åtgärds mål och hållbarhetsmotiv i valet av saneringsmetod

En riskbedömning togs fram för föroreningsituationen, och efter mätningar i inomhusluften bedömdes det att den största hälsorisken var inandning av förorenad ånga för boende på fastigheten Senapen 25 (Rahm och Nyhlén, 2011). Miljörisken samt intagsrisken för förorenat grundvatten ansågs vara minimala. Sanering av föroreningen motiverades av exponeringsrisken för boende på Senapen 25, spridning via grundvattnet samt risken för inträngning i närliggande bostäder. Inför val av saneringsåtgärd togs tre övergripande mål fram (Rahm och Nyhlén, 2011)

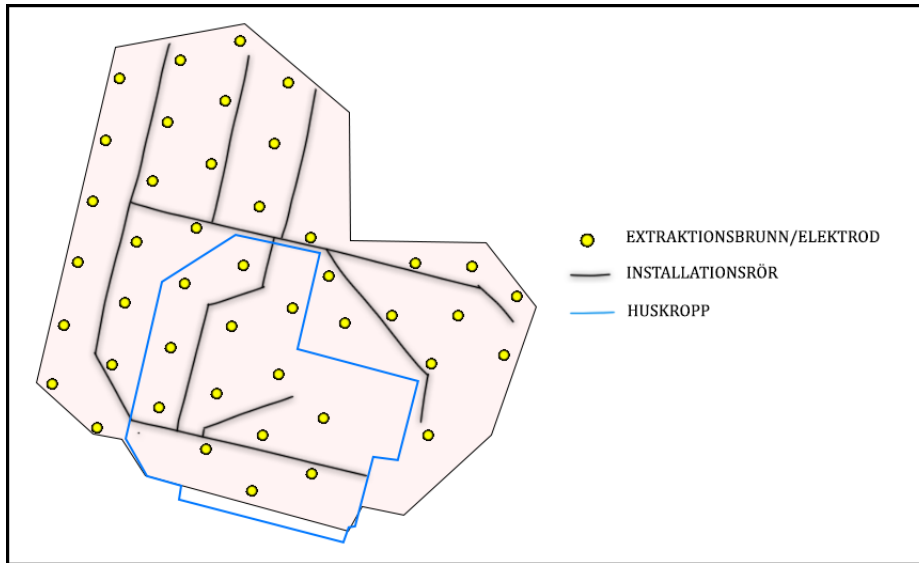
1. "Bibehållen känslig markanvändning (KM) på och i omgivningen, vilket betyder dygnet runt exponering."
2. "Människors hälsa ska inte påverkas negativt."
3. "Långsiktigt skydd av grundvattnet. Grundvattnet i berg ska kunna användas nedströms fastigheten."

I huvudstudien togs sju möjliga saneringsåtgärder upp där två av dessa bedömdes vara saneringsmetoder som kunde uppfylla åtgärds målen (Rahm och Nyhlén, 2011). Dessa metoder var schaktsanering och termisk behandling. Både TCH och ERH hade kapaciteten att sanera marken in situ. Vid schaktsanering kunde marken endast grävas upp till ett djup på 5,5 m utan att behöva riva delar byggnaden på fastigheten Senapen 25.

I riskvärderingen framgår det att tre typer av saneringar vägdes mot varandra samt alternativet att inte utföra någon åtgärd på platsen (Rahm, 2012). Under riskvärderingen föreslogs ett antal parametrar som rankades mellan 1-5 utifrån dess betydelse, där 5 var mest betydande. Kostnad, måluppfyllelse och riskreducering var de parametrarna som prioriterades främst, medan hälsorisker och miljörisker under och efter åtgärd hade en något lägre prioritering. Utifrån de fyra åtgärdsalternativen så undersöktes samtliga utifrån de olika parametrarna för att lättare väga alternativen mot varandra. Ur ett hållbarhetsperspektiv så bedömdes ERH vara den mest skonsamma åtgärdsmetoden. I jämförelse med termisk konduktiv uppvärmning så förekommer lägre temperaturer i marken vid användning av ERH. Hälso- och miljöriskerna efter saneringen bedömdes vara låga för ERH då den uppvärmda leran främjar den biologiska tillväxten i marken.

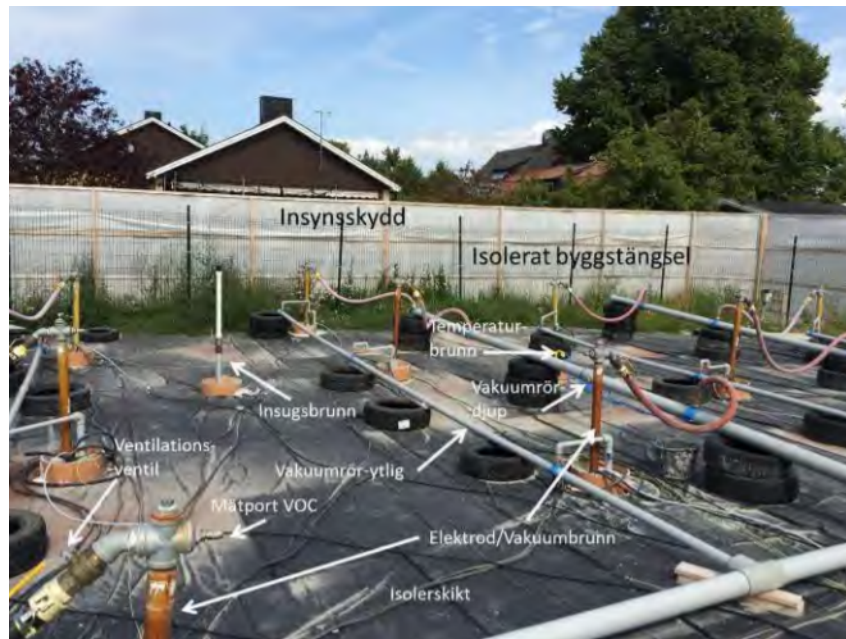
#### 5.4.2 Teknisk beskrivning av saneringen

Metoden som användes för saneringen av fastigheten Senapen 25 och Senapen 27 var ERH (Electrical Resisting Heating). ERH använder sig av elektroder som alstrar ström mellan varandra och på så sätt värmer upp jorden. I början på 2015 påbörjades installation av utrustning till saneringen. Ett antal av 48 elektrodbrunnar installerades med två elektroder i varje brunn. I brunnarna installerades även ett övre och undre vakuumrör samt en jordelektrod (Rahm, 2017). Ett vattenrör fördes även in i varje brunn för att öka fukthalten i marken, vilket ökar uppvärmningskapaciteten hos ERH. Brunnarnas placering framgår i figur 18. För mätning av marktemperatur under saneringen installerades sex temperaturbrunnar.



Figur 18: Extraktionsbrunnarnas och elektrodernas placering på Senapen 25. Data från Huvudstudie region Gotland (2017).

Elektrodena bestod av två meter långa vinkeljärn som placerades i brunnarna på intervallet 3-5 meter och 7-9 meter under marken (Rahm, 2017). Brunnarna fylldes sedan med ett material som var elektriskt ledande samt grus av olika fraktioner. På toppen av borrhålen lades ett lager betong. Bjälklaget på fastigheten förstärktes för att klara av lasten av bormaskinen. För att få ett vakuumsug i marken installerades containrar med fläktar ovan mark och även luftkylare för markluft, vakuumsug, styrmekanismer för systemets olika delar, vattenseparatorer och kolfilter. Elen som användes till behandlingen var förnybar och levererades från elkraftnätet. Ett fotografi från saneringen av området visas i figur 19.



Figur 19: Fotografi från fastigheten Senapen 25 under pågående sanering. Bild använd med tillåtelse. Fotograf okänd.

Marksaneringen påbörjades i mars år 2015 och pågick i 290 dagar (Rahm, 2017). Marken värmdes upp med 0,5 grad/dygn vid markytan med 1 grad/dygn djupare i marken. PCE löst i vatten har en kokpunkt på 88°C, vilket var minimitemperaturen som behövde uppnås för att förånga föroreningen. Under driften kontrollerades temperaturen i marken kontinuerligt, genom installationen av de 6 temperaturmätare som var placerade mellan 1,5-7-5 m under marken.

#### 5.4.3 Resultatet av saneringen

Den högsta halten som mättes i ett jordprov innan saneringen var 2 300 mg/kg TS och efter saneringen var den högsta uppmätta halten 44 mg/kg TS (Rahm, 2017). Den uppskattade medelhalten i området låg mellan 1-1,6 mg/kg TS, vilket gav en haltreducering på mellan 98-99,9% efter saneringen. Denna haltreducering bedömdes som ett bra resultat. Vakuumpumparna hade efter sanering sugit upp totalt 119 kg PCE och det bedömdes kvarstå cirka 13 kg PCE i den sanerade marken, vilket gav en total reduktion av PCE på cirka 90%. I inomhusluften sänktes halten av PCE med mer än 90% i samtliga rum där provtagning skedde. I källaren där den största halten PCE påträffats innan saneringen skedde en reduktion på 98-99,9%. Energin som användes vid saneringen uppgick till 833 MWh för uppvärmningen av marken samt 200 MWh för driften av övrig utrustning.

## 6 Resultat av intervjuer med branschföreträdare

Intervjuer genomfördes med fyra branschföreträdare som alla varit involverade i projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs. Intervjuerna syftar till att identifiera tekniska begränsningar och möjligheter med tekniken som inte framkommit i projektstudier. Ett annat syfte var att tydligare urskilja riskvärderingsprocessen och vilka faktorer som spelar störst roll vid val av metod. Intervjufrågor och sammanfattade svar för respektive fråga finns i Bilaga A och B. De personer som intervjuats är

- Anders Bank, Relement AB
- Fredric Engelke, Relement AB
- Henrik Ekman, Geoserve AB
- Johan Wigh, Länsstyrelsen Skåne län

Anders Bank är VD för Relement Miljö Väst som utreder och projekterar sanering av förorenade områden. Han är från början civilingenjör inom kemiteknik och har 37 års yrkeserfarenhet inom branschen, bland annat som miljökonsult. Han har jobbat länge som konsult med förorenade områden och de senaste 20 åren specifikt med DNAPLs. De projekten med termisk in situ-behandling av DNAPLs som Anders har varit involverad i är Kvarteret Renen 13 i Varberg, Färgaren 3 i Kristianstad och Järnsågen 3 i Trollhättan. I Färgaren och Järnsågen var han teknisk projektledare.

Fredric Engelke är utbildad geolog och har jobbat med förorenad mark sedan år 1999. Han har både arbetat statligt och som konsult i privat sektor. Hans största fokus har varit undersökningar, riskbedömningar och genomförande av åtgärder. I dagsläget arbetar Fredric på Relement Miljö Väst. I projekt med termisk sanering har han framför allt varit ansvarig för saneringen av kvarteret Renen, Varberg, men Relement har även varit delaktiga i Järnsågen 3, Trollhättan och Färgaren 3, Kristianstad.

Henrik Ekman har sedan examen i Väg- och vattenbyggnad år 1997 arbetat som entreprenör inom marksanering. Han har tidigare varit verksam i andra företag, men då som inriktad på marksanering, schaktsanering, vattenrening och olika in situ-saneringsmetoder. Idag är Henrik VD för företaget Geoserve som bland annat har ansvar för den termiska saneringen av BT Kemi i Teckomatorp. Utöver BT Kemi är Henrik också delaktig i flera andra termiska projekt som avser behandla PAH:er, petroleum och pesticider. I saneringsprojekt har Henrik särskilt ansvar under upphandling- och projekteringsfasen, för att sedan lämna över det operativa ansvaret till produktionsledare. Han är emellertid delaktig på samtliga möten under produktionen och är en slags övergripande projektledare.

Johan Wigh är enhetschef för enheten Förorenade områden och avfallstransporter på Länsstyrelsen Skåne. Han har arbetat med förorenade områden sedan 2001 och påbörjade sin karriär med inventering i Skåne, via Länsstyrelsen. Sedan dess har han fortsatt med statliga projekt, mycket kring föroreningar från gamla kemtvättar. Johan har tidigare även jobbat för SGU. I projekt med termiska in situ-behandlingar av DNAPLs har han varit involverad i Färgaren 3 i Kristianstad.

I tabell 7 nedan framgår en sammanfattning av det huvudsakliga resultatet från intervjuerna.

Tabell 7: Sammanfattning av resultatet från intervjuerna, vad gäller tekniska möjligheter och begränsningar samt motiv i riskvärderingsprocessen.

Intervju	Möjligheter	Begränsningar	Motiv i riskvärderingen
1	Sanering av källområden  Sanering inom rimlig tidshorisont	Hög energiförbrukning  Omfattande infrastruktur  Svårt att få jämn temperatur  Grundvatteninströmning	Främst riskreduktion och tid
2	Behandling i berg  Sanering inom rimlig tidshorisont  Sanering av källområden  Möjlighet att sanera djupt	Hög energiförbrukning  Omfattande infrastruktur  Oftast effektivt för DNAPLs med kokpunkter omkring 100 grader, högre än så är svårt  Omfattande kartläggning av geologi och föroreningspridning	Främst riskreduktion och tid
3	Förutsägbart m.a.p tid, effekt och kostnad  Mindre buller än schaktning  Möjlighet att sanera djupt	Hög energiförbrukning  Omfattande kartläggning av geologi och föroreningspridning  Grundvatteninströmning	Tid och kostnad  Möjlighet att sanera utan att schakta/riva
4	Behandling i berg  Möjlighet att sanera djupt	Omfattande infrastruktur  Omfattande kartläggning av geologi och föroreningspridning  Hög energiförbrukning	Främst riskreduktion, kostnad och tid

I intervjuerna nedan sammanfattas de begränsningar och fördelar med tekniken som kom upp, samt vilka faktorer som spelade roll i riskvärderingsprocessen.

## 6.1 Resultat från intervju 1

### 6.1.1 Tekniska möjligheter och begränsningar

I intervjun framkom att termisk sanering av DNAPLs är aktuellt vid kraftigt förorenade områden, vilket ofta är källområden. Vid sanering av källområden, finns det inte särskilt många alternativ annat än termisk behandling. Det enda egentliga undantaget är schaktning som är aktuellt under särskilda premisser. Utöver möjligheten att sanera källområden erbjuder termisk behandling en rimlig tidshorisont för arbetet. Vill man att saneringen bör ta 3-5 år så är termisk behandling det mest effektiva. Om man har ett källområde som man vill sanera inom rimlig tid så är det alltså termisk behandling eller schaktning som gäller.

En begränsning som framkom i intervjun är den ofta omfattande infrastrukturen

som krävs för metodens elanvändning. Det finns termiska metoder som inte förlitar sig på el, utan exempelvis gas, men att dessa också kräver omfattande infrastruktur.

En annan begränsning som framkom är svårigheten med att uppnå höga temperaturer, vilket krävs i sanering av exempelvis tjära och kreosot. Grundvatteninströmningens kylande effekt kan orsaka att man inte uppnår den höga temperatur som krävs för att förånga dessa föroreningar. För termiska projekt som kräver höga temperaturer måste man alltså skära av grundvattnet genom spontning, använda omfattande grundvattenpumpning eller en kombination av dessa. För att värma upp till exempelvis 300 grader så kostar det så mycket energi att man ibland inte kan tillåta någon grundvatteninströmning över huvud taget. Har man klorerade lösningsmedel kan man ändå tillåta en viss grundvatteninströmning och erhålla tillräcklig temperatur. Vidare framkommer att en annan begränsning med termisk behandling är utmaningen i att man måste uppnå temperatur överallt, och att randområdena både på djupet och ytan riskerar att inte uppnå erforderlig temperatur.

En annan begränsning är att metoden är relativt dyr, men att det jämfört med schaktning ofta inte skiljer sig så mycket. Det brukar därför inte vara ekonomi som styr valet mellan termisk behandling och schaktning. Undantaget är om det är grunda områden som skall saneras, då brukar schaktning vara mer kostnadseffektivt. Schaktning blir dock snabbt dyrt desto djupare föroreningarna befinner sig. I sanering av berg är det termisk sanering som gäller då det inte går att schakta dessa.

Under genomförandet av projektet Kvarteret Renen uppkom ett oförutsett problem, vilket var att borrhålens riktning avvek från projektplanen. I projektet har man räknat på det optimala avståndet mellan värmeelementen, vilket kräver helt vertikala borrhål. Det konstaterades efter borrhningen att borrhålen i berget hade avvikit, så avståndet mellan värmeelementen inte var detsamma på ytan som på djupet. Borrhålen avvek i samma riktning och slutsatsen drogs då att det antagligen berodde på sprickplanets lutning, samt skiftning av bergarter. Problemet med att borrhålen avviker är att man riskerar att få så kallade "cold-spots" där man alltså inte kommer upp i temperatur, vilket var fallet i Renen. Detta kan delvis bero på borrhålens avvikelser, men framför allt på grund av mindre sprickor med vattenflöde i berget som inte identifierats i de inledande undersökningarna. Dessa sprickor har helt enkelt varit för små för att upptäckas då man inte har tillräcklig upplösning för att se bergets egenskaper på en decimeterskala. Trots en del cold spots ska saneringen ändå varit mycket lyckad. Termisk sanering ger en mycket direkt mätbarhet vilket ger förtroende för att saneringen lyckats. Andra metoder erbjuder enbart indikativa mätningar, där man mäter halter nedströms och försöker bakåt räkna hur lyckad saneringen har varit.

### 6.1.2 Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen

I intervjun framkom att kriterierna i olika riskvärderingsprocesser oftast är liknande. Det som ligger i grunden för varje riskbedömning är att föroreningen, eller källområdet måste åtgärdas. Riskvärderingsprocessen handlar mycket om vilka saneringseffekter man vill uppnå och till vilken kostnad. Efter det så värderar man olika metoder kontra varandra, men många faller bort eftersom metoden inte anses uppnå önskade saneringseffekter inom en rimlig tidshorisont. Sedan följer omgivningspåverkan, miljöaspekter, naturresurser och energiförbrukning.

Det framkom även att hållbarhet kommer in i ett senare skede i riskvärderingsprocessen, att det först studeras hur föroreningen kan åtgärdas effektivt. Om en metod inte gör det så kan man inte heller kalla den hållbar. Det är först i led tre eller fyra som man tar hänsyn till hållbarhet och miljö. Hållbarhet är ett vitt begrepp så

det är svårt att ge ett exakt svar. Har man flera metoder som ändå uppnår effektiv sanering blir det givetvis viktigt med metodens hållbarhet.

Vid valet av konduktiv termisk uppvärmning i projekt kvarteret Renen var hållbarhet inte en avgörande faktor. Eftersom projektet var ett källområde i berg var termisk sanering det enda möjliga alternativet. Hållbarhetsaspekten kom senare in i processen genom krav från beställaren, Varbergs kommun, att elenergin i projektet skulle vara förnybar.

## 6.2 Resultat från intervju 2

### 6.2.1 Tekniska möjligheter och begränsningar

I intervjun framkom att termisk in situ-behandling vid jämförelse med andra tekniker egentligen är det enda alternativet, som inom rimlig tid är genomförbar, i berg. I jord kan grunda schakter på 3-6 m vara lika bra som termisk behandling men i djupa källområden med väldigt höga koncentrationer, där DNAPLs ligger i fri fas, finns egentligen ingen annan konkurrerande saneringsmetod.

Det framkom att projekt Renen, Färgaren och Järnsågen har gått överraskande bra. En stor fördel är att man har kunnat mäta exakt hur stor mängd av föroreningen som man faktiskt avlägsnar, genom förångning och sedan mätning, vilket få andra metoder kan. Det går också mäta hur mycket som finns kvar i jorden efter saneringen. Metoden har visats vara mer effektiv än vad man trott på förhand, och i både projekt Färgaren och Järnsågen har halterna reducerats med över 99% både i grundvatten och jord nära källan.

Den mest avgörande begränsningen med termisk in situ-behandling som kom upp var att endast ämnen som har rimliga kokpunkter under 100 grader och som avgår i gasfas normalt är behandlingsbara. Tyngre DNAPLs med kokpunkter på flera 100 grader är svåra att behandla termiskt. Det är inte omöjligt men det går åt väldigt mycket energi och anläggningen blir mer komplicerad.

Några oförutsedda problem har uppkommit i några projekt. Ur ett merkostnadsperspektiv kan de problem som uppstod dock anses vara väldigt små. I projekt Färgaren i Kristianstad fanns oljeförorening som schaktades bort. Vid påbörjad termisk uppvärmning visade det sig dock att viss olja fanns kvar i jorden, vilket blev ett problem då gasreningsanläggningen inte var projekterad att ta emot den typen av förorening. Trots att det inte var några stora mängder ställde det till problem för filtren i anläggningen vilket ledde till ett visst utsläpp i luft.

Det framgick också att det är viktigt att ha rätt kapacitet i anläggningen så att filtren kan ta emot lerpartiklar, som också avgår ibland utöver själva föroreningen, när lera kokas. Ofta kommer stora mängder förorening på kort tid i början av behandlingen. Det kan komma flera 100 kg föroreningar på bara några dagar vilket ställer krav på filterkapaciteten, för att filtren inte ska få genomslag och ge utsläpp till luft. En sådan händelse ägde rum i Kristianstad.

Vid genomförande av projekt Järnsågen i Trollhättan förväntades berget koka torrt men det visade sig att det stod kvar vatten i vissa borrhål. Efter avslutad sanering uppstod en incident när behandlingsvolymen skulle provtas. När vattnet skulle omsättas, vilket tillhör det normala, uppstod en trycksänkning i ett av borrhålen som resulterade i att kokhett vatten sprutade upp till ytan. Trots att ingen olycka skedde ledde denna händelse till att nya rutiner togs fram kring provtagning av upphettat vatten. Det tar flera år innan temperaturer i berget är tillbaka till de ursprungliga, och efterkontroller av temperaturer pågår därför i lång tid efter avslutad sanering, vilket kan ses som en begränsning. Det går dock fortare att både

kyla av och värma upp berg än jord, vilket beror på att det är mycket mer vatten i jord. Berg är egentligen enklare att sanera termiskt och mer kostnadseffektivt.

Det framgick att tekniken även har vissa förbättringsmöjligheter som kan möjliggöra en bredare tillämpning. En möjlig utveckling ur ett tekniskt perspektiv är en version som skulle kunna vara mer nerskalad och ha färre höga fasta kostnader. Då kan metoden bli mer kostnadseffektiv även i projekt med mindre förorenade områden, gentemot andra alternativ.

### **6.2.2 Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen**

I intervjun framkom att riskvärderingsprocessen ser olika ut i olika projekt. Utgångspunkten är dock alltid att klorerade lösningsmedel inte kan finnas kvar på platsen i tätbebyggda områden. Genomgående för alla projekt är att termiska in situ-metoder är motiverade om det finns kraftig förorening i fri fas, och därmed höga risker. Vid mindre skador med lägre risker är termisk behandling oftast inte motiverad på grund av den stora energiåtgången.

I projekt Färgaren kartlades föroreningens omfattning och sedan utreddes möjliga åtgärdsalternativ. Alternativet att schakta på 20 meters djup försvann ganska snabbt. Det resonerades kring biologisk behandling men man visste att det skulle ta flera tiotals år och att kommunen inte skulle vara intresserad av saneringar som håller på så länge. I projektet var det primärt grundvattnet som resurs som behövde skyddas, samt att kommunen ville utveckla bostadsområde på platsen. Men det viktigaste där var effekten och riskreduktionen för grundvattenskyddet. I Trollhättan var det en annan riskbild, och ingen grundvattenresurs hotades. Istället var bostadsområdet, och de boende där som skulle skyddas från exponering, högsta prioritet.

De klart viktigaste faktorerna vid val av saneringsmetod är tiden och reningsgraden. Alltså att tekniken på ganska kort tid kan ta bort föroreningen. Det passar in i dagens samhälle, för en kommun, och för Naturvårdsverkets bidragssystem. Något som är viktigt är att man vet att man når målen och att tekniken måste vara förutsägbar, vilket termisk in situ-behandling är.

Det framkom att hållbarhet inte tas upp så mycket i just riskvärderingsprocessen. I upphandlingar finns ibland krav från kommunen (beställaren) att det ska vara fossilfri el som används. Det kom upp exempel som visade att det är svårt att jämföra olika saneringsmetoder med varandra ur ett hållbarhetsperspektiv. Just hållbarhet är dock inte den viktigaste frågan i projekt som är förknippade med stora risker. Vid sanering av lågförorenad jord kan hållbarhetsaspekten dock anses viktigare, än vid fall med exempelvis DNAPLs när människors hälsa eller betydande grundvattenresurser hotas.

## **6.3 Resultat från intervju 3**

### **6.3.1 Tekniska möjligheter och begränsningar**

Den viktigaste fördelen med termisk in situ-sanering som framkom var att det är väldigt effektivt och kan leverera förutsägbara resultat. Exempelvis är det möjligt att med stor säkerhet avgöra hur lång tid saneringen kommer ta, hur mycket det kommer kosta och vad den förväntade effekten blir. Det är visserligen en dyrare sanering per kubikmeter än schaktsanering, men till skillnad från schakt så kan man sanera på stora djup. Även omgivningsstörningar i form av buller och vibrationer minskas med en termisk sanering, jämfört med schaktsanering.

De tekniska begränsningarna med termisk in situ-sanering som framkom var att det

kräver en omfattande och detaljerad beskrivning av föroreningstypen och dess geometriska avgränsningar. Om man i utredningsfasen missar en stor del föroreningar kan dessa sugas in i saneringsområdet av tryckskillnaden som vakuumfläktarna ger upphov till. Detta kan leda till en betydande förlängning av saneringstiden. En annan begränsning är att grundvattenförhållandena måste vara noga undersökta. Om grundvattenströmningarna inte förhindras kan det leda till kylning av området och således minskad saneringseffekt. En tredje begränsning som framkom är den stora elenergin som går åt vid elektrisk konduktiv uppvärmning. Ibland kan inte elverket leverera erforderlig effekt, vilket kräver att man delar upp saneringsområdet i etapper. Detta kan i sin tur leda till förlängda projektider.

Som eventuell förbättring av befintlig teknik framkom mer småskalig termisk behandling. Exempelvis standardiserade mindre anläggningar för små jordvolymmer. En annan förbättringspotential som identifierades var ökad möjlighet till sanering av schaktade jordmassor på plats, för att sedan återföra samma jord till marken. Detta innefattar emellertid juridiska hinder eftersom sanerad jord räknas som avfall i rådande lagstiftning.

### **6.3.2 Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen**

Det viktigaste riskvärderingskriteriet som framkom av intervju 3 var tidskraven som ofta är kopplade till ett saneringsprojekt, samt hur effektiv riskreduceringen förväntas bli. Det framkom även att de viktigaste faktorerna bakom valet av saneringsmetod är den termiska saneringens pålitlighet vad gäller tidsplan och budget. Metoden är även effektiv vid sanering av verksamheter som fortfarande är i drift då utgrävning och rivning kan undvikas. Hållbarhetsperspektivet i valet av saneringsmetod kan komma in som krav från myndighetshåll. Entreprenörer och problemägare prioriterar ofta tid och ekonomi högre.

## **6.4 Resultat från intervju 4**

### **6.4.1 Tekniska möjligheter och begränsningar**

I intervjun framkom att metoden är ganska robust när man väl vet vad man vill åtgärda. En fördel är att man når väldigt långt, det vill säga att metoden uppnår hög reduktion av källtermen, vilket kan vara svårt för andra metoder. En annan fördel är att metoden fungerar i de flesta jordtyperna, även i berg.

Ytterligare en fördel som framkom är att termisk behandling kan sanera väldigt djupt. Det finns andra metoder som kan sanera djupt, men dessa har sina begränsningar. Exempelvis så är det möjligt att sanera djupt med schaktning, men en sådan sanering kan bli besvärlig och farlig. Termisk sanering är inte så begränsad, bara behandlingen uppnår rätt temperatur så kan man vara lugn i att den fungerar.

En teknisk begränsning som kom upp under intervjun är tillgången till el och även den omfattande infrastrukturen som krävs kring anläggningen. Exempelvis om metoden utförs med gas så måste tillgång till gas finnas och elledningar krävs om metoden utförs på el.

Det framgick även att det är viktigt att kartlägga exakt var föroreningarna befinner sig i marken innan behandling, då det är svårt att justera anläggningen efter att behandlingen är påbörjad.

I intervjun framkom en incident som uppkom under pågående behandling i projekt Färgaren. I början av behandlingen kom ingen förorening och sedan efter en tid in i projektet kom väldigt mycket förorening under en kort period. Det var en händelse som skulle varit bättre förberedd för, då reningsanläggningen i projekt

Färgaren inte var anpassad för detta scenario. Konsekvensen blev att kolfiltret i reningsanläggningen blev mättat och att eventuellt en del förorening kan ha släppts ut till luften.

Det framgick att det borde finnas en möjlighet till reducering i pris, alltså att metoden blir billigare på sikt. Att det är dyrt idag kan bero på att det är få som har kunskap om behandlingen och att det finns få aktörer med patent. Det framgick även att rent tekniskt sett, så är energiåtgången en viktig förbättringsfaktor. Vid jämförelse av exempelvis transporter för schaktsaneringar och termiska in situ-saneringar, så går det åt mycket energi för termisk behandling. Så en förbättringsåtgärd skulle vara att sänka energiförbrukningen för behandlingen. Det går att välja typ av el, exempelvis miljömärkt el, men att det fortfarande skulle vara tacksamt att sänka energiförbrukningen.

#### **6.4.2 Hållbarhet och kriterier i riskvärderingsprocessen**

I intervjun framkom att riskvärderingsprocessen över lag är ganska unik för statliga projekt. Det finns en önskan om att riskvärderingsprocessen ska göras på liknande och standardiserade sätt, men detta låter bra i teorin men kan vara svårt i praktiken. Det är viktigt att göra en subjektiv bedömning och att värdera olika kriterier. För projekt Färgaren var metoden för att ta fram riskvärderingsprocessen ganska lik andra, men kriterierna togs fram specifikt för projektet. Först lades olika kriterier och olika alternativ upp och därefter värderades dessa enligt en skala.

Ett viktigt kriterium som bedömdes för projekt Färgaren var miljö- och hälsorisker och metodens riskreduktion. För projekt Färgaren var förutsättningarna väldigt speciella, det förorenade området hotade en av norra Europas största grundvattenförekomster, så att få bort föroreningarna var ett väldigt viktigt kriterium. En annan parameter som bedömdes var kostnad och kostnadseffektivitet. Även begränsning i markanvändning och i grundvattenuttag efter utförd åtgärd. En parameter för omgivningspåverkan under pågående åtgärd var med, men var inte en av de tyngre parametrarna då saneringsområdet låg i ett industriområde. Ett annat kriterium var den tid det tar att genomföra saneringen. Även genomförbarhet, det vill säga hur stor chans det är att saneringen faktiskt lyckas, påtalades.

Vidare framgick det att de Nationella miljömålen var med som en punkt för projekt Färgaren, där de metoder som inte uppfyllde målet giftfri miljö fick en lägre poäng. Idag hade kanske fler av de Nationella målen vägts in, då det styr mycket mer än bara målet giftfri miljö.

I projekt Färgaren pratade man om hållbarhet, men inte enligt dagens definition. Ekonomisk hållbarhet togs upp, både kostnader och kostnadseffektivitet. Sammantaget för projektet framgick att hållbarhetsperspektiv vägdes in, men inte på samma sätt som det skulle gjorts idag.

Den största faktorn bakom valet av termisk in situ-behandling i projekt Färgaren var att det inte fanns något annat alternativ som skulle nå så djupt, med tillräcklig säkerhet. Kombinationen av att det var stora djup samt att det var väldigt viktigt att nå hög riskreduktion gjorde att termisk blev vald.

## 7 Diskussion

I diskussionen analyseras information från de projekt som har studerats och som framkommit av intervjuerna. Likheter i informationen från de båda delarna tas upp och eventuella skillnader som finns, samt vad dessa kan bero på.

Informationen som hämtats från projektrapporter är till viss del begränsad till det material som varit offentligt och kunnat begäras ut. Vissa detaljer gällande teknisk utformning, begränsningar och riskvärderingsprocesser har inte varit möjligt att analysera. Därför har ibland information från intervjuer viktats tyngre vid besvarande av vissa frågeställningar.

### 7.1 Tekniska möjligheter och begränsningar

Vissa tekniska begränsningar med termisk in situ-behandling som nämndes i intervjuerna gick också att hitta i de projektstudier som analyserats. En av dessa var problem med grundvatteninströmning. I projekt Renen behövde behandlingen kompletteras med ånginjektering för att motverka den kylningseffekten från vissa bergssprickor som var starkt vattenförande. Liknande problem fanns även med projekt Färgaren där det fanns höga vattenflöden som kan ha haft en kylande effekt. Problemet med grundvatteninströmning påtalades i fler än en intervju och vikten av att noga undersöka grundvattenförhållanden framhövdes. Viss grundvatteninströmning kan i vissa fall tillåtas, men för att termiska metoder ska nå full effekt behövs samma temperatur uppnås överallt i saneringsområdet. Problematiken ökar med tyngre föroreningar som har högre kokpunkt. Vid sanering av DNAPLs som tjära och kreosot krävs att temperaturer på över 250 grader kan säkerställas och ingen grundvatteninströmning kan tillåtas. Samma problematik gäller för så kallade "cold spots" som kan orsakas av värmeelement som avviker, vilket skedde i ett av de genomförda projekten.

Generellt krävs det, för att termisk in situ-behandling ska fungera effektivt, mycket noggranna undersökningar och kartläggningar av föroreningens omfattning, jordlagerföljder och bergarter inom det område som ska saneras. Flera intervjuer hävdar vikten av detta då den komplicerade infrastrukturen som krävs vid termiska metoder är svår och kostsam att ändra på efter att den installerats. Tekniken kan därför ses som mindre flexibel vid jämförelse med andra tekniker och det kan ses som en begränsning.

Att elförsörjning i vissa fall kan anses vara en begränsning framkom i projektstudien för Järnsågen samt vissa intervjuer. De olika projekten är, vid användande av ECH, beroende av stora mängder eltillförsel vilket ibland kan vara svårt att garantera. Det framkom i en intervju att vissa projekt delas upp i etapper för att säkra eltillgången. Från projektstudien i Järnsågen kunde det utläsas att elverket Trollhättan energi som användes maximalt kunde leverera 1 MW till projektet. Att detta inte togs upp i alla intervjuer eller projektrapporter har troligtvis med att göra att projekten utfördes på olika platser. Att säkra tillgång till el kan därför vara olika begränsande beroende på vilket elverk som används.

Något som togs upp i flera intervjuer var att det kan komma stora mängder förorening på kort tid i början av behandlingen, vilket ställer höga krav på filterkapaciteten i reningsanläggningen. I projekt Färgaren skedde händelseförloppet att filtren fick genomslag och det resulterade i ett visst utsläpp till luft. Av slutrapporten i Färgaren gick också denna händelse att utläsa.

En fråga i intervjuerna var om de svarande kunde se eventuella förbättringsmöjligheter med de befintliga termiska in situ-teknikerna. I flera fall uttrycktes en slags

optimerad, billigare version av teknikerna som en tänkbar vidareutveckling. Ett förslag som togs upp var en mobil version som var lättare att använda för saneringar av mindre förorenade områden. En annan önskan som fanns var att minska de fasta kostnaderna, och att minska energianvändningen. Gemensamt för intervjuerna var att tekniken ansågs ha förbättringsmöjligheter som skulle kunna innebära en bredare tillämpning av tekniken, om det också ledde till att den blev billigare.

Av de intervjuer som utfördes framkom att det inte fanns så många alternativ av saneringsmetoder att välja på om åtgärds målen skulle uppnås. Samtliga intervjuer menade också att det viktigaste i allvarligt förorenade områden med DNAPLs var just att reducera risker och därmed nå en hög reningsgrad. För att uppnå detta finns det i stort sett bara två alternativ som anses vara praktiskt genomförbara; termisk in situ-behandling och schaktning. Det som ofta gör att schaktning slutligen väljs bort är att metoden är svår att genomföra på stora djup.

En av de största fördelarna, som framkom från både projektstudier och intervjuer, med att välja termisk sanering vid behandling av DNAPLs är praktisk genomförbarhet då metoden i stort sett är oberoende av jordarter eller berg. Andra saneringstekniker är ofta lämpliga i en viss eller homogen jordartstyp och få tekniker är tillämpbara i berg. En annan viktig faktor är att djupgående föroreningar går att behandla med termiska metoder, medan andra metoder är svåra att genomföra eller väldigt kostnadsineffektiva på stora djup (till exempel schaktning). Termiska in situ-metoder ger ofta väldigt tillförlitliga resultat och hög riskreduktion. Att tekniken är förutsägbar och når resultat inom rimliga tidsaspekter blir viktiga faktorer vid stora saneringsprojekt, som är förknippade med allvarliga risker, för att kunna planera tidsplan och budget. Ytterligare en fördel som lyfts fram i intervjuer är att den exakta mängden avlägsnad förorening är mätbar. Vid användning av termisk in situ-sanering undviks också störande omgivningspåverkan som till exempel schaktning annars kan orsaka. I de fall där det finns en spridning av DNAPLs på stort djup finns inte alltid flera möjliga saneringsmetoder. Valet står därför i många fall mellan att sanera med termisk in situ-metod eller att inte sanera alls, vilket framkommit av flera intervjuer. Vid fall där allvarliga hälsorisker är inblandade faller valet oavsett effektivitet och kostnader ändå på att sanera.

I tabell 2 framgår några beräknade nyckeltal för extraherade föroreningar i kg/MWh samt kg/mkr. Utifrån de studerade projekten framgår att projektet i Visby som använde ERH hade absolut lägst mängd extraherade föroreningar både i förhållande till kostnad och energiförbrukning. Detta kan möjligtvis tyda på att ECH (som användes i övriga studerade projekt) har högre energi- och kostnadseffektivitet och därför kan betraktas som mer hållbar. Det är dock viktigt att belysa att Visby var ett mer komplext projekt eftersom det skedde under en befintlig byggnad, samt att det utfördes i mycket mindre skala än övriga. Det är därför möjligt att energi- och kostnadseffektiviteten hos ERH förbättras om saneringsprojektet sker i större skala och under mindre komplicerade förhållanden.

## 7.2 Motiv bakom val av saneringsåtgärd

Utifrån de studerade projekten och intervjuerna har riskvärderingsprocessen ingen standardiserad utformning. Kriterier varierar mellan olika projekt, vilket möjligtvis beror på att saneringsområden rent fysiskt är unika och därmed kräver olika kriterier i riskvärderingen. Det framgick emellertid i en av intervjuerna att en utveckling mot en branschstandard inom riskvärdering är önskvärt, sannolikt för att lättare kunna vikta olika saneringsalternativ mot varandra i åtgärdsutredningen. Mot bakgrund av ett saneringsprojekts komplexitet förefaller detta emellertid svårt. Olika föroreningsgrupper, jordarter, saneringsdjup, ekonomiska förutsättning och så vidare försvårar en standardisering av vilka kriterier som bör tas hänsyn till. Det

kan också argumenteras att en standardiserad riskvärdering förhindrar flexibilitet i planeringen av sanering. En sådan minskad flexibilitet kan möjligt leda till att färre saneringsprojekt blir av, eller att metoder som är icke-optimala ur effektivitetssynpunkt nyttjas. Med det sagt så är det inte omöjligt att ha en standardiserad process som tar hänsyn till olika projekts komplexitet och som ändå kan uppnå projektunika åtgärds mål.

Det gemensamma resultatet från intervjuerna och de studerade projekten är att kriterierna i riskvärderingen är mycket fokuserade på effektivitet, tidsaspekt och den ekonomiska kostnaden. Denna prioritet är givetvis rimlig om målet är att marken skall kunna återexploateras och miljö- och hälsorisker undvikas. I intervjuerna och dokumentstudien framgick till exempel att ECH var enda saneringsalternativet i Järnsågen 3. Även om snabb riskreducering är möjlig, och enbart ett alternativ är genomförbart är det ändå viktigt att skaffa ett helhetsperspektiv av saneringsmetodens effekter. Att enbart studera effektivitet, tidsaspekt och ekonomi blir därför snävt eftersom andra kriterier är viktiga att värdera, oavsett om bara ett saneringsalternativ är möjligt att genomföra.

Utifrån dokumentstudier och intervjuer är hållbarhetsaspekten i själva saneringsmetoden i stort sett frånvarande. Det framgick exempelvis av intervju 1 att metodens hållbarhet inte är ett viktigt motiv för valet av saneringsmetod. Detta eftersom effektivitet och tid prioriteras högre i valet. Detta är rimligt eftersom en ineffektiv metod inte heller kan bedömas hållbar, men det finns ändå ett värde i att studera metodens miljöeffekter för att bedöma netto nyttan av sanering. Även om en sanering till exempel är effektiv i att minska mängden miljögifter, är det möjligt att den bidrar till ökade växthusgaser. Om enbart ett saneringsalternativ är möjligt kan det ändå viktigt att bedöma hur netto nyttan ser ut, alltså miljönytta minus miljöfara. Det är svårt att kvantifiera utan någon form av verktyg för beslutsstöd, såsom SCORE-metoden. Sannolikt hade hållbarhetsperspektivet i termiska saneringsprojekt fått större utrymme om verktyg för beslutsstöd nyttjades i större utsträckning.

En utförlig bedömning av en saneringsmetods hållbarhet är inte tillräckligt för att göra själva metoden mer hållbar. Det krävs exempelvis teknikutveckling, lagstiftning, krav från beställarsidan eller motivation hos entreprenörer att finna nya lösningar. Som framgår av teorin kan exempelvis klimatavtrycket för GTR minskas väsentligt med byte till biogas som bränsle. I saneringen av kvarteret Renen kunde klimatavtrycket minskas väsentligt eftersom beställarsidan hade krav på att elenergin i ECH-metoden skulle ha förnybart ursprung. Detta väcker frågan om vilken aktör som har störst inverkan på metodernas hållbarhet, och det beror sannolikt på vilket metod som studeras. I ECH kan den stora åtgången av elenergi sannolikt påverkas mest från politiskt håll, det vill säga hur nationell elproduktion ser ut i Sverige. Även myndigheter och beställare har stor inverkan på metodernas hållbarhet vilket exempelvis kraven på förnybar el i kvarteret Renen visar. Specifika hållbarhetskrav från myndigheter och beställare kan i sin tur driva teknikutveckling i en mer hållbar riktning. Entreprenörer och konsulter största prioritet är riskreduktion och tidsaspekten. Sannolikt finns även en önskan och möjlighet om att göra tekniken mer hållbar även hos dessa, men det är inte enkom hållbarhetsaspekten som driver förändringar utan snarare kostnads- och tidseffektivitet. Med detta sagt så arbetar entreprenörer och konsulter nära det operativa och det finns därför en stor kompetens kring metodernas tekniska utformning. Detta är sannolikt av stor vikt för att kunna identifiera eventuella energibesparingar i syfte att göra tekniken mer hållbar.

### 7.3 Orsaker till likheter och skillnader i intervjuresultaten

Vid analys av intervjusvar ses ett tydligt samband och de flesta svaren liknar varandra. En anledning till detta kan vara att intervjuobjekten delvis varit delaktiga i samma projekt och därmed har liknande erfarenheter. Detta tyder även på att det finns en god samsyn och samverkan mellan olika aktörer i saneringsprojekt, alternativt väldigt få aktörer. Då de termiska in situ-saneringar som utförts i Sverige är ganska få till antalet och att det från intervjuerna framkommer att man känner till varandras projekt väl är detta en naturlig konsekvens.

De skillnader som finns i svaren mellan intervjuobjekten handlar mest om vilka faktorer som förs på tal, och inte att intervjuobjekten aktivt hävdar något annorlunda mot en annan part. Till exempel tas olika begränsningar med tekniken upp. Vissa tekniska begränsningar nämns av flera av intervjuobjekten, men inte av alla. Andra problem påtalas bara i en intervju. Trots detta behöver det inte betyda att problem med till exempel grundvatteninströmning i ett projekt inte alls sågs som ett problem i ett annat. Att intervjuobjekten ibland svarar olika kan bero på att problemen var olika omfattande eller överträffades av större. Alla svar präglas också av att intervjuobjekten har olika professionella roller och bakgrunder som konsult, entreprenör, tillsynsmyndighet och därmed har olika perspektiv. Vissa projekt genomfördes för flera år sedan och då kan tiden som passerat göra att intervjuobjekten inte minns allt. Personliga erfarenheter eller prioriteringar kan också skapa osäkerheter i intervjuresultaten. Att en begränsning inte nämns av några intervjuobjekt behöver därför inte betyda att den är mindre viktig. Samtidigt är de begränsningar som nämns av flera personer antagligen extra uppenbara och påtagliga.

## 8 Slutsatser

- De tekniska och hållbarhetsmässiga möjligheter som finns med termisk in situ-behandling av DNAPLs är möjligheten att sanera på stora djup och att tekniken i stort sett är oberoende av jordarter och förekomst av berg. En annan fördel är att termiska metoder är förutsägbara, med avseende på tid och resultat, samt att en hög riskreduktion kan uppnås.
- De tekniska och hållbarhetsmässiga begränsningar som finns med termisk in situ-behandling av DNAPLs är de höga temperaturer som krävs samt den jämna temperaturfördelning som behöver uppnås. En annan begränsning är den komplicerade anläggningen och teknikens omfattande energiåtgång.
- De viktigaste tekniska problemen och praktiska svårigheterna med tekniken var grundvatteninströmning, cold spots, adekvat kartläggning av geologiska förhållanden samt föroreningsspridningens utbredning. En annan svårighet är filterkapaciteten när det kommer stora föroreningsmängder på kort tid.
- Valet av termisk in situ-sanering som åtgärdsmetod har främst motiverats av riskreduktion men också av saneringstid och kostnad. De projekt som analyserats har varit framgångsrika och samtliga projektspecifika åtgärds mål bedöms ha uppnåtts.
- Kriterier i riskvärderingsprocessen har varierat i de studerade projekten men generellt finns få kriterier som relaterar till hållbarhetsaspekter. I några av projekten tas risker under åtgärd och omgivningspåverkan upp som ett kriterium som i viss mån relaterar till hållbarhetsperspektivet.
- Hållbarhetsperspektivet har inte varit av stor vikt i valet av åtgärdsteknik. I kvarteret Renen och Senapen 25 har emellertid elenergin kommit från förnybara källor vilket tyder på ett visst fokus på saneringsmetodens hållbarhet.

## Referenser

- Anderson, R. (2017). *Efficient Remediation of Contaminated Sites* (tekn. rapport). Göteborg, Chalmers university of technology.
- Ayral-Çinar, D. & Demond, A. (2019). Accumulation of DNAPL waste in subsurface clayey lenses and layers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 229(10), 103579. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.103579>
- Baker, R. & Kuhlman, M. (2002–21. november). A description of the mechanisms of in-situ thermaldestruction (ISTD) reactions.
- Bank, A. & Falck, H. (2019). *Slutrapport - Termisk in-situ sanering av berggrunden vid fd kemptvätt på Järnsågen 3* (tekn. rapport). Trollhättan, Trollhättans stad.
- Björkman, H., Nilsson, L. & Nilsen, J. (2014). *Teknisk beskrivning Järnsågen sanering* (tekn. rapport). Södergatan 1, 46234 Vänersborg, Sverige, Sweco.
- Brinkhoff, P. (2011). *Multi-Criteria Analysis for Assessing Sustainability of Remedial Actions* (tekn. rapport 2011:14). Göteborg, Chalmers university of technology.
- Campanella, R. & Mitchell, J. (1968). Influence of temperature variations on soil behaviour. *ASCE*, 94(SM3.1), 709–734.
- Carling, M. & Myrhede, E. (2009). *Huvudstudie Senapen 25 - f d kemptvätten Reno* (tekn. rapport). Gotland, Gotlands kommun.
- Chen, X., Song, X., Lyu, Z., Ren, J., Ding, D., Lin, N., Wei, C. & Fu, H. (2018). Feasibility of thermal remediation of soil contaminated with PAHs. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 12, 2833–2844. <https://doi.org/10.12030/j.cjee.201804029>
- Conviro AB. (2015). *Reviderad riskvärdering med osäkerhetsanalys för kv Renen i Varberg* (tekn. rapport). Varbergs kommun.
- Davis, E. (1998). *Ground Water Issue: Steam Injection for Soil and Aquifer Remediation* (tekn. rapport). P. O. Box 1198, Ada, OK 74820, United States Environmental Protection Agency.
- Diechle, H. & Lindblom, S. (2018). *Slutrapport Järnsågen 3, Trollhättan. Delrapport 2 - termisk behandling* (tekn. rapport). Theres Svenssons gata 11, 417 55 Göteborg, Norconsult.
- Ding, D., Song, X., Wei, C. & LaChance, J. (2019). A review on the sustainability of thermal treatment for contaminated soils. *Environmental Pollution*, 253, 449–463. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.118>
- Englöv, P., Cox, E., Durant, N., Dall-Jepsen, J., Jørgensen, T., Nilsen, J. & ... Törneman, N. (2007). *Klorerade lösningsmedel* (tekn. rapport Nr 5663). Stockholm, Naturvårdsverket.
- Falkenberg, A., Weber, K., Nielsen, S. & Lemming, G. (2013). *Miljömässig optimering af termiske oprensningmetoder*. Miljøstyrelsen.
- Heron, G., R.S., B., Bierschenk, J. & LaChance, J. (2006). Heat it All the Way - Mechanisms and Results Achieved using In-Situ Thermal Remediation.
- Hifab AB. (2011). *Fd kemptvätt Färgaren 3 Kristianstad kommun, Rapport - Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning* (tekn. rapport). Kristianstads kommun.
- Hunt, J., Sitar, N. & Udell, K. (1988). Nonaqueous Phase Liquid Transport and Cleanup: 1. Analysis of Mechanisms. *Water Resources Research*, 24(8), 1247–1258. <https://doi.org/10.1029/WR024i008p01247>
- Kemikalieinspektionen. (2000). *Tetrakloreten (IUPAC)*. <https://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=tetrakloreten&wdLOR=c5950FA43-2BE0-41DE-AC84-942806555B2D>
- Kemikalieinspektionen. (2010). *Triklöreten*. <https://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=trikloreten>

- Kemikalieinspektionen. (2021a). *Krysen*. [https://www.kemi.se/prioguiden/sok?query=218-01-9&andOrValue=0&orderBy=PriorityLevel\\_SE&sortDirection=1](https://www.kemi.se/prioguiden/sok?query=218-01-9&andOrValue=0&orderBy=PriorityLevel_SE&sortDirection=1)
- Kemikalieinspektionen. (2021b). *Naftalen*. [https://www.kemi.se/prioguiden/sok?query=91-20-3&andOrValue=0&orderBy=PriorityLevel\\_SE&sortDirection=1](https://www.kemi.se/prioguiden/sok?query=91-20-3&andOrValue=0&orderBy=PriorityLevel_SE&sortDirection=1)
- Kristianstad kommun. (2019). *Slutrapport - Efterbehandling av f d kemtvätt på Färgaren 3, Kristianstad kommun* (tekn. rapport). Kristianstad, Kristianstads kommun.
- Kristianstads kommun. (2020). *Sanering av kemtvätt, Långebro*. <https://www.kristianstad.se/sv/jobb-och-foretagande/tillstand-regler-och-tillsyn/forenadede-omraden/sanering-av-kemtvatt-langebro/>
- Krüger och Veolia. (2020). *Slutrapport, Kv Renen, termisk in-situ sanering* (tekn. rapport Nr 130021332). Varberg, Varbergs kommun.
- Moustafa, G., Xanthopoulou, E., Riza, E. & Linos, A. (2015). Skin disease after occupational dermal exposure to coal tar: a review of the scientific literature". *International Journal of Dermatology*, 42(8), 868–879. <https://doi.org/10.1111/ijd.12903>
- Nakamura, T., Senior, C. L., Burns, E. G. & Bell, M. D. (2000). Solar-powered soil vapor extraction for removal of dense nonaqueous phase organics from soil. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 35(6), 795–816. <https://doi.org/10.1080/10934520009377004>
- Nathanail, C. P., Bakker, L. M. M., Bardos, P., Furukawa, Y., Nardella, A., Smith, G., Smith, J. W. N. & Goetsche, G. (2017). Towards an international standard: The ISO/DIS 18504 standard on sustainable remediation. *Remediation Journal*, 28(1), 9–15. <https://doi.org/10.1002/rem.21538>
- Naturvårdsverket. (2009). *Att välja efterbehandlingsåtgärd* (tekn. rapport Nr 5978). Stockholm, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2020a). *128 av Sveriges mest förorenade områden är sanerade*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Forenadede-omraden/Finansiering-av-efterbehandling/Resultat-av-Naturvardsverkets-anslag-for-efterbehandling-av-mark1/110-av-Sveriges-mest-forenadede-omraden-ar-sanerade/>
- Naturvårdsverket. (2020b). *26 000 förorenade områden kartlagda och riskklassade*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Forenadede-omraden/Finansiering-av-efterbehandling/Resultat-av-Naturvardsverkets-anslag-for-efterbehandling-av-mark1/25-000-forenadede-omraden-kartlagda-och-riskklassade/>
- Naturvårdsverket. (2020c). *Förorenade områden*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Forenadede-omraden/#>
- Naturvårdsverket. (2020d). *Hållbar utveckling med miljöbalken*. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Miljobalken/>
- Naturvårdsverket. (2020e). *PCB i miljön*. <https://www.naturvardsverket.se/Samar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>
- Norconsult AB. (2016). *Slutrapport Järnsågen 3, Trollhättan, Delrapport 1 - schakt-sanering* (tekn. rapport Nr 1042725). Göteborg, Trollhättans stad.
- O'Brien, P. L., DeSutter, T. M., Casey, F. X., Khan, E. & Wick, A. F. (2018). Thermal remediation alters soil properties – a review. *Journal of Environmental Management*, 206, 826–835. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.052>
- Pitura, T. (2018). *Färdigsanerat i villaområde i Trollhättan*. Hämtad 1 mars 2021, från <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/vast/fardigsanerat-i-villaomrade>

- Rahm, N. (2017). *Termisk in-situ sanering vid fd kemtvätten Reno Kemomat* (tekn. rapport Nr 603733). Gotland, Teknikförvaltningen, Region Gotland.
- Rahm, N. (2018). *Termisk in situ-sanering vid fd Nymans verkstäder* (tekn. rapport). Uppsala, GEOSIGMA.
- Rahm, N. & Nyhlén, E. (2011). *Komplitering av huvudstudie* (tekn. rapport Nr 602177). Gotland, Länsstyrelsen Gotland.
- Rahm, N. (2012). *Risikvärdering* (tekn. rapport). Visby, Länsstyrelsen Gotland.
- Relement Miljö Väst AB. (2019). *Redovisning avhjälpandeåtgärder* (tekn. rapport). Göteborg, Varbergs kommun.
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M. & Döberl, G. (2015). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of The Total Environment*, 511, 621–638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058>
- Samouëlian, A., Cousin, I., Tabbagh, A., Bruand, A. & Richard, G. (2005). "Electrical resistivity survey in soil science: a review. *Soil and Tillage Research*, 83(2), 173–179. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.10.004>
- Sandqvist, U., Graffner, O., Lindblad, T., Ch Borg, G., Wallroth, T., Holmström, P. & ... Håkansson, K. (2009). *Undersökning av föroreningar i berggrund* (tekn. rapport). Bromma, Naturvårdsverket.
- SFS 1996:387. (1969). *Miljöskyddslag*. [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoskyddslag-1969387\\_sfs-1969-387](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoskyddslag-1969387_sfs-1969-387)
- Statens geotekniska institut. (2020a). *Förorenade områden*. <https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/forenaded-omraden/>
- Statens geotekniska institut. (2020b). *Inventering och riskklassning*. <https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/forenaded-omraden/fran-inventering-till-atgard/inventering-och-riskklassning/>
- Structor Miljö Göteborg AB. (2011). *Kv Renen i centrala Varberg* (tekn. rapport Nr 610-088). Göteborg, Varbergs kommun.
- Structor Miljö Göteborg AB. (2014). *Efterbehandling av Färgaren 3, Kristianstad kommun - Åtgärdförberedelser Etapp 1* (tekn. rapport). Kungsgatan 18, 41119 Göteborg, Sverige, Structor Miljö Göteborg AB.
- Structor Miljö Göteborg AB. (2015). *Underlag rev. riskvärdering* (tekn. rapport Nr 914-140). Göteborg, Varbergs kommun.
- Structor Miljö Väst AB. (2018). *Efterbehandling av Färgaren 3 - Kontroll och utvärdering av åtgärdskrav avseende resthalter i jord efter termisk in situ sanering* (tekn. rapport). Ekelundsgatan 4 , 41118 Göteborg, Sverige, Structor Miljö Väst AB.
- Sveriges miljömål. (2020). *Giftfri miljö*. <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/giftfri-miljo/>
- Varbergs kommun. (2020). *Sanering av kvarteret renen*. <https://www.varberg.se/byggabomiljo/hallbarutveckling/forenadedmark/saneringavrenen13.4.58372ea51540eff65155f30f.html>
- Vardon, P. & Peuchen, J. (2020). CPT correlations for thermal properties of soils. *Acta Geotechnica*, 16, 635–646.
- Åtgärdsportalen. (2018a). *Klorerade alifater*. <https://atgardsportalen.se/foreningar/klorerade-alifater>
- Åtgärdsportalen. (2018b). *Termisk behandling in situ - fördjupning*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/termisk-behandling-in-situ/istdfordjupning>
- Åtgärdsportalen. (2019a). *Air sparging - översikt*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/air-sparging>
- Åtgärdsportalen. (2019b). *Biologisk behandling in situ - översikt*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/biologisk-behandling-in-situ>

- Åtgärdsportalen. (2019c). *Fytosanering - översikt*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/fytosanering>
- Åtgärdsportalen. (2019d). *In situ*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ>
- Åtgärdsportalen. (2019e). *Schaktsanering - översikt*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/ex-situ/grav-och-schaktsanering>
- Åtgärdsportalen. (2019f). *Termisk behandling in situ - Översikt*. <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/termisk-behandling-in-situ>
- Åtgärdsportalen. (2020a). *Ordlista*. <https://atgardsportalen.se/om-atgardsportalen/ordlista>
- Åtgärdsportalen. (2020b). *PAH*. <https://atgardsportalen.se/fororeningar/pah>

## Bilaga A - Frågemall för intervjuer

- Vill du beskriva lite om din bakgrund?
- Hur många projekt med termisk in situ-behandling har du varit involverad i?
- Vad är namnen på dessa? Känner du till några andra som utförts i Sverige?
- Vad är vanligtvis din roll i olika saneringsprojekt med termisk in situ-behandling?
- Utifrån din erfarenhet, vad är de största tekniska begränsningarna med termisk in situsanering?
- Vad i tekniken erbjuder störst möjligheter i relation till andra saneringstekniker?
- Vi har förstått det som att ni i stort sett är klara med den termiska in situ-behandlingen i projekt X. Kan du berätta lite om hur det har gått?
- I projekt X (eller andra projekt du varit involverad i), stötte ni på några "oväntade" problem längs vägen? Kan du beskriva dessa?
- Kan du beskriva hur riskvärderingsprocessen sett ut i de projekt du varit involverad i. Har det varit liknande kriterier som bedömts i valet av åtgärd för olika projekt? Vilka i så fall?
- Mot bakgrund av ett eller ett par specifika projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs, vad skulle du säga var den viktigaste faktorn bakom valet av just termisk in situ-behandling som saneringsmetod?
- Näst viktigaste?
- På vilket sätt skulle du säga att hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) kommer in i riskvärderingsprocessen?
- Har hållbarhet spelat någon roll för valet av just termisk in situsanering i projekt X? På vilket sätt?
- Vad ser du för framtida förbättringsåtgärder av teknikerna för termisk in situ-behandling? På vilket sätt skulle det innebära en förbättring?

## Bilaga B - Sammanfattade intervjuer

### Intervju med person A

Person A ombads först att berätta lite om sin bakgrund i branschen.

**Hur många projekt med termisk in situ-behandling har du varit involverad i? Vad är namnen på dessa?**

A har varit delaktig i, eller har kunskap om saneringen av kvarteret Renen Varberg, Järnsågen 3 Trollhättan och Färgaren 3 Kristianstad. Utöver detta har han varit delaktig i ett antal åtgärdsutredningar i andra projekt.

**Känner du till några andra som utförts i Sverige?**

A nämner exempelvis Kvarnholmen i Stockholm som var förorenat med klorerade lösningsmedel i berg. Han känner även till det pågående saneringsprojektet på bangården i Fjällbo. Entreprenören i Fjällbo är Geoserve. A förklarar att de bolagen som innehar patent på specifika termiska metoder är utländska, exempelvis McMillan-McGee, TerraTherm och TRS. TerraTherm har egentligen det ursprungliga patentet men sedan har andra bolag hittat metoder för termisk sanering som inte kränker det ursprungliga patentet. Han beskriver att de flesta bolag idag vill kunna leverera flera olika termiska lösningar så bolagens metoder skiljer sig åt en aning.

**Vad är vanligtvis din roll i olika saneringsprojekt med termisk in situ-behandling?**

A berättar att företaget är delaktiga i alla led av ett saneringsprojekt, från riskbedömning till entreprenad till uppföljning. Han är med och tar fram underlag till beställaren för att finna den mest effektiva lösningen. Han har även varit delaktig i att hjälpa beställaren skriva statliga bidragsansökningar till Naturvårdsverket. Han berättar att hans roll inte är att utforma hur själva saneringen skall se ut, men att han är med och exempelvis tar fram åtgärds mål och geometrin för vad som skall saneras. Vidare beskriver han att det är viktigt att man uppnår kontinuitet genom att som konsult vara delaktig i alla leden av ett saneringsprojekt, så att man inte tappar information längs med vägen. Han avslutar med att säga att han är ansvarig utredare för ett saneringsprojekt i Trelleborg, där jorden är förorenad med kreosot. Denna förorening är tekniskt utmanande då en termisk behandling behöver komma upp i nästan 300 grader för att saneringen skall vara effektiv.

**Utifrån din erfarenhet, vad är de största tekniska begränsningarna med termisk in situsanering? Vad i tekniken erbjuder störst möjligheter i relation till andra saneringstekniker?**

A inleder med att beskriva förutsättningarna för en termisk sanering. Det är aktuellt om man har en kraftigt förorenat område, kallat källområde. Ibland löser föroreningar upp sig i grundvatten och man får en plym nedströms, men då har man inte alls lika höga halter. Den termiska saneringen är alltså relevant i källområdessaneringar. Han beskriver att man i källområden inte har särskilt många alternativ annat än termisk behandling. Det enda egentliga undantaget är schaktning som är aktuellt under särskilda premisser. Han berättar att det utöver termisk behandling finns en rad olika metoder som bygger på injektering men dessa lämpar sig främst i plymområden. Utöver möjligheten att sanera källområden erbjuder termisk behandling en rimlig tidshorisont för arbetet. Vill man att saneringen bör ta 3-5 år så är termisk behandling det mest effektiva. Injekteringsmetoder kan fungera men då får man ha 10-30 år på sig och behandling måste upprepas regelbundet. Om man har ett källområde som man vill sanera inom rimlig tid så är det alltså termisk

behandling eller schaktning som gäller.

Vad gäller begränsningar tar A upp energiförbrukningen och den ofta omfattande infrastrukturen som krävs. Han poängterar att det finns termiska metoder som inte förlitar sig på el (exempelvis gas), men att dessa också kräver omfattande infrastruktur. Vidare berättar han att en begränsning med termisk behandling är utmaningen i att man måste uppnå temperatur överallt, och att randområdena (både på djupet och ytan) riskerar att inte uppnå erforderlig temperatur.

En annan begränsning som A tar upp är svårigheten med att uppnå höga temperaturer, vilket krävs i sanering av exempelvis tjära och kresot. Grundvatteninströmningens kylande effekt kan orsaka att man inte uppnår den höga temperatur som krävs för att förångna dessa föroreningar. Har man klorerade lösningsmedel kan man ändå tillåta en viss grundvatteninströmning och ändå erhålla tillräcklig temperatur. För att värma upp till exempelvis 300 grader så kostar det så mycket energi att man ibland inte kan tillåta någon grundvatteninströmning över huvud taget.

För termiska projekt som kräver höga temperaturer så måste man alltså skära av grundvattnet genom spontning, omfattande grundvattenpumpning eller en kombination av dessa. A säger att en annan begränsning är att metoden är relativt dyr, men att det jämfört med schaktning ofta inte skiljer sig så mycket. Det brukar därför inte vara ekonomi som styr valet mellan termisk behandling och schaktning. Undantaget är om det är grunda områden som skall saneras, då brukar schaktning vara mer lönsamt, men att schaktning snabbt blir dyrt desto djupare föroreningarna befinner sig. I sanering av berg är det termisk sanering som gäller då det inte går att schakta dessa.

**Vi har förstått det som att ni i stort sett är klara med den termiska in situ- behandlingen i kvarteret Renen. Kan du berätta lite om hur det har gått?**

Själva entreprenördelen är avvecklad och färdig, säger A. Vidare berättar han att just projektet på kvarteret Renen är ganska unikt eftersom det är ett djupt källområde i berg. A har uppfattningen att det termiska saneringsprojektet på Renen är världsunikt på grund av det stora djupet (ca 50 m) och den stora ytan (800 m<sup>2</sup>). Han beskriver att det gått jättebra och att de fått upp närmare tre ton vätska från berget. Inledningsvis var halterna nedströms 70 mg/L för att i senaste mätningen uppgå till 3 mg/L, vilket A betraktar som en fantastisk reduktion. Han poängterar dock att berget fortfarande är varmt så det finns fortfarande en ökad löslighet i grundvattnet. Haltreduktion tyder på att i stort sett hela källområdet är sanerat, eftersom om man till exempel missar 30% av DNAPLs så kommer det tillslut laka ut så mycket att man inte ser några effekter nedströms.

**I projektet kvarteret Renen (eller andra projekt du varit involverad i), stötte ni på några "oväntade" problem längs vägen? Kan du beskriva dessa?**

Det vi märkte under genomförandet var att borrhålen devierade när man har så stora djup, säger A. Han berättar att eftersom man räknat på det optimala avståndet mellan heaters, så vill man ha helt vertikala borrhål. De märkte emellertid att bergborrhålen hade devierat efter borring, så avståndet mellan värmeelementen var inte detsamma på ytan som på djupet. De observerade att borrhålen devierade åt samma håll och drog slutsatsen att det antagligen berodde på sprickplanets lutning, samt skiftning av bergarter. Han beskriver vidare att problemet med att borrhålen devierar är att man riskerar att få cold-spots där man alltså inte kommer upp i temperatur, vilket var fallet i Renen. Detta kan delvis bero på borrhålens deviering, men framför allt på grund av mindre sprickor med vattenflöde i berget

som inte gått att identifiera i de inledande undersökningarna. Dessa sprickor har helt enkelt varit för små för att upptäckas då man inte har tillräcklig upplösning för att se bergets egenskaper på en decimeterskala. Han berättar att man trots en del cold-spots ändå tror att saneringen varit mycket lyckad. En termisk sanering ger en mycket direkt mätbarhet vilket ger förtroende för att saneringen lyckats. Andra metoder erbjuder enbart indikativa mätningar, där man mäter halter nedströms och försöker bakåt-beräkna hur lyckad saneringen har varit.

**Kan du beskriva hur riskvärderingsprocessen sett ut i de projekt du varit involverad i. Har det varit liknande kriterier som bedömts i valet av åtgärd för olika projekt? Vilka i så fall?**

A berättar att det oftast är liknande kriterier. Det som ligger i grunden för varje riskbedömning är att föroreningen, eller källområdet måste åtgärdas. Efter det så värdar man olika metoder kontra varandra, men många faller bort eftersom metoden inte anses uppnå önskade saneringseffekter inom en rimlig tidshorisont. Om det är ett källområde som skall saneras så värderas oftast schakt kontra termiska metoder, säger A. Om det är mindre kontamineringar så faller de termiska- och schaktmetoder bort tidigare i processen på grund av kostnaden per kubikmeter. Termiska metoder förbrukar också mycket el, så i små saneringsprojekt så blir andra metoder mer aktuella. A berättar att riskvärderingsprocessen handlar mycket om vilka saneringseffekter man vill uppnå och till vilken kostnad. Sedan följer omgivningspåverkan, miljöaspekter, naturresurser och energiförbrukning. A poängterar att en del hävdar att man kan använda andra metoder, som injektering, i källområden till lägre kostnad, men han har inte riktigt sett övertygande resultatet av det ännu. Han säger att man då kan behöva upprepa saneringen gång på gång var tredje eller var femte år. Riskvärderingsprocessen brukar alltså handla om saneringseffekter, kostnader och energiresurser - samt i den ordningen.

**Mot bakgrund av ett eller ett par specifika projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs, vad skulle du säga var den viktigaste faktorn bakom valet av just termisk in situ-behandling som saneringsmetod?**

A säger att den viktigaste faktorn är om det är ett källområde eller ej. Då blir det ofta inte försvarbart att schakta på grund av de stora djupen. Det kan till och med bli billigare än schaktning. Han understryker dock att det fortfarande är ett begränsat antal företag som kan utföra en termisk entreprenad, i motsats till schaktsanering. I exempelvis Järnsågen fanns enbart en entreprenör som kunde lämna anbud. Ska den termiska behandlingen utföras i berg, finns ännu färre entreprenörer än om den utförs i jord. A säger att den viktigaste faktorn bakom valet av termisk in situ-behandling är erforderlig saneringseffekt inom rimlig projekttid (alltså 2-3 år). Sätter man upp de kriterierna så blir det inte så många metoder kvar.

**Näst viktigaste?**

A understryker att saneringseffekter och tid är viktigast. Steg två är kostnader, och steg tre är energiförbrukning och naturresurser. I det steget kan man exempelvis ställa antalet lastbilar i schaktsanering kontra energiförbrukningen av en termisk sanering. Sen finns det kulturella aspekter, om det exempelvis finns ett källområde under ett hus som är viktigt att bevara, då försvinner möjligheten att schaktsanera. A nämner också projektet i Järnsågen 3 där ett hus på fastigheten revs för att kunna göra en kombinerad schaktsanering och termisk bergsanering.

**På vilket sätt skulle du säga att hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) kommer in i riskvärderingsprocessen?**

A berättar att det kommer i ett senare skede, och att man först studerar hur man kan åtgärda föroreningen effektivt. Om en metod inte gör det så kan man inte heller kalla

den hållbar. Det är först i led tre eller fyra som man tar hänsyn till hållbarhet och miljö. Han poängterar dock att hållbarhet är ett vitt begrepp så det är svårt att ge ett exakt svar. Har man flera metoder som ändå uppnår effektiv sanering då blir det givetvis viktigt med metodens hållbarhet. Han utvecklar och jämför schaktsanering med termisk behandling. Det är inte säkert en termisk behandling kräver mer energi än en schaktsanering om man tar hänsyn till transportsträckorna som lastbilarna måste färdas. Ur ett ekonomiskt perspektiv så brukar själva energiförbrukningen stå mellan 10-15% av entreprenadkostnaden vid termisk behandling.

**Har hållbarhet spelat någon roll för valet av just termisk in situsanering i kvarteret Renen? På vilket sätt?**

A säger att det inte spelat så stor roll. Valet de hade var egentligen "antingen så sanerar vi, eller så sanerar vi inte". Skulle de sanera så fanns enbart konduktiv termisk uppvärmning som alternativ, eftersom det var ett källområde i berg. Hållbarhetsaspekten kom in genom krav från beställaren (Varbergs kommun) att elenergin i projektet skulle vara förnybar.

**Vad ser du för framtida förbättringsåtgärder av teknikerna för termisk in situbehandling? På vilket sätt skulle det innebära en förbättring?**

A säger att det är en fråga som lämpar sig bättre till någon på entreprenörssidan, men att han tycker att metoderna är ganska väl beprövade. Spontant ser han inte hur teknikerna skulle kunna utvecklas, men nämner att McMillan-McGee tagit fram en ny typ av konduktiv uppvärmning som bygger på induktion. Då får man en större effekt tack vare att själva värmeelementet är större.

## Intervju med person B

Person B ombads först att berätta lite om sin bakgrund i branschen.

**Hur många projekt med termisk in situ-behandling har du varit involverad i? Vad är namnen på dessa?**

De projekt B har varit involverad i är Kvarteret Renen i Varberg, Färgaren 3 i Kristianstad och Järnsågen 3 i Trollhättan.

**Känner du till några andra som utförts i Sverige?**

Andra projekt B känner till är i Kvarnholmen (sanering i berg), Visby (jord), Uppsala (jord) Nymans. Även kommande projekt i Norrköping som ska behandla stenkolstjära, samt ett annat i Teckomatorp som behandlar tunga bekämpningsmedel.

**Vad är vanligtvis din roll i olika saneringsprojekt med termisk in situ-behandling?**

I projekt Färgaren 3 och Järnsågen 3 var B teknisk projektledare.

**Utifrån din erfarenhet, vad är de största tekniska begränsningarna med termisk in situsanering? Vad i tekniken erbjuder störst möjligheter i relation till andra saneringstekniker?**

Enligt B är den mest avgörande begränsningen att endast ämnen som har rimliga kokpunkter under 100 grader och då kan avgå i gasfas normalt är behandlingsbara med termisk in situ-behandling. I jämförelse med andra tekniker menar han att termisk in situ-behandling den enda som är möjlig i berg, inom rimliga tidsaspekter. I jord är grunda schakter på 3-6 m lika bra som termisk behandling. Men i källområden med väldigt höga koncentrationer, där DNAPLs ligger i egenfas, då finns egentligen ingen annan konkurrerande saneringsmetod än termisk in situ-behandling, inom rimliga tider, djupt i marken säger B.

Han tillägger på slutet av intervjun att det är mycket svårare att behandla tyngre DNAPLs med termiska metoder. Det finns inga riktiga tidigare erfarenheter av det, men det finns projekt som är på gång. B nämner ett som ska behandla stenkolstjära i Norrköping samt ett annat med tunga bekämpningsmedel i Teckomatorp. Sådana föroreningar har kokpunkter på flera hundra grader. Med TCH går det att värma upp marken så mycket, men då får det inte vara något vatten kvar alls, utan allt måste kokas bort. B berättar att det var något de upptäckte i projekt kvarteret Renen, där 100 grader inte uppnåddes överallt i berget för att det fanns lite vatten kvar. Han menar också att det för tyngre DNAPLs också går åt väldigt mycket energi. Anläggningar och problem som korrosion blir besvärligare och man måste ha utrett alternativen väldigt noggrant innan. Samtidigt säger B att han kan förstå projekten ur teknikutvecklingsbehovs-aspekt.

**Vi har förstått det som att ni i stort sett är klara med den termiska in situ- behandlingen i projekten Renen, Färgaren 3 och Järnsågen 3. Kan du berätta lite om hur det har gått?**

Enligt B har de tre projekten gått överraskande bra. En stor fördel är att man kan mäta exakt hur stor mängd av föroreningen som man faktiskt avlägsnar, genom förångning och sedan mätning. Han säger att det nästan inte finns någon annan metod som kan mäta det. Man kan också mäta hur mycket som finns kvar i jorden efter saneringen. I Färgaren 3 i Kristianstad kunde man se att långt över 99% av föroreningen togs bort, och i grundvattnet nära källan var nästan helt rent. I berget i projekt Järnsågen i Trollhättan var det svårare att utvärdera mängder efteråt. Men det gjordes undersökningar i 2 år efter saneringen och man kunde se att halterna

även här var reducerade med över 99%. B säger att metoden har visats vara mer effektiv än vad man trott på förhand.

**I de projekt du varit involverad i, stötte ni på några "oväntade" problem längs vägen? Kan du beskriva dessa?**

Det är ju alltid så att det uppkommer några problem, det hör ju till menar B. Om man ska definiera problem som extra kostnader som dyker upp så är de små jämfört med andra typer av anläggningsprojekt. I de saneringsprojekt som B varit med i utgjorde tilläggsbeställningar enstaka procent av totalkostnaden. Väldigt få problem bidrog till merkostnader. En överraskning i Kristianstad var att man trodde att all oljeförening tagits bort genom den ca 3 m djupa schaktningen, men ytterligare olja kom upp när de började värma. Anläggningen var inte projekterad för att ta emot oljeföreningar. B säger den olja de fick upp vid värmningen inte var jättemycket, men kanske upp mot 100 kg. Han säger att de säkert inte fick bort allting, men en del av oljan går upp i luften och trots att det inte är en jättefarlig förening ställer det till problem när det kommer in i alla filter.

B tar upp ett annat problem som uppkommer med att koka lera, nämligen att ganska mycket partiklar från leran också avgår och suggs upp vilket ställer till det när de hamnar i filtren. Ytterligare ett problem med förloppen när marken börjar koka är att det kommer väldigt mycket förorening på kort tid. På bara några dagar kan det komma flera hundra kg klorerade lösningsmedel. Om man inte har mycket filter då så kan det bli genomslag på filtren så det går upp i luften, och det vill man inte, säger B. Det skedde en incident i Kristianstad där det blev lite extra utsläpp till luft, vilket kändes onödigt enligt B.

I Järnsågen 3 i Trollhättan uppkom inga egentliga överraskningar. Här menar B också att det inte hade gjorts så många liknande saneringar i berg när denna påbörjades. Fast en överraskning, tillägger B, kanske var att det förväntades att berget skulle koka torrt. Vissa borrhål blev helt torra men i många visade det sig stå kvar vatten i. Dock uppkom en incident i Järnsågen 3 när saneringen avslutades och prover skulle tas på grundvattnet i behandlingsvolymen. Normalt sett brukar vattnet alltid omsättas och när konsulten gjorde detta sänktes trycket i själva borrhålet och det blev som en geijser. Efter detta har nya rutiner tagits fram för hur man ska provta vatten som kan koka. Ingen olycka skedde men risken fanns. Det tar flera år innan temperaturer i berget är tillbaka till de ursprungliga. B säger att man i Järnsågen 3 i Trollhättan mätte temperaturer i två år efter avslutad sanering, och att man i Färgaren 3 i Kristianstad mäter det fortfarande. Enligt B går det dock fortare att både kyla av och värma upp berg än jord. Det beror på att det är mycket mer vatten i jord. Berg är egentligen enklare att sanera och mer kostnadseffektivt, säger B.

**Kan du beskriva hur riskvärderingsprocessen sett ut i de projekt du varit involverad i. Har det varit liknande kriterier som bedömts i valet av åtgärd för olika projekt? Vilka i så fall?**

När B år 2012 började jobba med projektet Färgaren 3 i Kristianstad saknades erfarenhet om termiska in situ-behandlingar i Sverige. B säger att man därför kollade mycket på anläggningar i Danmark och Tyskland och hur det hade gått för dem. Sedan gick processen i Färgaren till så att omfattningen av föroreningen kartlades och sedan utreddes möjliga alternativ. Att schakta på 20 meters djup gick bort ganska snabbt, och man resonerade även kring biologisk behandling. Biologisk behandling visste man dock skulle ta flera tiotals år och att kommunen inte är intresserad av saneringar som håller på så länge. Själva riskvärderingen att en åtgärd skulle göras var en riskvärdering i sig, men gällande vilken metod så fanns det inte så mycket alternativ i det fallet där, menar B.

Gällande projektet Färgaren 3 var det primärt grundvattnet som behövde skyddas som resurs, samt att kommunen ville utveckla bostadsområde på platsen. Men det viktigaste där var effekten och riskreduktionen för grundvattenskyddet, enligt B. I Trollhättan var det en annan riskbild, och ingen grundvattenresurs som hotades. Istället var bostadsområdet och de boende där som skulle skyddas från exponering som var största prioritering.

Genomgående för alla projekt som B varit med i är att termiska in situ-metoder är motiverade om det finns kraftig förorening i fri fas, och därmed stora risker kopplade. Vid mindre skador med mindre risker är termisk behandling ofta inte motiverad på grund av den stora energiåtgången. Sammanfattningsvis menar B att det ser olika ut från fall till fall. Utgångspunkten i riskvärderingsprocessen är dock alltid att klorerade lösningsmedel inte kan finnas kvar på platsen i tätbebyggda områden.

**Mot bakgrund av ett eller ett par specifika projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs, vad skulle du säga var den viktigaste faktorn bakom valet av just termisk in situ-behandling som saneringsmetod?**

B hävdar att tiden och reningsgraden är de klart viktigaste faktorerna som man tittar på när saneringsmetod väljs. Alltså att tekniken på ganska kort tid kan ta bort föroreningen. Det passar in i dagens samhälle, för en kommun, och för Naturvårdsverkets bidragssystem säger han.

**Näst viktigaste?**

Något som är viktigt är att man vet att man når målen, det vill säga att tekniken måste vara förutsägbar, och det är termisk in situ behandling berättar B. Från början krävdes det att våga innan man visste helt, för trodde man inte att man kunde rena berg. Till slut vågade några kommuner och idag vet man att det fungerar jättebra.

**På vilket sätt skulle du säga att hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) kommer in i riskvärderingsprocessen? Har hållbarhet spelat någon roll för valet av just termisk in situsanering i projekten och på vilket sätt?**

Enligt B kommer hållbarhet inte in särskilt mycket i just riskvärderingsprocessen. I upphandlingen fanns krav från kommunen (beställaren), att det skulle vara fossilfri el som användes.

Om man ser till alternativ mellan olika saneringsmetoder så är det svårt att välja vilken som kan definieras som mest hållbar, säger B. Vid schaktning skulle det gå åt diesel, och biologiska metoder kan kännas bra men då måste man hålla på i 25 -50 -100 år, och B ställer frågan vad det innebär i resurser i längden. Han säger att de inte genomförde några beräkningar för olika saneringsmetoder för projekt Färgaren, och att det är svårt att väga transporter mot elförbrukning eller korta, intensiva projekt mot "evighetsprojekt".

2012 fanns inte hållbarhet med som en punkt i riskvärderingsprocessen men idag skriver B alltid om det i projekt. Just hållbarhet är inte den viktigaste frågan i projekt som är förknippade med stora risker, utan det viktigaste blir att minimera riskerna. Vid sanering av mer lågförorenad jord anser han dock att hållbarhetsaspekten är viktigare, än vid fall där DNAPLs lakas ut och hotar människors hälsa eller betydande grundvattenresurser.

**Vad ser du för framtida förbättringsåtgärder av teknikerna för termisk in situ-behandling? På vilket sätt skulle det innebära en förbättring?**

Det finns mycket att göra i att minska energianvändningen och att använda överskottsenergin, tycker B. Han har inte fördjupat sig i den frågan men han tror att det finns förbättringsmöjligheter där.

Energieffektiviteten har skiljt sig åt i de projekt i Sverige där termisk in situ-metod har använts. B tror att i de fallen med små förorenade volymer blir energieffektiviteten dålig och kostnaden för hög, för att finns höga fasta kostnader. Därför tror han att en annan teknikutveckling är optimerad termisk in situ-behandling som är nerskalad och inte har lika höga fasta kostnader.

Idag finns olika metoder för konduktiv värme, man kan värma med induktion och på andra sätt. B säger att den stora fördelen med konduktiv värme är att man kan bygga ut anläggningen vid behov utan att behöva projektera om allting. B påpekar att ERH (som bara går i jord eller vattenmättat berg, kanske kalksten) sägs vara mer energieffektiv men han har inte sett några siffror som egentligen verifierar det.

## Intervju med person C

Person C ombads först att berätta lite om sin bakgrund i branschen.

### **Hur många projekt med termisk in situ-behandling har du varit involverad i? Vad är namnen på dessa?**

C har varit involverad i ett avslutat projekt vilket är saneringen av kvarteret Noatun, Uppsala. C är just nu involverad i fem olika projekt som är pågående, Gasverket i Norrköping där man är i slutfasen av saneringen, BT Kemi där man ska påbörja en ny drift inom några veckor, Nyköping oljedepå där förberedelser för installation pågår, fjällbodepån (tågdepå) där installation pågår och sanering är beräknad att dra igång till sommaren, samt ett annat projekt som är färdig projekterat. I samtliga projekt kommer en kombination schaktning och termisk in-situ sanering användas, där petroleum, PAH:er, klorerade lösningsmedel och pesticider är de föroreningar som förekommer.

### **Känner du till några andra som utförts i Sverige?**

C nämner det danska företaget Krüger som utfört projekt i Trollhättan, Varberg, Stockholm och Kristianstad. Han nämner även saneringen av Reno kemomat, Gotland.

### **Vad är vanligtvis din roll i olika saneringsprojekt med termisk in situ-behandling?**

C har ett övergripande ansvar för hela projekten, men är mest aktiv i upphandling och projekteringsfasen. Under själva genomförandet lämnar han över till den operativa organisationen. C finns alltid med under själva utförandet på möten och som ett stöd. Han är en övergripande projektledare.

### **Utifrån din erfarenhet, vad är de största tekniska begränsningarna med termisk in situsanering? Vad i tekniken erbjuder störst möjligheter i relation till andra saneringstekniker?**

Enligt C är det viktigt att sätta upp rätt avgränsningar av det förorenade området. Det kan bli stora problem om avgränsningarna sätts fel och delar av föroreningarna ligger utanför det planerade området som ska saneras. Detta kan leda till att de föroreningar som är utanför saneringsområdet sugas in mot området vid vakuumextraktion vilket kan leda till avsevärt mycket längre saneringstider. Ett annat problem som tas upp är grundvattenströmning som måste vara väl undersökt så att inte grundvatten kyler området under saneringen. En begränsning är tillgänglighet av elenergi i anslutningspunkten till elnätet på saneringsplatser, C nämner att man kan bli tvungen att sanera etappvis i delområden då tillgängligheten inte är tillräcklig för att sanera hela området.

C talar även om att problem kan uppstå rent juridiskt vid sanering av uppgrävda jordmassor på plats, där vissa lagstiftningar kan begränsa hur saneringen kan gå till.

C berättar att de största möjligheterna med termisk in-situ sanering, jämfört med andra in-situ metoder, är att det är en väldigt effektiv och förutsägbar saneringsmetod. Man kan med ganska stor säkerhet säga hur lång tid det kommer ta, vad det kommer kosta och vilka resultat man kan förvänta sig. Jämfört med schaktning så är metoden mycket dyrare räknat per kubikmeter sanerat material, men fördelen är att man kan komma åt föroreningar som är svåråtkomliga och ligger på stora djup, samt att mycket mindre buller för omgivningen uppstår jämfört med schaktning. I många fall kan saneringens totala miljöbelastning minska tack vare minimering av transporter och uttag av ersättningsmassor.

**Vi har förstått det som att ni i stort sett är klara med den termiska in situ- behandlingen i projekten kvarteret Noatun, Uppsala, f.d. Nymans verkstäder**

I den avslutade saneringen i kvarteret Noatun, Uppsala hade en reduktion av den genomsnittliga föroreningshalter i jord på 99% och 99,9% i grundvattnet. Man låg där en bra bit under åtgärdskraven på halter i jord (resthalt TCE 0,2 mg/kg ts, åtgärdskravet var 4,3 mg/kg ts). Tidsplanen hölls.

**I de projekt du varit involverad i, stötte ni på några "oväntade" problem längs vägen? Kan du beskriva dessa?**

C berättar att man stötte på en stor oljetank när man borrhade, som inte var kartlagd, oljetanken kunde lett till stora problem och täppt till luftflödet vid extraeringen av ånga. Oljetanken grävdes bort.

**Kan du beskriva hur riskvärderingsprocessen sett ut i de projekt du varit involverad i. Har det varit liknande kriterier som bedömts i valet av åtgärd för olika projekt? Vilka i så fall?**

C nämner att han inte är insatt i hur konsulterna jobbar med att ta fram riskvärderingsprocessen men nämner att det ofta handlar om tidskrav som styr val av åtgärds metod. Ofta tittar man på vad man ska åstadkomma och vilken riskreduktion man behöver göra, det kan handla om ångor till byggnader eller spridning med grundvatten, samt att man följer naturvårdsverkets manualer för hur man går till väga. C nämner även att man ibland vill jobba med pilotsaneringar och på så sätt utveckla tekniken.

**Mot bakgrund av ett eller ett par specifika projekt med termisk in situ-behandling av DNAPLs, vad skulle du säga var den viktigaste faktorn bakom valet av just termisk in situ-behandling som saneringsmetod?**

C nämner att termisk in-situ sanering är väldigt pålitlig om man vill vara säker på att saneringen håller sig till tidsplan och budget. Han nämner även att metoden är effektiv vid sanering av verksamheter som fortfarande är i drift då utgrävning och rivning kan undvikas.

**På vilket sätt skulle du säga att hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) kommer in i riskvärderingsprocessen? Har hållbarhet spelat någon roll för valet av just termisk in situsanering i projekten och på vilket sätt?**

C tror att det blir mer och mer relevant på myndighetssidan hos statligt drivna projekt, medan på företagssidan tror han att det främst är ekonomin och tiden som prioriteras i första hand.

Det framkommer även att det i dagsläget inte finns mer än ett fåtal behandlingsanläggningar i Sverige som snabbt kan bränna eller tvätta jorden för att sedan skicka tillbaka den till saneringsplatsen. C tror inte att sådana behandlingsanläggningar kommer användas då lagstiftning och marknad inte ger några bra förutsättningar för det idag. Så länge vi har dagens relativt låga priser på deponering.

**Vad ser du för framtida förbättringsåtgärder av teknikerna för termisk in situ-behandling? På vilket sätt skulle det innebära en förbättring?**

C säger att teknikerna som används idag är avsedda för stora saneringsprojekt men att det skulle vara intressant att utföra mindre småskaliga saneringsprojekt med termisk sanering, där standardiserade små anläggningar används som möjliggör att en mindre volym jord saneras.

Ett annat förslag C lyfter fram är att använda sig av mer on-site sanering där jordmassor schaktas och behandlas på plats för att sedan återföras till marken. Detta kan dock vara ett problem rent juridiskt då sanerad mark räknas som ett avfall.

## Intervju med person D

Person D ombads först att berätta lite om sin bakgrund i branschen.

**Hur många projekt med termisk in situ-behandling har du varit involverad i? Vad är namnen på dessa?**

Det projekt som D främst har varit involverad i är Färgaren 3 i Kristianstad och han har även viss insyn i BT kemi södra området i Teckomatorp där det pågår termisk behandling, dock inte av klorerade lösningsmedel. Han deltar även i flera projekt som är i utredningsskede där termiska saneringsmetoder utreds/övervägs som ännu inte påbörjat sanering.

**Känner du till några andra som utförts i Sverige?**

Exempel på andra projekt som D känner till är Reno Kemomat i Visby, Järnsågen i Trollhättan, Kvarteret Renen i Varberg och Kvarnholmen i Stockholm. Han nämner även ett projekt med termisk sanering i Norrköping.

Utöver avslutade/pågående projekt, nämner han ett projekt där termisk behandling prövades i ett pilotförsök. Området var förorenat med kreosot.

**Vad är vanligtvis din roll i olika saneringsprojekt med termisk in situ-behandling?**

D berättar att hans roll i saneringsprojekt, inte bara de med termisk in situ-behandling, är att vara delaktig från början till slut. Han berättar att han är med redan tidigt i projektet, under inventering och kartläggning. Vidare är han en aktiv part i själva saneringsskedet och följer även upp projekten efter avslutad sanering.

**Utifrån din erfarenhet, vad är de största tekniska begränsningarna med termisk in situsanering? Vad i tekniken erbjuder störst möjligheter i relation till andra saneringstekniker?**

Eftersom D endast har varit delaktig i ett projekt med termisk sanering, baseras svaren på erfarenheter från detta projekt. D nämner exempel på tekniska begränsningar och ett av dessa är infrastrukturen kring anläggningen. Exempelvis om metoden utförs med gas så måste tillgång till gas finnas och elledningar krävs om metoden utförs på el.

D nämner även att det är viktigt att kartlägga exakt var föroreningarna befinner sig i marken innan behandling, då det är svårt att justera anläggningen efter att behandlingen är påbörjad. Vidare nämner D att det finns ganska få tekniska begränsningar, men att behandling däremot är en dyr och energikrävande metod.

D berättar att enligt egen erfarenhet, är metoden ganska robust när man väl vet vad man vill åtgärda. D berättar att en fördel är att man når väldigt långt, det vill säga att metoden uppnår hög reduktion av källtermen, vilket kan vara svårt för andra metoder. En annan fördel som D nämner är att metoden fungerar i de flesta jordtyperna, även i berg.

Ytterligare en fördel som D nämner är att termisk behandling kan sanera väldigt djupt. Det finns andra metoder som kan sanera djupt, men dessa har sina begränsningar. Exempelvis så är det möjligt att sanera djupt med schaktning, men en sådan sanering kan bli besvärlig och farlig. D nämner att termisk sanering inte är så begränsad, bara behandlingen uppnår rätt temperatur så kan man vara lugn i att den fungerar.

**Vi har förstått det som att ni i stort sett är klara med den termiska in situ-behandlingen i kvarteret Färgaren. Kan du berätta lite om hur det har gått?**

D berättar att det har gått bra, projektet avslutades för några år sedan. Provtagningar för källområdet gjordes direkt efter avslutad behandling och dessa visade att åtgärdsmålen var nådda. D berättar att det inte heller har setts någon betydande spridning av förorening från området.

Däremot berättar D att det fortfarande finns det en plym kvar och att det därför inte går helt exakt att säga hur det har gått. Han berättar att det kan ta länge innan plymen är helt borta. Men allt tyder på att källområdet är sanerat och att behandlingen har gått bra.

**I projektet kvarteret Färgaren, stötte ni på några "oväntade" problem längs vägen? Kan du beskriva dessa?**

Under den termiska saneringen berättar D att tillgången till el var en utmaning och även infrastrukturarbetet kring detta. Han berättar att det var ett lösbart problem men att det inte är helt lätt att sätta upp en sådan anläggning var som helst. I övrigt gick saneringen i stort sett enligt plan.

D berättar om ett problem som uppkom under pågående behandling. I början av behandlingen kom ingen förorening och sedan en tid in i projektet kom väldigt mycket förorening under en kort period. D berättar att det var en händelse som de skulle varit bättre förberedda för, då reningsanläggningen i projekt Färgaren inte var anpassad för detta scenario. Han minns inte exakt vad som hände, men tror att konsekvensen blev att kolfiltret i reningsanläggningen blev mättat och att eventuellt en del förorening kan ha släppts ut till luften.

**Kan du beskriva hur riskvärderingsprocessen sett ut i de projekt du varit involverad i. Har det varit liknande kriterier som bedömts i valet av åtgärd för olika projekt? Vilka i så fall?**

D nämner att riskvärderingsprocessen överlag är ganska unik för statliga projekt. D berättar även att han vet att det finns en önskan om att riskvärderingsprocessen ska göras på liknande och standardiserade sätt, men menar enligt egna erfarenheter att detta låter bra i teorin men kan vara svårt i praktiken. Han anser att det är viktigt att göra en subjektiv bedömning och att värdera olika kriterier.

För projekt Färgaren var metoden för att ta fram riskvärderingsprocessen ganska lik andra, men kriterierna togs fram specifikt för projektet. Först lades olika kriterier och olika alternativ upp och därefter värderades dessa enligt en skala.

D berättar att en viktig parameter som bedömdes för projekt Färgaren var miljö- och hälsorisker och metodens riskreduktion. För projekt Färgaren var förutsättningarna väldigt speciella, det förorenade området hotade en av norra Europas största grundvattenförekomster, så att få bort föroreningarna var ett väldigt viktigt kriterium. En annan parameter som bedömdes var kostnad och kostnadseffektivitet. Även begränsning i markanvändning och i grundvattenuttag efter utförd åtgärd. Ett kriterium för omgivningspåverkan under pågående åtgärd var med, men var inte en av de tyngre parametrarna. D berättar att detta kriterium kan vara mer respektive mindre viktigt beroende på var saneringen utförs. I projekt Färgaren låg det förorenade området inom ett industriområde vilket gjorde det till ett mindre viktigt kriterium. D nämner att tid för att genomföra saneringen är ett till kriterium. Samt genomförbarhet, det vill säga hur stor chans det är att saneringen faktiskt lyckas.

Vidare berättar D att de Nationella miljömålen var med som en punkt för projekt Färgaren, där de metoder som inte uppfyllde målet giftfri miljö fick en lägre poäng. Han berättar att idag hade fler mål kanske vägts in mer och att målen styr mycket mer än bara målet giftfri miljö.

Slutligen berättar D att begreppet hållbarhet blev först mer aktuellt efter att Agenda 2030 skapades och att hållbarhet därmed inte togs upp så mycket i projekt Färgaren. Riskvärderingsprocessen för projektet hade mest troligt sett annorlunda ut om den utfördes idag, exempelvis genom andra formuleringar för kriterierna. D nämner att han tror att utfallet fortfarande hade blivit det samma.

**Vad skulle du säga var den viktigaste faktorn bakom valet av just termisk in situ-behandling som saneringsmetod?**

**Näst viktigaste?**

D berättar att tidigt i projektet bestämdes hur långt saneringen behövde nå för att säkra grundvattenförekomsten. Det tog ett tag in i åtgärdsförberedelsen tills metoden slutligen valdes. Längre stod schaktsanering kvar som ett alternativ. Grävborrning var även med länge som alternativ, men föll sedan på att det var för djupt. Den största faktorn bakom valet av termisk in situ-behandling var att det inte bedömdes finnas något annat alternativ som skulle nå så djupt, med tillräcklig säkerhet. Vilket som var viktigast är svårt att säga berättar D, men kombinationen av att det var stora djup samt att det var väldigt viktigt att nå hög riskreduktion gjorde att termisk in situ-metod valdes.

Projekt Färgaren var en kombination av både schakt och termisk sanering. D berättar att det fanns en fördel med att schakta de första metrarna, då det undanröjer många bekymmer. Genom schaktningen hittades även ytterligare ett föroreningsområde i anslutning till en gammal brunn. Men han berättar även att det är svårt att gräva på mer än 20 meters djup och inte så fördelaktigt för ett område som inte är så stort. För att gräva så djupt måste man antingen göra något som liknar ett dagbrott eller så behövs det spontas otroligt mycket, vilket kostar väldigt mycket pengar. D berättar att det diskuterades kring risker kring bottenuppträngning och om stora mängder grundvatten i saneringsområdet, varför traditionell schaktning föll bort. Men borrningssanering stod kvar, vilket är en metod där man borrar upp förorening och samtidigt stabiliserar marken. Han nämner att problemet med metoden är att det är svårt att veta om man får bort all förorening så långt ner och att alternativet inte bedömdes vara så bra om man ser till genomförbarhet.

D berättar att det har varit väldigt mycket fokus på att vi bara gräver i Sverige och att vi därmed ska bli bättre genom att hitta alternativ och andra lösningar som är mer hållbara. Det fanns därmed en önskan om att det skulle bli en in situ-lösning för projekt Färgaren, vilket underlättade vid val av åtgärd. D tror däremot inte att just termisk in situ-sanering är den enda lösningen på denna önskan. Han nämner att idag pratar man även om andra lösningar. Men vid val av metod för projekt Färgaren låg det i tiden att pröva något annat och termisk sanering var innovativt då och innebar att man kunde slippa deponera stora jordmassor.

**På vilket sätt skulle du säga att hållbarhet (miljömässig, social och ekonomisk) kommer in i riskvärderingsprocessen?**

För projekt Färgaren så pratade man om hållbarhet, men kanske inte enligt dagens definition berättar D. Han nämner att det diskuterades kring koldioxidutsläpp, men att detta inte togs upp i riskvärderingsprocessen. De nationella miljömålen togs upp, men mest kring målet giftfri miljö, det vill säga att få bort förorening och att nå reduktionsmål. Han berättar att ekonomisk hållbarhet togs upp, både kostnader och kostnadseffektivitet. Sammantaget för projektet berättar D att hållbarhetsperspektiv vägdes in, men inte på samma sätt som det skulle gjorts idag.

**Har hållbarhet spelat någon roll för valet av just termisk in situsanering i kvarteret Färgaren? På vilket sätt?**

Hållbarhet var inte det framträdande motivet för valet av termisk in situ-sanering berättar D. Metoden för detta projekt valdes utifrån hot mot grundvattenresurs, samt höga krav på riskreduktion.

**Vad ser du för framtida förbättringsåtgärder av teknikerna för termisk in situbehandling? På vilket sätt skulle det innebära en förbättring?**

D nämner att det borde finnas en möjlighet till reducering i pris, alltså att metoden blir billigare på sikt. Att det är dyrt idag kan bero på att det är få som har kunskap om behandlingen och att det finns få aktörer med patent. Rent tekniskmässigt, så berättar D att energiåtgången är en viktig förbättringsfaktor. Vid jämförelse av exempelvis transporter för schaktsaneringar och termiska in situ-saneringar, så går det även åt mycket energi för termisk behandling. Så en förbättringsåtgärd skulle vara att sänka energiförbrukningen för behandlingen. D berättar att det går att välja typ av el, exempelvis miljömärkt el, men att det fortfarande skulle vara tacksamt att sänka energiförbrukningen.

D berättar även att termisk sanering tas upp i andra projekt som alternativ, men att vid val av metod kanske det finns andra alternativ som är mindre kostsamma och ger någorlunda bra riskreduktion. Idag kollar man på andra alternativ också. D berättar att om behandlingen skulle bli både billigare och mer energisnål, så skulle den vara väldigt attraktiv.

För statliga saneringsprojekt är tanken att saneringen ska ha engångskaraktär, det vill säga att saneringen ska utföras en gång ordentligt och sedan ska man inte behöva komma tillbaka och sanera igen. D berättar vidare att detta kan vara svårt att ta hänsyn till, att välja mellan ett alternativ som kräver mer energi och påverkar miljön mer, men att den reducerar större del av föroreningen eller att välja ett alternativ som blir något av en halvmesyr, men är billigare och bättre för miljön.