

WHIRLPOOL SWEDEN AB

KOMPLETTERANDE MILJÖTEKNISK UNDERSÖKNING AVSEENDE KLORERADE LÖSNINGSMEDEL PÅ STRÖMBRYTAREN 10, 11 OCH 12

HUVUDRAPPORT



wsp

KOMPLETTERANDE MILJÖTEKNISK UNDERSÖKNING AVSEENDE KLORERADE LÖSNINGSMEDEL PÅ STRÖMBRYTAREN 10, 11 OCH 12

Huvudrapport

Whirlpool Sweden AB

KONSULT

WSP Environmental Sverige

Laholmsvägen 10

302 66 Halmstad

Besök: Laholmsvägen 10

Tel: +46 10 7225000

WSP Sverige AB

Org nr: 556057-4880

Styrelsens säte: Stockholm

www.wsp.com

KONTAKTPERSONER

Lars Davidsson – 010-722 52 63

lars.davidsson@wspgroup.se

Susanna Renmarker – 010-722 52 65

susanna.renmarker@wspgroup.se

PROJEKT

Whirlpool

UPPDRAGSNAMN

Whirlpool - CAH-undersökningar

UPPDRAGSNUMMER

10294151

FÖRFATTARE

Lars Davidsson

DATUM

2020-08-23

ÄNDRINGSDATUM

INNEHÅLL

1	SAMMANFATTNING	7
2	INLEDNING	9
2.1	UPPDRAG	9
2.2	SYFTE	9
2.3	OMFATTNING	10
2.4	FÖRSLAG PÅ ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	10
2.5	KLORERADE LÖSNINGSMEDEL - EGENSKAPER	11
3	VERKSAMHETSBESKRIVNING	11
3.1	NUVARANDE VERKSAMHET	11
3.2	HISTORISK VERKSAMHET	11
4	TIDIGARE MILJÖUTREDNINGAR OCH UNDERSÖKNINGAR	13
5	OMRÅDESBESKRIVNING	13
5.1	UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	13
5.2	TOPOGRAFI	14
5.3	RECIPIENT OCH VATTENINTRESSEN	14
5.4	HYDROLOGI	15
5.5	GEOLOGI	15
5.6	HYDROGEOLOGI	17
5.6.1	Generellt om "Hydrogeologi för förorenade områden"	17
5.6.2	Platsspecifik bedömning av hydrogeologin	19
6	UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR OCH ERHÅLLNA RESULTAT	21
6.1	INOMHUSLUFT	21
6.2	JORD OCH BERG	21
6.2.1	Mätning av VOC i porgas	21
6.2.2	Fältnoteringar och Halter i jord	22
6.2.3	Tri-område 1	23
6.2.4	Tri-område 2	24
6.2.5	Utbredning och avgränsning i jord	25
6.3	GRUNDVATTEN	25
6.4	MIP	26
6.4.1	Jämförelse med uppmätta halter i jord och grundvatten	26
6.4.2	bedömda föroreningsnivåer i jord och grundvatten utifrån uppmätta MÅTvärden	27
7	KONCEPTUELL MODELL	27
7.1	SAMLAD BEDÖMNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN	27
7.2	EN MODELL AV VERKLIGHETEN	28
7.3	OSÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR	30

7.3.1	Generellt	30
7.3.2	Platsspecifika osäkerheter och kunskapsluckor	31

8 ÖVRIGT 32

Bilagor

Fält- och laboratorieresultat inkl. provtagningsplaner	Bilaga FL-A
Fält- och laboratorieresultat inkl. provtagningsplaner	Bilaga FL-B
Fält- och laboratorieresultat inkl. provtagningsplaner	Bilaga FL-C
Klorerade etener - egenskaper	Bilaga Egen
Topografi - översikt	Bilaga 1:1
Brunnar (SGU, 2017) - plankarta	Bilaga 1:2
Avrinningsområde, översikt - plankarta	Bilaga 1:3
Karta år 1930 och 1941 med bäck / dike	Bilaga 1:4a-b
Tänkbart grundvattenflöde och vattendelare år 1941	Bilaga 1:5
Läget för tidigare bäck / dike på karta från år 2020	Bilaga 1:6
Ledningsnät (VA-ledningar) år 2020	Bilaga 1:7
Bedömt grundvattenflöde och grundvattenbildning	Bilaga 1:8
Jord- och berggrund (SGU, 2017) - plankartor	Bilaga 2:1-2
Jorddjup - översikt	Bilaga 2:3
Bergnivåer inom undersökningsområdet	Bilaga 2:4a-d
Jorddjup inom undersökningsområdet	Bilaga 2:5a-d
Förekomst av finkorniga jordarter inom undersökningsområdet	Bilaga 2:6a-b
Profillinjer - 1a, 1d, 1i och 3	Bilaga 3:1a-c
Bedömda geologiska lagerföljder och grundvattennivåer i utvalda profillinjer	Bilaga 3:2
Grundvattennivåer år 2020 – plankartor – 2020-01-07	Bilaga 4:1
Grundvattennivåer år 2020 – plankartor – 2020-01-29	Bilaga 4:2a-c
Grundvattennivåer år 2020 – plankartor – 2020-02-07	Bilaga 4:3a-c
Grundvattennivåer år 2020 – plankartor – 2020-03-04	Bilaga 4:4a-c
Slugtester – resultat - plankartor	Bilaga 4:5a-c
Ledningsnät med höjdangivelser för vattengång - år 2020	Bilaga 4:6
Bedömd grundvattenflödesriktning och grundvattenbildning, våren 2020	Bilaga 4:7
Föroreningshalter i inomhusluft – utvärdering laboratorieresultat – tabell	Bilaga 5:1

Inomhusluft – plankartor (maxhalter)	Bilaga 5:2-5
Föroreningshalter i porluft – utvärdering laboratorieresultat - tabell	Bilaga 6:1
Porluftsmätning – laboratorieresultat - plankartor (maxhalter)	Bilaga 6:2-6
Föroreningshalter i porluft – utvärdering PID o HDI - tabell	Bilaga 6:7
Porluftsmätning – fält (PID och HDI) - plankartor (maxhalter)	Bilaga 6:8-10
Föroreningshalter i jord – utvärdering laboratorieresultat - tabeller	Bilaga 7:1a-b
Föroreningshalter i jord – detaljkartor tritvätt 1 och 2 - provpunkter	Bilaga 7:2a-b
Föroreningshalter i jord – plankartor (maxhalter) – tritvätt 1 (möh)	Bilaga 7:3a-f
Föroreningshalter i jord – plankartor (maxhalter) – tritvätt 2 (möh)	Bilaga 7:4a-f
Föroreningshalter i jord – PCE, TCE, cDCE och VC (maxhalter)	Bilaga 7:5a-d
Föroreningsnivå i jord – plankartor – tritvätt 1 och 2 nivåspecifik (möh)	Bilaga 7:6a-g
Föroreningshalter i grundvatten - tabell	Bilaga 8:1
Föroreningshalter i grundvatten – plankartor (maxhalter, 2014-2020)	Bilaga 8:2-7
Föroreningshalter i grundvatten – PCE, TCE, cDCE och VC (maxhalter)	Bilaga 8:8-11
MIP-resultat – tabeller	Bilaga 9:1
Statistisk utvärdering av MIP-resultat TRI1a, TRI1b och TRI2	Bilaga 9:2a-c
Föroreningsnivå-MIP – just. m jord (PCE och TCE) - plankarta	Bilaga 9:3
Föroreningsnivå-MIP – just. m grundvatten (PCE, TCE, cDCE och VC, - plankartor	Bilaga 9:4a-i
MIP-resultat i utvalda profiler - 1a, 1d och 1i	Bilaga 9:5
Bedömd föroreningsutbredning och spridning (plankarta och profiler)	Bilaga 10:1a-b
Beräknade porvattenhalter (från porluftshalter och från jordhalter)	Bilaga 10:2-3
Beräknade jordhalter (från grundvattenhalter)	Bilaga 10:4
Samband mellan halter i olika medier	Bilaga 11:1
Fördelningskoefficient - K_{oc}	Bilaga 11:2
Henrys konstant	Bilaga 11:3
Beräkning av samband med JoE vid tritvätt 1 och tritvätt 2	Bilaga 11:4-5
Konceptuell modell – (år 2020) – plan	Bilaga 12:1
Konceptuell modell – (år 2020) – profiler (1a och 1d)	Bilaga 12:2

Förkortningar:

ASG	Active Soil Gas sampling
cis-DCE	cis-1,2-dikloreten (nedbrytningsprodukt av PCE och TCE)
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquids (vätska tyngre än vatten)
PCE	Tetrakloreten (perkloretylen)
PID	Photoionization Detector (metod att analysera gaser, t.ex. lättflyktiga organiska föreningar)
TCE	Trikloreten
VC	Vinylklorid (nedbrytningsprodukt av PCE och TCE)
VOC	Lättflyktiga organiska föreningar (Volatile Organic Compounds)
mumy	meter under markytan

1 SAMMANFATTNING

WSP Environmental fick under hösten 2019 i uppdrag av Whirlpool att utföra en kompletterande miljöteknisk undersökning vid f.d. Whirlpools vitvarutillverkning i Norrköping. Den miljötekniska undersökningen har enbart fokuserat på klorerade lösningsmedel (PCE och dess nedbrytningsprodukter). Uppdraget har i grova drag omfattat; fältundersökningar och laboratorieanalyser, sammanställning och utvärdering av föroreningsituationen samt revidering och uppdatering av den konceptuella modellen över föroreningsituationen.

Inom området startade industriverksamhet i början på 1940-talet. Radio-, TV- och stereoapparater tillverkades fram till slutet av 1980-talet. Därefter tillverkades mikrovågsugnar fram till år 2014 då verksamheten avvecklades. Idag utgör de stora lagerlokalerna framför allt utrymmen för förvaring av diverse gods. Under en stor del av tillverkningsåren fanns det inom området avfettningssanläggningar, där metaller förberedes för senare ytbehandling. Två sådana avfettningssanläggningar har identifierats, tritvätt 1 och 2.

Den kartläggning av jordlagerföljder som WSP genomfört visar att det sannolikt finns betydande mängder isälvsmaterial inom området, både ovanför och under grundvattenytan, vilket också överensstämmer med SGUs jordartskartor. Det förefaller som isälvs materialet till stora delar utgörs av sand. Under grundvattenytan och på större djup har förekomst av grus eller grusigare sand påvisats, vilket antyder att dessa djupare liggande jordlager kan vara potentiellt mer vattenförande. Dessa grusiga skikt förefaller dock ställvis ha en viss moränliknande karaktär, vilket sannolikt innebär att det ställvis kan finnas morän inbäddat i det grövre grusiga isälvs materialet på större djup inom undersökningsområdet. Mer tydlig förekomst av morän verkar dock finnas på större djup i de södra delarna av undersöknings-området. Ovanför grundvattenytan finns inom flera områden en något mindre vattenförande jordart, sannolikt en silt eller en siltigare sand.

En tydlig och kraftig föroreningskälla av PCE har påvisats i omättad zon, framför allt ca 2-6 meter under markytan inom ett område i jorden under betonggolvet i byggnaderna vid tritvätt 2. Det förorenade området bedöms vara ca 1000 m² stort och den förorenade jordvolymen bedöms vara ca 3 000 - 4 000 m³. Detta område kommer att kallas TRI2 i den fortsatta beskrivningen. Det går att identifiera flera läckage från det förorenade området ovanför grundvattenytan ner till jordlager under grundvattenytan.

En betydligt mindre föroreningskälla än vid tritvätt 2 har påvisats i jordlager, framför allt under grundvattenytan vid tritvätt 1. Föroreningen bedöms finnas i jordlager på mellan 1,5 och 6,0 meters djup och här finns framför allt TCE och cDCE. Det bedöms inte vara så att det finns föroreningar hela vägen från 1,5 – 6,0 meters djup, utan föroreningar bedöms finnas ställvis på dessa djup. Föroreningen bedöms finnas inom en yta av ca 800 m² och den förorenade jordvolymen bedöms vara ca 4000 - 5000 m³. Detta område kommer att kallas TRI1a i den fortsatta beskrivningen.

Slutligen har ett tredje område med förhöjda halter identifierats, TRI1b. Det ligger i anslutning till tritvätt 1, men bedöms ha en lite annan karaktär än då det påvisats innehålla en del PCE och något lägre föroreningshalter än i område TRI1a. Föroreningen bedöms ställvis finnas i jordlager framförallt mellan 1,0 och 7,0 meters djup. Föroreningen bedöms finnas inom en yta av ca 600-800 m² och den förorenade jordvolymen bedöms vara ca 3000 – 4000 m³.

Förångning av föroreningar i jord och grundvatten ger upphov till en gasformig förorenings-spridning, framför allt från föroreningskällan i omättad zon vid tritvätt 2 upp i ovanför liggande lokaler. Även vid tritvätt 1 sker en förångning som kan påvisas i ovanför liggande lokaler. Förorenings-spridningen i gasform vid tritvätt 1 motverkas sannolikt av ett ytligt grundvatten med lägre föroreningshalter. Det ytliga grundvattnet kan i detta fall fungera som ett vattenlås.

Stora delar av de föroreningar som kan påvisas i grundvattenzonen, både vid och i anslutning till tritvätt 1 och 2 ser till viss del ut att transporteras in mot mitten av undersökningsområdet till de fördjupningar i berggrunden som finns där. Grundvattenflödet inom det förorenade området bedöms dock ske mot sydväst för att sedan vika av mot nordväst när grundvattnet passerat det förorenade området.

En begränsad förorenings-spridning i grundvatten, från föroreningskällan i jord vid tritvätt 1 bedöms ha skett mot nordväst, men någon tydlig föroreningsplym har inte gått att identifiera mer än ca 50-60 nedströms tritvätt 1 (TRI1a). Föroreningskällan i jord ligger emellertid under en byggnad som förhindrar infiltration av nederbörd vilket gör att både grundvattenflödet och förorenings-spridningen från området sker relativt långsamt.

Något förhöjda halter i berggrundvatten har påvisats i ett grundvattenrör i närheten av tritvätt 1. Förhöjda halter av klorerade lösningsmedel har dock bara påvisats i 1 av 7 grundvattenrör som installerats i berg. Föroreningsutbredningen i berg bedöms därför inte vara så omfattande. Föroreningssituationen i berg kommer att tas upp i en separat rapport.

Det kan också finnas en begränsad förorenings-spridning med grundvattnet från tritvätt 2 mot sydost. Indikationer på detta finns bland annat vid utförd MIP-sondering. Baserat på tillgängliga resultat förefaller denna spridning dock inte vara så omfattande. Föroreningar som trängt ner i grundvattenzonen under tritvätt 2 ser framför allt ut att transporteras in mot mitten av undersökningsområdet till de fördjupningar i berggrunden som förefaller finnas där och vidare mot sydväst.

2 INLEDNING

2.1 UPPDRAG

WSP Environmental fick under hösten 2019 i uppdrag av Whirlpool att genomföra en kompletterande miljöteknisk undersökning vid f.d. Whirlpools vitvarutillverkning i Norrköping. Den miljötekniska undersökningen har enbart fokuserat på klorerade lösningsmedel (PCE och dess nedbrytningsprodukter).

Uppdraget som omfattas av denna huvudrapport har i grova drag omfattat:

- Fältundersökningar och laboratorieanalyser
- Sammanställning av undersökningsresultat och utvärdering av föroreningsituationen
- Revidering och uppdatering av den konceptuella modellen över föroreningsituationen

I uppdraget har även ingått att sammanställa och utvärdera tidigare erhållna undersökningsresultat från de miljötekniska undersökningar som utförts år 2014-2017. Beskrivning av och resultat från relevanta delar av genomförda undersökningar under år 2014-2017 redovisas i bilagorna "**Fält- och laborieresultat inkl. provtagningsplaner**" (Bilaga FL-A och Bilaga FL-B). Beskrivning av och resultat från genomförda undersökningar under år 2019-2020 redovisas i bilagan "**Fält- och laborieresultat inkl. provtagningsplaner**" (Bilaga FL-C). Dessa bilagor redovisar detaljkartor med provtagningspunkter från både WSP:s nu genomförda fältundersökningar och från tidigare genomförda undersökningar på och i anslutning till fastigheten.

2.2 SYFTE

Syftet med den kompletterande undersökningen har varit att bekräfta och förfina tidigare kunskaper om föroreningsituationen och revidera / uppdatera den konceptuella modellen över föroreningsituationen. Detta görs för att ge ett underlag för riskbedömning av nuvarande och framtida risker.

Syftet har också varit att ta fram ett underlag för att bedöma om det finns ett åtgärdsbehov, dvs ett behov av att genom åtgärder reducera risker till en acceptabel nivå.

Både vid tidigare rapporterade miljötekniska undersökningar och vid WSP:s nuvarande miljötekniska undersökning vid den f.d. vitvarutillverkningen har en stegvis undersökningsprocess tillämpats. Målet med denna undersökningsprocess är att kartlägga en föroreningsituation i sådan grad (omfattning) att en tillförlitlig riskbedömning kan göras samt att försöka ge svar på tre principiella frågor:

- Finns det någon förorening?
- Utgör föroreningen någon risk?
- Kan risken reduceras till acceptabel nivå?

Den första frågan var redan besvarad när de nu genomförda kompletterande undersökningarna påbörjades under hösten 2019. I flera undersökningspunkter i jord och porluft fanns tydliga indikationer på att det fanns en förorening med höga halter i den omräknade zonen under industribyggnaden vid den sk tritvätt 2. Tydligt förhöjda halter i bl a grundvattnet hade också påvisats vid tritvätt 1.

Även den andra frågan var i stort sett besvarad vid starten av undersökningen på hösten 2019. Efter utförda undersökningar år 2016-2018 kunde åtminstone ett källområde (vid tritvätt 2) identifieras som en potentiell risk för människors hälsa och miljön, även om det inte kunde påvisas någon akut risk under dåvarande förhållanden.

Den tredje frågan kunde delvis besvaras efter utförda undersökningar och utredningar 2016-2018, men den kompletterande undersökningen 2019/2020 syftar till att ge ett bättre underlag inför kommande åtgärdsutredningar.

2.3 OMFATTNING

Den kompletterande miljötekniska undersökningen år 2019-2020 har omfattat följande:

- Förberedelser, kabelvisning och utsättning av provtagningspunkter.
- Aktiv provtagning av porluft i 11 punkter inne på Haga Cykel (Strömbrytaren 11 och 12) i oktober 2019.
- Aktiv provtagning av porluft i 3 punkter (inne på Strömbrytaren 12) i december 2019.
- Aktiv provtagning av porluft i 9 punkter (i ett tidigare kemikalieförråd inne på Strömbrytaren 11) i december 2019.
- MIP-sonderingar (av EnISSA) i 45 punkter i november och december 2019.
- Installation av grundvattenrör i 15 punkter i december 2019 (utfört av EnISSA).
- Grundvattenprovtagning i 5 nyinstallerade grundvattenrör i januari 2020.
- Jordprovtagning i 49 punkter i februari 2017 (utfört av Ejlskov med hjälp av personal från WSP).
- Installation av grundvattenrör i 6 punkter i januari/februari 2019 (utfört av Ejlskov).
- MIP-sonderingar (av Ejlskov) i 4 punkter i februari 2020.
- Grundvattenprovtagning i 38 punkter i februari/mars 2020.
- Slugtester i 20 st utvalda grundvattenrör i mars 2020.
- Sammanställning och redovisning av fält- och laboratorieresultat från genomförda undersökningar (Bilaga FL-C).
- Utvärdering av erhållna fält- och laboratorieresultat från genomförda undersökningar.

2.4 FÖRSLAG PÅ ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL

De övergripande åtgärdsmålen tas mer i detalj upp och diskuteras i riskbedömningen men här visas de övergripande åtgärds mål som togs fram i samband med redovisningen av förra rapporten i mars 2018. Då aktuellt förslag på övergripande åtgärds mål var följande:

- Människors hälsa avseende tillfälliga besökare och yrkesverksamma inom industrifastigheterna Strömbrytaren 11 och 12 skall inte utsättas för en oacceptabel hög påverkan av föroreningar som kan härledas till den f.d. verksamheten vid Whirlpool.
- Människors hälsa avseende boende och andra personer som vistas i närområdet till industrifastigheterna Strömbrytaren 11 och 12 skall inte utsättas för en oacceptabel hög påverkan av föroreningar som kan härledas till den f.d. verksamheten vid Whirlpool.
- Miljön inom och utanför undersökningsområdet skall inte utsättas för en oacceptabel hög påverkan av föroreningar som kan härledas till den f.d. verksamheten vid Whirlpool.
- Spridningen av föroreningar från Strömbrytaren 11 och 12 skall inte medföra en oacceptabel hög påverkan på omgivande dricksvattentäkter och recipienter (Motala Ström)

2.5 KLORERADE LÖSNINGSMEDEL - EGENSKAPER

En förorenings egenskaper har stor betydelse för hur föroreningen uppträder, fördelar sig och sprider sig i jord, berg och grundvatten samt vilka risker som föroreningen kan orsaka. I **Bilaga Egen** finns en allmän beskrivning av de ytbehandlingsvätskor (tetra- och trikloretylen) som använts vid den f.d. ytbehandlingsindustrin på Strömbrytaren 11 och 12 och hur dessa DNAPL-föroreningar kan sprida sig i jord och berg.

3 VERKSAMHETSBESKRIVNING

3.1 NUVARANDE VERKSAMHET

Marken inom fastigheterna Strömbrytaren 11 och 12 är planlagd som industrimark.

3.2 HISTORISK VERKSAMHET

Inom undersökningsområdet startade industriverksamhet i början på 1940-talet. Radio-, TV- och stereoapparater tillverkades fram till slutet av 1980-talet. Se figur 3.1 och 3.2 för historiska flygfoton.

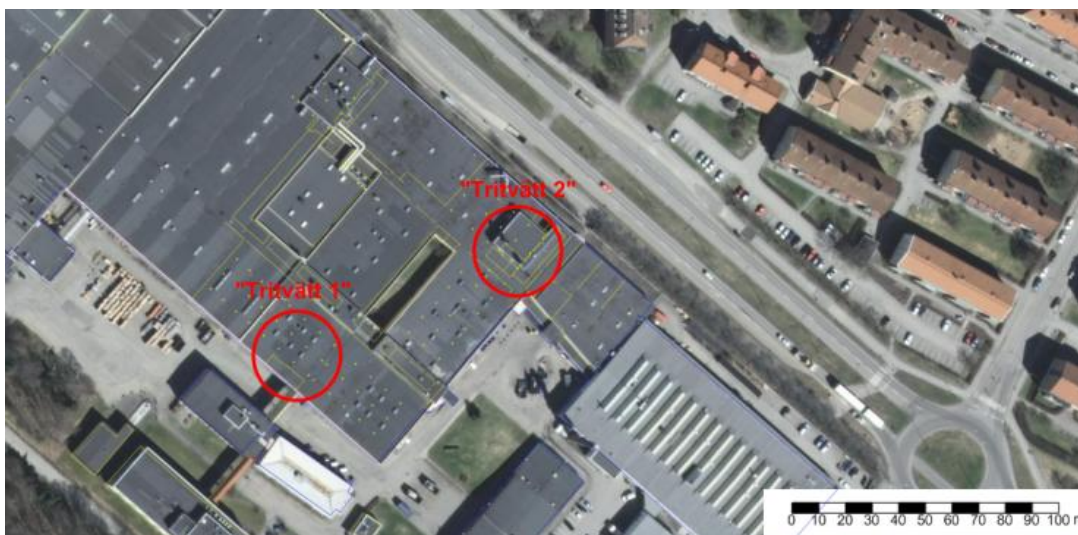


Figur 3.1. Flygfoto över undersökningsområden, daterat 1959. ©Lantmäteriet.



Figur 3.2. Flygfoto över undersökningsområden, daterat 1974. ©Lantmäteriet. Därefter tillverkades mikrovågsugnar fram till år 2014 då verksamheten avvecklades.

Under en stor del av tillverkningsåren fanns det inom området avfettningsanläggningar där metaller förberedes för senare ytbehandling. Två sådana avfettningsanläggningar har identifierats, tritvätt 1 och 2, se figur 3.3.



Figur 3.3. Ungefärligt läge för tritvätt 1 och 2.

Det är sannolikt läckage från dessa två avfettningsanläggningar som givit upphov till huvuddelen av de föroreningar som påvisats i underliggande mark och grundvatten. Lokala mindre spill kan sannolikt inte uteslutas.

4 TIDIGARE MILJÖUTREDNINGAR OCH UNDERSÖKNINGAR

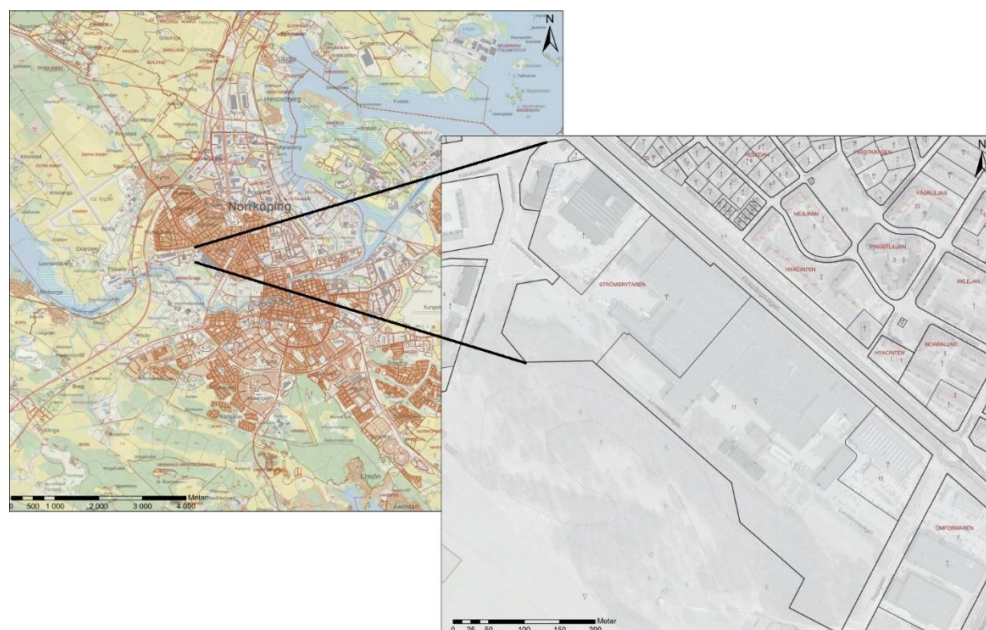
Tidigare genomförda inventeringar/undersökningar/ utredningar relevanta för den aktuella föroreningsproblematiken redovisas nedan:

- **WSP 2014**, Fastighetsbolaget Fair Femton KB- Miljöinventering Whirlpool Strömbrytaren 10 och 11, Norrköpings kommun, daterad 2014-02-14, WSP Environmental. Uppdragsnummer: 10186841
- **WSP 2014**, Översiktlig miljöteknisk markundersökning Strömbrytaren 10 och 11, Norrköping Fastighetsbolaget Fair Femton KB, daterad 2014-08-18, WSP Environmental. Uppdragsnummer: 10197743
- **WSP 2014**, Provtagning, Strömbrytaren 10, Strömbrytaren 11 samt Strömbrytaren 12, Norrköpings kommun, daterad, 2014-10-15, WSP Environmental. Uppdragsnummer: 10201881
- **WSP 2015**, Kompletterande provtagning samt riskbedömning, daterad, 2015-03-23, WSP Environmental. Uppdragsnummer: 10207245
- **WSP 2018**, Detaljerad miljöteknisk undersökning och fördjupad riskbedömning avseende klorerade lösningsmedel på Strömbrytaren 11 och 12, Huvudrapport. Daterad 2018-03-25, WSP Environmental. Uppdragsnummer 10237921

5 OMRÅDESBESKRIVNING

5.1 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

De aktuella fastigheterna för undersökning ligger i ett detaljplanerat industriområde (Himmelstalund) i de västra delarna av Norrköping, ca 2 km västnordväst om centrum, se figur 5.1.



Figur 5.1. Översiktligt Norrköping, med inzoomning över aktuellt undersökningsområde.

Idag utgör de stora lagerlokalerna inom undersökningsområdet framför allt utrymmen för förvaring av diverse gods.

Mer information om området och verksamhetens historik beskrivs mer i detalj i tidigare utförda undersökningar, se kapitel 4.

5.2 TOPOGRAFI

Markytan inom undersökningsområdet är beläget ca 27-32 möh, vilket vittnar om att det finns en viss kupering inom området. Markytan vid tritvätt 1 ligger ca 28 möh och markytan vid tritvätt 2 ligger ca 32 möh. Övergripande topografi visas i **Bilaga 1:1**, där det framgår att vattenytan i Motala Ström ligger på ca 20 möh och att ett område med högre terräng ca 1 000 meter nordväst om undersökningsområdet ligger på ca 40-50 möh.

5.3 RECIPIENT OCH VATTENINTRESSEN

Det förekommer (enligt SGU) inga brunnar inom eller i direkt anslutning till undersökningsområdet, se **Bilaga 1:2**. De flesta brunnar är geoenergi-brunnar installerade på stort djup i berg och det förekommer enbart ett fåtal brunnar (i jord och berg) som skulle kunna användas för uttag av dricksvatten.

Den största (och sannolikt enda) recipienten i närheten av undersökningsområdet är Motala Ström. Troliga yt- och grundvattendelare i närområdet till Motala ström redovisas i **Bilaga 1:3**.

Jordgrundvatten som bildas inom undersökningsområdet kommer sannolikt att med tiden rinna ut i Motala Ström, ca 400-500 meter sydväst om undersökningsområdet. Vid studier av gamla kartor över undersökningsområdet visar både en karta från 1930 och en karta från 1941 att det finns en bäck eller ett dike som har en i princip västlig sträckning genom hela undersökningsområdet, se **Bilaga 1:4a-b**.

I början på 1940-talet fanns det sannolikt en ytvattendelare och/eller en grundvattendelare (åtminstone för ytligt grundvatten) som låg öster om undersökningsområdet. Då, i början på 1940-talet, var det sannolikt så att allt ytligt grundvatten transporterades bort via bäcken eller diket i västlig (eller nordvästlig) riktning och att bäcken eller diket fick tillskott av grundvatten från omgivande höjdparter så väl söder som norr om nuvarande undersökningsområde, se **Bilaga 1:5**.

I början av 1960-talet byggdes den stora genomfartsleden öster om undersökningsområdet. Denna vägsträckningen innebär att en djup schakt (ca 5-6 meter eller mer) gjordes i området öster om nuvarande undersökningsområde. Detta kan ha medfört att den tidigare lokalt förekommande grundvattendelaren öster om undersökningsområdet (se **Bilaga 1:5**) kan ha förskjutits en viss sträcka västerut, kanske 50-100 meter, men det är oklart hur långt.

Den tidigare bäcken (eller diket) går inte idag att finna inom området, men dess ungefärliga sträckning visas i **Bilaga 1:6**. Kanske blev den kulverterad men det kan också vara så att man valt att ta hand om regnvatten/dagvatten med hjälp av ledningar som installerades i området.

Det kan vara så att vissa strukturer i marken från bäcken/diket fortfarande fungerar som kanal för ytlig vattentransport/grundvattenflöde, men med tanke på de grövre vattenförande jordlager som finns i området på större djup så borde inte den gamla bäcken (diket) ha någon större inverkan på dagens grundvattenflöde.

Den nuvarande sträckningen för dagvatten och spillvatten visas i **Bilaga 1:7**. Både dagvatten- och spillvattenledning har en sträckning mot väster/nordväst, vilket

sannolikt beror på de gamla strukturer och vattendelare som fanns i området. Äldre dagvatten- och spillvattenledningar kan fungera som dränerande för ytligt grundvatten och i viss mån kan det vara så även inom undersökningsområdet.

Det förefaller mer osäkert idag än tidigare om det finns någon lokal yt- och grundvattendelare (av större betydelse) inom undersökningsområdet. Det är troligen så att huvuddelen av grundvattenbildningen inom området kanaliseras västerut. Möjligen kan grundvattenbildningen inom de östliga delarna av Strömbrytaren 12 ske mot öster, men då är det sannolikt i mindre omfattning.

Oavsett om vattnet tar en eller två vägar så kommer det att till slut rinna ut i Motala Ström, se **Bilaga 1:3**.

Det grundvatten som flödar mot väst / nordväst kan eventuellt komma i närheten av några grundvattenbrunnar belägna ca 400-500 meter från påvisade föroreningar inom undersökningsområdet. Dessa brunnar (som skulle kunna användas för dricksvattenuttag) är installerade i jordlager år 1960 och är ca 17-22 m djupa.

Motala ström har vid passagen av undersökningsområdet en medelvattenföring på ca 80-90 m³/s.

5.4 HYDROLOGI

Nederbörden i området uppgår till ca 500-600 mm/år. Nettonederbörden (dvs den del av nederbörden som bildar grundvatten) uppgår under normala förhållanden (naturlig mark) till ca 200-300 mm/år.

I områden med viss bebyggelse (en högre andel hårdgjorda ytor än naturlig mark och uppsamling av dagvatten) är grundvattenbildningen sannolikt mindre och uppskattas till ca 100-200 mm/år och om det finns mycket bebyggelse med mycket hårdgjorda ytor med dagvattenhantering så kan grundvattenbildningen sannolikt vara betydligt lägre.

Det lokala grundvattenbildningsområdet runt undersökningsområdet som kan påverka grundvattenbrunnarna som ligger ca 400-500 meter västnordväst om undersökningsområdet bedöms vara ca 600 000 m² stort. Inom detta avrinningsområde kan det troligen bildas ca 60 000 – 120 000 m³ grundvatten per år. Inom undersökningsområdet, ca 120 000 m² stort, finns mycket hårdgjorda ytor och byggnader med uppsamling och avledning av dagvatten. Detta gör att grundvattenbildningen inte bedöms vara högre än 25-100 mm/år, vilket innebär en grundvattenbildning inom hela undersökningsområdet på ca 3 000 – 12 000 m³/år, se **Bilaga 1:8**.

5.5 GEOLOGI

Jordlagren inom undersökningsområdet utgörs enligt SGU framför allt av isälvsmaterial i ett område där det ställvis också är nära till berg, se figur 5.2 och **Bilaga 2:1**.



Figur 5.2. Jordlager inom undersökningsområdet. SGU, 2020.

Berggrunden utgörs enligt SGU av en "metagråvacka, glimmerskiffer, grafit- och/eller sulfidförande skiffer, paragnejs, migmatit, kvartsit, amfibolit", se **Bilaga 2:2**.

Övergripande jorddjup inom och i anslutning till undersökningsområdet redovisas i **Bilaga 2:3**. Uppenbart är att och jorddjupen generellt är större i ett område som ligger ca 300-1 000 meter väster om undersökningsområdet. Strax söder om undersökningsområdet är jorddjupen i flera områden mindre än 2 meter.

Bergnivån (möh) och jorddjupen inom undersökningsområdet (se **Bilaga 2:4-5**) är ställvis mycket varierande. Berggrundstopografin är tämligen kuperad. Genomförda undersökningar visar att det sannolikt finns en grop i berggrunden under den del av undersökningsområdet där det finns föroreningar.

Den kartläggning av jordlagerföljder som WSP genomfört visar att det sannolikt finns betydande mängder isälvs-material inom området, både ovanför och under grundvattenytan. Det förefaller som isälvs-materialet till stora delar utgörs av sand. Under grundvattenytan och på större djup har förekomst av grus eller grusigare sand påvisats, vilket antyder att dessa djupare liggande jordlager kan vara potentiellt mer vattenförande.

Dessa grusiga skikt förefaller dock ställvis ha en viss moränliknande karaktär, vilket sannolikt innebär att det ställvis kan finnas morän inbäddat i det grövre grusiga isälvs-materialet på större djup inom undersökningsområdet.

Mer tydlig förekomst av morän verkar dock finnas på större djup i de södra delarna av undersökningsområdet.

Vid de tämligen omfattande jordprovtagningar som gjordes i januari 2020 påträffades flertalet olika jordarter från grusig sand till siltig lera. Förekomst av finkorniga jordarter redovisas i **Bilaga 2:6a-b**.

En beskrivning av jordlagerföljder i några utvalda profiler/sektioner visas i **Bilaga 3:1-2**.

5.6 HYDROGEOLOGI

5.6.1 GENERELLT OM "HYDROGEOLOGI FÖR FÖRORENADE OMRÅDEN"

Under senare tid (framför allt under de senaste 10-15 åren) har det blivit allt mer tydligt att man bör genomföra hydrogeologiska bedömningar och beräkningar som specifikt är anpassade för förorenade områden, tex vid bedömning av föroreningsspridning och utformning av in situ åtgärder. Utredningar på förorenade områden bör utföras och utformas på ett annat sätt än de hydrogeologiska bedömningar och beräkningar som sedan länge använts i samband med utförandet och utformningar av storskaliga anläggningar och projekt, t ex grundvattentäkter, hydrauliska inneslutningar och annan bortledning av grundvatten.¹

I storskaliga anläggningar och projekt har det varit fullt tillräckligt att nyttja Darcy's lag vid beräkning av grundvattenflöden och grundvattenhastigheter. Detta angreppssätt förutsätter emellertid att man antar att den studerade geologiska formationen är homogen och att beräknade hydrauliska medelvärden kan användas för relativt stora geologiska formationer. Det är dock ofta vilseledande om det görs för att försöka förstå hur en förorening sprids i mark.

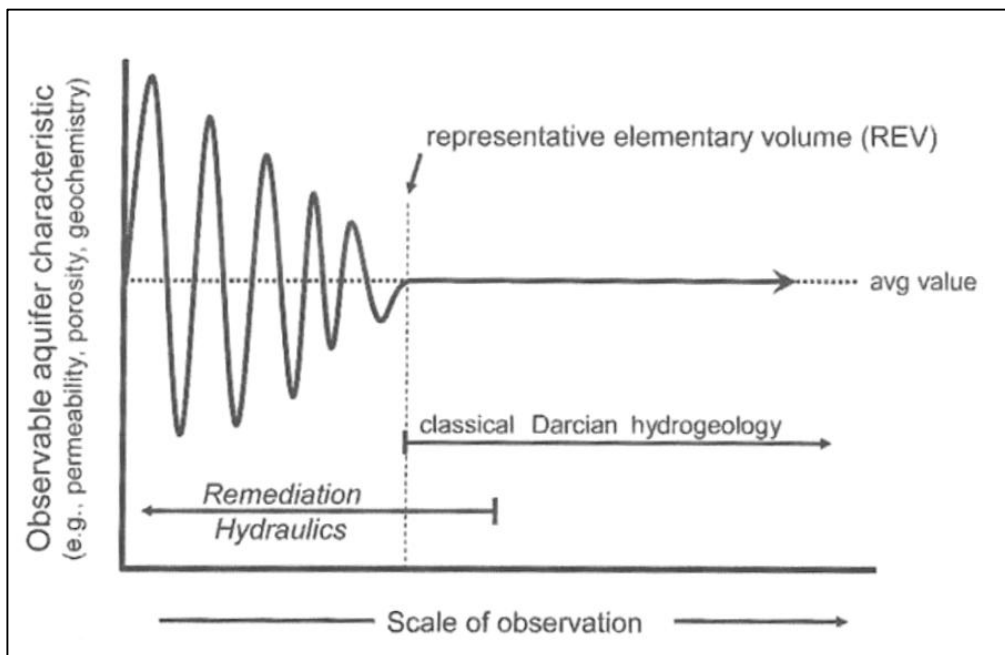
Porösa formationer är heterogena i mycket liten skala. Om man studerar en porös formation i den minsta skala eller volym man kan tänka sig så är antingen porositeten 0,0 eller 1,0, beroende på om man studerar ett mineralkorn eller ett mellanrum (en por eller ett hålrum) mellan ett mineralkorn. När vi studerar större volymer växlar porositeten mellan ett värde som är mindre än 1 och större än 0. I takt med att den studerade volymen ökar kommer porositeten att variera mindre och mindre tills den "representativa elementärvolymen" (REV) har uppnåtts. Vid denna och över denna gräns kan medelvärden beräknas för att utan större felaktigheter karaktärisera en geologisk formation, se figur 5.6.

I alla heterogena jord- eller berggrundsakviferer sker det advektiva grundvattenflödet i den mobila porositeten (θ_m), vilket är en förhållandevis liten del av den totala porositeten (θ_t). Här bör man skilja på den rent hydrauliska termen "effektiv porositet" och transporttermen "mobil porositet" för att beteckna den del av porositeten som bidrar till advektivt grundvattenflöde i akviferer.² Resterande porositet kallas den immobilas porositeten (θ_i). Den immobilas porositeten är den del av porositeten där det inte sker ett advektivt grundvattenflöde. Den immobilas porositeten kan ses som en reservoar med orörligt grundvatten eller grundvatten som rör sig mycket långsamt. Genom att dela upp grundvattenflödet i en mobil och en immobil porositet minskar risken för att i en akvifer blanda delar med höga och låga hydrauliska konduktiviteter, vilket kan underskatta den verkliga flödes hastigheten i grundvattnet. Spårämnesförsök kan användas (och är i regel det bästa) för att bedöma den mobila porositeten och från detta kan grundvattnets hastighet i den mobila porositeten beräknas.³

¹ Kapitel 3 (sidan 47) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.

² Kapitel 3 (sidan 42) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.

³ Kapitel 3 (sidan 67) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.



Figur 5.6. Grafisk återgivning av två områden inom hydrogeologin, dels "Klassisk hydrogeologi" (classical Darcian hydrogeology) och dels "Hydrogeologi för förorenade områden" (Remediation Hydraulics) där den information som försvinner vid beräkning av medelvärden blir ytterst väsentlig för att förstå avgörande detaljer som styr grundvattenflöden och förorenings-spridning. Observera att Darcy's lag fortfarande är giltig och användbar i området under REV. (Källa: Kapitel 3 (sidan 55) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.)

Grundvattnets flödes hastighet, V_{mobil} , (m/s) i den mobila fasen, dvs den verkliga grundvattenhastigheten i jord respektive berg kan beräknas enligt följande samband:

$$V_{mobil} = \frac{V_{medel}}{\frac{\theta_m}{\theta_t}}$$

där V_{medel} är grundvattnets medelhastighet i jord respektive berg (m/s). V_{medel} är vanligtvis mycket mindre än V_{mobil} eftersom den mobila porositeten, θ_m , är mindre än den totala porositeten, θ_t .

Grundvattnets medelhastighet (även kallad bruttohastigheten) brukar beräknas enligt följande samband:

$$V_{medel} = K \cdot I$$

Grundvattnets nettohastighet (V_u) brukar beräknas enligt följande samband:

$$V_u = \frac{K \cdot I}{n_e}$$

där K är detsamma som den hydrauliska konduktiviteten (m/s), I är den hydrauliska gradienten (-) och n_e är den effektiva porositeten (-).

Ovanstående resonemang, att det är bättre i förorenings-spridningssammanhang att använda sig av begreppet mobil porositet för att beräkna den verkliga grundvattenhastigheten, ger följande samband:

$$V_{mobil} = \frac{K \cdot I}{\frac{\theta_m}{\theta_t}}$$

Spårämnesförsök är oftast det mest tillförlitliga sättet att bestämma den mobila porositeten och en genomförd sammanställning av spårämnesförsök år 2008 av Payne et al⁴ visade att den mobila porositeten för sand och grus vanligtvis är lägre än 10 % av den totala porositeten och bör antas till 2-10 % om inte plats-specifika bedömningar kunnat göras.

Man bör vidare vara mycket försiktig med att dra alltför långtgående slutsatser vad gäller både grundvattenflöden och spridning av föroreningar om dessa slutsatser baseras på alltför grova och översiktliga antaganden, tester och beräkningar⁵, t ex genom att försöka bedöma flödesriktningen för ett grundvatten enbart genom att jämföra trycknivåer i olika grundvattenrör eller genom att ta fram hydrauliska konduktiviteter baserat på slugtester som utförts i grundvattenrör med fler meters filterlängd där det finns stor risk för att man blandar olika skikt i marken med stora variationer i den hydrauliska konduktiviteten.

5.6.2 PLATSSPECIFIK BEDÖMNING AV HYDROGEOLOGIN

Med ovanstående generella information i åtanke redovisas nedan de antaganden och beräkningar som genomförts i syfte att bedöma grundvattnets flödesriktning och den verkliga grundvattenhastigheten inom undersökningsområdet i Norrköping.

I samband med provtagningen av grundvatten har grundvattennivåer (trycknivåer) mätts upp för att försöka få en grov uppfattning om hur grundvattenflödet sker inom undersökningsområdet och hur stor den hydrauliska gradienten är i jordlagren inom det förorenade området. Uppmätta grundvattennivåer från våren 2020 redovisas i **Bilaga 4:1-4**. Slugtester för att få en lite bättre koll på jordlagrens vattenförande förmåga utfördes i mars 2020. Genomförda slugtester redovisas i **Bilaga 4:5a-c**. I **Bilaga 4:6** visas även dagvatten- och spillvattenledningar med aktuella vattengångar (anges i möh), vilket kan ha viss påverkan på åtminstone ytligt grundvattenflöde genom att dessa ledningar i viss mån kan dränera och styra lokala grundvattenflöden.

I **Bilaga 4:7** redovisas en generell bedömning av grundvattnets flödesriktning i jordlager inom undersökningsområdet. Det framgår att ett troligt grundvattenflöde mot undersökningsområdet sker från norr och när grundvattenflödet passerat undersökningsområdet och det förorenade länkas grundvattenflödet av mot nordväst.

Grundvattenflöde i berg är sannolikt svårbedömt i dagsläget, men det förefaller inte helt osannolikt om det finns ett generellt grundvattenflöde i berg mot Motala Ström i söder.

⁴ Kapitel 3 (tabel 3.2 på sidan 68) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.

⁵ Kapitel 3 (sidan 48) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.

De dränerande strukturer (i form av ledningar) kan göra det något svårt att tolka och förstå de grundvattenflöden som sker i området. Dessa ledningar kan sannolikt inom vissa delar av undersökningsområdet ha en viss effekt på flödesmönstret i ytligt grundvatten.

Det vi kan anta är dock att vi har en viss grundvattenbildning som bidrar till ett grundvattenflöde i marken. Grundvattenbildningen styrs framför allt av nederbördens storlek och av hur mycket hårdgjorda ytor som finns inom undersökningsområdet och det förorenade området. Inom undersökningsområdet finns väldigt mycket hårdgjorda ytor med dagvattenuppsamling. Andelen gräsytor där grundvattenbildning kan ske är relativt små. Det förorenade området inom undersökningsområdet bedöms ha en yta på ca 8 000 – 10 000 m². Uppströms det förorenade området finns sannolikt ett mindre område, också detta med en viss del hårdgjorda ytor (bl a Finspångsvägen) som bidrar med en grundvattenbildning som passerar det förorenade området. Detta uppströms liggande område bedöms ha en yta på ca 5 000 – 7 000 m², se **Bilaga 4:7**.

Det förefaller troligt att grundvattenbildningen normalt är ca 200-300 mm/år i denna del av Sverige, men med tanke på alla hårdgjorda ytor med dagvattenuppsamling så bedöms grundvattenbildning inom det förorenade området vara ca 20-30 mm/år och inom det uppströms liggande området till ca 100-150 mm/år.

Det gör att vi får en grundvattenbildning inom det förorenade området på ca 160 – 300 m³/år och inom det uppströms liggande området på ca 500 – 1 050 m³/år. Totalt blir det en grundvattenbildning på ca 660 – 1 350 m³/år.

För att avgöra om detta antagande verkar rimligt studerar vi uppmätta grundvattennivåer inom undersökningsområdet och gör antagandet att från uppströms Finspångsvägen till området nere vid GV5 har vi sannolikt en skillnad på ca 0,8-1,2 meter i grundvattennivå utmed en sträcka på ca 250 meter. Detta ger en gradient, på ca 0,3-0,5 %.

Uppmätta hydrauliska konduktiviteter (K) vid utförda slugtester uppgår till ca $1\text{-}3\cdot 10^{-5}$ m/s i undersökta jordlager, se **Bilaga 4:5a-c**.

Det förorenade området antas vara ca 70-80 meter brett vinkelrätt mot grundvattnets flödesriktning, se **Bilaga 4:7** och det grundvattenförande jordlagret bedöms vara ca 2-3 meter mäktigt.

Detta ger, enligt ovanstående antagande, ett grundvattenflöde igenom det förorenade området på ca 140 – 1 100 m³/år, vilket inte skiljer sig så mycket från bedömd grundvattenbildning på ca 660 – 1 350 m³/år (se ovan).

Grundvattnets medelhastighet genom det förorenade området antas vara ca 1,0-4,5 m/år baserat på ovanstående antaganden om gradienter och uppmätta hydrauliska konduktiviteter.

Antar vi vidare (enligt ovan) att den mobila porositeten (θ_m) uppgår till 2-10 % och att jordlagren har en total porositet (θ_t) på ca 25-50 %⁶ kan vi uppskatta grundvattnets mobila (verkliga) hastighet igenom det förorenade området till ca 3 – 110 m/år.

⁶ Kapitel 2 (tabel 2.3 på sidan 34) i "Remediation Hydraulics", 2008. Fred C. Payne et al.

6 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR OCH ERHÅLLNA RESULTAT

6.1 INOMHUSLUFT

Vid tidigare provtagningar (se tidigare undersökningar i kapitel 4) av inomhusluft i industrilokalerna på Strömbrytaren påvisades tydligt förhöjda halter av PCE och TCE i anslutning till området vid tritvätt 2, **Bilaga 5:1**. Påvisade halter översteg dock inte valda jämförvärden.

Vid tritvätt 1 påvisade också förhöjda halter, men de var betydligt lägre än påvisade halter vid tritvätt 2.

Påvisade halter i inomhusluften bedöms således inte utgöra någon risk för människors hälsa. Tilläggas skall också att ventilationen inte varit påslagen under flera års tid och därmed inte heller under de tidsperioder då provtagning av inomhusluft utfördes.

En påslagen ventilation borde medföra en bättre luftomsättning och minskade halter i inomhusluften och därmed lägre risker för människors hälsa.

Låga VC-halter i inomhusluft har kunnat påvisas vid tritvätt 1, vilket kan tyda på en förekomst av naturlig nedbrytning av påvisad förorening.

Påvisade halter i inomhusluft visas även i plan i **Bilaga 5:2-5**.

6.2 JORD OCH BERG

6.2.1 MÄTNING AV VOC I PORLUFV

Ett stort antal provtagningar av aktivt pumpad porluft (med kolrör) genomfördes år 2014-2017. År 2019 utfördes ytterligare provtagningar och 19 prov avseende porluft analyserades på laboratorium, se **Bilaga 6:1-2**.

Alla utförda provtagningar visar framför allt på en mycket tydlig förekomst av främst PCE men även TCE i omätnad zon vid tritvätt 2. Enbart något förhöjda PCE- och TCE-halter i porluft har kunnat påvisas vid och i anslutning till tritvätt 1, se **Bilaga 6:3-4**.

Enbart låga cDCE-halter har kunnat påvisas i porluften och halterna är relativt sett något högre vid tritvätt 1 än vid tritvätt 2, vilket sannolikt orsakats av en naturlig nedbrytning i detta område, se **Bilaga 6:5**.

Förekomst av VC-halter i porluften har inte kunnat påvisas, se **Bilaga 6:6**.

I samband med porluftsmätningarna (år 2014-2019) utfördes också ett stort antal fältsmätningar med PID samt till viss del även med HDI, se **Bilaga 6:7-8**.

Dessa fältsmätningar har givit en likvärdig bild av den föroreningssituationen i porluft som påvisades vid den aktiva (pumpade) provtagningen med kolrör. Tydlig förekomst av förorening i porluften finns framför allt vid tritvätt 2 och enbart en viss antydning till förorening finns vid tritvätt 1, se **Bilaga 6:9-10**.

Det har även vid några tillfällen påvisats förhöjda halter i porluften under det gamla kemikalieförrådet, där två punkter med förhöjda halter av PCE och i viss mån TCE kunde påvisas år 2014. Senare porluftsmätningar har inte kunnat uppvisa liknande föroreningshalter vid provtagning med kolrör. Två punkter med förhöjda PID-halter kunde dock påvisas vid mätningar under hösten 2019, men i övriga punkter var

utslagen vid PID-mätning låga. Detta tyder inte på någon större föroreningskälla under golvet på det tidigare kemikalieförrådet.

6.2.2 FÄLTNOTERINGAR OCH HALTER I JORD

Vid undersökningarna i januari 2020 utfördes en undersökning av totalt 360 st jordprover från 46 st provpunkter, se tabell i **Bilaga 7:1a-b**. Dessa har analyserats med avseende på klorerade lösningsmedel. Provpunkternas lägen i plan visas i **Bilaga 7:2a-b**.

Sammanställning av erhållna resultat redovisas i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Sammanställning av påvisade föroreningar i jord.

Parameter	Beteckn.	Antal prov under rapporteringsgräns	Antal prov över rapporteringsgränsen	Antal prov "≥KM <MKM"	Antal prov "≥MKM"
Diklormetan	DCM	359	1	0	0
Triklormetan	CF	328	32	0	0
Tetraklormetan	CT	357	3	0	2
1,1,2-Trikloreten	TCE	85	275	31	59
Tetrakloreten	PCE	49	311	30	50
1,1-Dikloreten	1,1-DCA	358	2	-	-
1,2-Dikloreten	1,2-DCA	326	34	7	6
1,1,1-Trikloreten	1,1,1-TCA	359	1	-	-
1,1,2-Trikloreten	1,1,2-TCA	292	68	-	-
cis-1,2-Dikloreten	cDCE	295	65	-	-
trans-1,2-Dikloreten	tDCE	333	27	-	-
Vinylklorid	VC	346	14	-	-

Samtliga 360st prov har även analyserats avseende torrsubstans (TS), glödförlust (GF) och totalt organiskt kol (TOC), se **Bilaga 7:1b**.

Ett urval av proverna (12 st) har även analyserats med avseende på pH.

Provpunkterna har fördelats ut inom områdena TRI-1 (TRI1a och TRI1b) och TRI-2. Inom TRI-1 har 93 st prov analyserats och inom TRI-2 har 267 st prov analyserats.

Resultat av laboratorieanalyser redovisas för TRI-område 1 respektive TRI-område 2.

Halter som påvisats i spannet mellan 95:e percentilen (högsta 5% av påvisade halter) och maxvärdet för respektive parameter påträffas i 9 st närliggande provpunkter (J274C, J269, J275, J300, J279, J271, J268, J278, J270) inom "tritvätt 2" (TRI2). Halterna har uppmätts i jordlager av typen lerig silt/ siltig lera på nivåerna 2,0–4,8 meter under markytan.

Detta bekräftar tidigare bild av att föroreningen i jord vid tritvätt 2.

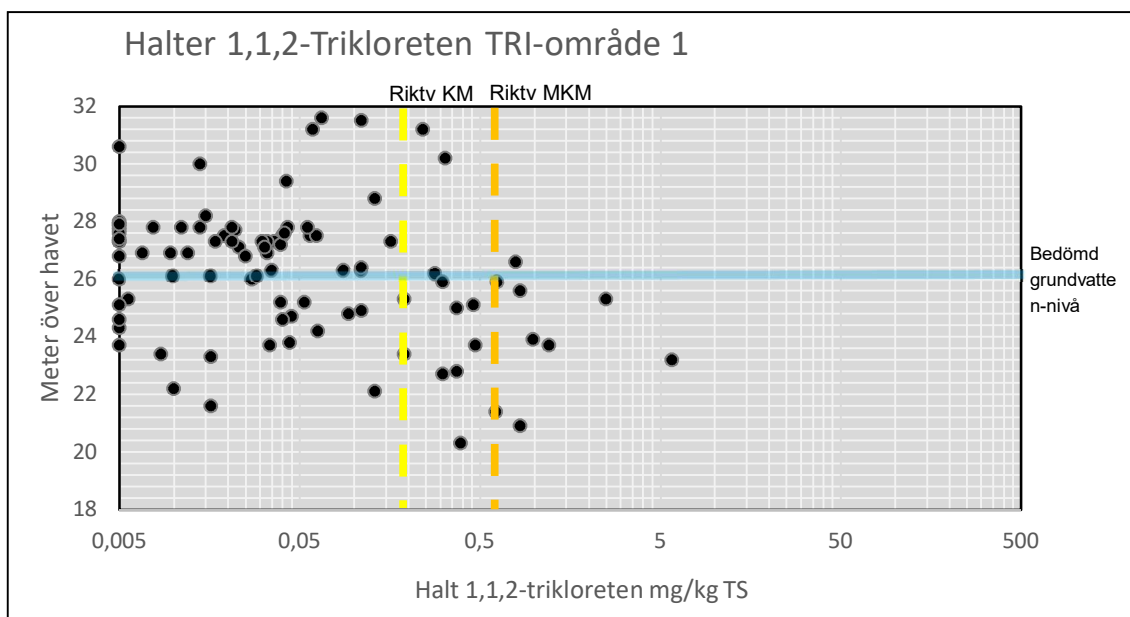
En redovisning av påvisade föroreningshalter i plan vid tritvätt 1 finns i **Bilaga 7:3a-f**.

En redovisning av påvisade föroreningshalter i plan vid tritvätt 2 finns i **Bilaga 7:4a-f**.

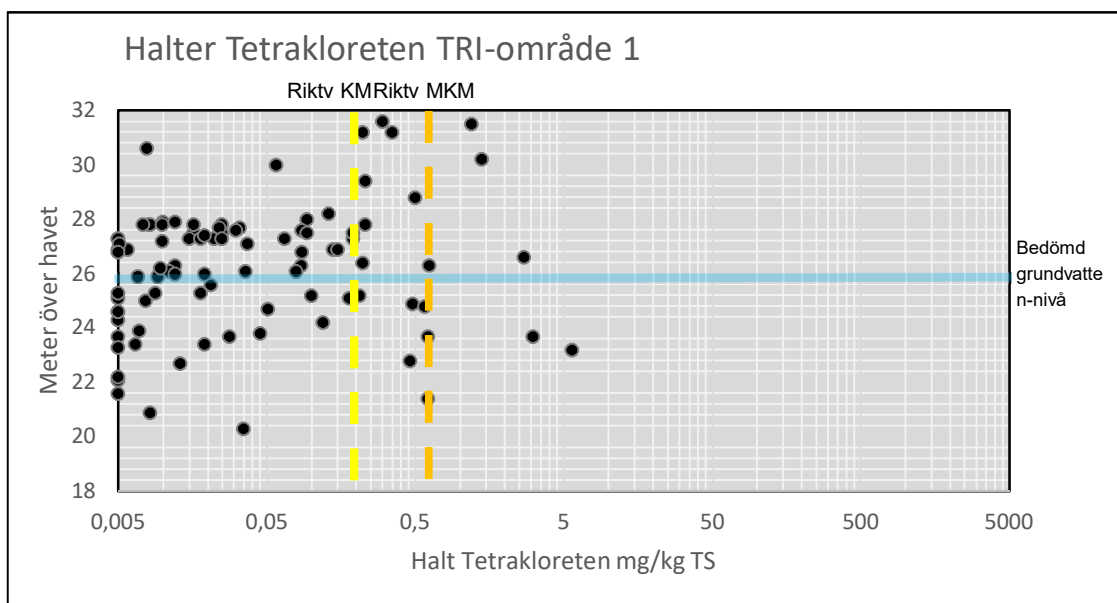
En redovisning av påvisade föroreningshalter i plan vid både tritvätt 1 och tritvätt 2 för PCE, TCE, cDCE och VC finns i **Bilaga 7:5a-d**.

6.2.3 TRI-OMRÅDE 1

I figur 6.1 och figur 6.2 visas påvisade PCE- resp- TCE-halter på djupet i meter under markytan vid tritvätt 1.



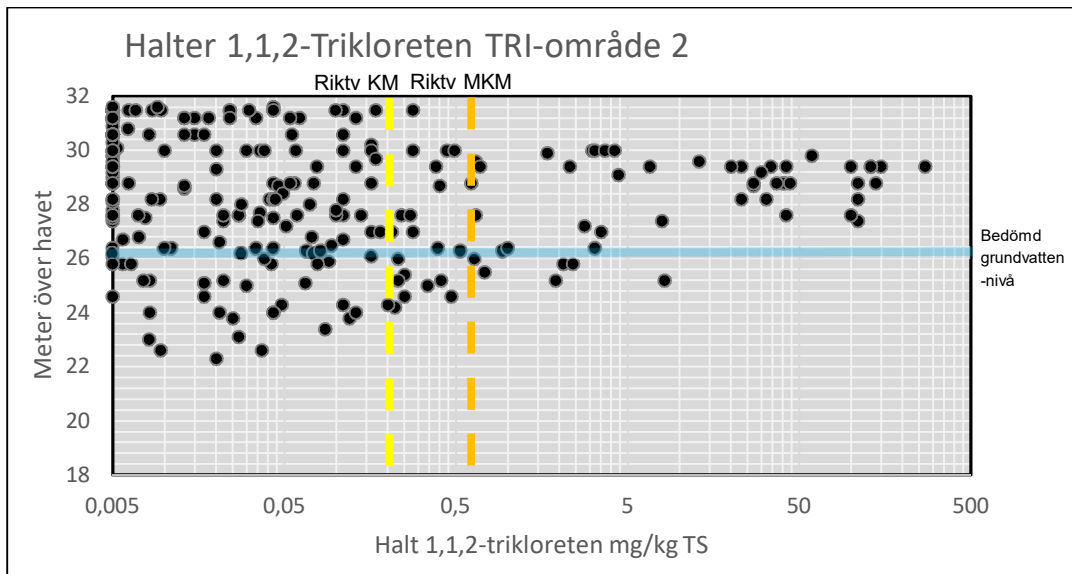
Figur 6.1. TCE-halter vid tritvätt 1. Observera den logaritmiska skalan på diagrammets x-axel.



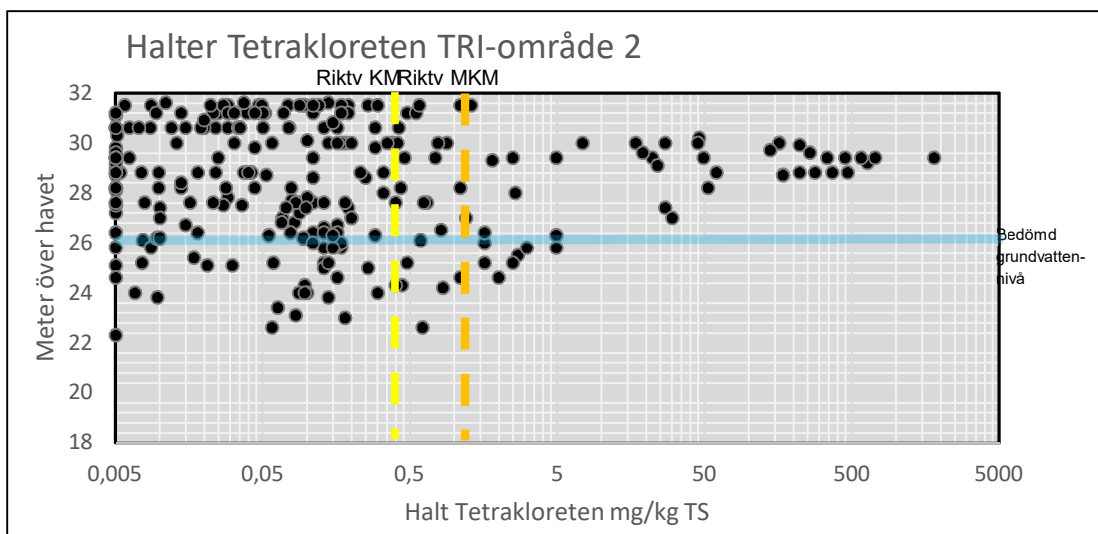
Figur 6.2. PCE-halter vid tritvätt 1. Observera den logaritmiska skalan på diagrammets x-axel.

6.2.4 TRI-OMRÅDE 2

I figur 6.3 och figur 6.4 visas påvisade halter på djupet i meter under markytan.



Figur 6.3. TCE-halter vid tritvätt 2. Observera den logaritmiska skalan på diagrammets x-axel.



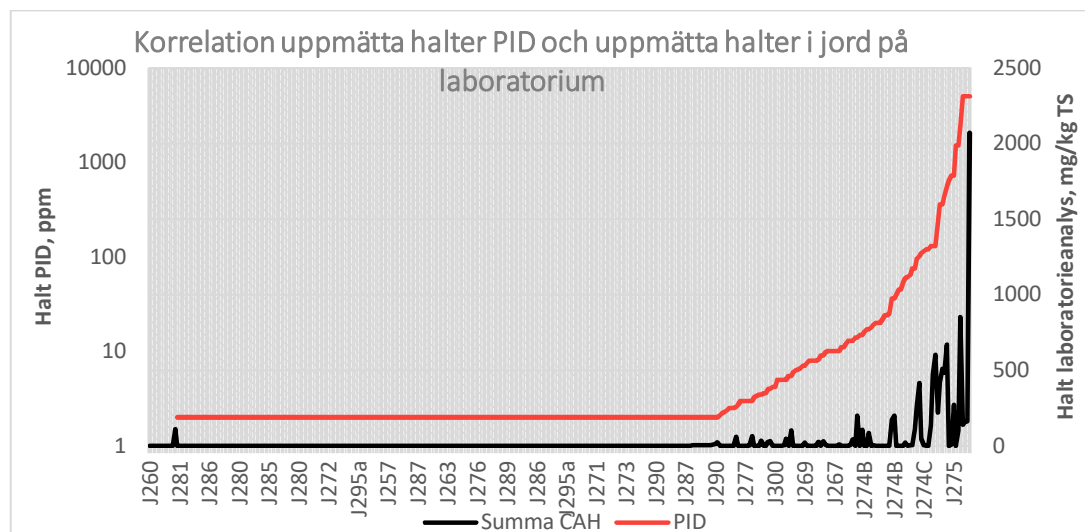
Figur 6.4. PCE-halter vid tritvätt 2. Observera den logaritmiska skalan på diagrammets x-axel.

Under provtagning av jord år 2020 har tydlig till stark lukt av klorerade lösningsmedel noterats i flertalet provpunkter (J270, J273, J274b, J274c, J287 och J300), varav alla inom området för tritvätt 2.

Luktindikationen av klorerade lösningsmedel har alla skett i finkorniga jordmaterialet mellan 1,6–3,6 meter under markytan med undantag för provpunkt J274C. I denna provpunkt har lukt av klorerade lösningsmedel noterats i både ytlig (0,3 meter under markytan) och djupare jordlager (ner till 6,4 meter under markytan). I denna punkt förekom även grövre jordmaterial som grus och sand.

I samband med provtagning av jord år 2020 utfördes PID-analys i fält på alla uttagna prover, se **Bilaga 7:1b**.

Korrelationen mellan påvisade halter i PID-mätningen och sedan erhållna halter via analys på laboratoriet av jord visas i figur 6.5. Observera att PID-instrumentets linjära mätområde är ganska litet. Ett värde mellan 10 och 100 kan motsvara en större skillnad i föroreningshalt än mellan PID-halter 100 och 1000. Det är även så att olika ämnen/blandningar har olika respons.



Figur 6.5. Korrelation mellan uppmätta halter i fält via analys med PID samt erhållna halter via laboratorieanalyser. Observera att skalorna är olika. Observera att skalan för "halt PID, ppm" är logaritmisk.

Utifrån figur 6.5 ses att korrelationen mellan påvisade halter i PID-mätning korrelerar relativt väl med erhållna halter vid laboratorieanalys av jord. Detta gäller framförallt för de allra högsta halterna som påvisats, men något sämre för halter som uppmätts i lägre halter.

6.2.5 UTBREDNING OCH AVGRÄNSNING I JORD

I **Bilaga 7:6a-d** visas hur föroreningsnivån förändras beroende på djupet under markytan, där det tydligt framgår att de absolut högsta föroreningshalterna påvisas i området vid tritvätt 2 på nivåerna 30-26 möh.

Föroeningen vid tritvätt 2 förefaller till stor del vara inbäddad och ansamlad i de jordlager med finkornigt material som finns vid TRI2, se **Bilaga 2:6a-c**. Utförda porluftsmätningar visar en liknande föroreningsutbredning som utbredningen av föroeningar i jord visar upp.

Utförd MIP-sondering kan i stort sett bekräfta denna utbredning även på djupet, se kapitel 6.4.

6.3 GRUNDVATTEN

Samtliga grundvattenprovtagningar (år 2014-2020) av relevans för den aktuella föroreningssituationen avseende klorerade lösningsmedel redovisas i tabellform i **Bilaga 8:1**.

Tydligt förhöjda föroreningshalter i grundvatten kan både påvisas vid tritvätt 1 och 2, se **Bilaga 8:2-7**.

Högst TCE-halter påvisades i grundvatten vid punkten GV253.

Förhöjda cDCE-halter i grundvattnet finns nästan uteslutande vid tritvätt 1, vilket talar för en naturlig nedbrytning i detta område, se **Bilaga 8:5**.

Förhöjda halter av eten och etan har framför allt påvisats vid tritvätt 1, men även vid tritvätt 2 kunde eten- och/eller etanhalter påvisas, vilket talar för förekomst av naturlig nedbrytning.

6.4 MIP

MIP-sondering har utförts i ett stort antal punkter inom undersökningsområdet, se **Bilaga FL-C2:2a-c**. Vid varje ny MIP-sondering utförs en kalibrering av mätsonden. Erhållna mätvärden vid MIP-sondering redovisas i tabellform i **Bilaga 9:1**.

6.4.1 JÄMFÖRELSE MED UPPMÄTTA HALTER I JORD OCH GRUNDVATTEN

En stor mängd MIP-värden i form av separata resultat för PCE-, TCE-, cDCE- och VC-halter har erhållits. Även om resultaten presenteras i enheten "µg/l" så representerar de den totala föroreningsmängden i hela jordmatrisen, dvs föroreningsmängden i jord, grundvatten och porluft samt i egen fas. Mängden förorening i porluft är sannolikt totalt sett väldigt liten i jämförelse med mängden förorening i grundvatten och jord.

Att direkt utan eftertanke jämföra halter i "µg/l" vid grundvattenprovtagning med påvisade halter i "µg/l" vid MIP-sondering kan bli missvisande. Det är rimligt att anta att påvisade halter vid MIP-sondering är högre än uppmätta halter i grundvatten, bland annat eftersom uppmätta halter vid MIP-sondering omfattar förorening som förångats vid MIP sondering och det kan härstamma från förorening i löst fas i grundvatten, adsorberad fas och eventuell ångfas. Vid konventionell provtagning och analys av grundvatten mäter man enbart föroreningsmängd i löst fas.

Andra aspekter att tänka på vid jämförelse mellan grundvattenhalter och halter uppmätta vid MIP-sondering är att MIP-mätningar görs direkt på plats (on site) och mätningarna genomförs på väldigt många jorddjup i en jordlagerprofil. Dock kan resultaten påverkas av de jordarter som finns i marken.

Resultaten från en grundvattenprovtagning kan emellertid påverkas av en rad saker som t ex pumpningen, transporten till laboratorium och preparering för analys. Ett grundvattenfilter är i regel även längre än avståndet mellan varje MIP-sonderingsnivå, vilket i regel bidrar med att uppmätta halter (eller värden) vid MIP-sondering blir högre än halter i ett grundvattenprov, där föroreningsmängden är utspädd med vatten från hela filtervolymen.

Vid utvärderingen av erhållna MIP-data har en viss statistisk analys utförts där MIP-värden jämförts både med påvisade föroreningshalter i jord och i grundvatten, se **Bilaga 9:2a-c**. Vid denna analys har tritvätt 1 delats in i två delområden, TRI1a och TRI1b, där maxhalter, medelhalter, medianhalter och minimihalter beräknats både ovanför och under grundvattenytan, ca 26 möh. Vid tritvätt 2, TRI2, har liknande analys gjorts, även här ovanför och under grundvattenytan, ca 26 möh.

En bedömning av den statistiska analysen är att erhållna PCE-, TCE-, cDCE- och VC-värden vid MIP-sonderingen förefaller vara lämpliga att dividera med en faktor 4 för att kunna matcha påvisade föroreningshalter erhållna vid laboratorieanalyser av grundvattenprover.

Vid en liknande jämförelse mellan MIP-värden och föroreningshalter erhållna vid laboratorieanalyser av jordprover så förefaller mest tillförlitliga matchning kunna göras i

området ovanför grundvattenytan vid tritvätt 2, TRI2. Dock bedöms denna matchning enbart kunna göras för PCE och TCE. Förklaringen till detta kan vara att det framför allt är ovanför grundvattenytan vid tritvätt 2 som höga föroreningshalter i jord kunnat påvisas. Det förefaller mest lämpligt att dividera erhållna MIP-värden för PCE och TCE med en faktor 200 för att kunna matcha påvisade föroreningshalter erhållna vid laboratorieanalys av jordprover.

Uppskattade halter i jord och grundvatten med hjälp av MIP-värden redovisas i tabellform i **Bilaga 9:1**.

Beräknad föroreningsnivå i jord (baserad på MIP-data) för PCE och TCE vid såväl tritvätt 1 som 2 redovisas i **Bilaga 9:3**.

Beräknad föroreningsnivån i grundvatten (baserad på MIP-data) för PCE, TDE, cDCE och VC vid såväl tritvätt 1 som 2 redovisas i **Bilaga 9:4a-i**, där det också visas hur föroreningsnivån förändras med djupet. Vi ser här en liknande föroreningsbild som den som erhållits vid utförda jordprovtagningar.

6.4.2 BEDÖMDA FÖRORENINGSNIVÅER I JORD OCH GRUNDVATTEN UTIFRÅN UPPMÄTTA MÅTVÄRDEN

Föroreningsutbredningen i jord (beräknad med MIP-data) som redovisas i **Bilaga 9:3** identifierar ett tydligt källområde vid tritvätt 2. Det finns också några indikationer på höga föroreningshalter inom TRI1a vid tritvätt 1. Dock kan det finnas risk för att matchningen mellan MIP-värden och föroreningshalter i jord inte är helt tillförlitlig. Några föroreningshalter i jord vid tritvätt 2 har inte kunnat identifieras vid själva jordprovtagningen, se **Bilaga 7:5a-d**.

I **Bilaga 9:4a-i** visas den bild av föroreningshalter i grundvatten som erhållits med hjälp av MIP-värden. Här ser vi också en tydlig förorening vid tritvätt 2 och tämligen få indikationer på förorening vid tritvätt 1 och i övriga områden. Vissa förhöjda halter har kunnat identifieras vid både TRI1a och TRI1b.

Föroreningen vid tritvätt 2 finns ovanför grundvattnet, ca 30-26 möh.

Förorening vid tritvätt 1 finns i stort sett enbart under grundvattenytan, dvs lägre än 26 möh.

7 KONCEPTUELL MODELL

7.1 SAMLAD BEDÖMNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN

Med nuvarande kunskaper om föroreningssituationen (både från erhållna resultat och från generella kunskaper om hur klorerade lösningsmedel, DNAPL-föroreningar, uppträder och rör sig i jord och i berg) görs bedömningen att påvisad föroreningssituation både vid tritvätt 1 och 2 uppkommit genom läckage av PCE till underliggande jord. Vid tritvätt 1 skulle det även kunna vara TCE som läckt ner i marken. Dessa föroreningar har också i några fall trängt ner i berget. Bergföroreningen redovisas dock i en separat rapport. Mindre läckage av PCE på andra platser kan inte uteslutas, tex i området vid PS2. Detta kan ha orsakats av ett direkt läckage på markytan vid PS2, men det kan inte uteslutas andra scenarier, t ex att föroreningar från tritvätt 2 kan ha transporterats via ledningar från tritvätt 2 till området vid PS2 och först vid PS2 läckt ut från ledningarna och ner i marken.

Föroreningsläckaget från de två avfettningsanläggarna har med tiden förorenat både den omättade och mättade zonen i jord under byggnaderna på Strömbrytaren.

De föroreningsläckage som skett vid tritvätt 1 förefaller ha sjunkit ner genom grundvattenytan till jordlager på eller tämligen nära bergytan. I vissa fall tyder MIP-sonderingarna på att föroreningen runnit på berggrunden mot djupare liggande jordlager. Det verkar också som att tritvätt 1 har legat strax ovanför en berggrundsrygg vilket gjort att föroreningsläckaget vid tritvätt 1 framför allt gått mot väster och området vid M105 där föroreningshalterna förefaller högst. Ett läckage (i något mindre omfattning) verkar dock även ha skett mot öster till punkterna M111, M113, M122, M123, M204, M206 och M210, se **Bilaga 10:1a-b**.

Det verkar också, som togs upp ovan, som att det kan finnas någon form av extra "föroreningskälla" eller "sekundär källa" vid PS2 då där påvisats förhöjda halter av PCE. Berggrundens topografi kan ha bidragit till att föroreningshalter vid såväl PS2 som M111, M204, M113, M206, M122, M123 och M210 har spridit sig till punkterna M71 och M114, men det kan också vara så att spridningen skett med grundvattnet och därmed haft en motsatt riktning. Det kan dock inte uteslutas att den fördjupning som finns i berggrunden mellan tritvätt 1 och 2 kan ha haft betydelse för föroreningsspridningen.

Det ser också ut som att ett visst föroreningsläckage har skett västerut från tritvätt 1, men det förefaller som att spridningen inte skett så långt. Utförda MIP-sonderingen kan inte identifiera någon längre föroreningsplym och det går enbart att påvisa mycket låga halter i grundvattnet på längre avstånd västerut från tritvätt 1.

Vid tritvätt 2 har mycket höga föroreningshalter påvisats i ett siltigt jordlager i omättad zon. Det skulle kunna vara så att läckage av fri fas PCE följt vissa geologiska skikt i siltlagret och till viss del spridits horisontellt, t ex i östlig riktning mot M13. Siltlagret förefaller ha kunnat magasinera denna förorening, men det går inte att utesluta att det genom åren skett en del föroreningsläckage ner till underliggande jord (den vattenförande sanden) och grundvattnet. I några områden t ex vid punkten M253 och M13 har tämligen höga föroreningshalter kunnat identifieras både vid MIP-sondering och i grundvattenrör. Läckaget har dock skett i ett område där det också finns en fördjupning i berggrunden (se ovan), vilket förefaller ha förhindrat och/eller minskat en större föroreningsspridning ut från undersökningsområdet.

Indikationer på förorening vid MIP-sondering i M12 och M28 kan dock tyda på en begränsad spridning från tritvätt 2 mot sydost, men halterna är tämligen låga.

I några punkter finns det också vissa tecken på vissa föroreningar i siltlagret väster och/eller nordväst om tritvätt 2. Detta kan vara orsakat av mindre läckage / spill och tyder i mindre utsträckning på spridning från tritvätt 2, se **Bilaga 10:1a**.

Baserat på påvisade föroreningshalter i jord och i jordgrundvatten bedöms mängden CAH i det förorenade området vid tritvätt 1 (TRI1a och TRI1b) respektive tritvätt 2 (TRI2) uppgå till mellan 10-50 kg respektive 100 – 1 000 kg.

7.2 EN MODELL AV VERKLIGHETEN

I kapitel 7.1 görs ett försök att beskriva föroreningssituationen inom undersökningsområdet på Strömbrytaren.

Detta försök till verklighetsbeskrivning är en del av en konceptuell modell. En konceptuell modell byggs upp med hjälp av generella kunskaper om den aktuella föroreningssituationen och platsspecifika resultat från utförda undersökningar där

haltnivåer, beräknade eller uppmätta, är en viktig del av modellen. Beräkningar för att verifiera om den konceptuella modellen överensstämmer någorlunda väl med verkligheten görs med kontrollmätningar i olika medier (jord, grundvatten, porluft, inomhusluft, etc). Strävan är att bygga modellen så att det går att få samband mellan föroreningshalter i olika medier inom olika kontrollområden.

Vid tritvätt 1 bör det i princip vara lämpligt med två kontrollområden (TRI1a och TRI1b) och vid tritvätt 2 kan det räcka med ett kontrollområde.

Om modellen bedöms som tillförlitlig kan den användas för att uppskatta verkliga föroreningshalter och bedöma risker för människors hälsa och miljön. Undersökningsområdet vid de två tritvättarna har delats in i kontrollområden med någorlunda lika föroreningskaraktär, geologi, mm. Följande kontrollområden har upprättats på och i anslutning till tritvätt 1 och 2:

- **TRI1a:** Den västra delen vid tritvätt 1. I princip ingen förekomst av PCE. TCE och cDCE dominerar och påvisas relativt djupt under grundvattenytan. Relativt rent grundvattenskikt närmast grundvattenytan och låga till måttliga halter i porluft och inomhusluft. Hyggliga förutsättningar för naturlig nedbrytning bedöms föreligga.
- **TRI1b:** Den östra delen vid tritvätt 1. Förekomst av PCE, men i övrigt tämligen likt TRI1a. Föroreningen påvisas relativt djupt under grundvattenytan. Relativt rent grundvattenskikt närmast grundvattenytan och låga till måttliga halter i porluft och inomhusluft. Hyggliga förutsättningar för naturlig nedbrytning bedöms föreligga.
- **TRI2:** Tritvätt 2. Förekomst av höga halter av PCE och TCE i omättad zon, vilket också avspeglar sig i höga porluftshalter. Halter i inomhus dock relativt måttliga under rådande omständigheter. Föroreningen går även att påvisa i mättad zon. Relativt dåliga förutsättningar för naturlig nedbrytning bedöms föreligga i omättad zon, men förekomst av eten har påvisats i mättad zon, vilket tyder på viss förekomst av naturlig nedbrytning.

Inom ovanstående kontrollområden har beräkningar utförts för att se om det går att få ett samband mellan föroreningshalter i olika medier och samtidigt har en ökad förståelse för föroreningssituationen erhållits. Beräkningarna har grundats på en enklare statistisk analys av föroreningssituationen i mättad och omättad zon inom respektive kontrollområde, se **Bilaga 11:1-5**. Till grund för dessa beräkningar har även varit beräkningar av porvattenhalter baserade på halter i porluft, se **Bilaga 10:2a-c.**, beräkningar av porvattenhalter baserade på jordhalter i omättad zon, se **Bilaga 10:3** och beräkningar av jordhalter i mättad zon baserat på halter i grundvattnet, se **Bilaga 10:4**.

Dessa beräkningar utgör framför allt en grund för riskbedömning av människors hälsa på grund av förhöjda föroreningshalter i inomhusluft.

Beräkningarna visar att det sannolikt finns ett renare grundvattenskikt i anslutning till grundvattenytan under golvet vid tritvätt 1, annars hade föroreningshalterna i inomhusluft sannolikt varit betydligt högre.

I **Bilaga PM12** redovisas de föroreningshalter som används i den konceptuella modellen, d.v.s. både beräknade och uppmätta halter i inomhusluft, porluft, grundvatten och jord inom undersökningsområdet på Strömbrytaren. Föroreningshalter i modellen förefaller stämma någorlunda väl överens med varandra, d.v.s. någon enskild föroreningshalt i ett medium förefaller inte onormalt låg eller hög i förhållande till föroreningshalter i andra medier. Den konceptuella modellen bedöms vara relativt tillförlitlig för att kunna bedöma risker inom kontrollområde TRI1a, TRI1b och TRI2.

7.3 OSÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR

7.3.1 GENERELLT

Vanliga fel/brister i en konceptuell modell

En konceptuell modell för områden förorenade med klorerade lösningsmedel kan enligt IDSS (ITRC, 2011)⁷ vara mycket komplex. Mindre felaktigheter i en eller flera delar kan samverka för att ge stora fel mellan modellen och den verkliga föroreningssituationen. Felaktigheter förekommer ofta i geokemiska antaganden och förhållanden i källzon och plym. Typiska komponenter i en konceptuell modell relaterat till källzonens och plymens struktur som kan ge felaktigheter och brister i ett underlag för riskbedömning inkluderar följande:

- **Tredimensionell utbredning**- djup, bredd och längd av källa och plym samt föroreningens fördelning inom källzonen och plym är inte beskrivet fullständigt.
- **Gränsförhållanden**- hydrogeologiska faktorer, såsom ytvatten och brunnsuttag kan påverka grundvattenflödet och då också förändra föroreningsplymens struktur.
- **Markytans beskaffenhet** - byggnader, asfaltering, ogenomträngliga ytor, vegetation, och andra byggnadskonstruktioner påverkar infiltration, luft/gastransport och grundvattenflöde.
- **Förekomst av oidentifierad källa** - t.ex. ytterligare klorerade lösningsmedelspill eller sekundära källor såsom hög koncentration av förorening i lågpermeabla jordlager. Det är viktigt att undersöka historiska kartor, och produktionsloggar för potentiella källor, samt fråga fastighetsägare om tidigare verksamheter.
- **DNAPL-källor** - Droppar eller mindre ansamlingar och strängar av DNAPL fångade inom markporutrymmen är svåra att identifiera och oftast mycket svåra att sanera. Rester av NAPL kan vara en kvarvarande källa till förorening under lång tid.
- **Utsläppets ålder och ursprung** – En olycka/spill eller ett långsamt kontinuerligt utsläpp kan skapa föroreningssituationer med olika strukturer, såväl i källa som i plym. Plymutvecklingen är viktig när man bedömer betydelsen av en långsam process som diffusion. Återigen kan historiska loggar, dokument, och personer med lokalkännedom vara till hjälp för att bättre förstå utsläppets bakgrundshistoria.
- **Geologisk heterogenitet** – permeabiliteten i det geologiska lagret påverkar den laterala och vertikala transporten av DNAPL, föroreningens spridning, samt flödet och transporten av löst förorening i grundvattnet.
- **Matrisdiffusion** - berg eller finkorniga matriser kan lagra stora mängder förorening både som en fri fas eller löst i innesängt grundvatten. Föroreningsdiffusion in i matrisen gör det svårt att uppskatta föroreningsmassan och diffusionen från matrisen (*återdiffusion*) vilket kan förlänga saneringstiden avsevärt. Plymens ålder och ursprung samt förekomsten av platsspecifika geologiska heterogeniteter är mycket viktiga när man bedömer effekten av matrisdiffusion.
- **Säsongsvariationer i hydrogeologin**- mängden nederbörd kan påverka djupet till grundvattnet samt flödesriktningen och -hastigheten. Ytterligare nederbörd kan upplösa och transportera föroreningen från den omättade zonen till grundvattenplymen.

7

http://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/IntegratedDNAPLStrategy_IDSSDoc/IDS-S-1.pdf

- **Föredragna spridningsvägar**- zoner med högre permeabilitet eller strukturer under markytan (t.ex. rör, ledningar, ledningsschakter, kulvertar och avlopp) kan ha betydande effekter på föroreningsutbredningen.
- **Transport i gasfas** - De potentiella riskerna med gasintrång till inomhusmiljön är allmänt erkända men gastransport kan också sprida förorening från mycket påverkade grundvattenzoner till mer opåverkade grundvattenzoner.

7.3.2 PLATSSPECIFIKA OSÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR

Idag bedöms det finnas en relativt god kunskap om föroreningssituationen inom påvisade förorenade områden.

Även om föroreningsutbredningen ut från påvisade förorenade områden (tritvätt 1 och 2) i stort bedöms ske mot nordväst så finns det fortfarande vissa kunskapsluckor om hur föroreningsutbredningen sker (eller har skett) inom undersökta och påvisade förorenade områden. Detta behöver dock inte vara av större vikt vid en kommande åtgärd. Förekomst av förhöjda PCE-halter vid TRI1b (framför allt vid PS2) kan t ex vara tecken på ett lokalt spill, men det skulle också kunna vara så att en utbredning av PCE från tritvätt 2 skett via ledningsnätet och vid den 90-graders böj finns i området vid PS2 kan det funnits förutsättning för PCE att tränga ut igenom ledningen och ner i marken. Frågan är då om föroreningssituationen inom TRI1b uppkommit genom ett sådant läckage från en ledning i området vid PS1 eller via något annat spill av PCE vid PS2? Har det i så fall skett en föroreningsutbredning mot norr från denna punkt inom TRI1b? Eller kan man tänka sig att det även skett en föroreningsutbredning via grundvattnet från TRI2 till TRI1b och att den utbredningsvägen idag är svår att följa på grund ställvis av avsaknad av finkorniga jordmaterial där föroreningen kunnat "fastna" och diffundera in i? Skulle det även vara möjligt att tänka sig ett scenario där en föroreningsutbredning från TRI1a skulle kunna förorena område TRI1b? Till viss del skulle det kunna ha varit så vid läckage från tritvätt 1 men senare riktning på grundvattenflödet tyder inte på det.

Någon föroreningsutbredning av egen fas eller förorenat vatten av praktisk betydelse via ledningsnätet bedöms inte ske idag.

En viss utbredning av förorenade gas i befintliga ledningar inom fabriksområdet kan dock inte uteslutas, men bedömd påverkan på aktuella skyddsobjekt bedöms som liten under rådande omständigheter.

Föroreningsutbredningen till berg är också till vissa delar oklar men redovisas eller bedöms inte i denna rapport.

Det har ifrågasatts om det inte finns fler föroreningskällor än tritvätt 1 och 2, t ex under kemikalieförrådet eller någonstans under byggnaden på fastigheten Strömbrytaren 12. Det förefaller inte finnas några tydliga tecken på något som kan betecknas som en källförorening i dessa områden. Dock kan det inte uteslutas att mindre spill ägt rum vilket utförda undersökningar gett vissa tecken på, framför allt i kemikalieförrådet.

8 ÖVRIGT

Provtagningsstrategi och urval av analysparametrar är grundade på erfarenhetsmässiga bedömningar och branschpraxis. Av naturliga skäl kan dock inte uteslutas att det finns förorening i punkter/områden som inte har undersökts eller att det förekommer ämnen och föreningar som inte analyserats.

REFERENSER

Naturvårdsverket, NV, 2009: Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.

Avfall Sverige, 2007: Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2007:01.

Statens Livsmedelsverk, SLV, 2001: Livsmedelsverkets föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten. SLV 2001:30.

Naturvårdsverket, 2004. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2004:10.

RVF, 2002. Bedömningsgrunder för förorenade massor. Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF Utveckling 02:09.

NV, 2006. Åtgärdslösningar erfarenheter och tillgängliga metoder. Kunskapsprogrammet - Hållbar sanering. Rapport 5637.

Inkapööl, J. 2017. Framtagande av platsspecifik grundvattenmodell samt modellering av klorerade lösningsmedels spridning i grundvatten kring industritomt – Utvärdering av nuvarande samt framtida föroreningsituation. Exjobb, Uppsala universitet. UPTEC W 17 013

ITRC, November 2011 IDSS. Integrated DNAPL Site Strategy.

http://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/IntegratedDNAPLStrategy_IDSSDoc/IDS-S-1.pdf

ITRC, May 2015. IDSC. Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection.

http://www.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf

SGF, Rapport 1:2011. Stimulerad reduktiv deklorering. En praktisk handledning.

Remediation Hydraulics, 2008. Fred C. Payne et al.

Miljöministeriet, Danmark. Miljøstyrelsen, maj 2014. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand.
http://mst.dk/media/mst/9150735/kvalitetskriterier_jord_og_drikkevand_maj_2014.pdf

WHO, 2011. Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition.
http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf

USEPA, 2009. National Primary Drinking Water Regulations.
<http://water.epa.gov/drink/contaminants/upload/mcl-2.pdf>

Holländska miljödepartementet. Soil Remediation Circular 2009.
<http://esdat.com.au/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf>

Parker, B.L., Cherry, J.A., Chapman, S.W. 2012. "Discrete Fracture Network Approach for Studying Contamination in Fractured Rock." AQUA (Am06052):101–116.
http://g360.uoguelph.ca/app/webroot/assets/Parker_Cherry_Chapman_-_Aquamundi_2012.pdf

SGU - 2017, Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige, RR2017:09, D-nr: 21-2925/2016

VBB - VIAK - 2000, Malmö Grundvatten, Malmö Stad, daterad 2000-05-12, Uppdragsnummer: 1240160

VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö & Energi. Med drygt 36 500 medarbetare på 500 kontor i 40 länder medverkar vi till en hållbar samhällsutveckling. I Sverige har vi omkring 3 700 medarbetare. www.wsp.com

WSP Sverige AB

121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7

T: +46 10 7225000
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
[wsp.com](http://www.wsp.com)

