



Vanäsverken, Karlsborg

Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning

Uppdragsgivare Sveriges Geologiska Undersökning	Wescon Miljökonsult AB www.wescon.se	
Kontaktperson [REDACTED]	info@wescon.se	
Kundnummer 1104	Norra Källgatan 22 722 11 Västerås	
Rapporttitel Vanäsverken, Karlsborg - Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning		
Uppdragsnummer 804-004	Upprättad 2022-06-10	Reviderad 2022-11-25

VÄSTERÅS 2022-06-14
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare

[REDACTED]

Granskning

[REDACTED]

Handläggare

[REDACTED]

Sammanfattning

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) genomfört en miljöteknisk undersökning samt fördjupad riskbedömning av mark, grundvatten och porluft vid Vanäsverken i Karlsborg.

Undersökningsområdet har definierats ytterligare genom att tidigare utredningar delat in området i fem olika delområden.

Verksamhetsområdet har tidigare visat sig vara förenat av klorerade lösningsmedel (CVOC) inom samtliga 5 olika delområden (byggnad K1, K41, K65, K93, K96), alifater (petroleumprodukter/olja) inom två områden (K1 och K93) och bly, zink och koppar inom två områden (K93 och skjutvall, del av K96).

Antalet analyserade jordprov vid undersökningen 2020 uppgick till 32 prover och vid undersökning med sonic-borrning 2021 analyserades 55 prover dvs totalt 87 analyser, utöver detta har 1019 analyser samlats in vid MiHPT-sonderingar. Totalt finns därmed 1 106 datapunkter vad gäller halter av CVOC i jord. I grundvatten uttogs 2020 9 prover och 2021 uttogs 22 prover.

Utförd riskbedömning visar att:

- Inga oacceptabla hälsorisker gällande bly vid dagens verksamhet och användning av området. Vid ökad tillgänglighet för allmänheten bör risker ses över.
- Hälsorisker kan uppstå vid schaktarbeten inom skrotgården (K93) genom intag av förorenad jord med avseende på bly.
- Oljeföroreningar utgörs främst av långa alifater vilka inte är hälsostörande utan främst klassas som miljöstörande.

Klorerade lösningsmedel utgör inte en hälsorisk på området; varför inte kan sammanfattas enligt följande:

- Liten avgång av ånga tack vare liten mängd förorening i omättad zon samt att rent grundvatten skapar ett "vattenlås" ovanför det förorenade grundvattnet.
- Ingen källterm med fri fas förkommer.
- Schaktarbeten kan, utifrån uppmätta halter, utföras inom förorenade områden utan risker för yrkesarbetande (8h).

Inga eller små miljörisker orsakas av påträffade petroleumkolväten (olja) vid K93 och K1. Detta för att:

- Olja inom K1 sprids inte nedströms och utgör inte en beaktansvärd miljörisk, i grundvattentrör nedströms kan ingen olja noteras.

- Oljeföroreningen inom K93 utgör troligen inte en miljörisk, osäkerheter kring spridningen kvarstår men mycket talar för att olja inte sprids från området likt fallet vid K1 då det är samma geologi och grundvattenförhållanden.

Tungmetaller påträffas främst inom delområde K93. Metallhalter över FA, främst bly, förekommer på ett djup om 1,5 till 2,5 meter.

- Tungmetaller lakar inte ut till grundvatten. Halter av tungmetaller i grundvatten i källområdet är låga och spridning till ytvatten utgör inte en miljörisk eller påverkar dricksvattenkvaliteten negativt (dricksvatten i Vättern och berggrunden)

Innehåll

1	Inledning	6
1.1	Uppdrag och syfte	6
1.2	Organisation.....	6
1.3	Avgränsning.....	7
2	Problembeskrivning.....	8
2.1	Objektbeskrivning.....	8
2.2	Geologiska och hydrologiska förhållanden.....	10
2.3	Föroreningskällor och förorenade medier	11
2.4	Skyddsobjekt	24
3	Övergripande åtgärds mål	26
4	Spridning.....	27
4.1	Spridning i jord och till grundvatten.....	27
4.2	Spridning via grundvatten	29
4.3	Ånga	33
4.4	Ledningsgravar.....	36
4.5	Spridning av fri fas.....	36
4.6	Sammanfattning spridning.....	36
5	Hälsoriskbedömning	37
5.1	Toxikologiska jämförvärden för inandning ånga.....	37
5.2	Risker för inandning ånga i dag.....	38
5.3	Risker vid schaktarbeten.....	39
6	Miljöriskbedömning	40
6.1	Grundvatten.....	40
6.2	Ytvatten.....	40
7	Sammanfattande konceptuell modell.....	42
8	Slutsats.....	45
9	Referenser	46

Bilaga 1, Beräkningar spridning CVOC

1 Inledning

Vanäsverken är lokaliserad i Karlsborgs östra delar närmast Vättern, inom fastigheten Vanäs 1:7. Sedan verken uppfördes 1887 har ammunitionstillverkning varit den huvudsakliga verksamheten. Området har varit föremål för flera miljötekniska undersökningar (NIRAS, 2020b) där det påvisats föroreningar i både mark och grundvatten. Undersökningarna har inte gett tillräckliga resultat för att kunna upprätta en tillfredställande konceptuell modell och därmed har det saknats data för att slutföra arbetet med riskbedömning och framtagande av övergripande åtgärds mål för området.

En kompletterande undersökning har därför genomförts utifrån NIRAS förslag till kompletterande undersökning (NIRAS, 2020a). Förslaget omfattade undersökning av fyra delområden Dessa fyra områden har nu undersökts och den konceptuella modellen kan därmed uppdateras och blir mer komplett.

1.1 Uppdrag och syfte

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) genomfört en miljöteknisk undersökning samt fördjupad riskbedömning av mark, grundvatten och porluft vid Vanäsverken i Karlsborg. Undersökningen ligger till grund till i denna rapport upprättad riskbedömning. Även data från (NIRAS, 2020b) och (NIRAS, 2020a) används i riskbedömningen. Syftet med den senast genomförda undersökningen var att ge tillräckligt underlag för den konceptuella modellen, riskbedömningen och formulering av övergripande åtgärds mål. Wescon Miljökonsult AB fick i uppdrag att utföra undersökningen och har, inför denna, föreslagit ändringar och tillägg i provtagningsplanen för den kompletterande undersökningen.

1.2 Organisation

I uppdraget har följande personer och organisationer medverkat

Namn	Företag	Ansvar och uppgifter
██████████	Sveriges Geologiska Undersökning	Beställare
██████████	Wescon Miljökonsult AB	Uppdragsledare
██████████	Wescon Miljökonsult AB	Kvalitetsgranskare
██████████	Wescon Miljökonsult AB	Handläggare, fält, rapportskrivning

Namn	Företag	Ansvar och uppgifter
██████████	Wescon Miljökonsult AB	Certifierad provtagare, fält
██████████	Wescon Miljökonsult AB	Fälttekniker
██████████	Nammo Sweden AB	Verksamhetsansvarig, HESS manager
	Sonic Geodrill AB	Borrekipage, rotosonic, grundvatteninstallationer
	EnISSA	Borrekipage, MiHPT
	Eurofins Environment AB	Laboratorieanalyser
	ALS Scandinavia AB	Laboratorieanalyser

1.3 Avgränsning

Undersökningen avgränsades till fastigheten Vanäs 1:7 och del av Vanäs 1:9. Grundvattenprovtagning har genomförts inom hela undersökningsområdet, medan jord- och porluftsprövtagning avgränsades till fyra mindre områden inom fastigheterna Vanäs 1:7 och del av Vanäs 1:9. De mindre områdena har tidigare pekats ut som förorenade områden med kunskapsluckor i NIRAS provtagningsplan, se Figur 1-1.



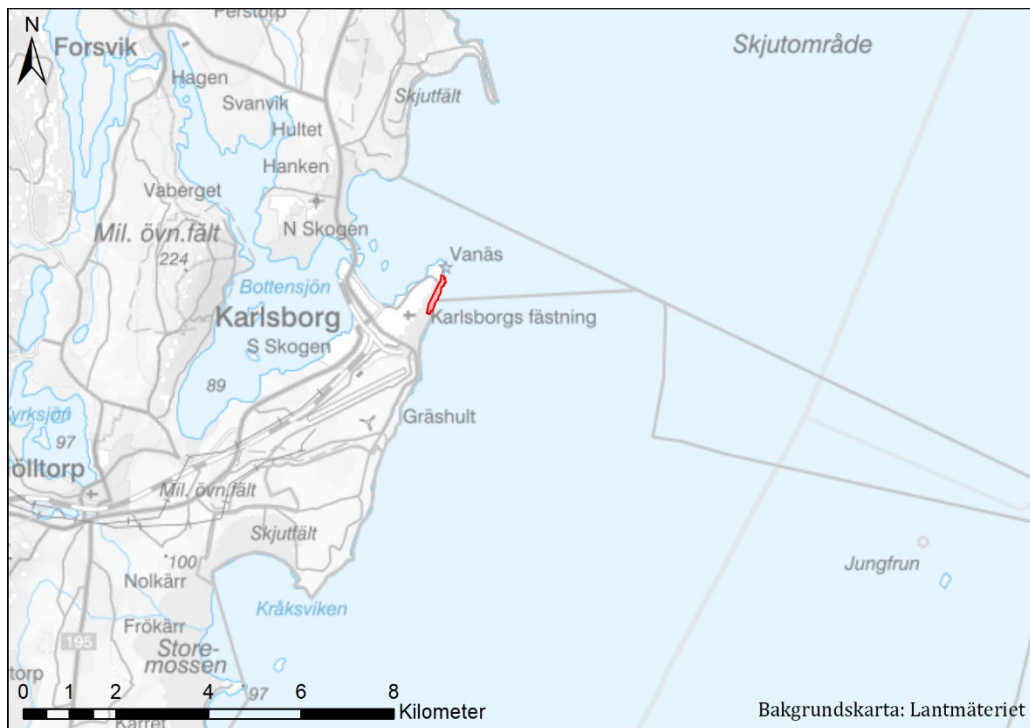
Figur 1-1 Avgränsning av undersökningsområde för nya provtagningspunkter vid undersökning 2021. Grundvattenprovtagning genomförs över hela fastigheten (blå linje) medan de fyra rödmarkerade områdena omfattade utökad undersökning. Övriga delar av kartan utgörs av fastigheten Vanäs 1:9. Den del av Vanäs 1:9 som inkluderades i undersökningen syns nederst i bild inom en av de fyra rödmarkerade områdena. Bakgrundskarta: OpenStreetMaps och bidragsgivare.

2 Problembeskrivning

2.1 Objektbeskrivning

En omfattande objektbeskrivning med tillhörande historik och konceptuell modell har tagits fram av NIRAS, se bland annat Miljöteknisk undersökning, Vanäsverken (NIRAS, 2020b). Nedan följer en kort sammanfattning.

Vanäsverken utgörs av fastigheten Vanäs 1:7 och är beläget i Karlsborg i direkt anslutning till Vätterns västra strand, se Figur 2-1 och Figur 2-2. Västerut och söderut avgränsas området av Karlsborgs fästning (fastigheten Vanäs 1:9). Fastighetsarean uppgår till ca 96 700 m².



Figur 2-1 Översiktsskarta där aktuellt område är markerat i rött. Bakgrundskarta © Lantmäteriet.



Figur 2-2 Ortofoto över Vanäsverken där fastigheten Vanäs 1:7 är markerad i gult. Till vänster syns Karlsborgs fästning som utgör fastigheten Vanäs 1:9. Ortofoto © Lantmäteriet.

2.2 Geologiska och hydrologiska förhållanden

Beskrivningen i följande avsnitt är sammanfattad utifrån tidigare undersökningar och dess resultat. Jordartsbedömning har utförts från jordkärnor uttagna vid Sonic-borrning samt data från MiHPT-sonderingar. Marken hydrauliska konduktivitet (K) har mätts i 30 014 punkter. K-värde har också bestämts i 10 av de installerade grundvattenrören.

2.2.1 Geologi

Hela Vanäs udde saknar berg i dagen. Berggrunden i området utgörs av sedimentära bergarter från Visingsöformationen. Sandstenens överyta är sannolikt vittrad. Tidigare undersökningar skattar avståndet till berg till ca 10–20 meter. Enligt SGUs kartdatabas kan berg förmodas på ett djup om ca 19-20 meter.

Enligt SGU:s jordartskarta består marken av postglacial finsand på den södra delen av fastigheten och moränlera på den norra delen. Undersökningar visar att det förekommer fyllning i överytan, mäktigheten inom området varierar men är generellt sett 0–1 meter (på sina håll mer). Under fyllning förekommer det finsand, sand och grovsand som varvas i olika tjocka skikt, dessa jordarter uppvisar medelgod till mycket god permeabilitet. I vissa delar av området förekommer det silt eller varvig lera som delar av sandlagren. Lera och silt förekommer som linser och inte som sammanhängande stora tjocka lager. Dessa lågpermeabla skikt varierar mellan 0,1 m och 1,5 meter men i enstaka punkter är de upp till 5 meter tjocka.

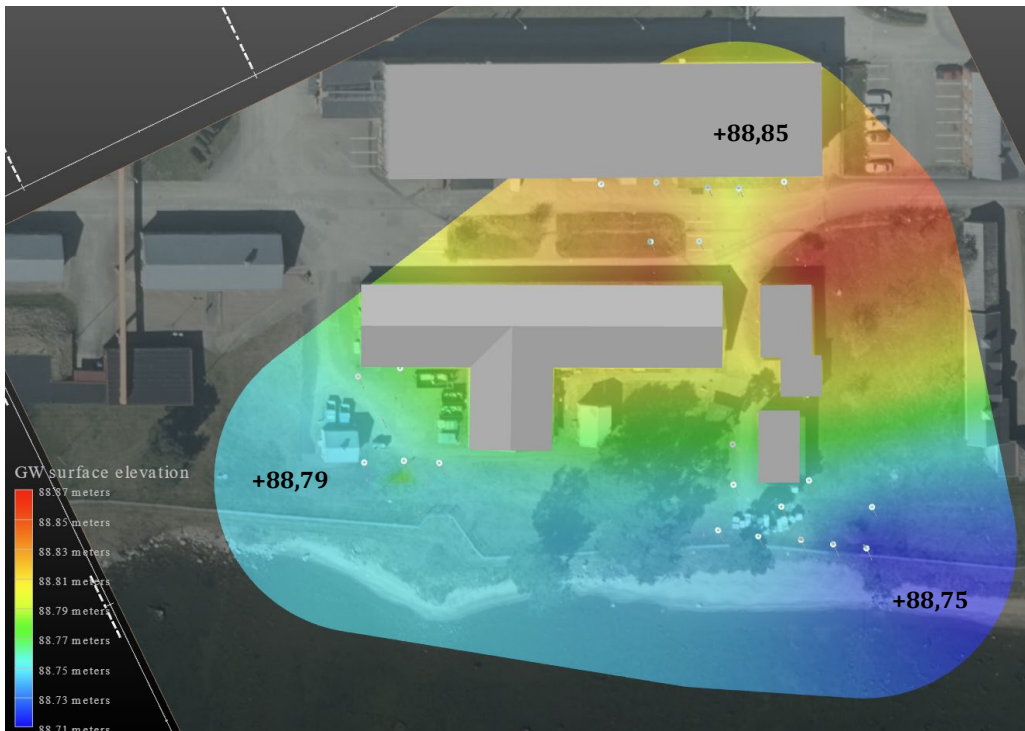
2.2.2 Hydrologi

Enligt undersökningar finns det två grundvattenmagasin. Ett i berggrunden och ett i de ytnära jordlagren (sand/finsand). I berggrunden är det i huvudsak sprickor och sprickzoner som är vattenförande. I det övre lagret är det sanden som är vattenförande, det är detta vattenmagasin som undersökts i denna utredning. Vattenflöden i marken påverkas av bland annat de silt- och lerlinser som förekommer.

Fastigheten lutar topografiskt mot Vättern och grundvattnet följer topografin i samma riktning. Grundvattennivån har vid undersökningen 2019 legat kring en z-nivå på 88,73–89,15 m ö h vilket innebär att nivån varierar som mest 0,4 meter inom området. Vätterns nivå mättes vid tillfället hösten 2021 till 88,76 m.ö.h. vid undersökningar 2021 var grundvattenytan mellan 88,66 - 89,21 vilket är mycket snarligt de nivåer som uppmättes 2019. Gradienten på grundvattenytan är mycket liten, som mest 6 cm nivåskillnad över en sträcka om 60 meter dvs 0,0012 m/m.

Gradients och flödesriktning framgår i Figur 2-3 Geologiska och hydrologiska data finns redovisade i Tabell 2-1. Den hydrauliska konduktiviteten är baserad på

tabellerade värden. För isälvsmaterial kan denna variera mycket, konduktiviteten nedan förutsätter grovt grus till sand.



Figur 2-3 Grundvattennivåer inom områdena. Röd färg visar nivå om +88,87 m och blå färg visar nivå om 88,71m. Data visar på en gradient mot Vättern om 0,012 till 0,028 m/m

Tabell 2-1 Hydrogeologisk data för Vanäsverken.

	Fyllning	Sand	Silt	Lera
Mäktighet	0,5 - 3	0,5 - 7	0,1 - 1	0,1 - 2
K*	1E-3-1E-4	5E-3- 3,5E-5	1E-7-1E-9	1E-9-1E-10
Dataunderlag	Tabellerat	Beräknat (slug test) + HPT	HPT	Tabellerat
Vattenförande	Ja	Ja	Nej	Nej

*K=hydraulisk konduktivitet (m/s) det vill säga markens genomsläpplighet.

2.3 Föroreningskällor och förorenade medier

För att få en enklare övergripande bild av det förorenade området har området delats in i 5 olika delområden där föroreningar har påvisats. Indelningen framgår i Figur 2-4. Föroreningarna utgörs främst av klorerade lösningsmedel men även av tungmetaller, BTEX och alifater och aromater. I avsnitt 2.3.1 till 8 redovisas

föreningssituationen inom varje delområde. Utbredningen av förorening i jord har modellerats i EVS-Pro (Figur 2-5 till Figur 2-11). Beräkningarna baseras på 1 106 analyser (1019 MiHPT och 87 laboratorieanalyser av jordprover). Den stora datamängden har bearbetats i programmet och utbredningen har visualiserats genom kriging med ett konfidens om 80 %.

Föroreningssituationen i jord gällande CVOC har vid undersökningar visat sig variera kraftigt inom området, stora skillnader i halter påvisas i djupled och höga halter av CVOC påvisas oftast i tunna skikt av lågpermeabla jordlager. Detta ses tydligt i de modeller som redovisas i Figur 2-5 till Figur 2-12 och Figur 2-14.

Tungmetaller och olja har vid tidigare undersökningar (NIRAS 2020) påvisats i fyllning där metallskrot påträffats, metallföroreningar kan alltså lokaliseras visuellt och förekommer främst vid K93 som är en gammal skrotgård. Föroreningarna påträffas främst i nivån 1,7–2,5 meter.

Bensen har endast påvisats punktvis inom K41 vid MiHPT-sondering och inte i uttagna grundvatten- eller jordprover.



Figur 2-4 delområden inom undersökningsområdet.

2.3.1 CVOC

Inom Vanäsverken förekommer CVOC främst som TCE men även som PCE och nedbrytningsprodukterna DCE och VC förekommer. Även om marken till stor del består av sand och finsand är TOC-halten mellan 0,12% och 1%, TOC-halten är även högre i finkorningar jordar.

Främst finns lösningsmedel i den mättade zonen. Högst halter påvisas i tunna skikt/linser av finsand eller silt vid sondering med MiHPT. Dessa skikt är tunna och halterna avtar ibland mycket snabbt, i flera fall är skikt med höga halter så tunna som 10 till 40 cm. Exempel på detta är punkt W3, W4, W9, W13, W25, W35, W39. I några andra punkter påträffas högre halter i skikt om ca 1–1,5 meter som ex W14, W17, W19, W31, W32, W36. MiHPT analyserar halten av CVOC punktvis och arean som analyseras är ca 1 cm² vilket gör att skillnader i koncentrationer kan bli mycket stora mellan olika punkter.

Vid laboratorieanalyser av prover som uttogs vid Sonic-borrning tas samlingsprover ut över profiler om 50 cm. MiHPT kan liknas vid stickprov inom en mycket liten yta medan prover från Sonic-borrning ger en medelhalt över en jordprofil om 50 cm. Uttagna samlingsprover visar att halter varierar mellan 0,01 mg/kg TS till 2,2 mg/kg i de provtagna 0,5 m skikten. Det ska också påpekas att MiHPT och Sonic inte har utförts i exakt samma punkt varvid det i detta fall inte kan göras en direkt jämförelse.

MiHPT-data visar på en variation i halter mellan 0,01 mg/l till ca 40 mg/l. I Figur 2-5 visas utbredningen av plymer med halter i jord och grundvatten över 1 mg/kg enligt MiHPT. Dessa resultat erhålls som en summa om halt i både vatten och jord, en tumregel för MiHPT-data kan vara att drygt 90% av den uppmätta halten är bunden till jordpartiklar och att knappt 10% är löst i vatten. Utbredningen visar i ytled var CVOC-föreningar förekommer. Halterna varierar stort över små avstånd.



Figur 2-5 MiHPT-data där CVOC i jord med 80% konfidens överskrider halter om 1 mg/kg. Området runt skrotgården redovisas ej i denna figur då den ej omfattades av denna undersökning. Generellt förekommer CVOC i tunnare skikt 4 m under markytan.

2.3.2 Dataunderlag för modeller

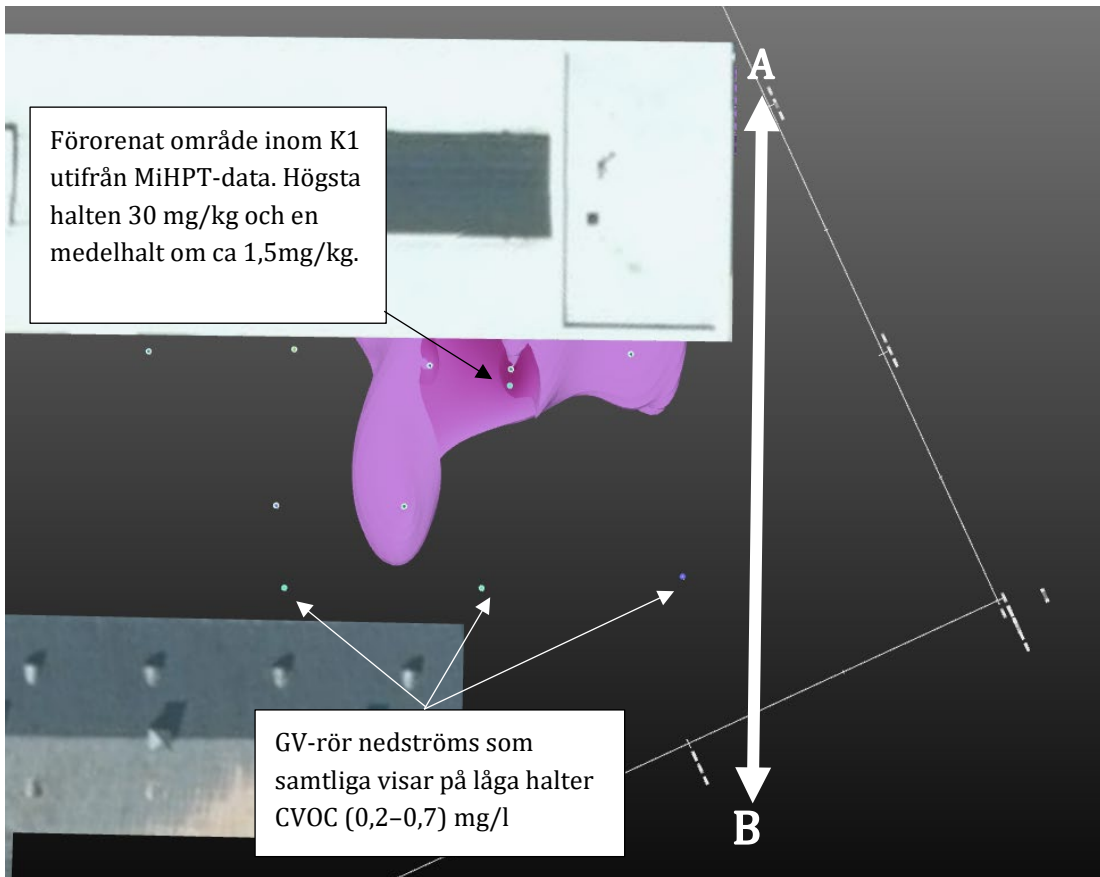
Antalet analyserade jordprov vid Niras undersökning uppgick till 32 prover och vid undersökning med sonic-borrning 2021 analyserades 55 prover dvs totalt 87 analyser, utöver detta har 1019 analyser samlats in vid MiHPT-sonderingar. Totalt finns därmed 1 106 datapunkter vad gäller halter av CVOC i jord. För att kunna hantera denna mängd data har den bearbetats i ett modelleringsprogram (EVS). Programmet kan beräkna volymer medelhalter mm utifrån den data som matas in i modellen. Programmet använder kriging för att beräkna halter utifrån alla datapunkter inom det modellerade området. Metoden har en större begränsning om det saknas en avgränsade datapunkt. Detta då modellen då räknar att plymen kan fortsätta betydligt längre än i verkligheten, dvs det finns viss risk att modellen överskattar mängder och utbredning utanför kända datapunkter. Modellen kan dock modellera en bra representativ halt inom givna volymer. Medelhalt och max halt kan snabbt utläsas från givna volymer.

2.3.3 K1

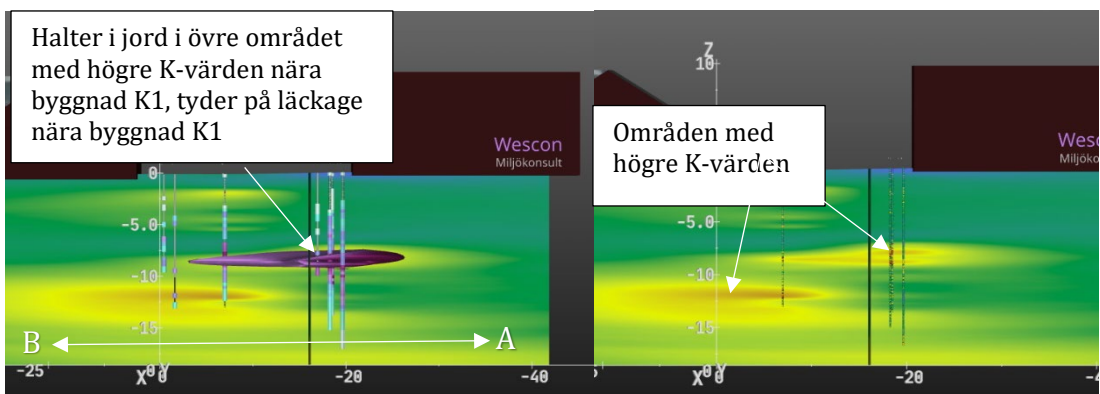
Inom området utfördes ytterligare 10 undersökningspunkter. Resultaten visar att det förekommer höga halter av CVOC i ett område beläget framför och delvis under byggnad K1. MiHPT data tyder på att CVOC främst förekommer i nivån 8 till 9 meter under markytan. Högst halter är belägna här och högst halter sammanfaller med ett skikt som uppvisar lägre hydraulisk konduktivitet än de ovanliggande jordlagren som utgörs av sand.

Grundvattenytan påträffas ca 2,5 meter under markytan. Halter av CVOC i grundvatten över 100 µg/l påvisas inte vid MiHPT-sonderingen förens vid djup om 5 meter eller mer. Den övre delen av grundvattenpelaren uppvisar konsekvent halter under 10 µg/l inom området vid MiHPT-sonderingen. Detektionsgränsen för metoden är 10 µg/l.

Data och modellering visar att det finns ca 1 kg CVOC löst i grundvatten inom området och ca 10 kg CVOC bundet till jordpartiklar på ca 8 meters djup. Högst halter noteras under norra delen av bygganden på ett djup om 8 meter, i en punkt har halter om 30 mg/kg påvisats men mätpunkter ovan och under samt runt denna punkt visar på betydligt lägre halter. Resultaten visar att höga halter av CVOC endast förekommer inom mycket begränsade jordvolymer. Ingen pågående spridning i vertikalled har påvisats. I Figur 2-6 ses en vy över utbredningen med halter över 1,5 mg/kg och i Figur 2-7 visas en sektion av området.



Figur 2-6 CVOC i halter över 1,5 mg/kg i tätare jordlager i den mättade zonen, pilen visar var sektionen A – B löper. Sektioner redovisas i figur 2.7 nedan.

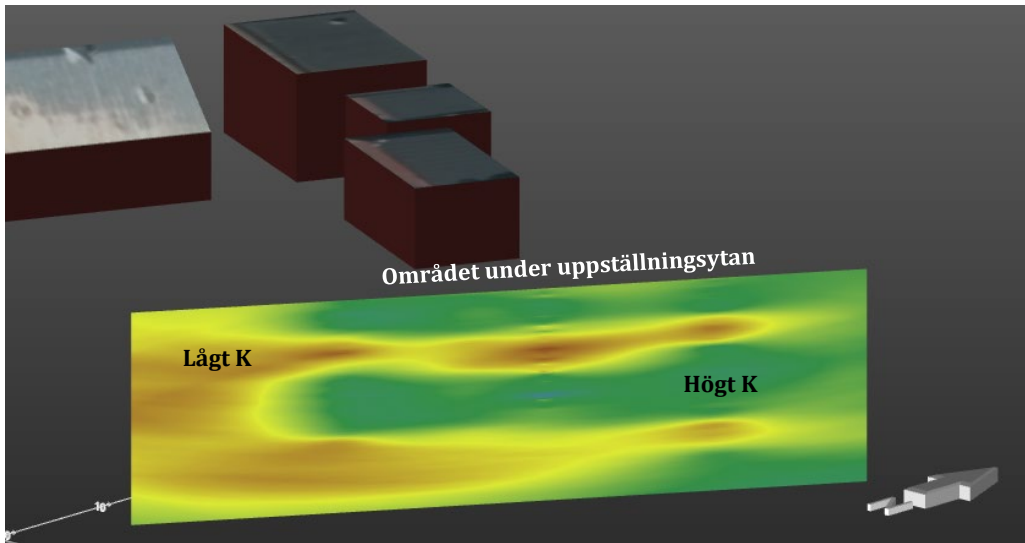


Figur 2-7 sektion A-B CVOC i halter över 1,5 mg/kg i tätare jordlager i den mättade zonen.

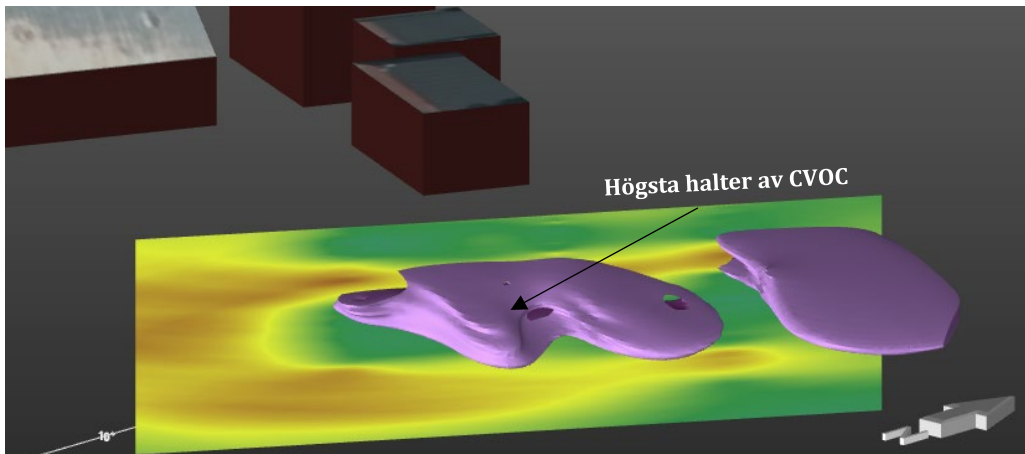
2.3.4 K96

Inom område K96 har högst halter påvisats under uppställningsytan framför vattenreningsverket. CVOC förekommer främst i området där de första tätare

jordlinserna påträffas. Marken uppvisar en god genomsläpplighet ner till drygt 5 meter men efter det finns ett lager av tätare finsand med inslag av grov silt som följs av ett nytt lager av sand innan ett ytterligare lager av finsand påträffas. Detta skikt är drygt ca 3 meter tjockt. Data från MiHPT-sonderingar visar att merparten av CVOC-föroreningen är lokaliserad till detta skikt. Detta syns tydligt om data visualiseras, se Figur 2-8 och Figur 2-9. Det beräknas finnas ca 27 kg CVOC bundet till jordpartiklar och ca 5 kg löst i grundvatten inom delområdet. Ingen pågående spridning i vertikalled har påvisats.



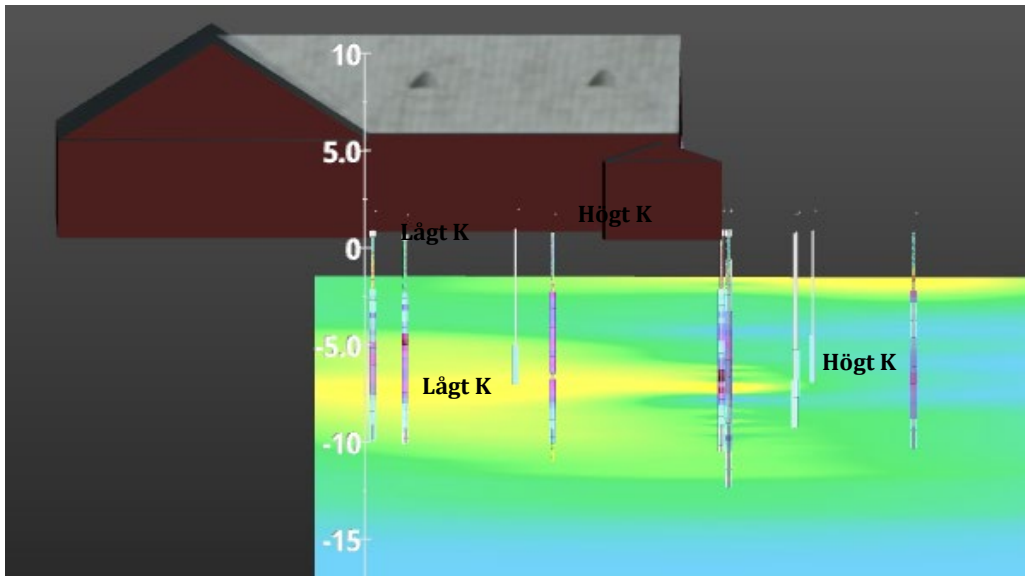
Figur 2-8 Den hydrauliska konduktiviteten (K) från HPT-data. Höga K-värden innebär grövre jordpartiklar och låga K-värden visar finkorniga jordar.



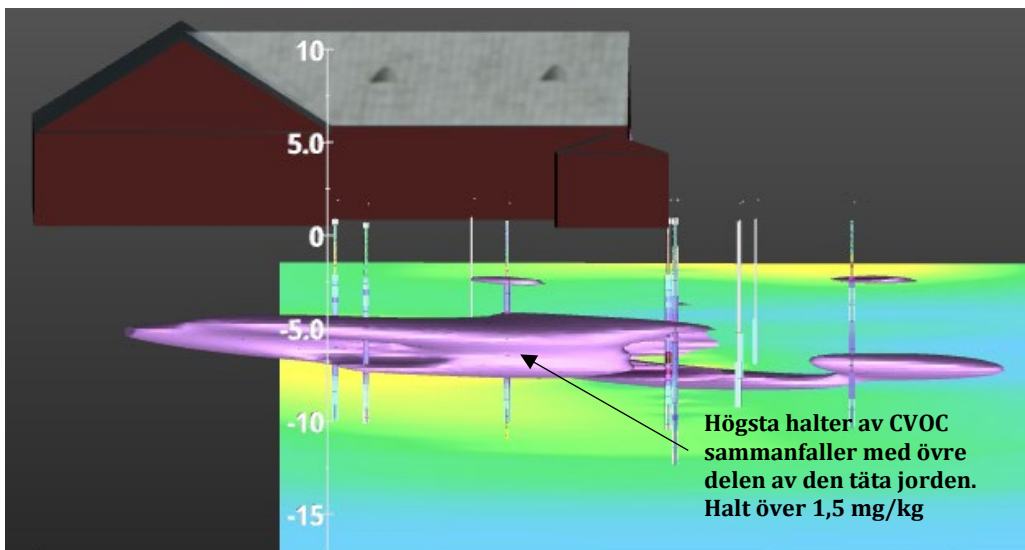
Figur 2-9 Den hydrauliska konduktiviteten (K) från HPT-data samt halter av CVOC om över 1,5 mg/kg. CVOC förekommer i högst halter inom den yliga linsen av jord med områden med låga K-värden. Halter i jord har på enskilda ställen uppgått till 30 mg/kg men medelhalten är ca 2 mg/kg. Lila färg visar utbredning över 1 mg/kg CVOC.

2.3.5 K41

Vid byggnad K41 har 10 nya undersökningspunkter utförts under 2021. Resultaten visar att ett område med betydligt lägre hydraulisk konduktivitet förekommer vilket påverkar grundvattnets flöden. Strömningen av grundvatten sker runt den tätare delen av jorden. Högst halter av CVOC påvisas även här i de täta jordlagren med halter upp mot 30 mg/kg. Merparten av mätpunkterna är betydligt lägre och medelhalten inom det förorenade området är ca 1 mg/kg. Grundvatten som analyserats strax öster om byggnaden visar på halter om 100 till 500 µg/l. I Figur 2-10 och Figur 2-11 visas en sektion av området.



Figur 2-10 Tättare jordlager intill och under byggnad K41



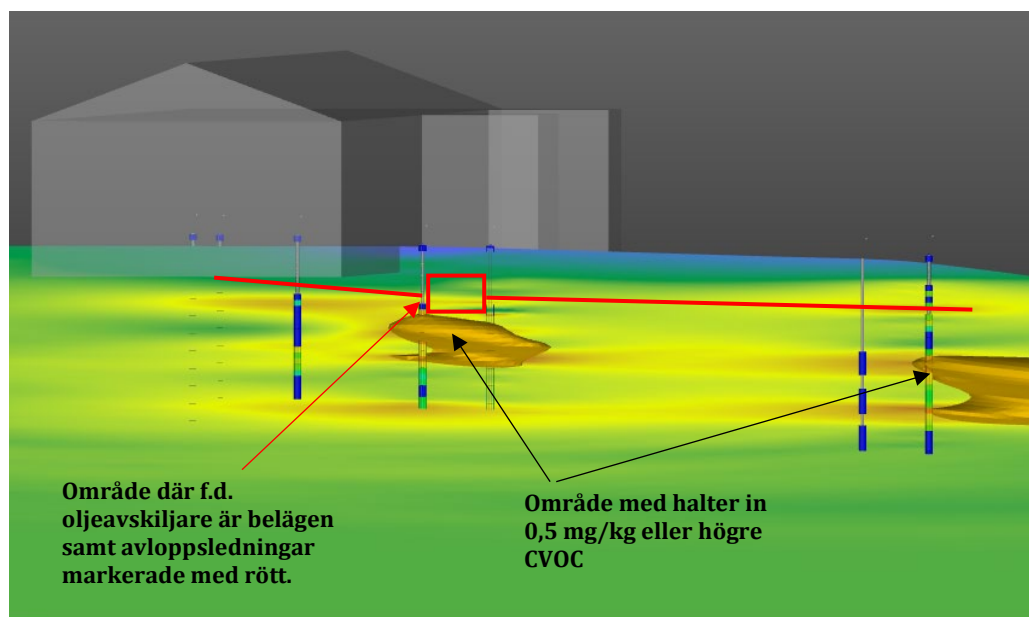
Figur 2-11 CVOC påträffas i de täta jordlagren vid K41. Vid K41 har enstaka halter av CVOC påträffats yttligare men i mycket begränsad utbredning. Lila färg visar halter över 1 mg/kg. Högsta halten är 30 mg/kg.

Spridningen sker även här mot Vättern men halter i grundvattenrör nedströms det förorenade området visar på låga halter av CVOC. Spridningen sker i de högpermeabla sandjordarna. I detta område, mot fastighetsgränsen har en ytligare förekomst av CVOC påträffats, dock endast i en punkt men då på ett djup om ca 3 meter under markytan. Utifrån det stora dataunderlaget framgår det att detta är en isolerad förekommande förorening som avgränsas snabbt på djupet men även i plan. Ingen pågående spridning i vertikalled har påvisats vilket ses i figuren ovan, plymen har en platt form som ej sjunker ner på djupet. Inom området beräknas 12 kg CVOC finnas bundet till jordpartiklar och 1,5 kg löst i grundvattenplymen.

2.3.6 K65

Vid byggnad K65 har det tidigare påträffats halter om 15 och 16 mg/kg PCE i nivå 3,5 och 4 meter. Prover i nivå 4,5 meter visar på halter under 0,5 mg/kg. Det tidigare provet var uttaget strax intill en f.d. oljeavskiljare som var ansluten till avloppet från byggnaden. Nya MiHPT-sonderingar har utförts i området runt denna punkt och sonic-borrning och MiHPT-sonderingar har utförts utmed avloppsledningen, totalt 7 punkter. Ingen av de utförda punkterna visar på halter av PCE eller övriga CVOC över 3 mg/kg, Figur 2-12. Detta tyder på att den tidigare påträffade PCE-föroreningen är mycket begränsad till sin utbredning.

Påträffad förorening, om än i låga halter, finns i de tätare jordlagren intill oljeavskiljaren och under avloppsledningen. Grundvattenprover från området visar på halter om ca 500 µg/l. Ingen pågående spridning i vertikalled har påvisats. Inom området beräknas ca 5 kg CVOC förekomma i jorden och ca 0,5 kg löst i grundvattenplymen.



Figur 2-12 f.d. oljeavskiljare och avloppsledningar samt ansamling av CVOC i halter över 0,5 mg/kg.

2.3.7 K93 (skrotgård)

Föroreningsituationen inom denna yta utgörs främst av tungmetaller som koppar och bly men även PAH:er och petroleumkolväten. Det finns uppgifter från tidigare undersökningar att en "oljebrunn" (IBA 2005) skulle kunna ha funnits i området. I rapport från 2005 noteras också en kraftig doft av petroleum från en provgrop i området (IBA, 2005).

Området har fyllts ut med skrot och restprodukter såsom tomhylsor, tegel och zinkbehållare. Föroreningar kan således kopplas till restprodukter från ammunitionstillverkningen och fyllnadsmassor. Föroreningen av tungmetaller har inte påträffats i naturliga jordar. Petroleumkolväten påträffats på ett djup om 1,7 m till 2,5 meter vilket är i samma nivå som höga halter tungmetaller påträffats. Grundvattenytan påträffas ca 2,5 meter under markytan. Fyllningen sträcker sig till ett djup om 3 meter. Fyllnadsmassor kan visuellt avskiljas från de naturliga sandjordarna. Merparten av föroreningen är belägen ovan grundvattenytan. I Figur 2-13 visas en bild från provgropsgrävningen 2005.

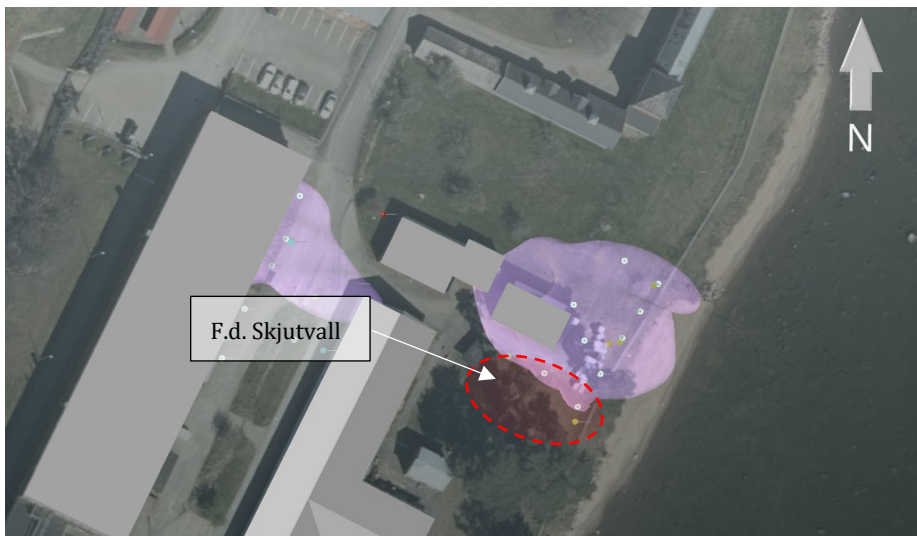


Figur 2-13 Foto från provgropsgrävning 2005 där fyllnadsmassor ses och som tydligt avviker från naturliga jordarter. Fotot från IBA 2005

Vid den tidigare skrotgården har grundvattenrör (B24) installerats av NIRAS 2020. Tidigare provtagningar visar att halter av CVOC är låga, < 20 µg/l och vid provtagning 2021 var halten 50 µg/l vilket är lägre halter än vid de övriga undersökta delområdena. Filtret på grundvattenröret är placerat i nivån 1,3 - 3,3 meter för att kunna fånga eventuell oljefilm som finns flytandes på grundvattnet. Det är oklart om högre halter av CVOC förekommer djupare ner i profilen och det finns PID-mätningar som indikerar på ökande halter ner till 6 meters djup. PID-halter (45 ppm som högst) indikerar inte att något s.k. källområde finns nära. PID-halter över 500 ppm borde noterats om det fanns ett närliggande källområde, baserat på Wescons erfarenhet. Om CVOC i fri fas följt med som rester i avfall som slängts i området borde högre halter noterats. Om fri fas eller kärll med rester av fri fas slängts i området borde halter över 10 mg/l ha noterats redan vid grundvattenytan.

2.3.8 F.d skjutbana

Inom området finns en f.d skjutbana för provskjutning av ammunition som ligger mellan K96 och K41 i de norra delarna av Vanäsverken, se Figur 2-14. Inom detta område har förhöjda halter av bly påvisats. Vid undersökning 2005 påvisades halter om 17 000 mg/kg TS i ytnära jord (0,1 m u my). Vid Niras provtagning 2020 analyserades sju prover från området varav bly påvisades i halter över MKM i två av dessa. Proverna var uttagna på ytliga massor i den översta 0–0,5 metern och halterna uppgår till 820 respektive 440 mg/kg TS.



Figur 2-14 F.d. skjutvalls placering mellan K96 och K41, placering hämtad från Niras rapport 2021.

2.3.9 Mängd CVOC

Från modellering har volymer och mängder tagits fram. Av Tabell 2-2 framgår den modellerade volymen och mängden förorening som finns bundet till jord samt löst i grundvatten inom de olika delområdena.

Tabell 2-2 Redovisning av mängd föroreningar samt volym förorenad jord och grundvatten.

Området	Mängder (80% konfidens) Volym jord med halt över 1,5 mg/kg och halt i grundvatten om 0,5 mg/l			
	Mängd CVOC i jord (kg)	Volym förorenad matris >1,5 mg/kg (m ³)	Volym grundvatten >0,5 mg/l (m ³)	Mängd CVOC (kg) i grundvatten
K1	10	1 200	1 100	1
K41	12	4 400	1 300	1,5
K65	5	850	300	0,5
K96	27	4 500	1 600	5
Skrotgården*	<5kg	?	?	< 0,5kg
Totalt	54 kg	11 000 m³	4 300 m³	8 kg

*Uppskattat baserat på resultat av ett grundvattenprov samt i relation till vad som påträffats inom övriga detaljundersökta delområden samt halter i grundvatten inom de andra undersökta områdena, stora osäkerheter i denna uppskattning.

Resultaten visar att:

- CVOC är lokaliserad till tätare linser av silt/finsand.
- Mängden CVOC inom Vanäsverken är relativt liten
- Liten nedbrytning sker och förorening kommer finnas kvar över lång tid
- Mindre än 10% av CVOC utgörs av nedbrytningsprodukter.

2.3.10 Uppmätta halt i jord CVOC

Föroreningsituationen i jord har vid undersökningar visat sig variera kraftigt inom området, stora skillnader i halter påvisas i djupled och höga halter av CVOC påvisas oftast i tunna skikt av lågpermeabla jordlager och främst vid undersökning med MiHPT. Halter varierar mellan 0 och ca 30 mg/kg. Antalet datapunkter för MiHPT-sonderingarna uppgår till 1019 Vid sonic-borrning och provtagning har halter om endast 3 mg/kg påvisats som högst, vid Niras undersökning påträffades halter om 15 mg/kg PCE i ett prov och 16 mg/kg TCE i ett prov. Dessa prov härrör från område K65 och punkt B2 och nivån 3,5–4 meter, halter vid 4,5 meter är 0,4 mg/kg. Ytterligare sonderingar i området visar på halter under 2 mg/kg vilket är betydligt lägre halter och överensstämmer med Niras jordprov uttaget i nivån 4,5 m. De påträffade höga halterna förekommer således i en mycket begränsad jordvolym.

2.3.11 Uppmätta halt i grundvatten av CVOC

Grundvattenanalyser har uttagits från totalt 24 grundvattenrör. Halter i grundvattenprover avviker en del från uppmätta halter med MiHPT vilket har en naturlig förklaring. Vid MiHPT analyseras totala summan av CVOC i både jordbunden och vattenöst fas. Vid analys av grundvatten i grundvattenrör analyseras endast den vattenlösta fasen samt att vatten i mer permeabla lager är överrepresenterade i grundvattenrör då dessa flödar med högre hastighet. Halter är vanligtvis högst i zoner med låga flöden. För att bedöma spridning är det dock oftast av störst intresse att mäta halter i grundvatten i de zoner där grundvatten flödar och där föroreningar förekommer vilket har gjorts inom Vanäsverken.

I Tabell 2-3 redovisas halter från provtagningen under 2021.

Tabell 2-3 Halter i grundvatten från provtagning 2021, halterna anges i µg/l.

Ämne	Filter m	CVOC	TCE	PCE	TCA	DCE	DCA	VC
B2	2,7-4,7	6,7	5,9	< 0,10	< 0,10	0,57	< 0,10	0,25
B4	3,6-4,6	0,4	0,4	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
B7	6-8	100,5	99	0,35	< 0,10	0,96	0,18	< 0,10
B11	2-4	124,8	7,4	60	2,8	54,2	0,47	< 0,10
B13	2-4	0,3	0,25	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
B17	3-5	0	< 0,1	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
B24	1,3-3,3	51,9	50	1,4	< 0,10	0,42	0,11	< 0,10
B25	5-7	184,3	170	0,13	< 0,10	11,4	2,3	0,42
W41	12,5-11,5	614,5	150	65	0,25	391	1,5	6,6
W42	10,5-8,5	15,5	15	< 0,10	< 0,10	0,33	0,16	< 0,10
W43	5,2-8,2	31,2	30	0,12	< 0,10	0,83	0,25	< 0,10
W44	6,5-5,5	29,7	29	< 0,10	< 0,10	0,68	< 0,10	< 0,10
W47	7,85-6,85	98,4	96	< 0,10	< 0,10	2,13	0,26	< 0,10
W48	8,5-6,5	68,9	65	< 0,10	< 0,10	2,96	0,89	< 0,10
W49	4,5-6	212,6	210	0,14	< 0,10	2,22	0,38	< 0,10
W50	8-10	9,9	9,7	< 0,10	< 0,10	0,19	< 0,10	< 0,10
W55	7-9	396,4	390	< 0,10	< 0,10	5,1	0,87	0,38
W56A	4-6	94,5	88	2,8	< 0,10	3,3	0,17	0,27
W56B	4-6	106,8	100	2,7	< 0,10	3,6	0,19	0,32
W57	4,8-5,8	0	< 0,1	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
W58A	6,5-8,5	90,3	87	< 0,10	< 0,10	2,9	0,38	< 0,10

Ämne	Filter m	CVOC	TCE	PCE	TCA	DCE	DCA	VC
W58B	6,5–8,5	87,2	84	< 0,10	< 0,10	2,9	0,37	< 0,10
W59	6,5–7,5	97,0	92	1,6	< 0,10	2,2	0,76	0,38
W61	6–9	70,9	69	< 0,10	< 0,10	1,1	0,44	< 0,10
Medel	-	103,8	84,0	13,4	1,5	24,1	0,5	0,6

2.3.12 CVOC i porgas och inomhusluft

Porluftsprovtagning genomfördes under två olika byggnader, byggnad K41 och byggnad K1. Båda byggnaderna misstänktes stå ovan en källa av CVOC. Byggnad K41 utgörs av en lagerlokal medan byggnad K1 utgörs av verkstadsytor och kontor. Ett extra luftprov uttogs även i ett kontorsrum i K1 efter indikation om förorening under byggnadens kontorsdel (norra delen) utifrån resultat från MiHPT-undersökningen. Uppmätta halter i porgas och i inomhusluft presenteras i Tabell 2-4.

Tabell 2-4 Uppmätta halter av CVOC i porgas och inomhusluft. Halterna anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ämne	Plats	Medium	TCE	PCE	VC	DCE
W62	K1	porgas	333	131	<17	<17
W63	K1	porgas	1 920	1 140	<17	200
W64	K1	porgas	280	47	<17	17
W65	K1	porgas	870	76	69	706
W67	K1	porgas	4,6	<17	<17	<17
W68	K1	luft	<17	<17	<17	<17
W69	K41	porgas	450	41	<17	<17
W70	K41	porgas	<17	<17	<17	<17
W71	K41	porgas	570	61	<17	<17
RfC-KM	Luft inomhus		23	200	1	60
RfC-MKM	Luft inomhus		115	1000	5,5	300

2.4 Skyddsobjekt

2.4.1 Människor

För människor som vistas inom området bedöms relevanta exponeringsvägar för CVOC-föroreningar vara de som listas i

Tabell 2-5.

Tabell 2-5 Exponeringsvägar för förekommande föroreningar inom området. Kolumnen i mitten anger om de bedöms relevanta inom denna riskbedömning.

Exponeringsväg	Relevant (ja/nej)	Kommentar
Hudkontakt med jord eller damm	Nej	Förorening är belägen på mer än 2 meters djup
Intag av jord	Nej	Förorening är belägen på mer än 2 meters djup
Inandning av damm	Nej	Förorening är belägen på mer än 2 meters djup
Inandning av ånga	Ja	Byggnader kan uppföras nedströms källan och då ovan plymen.
Intag av dricksvatten	Nej	Dricksvattenledning inte placerad i plym eller källterm.
Intag av växter	Nej	Förorening är belägen på mer än 2 meters djup
Intag av fisk	Nej	Antas ske via exponering från andra källor.
Intag av övriga livsmedel	Nej	Antas ske via exponering från andra källor.
Bevattning	Nej	Inga egna grävda brunnar
Sedimentkontakt	Nej	Undersöktes av NIRAS, inget förorenat sediment

2.4.2 Grundvatten

Området ligger enligt VISS inom grundvattenförekomsten Karlsborg – S. Fågelås. Förekomsten utgörs av en sedimentär bergförekomst med goda uttagmöjligheter med en mediankapacitet på 2000–6000 l/h. Magasinet uppnår god kvantitativ och kemisk status. Två energibrunnar finns i närområdet, den närmaste ca 400 meter väster om undersökningsområdet, se Figur 2-15.



Figur 2-15 Energibrunnar visas som blå och lila fyrkanter på karta (SGU).

2.4.3 Ytvatten

Närmaste ytvattenförekomst är enligt VISS Vättern (Storvättern). Vattenförekomsten bedöms uppnå en god ekologisk status medan den inte uppnår en god kemisk status. Detta beror på att uppmätta halter av PFOS, dioxiner, PBDE och kvicksilver i fisk överskrider respektive gränsvärde och i sedimentdata överskrider halten tributyltenn (TBT) och antracen respektive gränsvärde.

Vättern används för dricksvattenuttag och ca 300 000 människor får sitt vatten därifrån (svt.se). Det finns även planer på att utöka uttaget av dricksvatten. Närmaste uttag av dricksvatten sker strax söder om Karlsborg (vattnenliv.se).

Vättern bedöms ha ett högt skyddsvärde.

2.4.4 Markmiljö

Påvisade CVOC-föreningar förekommer generellt på ett djup om 3 meter eller mer under markytan. Generellt för markmiljön är att mikroorganismer omsätter kolkällor och det sker till största delen i den översta delen av markprofilen. Mikroorganismernas aktivitet faller med djupet i markprofilen. De översta delarna av jordprofilen är fria från klorerade lösningsmedel vilket sammanfaller med förekomsten av mikroorganismers aktivitet.

Markmiljö inom den jord som är förorenad av CVOC bedöms inte som skyddsvärd ur ett markmiljöperspektiv främst med hänsyn till markekosystemets avtagande funktion med djupet samt att den delvis förekommer under byggnad.

Markmiljön inom skrotgården (K93) kan dock lokalt påverkas av tungmetaller då dessa föroreningar förekommer något ytligare. Halter av metaller över generella riktvärdet för MKM (som styrs av skydd för markmiljö) påträffas vid ett djup om 1 meter. Vid den f.d. skjutbanan förekommer bly ytligt (0 m) i halter över MKM vilket innebär att det förekommer bly i halter som kan innebära risk för markmiljön.

Markanvändningen påverkar vilka krav som ställs på skydd av markmiljö inom ett område. Markmiljön ska kunna upprätthålla de funktioner i ekosystemet som behövs för markanvändningen. Utöver föroreningssituationen kan också jordmassors fysikaliska egenskaper kraftigt försvåra etablering av ett fungerande markecosystem, till exempel när marken utgörs av en del typer av fyllnadsmassor eller bergkross. Av Naturvårdsverkets rapport 5976 (sid 73–74) framgår att det i sådana områden är det inte alltid lika motiverat med höga skyddskrav på markmiljön. Under hus och hårdgjorda ytor är den biologiska aktiviteten lägre på grund av den begränsade tillgången på vatten, näringsämnen samt ljus. Dock behöver risker för spridning och omgivningspåverkan beaktas.

Inom området finns begränsade förutsättningar i jorden och markmaterialet att kunna återskapa en miljö som kan stödja naturliga funktioner och andra förutsättningar vilket försvårar för att växter och djur ska kunna etablera sig. Därför skulle det kunna vara motiverat med ett lägre skyddskrav för markmiljö, däremot ska risker för spridning av föroreningar och dess påverkan på omgivningen beaktas i både långt och kort tidsperspektiv. (Naturvårdsverket, 2009 a).

3 Övergripande åtgärds mål

Nedan redovisas beslutade övergripande åtgärds mål för Vanäsverken, de övergripande åtgärds målen har uppdaterats sedan Niras undersökning från 2020. Tidigare åtgärds mål nr 2 har tagits bort. Åtgärds målet syftade till att begränsa spridning så att sekundära förorenade områden med påverkan på markmiljön inte uppstår. Åtgärds målet inte bedöms vara relevant för den äldre stationära lösningsmedelsföroreningen på området. Nuvarande åtgärds mål nr 3 fokuserar på spridning till recipienten och åtgärds målet bedöms hantera risker kopplat till spridning på ett tillräckligt och för platsen relevant sätt. Övriga övergripande åtgärds mål bedöms fortfarande vara aktuella.

- Fastigheten ska kunna användas för industriverksamhet. Föroreningen får inte innebära risker för omgivningen eller hälsorisker för de som arbetar eller vistas inom området.
- Det finns goda uttagsmöjligheter av grundvatten i den sedimentära berggrunden i området. Spridning av förorening till berggrundvatten ska varken på kort eller lång sikt ge upphov till halter som kan orsaka oacceptabla

miljöeffekter i grundvattnet ifall framtida uttag av dricksvatten etableras i närområdet.

- Spridning av föroreningar till omgivningen ska varken på kort eller långsikt ge upphov till halter som kan orsaka oacceptabla miljöeffekter miljö- och hälsoeffekter i vatten eller sediment eller för det akvatiska livet i recipienten (Vättern).
- De människor som bor, fiskar och simmar i recipienten (Vättern) ska inte kunna exponeras för föroreningshalter som innebär en oacceptabel hälsorisk nu eller i framtiden.

4 Spridning

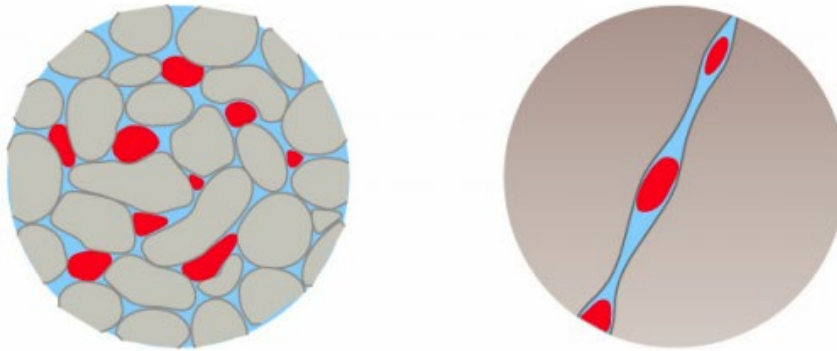
4.1 Spridning i jord och till grundvatten

Efter ett utsläpp av klorerade lösningsmedel i mark kommer lösningsmedlen att röra sig vertikalt genom jordlager under inverkan av gravitationen. Transporten inom aktuellt undersökningsområde har skett snabbt då jorden i huvudsak utgörs av sand. När lösningsmedel når de lågpermeabla jordlagren, som i detta fall utgörs av tunnare skikt av silt och lera, sker transporten betydligt långsammare.

Spill av klorerade lösningsmedel som når täta jordlager brukar resultera i begränsade källområden (områden med höga halter) men detta beror såklart på vilken mängd lösningsmedel som spillts ut, inom Vanäsverken tyder resultat från undersökningar på att begränsade mängder av CVOC finns fångat i dessa tätare jordlager. Uppkomsten av källområden sker eftersom spridning i täta jordlager går betydligt långsammare och styrs av diffusion. Lösningsmedel som tränger in i en silt eller lera kommer att fastna här under en mycket lång tid. Lösningsmedlet förkommer då som små droppar och strängar, som kvarhålls i porerna genom kapillära krafter. I genomsläppliga jordar kan mer lösningsmedel lösas i det vatten som flödar genom dessa jordlager. Transporten av den fria produkten i täta jordar upphör först när den återstående mängden lösningsmedel kan kvarhållas genom kapillära krafter (likt en jämvikt). När väl lösningsmedel trängt in i täta jordar är det diffusion som är den styrande mekanismen för spridningen. Inga resultat pekar på att spill av CVOC har resulterat i så stora mängder att de kapillära krafterna i det översta lagret av tätare jordlager har penetrerats utan mycket tyder på att all förorening har avstannat sin vertikala transport i dessa skikt.

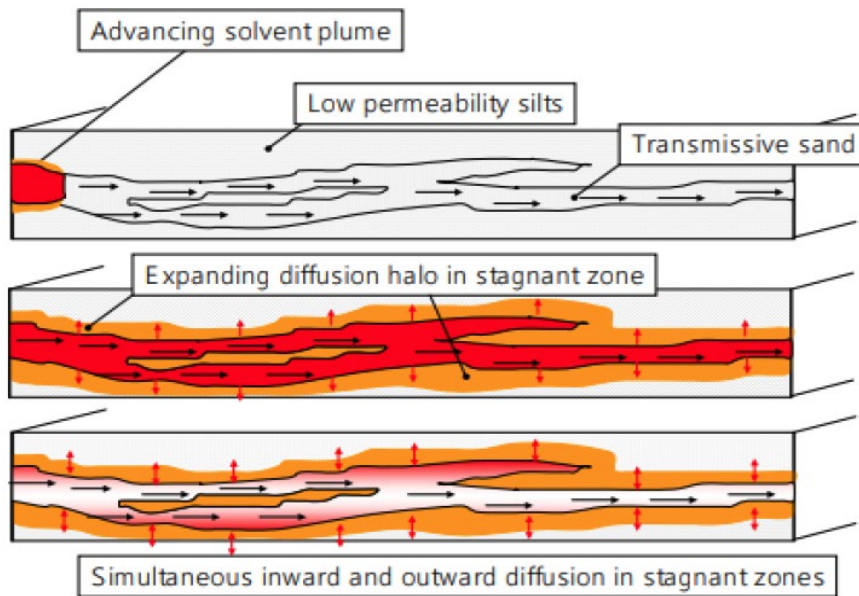
Dropparna av CVOC ansamlas främst i de "större" porerna, medan vatten återfinns i mindre porer och porvolym. Typisk bindningskapacitet för sand är

3–30 l/m³ eller 1–10% av porvolymen i omättad zon. I mättad zon (grundvatten) är bindningskapaciteten något högre, 5–50 l/m³ eller 2–15% av porvolymen. (Pankow och Cherry, 1996). Inom Vanäsverken har inga halter påträffats som är i närheten av att markens bindningskapacitet är uppfylld. Den totala porvolymen är större i lera än i sand. I Figur 4-1 nedan illustreras hur lösningsmedel kan fastna i porer.



Figur 4-1 Illustration av hur klorerat lösningsmedel i fri fas ansamlas (Pankow och Cherry, 1996)

När spillet upphört och förorening som funnits i de porösa jordlagren ”sköljts bort” av strömmande grundvatten kvarstår oftast endast den instängda föroreningen i de tätare linserna, vilket ses vid nu utförd undersökning. Föroreningstransporten blir då den omvända dvs att föroreningar som tidigare diffunderade in i täta jordar nu diffunderar ut igen. Denna process kallas för back diffusion. På så sätt kan föroreningar mätas i plymen under lång tid efter att spillet skedde eller upphörde. Detta är också en förklaring till att mycket stora skillnader i koncentrationer av föroreningar kan uppmätas över små avstånd vid utförd undersökning, i figuren nedan visas en skiss på s.k. back diffusion.

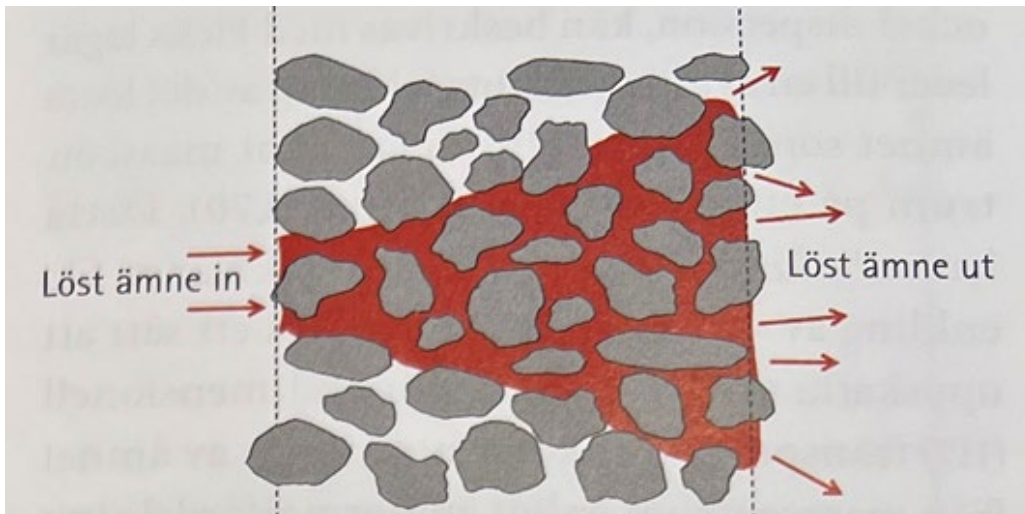


Figur 4-2 Illustration av ny förorening (överst i bild) samt "stagnerad" föroreningsituation i gammalt förorenat områden (längs ned i bild) där fri fas ej förekommer längre. Bild från ESTCP Project ER-200530

4.2 Spridning via grundvatten

4.2.1 CVOC

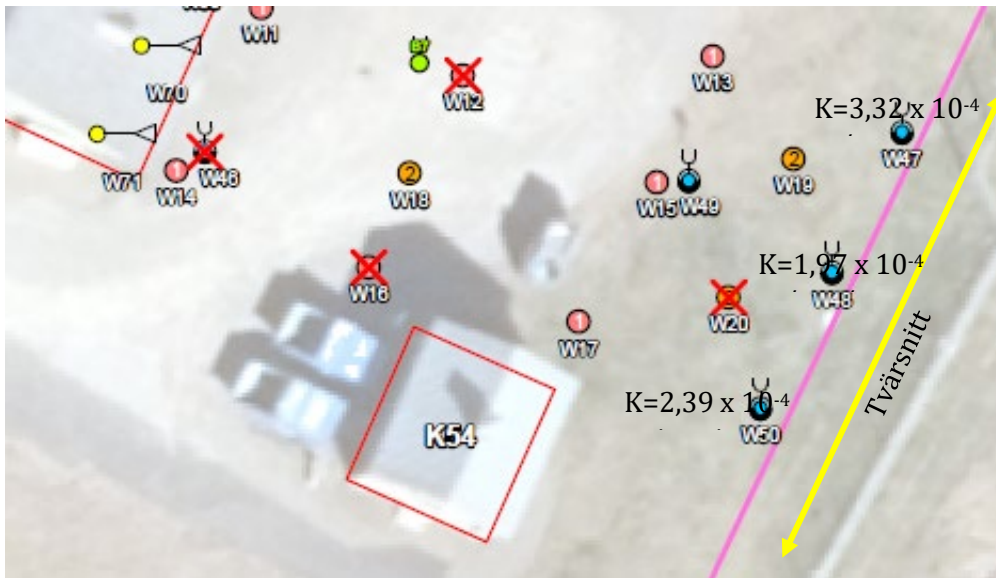
Spridningen sker idag via grundvatten genom att förorening bunden till jordpartiklar och organiskt kol diffunderar från de täta jordlinserna till omgivande grundvatten som strömmar i sanden. Vål löst i grundvatten sprids förorening via advektion (rörelse av vattenmolekyler). Vattenmolekylerna samt föroreningens spridningshastighet styrs av markens hydrauliska konduktivitet, grundvattenytans gradient och markens effektiva porositet. När det förorenade vattnet rör sig genom marken i den mättade zonen sker en viss dispersion (utspädning) eftersom vattenmolekyler hittar olika vägar mellan jordpartiklarna och att dessa vägar är olika långa, detta kallas mekanisk dispersion, se Figur 4-3.



Figur 4-3 Förklaring av dispersion av grundvatten då det transporteras i jordmatrisen. (grundvattenboken 2022)

Det kan även ske hydraulisk dispersion vilket är en annan process som skapar en utspädning genom infiltration av regnvatten. Utöver dessa processer sker även en retardation (fastläggning) som minskar/saktar ner spridningen. Om halter i grundvatten endast mäts i enstaka punkter inom ett källområde blir det mycket svårt att med någon större noggrannhet bedöma spridningen. Vid beräkning av spridning av CVOC inom Vanäsverken har grundvattenrör placerats nedströms källområdet i en rät linje mot strömningsriktningen för grundvattnet, se i Figur 4-4 och Figur 4-5.

På så sätt kan en noggrann medelhalt hos vatten som passerar denna sektion mätas och samtliga processer som påverkar spridningen till denna punkt har då påverkat spridningen. I samtliga GV-rör i linjen mäts den hydrauliska konduktiviteten och avstånd av tvärsnittet hos det vattenförande skiktet är kartlagt vid sonic-borrning och MiHPT-sonderingar. Detta gör att en betydligt noggrannare beräkning av föroreningsspridningen kan göras än om endast rör i ett källområde använts. Föroreningsspridningen har beräknats för ett tvärsnitt som är 20 meter längre än avstånden mellan de yttersta placerade rören i linjen för att räkna med eventuellt vatten som strömmar utanför dessa mätpunkter.



Figur 4-4 Sektion för att beräkna grundvattenflöde vid byggnad K41.



Figur 4-5 De tre tvärsnitten som används för att beräkna föroreningstransport inom den norra delen av området.

Sektioner med grundvattenrör har placerats nedströms källor vid K1, K41, K96. Vid K65 har endast två rör placerats nedströms, detta pga. tidsbrist samt att

källan vid K65 var mycket liten och främst förekommer utmed den ledning som löper från bygganden ner mot Vätten.

Hydraulisk konduktivitet samt halt är beräknad som ett medelvärde över samtliga mätningar som gjort över sektionen. Halten är summan av samtliga klorerade lösningsmedel som uppmäts. Den hydrauliska konduktiviteten är mycket snarlik i samtliga rör. Syns stora variationer i resultat kan sektionen delas upp i små sektioner. Mäktigheten på det vattenförande skiktet och den nivån där föroreningar strömmar är kartlagt med MiHPT-sondering.

Beräkningar finns redovisade i bilaga 1 spridningsberäkningar, i Tabell 4-1 visas en sammanställning av föroreningstransporten från respektive område.

Tabell 4-1 Beräknad föroreningstransport av CVOC från respektive delområde.

Sektion	Bredd	Tjocklek	A	Gradient	K	Halt	Flöde/år	Mängd	Spridning
	m	m	m ²	m/m	m/s	ug/l	M ³	kg/år	m/år
K1	40	3	120	0,001273	3,46E-04	250	1670	0,42	41
K41	40	3	120	0,0028	2,56E-04	100	2710	0,27	66
K65	25	3	75	0,0004	4,85E-04	400	460	0,18	18
K96	60	3	180	0,0035	4,86E-04	100	9660	0,97	158
K93*	50	4	200	0,0028	3,46E-04	50	6100	0,3	66
Summa	-	-	-	-	-	-	20 600	2,1	

*uppskattad utifrån högsta uppmätt halt i ett GV-rör samt antagen högsta K-värde från samtliga övriga mätningar av K (hydrauliskkonduktivitet) samt ansatt gradient från rör i närområdet.

4.2.2 Tungmetaller och olja

På samma sätt som transport av CVOC har beräknats har även transport av bly beräknats (Tabell 4-2). Bly är den metall som påvisats i grundvattenprover i förhöjda halter vid Niras undersökningar vid skrotgården K93. De hydrologiska egenskaperna har hämtats från område K41 som är beläget nära K93. Halter i grundvatten är hämtade från Niras undersökning, 2020.

Tabell 4-2 Beräknad spridning av bly från skrotgården

Sektion	Bredd	Tjocklek	A	Gradient	K	Halt	Flöde/år	Mängd	Spridning
	m	m	m ²	m/m	m/s	ug/l	M ³	kg/år	m/år
K93 (bly)	50	4	200	0,0028	3,46E-04	15	6 100	0,09	70

Spridning av oljekolväten beror till stor del på deras kemiska fysikaliska egenskaper. Initialt har produkten ofta spridits i marken som fri fas för att sedan fastläggas eller till viss del lösas i grundvattnet när/om föroreningen når detta. Oljekolväten har lägre densitet än vatten och påträffas ofta i anslutning till grundvattenytan (vilket ses inom skrotgården K93 samt vid K1). En del av

produkten binds i jordens finare porer och därmed avtar den fria fasens rörlighet när den spridits en viss sträcka, detta har med stor sannolikhet skett inom de områden där olja påträffats inom Vanäsverken. Kvar blir ett område med en resthalt av produkt i marken. Om föroreningen är bunden sker ibland en fortsatt spridningen genom att ämnena löser sig i grundvattnet och följer dess strömningsriktning.

De lättare fraktionerna av oljekolväten är mycket flyktiga och även relativt vattenlösliga. Flyktighet och vattenlöslighet avtar med ökande antal kolatomer, där de tyngsta fraktionerna av alifater, aromater och PAH har mycket låg flyktighet och vattenlöslighet. De tyngsta oljekolvätena rör sig generellt i marken genom att de binds till löst organiskt kol eller mycket små partiklar av organiskt material som rör sig med grundvattnet. (SPI, 2010). Det är främst långa kolkedjor som påvisats inom undersökningsområdet. Det är inte troligt att det sker en mätbar spridning av längre oljekolväten med anledning av:

- Mycket låg löslighet i vatten
- Långa molekyllängder som har svårt att röra sig i begränsade polymer i jorden
- Flack gradient på grundvattenytan dvs låg hastighet hos grundvatten som rör sig i marken och som är den huvudsakliga kraft som kan sprida föroreningen.

Av anledningar listade ovan har det vid undersökningsskedet inte prioriterats att kvantifiera föroreningsspridningen av oljekolväten.

4.3 Ånga

Spridning av CVOC till inomhusluft kan ske genom:

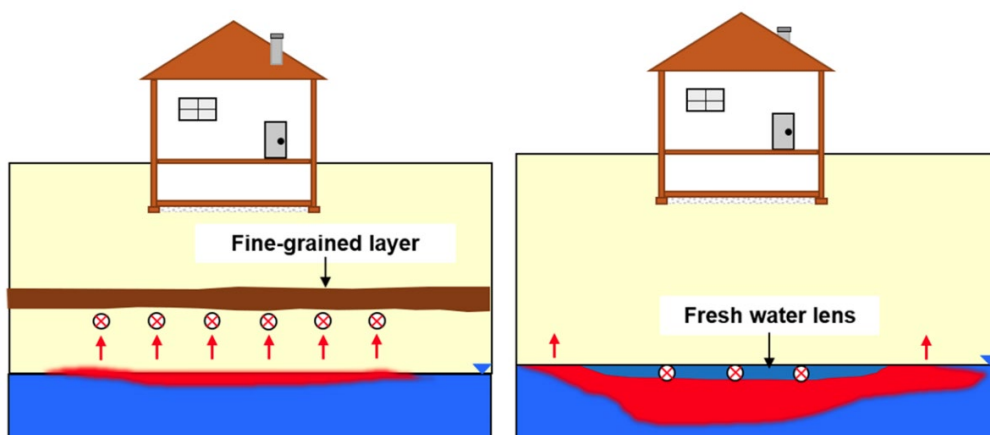
- Att CVOC förångas och transporteras i markens omättade porer. Spridningen styrs av halt kol i mark, Henrys konstant, ångtryck, porositet, samt vattenkvot.
- Otätheter i konstruktionen så som ledningsgenomföringar, sprickor i betongplattor, dålig ventilation i kryppgrunder, tryckskillnad mellan inomhusmiljön och marken samt ventilation i byggnaden styr utbytet mellan CVOC i porgas och inomhusluften.

CVOC som fastnat (residual) på partiklar i den omättade zonen förångas snabbt till omgivande porgas och höga halter i porgasen kan uppmätas. Om residual inte förekommer, t ex om all residual avdunstat eller om läckage endast skett från avloppsledning som är belägna mycket nära eller i den mättade zonen sker förångningen av CVOC endast från vattenfasen.

Koncentrationen av ånga i porgasen styrs då av halten CVOC som är löst i grundvattens ytligaste del. Det är endast i zonen mellan mättad och omättad zon som avgång till ånga från grundvatten sker. Dvs förekommer det olika halter av

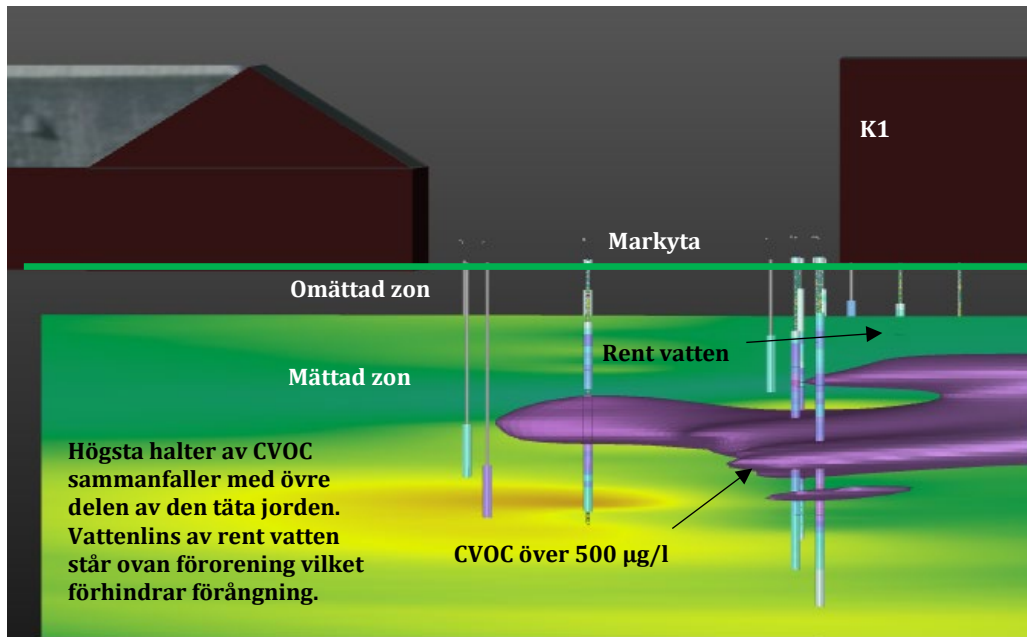
CVOC i grundvattenprofilen, höga halter på djupet och låg halter i ytan, är det alltid halten i ytan av grundvatten som styr tillskottet av CVOC till porgasen. Bedöms risker utifrån den högsta uppmätta halten som påvisats långt ner i grundvattenprofilen representerar dessa risker inte de som föreligger i verkligheten.

Transporten av porgas från föroreningskällan kan också kraftigt begränsas om tätare jordlager (lera/silt) finns mellan föroreningskällan och bygganden. En förenklad skiss av hur täta jordlager samt renare vatten bildar skyddande skikt mellan förorenat grundvatten och byggnader. (Environ Sci. Technol 2020) visas i Figur 4-6. I Figur 4-7 visas en modell av hur detta ser ut inom Vanäsverken.



Figur 4-6 Förenklad skiss av hur täta jordlager samt renare vatten bildar skyddande skikt mellan förorenat grundvatten och byggnader. (Environ Sci. Technol 2020)

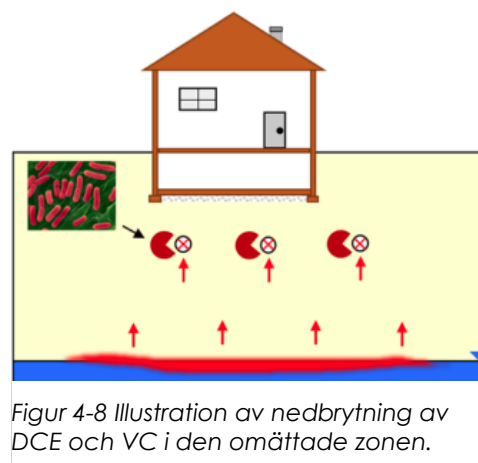
För Vanäsverken har den detaljerade undersökningen visat att grundvatten som påträffas ytligt, de översta 2 till 4 meter av grundvattenkolumnen är fri från eller uppvisar mycket låga halter av CVOC vilket gör att någon förångning inte sker från det mer förorenade grundvattnet som påvisas i nivåer mellan 4–9 meters djup.



Figur 4-7 Modell som visar vatten med halter under detektionsgränsen omsluter det förorenade grundvattnet, den rena vatten linsen ovanför föroreningen förhindrar förångning. Halter över 500 µg/l visas lila med lila färg.

Resultaten pekar på att det inte är förorenat grundvatten som orsakar de uppmätta halterna av CVOC som uppmäts i porgas under byggnader utan mer sannolikt små rester av residual som finns i den omättades zonen.

I porgas har endast låga halter av DCE och/eller VC detekteras i utförda porgasanalyser till skillnad mot ex TCE och PCE som påvisas i betydligt fler punkter. Varför TCE och PCE påvisas oftare kan förklaras med att nerbrytning av DCE och VC till skillnad från TCE och PCE kan ske i den omättade zonen. Det finns mikroorganismer (*Polaromonas Mycobacterium, Nocardiodes*) som bryter ner DCE och VC i den omättade zonen. Studier visar att det ofta sker en fullständig nedbrytning redan i de första 10 cm av den omättade zonen (Z, 2014).



Figur 4-8 Illustration av nedbrytning av DCE och VC i den omättade zonen.

De uppmätta halterna i porgas och inomhusluft som utförts 2019 och 2021 visar inte på någon omfattande föroreningsspridning från förorenat grundvatten till inomhusluft. Anledningen till detta är sannolikt:

- Kombination av rent eller mycket låga halter av CVOC i ytliga vattenskikt

- Nedbrytning av DCE och VC i omättad zon.
- Resultaten tyder även på att mängden residual i den omättade zonen är liten.

4.4 Ledningsgravar

Det finns flera dagvattenledningar som mynnar i Vätten från området. Två av dessa löper nära förorenade områden, en vid byggnad K65 samt en norr om K96. Båda dagvattenledningarna ligger på ett djup om knappt 2 meter alltså ca 0,6 meter ovanför grundvattenytan. Detta gör att grundvatten inte kan tränga in i ledningsgravarna som annars är vanligt om grundvattennivån ligger högre än ledningsgravarna. Marken består också av finsand, sand och grovsand vilket i sig är dränerande. Detta bidrar ytterligare till att reducera ledningsgravar som betydande spridningsvägar av förorenat grundvatten. Sammantaget gör detta att dagvattenledningar inte bedöms utgöra en spridningsväg för förorenat grundvatten.

4.5 Spridning av fri fas

Resultaten tyder på att fri fas, om det har förekommit, har diffunderat in i porvatten i leran och att fri fas endast förekommer när spillet var nytt. Halten av CVOC i porvatten i de täta skikten är ställvis högt, 20 – 40 mg/l. Halten är dock inte så hög att det kan anses som att det förekommer fri fas. Vid undersökningar där fri fas i porer förekommer uppmäts ofta halter i porvatten över 500 mg/l. Slutsatsen blir att spridning av fri fas ej förekommer.

4.6 Sammanfattning spridning

- Spridning sker främst via diffusion från täta jordlinser till omgivande grundvatten som strömmar i permeabel sand.
- Halter i grundvatten i permeabla områden är generellt låga.
- Halter av CVOC i grundvatten som uppmäts är ett resultat av s.k. back diffusion
- Halter i porluft uppkommer troligen från små rester av residual som finns i den omättades zonen

5 Hälsoriskbedömning

Inandning av ånga är den styrande exponeringsvägen för hälsoriskbedömningen, se Tabell 2-5. Vad gäller BTEX har inga halter över det generella riktvärdet för KM påträffats i jord eller porgas, ingen ytterligare bedömning av hälsorisker gällande BTEX är motiverad.

För bly är intag av jord styrande och detta gäller främst ytliga blyföreningar i f.d. skjutvallen.

För långa alifater som påvisas (K1 och K93) är inte hälsorisker begränsade, samma sak gäller halter av zink och koppar som påträffas vid K93 och f.d. skjutvallen.

5.1 Bly

Halter av bly överskrider det generella riktvärdet för bly (400 mg/kg TS). Riktvärdet dimensioneras av exponering för barn som besöker ett MKM-område 60 dagar om åter. Om ett riktvärde enligt MKM skulle beräknas med en exponeringstid för enbart vuxna om 200 dagar om året skulle en acceptabel halt vara 3500 mg/kg TS. (Naturvårdsverket, 2009 a).

Eftersom området är inhägnat och omfattas av inpasseringskontroller och noggranna säkerhetsrutiner är det idag helt uteslutet att barn besöker området 60 dagar per år och då dessutom besöker just platsen för f.d. skjutvallen.

Mycket höga halter av bly har påträffats vid Skrotgården (90 000 mg/kg TS) (NIRAS, 2020a). Detta kan medföra att det på sikt kan uppstå hälsorisker vid schaktarbeten vid skrotgården.

Den slutliga bedömningen av hälsorisker gällande påvisade blyförening är att dessa i dag inte utgör några oacceptabla hälsorisker. Om verksamheten försvinner eller om tillgängligheten för allmänheten ökar bör riskerna ses över eller åtgärdas.

5.2 Toxikologiska jämförvärden för inandning ånga

Redovisade lågriskvärden (RfC-värden och RISK_{inh}) i Tabell 5-1 ska betraktas som ofarliga halter. Lågriskvärdena för cancer ska tolkas som att om 100 000 individer exponeras för denna halt under hela sin livslängd, så drabbas teoretiskt en individ av cancer. En ökad cancerrisk på 10⁻⁵ bedöms således vara en acceptabel ökad risk för cancer enligt Naturvårdsverket. RfC-värden kan jämföras direkt mot uppmätta halter i inomhusluft för bostadsmiljöer. Om exponeringstiden är som i ett MKM-scenario blir vistelsetiden ca en femtedel av ett KM-scenario dvs kan RfC-värden multipliceras med 5 för att motsvara ett MKM-scenario.

Tabell 5-1 Humantoxikologiska lågriskvärden för TCE och VC i form av referenskoncentrationer i luft.

Ämne	RfC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	RISK _{inh} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
TCE	-	23 (NV5976)
PCE	200 (NV5976)	
VC		2,3 (IRIS)

5.3 Risker för inandning ånga i dag

I dag visar mätningar av porgas att det inte föreligger några risker med avseende på inandning av ånga utifrån de uppmätta halterna i porgas. Den högsta uppmätta halten av TCE i porgas behöver ex endast spädning (porgas/inomhusluft) om ca 20 gånger för att RfC-värden (kontors/industriverksamhet) ska underskridas.

Ett konservativt antagande som görs i ex Johnson & Etinger transportmodell (som anses vara mycket konservativ) är en utspädning om 400 gånger mellan porgas och inomhusluft. Normalt är betongplattor i Sverige är tjockare än de som antas i Etingers modell. I Vanäsverken är det ca 25 cm tjocka betonggolv. Ju tjockare betongplatta desto större blir utspädningen.

Att inte högre halter uppmäts i porgasen (trots höga halter i grundvatten) har tidigare tagits upp i kap. 4.3. Utförda mätningar av inomhusluft visar på halter under detektionsgränsen för analysen vilket styrker tesen att ren vattenlinns förhindrar/minskar avgång av CVOC till porgas. I Tabell 5-2 redovisas uppmätta halter i porluft och inomhusluft i jämförelse mot RfC-värden.

Tabell 5-2 Jämförelse uppmätt halt mot RfC-värden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Ämne	Plats	Medium	TCE	PCE	VC	DCE
W62	K1	porgas	333	131	<17	<17
W63	K1	porgas	1 920	1 140	<17	200
W64	K1	porgas	280	47	<17	17
W65	K1	porgas	870	76	69	706
W67	K1	porgas	4,6	<17	<17	<17
W68	K1	Luft	<17	<17	<17	<17
W69	K41	porgas	450	41	<17	<17

Ämne	Plats	Medium	TCE	PCE	VC	DCE
W70	K41	porgas	<17	<17	<17	<17
W71	K41	porgas	570	61	<17	<17
RfC-KM	Luft inomhus		23	200	1	60
RfC-MKM	Luft inomhus		115	1000	5,5	300
RfC-MKM*400		Porgas	44 000	40 0000	2 500	120 000

Inga risker föreligger idag vad gäller inandning av ånga från påträffad förorening av CVOC. För att risker ska kunna uppstå gällande ånginträngning krävs:

- Torrare väder och kraftigt sjunkande grundvattennivåer samt att Vättens vattennivå faller så den skyddande vattenlinser försvinner. Att detta skulle ske är dock högst osannolikt.

5.4 Risker vid schaktarbeten

Arbetsmiljöverkets nivågränsvärde (korttidsexponering) är 50 mg/m³. Denna halt kan användas för att bedöma risker vid ett kortvarigt underhållsarbete. Om schaktarbeten, exempelvis djupa ledningsschakter, utförs inom fastigheten skulle det kunna uppstå risker för inandning av ånga. Dock måste schaktarbeten då utföras ca 2 meter under grundvattennivån för att frilägga områden med höga föroreningshalter vilket inte bedöms som troligt.

Vid undersökningarna har inte tillräckligt höga halter CVOC påträffats ovan grundvattnet för att risker ska kunna uppstå. För beräkningen har luftomsättningen i schakten antagits vara mycket liten, endast 1/100 mellan porgas och omgivande utomhusluft i schakten. Dvs det måste finnas grundvatten eller jordförorening som kan ge upphov till porgashalter om 5000 mg/m³ för att korttidsexponeringsrisker ska kunna uppstå i en schakt. Så höga halter i har inte påvisat vid provtagning eller sondering med MiHPT.

Bedömningen är därmed att hälsorisker från nuvarande CVOC-förorening inte kan förekomma vid schaktarbeten i inom Vanäsverken.

6 Miljöriskbedömning

6.1 Grundvatten

Inom verksamhetsområdet finns inget grundvatten som används eller som bedöms vara skyddsvärt som dricksvattenresurs. Grundvatten i berggrunden skulle i framtiden kunna vara en dricksvattenresurs och bör där med skyddas.

Vid samtliga undersökningar har föroreningar av CVOC och olja avgränsats på en betydande nivå ovanför berggrunden, minst 10 meter ovan berggrunden, som bedöms finnas på ca 20 meters djup. Påvisad föroreningstransport har endast skett i horisontal riktning och då mot Vättern. Föroreningar har funnits inom området i minst 40 år och bedöms nu infunnit sig i ett steady state, dvs den tidigare nedåtriktade gravitetiska spridningen har avtagit, detta förklaras i avsnitt 4.1.

I Niras undersökning framgick att det misstänkes en nedåtriktad grundvattenströmning men mätdata från vattenlöst CVOC tyder på att detta inte sker. Kartlagda spridningsvägar av föroreningar inom området visar att vatten i berggrunden skyddas och inte riskeras att påverkas negativt av påvisade föroreningar.

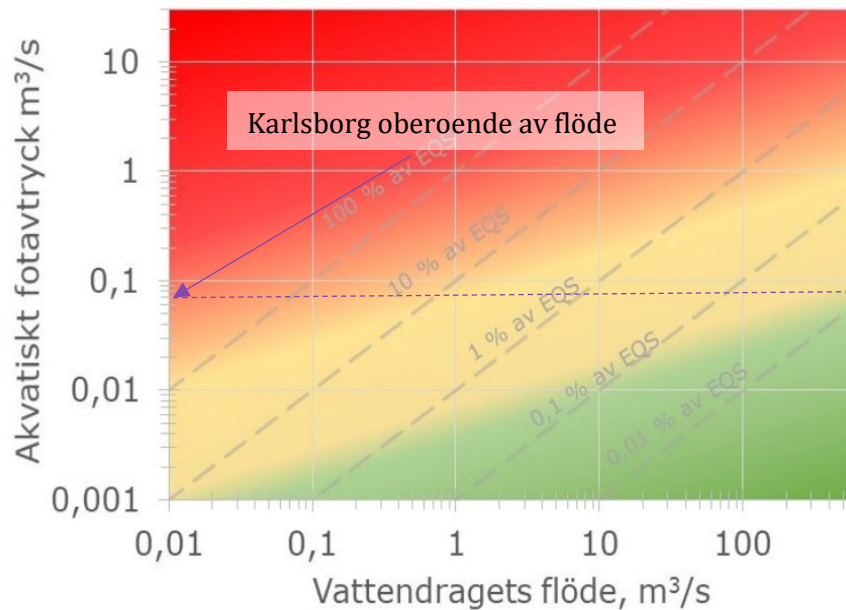
6.2 Ytvatten

För att bedöma vilken påverkan en föroreningsspridning har till ett ytvatten kan det akvatiska fotavtrycket beräknas enligt SGIs vägledning från 2022. Vid beräkning av det akvatiska fotavtrycket görs en bedömning, som i princip är oberoende av recipientens storlek och förutsättningar. Detta tillvägagångssätt utgår från det förorenade området men också den diffusa belastningen som bedöms som "generellt stor" eller "generellt liten". En liten belastning bör anses mer acceptabel, jämfört med en stor belastning, men under förutsättning att koncentrationskriterierna för recipienten inte överskrids. Som grund till bedömningen används ytvattenkvalitet EQS-värde (EQS, Environmental Quality Standard) vilket här avser de effektbaserade bedömningsgrunderna som anges för farliga ämnen i HVMFS 2019:25. Dessa är för TCE och PCE båda 10 µg/l.

Föroreningstransport om mellan 2–2,5 kg/år av TCE ger ett akvatiskt fotavtryck om 0,008 (skala 0,001 till 10). Vid beräkningar av det akvatiska fotavtrycket ses att det behövs en vattenmängd om ca 250 000 m³ för att EQS-värden ska underskridas. Beräkning görs med formel nedan:

Akvatiskt fotavtryck [m³s⁻¹] = 0,032 x M_{förorening} [kg år⁻¹] / C_{norm} [kg m⁻³] → 0,032 x 2,5 kg x 10 µg/l = 0,008.

En indikation på belastningens storlek, uttryckt som akvatiskt fotavtryck, ges av nedanstående Figur 6-1. Grön färg indikerar låg belastning, röd färg hög belastning. Enligt vägledningen bör bedömning dessutom göras utifrån vattendragets storlek och flöde samt utifrån om föroreningen är persistent. Dvs om förorening kan brytas ned i vattendraget kan en högre belastning tolereras och tvärtom för persistenta ämnen.



Figur 6-1 Akvatiskt fotavtryck utifrån SGIs vägledning.

Denna volym av vatten motsvarar vattenområdet som finns längs med hela undersökningsområdet och ca 10 meter ut från strandkanten om det antas att medelvattendjupet här är 1,5 meter, dvs EQS-värden kommer att underskridas under hela året även i det absoluta närområdet. Hela vattentäktens volym är svindlande 77 km³.

För att få en bedömning som tar hänsyn till recipientens storlek samt om det aktuella ämnet är persistent görs en vidare bedömning.

Aktuella klorerade lösningsmedel är långlivade i mark och grundvatten men de är inte långlivade i ett ytvatten. Detta beror på ämnas förmåga att förångas till luft, dvs de avdunstar relativt snabbt från ytvattendrag. Halveringstiden för TCE och VC i strömmande ytvatten är 3 h respektive 1 h. I en sjö kan det antas att avdunstningen är långsammare men andra faktorer påverkar nedbrytningen som fotolys. TCE kommer att reagera med fotooxidanter i ytvatten som utsätts för solljus ett exempel är hydroxylradikaler. Den indirekta fotolyshalveringstiden för TCE kan vara så kort som 50 dagar under sommarhalvåret då solen lyser länge men lägre under vintern. (Toxnet, u.d.)

Vatten som är en dricksvattenresurs ska därmed skyddas. Den tidigare beskrivna nedbrytningen av CVOC i ytvatten samt den mycket stora vattenvolymen gör att ett läckage av 2–2,5 kg CVOC per år till Vättern inte medför en mätbar påverkan på vattentäktens vattenkvalitet.

Spridningen av bly om 0,09 kg/år är liten och påverkar inte vattenkvaliteten i Vatten. Det akvatiska fotavtrycket blir litet. Det föreligger dock osäkerheter i beräkningen då dataunderlaget är litet men halter i grundvatten är inhämtade från källområdet vilket borde ge en konservativ beräkning.

6.3 Markmiljö

Vid den f d skjutvallen samt skrotgården har bly, koppar och zink påvisats i förhöjda halter över riktvärden för skydd av markmiljö. Det föreligger därmed en risk för påverkan på markmiljön inom dessa områden. Skyddsvärdet inom dessa område bedöms dock vara begränsat med avseende på att det ligger inom ett industriområde och att det i dagsläget bedrivs en industriell verksamhet på området.

Exakt hur mycket markekosystemet påverkas är idag inte utrett. Dessa två områden utgör en mycket begränsad del av den totala verksamhetsytan

Den generella bedömningen blir därmed att markekosystemet i stort skyddas i större utsträckning än den generella nivån om 50% (över 75% uppnås generellt). Dock finns det två områden där skyddsnivån är lägre än 50% men dessa områden är begränsade i sin utbredning.

7 Sammanfattande konceptuell modell

Undersökningar som tidigare utförts har visat att CVOC finns i tunna linser av silt och siltig lera. I dessa linser har halter av CVOC om upp till 20–30 mg/kg påvisats vid sondering med MiHPT. Undersökningar visar också att halter varierar kraftigt över små avstånd och det är få områden som uppvisar höga halter. Generellt varierar halter mellan 0,5 och 3 mg/kg. Volymen av jord som är förorenad av CVOC i halter över 1,5 mg/kg är (11 000m³) vilket gör att den totala mängden CVOC är liten mellan 50 – 60 kg.

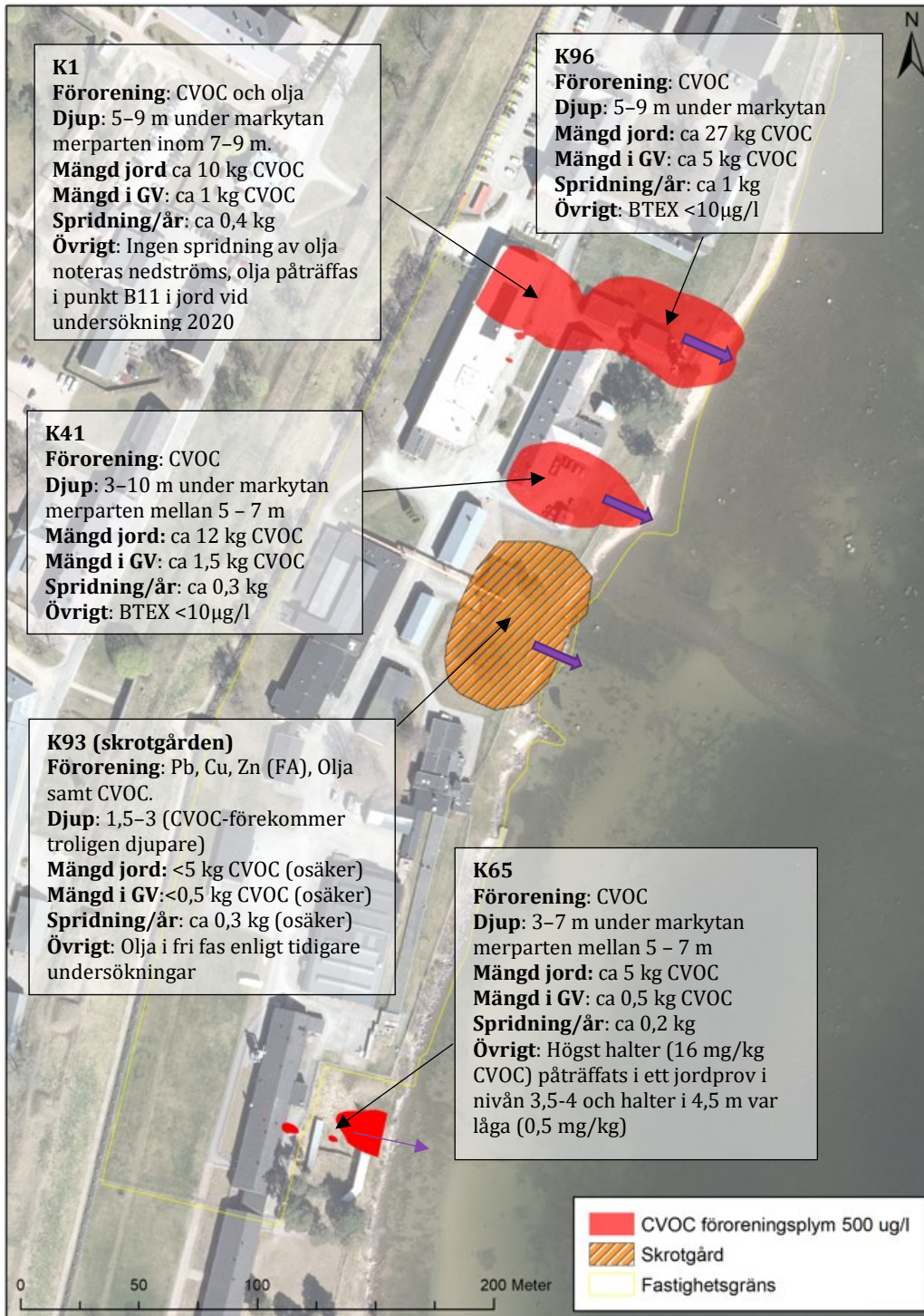
Spridningen av CVOC sker främst via att vatten rör sig i permeabla sandlager som omger de förorenade linserna av siltiga jordlager. Den mängd CVOC som finns i lågpermeabel silt är en s.k. "storage zone" då den hydrauliska konduktiviteten är låg och föroreningen hålls kvar här under lång tid. Spridning sker dels genom långsamma grundvattenströmmar i linserna men främst genom diffusion då koncentrationsgradienten mellan porvatten i linserna och det omkringliggande grundvattnet i sanden är relativt stor.

Spridningen av CVOC till Vättern om 2–2,5 kg/år medför inte en negativ påverkan på vattenkvaliteten. Underlaget för bedömningen för spridning av CVOC är stort och beräkningar beröms därmed att ha en hög tillförlitlighet.

Vad gäller petroleumprodukter och BTEX har låga halter av BTEX detekterats och spridningen i via grundvatten är liten. BTEX har inte detekterats i halter över dricksvattenkriteriet i de installerade grundvattenrören i spridningsriktningen. Halter av petroleumprodukter (främst långa alifater) har i tidigare undersökningar noterats i de rör som placerats i källområdena (där fri produkt förekommer) som ex inom skrotgården. Spridningen är väldigt begränsad eftersom föroreningen utgörs av långa molekyler som är nära på olösliga i vatten. Detta i kombination med att jordarterna är finkorniga gör det svårt för vattnet att med tillräcklig kraft flytta dessa molekyler i sidled. Dataunderlaget är dock begränsat vilket gör att bedömningen har vissa osäkerheter.

För tungmetaller har halter i grundvatten inom skrotgården varit låga vid tidigare undersökningar trots höga halter i jorden. Detta tyder på låg utlakning av metaller. Spridningen av metaller blir där med också liten och påverkar inte vattenkvaliteten i Vättern negativt. Dataunderlaget för spridning från skrotgården är dock litet så vissa osäkerheter kvarstår.

I Figur 7-1 visas en övergripande konceptuell modell i plan över området.



Figur 7-1 Sammanfattande konceptuell modell i plan över Varnäsverken

8 Slutsats

Resultaten från undersökningar 2005, 2020 samt 2021 visar på att området är förorenat av CVOC (K1, K43, K65, K96 samt K93) tungmetaller (K93 skrotgården) samt oljekolväten (K1 och K93). Generellt sett är de hälsorisker som föroreningar utgör små. Hälsorisker för olja och metaller kan sammanfattas till:

- Inga oacceptabla hälsorisker gällande bly vid dagens verksamhet och användning av området. Vid ökad tillgänglighet för allmänheten bör risker ses över.
- Hälsorisker kan uppstå vid schaktarbeten inom skrotgården (K93) genom intag av förorenad jord med avseende på bly.
- Oljeföroreningar utgörs främst av långa alifater vilka inte är hälsostörande utan främst klassas som miljöstörande.

Klorerade lösningsmedel utgör inte en hälsorisk på området; varför inte kan sammanfattas enligt följande:

- Liten avgång av ånga tack vare att liten mängd förorening i omättad zon samt att rent grundvatten skapar ett "vattenlås" ovanför det förorenade grundvattnet.
- Ingen källterm med fri fas förekommer.
- Schaktarbeten kan, utifrån uppmätta halter, utföras inom förorenade områden utan risker för yrkesarbetande (8h).

Inga eller små miljörisker orsakas av påträffade petroleumkolväten (olja) vid K93 och K1. Detta för att:

- Olja inom K1 sprids inte nedströms och utgör inte en beaktansvärd miljörisk, i grundvattenrör nedströms kan ingen olja noteras.
- Oljeföroreningen inom K93 utgör troligen inte en miljörisk, osäkerheter kring spridningen kvarstår men mycket talar för att olja inte sprids från området likt fallet vid K1 då det är samma geologi och grundvattenförhållanden.

Tungmetaller påträffas främst inom delområde K93. Metallhalter över FA, främst bly, förekommer på ett djup om 1,5 till 2,5 meter.

- Tungmetaller lakar inte ut till grundvatten. Halter av tungmetaller i grundvatten i källområdet är låga och spridning till ytvatten utgör inte en beaktansvärd miljörisk och påverkar inte dricksvattenkvaliteten negativt. (dricksvatten i Vättern och berggrunden)

9 Referenser

City Chlor, Ministry of Infrastructure and Water Management, Nederländerna (2013): Attenuation of vinyl chloride in the vadose zone. Study of VC degradation in the unsaturated zone at different scales.

ITRC Integrated DNAPL Site Strategy (2011) (www.itrcweb.org)

Naturvårdsverket (1999): Metodik för inventering av förorenade områden. NV rapport 4918.

Naturvårdsverket (2007): Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. NV rapport 5663

Naturvårdsverket (2009a): Riktvärden för förorenad mark. NV rapport 5976. Inklusivt reviderade bilagor 1-4, juni 2016.

Naturvårdsverket (2009b) Riskbedömning av förorenade områden- En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, Rapport 5977

RIVM (2013): Advies meten van vinylchloride in bodem- en binnenlucht, RIVM briefrapport 607711013/2013

SGU (2019). Kartvisare enligt: <https://apps.sgu.se/kartvisare/>

SGU (2019). Kartgeneratör enligt:
http://apps.sgu.se/kartgenerator/leverans/hmag_mh9s2hzFsD.pdf

Svenska Livsmedelsverket (2017): Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30, med ändringar tom SLVFS 2017:2

SVT Nyheter (2020) enligt: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/orebro/vattensvatten-nutidens-guldgruva>

Vätternliv.se (2022) enligt: <https://vattneliv.se/sjon>

MassDEP (2016) An Expedited Approach to the Investigation and Mitigation of the Vapor Intrusion Pathway OBSERVATIONS, FINDINGS & RECOMMENDATIONS West Street Area Newton, MA

Bilaga 1 Beräkningar spridning CVOC

Bilaga 1

Fastighet: Vanäsverken

Sektion	Bredd	Tjocklek	A	Ae	Dx	Dh	Avstånd	Gradient	Porisitet	K	Q	V	Halt ug/l	Flöde/år (kbn)	MassFlux	kg/år	m/år
	m	m	m ²		Gv start	Gv slut	Dx till Dh	m/m		m/s	m ³ /s	m/s					
K1	40	3	120	40,8	88,86	88,79	55	0,001273	0,34	3,46E-04	5,28E-05	1,30E-06	250	1666	8,65E-02	0,42	41
K41	40	3	120	40,8	88,86	88,79	25	0,0028	0,34	2,56E-04	8,60E-05	2,11E-06	100	2713	2,56E-02	0,27	66
K65	25	3	75	25,5	88,8	88,79	25	0,0004	0,34	4,85E-04	1,45E-05	5,71E-07	400	459	1,94E-01	0,18	18
K96	60	3	180	61,2	88,86	88,79	20	0,0035	0,34	4,86E-04	3,06E-04	5,00E-06	100	9656	4,86E-02	0,97	158
K93 (bly)	50	4	200	68	88,86	88,79	25	0,0028	0,34	3,46E-04	1,94E-04	2,85E-06	50	6110	1,73E-02	0,31	90
Summa														20604		2,14	0

V Hastighet m/sekund

Φ Porisitet enhetslös

Gradient m/m

Verklig hastighet $v = q/\Phi = (K \cdot dh/dx)/\Phi$ (m/s)