



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC-W-14011

Examensarbete 30 hp
Mars 2014

Lerlagers tätande förmåga och inverkan på transporten av klorerade lösningsmedel i förorenade områden

Ida Morén

REFERAT

Lerlagers tätande förmåga och inverkan på transporten av klorerade lösningsmedel i förorenade områden.

Ida Morén

Detta examensarbete syftade till att undersöka om lera kan förhindra en spridning av klorerade lösningsmedel ned till grundvattnet samt vid vilka hydrogeologiska förhållanden som lera har störst potential att vara tätande. Det övergripande målet med arbetet var dock att bidra till att tydliggöra definitionen av och förbättra kunskapsläget om tätande jordlager på Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).

Sju förorenade områden där klorerade lösningsmedel påvisats i jord och/eller grundvatten valdes ut till en jämförande fallstudie. Samtliga områden var belägna inom 750 m från något av SGUs lokalkarterade grundvattenmagasin och lera överlagrade helt eller delvis grundvattenmagasinet på platsen. Resultatdata i form av jord- och grundvattenprov från tidigare undersökningar av områdena lagrades in i databaser på SGU. Spridningen av klorerade lösningsmedel på varje område analyserades sedan genom att titta på var i området olika koncentrationer uppmätts och hur koncentrationerna förändrats med djupet. Spridningen jämfördes även med lerförekomsten på varje område både med avseende på lermäktighet och på placeringen av leran i området. Områdena jämfördes sedan med varandra för att se om det fanns ett samband mellan lerförekomst och spridningsbild samt för att tydliggöra hur förhållandena på platsen bör se ut för att ett lerlager ska vara tätande.

Resultaten stämmer väl överens med de tidigare studier som visat att lera kan ha en uppbromsande effekt vid spridningen av klorerade lösningsmedel. Däremot kan lera inte sägas vara tätande utan att tidsaspekten tas med i definitionen. Även storleken på utsläppet har betydelse för hur länge ett lerlager kan hålla tillbaka spridningen. Studien tyder också på att så kallade svallsediment kan öka jordlagrens potential att vara tätande genom att bromsa upp och sedan avleda den vertikala spridningen av klorerade lösningsmedel samt att lera har en större potential att vara tätande ifall lerlagret är beläget några meter ned i jorden och leran är vattenmättad. Det är däremot svårt att dra några slutsatser kring vilken mäktighet ett lerlager måste ha för att vara tätande. Endast i ett av de utvalda områdena hade det undre grundvattnet skyddats mot spridningen av klorerade lösningsmedel förmodligen tack vare en kombination av ett mycket mäktigt lerlager, ett övre grundvattenmagasin i svallsedimentet och en uppåtgående strömning av grundvatten från det nedre till det övre grundvattenmagasinet. Slutligen visar examensarbetet att i områden med punktutsläpp av klorerade lösningsmedel har de lokala förutsättningarna för stor påverkan för att en viss lermäktighet ska kunna sägas vara tätande och försiktighet bör tas vid användning av begreppet tätande jordlager i generella sammanhang.

Nyckelord: Tätande jordlager, Klorerade lösningsmedel, Lera, Föroreningsspridning, Grundvatten.

*Institutionen för geovetenskaper; Luft-, vatten- och landskapslära.
Villavägen 16, 75236 Uppsala.*

ABSTRACT

Clay layers protecting capacity and impact on the transport of chlorinated solvents in contaminated areas.

Ida Morén

This thesis aimed to investigate if clay can prevent the vertical transport of chlorinated solvents to avoid contamination of groundwater and at which hydro geological conditions clay is most likely to be protecting. However, the overall aim was to improve the understanding, and the definition of soil barriers as a natural protection for the groundwater in contaminated areas, at the Geological Survey of Sweden (SGU).

Seven objects contaminated with chlorinated solvents were picked out for a case study. All objects were located in a distance of 750 meters or less from a ground water magazine locally mapped by SGU. Furthermore, the magazines were completely or partially covered by clay of different thickness. Since the objects were investigated before, earlier documented results from analyses of groundwater and soil samples were collected and stored in databases at SGU. The spread of chlorinated solvents around each object was analyzed by investigating where in the area contaminations were found and looking at the change of concentrations through the vertical soil profile. The spread was also compared with the presence of clay at different levels in the ground. The objects were compared to each other, to see if there were any links between the spread of contaminants and the hydro geological conditions, and to clarify in which conditions a clay layer can be seen as a geological barrier.

The results are consistent with earlier studies that show how clay can slow down the vertical transport of chlorinated solvents. However, clay cannot be defined as a soil barrier if no time factor is included in the definition. Also the time for which a clay layer can prevent contaminants from reaching the groundwater depends on the size of the emission. Besides, this study implies that soil formations in the form of washed deposits can slow down and then divert the contaminants with the bypassing groundwater. Furthermore the clay is more likely to be protecting if it is located a few meters down in the soil profile where it is saturated with water. It is not easy to draw conclusions about how thick a clay layer should be to work as a soil barrier. Only one of the objects included in the study had a clay layer that prevented the chlorinated solvents from reaching the groundwater, probably as a result of the combination of a very thick clay layer, washed deposits and groundwater in the top layers plus an upward directed groundwater flow from an underlying magazine to the top one. The thesis concludes that in areas with point emission of chlorinated solvents the effects of local conditions are so important that it is not possible to define a clay layer with a certain thickness as a soil barrier. The term geological barrier should instead be used carefully in general contexts.

Keyword: Geological barriers, Chlorinated solvents, Clay, Contamination transport, Groundwater.

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences
Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sweden.*

FÖRORD

Detta examensarbete utgör den avslutande delen på Civilingenjörsprogrammet i Miljö och vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 30 högskolepoäng. Det har utförts på uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) som en del i FoU-projektet *Tätande jordlagars inverkan på vattenkemin i förorenade områden*. Emil Vikberg och Kajsa Bovin på SGU har varit handledare och Fritjof Fagerlund på *Institutionen för geovetenskaper; Luft-, vatten- och landskapslära* vid Uppsala universitet har varit ämnesgranskare.

Jag vill tacka alla de som hjälpt till med examensarbetets förverkligande. Först och främst mina handledare Emil Vikberg och Kajsa Bovin som varit ett regelbundet stöd och gett god vägledning genom hela projektet samt min ämnesgranskare Fritjof Fagerlund för värdefull expertis och hjälp med rapporten. Jag vill också tacka de länsstyrelser som bidragit med information och data från förorenade områden i respektive län. Slutligen vill jag tacka alla anställda på SGU, framförallt på avdelningen *Mark och grundvatten*, som gjort att jag känt mig välkommen och uppmuntrat mig i mitt arbete. Särskilt tack till Helena Andersson på enheten *Förorenade områden*, som har bidragit med information kring SGUs förorenade objekt och varit till hjälp även i andra frågor samt Cecilia Karlsson på enheten *Jord och Berg* för hjälp med frågor gällande geologi och jordarter.

Jag vill dessutom uppmärksamma SGU, Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) och Lantmäteriet som har bidragit till examensarbetet med diverse illustrationer och kartor.

Copyright © Ida Morén och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC-W-14 011 ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala 2014.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Lerlagers tätande förmåga och inverkan på transporten av klorerade lösningsmedel i förorenade områden.

Ida Morén

Det vatten som finns under oss, i jord och berggrund, kallas grundvatten och är en av våra viktigaste naturresurser. I Sverige utgör grundvattnet en stor del av vattenförsörjningen och är dessutom ett viktigt ekosystem. Ett av Sveriges 16 miljö kvalitetsmål, *Grundvatten av god kvalitet*, innebär att grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag. En påtaglig risk för Sveriges värdefulla grundvatten är de många förorenade områden som finns utspridda runtom i landet. Det är framförallt nu nedlagda industrier som har orsakat att giftiga ämnen släppts ut i mark och vatten. En vanligt förekommande jord- och grundvattenförorening är så kallade klorerade lösningsmedel som använts i gamla kemtvättar och verkstadsindustrier. Klorerade lösningsmedel har en komplicerad spridningsbild och en förmåga att tränga djupt ned i jordlagren eftersom de har hög densitet och dessutom är svårslösliga i vatten. Därtill är dessa ämnen kemiskt stabila och därför svårnedbrytbara i naturen och flera av de klorerade lösningsmedlen har visat sig vara cancerframkallande och giftiga för bland annat lever och njurar.

Markens olika jordlager kan i vissa fall utgöra ett naturligt skydd mot föroreningar. Den vertikala föroreningstransporten beror av jordens genomsläpplighet. Lera som är den jordart som har lägst genomsläpplighet, och dessutom har kemiska egenskaper som gör att föroreningarna binds till mineralpartiklarna, anses ha störst potential att förhindra att föroreningar transporteras ned mot det underliggande grundvattnet. Lager av lera och andra finkorniga jordarter har därför i många sammanhang benämnts som *tätande jordlager*, både av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och andra myndigheter i Sverige och utomlands. Begreppet *tätande jordlager* har dock använts utan att det finns någon entydig definition. Vilka jordlager som anses tätande skiljer sig på många plan och faktorer som ofta finns med i definitionen av ett tätande jordlager är tjocklek, jordart och transporttid, ofta i kombination med varandra. Vetskapen om vad ett tätande jordlager är och i förlängningen var tätande jordlager finns kan till exempel hjälpa i samhällsplaneringen, vid infrastrukturprojekt och upprättandet av vattenskyddsområden. Resultatet av en studie om tätande jordlager skulle även vara ett stöd i SGUs arbete med kartering av grundvattenmagasin. Med ett grundvattenmagasin menas ett område under marken där vattenhalten är mycket hög och uttagsmöjligheterna stora. I Sverige finns de viktiga grundvattenmagasinen ofta i grovkorniga geologiska formationer, så kallade rullstensåsar.

Syftet med detta examensarbete var att undersöka om lera kan förhindra en vertikal spridning av klorerade lösningsmedel ned till grundvattnet och i så fall vid vilka förhållanden som leran har mest potential att vara tätande. Det övergripande målet med arbetet var dock att bidra till att tydliggöra definitionen av och förbättra kunskapsläget om tätande jordlager på SGU.

För att uppnå syftet studerades lerans inverkan på förorenings-spridningen i sju förorenade områden där klorerade lösningsmedel påvisats i jord och/eller grundvatten. Samtliga områden var belägna inom 750 m från ett av SGUs lokalkarterade grundvattenmagasin och lera överlagrade helt eller delvis magasinet på platsen. Jord- och grundvattenprov från tidigare undersökningar av de förorenade områdena samlades in och lagrades i databaser på SGU. Spridningen av klorerade lösningsmedel på varje område analyserades sedan genom att undersöka var i området olika koncentrationer uppmätts och hur koncentrationerna förändrats med djupet. Områdena jämfördes sedan med varandra för att se om det fanns ett samband mellan leraförekomst och spridningen samt för att tydliggöra hur förhållandena på platsen bör se ut för att ett lerlager ska vara tätande.

Resultaten stämmer väl överens med de tidigare studier som visat att lera kan ha en uppbromsande effekt vid spridningen av klorerade lösningsmedel. Däremot kan lera inte sägas vara tätande utan att tidsaspekten tas med i definitionen. Om föroreningen pågår en längre tid kommer leran tillslut att bli mättad på föroreningar och släppa igenom ytterligare utsläpp till underliggande grundvatten. Även storleken på utsläppet har betydelse för hur länge ett lerlager kan hålla tillbaka spridningen. Ett större utsläpp kommer helt logiskt att innebära ett större tryck på den eventuellt tätande leran. Klorerade lösningsmedel kan spridas genom lera upplöst i regn som infiltrerar i marken och strömmar nedåt men också med *diffusion* eller i *fri fas*. Strömningen med grundvatten är ofta betydligt större än vad generella strömningshastigheter genom lera antyder, på grund av förekomsten av sprickor i leran. Diffusion är den process då föroreningarna späds ut och transporteras från områden med hög koncentration till områden med lägre. Diffusionen blir större om koncentrationsskillnaden mellan området ovanför och under leran är stort. Fri fas kallas det tillstånd då föroreningarna inte är lösta i vatten utan finns som en separat vätska vilken är tyngre än vatten och därför sprider sig snabbare genom jordlagren. Ju större föroreningskälla desto större del av de klorerade lösningsmedlen kommer att finnas i fri fas och spridas snabbt nedåt.

Svallsediment är lera som är varvad med mer grovkorniga jordar såsom grus eller sand och är en produkt från tider då kustlinjen låg längre upp i landskapet och havsvattnet slog mot stranden och sorterade upp jorden i olika lager. Denna studie tyder på att svallsediment ovan ett tjockare lager lera kan öka jordlagrens potential att vara tätande genom att både ha en uppbromsande och avledande effekt på den vertikala spridningen av klorerade lösningsmedel. Vatten strömmar nämligen ofta genom de grovkorniga lagren och kan lösa upp de föroreningar som bromsats upp av leran. Den huvudsakliga spridningen blir då horisontell vilket skyddar djupare grundvatten. Dessutom verkar lera ha större potential att vara tätande om lerlagret är beläget några meter under markytan där leran är vattenmättad. När lera blir blöt sväller den nämligen vilket gör att sprickor i leran tätas igen. Även rötter och mänskliga ingrepp som kan skapa flödesvägar för föroreningarna är mindre vanliga längre ned under markytan.

Det är däremot svårt att dra några slutsatser kring vilken tjocklek ett lerlager måste ha för att vara tätande. Endast i ett av de utvalda områdena hade leran skyddat grundvattnet mot spridningen av klorerade lösningsmedel vilket visar att begreppet *tätande jordlager* är osäkert. Examensarbetet har visat att i områden med utsläpp av klorerade lösningsmedel har

de lokala förutsättningarna alltför stor inverkan. Lertjockleken kan också variera kraftigt även inom ett mindre område vilket innebär att det inte är hållbart att endast förlita sig på jordartskartan för att till exempel bedöma ett grundvattenmagasins sårbarhet. För att skydda våra värdefulla grundvattenförekomster från utsläpp av klorerade lösningsmedel bör därför begreppet *tätande jordlager* inte användas i generella sammanhang.

INNEHÅLL

1	INLEDNING.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar	2
2	BAKGRUND.....	3
2.1	Tätande jordlager	3
2.2	Spridning av föroreningar	4
3	TEORI.....	5
3.1	Grundvatten	5
3.2	Lera.....	5
3.3	Lerans permeabilitet	7
3.4	Klorerade lösningsmedels egenskaper och användning	9
3.5	Spridningen av klorerade lösningsmedel.....	10
3.5.1	Advektion, dispersion och sorption.....	10
3.5.2	Spridning i fri fas.....	11
3.5.3	Diffusion.....	12
3.5.4	Källområde och plym	13
3.5.5	Nedbrytning.....	14
3.6	Provtagningsmedier och metoder	14
4	METODER	16
4.1	Urvalet av studieobjekt.....	16
4.2	Inlagring av data	17
4.3	Analys av data	17
4.3.1	Lermäktighet	18
4.3.2	Avbildning av borrhål	19
4.3.3	Koncentrationen som funktion av djupet	19
4.3.4	Teoretisk diffusiv transport	20
4.3.5	Sammanfattande frågeformulär	21
5	UTVALDA OMRÅDEN OCH TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR.....	22
5.1	Områdesbeskrivningar	24
5.1.1	Enköpingsvätten	24
5.1.2	Bodentvätten.....	25
5.1.3	Matadorverken, Halmstad	26
5.1.4	Nymansbolagen, Uppsala.....	27

5.1.5	Scan, Uppsala	27
5.1.6	IVT Industrier, Katrineholm	28
5.1.7	ABL Lights, Linköping	29
6	RESULTAT	31
6.1	Presentation av data	31
6.2	Teoretisk diffusiv transport	33
6.3	Föroreningarnas utbredning i respektive område	35
6.3.1	Enköpingsvätten	35
6.3.2	Bodentvätten.....	39
6.3.3	Matadorverken	44
6.3.4	Nymansbolagen	47
6.3.5	Scan	50
6.3.6	IVT Industrier.....	53
6.3.7	ABL Lights.....	57
7	DISKUSSION	60
7.1	Föroreningarnas spridning på djupet.....	60
7.2	Lerans läge under markytan	61
7.3	Inverkan av heterogeniteter i jorden	62
7.4	Tätande jordlager	63
7.5	Svårigheter, relevans och vidare studier	65
8	SLUTSATSER.....	67
9	REFERENSER	68

1 INLEDNING

I Sverige utgör grundvattnet en stor del av vattenförsörjningen och är dessutom ett viktigt ekosystem. Ett av Sveriges 16 miljökvalitetsmål är därför *Grundvatten av god kvalitet* och detta ska uppnås senast 2020. Målet lyder:

”Grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.”

Grundvattenförekomster där grundvattenuttaget är av sådan storlek att det kan användas för konsumtion ingår i vattenförvaltningens arbete och ska enligt förvaltningens miljömål uppnå god kemisk och kvantitativ status redan 2015 (Sveriges Geologiska Undersökning, 2013a). För att skydda dessa värdefulla grundvattenförekomster krävs kunskap om förekommande risker och olika områdets känslighet. En uppenbar risk är de många föroreningar som förekommer både som areellt utspritt nedfall och som punktutsläpp. Ett förorenat område definieras som (Naturvårdsverket, 2002):

”En deponi, mark, grundvatten eller sediment som är så förorenat av en punktkälla att halterna påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt.”

I sådana områden finns risken att ytliga föroreningar i jord och markvatten kan transporteras vertikalt genom jordlagren och på så sätt förorena skyddsvärt grundvatten.

Den vertikala strömningshastigheten för vatten och föroreningar beror av jordens hydrauliska konduktivitet (Naturvårdsverket, 2002). De mest finkorniga jordarterna, leror, har den lägsta hydrauliska konduktiviteten och anses därför ha störst potential att agera som tätande jordlager och förhindra att föroreningar transporteras ned mot det underliggande grundvattnet. Begreppet tätande jordlager används dock ofta utan att det finns någon tydlig definition. Både Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och andra myndigheter i Sverige har använt begreppet i olika sammanhang och utifrån tidigare utredningar har det visat sig att åsikterna om vilka jordlager som anses tätande skiljer sig på många plan (Bovin och Vikberg, 2012). SGU anser därför att begreppet tätande jordlager bör få en riktig definition och att det då tydligt framgår för vilken situation begreppet är tillämpligt. Detta skulle underlätta SGUs arbete med expertutlåtande kring exempelvis infrastrukturprojekt och vattenskyddsområden samt användas som ett stöd i grundvattenkarteringen. Studien skulle också kunna vara en hjälp i utredning, riskbedömning och åtgärdsarbete i förorenade områden.

Klorerade lösningsmedel är vanligt förekommande mark- och grundvattenföroreningar som sprids via punktkällor i form av gamla kemtvättar och verkstadsindustrier (Naturvårdsverket, 2007). Enligt Naturvårdsverket (2002) definieras klorerade lösningsmedel som mycket farliga föroreningar. De har också en komplicerad spridningsbild. Ämnena har hög densitet och är vattenavstötande vilket ger dem en unik förmåga att tränga djupt ned i jordlagren (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). De kan också spridas i fri fas i riktning mot grundvattenströmningen och dessutom går nedbrytningen av klorerade lösningsmedel mycket långsamt. Eftersom föroreningskällan kan förflyttas nedåt och föroreningsbelastningen kan bli långdragen är klorerade lösningsmedel ett vanligt hot mot grundvattenkvaliteten i förorenade

områden. Vid studien av tätande jordlager kommer därför områden förorenade med just klorerade lösningsmedel att jämföras, för att i enlighet med försiktighetsprincipen utgå från värsta tänkbara scenario.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Detta examensarbete syftar till att undersöka om lera kan förhindra en spridning av klorerade lösningsmedel ned till grundvattnet samt vid vilka hydrogeologiska förhållanden som lera har störst potential att vara tätande. Det övergripande målet med arbetet är dock att bidra till att tydliggöra definitionen av och förbättra kunskapsläget om tätande jordlager på SGU. Detta görs genom en litteraturstudie och en jämförande fallstudie med ett antal förorenade områden där lerans betydelse för förorenings-spridningen analyseras. Genom att analysera spridningsvägarna i respektive område samt utvärdera lerlagrets skyddande förmåga strävar studien efter att besvara frågeställningarna;

- Hur kan förekomsten av ett lerlager inverka på spridningen av klorerade lösningsmedel i ett förorenat område?
- Hur ska de hydrogeologiska förhållandena på platsen se ut för att leran ska vara tätande?
- Går det att se ett samband mellan lerbeförekomst och spridningsbild vid jämförelsen av de olika områdena?

Med lerbeförekomst menas lerans läge, formation och mäktighet.

2 BAKGRUND

2.1 TÄTANDE JORDLAGER

Under hösten 2011 gjordes en litteraturstudie på SGU kring begreppet tätande jordlager och hur det definieras i olika sammanhang. Undersökningen visade att de definitioner som används baseras på parametrar som mäktighet, hydraulisk konduktivitet, jordart och transporttid och att de ofta innefattar en kombination av flera parametrar. Litteraturstudien omfattade bland annat SGUs egna rapporter och remissutlåtanden samt andra myndigheters och länders sårbarhetsanalyser och liknande utredningar. De flesta dokument nämnde lermäktigheten som en viktig parameter i utvärderingen av ett jordlagers tätande förmåga. Åsikter kring vid vilken mäktighet som lera anses tätande varierade dock mellan 2 och 15 m (Bovin och Vikberg, 2012).

Vägverket (1995) menar till exempel att naturligt skydd i form av täta jordar bör utnyttjas och att studier kring var täta lager finns bör ingå i miljökonsekvensbeskrivningen. De menar att täta jordar som lera, silt eller moränlera kan utgöra ett naturligt skydd mot föroreningsspridning redan vid 2 m mäktighet. Förutom mäktigheten och grundvattenytans djup under marken diskuteras vattnets strömningshastighet genom lerlagret och strömningens riktning. Om tiden för vertikal strömning mellan föroreningsskällan och grundvattnet är mer än 10 dygn anses till exempel grundvattnet skyddat mot föroreningar. Om området är ett utströmningsområde anses grundvattnet alltid skyddat (Vägverket, 1995).

Miljöstyrelsen i Danmark baserar sin definition av grundvattenskydd i huvudsak på lermäktighet. Gott skydd definieras som minst 10 m marin lera alternativt 30 m moränlera eller om tryckförhållandet i magasinet ligger över markytan, det vill säga vattnet strömmar uppåt mot markytan. Litet eller inget skydd definieras som områden med mindre än 5 m glacial eller marin lera, alternativt mindre än 15 m moränlera, utan inverkan från tryckförhållandena (Miljøstyrelsen, 2000). Danmarks Miljøstyrelses definition grundar sig bland annat på en studie där ett stort område med mycket varierande lermäktighet undersöktes. Lerlagrets mäktighet i olika delar av området jämfördes med grundvattenkemin på samma plats. Studien visade att om mer än hälften av de övre 30 m jord består av lera utgör jordlagren ett naturligt skydd mot nitrat och andra vanligt förekommande föroreningar i Danmark (Thomsen m.fl., 2004). I Danmark har man även gjort andra storskaliga grundvattenkänslighetsanalyser på detta sätt, baserade på redan existerande data insamlade under det senaste årtiondet. Analyserna har bestått i att på olika sätt jämföra grundvattenkemi, och geokemin med information om jordlager på olika platser och fokus har legat på kväveföroreningar (Hansen och Thorling, 2008). Jämförelserna har gjorts både på enstaka borrhål och hela profiler och studien har visat på tydliga samband mellan lermäktigheten och kväveföroreningar i grundvattnet och jorden.

Definitionen av begreppet tätande jordlager varierar också mycket beroende på i vilket syfte och med vilken utgångspunkt begreppet används (Bovin och Vikberg, 2012). Till exempel är det viktigt att kunna definiera hur lång tid lagret bör kunna skydda grundvattnet mot föroreningar. Naturvårdsverket, genom Johansson och Maxe (1998), tar i sina bedömningsgrunder av grundvattnets sårbarhet hänsyn till två typer av utsläpp: kända

punktutsläpp och areellt utspridda utsläpp. Vid kända punktutsläpp, som till exempel en förorenad mark, är den viktigaste faktorn uppehållstiden i den omättade zonen eftersom det avgör möjligheten till sanering innan föroreningen når grundvattnet. Om minst 5 m lera eller silt ligger mellan utsläppsplatsen och grundvattnet blir transporttiden mer än 1 år och sårbarheten bör klassas som låg. Vid areella utsläpp, exempelvis från jordbruk, är det istället jordlagrens förmåga till fastläggning som är den viktigaste faktorn, vilket i sin tur beror på jordmaterialets specifika yta (Johansson och Maxe, 1998). Vid deponering, som innebär ett långvarigt punktutsläpp av en diffus blandning av föroreningar, måste ett tätt lager hålla tillbaka föroreningarna länge. I avfallsförordningen (2011:927), 19§, definieras en geologisk barriär som ett lager som fördröjer transporten av farligt avfall med minst 200 år och transporten av icke farligt avfall med minst 50 år.

Det bör beaktas att ett jordlager aldrig kan vara helt tätt, oberoende av kringliggande miljö eller tidsfaktorn (Johansson och Maxe, 1998). För att man ska kunna säga att ett jordlager utgör ett fullkomligt skydd mot föroreningar krävs antingen att föroreningarna i sig är nedbrytbara eller att tillförseln av föroreningar avlägsnas så att möjliga adsorptionsplatser inte riskerar att mättas.

2.2 SPRIDNING AV FÖRORENINGAR

Spridningen av föroreningar till grundvatten är en komplex process som beror på en rad faktorer, kopplade till både hydrogeologi och markkemi samt föroreningarnas egenskaper. Vid undersökning av föroreningsspridning är det därför vanligt att en konceptuell modell upprättas. Den konceptuella modellen används som utgångspunkt vid efterkommande planering av provtagningsstrategi, analys eller transportmodellering (Brömssen m.fl., 2006). Enligt Espeby och Gustafsson (1998) finns tre olika konceptuella synsätt; advektivt-dispersivt flöde, stokastiskt-advektivt flöde och preferentiellt flöde. Med advektivt-dispersivt flöde menas att spridningen sker homogent, på bred front och att hastigheten är genomgående densamma i jordprofilen. Det stokastiskt-advektiva synsättet är mer komplext och tar även hänsyn till att hastigheten har stor variation i rummet. Det preferentiella synsättet grundar sig i det advektiva-dispersiva men beaktar att transporten kan gå betydligt snabbare i enskilda punkter i jordprofilen, till exempel i sprickor eller ledningar. De olika transportmekanismerna förklaras närmare i avsnitt 4.3.

Trots att grundvattenmodellering på senare år har utvecklats som verktyg för att beskriva mer komplexa och heterogena jordar, dominerar fortfarande det advektiva-dispersiva synsättet vid beräkning av föroreningstransport. Ofta bortses till exempel från jordens heterogenitet då spridningsmöjligheterna till grundvattnet analyseras (Brömssen m.fl., 2006). Anledningen är förmodligen brist på kunskap och data samt att det ofta visar sig mer kostnadseffektivt att avlägsna föroreningsskällan än att göra en avancerad riskbedömning som inkluderar beräkningar av föroreningsspridningen. De laborativa studier som undersökt transporthastigheter i jorden har heller inte tagit hänsyn till jordens heterogenitet (Espeby och Gustafsson, 1998). Det blir då svårt att översätta resultaten i studien från laborativ skala till naturliga förhållanden. Enligt Espeby och Gustafsson (1998) är få undersökningar av föroreningstransport gjorda i fält och kunskapsläget därför bristfälligt. I denna studie görs ett försök att undersöka lerors tätande förmåga i fält.

3 TEORI

Lerans tätande förmåga beror på dess kemiska egenskaper och hydrauliska konduktivitet. Även de kemiska egenskaper som klorerade lösningsmedel besitter påverkar möjligheten att de tränger igenom leran. Information om grundvatten, lera och klorerade lösningsmedel och deras transportmekanismer sammanfattas därför i teoriavsnittet.

3.1 GRUNDVATTEN

SGU har i sina bedömningsgrunder för grundvatten definierat fem olika grundvattenmiljöer utifrån olika geologi (Sveriges Geologiska Undersökning, 2013a):

1. Kristallin berggrund.
2. Sedimentär berggrund.
3. Morän och svallsediment.
4. Isälvsavlagringar.
5. Morän och isälvs sediment under lera och andra kohesionsjordar.

Isälvsavlagringar, alltså miljö 4 och 5, är de miljöer som har störst potential att innehålla stora mängder uttagbart grundvatten. SGUs lokalkarterade grundvattenmagasin med betydande uttag finns oftast belägna där. Skillnaden mellan miljö 4 och 5 är att den senare endast består av slutna akviferer. Grundvattenmiljö 3 har en annan karaktär. Vattnet ligger ytligare och har kortare uppehållstid än i isälvsavlagringar och har en något mindre uttagsmängd. Magasinen är ofta mer lämpade för enskilda, mindre vattentäkter. I denna studie behandlas framförallt grundvattenmagasin i jord varför magasin 1 och 2 inte diskuteras närmare.

En akvifer definieras enligt Grip och Rodhe (1994) som en geologisk bildning innehållande grundvatten i en sådan mängd att det kan utvinnas. Jordlager bestående av sand och grus anses vara de mest produktiva akvifererna (Domenico och Schwartz, 1998). I Sverige är de allra flesta akviferer öppna, det vill säga grundvattenytan sammanfaller med grundvattenzonens övre gräns (Grip och Rodhe, 1994), men i områden under höga kusten linjen är även slutna akviferer vanliga. En slutet akvifer är till exempel en sandjord som överlagrats med lera. Leran innehåller då ofta grundvatten utan att i sig tillhöra grundvattenmagasinet. Grundvattenytan i en sluten akvifer definieras som den piezometriska tryckhöjden, vilket innebär den höjd vid vilken vattnet i ett observationsrör i akviferen ställer sig. Vid artesiska förhållanden ligger trycknivån över markytans nivå (Grip och Rodhe, 1994).

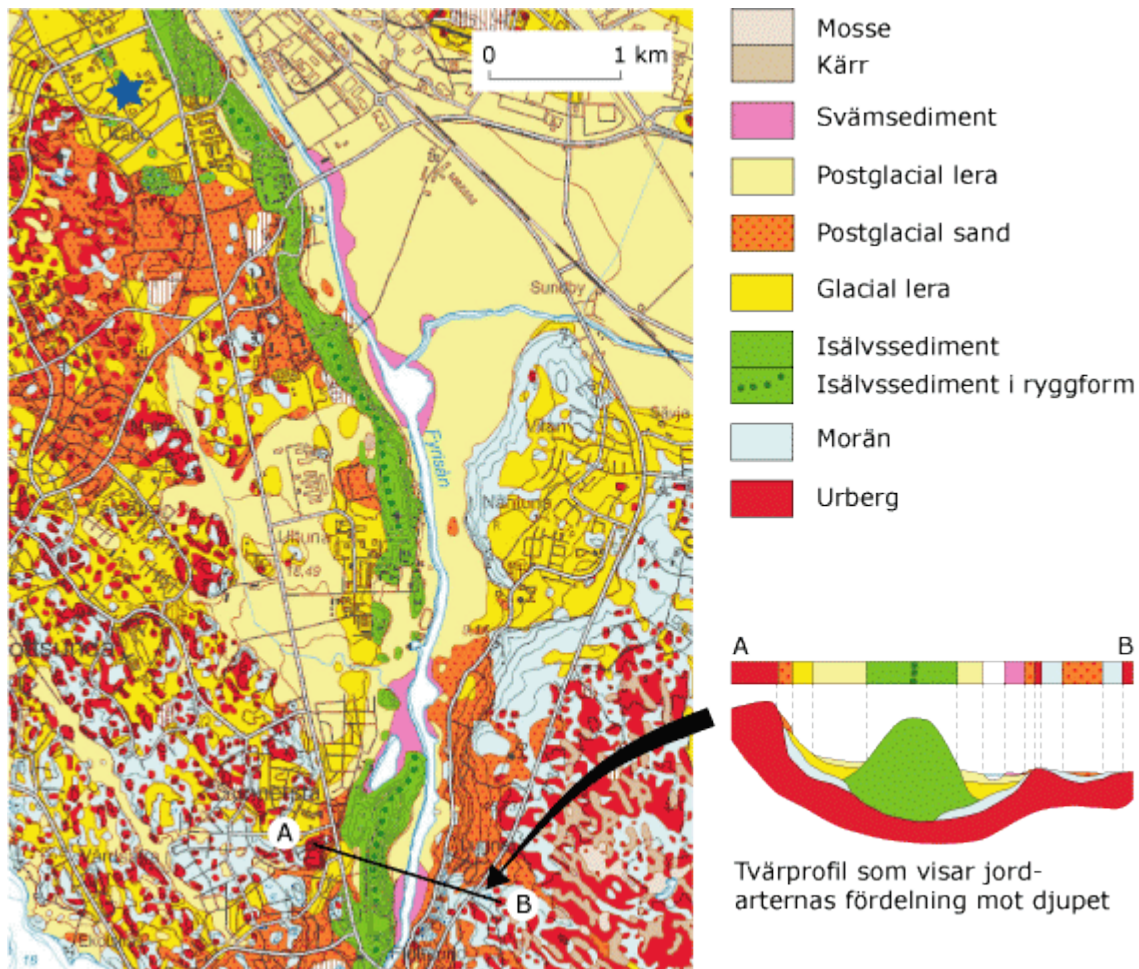
3.2 LERA

Med lera avses jordarter som innehåller mer än 15 % ler, det vill säga mineralpartiklar med en diameter mindre än 2 μm (Eriksson m.fl., 2005). Leror delas ofta in i grupper baserade på lerhalten eftersom leret i sig sätter stark prägel på jorden. I Sverige består de allra flesta lerorna av illit (Larsson, 2008). Lerpartiklarna är vanligtvis flata och finns ibland enskilda men oftast i aggregat vilka ger leror dess struktur. Strukturen har stor inverkan på lerans egenskaper. Lerors struktur varierar inte bara med lerhalt utan beror också på lermineral, avsättningsmiljö och belastningshistoria (Larsson, 2008). Leror med hög lerhalt som bildats under långsam sedimentation får till exempel en mycket öppen struktur med stora aggregat

och stora porer. Leror i Sverige får dessutom stark struktur på grund av regelbunden frysning och torkning (Messing, 1989). Man brukar skilja mellan lättlera, mellanlera och styv lera (Eriksson m.fl., 2005). Lättlera definieras som leror innehållande 15-25 % ler, där resten utgörs av mo eller mjäla. Om lerhalten kommer upp i 25-40 % blir definitionen istället mellanlera. Styva leror innehåller 40-60 % ler och deras egenskaper är direkt relaterade till den höga lerhalten. Den resterande mängden mo och mjäla har därför inte någon större betydelse i styva leror. En styv lera kan ibland omformas till en mellanlera i de övre lagren på grund av att leret slammats upp och transporteras nedåt till underliggande jordlager.

I Sverige finns lera i princip endast under högakustlinjen (HK) och den har bildats antingen under eller efter den senaste istiden. Den *glaciala leran* bildades under det att isen drog sig tillbaka då de minsta partiklarna transporterades med isälvarna långt ut från iskanten och avsattes på det som då var havsbotten (Sveriges Geologiska Undersökning, 2013b). Glaciala leror kan variera i lerhalt och är ofta varviga då tjocka, ljusa lager avsattes under sommaren och mörkare tunna lager med hög lerhalt avsattes under vintern. Oftast är de äldre, djupare jordlagren grövre och kan till och med innehålla mo och sandränder. I sluttningar och nära rullstensåsar kan dessa leror varvade med grövre avlagringar komma upp i dagen. De högsta lerhaltarna och mest homogena lerorna finns istället i djupa dalgångar (Eriksson m.fl., 2005). Generellt är lerlagren också som mäktigast i dalgångar och tunnats ut längre upp i sluttningarna (Figur 1).

Nära kusterna och på låga nivåer i landskapet är de glaciala lerorna ofta överlagrade av *postglaciala leror*. Dessa har bildats efter det att isen dragit sig tillbaka och består av omlagrade glaciala leror som svallats upp vid stränderna och avsatts på större djup. De postglaciala lerorna är generellt mindre mäktiga och innehåller mer organiskt material men mindre kalcit än de glaciala lerorna (Eriksson m.fl., 2005). Lerhalten är oftast densamma som för de postglaciala lerorna i regionen. Under landhöjningen har också isälvsavlagringar och morän svallats och lagrats om till så kallat *svallsediment* eller *svallavlagringar*. Svallningen har gjort att grövre material ofta finns insprängt i leran i sluttningarna invid rullstensåsar (Vägverket, 1995).



Figur 1. Hur en jordartskarta kan tolkas samt hur jordarterna ofta ser ut på djupet i en tvärprofil. © Sveriges geologiska undersökning. Med tillstånd.

3.3 LERANS PERMEABILITET

Ett lerlagers genomsläpplighet beskrivs av dess hydrauliska konduktivitet eller permeabilitet. Permeabilitet (k) är oberoende av den passerande vätskans egenskaper och är endast ett mått på jordens förmåga att leda vätska eller gas. Om hänsyn tas till vätskans egenskaper (viskositet och densitet) kallas måttet på genomsläpplighet istället hydraulisk konduktivitet (Larsson, 2008). Konduktiviteten (K) ökar med vätskans tyngd, det vill säga densiteten (ρ) multiplicerat med gravitationen (g), och minskar med dess dynamiska viskositet (μ) enligt ekvation 1 (Larsson, 2008).

$$K = k \cdot \frac{\rho g}{\mu} \quad (1)$$

Permeabiliteten har enheten [m^2] till skillnad från den hydrauliska konduktiviteten mäts i [m/s]. När det gäller vattnets strömning genom jorden kan den hydrauliska konduktiviteten beräknas med Darcy's lag (Ekvation 1) som relaterar vattenföringen (Q) genom en viss area (A) till hydraulisk konduktivitet (K) och den hydrauliska gradienten ($\frac{\partial \phi}{\partial x}$) (Grip och Rodhe, 1994).

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{\partial \phi}{\partial x} \quad (2)$$

Darcy's lag innebär att ju högre konduktivitet desto lägre gradient behövs för att transportera vätskan med en viss hastighet. Permeabiliteten och i sin tur den hydrauliska konduktiviteten ökar snabbt med porstorleken vilket till stor del beror på jordpartiklarnas storlek. Den hydrauliska konduktiviteten för några olika jordarter visas i Tabell 1.

Tabell 1. Hydraulisk konduktivitet för olika jordarter (Espeby och Gustafsson, 1998).

Material	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
Fingrus	10^{-1} - 10^{-3}
Grovsand	10^{-2} - 10^{-4}
Mellansand	10^{-3} - 10^{-5}
Grovsilt	10^{-5} - 10^{-7}
Morän	10^{-6} - 10^{-9}
Lerig morän	10^{-8} - 10^{-11}
Lera	$<10^{-9}$

Om jorden är skiktad eller leran har så kallad parallell eller strömningsstruktur, då samtliga mineralkorn vridit sig åt samma håll, kan den hydrauliska konduktiviteten variera med riktning och vara betydligt högre horisontellt jämfört med vertikalt. Svallning kan också ha stor påverkan på den hydrauliska konduktiviteten i moränjordar, speciellt i horisontalled (Espeby och Gustafsson, 1998). Konduktiviteten minskar oftast med djupet, dels för att svallningens effekter minskar och dels för att jorden blir mer packad. En jord kallas *homogen* om konduktiviteten är densamma i alla punkter och *isotrop* ifall konduktiviteten är densamma i alla riktningar. Motsatserna kallas *heterogen* respektive *anisotrop* (Espeby och Gustafsson, 1998).

Även om lera teoretiskt sett har en hydraulisk konduktivitet på mindre än 10^{-9} m/s har aggregatbildning, sprickor och skiktningar i jorden stor inverkan på genomsläppligheten. I de övre lerlagren bildas ofta så kallad *torrskorpelera* där sprickor uppkommit genom uttorkning, tjälning eller vittring (Larsson, 2008). Denna företeelse är vanligast i de övre jordlagren och minskar med djupet. I en lerjord finns ofta en övre *torrskorpehorisont* följt av en *såplerehorisont* (Eriksson m.fl., 2005). Den senare är konstant vattenmättad och har därför färre sprickor. Eftersom jordar med högre lerhalt har en benägenhet att svälla och krympa mer, är sprickbildningen som störst i styva leror och blir också mer permanent (Espeby och Gustafsson, 1998). Makrostrukturen hos leror innehållande mycket silt är svagare och slammar ofta igen (Eriksson m.fl., 2005). Sprickor kan också uppkomma kring rötter, stenar eller mänskliga objekt som penetrerat leran. Rötter förekommer generellt ner till ett djup av 4-5 m (Larsson, 2008). Hydraulisk konduktivitet bestämd i laboratorium är därför ofta missvisande och det verkliga värdet i de övre jordlagren är betydligt högre än det uppmätta värdet (Larsson, 2008). Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har sammanställt empiriska data från cylinderprov från 2392 olika jordar utspridda runt om i Sverige. Messing (1989) har utifrån databasen tagit fram samband mellan den hydrauliska konduktiviteten och den effektiva porositeten, det vill säga den totala porositeten minus vattenhalten vid fältkapacitet, för olika typer av leror. De uppmätta hydrauliska konduktiviteter som Messing (1989) bygger

sin studie på varierar över ett mycket stort intervall (Tabell 2). Den största variationen i hydraulisk konduktivitet hittas hos de styvaste lerorna eftersom sprickor lättare uppkommer i dessa leror (Messing, 1989). Värdena i Tabell 2 är tagna från figurer där Messing (1989) visar hur den hydrauliska konduktiviteten (K_s) varierar med vattenhalt.

Tabell 2. Variationen i hydraulisk konduktivitet för de 2392 cylinderprov från Sverige (Messing, 1989).

Lertyp	K_s (mm/h)	K_s (m/s)	K_s (m/år)
Lättlera (15-25%)	0,0005 – 100	$0,14 \cdot 10^{-9} - 0,28 \cdot 10^{-4}$	0,004 – 880
Mellanlera (25-40%)	0,008 – 500	$2,24 \cdot 10^{-9} - 1,4 \cdot 10^{-4}$	0,07 – 4420
Styv Lera (40-60%)	0,005 – 900	$1,4 \cdot 10^{-9} - 2,52 \cdot 10^{-4}$	0,04 – 7100
Mycket styv lera (>60%)	0,002 – 1000	$0,56 \cdot 10^{-9} - 2,8 \cdot 10^{-4}$	0,017 – 8830

3.4 KLOREDADE LÖSNINGSMEDELS EGENSKAPER OCH ANVÄNDNING

Klorerade lösningsmedel är klorerade alifatiska kolväten (CAHer), och således uppbyggda av öppna kolkedjor där en eller flera av väteatomerna har bytts ut mot klor. CAHer kännetecknas av att de är hydrofoba, där vattenlösligheten minskar med antalet kloratomer, och flyktiga, det vill säga har högt ångtryck. Klorerade lösningsmedel tillhör också gruppen ”Dense Non Aqueous Phase Liquid” (DNAPL) vilket betyder att de kan förekomma som egen fri organisk fas och har högre densitet än vatten (Naturvårdsverket, 2007). Klorerade lösningsmedel har en unik förmåga att tränga in i olika medier vilket gör dem effektiva vid avfettning. Det medför dock att de är svåra att stänga in och att läckage från industrier till jord och grundvatten inte är ovanliga. Därtill är klorerade lösningsmedel kemiskt stabila och därför svårnedbrytbara i naturen (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Flera av de klorerade lösningsmedlen har också visat sig vara cancerframkallande och toxiska för bland annat lever och njurar (Sterner, 2003).

Den klart största förbrukningen av klorerade lösningsmedel kommer från verkstadsindustrin och kemtvättsbranschen. Sedan 1995 är de flesta klorerade lösningsmedel förbjudna i Sverige, dock finns undantag och vissa ämnen används fortfarande under kontrollerade former (Naturvårdsverket, 2007). Några av de vanligast förekommande klorerade lösningsmedlen och deras huvudsakliga användning presenteras i Tabell 3.

Tabell 3. Sammanställning över klorerade lösningsmedel som använts i Sverige (Naturvårdsverket, 2007) .

Benämning (Förkortning)	Synonymer	Huvudsaklig användning
Tetrakloreten (PCE)	Per, perkloretylen	Kemtvätt
Triklöreten (TCE)	Tri, triklöretylen	Metallavfettning, tidig kemtvätt
1,1,1-Trikloreten (TCA)	1,1,1 metylkloroform	Metallavfettning, lim mm.
Tetraklormetan (CT)	Koltetraklorid, tetra, perklorometan	Lösnings- och extraktionsmedel, klortillverkning
Triklormetan (CF)	Kloroform	Lösnings- och extraktionsmedel, laboratoriekemikalie
Diklormetan (DCM)	Metylenklorid	Färgindustri, läkemedelstillverkning
1,1,2-Triklortriflouretan (CFC113)	-	Elektronikindustri, kemtvätt
Triklorflourmetan (CFC11)	-	Kemtvätt
Pentaklorflouretan (CFC111)	-	Kemtvätt

3.5 SPRIDNINGEN AV KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

Transporten av klorerade lösningsmedel är komplicerad och sker oftast i så kallat tvåfasflöde (Espeby och Gustafsson, 1998). Eftersom klorerade lösningsmedel är svårösliga i vatten kan de spridas dels löst i grundvattnet och dels som en separat vätska i fri fas. Eftersom föroreningarna är tyngre än vatten sjunker den fria fasen ofta vertikalt genom jord och grundvatten eller genom enskilda punkter i jorden, så kallade *preferentiella flödesvägar*. Eftersom klorerade lösningsmedel är flyktiga kan de även spridas i gasfas (Naturvårdsverket, 2007). Spridningen med porluften kan vara betydande i ytliga skikt men sker endast i den omättade zonen.

3.5.1 Advektion, dispersion och sorption

Löst i grundvattnet kan klorerade lösningsmedel spridas långa sträckor genom advektion och med inverkan av dispersion (Naturvårdsverket, 2007). Advektionen är alltså direkt kopplad till grundvattenströmningen och beror därför på jordens hydrauliska konduktivitet. I genomsläppliga jordar har plymer av km-längd konstaterats. Dispersionen blandar om och sprider ut föroreningsplymen (Espeby och Gustafsson, 1998). Effekten kommer av att jorden är heterogen vilket bidrar till att olika flödesvägar ger olika transporttid. I en mycket heterogen jord kan dispersionen bli väsentligt och transporten av föroreningar genom jorden blir mer utdragen än i en mer homogen jord. Det innebär att det går snabbare för de lägsta koncentrationerna att tränga igenom en homogen jord men att föroreningstoppens transport inte förändras märkvärt.

Spridningen fördröjs genom sorption som vanligtvis är liten, men kan bli betydande i täta jordlager med hög organisk halt (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Enligt Naturvårdsverket (2007) är sorptionen till fast fas direkt kopplad till halten organiskt material

i marken. Enligt Cwiertny och Scherer (2010) har sorption av organiska ämnen i jorden de senaste två årtiondena visat sig mer omfattande än man först trodde. Både adsorption och absorption, dels till organiskt material och dels till mineralpartiklar, anses vara viktiga mekanismer vid fastläggningen av klorerade lösningsmedel i marken. Fördröjningsfaktorer på mellan 2 och 5 har uppmätts i olika studier (Cwiertny och Scherer, 2010). Det bör dock beaktas att jordens förmåga till fastläggning minskar med tiden eftersom den successivt mäts med föroreningar. Detta leder till att spridningshastigheten ökar med tiden (Vägverket, 1995). Finkorniga jordar med låg genomsläpplighet har ofta hög sorptionskapacitet i och med att de har hög organisk halt och stor specifik yta.

3.5.2 Spridning i fri fas

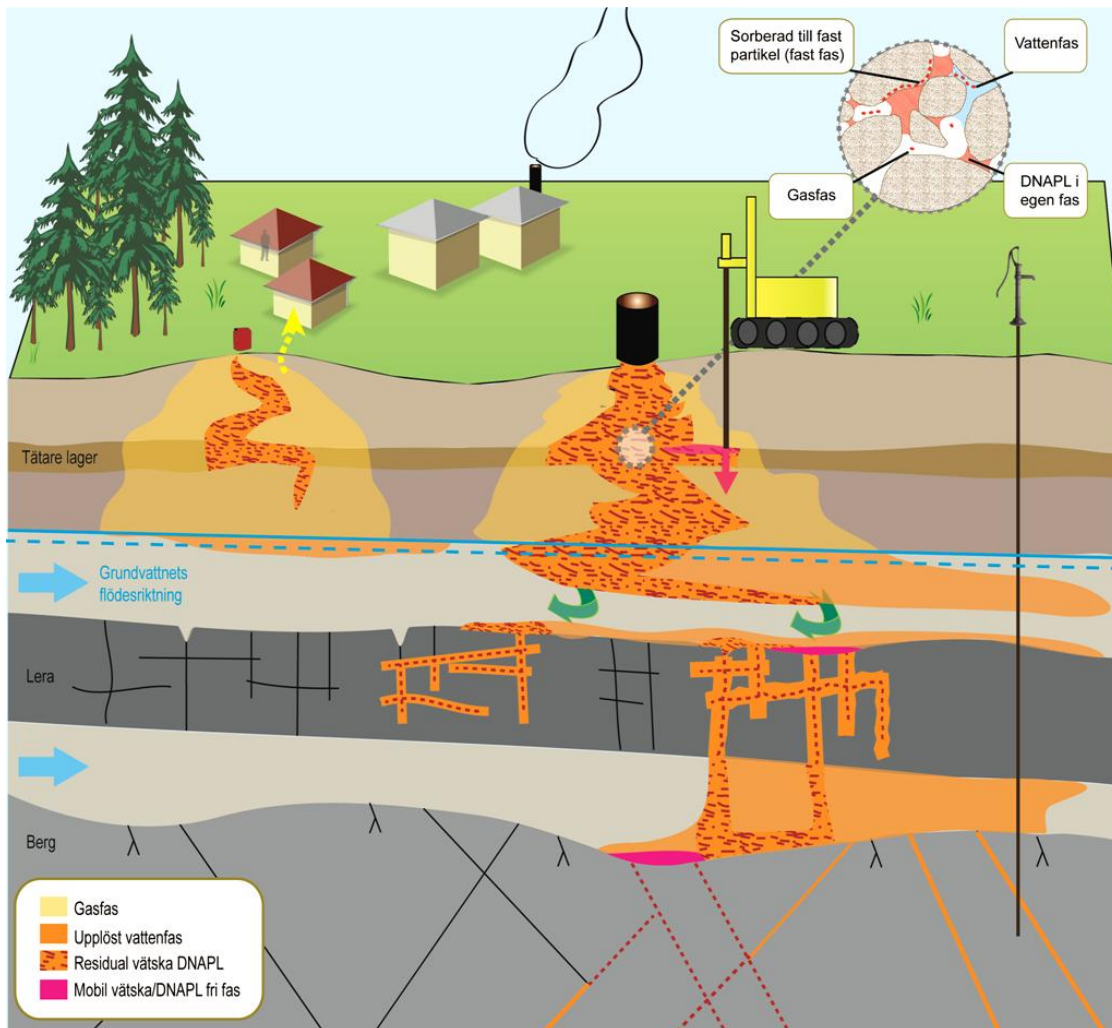
Om tillräckligt mycket klorerade lösningsmedel finns i marken och koncentrationen överstigit mättnadsgraden kan föroreningen förekomma och spridas som *fri fas*. Lösligheten i vatten för några olika kloreter visas i Tabell 4. För samtliga kloreter är lösligheten större än 1 500 mg/l och detsamma gäller klormetanerna förutom tetraklormetan som har en löslighet på 757 mg/l (USEPA, 2000). Det är möjligt att vid en undersökning missa själva källområdet och att föroreningar kan finnas i fri fas även om uppmätta koncentrationer ligger under lösligheten. En tumregel enligt Naturvårdsverket (2007) är att det förekommer klorerade lösningsmedel i fri fas uppströms i jorden om grundvattenprov visar på halter av storleksordningen 5 % av lösligheten eller mer.

Tabell 4. De vanligaste kloreternas löslighet i vatten (mg/l), samt lösligheten i vatten omräknat till $\mu\text{mol/l}$ (modifierat från USEPA, 2000).

Ämne	Löslighet i vatten (mg/l)	Löslighet i vatten ($\mu\text{mol/l}$)
Tetrakloreten	150	905
Triklloreten	1 100	8370
1,1-Dikloreten	2 250	23200
cis-Dikloreten	3 500	36100
trans-Dikloreten	6 300	64980
Vinylklorid	1 100	17610

Eftersom klorerade lösningsmedel i fri fas har högre densitet än vatten sprider de sig ned genom jorden med gravitationen och stannar först då de kommer till ett tätare skikt som till exempel berg eller lera (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Där bildas pölar av fri fas när föroreningarna ackumuleras. Om den täta ytan lutar ändrar spridningen riktning och sprids gravitmetriskt längsmed ytan. Klorerade lösningsmedel i fri fas kan därmed spridas i motsatt riktning mot grundvattenströmningen. I jordar med skiktad lagerföljd, som till exempel svallsediment, kan den horisontella spridningen över ett tätare lager vara relativt omfattande (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Dock är det inte heller ovanligt att klorerade lösningsmedel leds av via sprickor i berg och lera och de kan på så sätt snabbt tränga mycket djupt ned i jorden (Figur 2). Även markförlagda installationer som penetrerar annars täta geologiska formationer är en vanlig spridningsväg för klorerade lösningsmedel i fri fas (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a).

Den del av föroeningen i fri fas som blir kvar i jorden efter att den fria fasen passerat, fasthålls av kapillära krafter och kallas *residual*. Om jordlagret är tillräckligt mäktigt och tätt samtidigt som föroreningsvolymen är begränsad kan hela den fria fasen immobiliseras som residual (Naturvårdsverket, 2007). Föroeningen kan endast evakueras från porerna genom upplösning i genomströmmande vatten eller avdunstning i porluften (Espeby och Gustafsson, 1998).



Figur 2. Spridningsvägar för klorerade lösningsmedel (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Med tillstånd.

3.5.3 Diffusion

Då grundvattenflödet är svagt kan föroeningstransport med diffusion bli betydande. Enligt Sale och Newell (2010) kan klorerade lösningsmedel spridas genom lågpermeabla lager med diffusion och långsam advektion. I en fallstudie från USA visades att spridningen av trikloreten (TCE) genom en akvitard bestående av ostörd, glacial lera var diffusionsdominerad. Trots en hög grundvattengradient var inverkan av advektion minimal och på 35-45 år hade lösningsmedlen som längst tagit sig 5 m ned i akvitarden (Parker m.fl., 2004). Även tidigare studier har visat att föroeningstransport genom diffusion inte kan ignoreras ifall leran saknar sprickor (Johnson m.fl., 1989). Sale och Newell (2010) beskriver

opåverkade lerlager som uppstoppande eftersom den primära spridningen därigenom sker genom diffusion. Dock påpekar de att opåverkade lager är mycket ovanliga, speciellt nära markytan där utsläpp vanligen sker. Föroreningar som diffunderat in i lågpermeabla lager kan ge en utdragen föroreningsbelastning eftersom också diffusionen ut ur det lågpermeabla lagret tar lång tid (Sale och Newell, 2010). Det som driver och bestämmer hastigheten på diffusionen ut ur de lågpermeabla lagren är borttransporten och nedbrytningen av föroreningar lösta i grundvattnet. Heterogena jordlager med lågpermeabla skikt och linser varvade med mer genomsläppligt material ökar möjligheten till utdragna föroreningsbelastningar då de lågpermeabla områdena först stoppar föroreningsspridningen för att sedan verka som en sekundär källa (Sale och Newell, 2010).

Transport av lösta, icke reaktiva ämnen i mark kan beskrivas med den så kallade advektions-diffusionsekvationen (Ekvation 3). Denna version av ekvationen beskriver endimensionell transport i en riktning (x).

$$\frac{dc}{dt} = D^* \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + v_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3)$$

där C är den lösta koncentrationen som varierar med tiden (t) (Domenico och Schwartz, 1998). v är vattnets genomsnittliga hastighet och genom riktigt svår genomsläppliga lager kan denna sättas till 0, vilket innebär att diffusion och dispersion är de enda möjliga transportmekanismer. D^* är den effektiva diffusionskoefficienten i poröst medium ifall dispersionen ignoreras. Diffusionen i markens porsystem blir något mindre än diffusion i fritt vatten eftersom molekylernas måste ta mer slingriga vägar mellan jordpartiklarna (Ekvation 4).

$$D^* = D_w \cdot \omega \quad (4)$$

där ω är en dimensionslös korrigeringsfaktor som beror av porsystemets tortuositet (slingrighet) och jordens vattenmättnad. Den vattenmättade korrigeringsfaktorn är empiriskt framtagen och varierar mellan 0,01 och 0,5 (USEPA, 2000). Ju högre en jords tortuositeten är desto lägre blir den vattenmättade korrigeringsfaktorn. Sorterade jordar har enligt Jonasson m.fl. (2007) lägre tortuositet än osorterade. D_w är den ämnesspecifika, molekylära diffusionskoefficienten för diffusion i fritt vatten. Den beror på det diffunderande ämnets kemiska egenskaper. Den ungefärliga molekylära diffusionskoefficienten för tetrakloreten (PCE) är $5,61 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (USEPA, 2014).

3.5.4 Källområde och plym

Vid tal om utbredningen av föroreningar i ett förorenat område är det vanligt att man skiljer på *källområde* och *plym*. Med *källområde* menas det område där föroreningen förekommer i fri fas eller som residual. Ofta är det beläget nära utsläppsplatsen, högt upp i jordlagren, men ett källområde kan också utgöras av residual en bit längre ned i jorden (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Från källområdet matas resterande delar av området under markytan med föroreningar, genom både grundvattnet och porluft. *Plymen* är det område, ofta större och med lägre koncentration än källan, dit föroreningen spridits. I plymen förekommer föroreningar

lösta både i grundvattnet och i porluften. Även föroreningar som diffunderat in i finare jordlager eller berggrund räknas till plymen (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a).

3.5.5 Nedbrytning

Nedbrytningen av klorerade lösningsmedel kan vara både biologisk och abiotisk, beroende på tillgången på syre, redox-förhållandet och förekomsten av aktiva mikroorganismer. Den vanligaste typen av nedbrytning är anaerob reduktiv deklorering där kloratomerna succesivt byts ut mot väte (Naturvårdsverket, 2007). Högre klorerade lösningsmedel såsom tetrakloreten (PCE) omvandlas stegvis till trikloreten (TCE), varefter dikloreten (DCE) och tillslut vinylklorid (VC) bildas. Det slutliga steget i nedbrytningen innebär fullständig deklorering då VC bryts ned till etengas. Dock är nedbrytningshastigheten ofta förhållandevis låg i områden förorenade med klorerade lösningsmedel (Naturvårdsverket, 2007).

3.6 PROVTAGNINGSMEDIER OCH METODER

Naturvårdsverket (2007) uppmanar till större eftertanke vid undersökning av områden förorenade med klorerade lösningsmedel än andra vanligt förekommande jord- och grundvattenföroreningar. Den komplexa spridningsbilden gör undersökningarna svåra och risken för mobilisering av klorerade lösningsmedel vid provtagning och borring är stor. Förutom lokalisering av källan bör jordlagren och därmed möjliga spridningsvägar undersökas.

Vid undersökning av mark som förorenats av klorerade lösningsmedel bör en blandning av provtagningsmedier och metoder som kan komplettera varandra användas. Koncentrationen i *grundvattnet* kan variera mycket i nära anslutning till källområdet men en bit ifrån källan kan ett prov ge en relativt representativ bild av koncentrationen i hela föroreningsplymen (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Svenska Geotekniska Föreningen (2011a) anser ändå att det är värdefullt att ta grundvattenprov på flera nivåer i nära anslutning till källan, eftersom klorerade lösningsmedel där kan sprida sig vertikalt i fri fas och man på så sätt kan hitta föroreningstoppar. För att säkert kunna påvisa föroreningar i grundvattnet rekommenderas också att intagsfiltret placeras i övergången mellan ett genomsläppligt och ett tätt lager. Provtagning på djupare lager bör dock ske med försiktighet eftersom det finns risk att skapa preferentiella flödesvägar.

Koncentrationen i *jord* har däremot ofta en stor rumslig variation och analysen kan bli svår om inga andra provtagningsmedier använts som komplement. Det är lätt att underskatta föroreningssituationen i en jordprofil eller helt missa föroreningarna om endast jordprov används. Jordprov kan däremot komma till användning vid bedömning av föroreningsmängden i källområdet eller jordens fasthållande förmåga (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Provtagning i provgrop rekommenderas inte eftersom klorerade lösningsmedel är flyktiga.

Ett tredje vanligt förekommande provtagningsmedium är *porgas*. En fördel med porgasmätningar är att de mätinstrument som finns tillgängliga kan användas direkt på plats, i fält. PID (fotojoniseringsdetektor) detekterar förekomsten av organiska, flyktiga ämnen, som till exempel klorerade lösningsmedel (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011b). Det är en relativ metod där alla föroreningar som har en joniseringspotential mindre än lampans

joniseringsenergi detekteras. Instrumentet mäter alltså den totala halten joniserade gasmolekyler. Svenska Geotekniska Föreningen (2011b) rekommenderar att inga jämförelser görs mellan PID-mätningar på olika platser eftersom provtagningen påverkas för mycket av miljöförhållandena på platsen och hanteringen av prover. En annan provtagningsmetod för porgas som lämpar sig bra för klorerade lösningsmedel är en såkallad MIP-sond (Membrane Interface Probe) som förs ned genom de förorenade jordlagren och samtidigt värmer upp föroreningarna (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Efter att de förångats och förts upp till ytan kan de mätas med olika indikationsinstrument. Vid undersökningar används både MIP och PID ofta som en metod för att bestämma var i området jord och grundvattenprover bör tas för analys på laboratorium.

4 METODER

Detta examensarbete bygger på noggranna studier av ett antal utvalda förorenade områden. Studieobjekt i form av förorenade områden där klorerade lösningsmedel påvisats i jordlagren valdes ut utifrån ett antal kriterier. Alla områden var belägna inom 750 m från ett grundvattenmagasin, magasinen var överlagrade av lera och utredningsprocessen hade kommit längre än till förstudien. Data lagrades sedan in i SGUs databaser, bearbetades och användes på nya sätt i olika analyser. Alla borrhål i de utvalda områdena illustrerades på likadana sätt, lermäktigheten vid varje provtagningsplats beräknades och koncentrationen klorerade lösningsmedel relaterades till provtagningsdjupet. För att kunna bedöma den dominerande transportmekanismen beräknades också den teoretiska diffusiva transporten.

4.1 URVALET AV STUDIEOBJEKT

För studiens genomförande behövdes ett antal studieobjekt i form av förorenade områden. Dessa områden valdes utifrån följande kriterier:

- Klorerade lösningsmedel finns påvisade i jordlagren eller grundvattnet på platsen.
- Området är beläget på eller inom en radie av 750 m från ett avgränsat grundvattenmagasin enligt SGUs lokala grundvattenkartering.
- Grundvattenmagasinet är överlagrat med lera med dokumenterad mäktighet.
- Utredningsprocessen bör ha kommit längre än till förstudien.

SGU har inskrivet i sin myndighetsinstruktion att bidra till att delmålen om efterbehandling av förorenade områden inom miljö kvalitetsmålet Giffri miljö nås, delvis genom arbetet med förorenad mark. SGU ansvarar för områden där staten har ett eget verksamhetsutövaransvar så kallade *statligt förorenade områden (SFO)* och för områden där ansvarig verksamhetsutövare saknas. För de senare söker SGU medel enligt bestämmelserna i bidragsförordningen (2004:100), dessa områden benämns *bidragsfinansierade objekt (BFO)*. Resterande förorenade områden står under länsstyrelsernas ansvar. Urvalsprocessen utgick från SGUs SFO och BFO samt från förorenade områden i åtta olika län i Sverige. De insamlade data innehöll bland annat koordinaterna för varje område och på så vis kunde dataseten importeras i ArcMap och omvandlas till *shape-filer*.

Urvalet utgick endast från de områden där kemtvättar eller verkstadsindustrier varit den förorenade verksamheten. Till att börja med utvaldes, med hjälp av ArcGIS metod *selection*, alla områden belägna inom 750 m från ett av SGUs lokalkarterade och avgränsade grundvattenmagasin (Sveriges Geologiska Undersökning, 2014b). Dessa områden studerades sedan mer ingående med avseende på platsens jordart. I första hand valdes de platser som var belägna på någon form av finsediment enligt SGUs jordartskarta, det vill säga områden som definierades som *Lera (glacial)*, *Lera (postglacial)*, *Lera-Silt (postglacial och glacial)*, *Lergyttja–Gyttjelera*, *Älvsediment* eller *Svallsediment* (Sveriges Geologiska Undersökning, 2014c). Vid osäkerheter, eller då finsediment fanns i omgivningarna men inte direkt under området, studerades lagerföljder och dokumentation från SGUs databaser *Brunnsarkivet* och *Jordlagerföljder*. Rapporter från de områden som ansågs lämpliga och uppfyllde ovan nämnda kriterier kunde sedan efterfrågas från respektive tillsynsmyndighet. Endast objekt där

utredningen kommit så långt att den innefattade en förstudie eller mer ansågs innehålla tillräckligt med information. Områden som inte behövde åtgärdas eller undersökas vidare efter förstudien antogs innehålla för låga koncentrationer klorerade lösningsmedel för att ingå i studien. En del områden valdes bort i ett senare skede, i vissa fall på grund av att provtagningar gjorts endast i de ytliga jordlagren och i andra fall på grund av bristande information om jordlagerföljder.

Slutligen återstod sju stycken förorenade områden från fem län utspridda i Sverige. Områdena har valt att kallas Enköpingstvädden (Enköping), Bodentvädden (Boden), Matadorverken (Halmstad), Nymansbolagen (Uppsala), ABL Lights (Linköping), IVT Industrier (Katrineholm) och Scan (Uppsala). Områdesbeskrivningar finns i avsnitt 5.

4.2 INLAGRING AV DATA

Alla tillgänglig data lades in i SGUs hydrogeologiska parameterdatabas (HPAR) för att möjliggöra enkel hantering av data i projektet och underlätta vid framtida projekt där dessa data kan komma att användas. HPAR hade inför projektet utökats med två tabeller i så kallat *Interlab-format* för att även kunna lagra analysresultat från jord och grundvattenprov. För varje provtagningsplats dokumenterades vilket studieobjekt som punkten tillhörde och vilken organisation som utfört undersökningen samt koordinaterna för platsen i koordinatsystemet SWEREF99TM. I de fall inga koordinater fanns tillgängliga i rapporten togs de fram genom geo-referering i ArcGIS. I HPAR dokumenterades även jordlagerföljder för samtliga provtagningsplatser då sådana fanns tillgängliga.

Om en förorening detekterats på ett område lades alla analysresultat för denna förorening in i HPAR, även koncentrationer lika med noll eller under detektionsgränsen. Detta gjordes för att kunna se koncentrationsförändringar inom området, om koncentrationen till exempel minskar till under detektionsgränsen med djupet. De exakta koordinater där prover tagits på de olika områdena kallas hädanefter för *provtagningsplatser*. Om en förening blivit undersökt men inte hittats på någon provtagningsplats inom området lades den inte in i HPAR. Även provets djup i m under markytan dokumenterades då informationen fanns tillgänglig. Om ett prov tagits mellan två nivåer i ett borrhål lades medelvärdet in som djup. Detsamma gäller prover tagna i grundvatten där intagsfiltret hade en viss längd. Djupet under markytan dokumenterades då som mitten av filtret. På vissa provtagningsplatser hade prover tagits på flera nivåer och dessa lagrades som olika *provpunkter* på samma *provtagningsplats*.

4.3 ANALYS AV DATA

För att underlätta jämförandet av olika områden och olika provpunkter transformerades detekterade föroreningar till enheten mol/liter för grundvattenprov respektive mol/kg torrsubstans (TS) för jordprov genom att dividera viktkoncentrationen med molvikten för respektive ämne (Tabell 5). Efter transformationen kunde alla föroreningar i varje provpunkt summeras till ett värde. Vid förekomst av prov tagna i samma punkt vid olika datum beräknades ett medelvärde. Tidsperspektivet i denna studie är så pass stort att förändringen i koncentration över ett par månader ansågs negligerbart. I de fall proverna var tagna i samma punkt men på olika djup under markytan hölls de däremot även i fortsättningen separerade. Klorerade lösningsmedel under detektionsgränsen sattes vid summeringen till 0. Om samtliga

ämnena i en punkt uppmättes till värden under detektionsgränsen märktes dessa punkter ändå ut i olika figurer som klorerade lösningsmedel under detektionsgränsen.

Tabell 5. Förekommande klorerade lösningsmedel i utvalda områden och dess molvikt (USEPA, 2000)

Ämne	Molvikt (g/mol)
Tetrakloreten	165,82
Triklloreten	131,39
Dikloreten	96,94
Vinylklorid	62,47
Eten	28,05
TCA	133,4
DCA	98,96
CF (Triklormetan)	119,38

Även naturvårdsverkets generella riktvärden för PCE och TCE i jord samt gränsvärden för dricksvatten enligt livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (*LIVSFS 2005:10*) transformerades från viktkoncentrationer till molkoncentrationer (Tabell 6).

Tabell 6. Naturvårdsverkets generella riktvärden för Känslig markanvändning (KM) och Mindre känslig markanvändning (MKM) i enheten mol/kg TS (Naturvårdsverket, 2009).

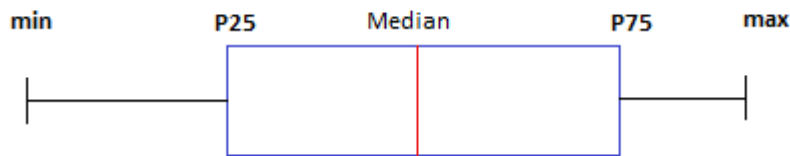
Ämne	Jord KM ($\mu\text{mol/kg TS}$)	Jord MKM ($\mu\text{mol/kg TS}$)	Dricksvatten ($\mu\text{mol/l}$)
Tetrakloreten (PCE)	2,4	7,2	0,06
Triklloreten (TCE)	1,5	4,6	0,076

4.3.1 Lermäktighet

De olika områdenas totala lermäktighet beräknades i Excel. På varje provtagningsplats summerades mäktigheten av samtliga lerlager. Oavsett om leran fanns som ett enda lager eller i flera tunnare skikt beräknades en total lermäktighet för varje provtagningsplats. Eftersom borrhjupet skiljde sig mellan olika provtagningsplatser inkluderades endast de hål som gick ned till förmodat vattenförande lager eller berg. Vid *Matadorverken* gjordes ett undantag eftersom de djupaste borrhålen endast gick ned till 30 m djup, men avståndet ned till det undre vattenförande lagret var mer än 30 m. Borrhål som gick ned till 20 m eller längre inkluderades i diagrammet medan de grundare borrhålen fick exkluderas. Vid *Bodentvätten* gick endast tre borrhål ned i det underliggande grundvattenmagasinet. Eftersom tre borrhål inte räcker för att illustrera lermäktigheten på valt sätt behölls även de borrhål som avslutades mitt i leran och resultatet från Bodentvätten bör därför diskuteras med försiktighet.

Lermäktigheterna i respektive område plottades sedan i programmet Matlab med funktionen *boxplot*. En boxplot sammanfattar information i siffror med hjälp av fem värden; medianen, undre kvartilen (q_1) och övre kvartilen (q_3) samt min och maxvärdet (Figur 3). Kvartilerna definieras som den 25e och 75e percentilen. Den 25e percentilen (P_{25}) är det gränsvärde som ligger så att 25 % av värdena i en grupp ligger under gränsvärdet och 75 % över. Detsamma gäller för den 75e percentilen (P_{75}) fast där ligger 75 % av värdena över detta gränsvärde, och 25 % under. Boxen i diagrammet rymmer alltså den mittersta hälften av alla värden. De linjer

som sträcker sig utanför boxen går ut till min och maxvärdet om det inte förekommer avlägsna utliggare.



Figur 3. Illustration av boxplot.

4.3.2 Avbildning av borrhål

Jämförelsen av områdena underlättas av det faktum att de illustreras på samma sätt. För att få en visuell bild över hur lagerföljderna ser ut i de olika områdena har borrhålen plottats i Excel (se figurer i avsnitt 6.2). Ett jordlager märktes i figurerna ut genom att en punkt sattes vid lagrets undre nivå. Den utmärkta jordarten finns då från den utmärkta punkten och ovanför, upp till nästkommande punkt. Information om jordlagerföljderna var hämtade från tidigare resultat och rapporter.

Även koncentrationer i olika storleksordningar märktes ut i figuren. För att få en bild av hur föroreningarna spridit sig och hur koncentrationerna varierade inom området gjordes en relativ uppdelning i tre grupper. Detta ansågs mer relevant än att jämföra koncentrationerna med ett exakt gränsvärde. Föroreningsmängden skiljde sig nämligen mycket mellan de olika områdena och en sådan indelning hade riskerat att samtliga koncentrationer i ett område hamnade till exempel under gränsvärdet, vilket hade försvårat jämförelsen av områdena. Den relativa indelningen baserades på 75e och 25e percentilen. Koncentrationer $\leq P_{25}$ räknades som *låga*, koncentrationer $> P_{25}$ och $\leq P_{75}$ räknades som *medelstora* och koncentrationer $> P_{75}$ räknades som *höga*. De tre grupperna visas i figurerna genom olika stora markörer (se figurer i avsnitt 6.2). Höga koncentrationer är alltså inte detsamma i de olika områdena. Percentilerna presenterades därför också i en tabell där de jämfördes med naturvårdsverkets generella riktvärden (Tabell 6). På så sätt får man en tydligare bild av i vilka områden koncentrationerna är så höga att det förekommer en risk men kan samtidigt analysera skillnader i koncentration, och därigenom spridningsvägar, inom ett område.

4.3.3 Koncentrationen som funktion av djupet

För alla provpunkter som hade ett dokumenterat djup plottades den totala koncentrationen klorerade lösningsmedel som funktion av djupet. Detta gjordes för både grundvattenprov och jordprov, var för sig. Syftet med analysen var att se om föroreningstransporten bromsats upp av jordlagren och koncentrationen därför kunde ses minska med djupet. Dessutom undersöktes förekomsten av pölar, där föroreningar stoppats upp i sin transport nedåt och ackumulerats.

För att få en bra bild av provpunkternas geografiska placering och dess inverkan på resultatet identifierades de provtagningsplatser där de högsta koncentrationerna detekterats genom att dessa märktes med individuella symboler (se grafer i avsnitt 6.2).

4.3.4 Teoretisk diffusiv transport

För att kunna bedöma när diffusion har varit den dominerande spridningsmekanismen och när andra snabbare transportmekanismer såsom advektion eller spridning i fri fas måste ha spelat in beräknades den teoretiska vertikala diffusionen av PCE vid ett antal tider. Tiderna sattes till 1, 5, 10, 30, 50, 100 och 200 år efter det att utsläppet av föroreningar skett. Beräkningarna utgick från advektions-diffusionsekvationen (ekvation 3), som löstes analytiskt. Föroreningskällan antogs konstant, det vill säga den minskade inte med tiden, och profilen antogs fri från föroreningar vid tiden 0. Vattnets hastighet genom profilen sattes sedan till 0 vilket gav den analytisk lösning till advektions-diffusionsekvationen (ekvation 5) (Domenico och Schwartz, 1998).

$$\frac{C(x,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \cdot [1 - \operatorname{erf}(\beta)] \quad (5)$$

där C_0 är den konstanta koncentrationen vid källan, $\operatorname{erf}(\beta)$ är ett mått på den statistiska utbredningen kring C och beskrivs av ekvation 6.

$$\operatorname{erf}(\beta) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \cdot \int_0^\beta e^{-\beta^2} d\beta \quad (6)$$

β kan beräknas enligt ekvation 7.

$$\beta = \frac{x}{2\sqrt{D^*t}} \quad (7)$$

där x är avståndet från föroreningskällan. Den effektiva diffusionskoefficienten (D^*) beräknades utifrån ekvation 4 (se avsnitt 3.5.3). Diffusionskoefficienten togs fram med hjälp av USEPAs online-verktyg för platsspecifika beräkningar och multiplicerades sedan med korrigeringsfaktorn. Eftersom korrigeringsfaktorn är osäker och det gjordes två olika beräkningar, en med $\omega=0,01$ och en med $\omega=0,05$ vilka är de yttre gränserna för variationen.

Kvoten C/C_0 plottades sedan mot avståndet från föroreningskällan för att se hur långt bort från källan de djupast detekterade föroreningarna teoretiskt sett borde finnas efter ett visst antal år, om transporten skett endast med diffusion. Om föroreningskällan antas utgöras av fri fas kommer koncentrationen i grund- och markvatten i anslutning till källan vara detsamma som lösligheten för de klorerade lösningsmedlen, till exempel 905 $\mu\text{mol/l}$ för PCE. Det skulle innebära att koncentrationen måste spädas ut drygt 15 000 gånger för att komma under livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten, det vill säga koncentrationskvoten måste komma under $6,63 \cdot 10^{-5}$. Därför valdes att visa koncentrationskvoten i logaritmisk skala. Den diffusiva transporthastigheten kunde sedan jämföras med den verkliga spridningen i de olika områdena. Utsläppet av föroreningar antogs ha pågått sedan verksamheten startades, fram tills det att undersökningarna gjordes på platsen.

4.3.5 Sammanfattande frågeformulär

Slutligen formulerades ett antal frågeställningar kring spridningsbilden i de olika områdena. Svaren kan ses som ett sammanfattande resultat baserat på de data som sammanställts enligt ovan beskrivna metod samt tidigare undersökningar. Frågorna som ställdes är:

1. Var i området har föroreningarna hittats?
2. Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?
3. Hur djupt ned har föroreningar detekterats?
4. Ungefär hur många m lera har penetrerats?
5. Är koncentrationerna i grundvattnet så höga att föroreningarna borde förekomma i fri fas?
6. Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha spridits genom leran?
7. Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?

Svaren på de första fyra frågorna har baserats på den spridningsbild som presenteras i resultatdelen. Fråga 5, 6 och 7 har krävt en mer samlad bedömning. Vid bedömningen huruvida klorerade lösningsmedel finns i fri fas har utgångspunkten varit Naturvårdsverkets tumregel som säger att det förekommer klorerade lösningsmedel i fri fas uppströms i jorden om grundvattenprov visar på halter av storleksordningen 5 % av lösligheten eller mer. Försiktighetsprincipen har tillämpats och lösligheten för PCE har därför använts vid jämförelsen. PCE har nämligen lägst löslighet av kloreterna. För att veta vilka transportvägar och transportmekanismer som förekommit har information om jordlagerföljder och grundvattenförhållanden beaktats tillsammans med den spridningsbild som presenteras i resultatdelen. Även den teoretiska diffusiva transporten har tagits med i tolkningen. Om diffusiv transport kunnat uteslutas måste andra transportmekanismer ha spelat in. Slutsatser som dragits i tidigare undersökningar har också refererats till i resultatdelen för att kunna besvara fråga 6. För att besvara fråga 7 har framförallt de resultat som visar koncentrationen som funktion av djupet använts tillsammans med bilderna av jordlagerföljderna i borrhålen.

5 UTVALDA OMRÅDEN OCH TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

De utvalda områdena, två nedlagda kemtvättar, fyra verkstadsindustrier och en övrig industri, ligger utspridda i Sverige (Figur 4). Alla områden ligger i stadsmiljö och det är troligt att de övre jordlagren är påverkade av mänskliga aktiviteter.



Figur 4. Utvalda områden. © Lantmäteriet [i2012/921]

Alla områden har undersökts tidigare och resultat och rapporter från undersökningarna har använts i denna studie. Dessa referensrapporter finns listade i Bilaga 1. De tidigare studierna varierar i omfattning, både i antal prov och hur många olika ämnen som undersökts och hittats i mark och grundvatten (Tabell 7). I tabell 8 är de, enligt tidigare undersökningar, mest förekommande ämnena understruken.

Tabell 7. Omfattningen av undersökningarna gjorda i de utvalda områdena.

Områden	Ämnen funna i jord och grundvattenprov (GV)		Antal tagna prov		Maximalt undersökt djup (m)	
	Jord	GV	Jord	GV	Jord/ Porgas	GV
Enköpingstvädden	<u>PCE</u> , TCE, DCE	<u>PCE</u> , TCE, DCE, VC, TCA, DCA, CF, DCM	23	34	13,8	12,5
Bodentvädden	<u>PCE</u> , TCE, DCE, VC	<u>PCE</u> , <u>TCE</u> , <u>DCE</u> , VC, Eten	6	29	8	16,7
Matadorverken	TCE, <u>DCE</u>	TCE, <u>DCE</u> , <u>VC</u> , Eten	2	8	15	4,55
Nymansbolagen	<u>PCE</u> , TCE, DCE, VC	<u>TCE</u> , DCE, VC	4	3	10	10,3
IVT Industrier	-	PCE, <u>TCE</u> , DCE, VC	0	15	4	6,9
ABL Lights	PCE, <u>TCE</u>	PCE, <u>TCE</u> , DCE, VC	6	8	3,7	5,5
Scan	<u>PCE</u> , TCE, VC	<u>PCE</u> , TCE, DCE, VC, TCA, CF	12	13	7,75	11

Samtliga sju av de utvalda områdena ligger dessutom inom 750 m från något av SGUs lokalkarterade grundvattenmagasin, fyra av dem direkt över magasinerna (Tabell 8). Två av dessa magasin, nämligen de vid område Nymansbolagen samt Matadorverken, har dessutom ett *tätande lager ovan magasin* enligt SGUs lokala grundvattenkartering (Sveriges Geologiska Undersökning, 2014b). Områdena ligger alla antingen på lera enligt kartan, eller har lera djupare ned vilken har upptäckts vid studier av tidigare undersökningar (Tabell 8). Bakgrunden till att områdena förorenats är också olika och områdena är olika stora

Tabell 8: Uppgifter om de förorenade områdena.

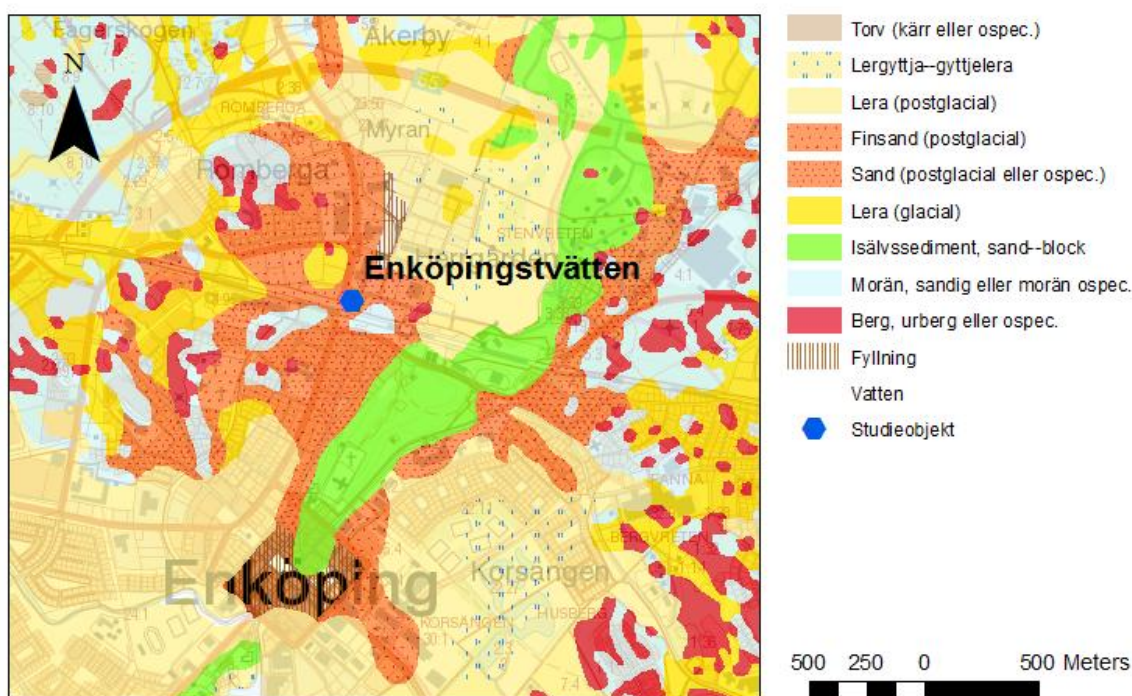
Område	Typ av bransch	Ytlig jordart på området enligt SGUs jordartskarta	Avstånd till karterat magasin (m)	Provtagen area (m ²)
Enköpingstvädden	Kemtvätt	Svallsediment	0	9 900
Bodentvädden	Kemtvätt	Älvsediment	0	33 400
Matadorverken	Verkstadsindustri	Svallsediment	0	6 500
Nymansbolagen	Verkstadsindustri	Postglacial lera	0	2 400
IVT Industrier	Verkstadsindustri	Glacial lera	230	22 100
ABL Lights	Verkstadsindustri	Glacial lera	700	29 800
Scan	Slakteri	Postglacial/ glacial lera	158	16 400

5.1 OMRÅDESBESKRIVNINGAR

5.1.1 Enköpingstvätten

Enköpingstvätten har funnits i Enköping sedan 1962. Tvätten var i bruk fram till 2007 då den gick i konkurs, och klorerade lösningsmedel har använts på platsen i sammanlagt 45 år. År 2004 hittades klorerade lösningsmedel i Munksundets vattentäkt i Enköpingsåsen, belägen 300 m sydöst om Enköpingstvätten (Figur 5). Detta ledde till att Golder Associates fick i uppdrag att undersöka föroreningsituationen i området kring Enköpingstvätten (Golder Associates, 2011). Enligt Golder Associates (2011) har 50 - 1500 ton PCE hanterats på platsen.

Geologin vid område Enköpingstvätten är noggrant utredd av Golder Associates (2011) och jordlagren består till största del av lera, silt och sand i en mycket skiktad formation. Lerans mäktighet varierar inom området men finns generellt, med vissa inslag av sand, i ett 2-3 m mäktigt lager under fyllningen. Därunder finns det mest vattenförande lagret bestående av sand. Grundvatten transporteras även i andra lager bestående av siltig sand och sand med upp till 1 m mäktighet. Vattenföringen är låg direkt under tvätten men ökar i nordostlig riktning då avståndet till åsen minskar och de sandiga lagren blir mäktigare (Golder Associates, 2011). Jorden och grundvattnet på och kring fastigheten Romberga 25:1 har bedömts som grovt förorenat och det är troligt att Enköpingstvätten är källan till föroreningarna som hittats i Munksundet 2004 (Golder Associates, 2011).

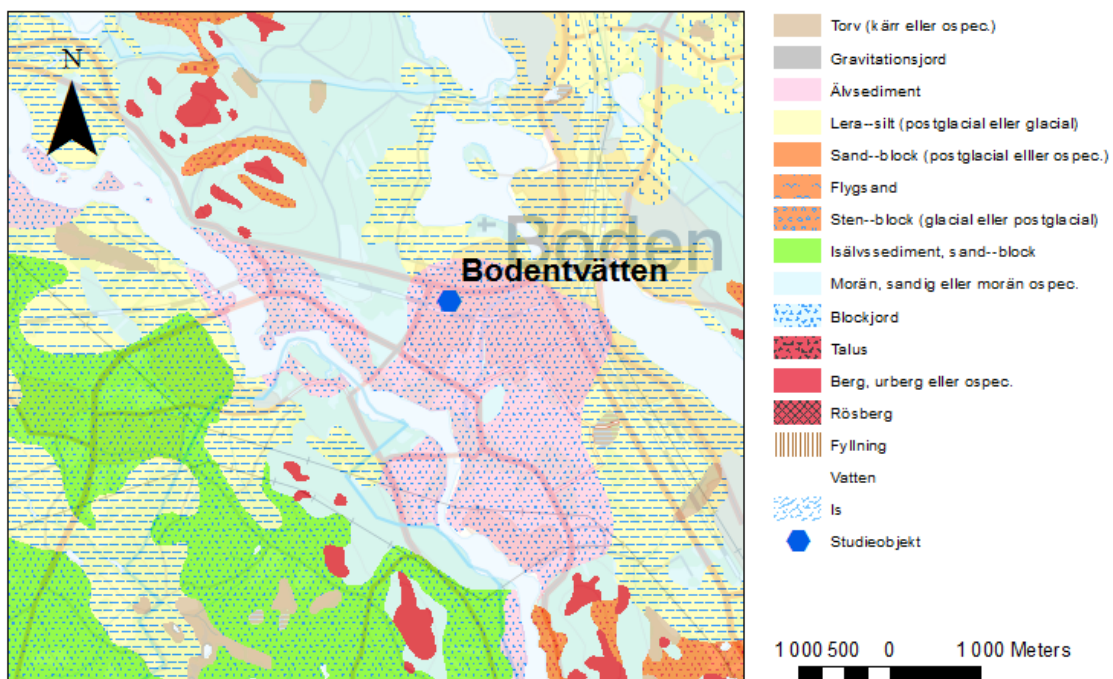


Figur 5. Jordartskarta över området kring Enköpingstvätten. © Lantmäteriet [i2012/921].

5.1.2 Bodentvätten

Statliga Förenade Fabriksverket bedrev tvätteriverksamhet i centrala Boden mellan åren 1948 och 1978 då verksamheten togs över av Norrbottens läns landsting. Tvätten lades ner 1980 och PCE användes som tvättvätska de sista 10 åren. Golder Associates (2010) har uppskattat att ca 400 – 800 ton PCE hanterades på fastigheten under dessa år.

Jordlagren på området består av ett tunt lager fyllning följt av ett genomsläppligt lager i form av silt, sand och siltig sand. Ett 2-3 m mäktigt lerlager ligger under det genomsläppliga lagret på ett djup av 3-4 m. Längst ned i profilen finns en hårt packad morän. Det har visat sig att grundvatten finns i två olika magasin, i friktionsjorden över leran med en grundvattennivå på något meters djup, och ett i moränen under leran från ungefär 7 m djup (Golder Associates, 2010). Strömningarna i det övre magasinet har varit svåra att bedöma, men fastigheten avvattnas troligen i nordostlig riktning (Golder Associates, 2012). För få observationspunkter fanns i det undre magasinet för att Golder Associates (2012) skulle kunna bedöma strömningsriktningen där, men enligt SGUs lokala grundvattenkartering är det undre magasinet sammankopplat med magasinet i isälvsedimentet söder om området (Figur 6). Enligt Golder (2010) är det troligt att grundvattnet strömmar från det övre till det nedre grundvattenmagasinet. PCE utgör den mest förekommande föroreningen men även nedbrytningsprodukter har påvisats i samtliga prov. Anaerob deklorering är trolig i alla provtagna punkter i båda grundvattenmagasinen, dock inte fullständig.

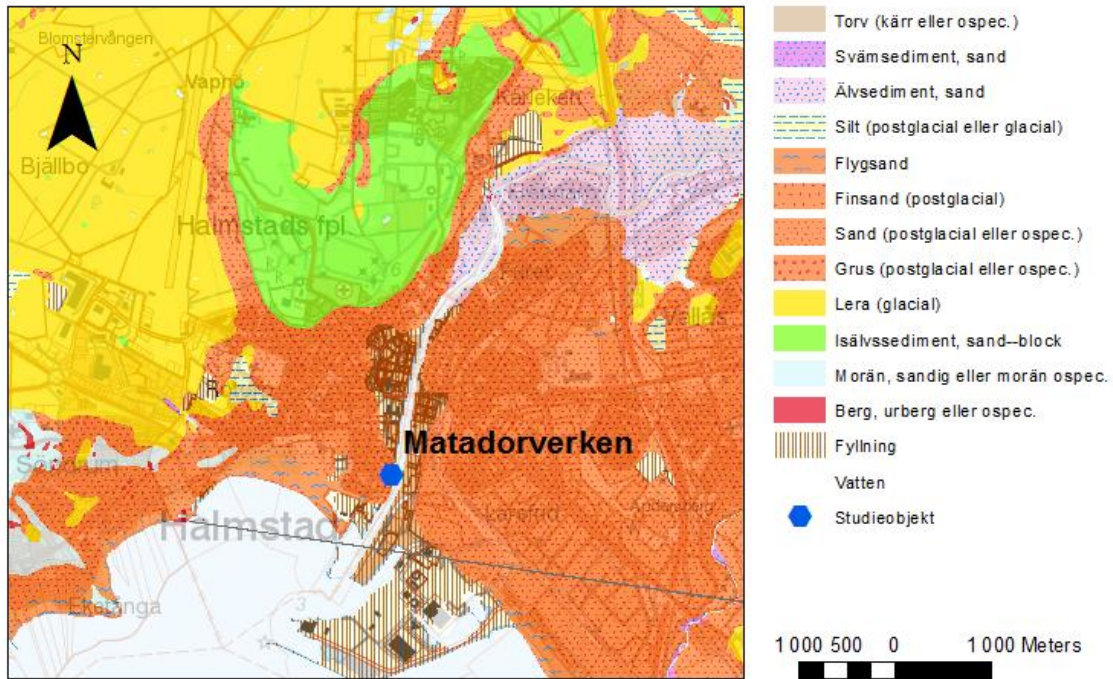


Figur 6. Jordartskarta över området kring Bodentvätten. © Lantmäteriet [i2012/921]

5.1.3 Matadorverken, Halmstad

Matadorverken var verksamma i centrala Halmstad mellan 1927 och 1977. Produktionen av rakblad innebar bland annat avfettning av metaller med TCE (HSB Production AB, 2009). Även andra föroreningar i form av metaller och organiska föreningar hanterades i verksamheten. I och med byggnationer av nya bostäder utförde WSP en miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning 2006 och hittade då halter av klorerade lösningsmedel i grundvattnet.

Jordlagren har undersökts och består överst av 1-2,5 m mäktigt fyllningsmaterial i form av sand. Därunder finns siltig lera i skikt på mellan några decimeter och flera meter. Lerlagren är separerade med sandig silt eller sand, ofta med inslag av snäckskal. På ett djup av ungefär 10 m under markytan upphör förekomsten av sand och silt då den siltiga leran övergår på djupet i lågpermeabel glacial lera (HSB Production AB, 2009). I de siltiga och sandiga skikten är grundvattnet i kontakt med vattendraget Nissan, direkt öster om området och grundvattenytan finns på mellan 1,5 och 1,7 m under markytan (Figur 7). Det är möjligt att variationer i vattenstånden i Nissan kan förändra grundvattnets flödesriktning (HSB Production AB, 2009). Under leran på ett djup av ungefär 40 m under markytan finns ytterligare ett grundvattenmagasin (Brunnsarkivet, 2014, id: 901021360). Trycknivåerna ligger där på 1,05 m vilket betyder att vattnet borde strömma från det undre magasinet till det övre. Det undre magasinet är dock inte provtaget. Vid undersökningarna har det varit svårt att hitta föroreningskällan. Det kan finnas rester av fri fas i den omättade zonen men generellt bedöms de övre jordlagren som rena. På grund av att de flesta föroreningarna hittats i form av nedbrytningsprodukter antas källan till föroreningarna, om den finns i området, vara mycket liten och/eller försvagad (HSB Production AB, 2009).



Figur 7. Jordartskarta över området kring Matadorverken. © Lantmäteriet [i2012/921]

5.1.4 Nymansbolagen, Uppsala

Nymansbolagen var verksamma på denna fastighet i Uppsala i drygt 60 år, mellan 1899 och 1963 (Torefeldth och Rahm, 2013). Verksamheten har bland annat inkluderat hantering av klorerade lösningsmedel i avfettningsmedel som användes till ytbehandling av metaller. Framförallt har TCE använts och läckt ut i jordlagren på platsen.

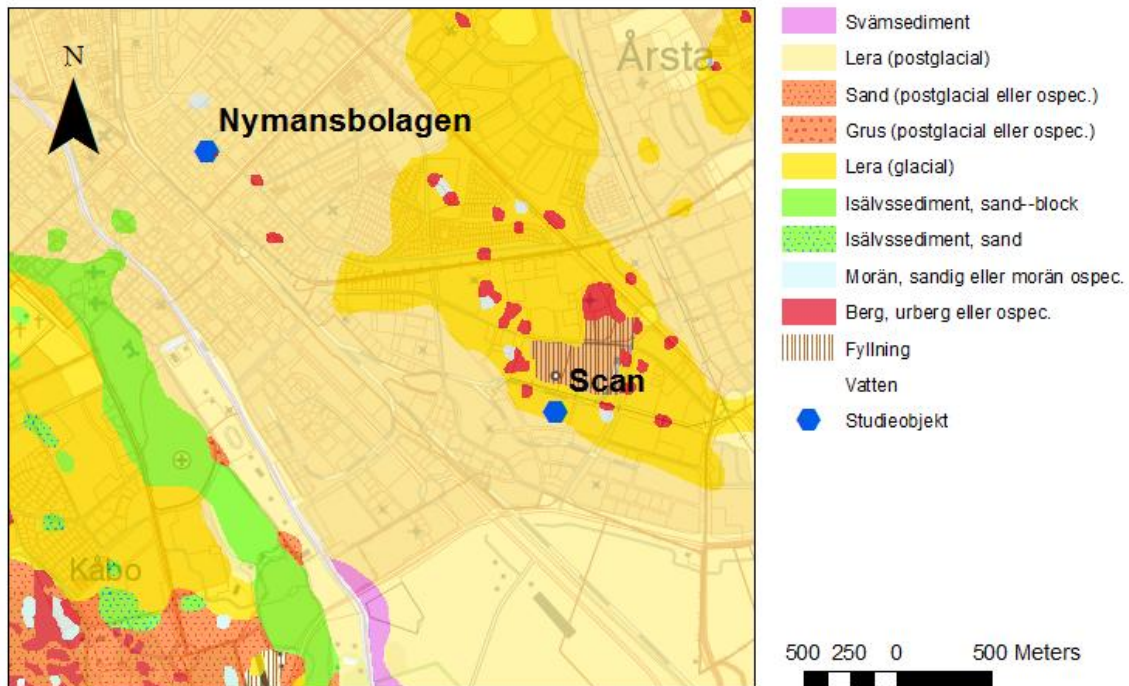
Det översta jordlagret på platsen består av fyllning, därunder följer lera med en mäktighet av mellan 4 och 7 m. Under leran finns morän som bedöms vara det vattenförande lagret. Grundvattenytan låg däremot vid undersökningarna i leran mellan 5,5 och 6 m under markytan. Det genomsläppliga moränlagret står sannolikt i direktkontakt med isälvs materialet i Uppsalaåsen (Torefeldth och Rahm, 2013). Nymansbolagen ligger nordöst om Uppsalaåsen och nordväst om område Scan (Figur 8).

5.1.5 Scan, Uppsala

Scan AB har bedrivit slakteriverksamhet i Uppsala sedan 1950-talet. I destruktionsanläggningen, som var i drift mellan 1960 och 1977, användes PCE i avfettningen. 1973 användes ca 125 ton per år (Frankki och Zandin, 2010). Stora volymer PCE har alltså både lagrats och hanterats på platsen och det är troligt att spill förekommit.

De geologiska förhållandena på område Scan är mycket heterogena. Berggrunden på området lutar kraftigt. Strax norr om fastigheten finns berg i dagen men bergets nivå sjunker och jordlagrens tjocklek över berggrunden ökar åt sydväst, i riktning mot Uppsalaåsen (Frankki och Zandin, 2010). I den sydvästra delen av området överlagras berget av morän, sedan lera och därefter fyllning. Lerans mäktighet minskar från 10 m i sydväst till 0 m i den nordostliga delen. Det finns heller inget grundvatten i jordlagren i den nordostliga delen av området utan vattnets tryckyta finns istället i berget (Frankki och Zandin, 2010). Grundvattnet strömmar

generellt i riktning mot de djupare jordlagren och Uppsalaåsen sydväst om området (Figur 8). Även de genomsläppliga jordlagren varierar i mäktighet och saknas i vissa punkter vilket gör att den lokala grundvattenströmningen kan vara riktad åt ett annat håll (Frankki och Zandin, 2010).



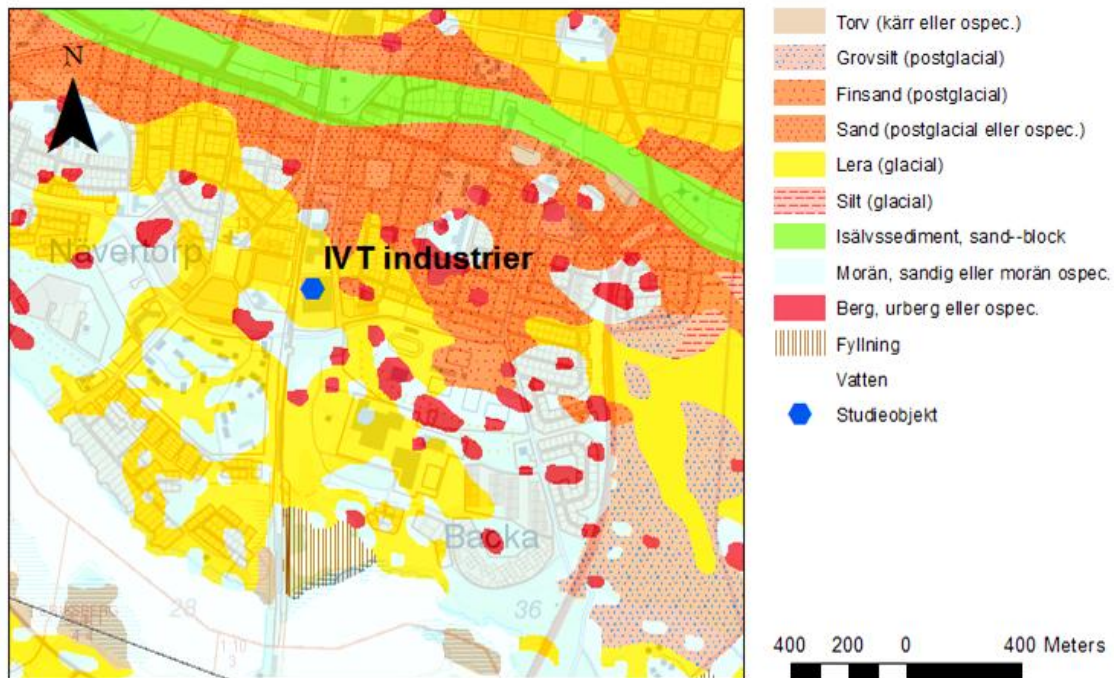
Figur 8. Jordartskarta över området kring Nymansbolagen och Scan. © Lantmäteriet [i2012/921]

5.1.6 IVT Industrier, Katrineholm

Företaget IVT Industrier AB finns i centrala Katrineholm, på en fastighet där det har förekommit industriell verksamhet sedan slutet på 1960-talet då Elektrostandard AB startade upp sin verksamhet på platsen (Engelke, 2007). I verksamheten användes TCE vid avfettning av de tillverkade produkterna och stora kvantiteter har lagrats och hanterats på platsen under ungefär 40 år. 1998 övertog IVT Industrier fastigheten och de klorerade lösningsmedlen togs ur verksamheten.

Jordarterna på fastigheten består överst av 1-2 m fyllnadsmaterial i form av sandigt grus och därunder lera med en mäktighet på 0,6-2,8 m. Under leran finns ett lager med silt ned till berggrund eller ett tätt moränskikt som ligger på ungefär 6 m djup. Det vattenförande lagret bedöms vara silten (Engelke, 2007). Grundvattenytan låg vid undersökningarna 2007 mellan 1,3 m under markytan i de norra delarna av fastigheten och 2,1 m under markytan i de sydöstra delarna. Vid undersökningarna strömmade vattnet i nord-sydlig riktning och enligt Engelke (2007) är Duvelholmsjön, belägen 1 km söder om området, recipienten av grundvattnet (Figur 9). Rullstensåsen som fungerar som dricksvattentäkt för staden ligger norr om området. Engelke (2009) anser att riskerna för spridning från källområdet under

byggnaden till åsen är liten med hänsyn till grundvattenströmningen och den påvisade, relativt kraftiga nedbrytning som påvisats.

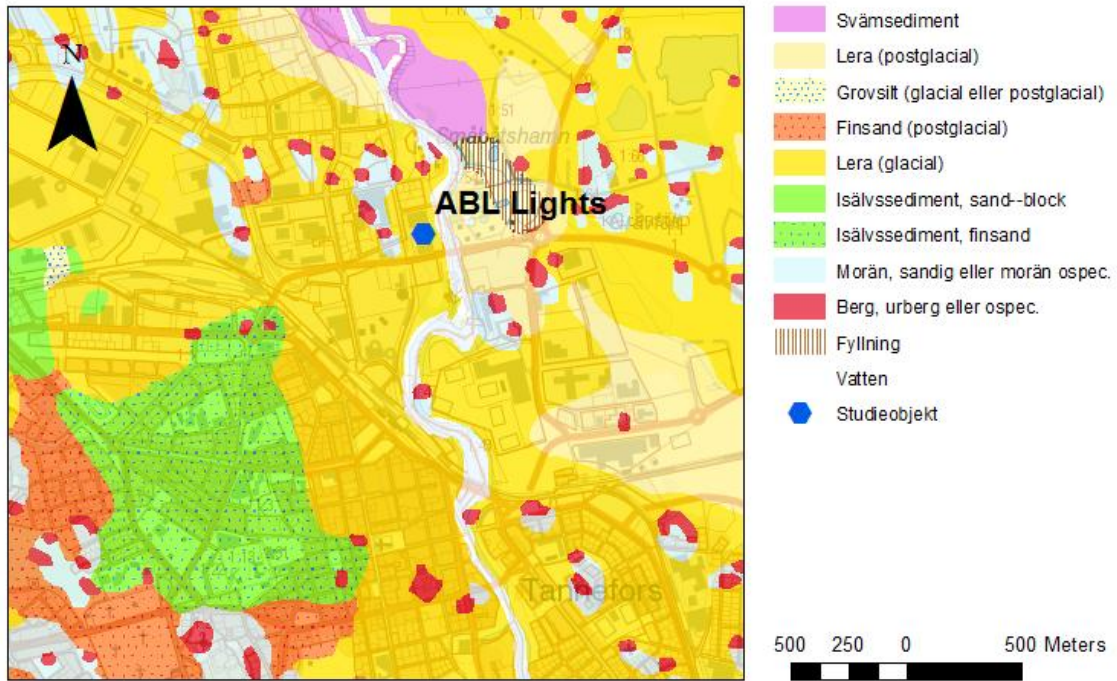


Figur 9. Jordartskarta över området kring IVT Industrier. © Lantmäteriet [i2012/921]

5.1.7 ABL Lights, Linköping

ABL Lights AB (ABL Lights) finns i Linköping sedan 1956. Verksamheten har bestått i produktion av strålkastare och innebar bland annat ytbehandling av metaller där klorerade lösningsmedel och andra föroreningar hanterats (Wadstein, 2011). Under 1980-talet avvecklades de förorenande processerna men då ABL Lights skulle lägga ner sin verksamhet 2011 hittades spår av tidigare verksamheter i form av föroreningar i jord och grundvatten.

Det översta jordlagret på platsen består av fyllningsmaterial med mäktighet av ca 1 m, och ibland djupare. Under fyllningen följer lera och därunder, på mellan 1,5 och 5 m djup, finns morän. Moränlagret tros vara det vattenförande lagret. Grundvattnet bedöms strömma österut mot Stångån, belägen endast 50 m från platsen (Wadstein, 2011) (Figur 10). Vid undersökningarna 2011 varierade grundvattennivåerna mellan 1,5 och 2,9 m under markytan.



Figur 10. Jordartskarta över området kring ABL Lights. © Lantmäteriet [i2012/921]

6 RESULTAT

Koncentration och lermäktighet varierar både mellan och inom områdena. Därför presenteras först data från samtliga områden i sammanställande tabeller och diagram vilket möjliggör för en jämförelse mellan områdena. Därefter visas resultaten från beräkningen av den teoretiska diffusiva transporten som används vid bedömningen av vilka mekanismer som bidragit till spridningen av föroreningar. Den sista delen av resultatet visar spridningsbilden i ett område i taget och innehåller också en del tolkningar kring transportvägar och transportmekanismer.

6.1 PRESENTATION AV DATA

Koncentrationerna av klorerade lösningsmedel ligger över livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten i samtliga områden och koncentrationerna varierar över ett relativt stort intervall inom de flesta områden (Tabell 9). Samtliga områdena har en mediankoncentration på runt 1 $\mu\text{mol/l}$ eller mindre. Maxkoncentrationerna varierar mer och i de flesta områden har dessa hittats i enskilda punkter, det vill säga spridningen i koncentration mellan området varierar stort. Område Enköpingstvädden, Bodentvädden, Matadorverken och IVT Industrier är de områden som har de högsta maxkoncentrationerna uppmätta i grundvattnet. I dessa områdena är koncentrationerna större än 45 $\mu\text{mol/l}$ (5 % av lösligheten) för PCE, vilket indikerar förekomst av fri fas. Vid framförallt IVT Industrier är skillnaden markant mellan maxkoncentrationen och P_{75} . Område Nymansbolagen, ABL Lights och Scan har lägre maxkoncentrationer och därför också en mindre variation i koncentration mellan olika provtagningspunkter. Det område där de lägsta maxkoncentrationerna har uppmätts i grundvattnet är Nymansbolagen.

Tabell 9. Totala koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet i respektive område. Min, median och max samt 25e och 75e percentilen (P_{25} och P_{75}). Koncentrationer som ligger över Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten är understrukna. Koncentrationer under detektionsgränsen har markerats med ud.

Område	Totalkoncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet ($\mu\text{mol/l}$)				
	Min	P_{25}	Median	P_{75}	Max
Enköpingstvädden	0,01	<u>0,09</u>	<u>1</u>	<u>10</u>	<u>314</u>
Bodentvädden	ud.	<u>0,16</u>	<u>0,83</u>	<u>17</u>	<u>553</u>
Matadorverken	0,004	<u>25</u>	<u>155</u>	<u>223</u>	<u>306</u>
Nymansbolagen	0,00	0,03	<u>0,06</u>	<u>0,31</u>	<u>0,56</u>
IVT Industrier	ud	0,001	0,03	<u>0,16</u>	<u>363</u>
ABL Lights	ud	0,04	<u>0,19</u>	<u>4,48</u>	<u>8,37</u>
Scan	0,002	0,05	<u>0,30</u>	<u>0,56</u>	<u>6,36</u>

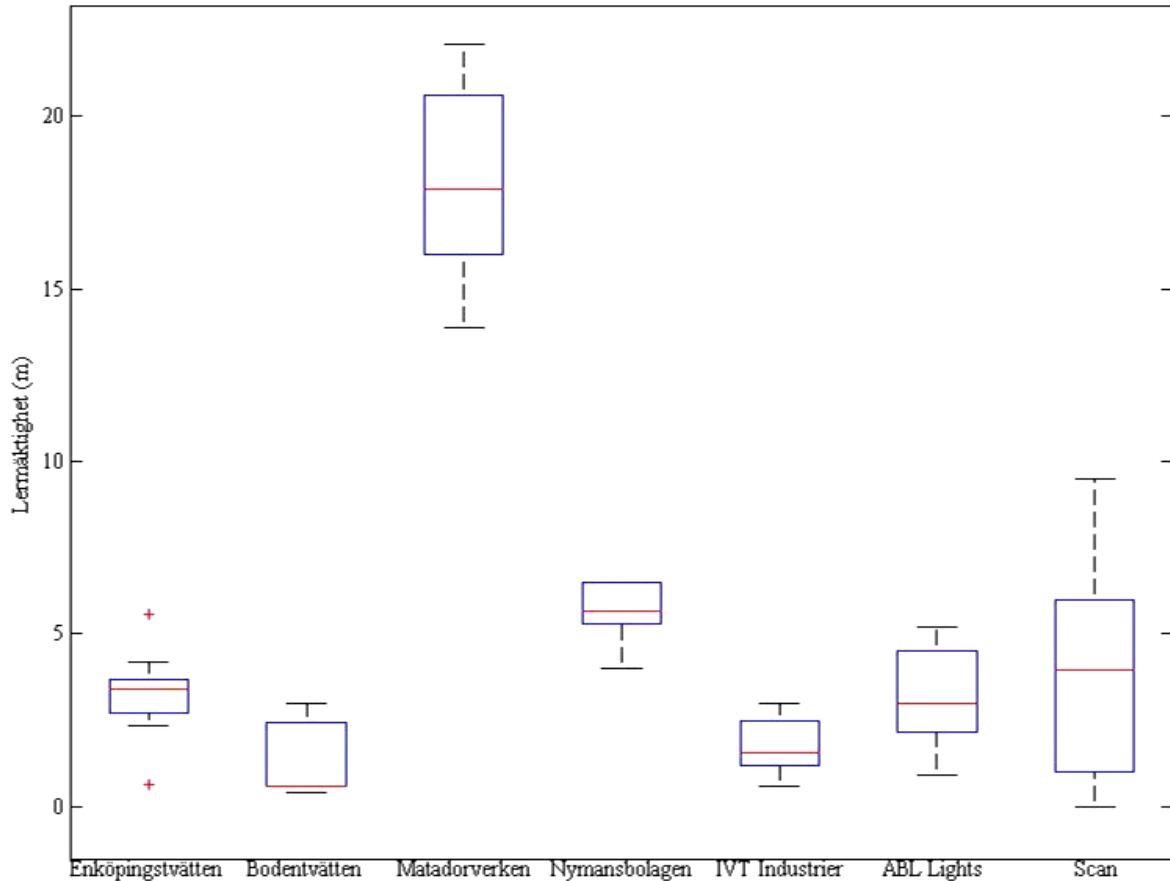
Samtliga områden i studien, förutom IVT Industrier, har koncentrationer i jorden som ligger långt över Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning, vilka ligger på 4,56 $\mu\text{mol/kg TS}$ för TCE och 7,23 $\mu\text{mol/kg TS}$ för PCE (Tabell 10). Även Scan och ABL Lights uppvisar något lägre maxkoncentrationer. Bodentvädden är det område som har de allra högsta koncentrationerna klorerade lösningsmedel i jord och där ligger samtliga prov över Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning. Även område Enköpingstvädden och Nymansbolagen ligger högt. I dessa tre områden har också föroreningar

hittats i de flesta punkter till skillnad från områdena med lägre koncentrationer där det finns flera provtagningspunkter med koncentrationer under detektionsgränsen.

Tabell 10. Totala koncentrationen klorerade lösningsmedel i jorden i respektive område. Min, median och max samt 25e och 75e percentilen. Koncentrationer under detektionsgränsen har markerats med ud. Koncentrationer som ligger över naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning är understrukna.

Område	Totalkoncentrationen klorerade lösningsmedel i jord ($\mu\text{mol/kg TS}$)				
	Min	P25	Median	P75	Max
Enköpingsvätten	1	<u>17</u>	<u>55</u>	<u>130</u>	<u>43422</u>
Bodentvätten	<u>24</u>	<u>115</u>	<u>1625</u>	<u>14378</u>	<u>193767</u>
Matadorverken	ud	ud	<u>35</u>	<u>78</u>	<u>103</u>
Nymansbolagen	0	7	<u>60</u>	<u>762</u>	<u>2246</u>
IVT Industrier	-	-	-	-	-
ABL Lights	ud	ud	ud	<u>12,2</u>	<u>29,5</u>
Scan	ud	ud	0,2	<u>3,2</u>	<u>31,9</u>

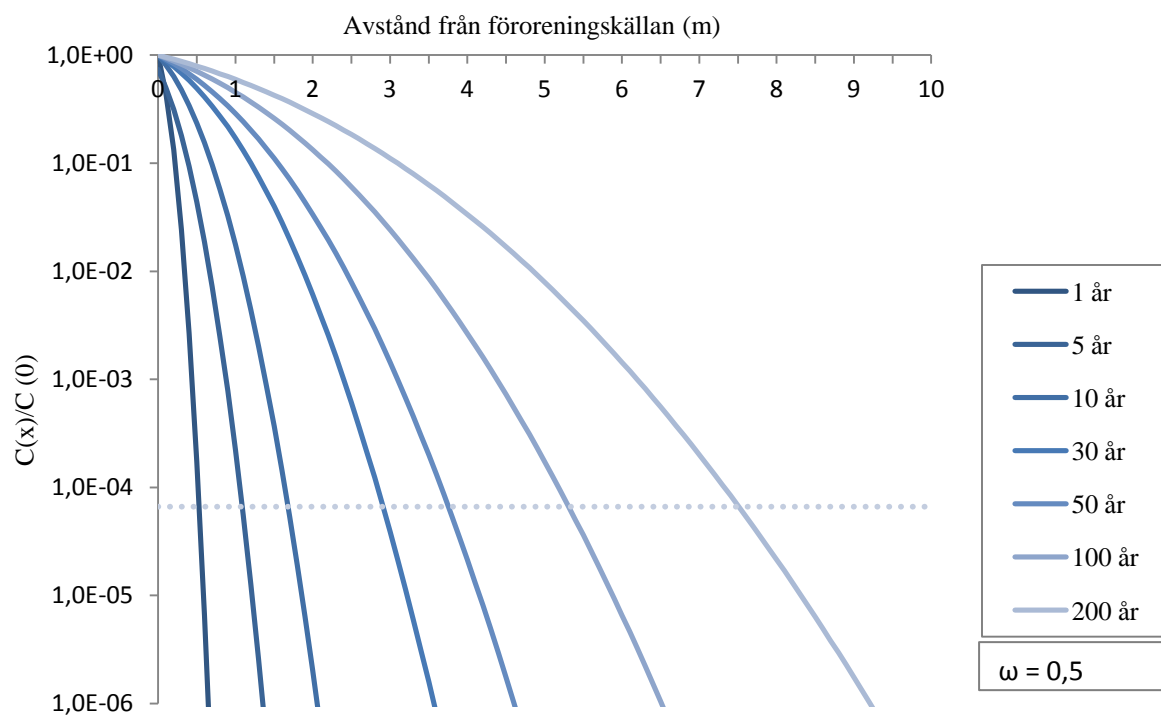
Även lermäktigheten på de förorenade områdena varierar stort både inom varje område och mellan områdena (Figur 11). Variationen i lermäktighet är störst vid Scan som också är det enda området där leran är obefintlig i ett antal punkter. Även leran vid ABL Lights varierar mycket i mäktighet enligt Figur 11 och är bara någon halvmeter tjock i en punkt men 5 m tjock i en annan. Fyra av områdena har lerlager som är mindre än 1 m mäktiga på minst en provtagningsplats. Lermäktigheten vid område Nymansbolagen varierar minst och området har samtidigt ett av de tjockaste lerlagren. Område Matadorverken har störst lermäktighet men det bör understrykas att det finns ytligt grundvatten på platsen som endast skyddas av ett par m lera. De övriga områdena har lermäktigheter under 10 m. Boxen som visar lermäktigheten vid område Bodentvätten är något missvisande. De flesta borrhålen vid Bodentvätten sträckte sig endast ned till 4 m djup och endast tre borrhål gick ned till det undre grundvattenmagasinet. Det är troligt att leran fortsätter ned till 6 m på samma sätt som i de tre djupgående hålen. Med en mer rättvisande bild hade Bodentvätten haft ett högre medianvärde och en mindre spridning på lermäktigheten.



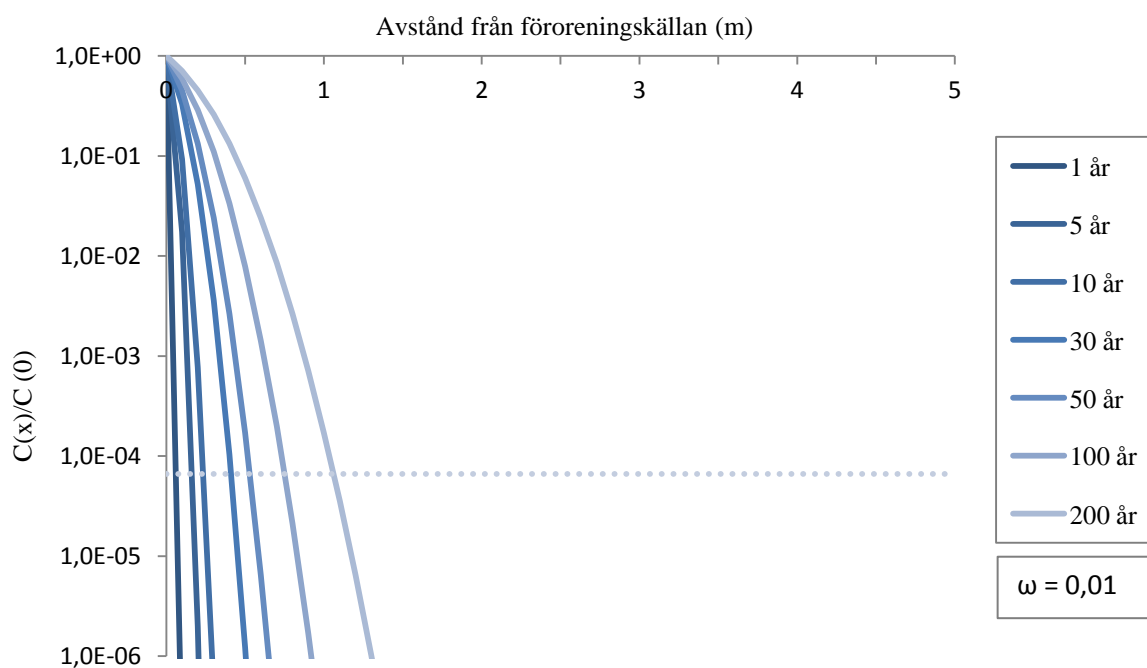
Figur 11. Spridningen på lermäktighet vid olika provtagningsplatser inom ett förorenat område. Lermäktigheten är mätt från markytan ned till det vattenförande lagret, undantaget område Bodentvätten.

6.2 TEORETISK DIFFUSIV TRANSPORT

Den teoretiskt beräknade diffusiva transporten går betydligt långsammare än den verkliga transporten vilket indikerar att andra transportmekanismer måste ha varit involverade i spridningen. Det skulle ta 200 år för PCE att tränga igenom 7-8 m lera i koncentrationer över livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten om korregeringsfaktorn sätts till det högre värdet (0,5) (Figur 12). Om korregeringsfaktorn sätts till det undre värdet (0,01) hinner samma koncentrationsstorlek endast spridas 1 m på 200 år. Den streckade linjen visar i båda figurerna gränsvärdet i förhållande till lösligheten för PCE vilket är koncentrationen som kan antas finnas vid föroreningskällan. Utsläpp kan ha skett under ungefär 40 år på område Bodentvätten, ungefär 50 år på område Enköping, IVT Industrier, ABL Lights och Scan, och uppemot 100 år på område Matadorverken och Nymansbolagen (Tabell 11). Utifrån beräkningar med den högre korrektionsfaktorn kan klorerade lösningsmedel penetrera ungefär 3,5 m lera på 50 år och ungefär 5 m lera på 100 år om transporten är diffusionsdominerad.



Figur 12. Den teoretiska diffusiva transporten för PCE genom lera illustrerat som den relativa föroreningskoncentrationen vid ett visst avstånd x från föroreningskällan vid olika tidpunkter. Korrektionsfaktorn $\omega = 0,5$.



Figur 13. Den teoretiska diffusiva transporten för PCE genom lera illustrerat som den relativa föroreningskoncentrationen vid ett visst avstånd x från föroreningskällan vid olika tidpunkter. Korrektionsfaktorn $\omega = 0,01$.

Tabell 11. Den ungefärliga föroreningstiden i år enligt dokumentation från respektive område samt nivån för den teoretiska diffusionstoppen.

<i>Område</i>	<i>Tid som verksamhet pågick (år)</i>	<i>Tid sedan verksamhet avvecklades (år)</i>	<i>Sammanlagd föroreningstid (år)</i>
Enköpingstvädden	45	4	49
Bodentvädden	10	30	40
Matadorverken	50	40	90
Nymansbolagen	60	40	100
IVT Industrier	40	10	50
ABL Lights	25	30	55
Scan	20	30	50

6.3 FÖRORENINGARNAS UTBREDNING I RESPEKTIVE OMRÅDE

För att få en tydlig bild av hur föroreningarna spridit sig genom jordlagren presenteras resultaten från ett område i taget. Samtliga data kommer från tidigare undersökningar och rapporter och har analyserats enligt avsnitt 4.3. Resultatet sammanfattas även för varje område genom svaren på ett antal frågeställningar.

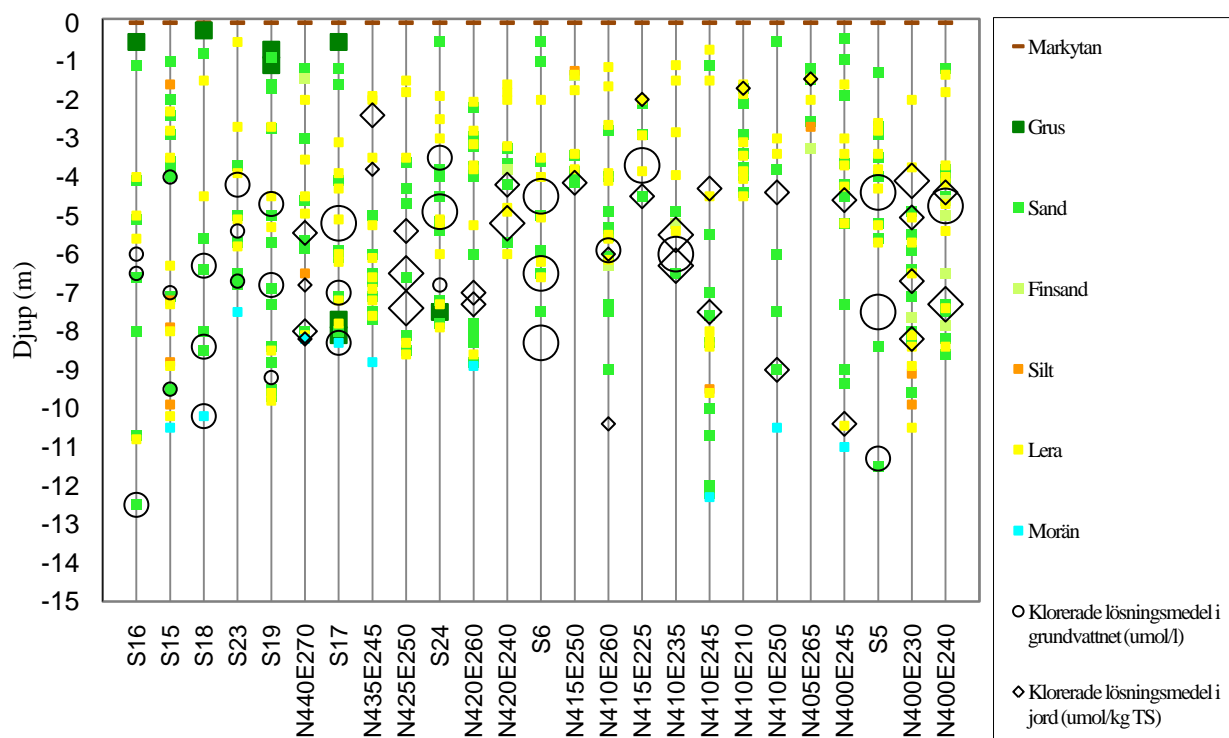
I borrhålsfigurerna visas varje borrhål var för sig och man bör undvika att tolka resultatet som ett tvärsnitt. Avstånden mellan borrhålen syns inte i figurerna utan för full förståelse rekommenderas att betrakta figurerna med tillhörande karta. Koncentrationerna visas i tre olika storleksordningar. De största markörerna markerar föroreningar $>P_{75}$, de medelstora markörerna koncentrationer $> P_{25}$ men $\leq P_{75}$ och de minsta markörerna visar koncentrationer $\leq P_{25}$. I de fall föroreningar har undersökts men inte förekommit över detektionsgränsen markeras de som kryss i figuren.

6.3.1 Enköpingstvädden

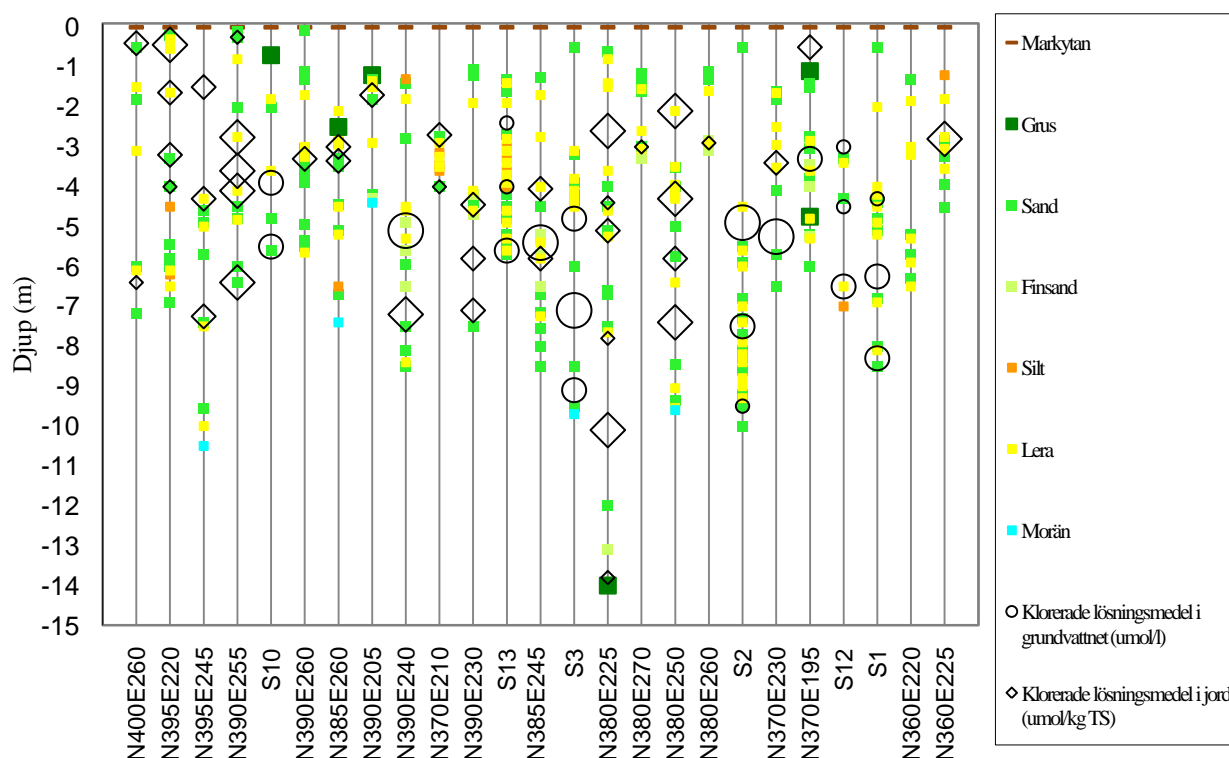
På område Enköpingstvädden består jordprofilen av många skiktade lager. I samtliga borrhål varvas lerlagren med sand och siltlager (Figur 14 och Figur 15). Borrhål S15 och S18 finns inte med på kartan utan ligger norr om det område som visas i

Figur 16. Höga koncentrationer, det vill säga koncentrationer $> P_{75}$ hittades i grundvattnet i de flesta provpunkter, på många olika nivåer under marken. Dock framförallt kring 5 m under markytan och på platser nära det hus som finns utmärkt på kartan där klorerade lösningsmedel hanterats. Lägre koncentrationer, $\leq P_{25}$, fanns i grundvattnet i de fem punkterna längst norrut och de tre punkterna längst söderut (Figur 14 och

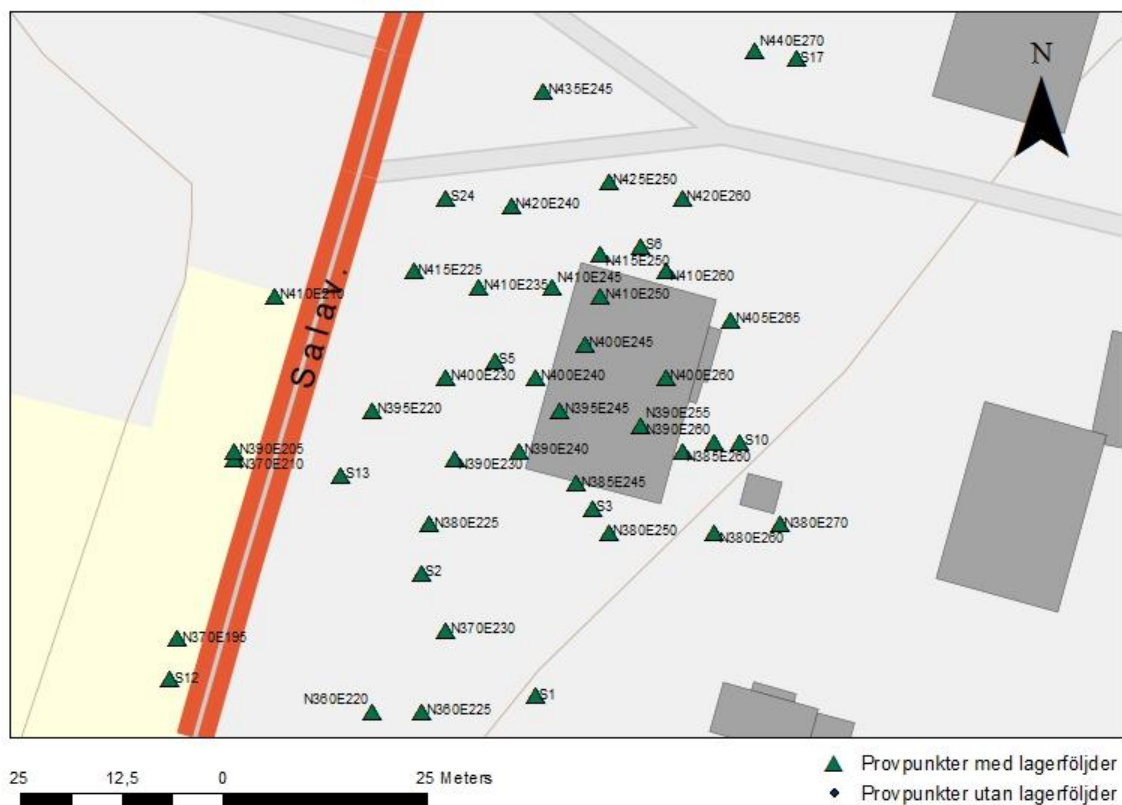
Figur 15). Lägre koncentrationer hittades också i punkt S13 och S10 som ligger till väster respektive öster om byggnaden (Figur 16).



Figur 14. Borrhål i område Enköpingstvätten – norra delen. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med olika symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålerna är sorterade från norr till söder.



Figur 15. Borrhål i område Enköpingstvätten – södra delen. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålerna är sorterade från norr till söder.



Figur 16. Karta över provtagningsplatserna på det förorenade område Enköpingsvätten. © Lantmäteriet [i2012/921]

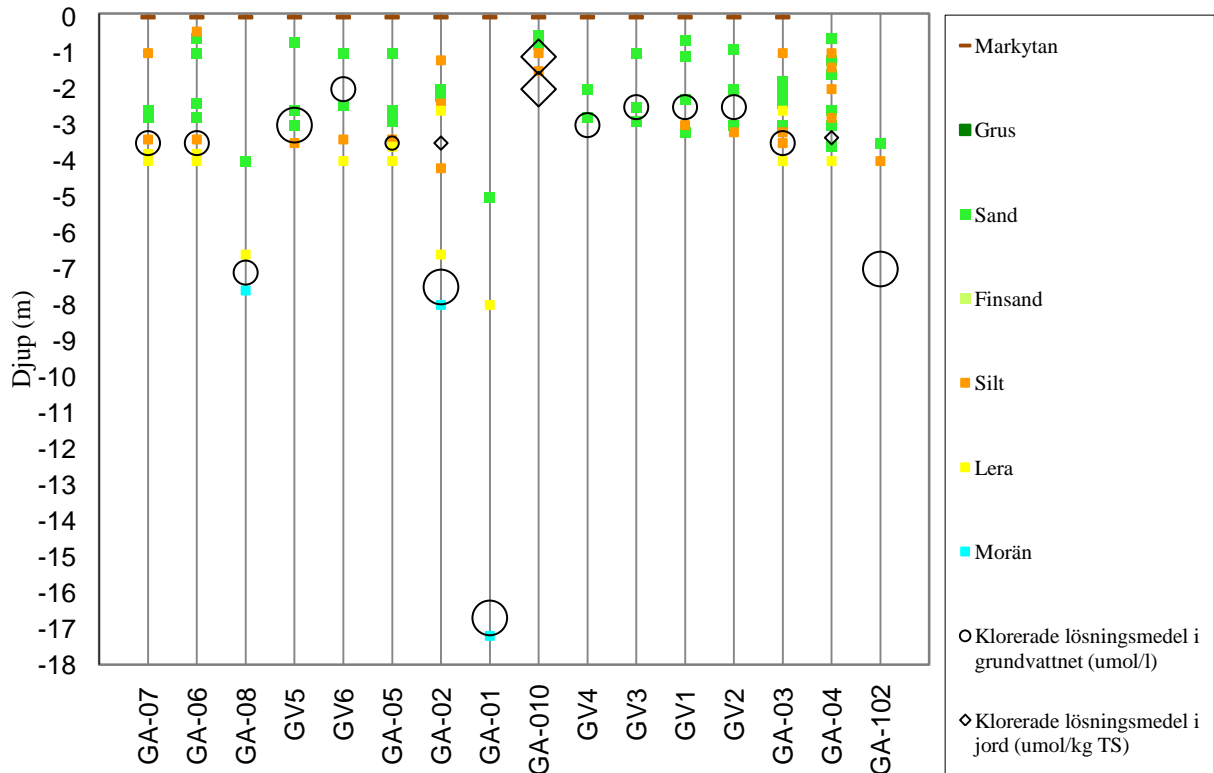
Vid Enköpingsvätten ser koncentrationen klorerade lösningsmedel ut att öka med djupet ned till mellan 4 och 6 m under markytan för att sedan minska igen (Figur 17). Föreningar förekom vid undersökningen ned till 12 m, men finns där i koncentrationer nära detektionsgränsen. De högsta koncentrationerna i jord fanns i området direkt under den byggnad där klorerade lösningsmedel har hanterats, nämligen i punkt N390E225 på en nivå av drygt 4 m under markytan (Figur 18). S5 och S6, de punkter där höga koncentrationer hittades i grundvattnet ligger nedströms byggnaden. I dessa punkter minskar också koncentrationen djupare ned i jorden (Figur 17).

Tabell 12. Sammanfattande resultat för område Enköpingstvädden.

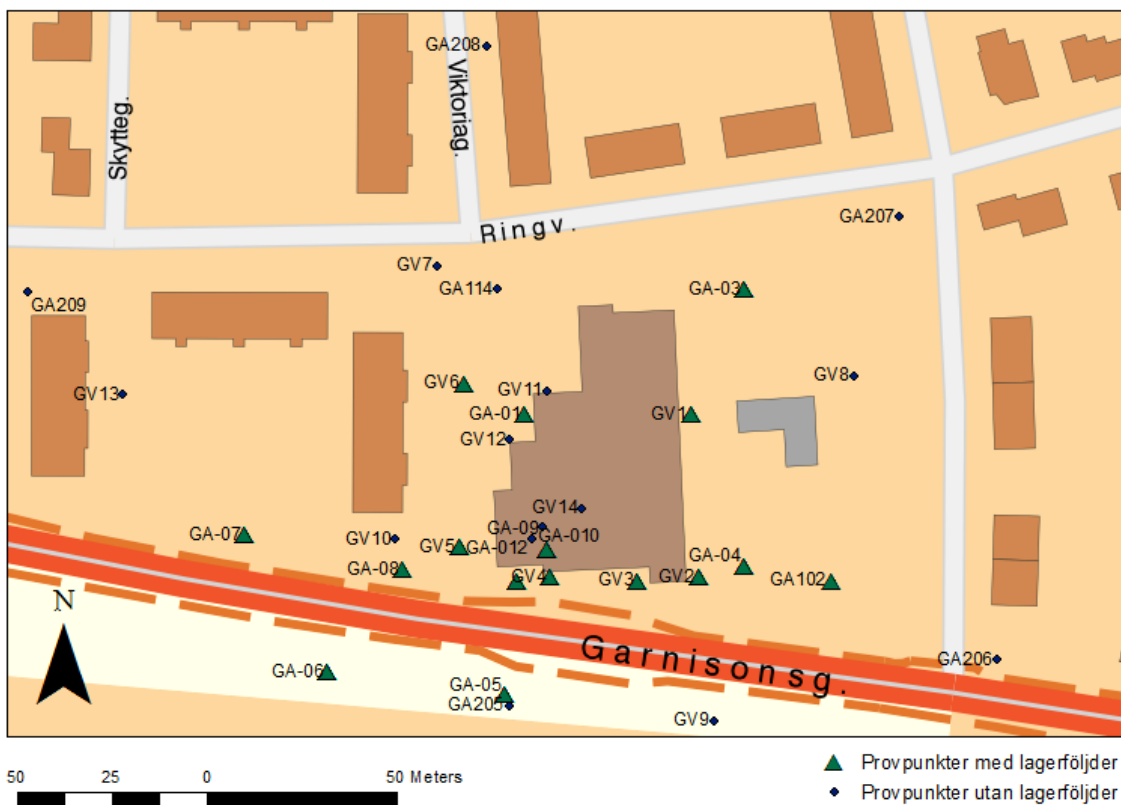
Område	Enköpingstvädden
<i>Var i området har föreningarna hittats?</i>	Föreningarnas utbredning är mycket heterogen och koncentrationerna varierar även mellan närliggande punkter (Figur 14 och Figur 15). De högsta koncentrationerna har hittats i anslutning till byggnaden på fastigheten samt sydväst om denna (
<i>Hur djupt ned i profilen finns föreningstoppen?</i>	(Figur 16 16), samt kring 5 m under markytan (m u.my.). 4,5 m u.my. i grundvattnet. 4 m u.my. i jorden.
<i>Hur djupt ned har föreningar detekterats?</i>	12,5 m u.my. i grundvattnet. 14 m u.my. i jorden.
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	2,5 - 4 m (Figur 11)
<i>Är koncentrationerna så höga i grundvattnet att föreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Ja, koncentrationerna kring 5 m u.my. är så pass höga att fri fas kan förekomma. Uppströms eller på denna nivå.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föreningarna ha spridits genom leran?</i>	Föreningarna kan ha spridits i fri fas via en nedgrävd tunna som delvis penetrerar leran och för att komma söderut, i motsatt riktning mot grundvattenflödet har de förmodligen spridits i fri fas via spillvattenledningarna (Golder Associates, 2011). Den teoretiska diffusiva transporthastigheten visar också att föreningarna kan ha diffunderat genom de övre lagren i den skiktade leran. Med tanke på att den fria fasen kan finnas kring 5 m u.my. är det mer troligt att föreningarna gått runt leran i fri fas via siltiga och sandiga skikt.
<i>Har föreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Den föreningstopp som syns i Figur 17 kan betyda att föreningarna ansamlats ovan ett av de många lerlager som finns kring denna nivå.

6.3.2 Bodentvädden

I område Bodentvädden har jordlagren dokumenterats ned till 4 m under markytan och i de flesta punkterna har lera hittats kring 3,5 m under markytan (Figur 19). Över leran finns sand och i vissa punkter silt. Bland annat finns ett 0,5 m mäktigt lager silt vid övergången från sand till lera i den västra delen av området. Genom borrhål GA-01, GA-02 och GA-08 som går ned till det undre grundvattenmagasinet har man sett att lera förekommer även längre ned under marken i form av ett 2-3 m tjockt lager. Koncentrationen i grundvattnet är som störst i punkt GV5, men det är vid GA-01 som man hittat de allra största koncentrationerna klorerade lösningsmedel i grundvattnet under leran. Överlag har högre koncentrationer, $>P_{75}$, uppmätts i det undre grundvattenmagasinet jämfört med det övre magasinet där koncentrationerna framförallt är medelhöga, det vill säga $<P_{75}$ men $>P_{25}$.

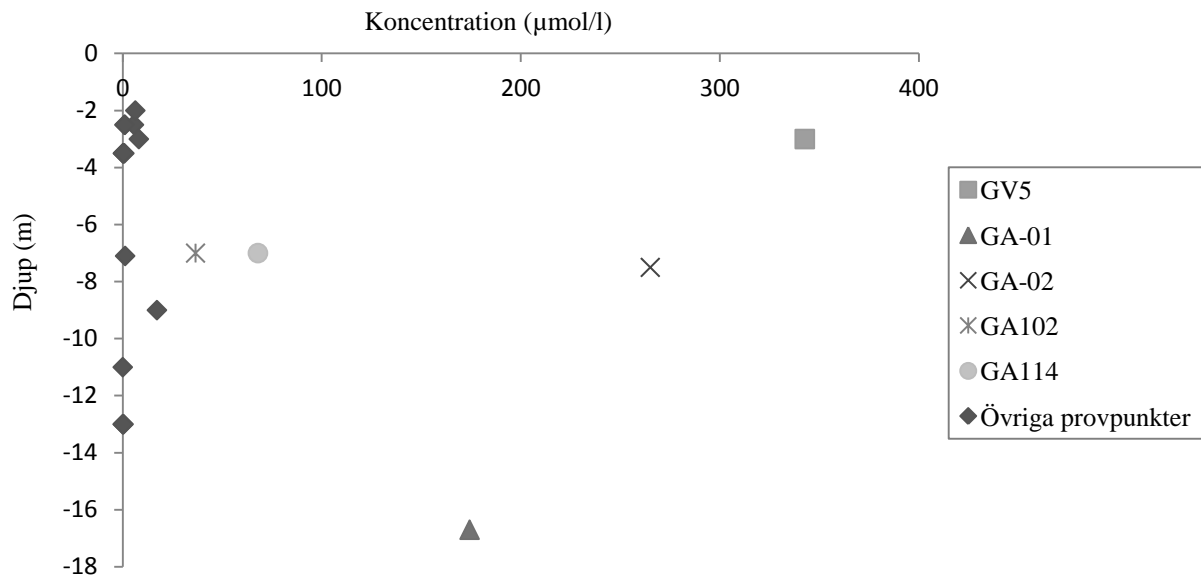


Figur 19. Borrhål i område Bodentvätten. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålerna är sorterade från väster till öster.



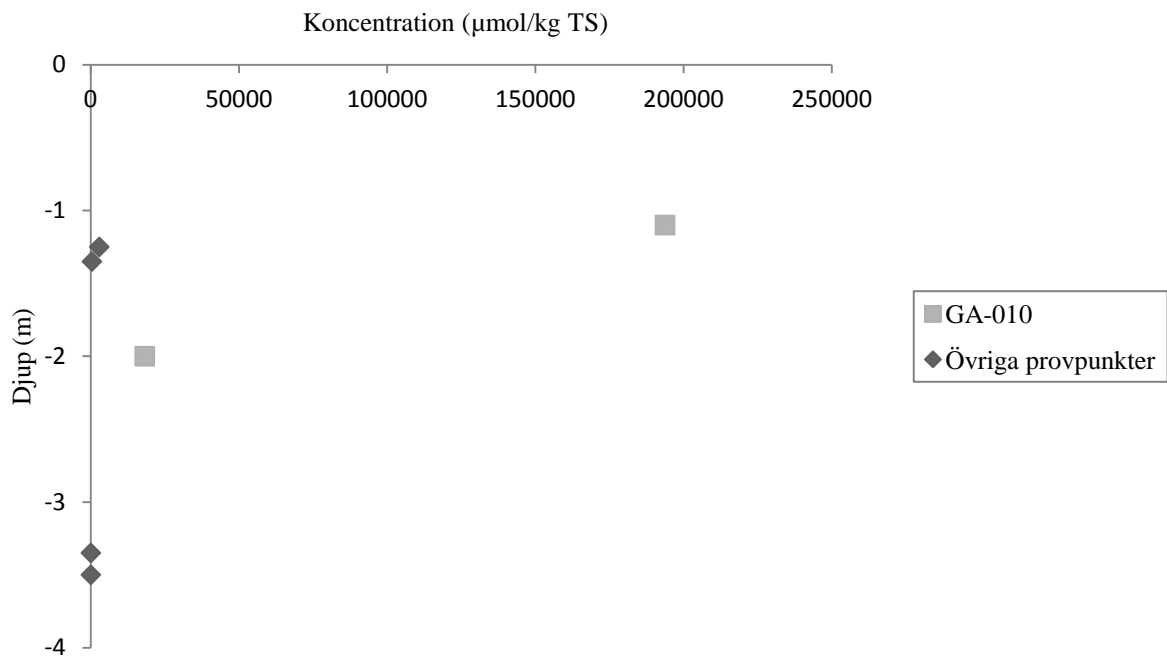
Figur 20. Karta över provtagningsplatserna på det förorenade området Bodentvätten. © Lantmäteriet [i2012/921]

Generellt ser koncentrationerna i grundvattnet i område Bodentvätten ut att minska med djupet (Figur 21). Även denna figur visar att de högsta koncentrationerna hittats i punkt GV5, mycket nära ytan, men att de två näst högsta koncentrationerna uppmätts i det undre grundvattenmagasinet. Det bör beaktas att sex av proverna från djupare grundvattnet, från 6 m under markytan och nedåt, är tagna i rör som ej finns med i Figur 19 eftersom de inte har några dokumenterade lagerföljder. Mellan 4 och 6 m är inga grundvattenprov tagna, förmodligen för att det där förekommer lera och vattenprov som regel tas i mer genomsläppliga lager (Figur 21).



Figur 21. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet vid Bodentvätten som funktion av djupet.

Jordproven är tagna i fem punkter på området, endast i det övre grundvattenmagasinet och i leran, det vill säga undersökningarna har fokuserat på de ytligare lagren (Figur 22). Koncentrationerna i jord var som störst i punkt GA-010. I denna punktsjunker koncentrationerna klorerade lösningsmedel i jorden med djupet trots att jordarten vid dessa nivåer är silt. I resterande punkter ligger koncentrationerna kring detektionsgränsen. Punkt GA-010 ligger nära punkt GV5 där de högsta koncentrationerna i grundvattnet hittats (Figur 20).



Figur 22. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i jord som funktion av djupet vid område Bodentvätten.

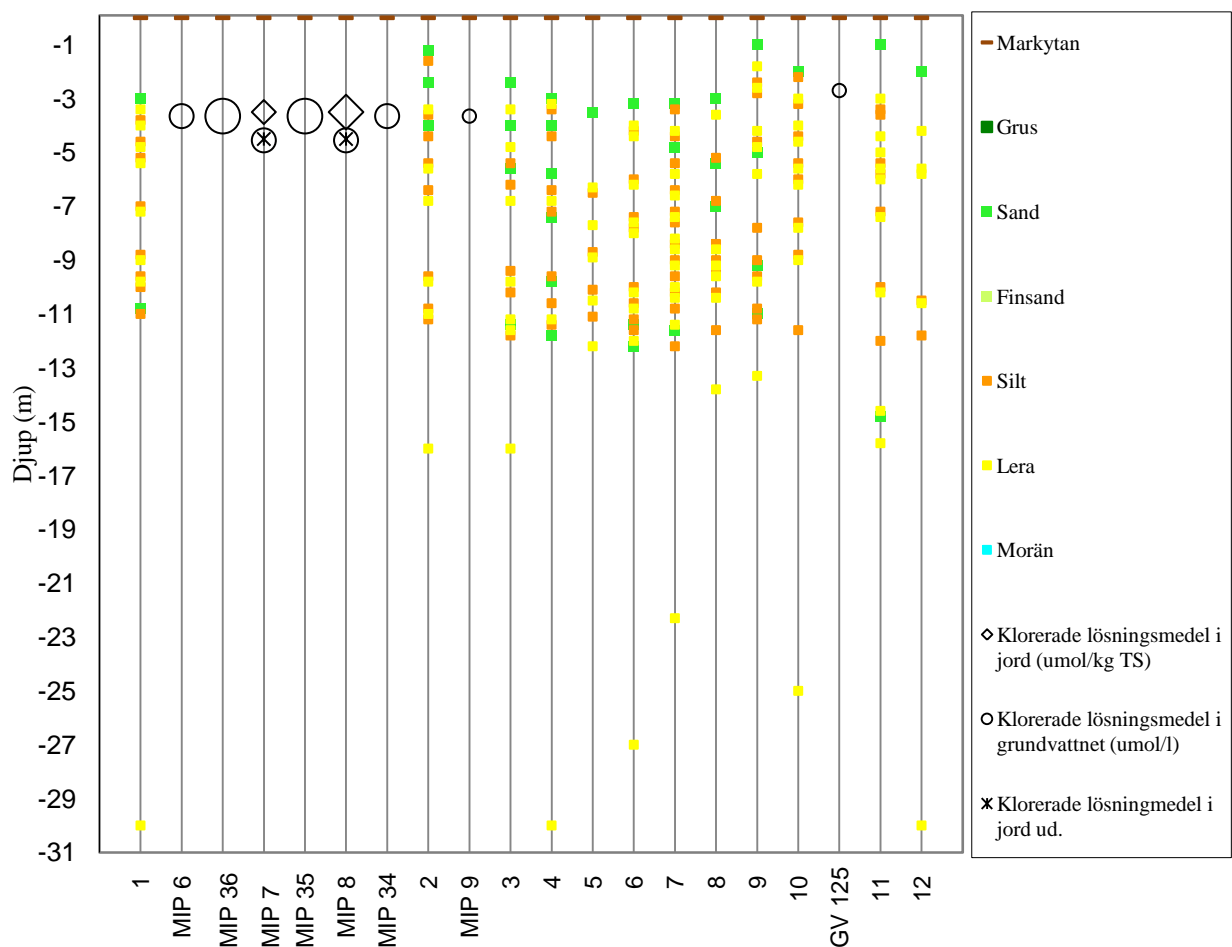
Resultaten i område Bodentvätten sammanfattas i Tabell 13.

Tabell 13. Sammanfattande resultat från område Bodentvätten

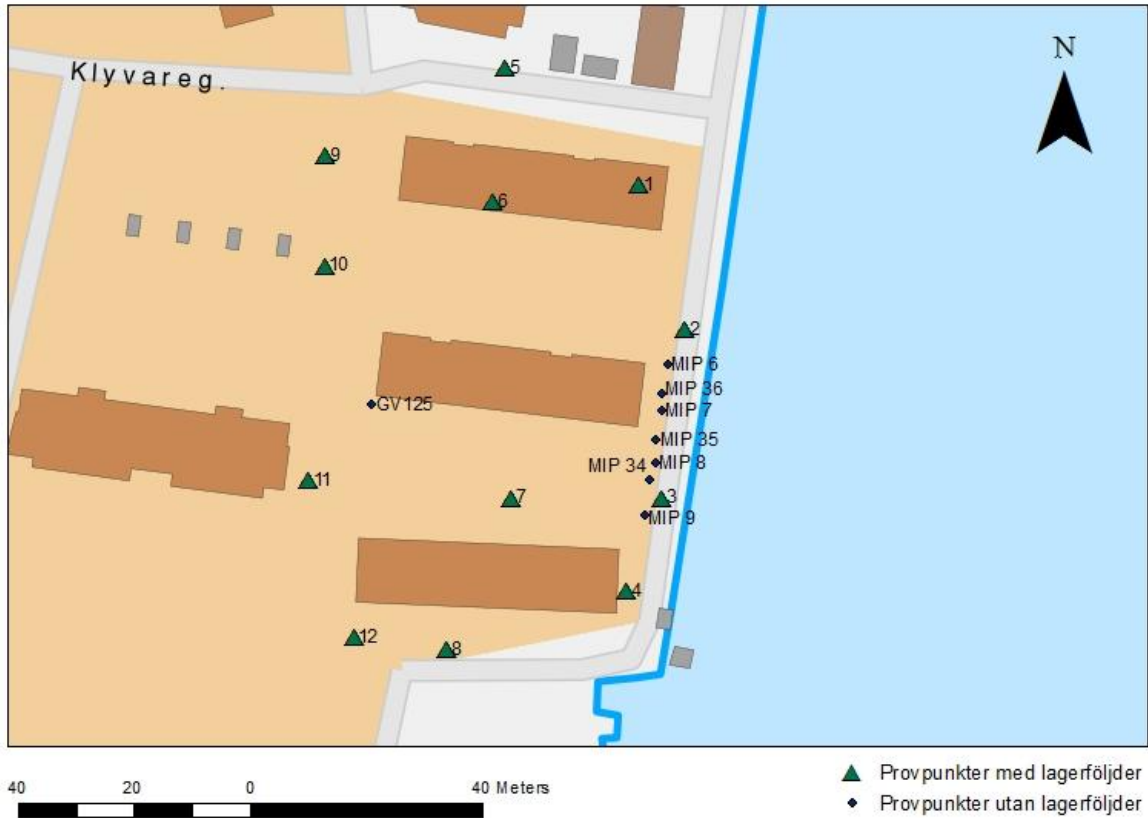
Område	Bodentvätten
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Klorerade lösningsmedel har hittats i de flesta punkter, i båda magasinen. De högsta koncentrationerna hittades direkt under och till väster om den gamla kemptvätten i punkt GA-01, GA-02 och GV.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	3 m u.my. i grundvatten, 1 m u.my. i jord.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	16,7 m u.my. i grundvattnet. 3,5 m u.my. i jord.
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	2-3 m (Golder Associates, 2010).
<i>Är koncentrationerna så höga i grundvattnet att föroreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Ja (Tabell 9). Koncentrationerna ligger över detektionsgränsen i de flest punkterna på området.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha spridits genom leran?</i>	Föroreningarna kan ha spridits längsmed lerans överkant i fri fas tills de nådde en väg längsmed husets grundläggning som penetrerar leran (Golder Associates, 2010). Alternativt har föroreningen spridits rakt igenom leran med advektion eftersom grundvatten har visat sig strömma från det övre till det lägre magasinet.
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Nej, i de flesta punkter i det övre grundvattenmagasinet är koncentrationen låg. Högre koncentrationer har hittats i det undre magasinet (Figur 19 och Figur 21).

6.3.3 Matadorverken

Matadorverken är det område i studien som har de djupast gående borrhålen (Figur 23). Jordlagren är mycket heterogena och leran är varvad med silt och till viss del med sand ned till ungefär 12 m under markytan. Flera borrhål går djupare och vittnar om homogen glacial lera enda ned till 30 m djup. Provtagningen på området Matadorverken har inte gjorts i samma borrhål som där jordlagren är dokumenterade vilket också syns i Figur 23. Grundvatten- och jordprov har endast tagits i de östra delarna av området, relativt ytligt. Inga prov har tagits längre ned än 5 m under markytan. PID-mätningar gjordes dock över hela området, i vissa punkter ned till 15 m, varefter jorden bedömdes så pass ren att djupare prov ansågs överflödiga (HSB Production AB , 2009).



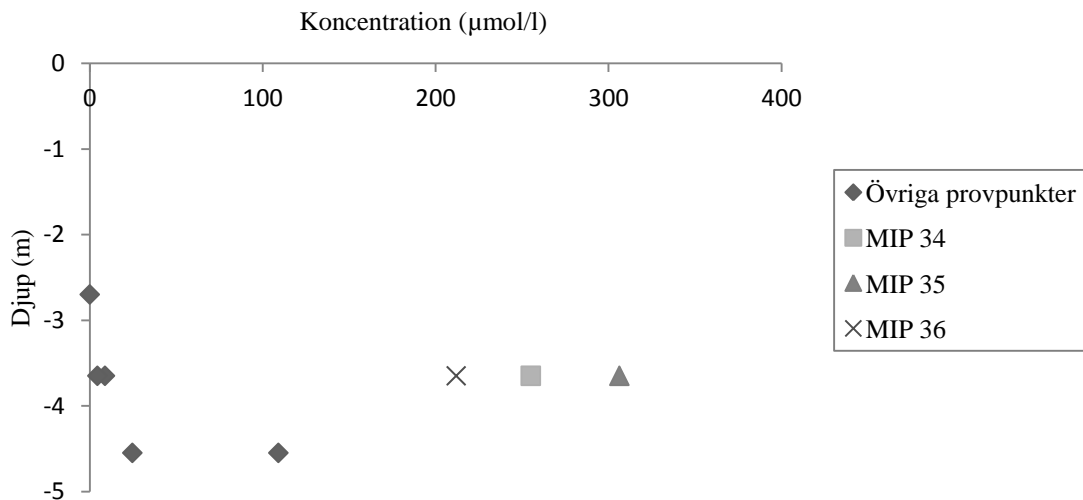
Figur 23. Borrhål i område Matadorverken. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen på ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek.



Figur 24. Karta över provtagningsplatserna i det förorenade området Matadorverken. © Lantmäteriet [i2012/921]

Vid Matadorverken är de flesta proven tagna vid ett djup av 3,65 m under markytan och både låga och höga har hittats på just denna nivå (

Figur 25). Den högsta koncentrationen detekterades i punkt MIP 35. De punkterna där djupare provtagning utförts är MIP 7 och MIP 8 som är belägna alldeles i närheten av punkt MIP 35, vilket tyder på att koncentrationerna trots allt minskar med djupet inom ett mindre område (Figur 24). Jordprov har endast tagits i två punkter vid Matadorverken, MIP 7 och 8. I båda punkterna minskar koncentrationen med djupet.



Figur 25. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet vid Matadorverken som funktion av djupet.

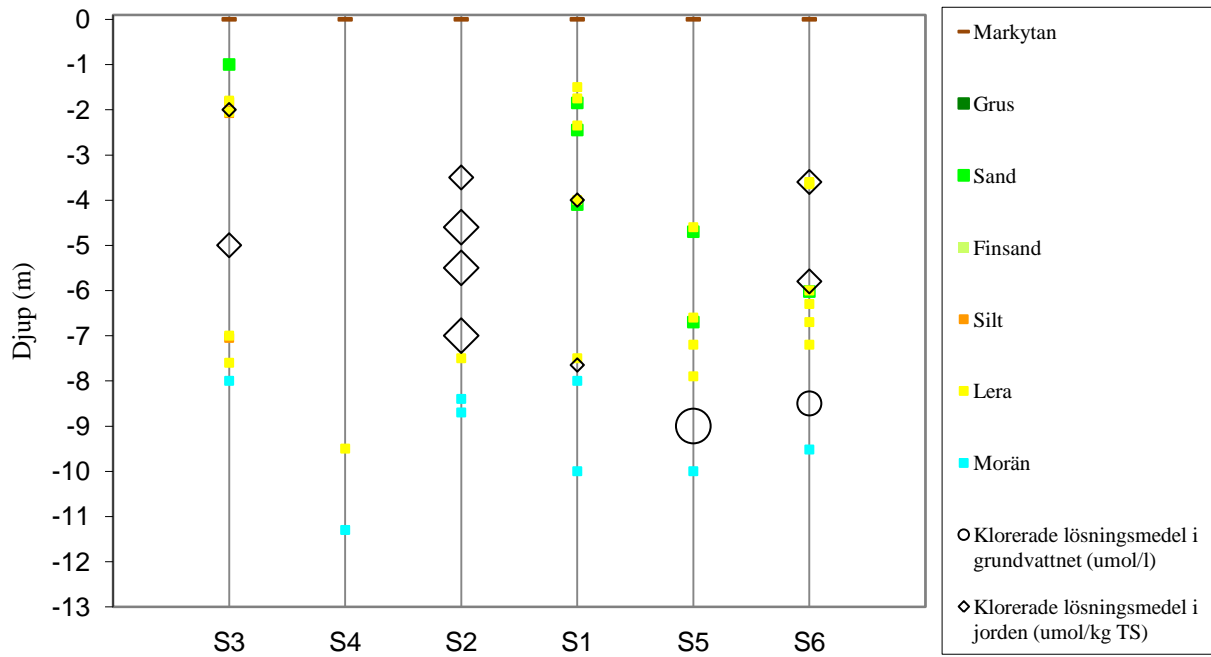
Föroreningssituationen i område Matadorverken sammanfattas i Tabell 14.

Tabell 14. Sammanfattande resultat för område Matadorverken

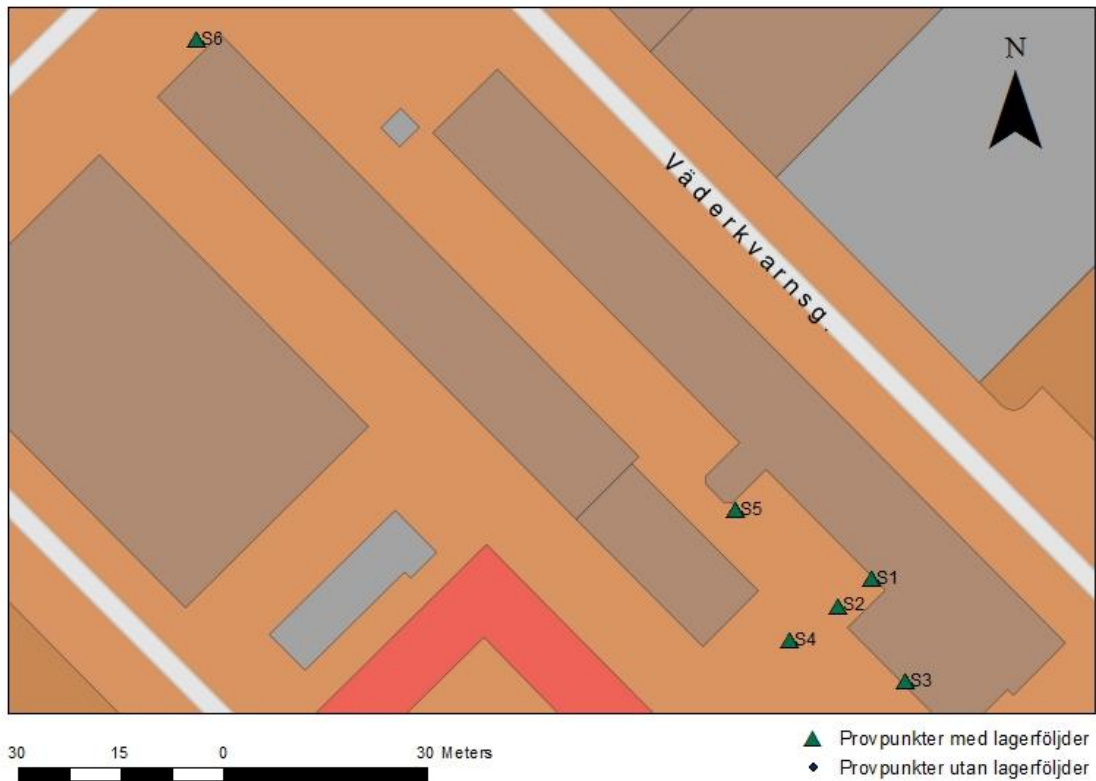
Område	Matadorverken, Halmstad
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Klorerade lösningsmedel har hittats i både jord och grundvatten, framförallt som nedbrytningsprodukter. Koncentrationerna är högst i grundvattnet. Däremot har inte föroreningskällan kunnat lokaliseras och generellt bedöms de övre jordlagren som rena (HSB Production AB , 2009). Inga föroreningar har hittats djupare än 5 m u.my.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	3,65 m u.my. i grundvattnet. 3,5 m u.my. i jorden.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	4,55 m u.my. i grundvattnet. 4,5 m u.my. i jorden.
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	1-2 m. Dock är det svårt att göra bedömningen då föroreningskällan inte har hittats.
<i>Är koncentrationerna så höga i grundvattnet att föroreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Ja, i grundvattnet mellan 2 och 3 m u.my. är halterna så pass höga.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha tagit genom leran?</i>	Föroreningarna har förmodligen trängt rakt igenom den övre, sandiga lagren i fri fas eftersom koncentrationer kring 4 m är av en så pass höga att det antyder fri fas. Under 4 m kan föroreningarna ha spridits vertikalt med diffusion genom tunna lerlager samt runt leran i sandlagren. Föroreningarna sprids förmodligen även horisontellt i dessa sandlager ovan den homogena djupare leran.
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Det är möjligt att föroreningarna ansamlats över något av de tunna lerlagren kring 4 m u.my. (Figur 25).

6.3.4 Nymansbolagen

Område Nymansbolagen har ett dokumenterat homogent lerlager från markytan ned till mellan 7 och 8 m djup (Figur 26). Sand finns dock insprängd i leran på ett fåtal ställen i tunna skikt. I jord har föroreningar framförallt hittats i punkt S2 men även i punkt S6 som ligger drygt 100 m därifrån (Figur 26 och Figur 27). I grundvattnet har klorerade lösningsmedel endast hittats i punkt S5 och S6.

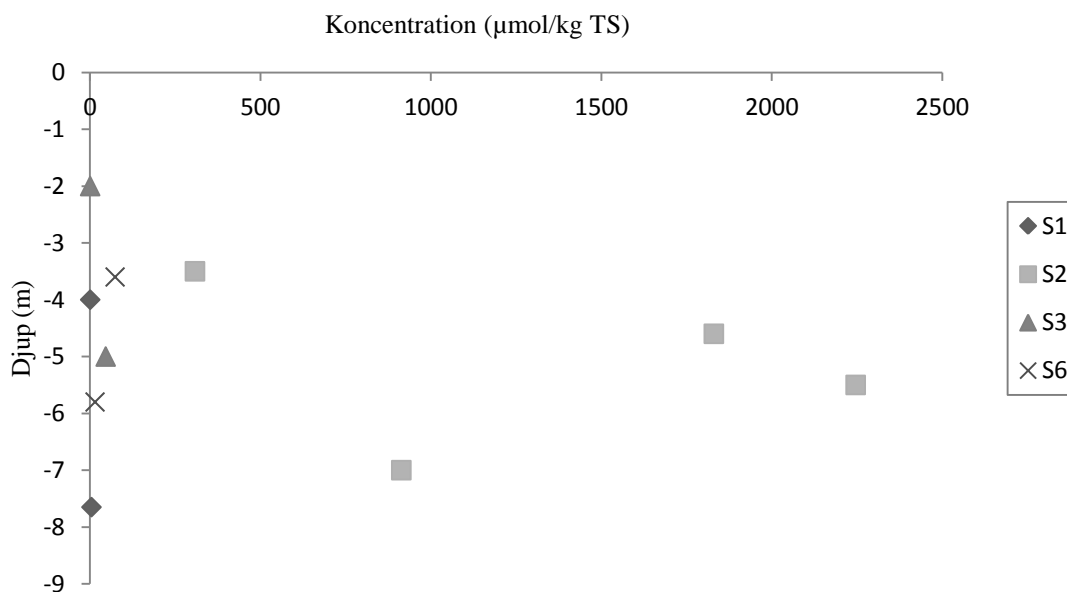


Figur 26. Borrhål i område Nymansbolagen. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålen är sorterade från söder till norr.



Figur 27. Karta över provtagningsplatserna i område Nymansbolagen. © Lantmäteriet [i2012/921]

Vid Nymansbolagen ligger föroreningstoppen i jord ungefär 6 m under markytan och föroreningar har framförallt hittats i punkt S2 (Figur 28). Även på de andra tre provtagningsplatserna har de högsta koncentrationerna hittats mellan 3 och 6 m djup och koncentrationen sjunker sedan med djupet.



Figur 28. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i jord vid Nymansbolagen som funktion av djupet.

Endast tre prov var tagna i grundvattnet under Nymansbolagen och att plotta dessa mot djupet blev inte relevant då samtliga tre var tagna i moränlagret på liknande djup.

Föroreningssituationen i område Nymansbolagen sammanfattas i Tabell 15.

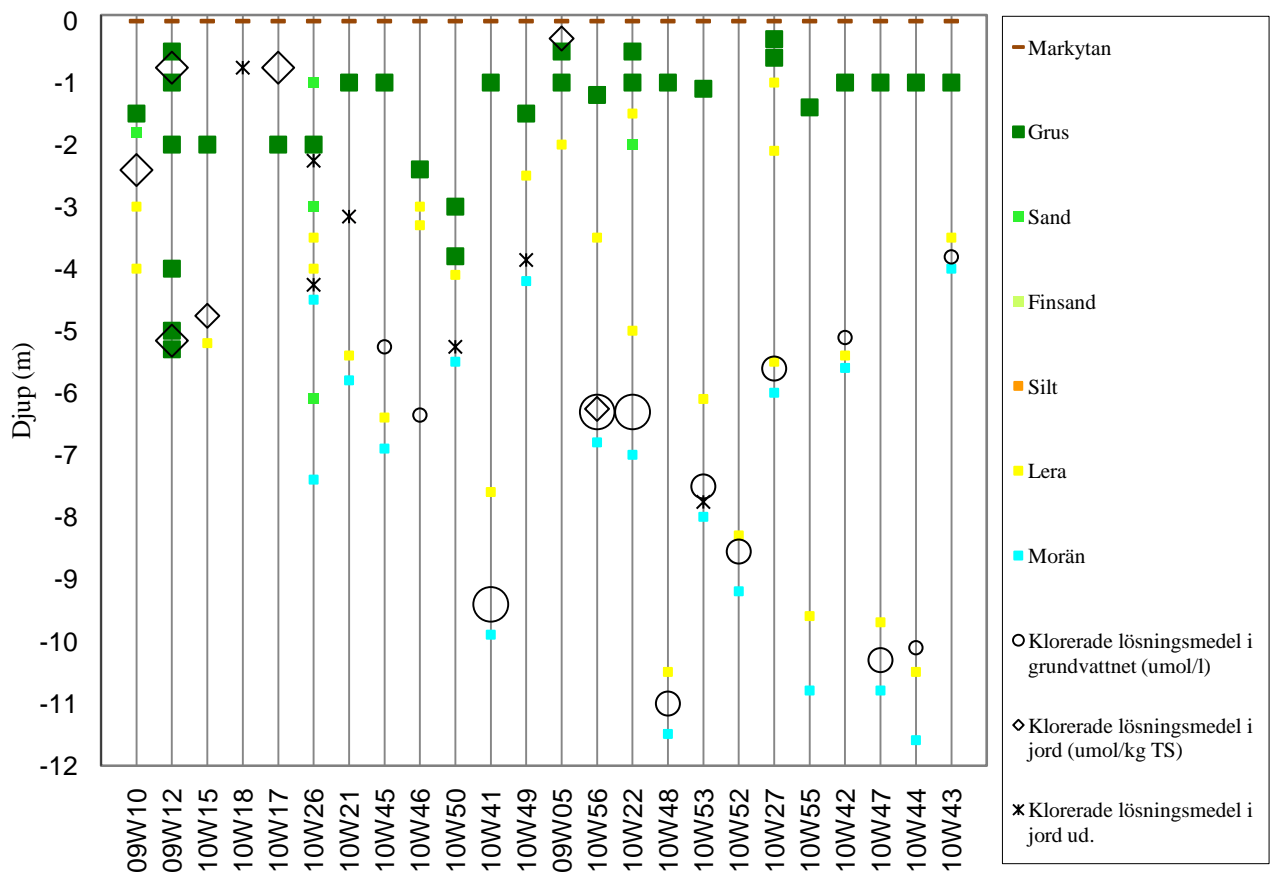
Tabell 15. Sammanfattande resultat för område Nymansbolagen.

Område	Nymansbolagen, Uppsala
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Klorerade lösningsmedel har hittats i två av tre grundvattenprov och i samtliga jordprov även djupt ned i jordlagren (Figur 26). Förmodligen sprids föroreningarna från två olika källor. En kringpunkt S2 och en kringpunkt S6.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	5,5 m u.my. i jorden. Grundvattnet endast provtaget på en nivå.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	7,65 m u.my. i jorden. 10 m u.my. i grundvattnet
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	7-8 m.
<i>Är koncentrationerna i grundvattnet så höga att föroreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Nej, inte i grundvattnet. Dock är koncentrationerna i jord mycket höga vid jämförelse med resterande områden (Tabell 10)
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha tagit sig genom leran?</i>	Lerlagret är så pass tjockt att endast diffusion inte kan ha bidragit till att föroreningarna penetrerat leran enligt beräkningarna av den teoretiska diffusionen. Förmodligen har advektion eller spridning i fri fas genom sprickor ökat transporthastigheten. Även Torefeldth och Rahm (2013) tolkar analysen av grundvatten- och jordprov som att spridningen varit homogen och skett vertikalt från föroreningskällan till grundvattnet. De säger också att advektionen i grundvattnet under leran inte är utspridd.
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Nej. Grundvattnet i de ytligare jordlagren är inte provtaget, men vid studier av jordproven syns en tydlig topp en bit ned i leran.

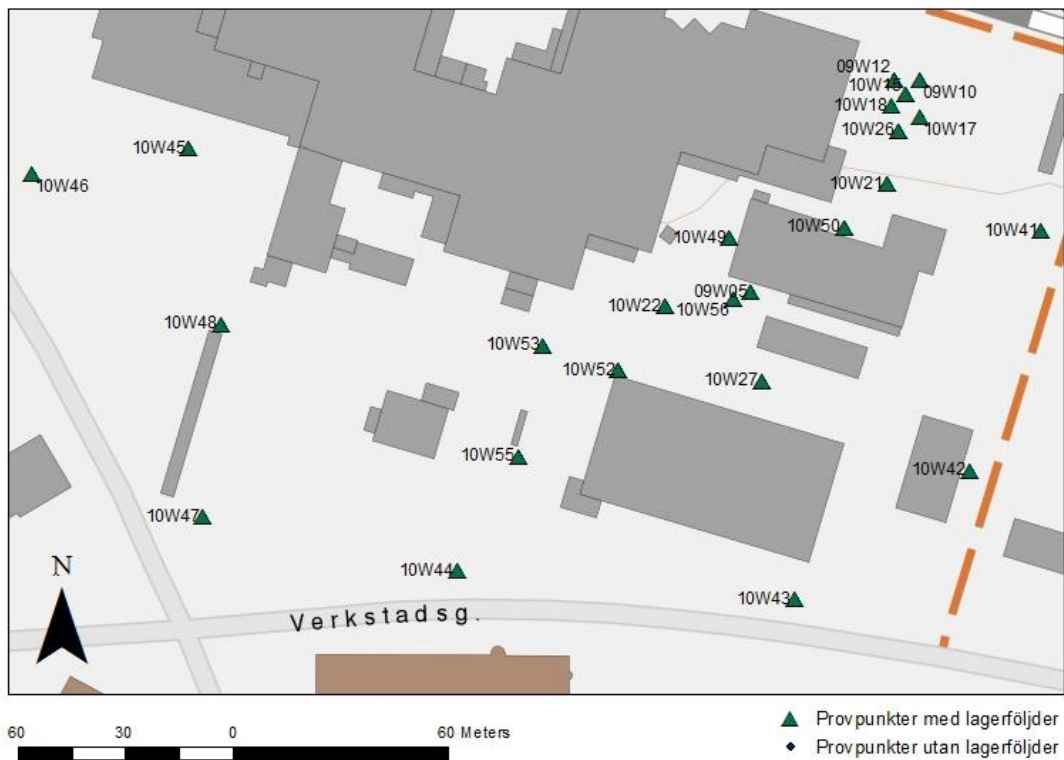
6.3.5 Scan

Jordlagren i område Scan ser mycket olika ut beroende på vilket borrhål som studeras (

Figur 29) I den norra delen av området utgörs jorden i princip endast av fyllning i form av grus och sand (i figuren visas det som grus). Fyllningen förekommer över hela fastigheten men lerlagret blir tjockare söderut, framförallt i sydväst. I den norra delen av området fanns inget grundvatten i jordlagren utan endast i berget längre ned och därför är inga grundvattenprover tagna där. Däremot har klorerade lösningsmedel hittats i jorden i de norra delarna av området och i grundvattnet i den södra delen av området. Höga koncentrationer i jord > P₇₅ har framförallt hittats i anslutning till den plats där den gamla detektionsanläggningen var belägen, öster om den nuvarande, största byggnaden i den nordöstra delen av fastigheten (Figur 30). Även koncentrationer i grundvattnet minskar med avståndet från detektionsanläggningen.

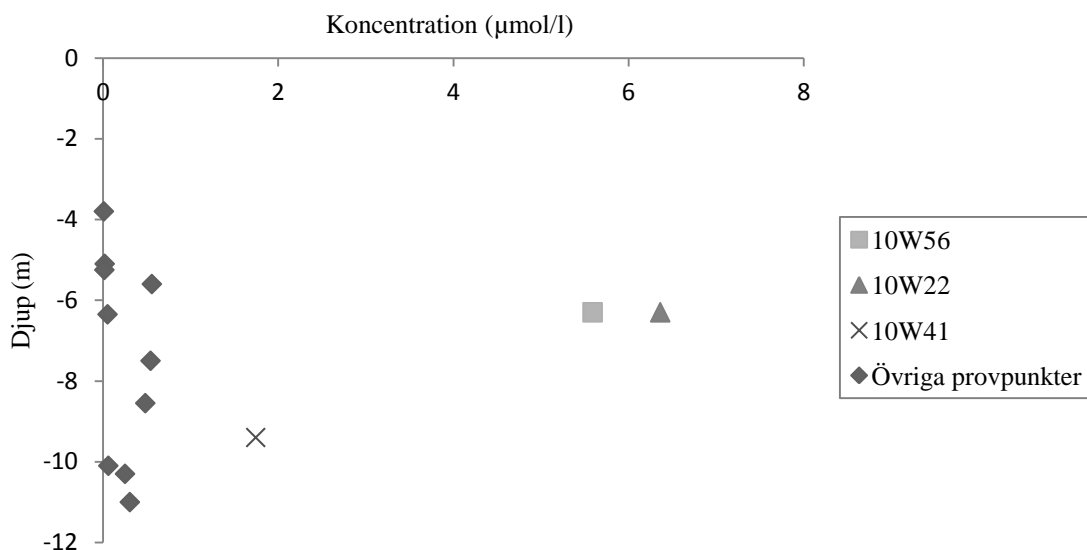


Figur 29. Borrhål i område Scan. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålen är sorterade från norr till söder.



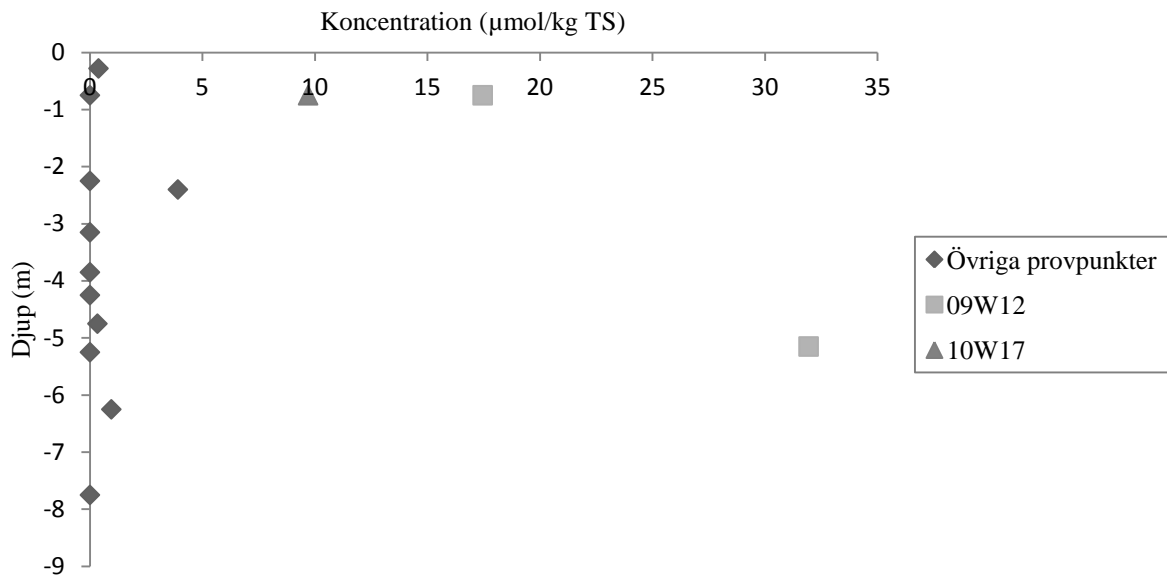
Figur 30. Karta över provpunkter i område Scan. © Lantmäteriet [i2012/921]

Koncentrationerna i grundvattnet vid område Scan ser inte ut att bero av djupet på vilket proven är tagna (Figur 31). Koncentrationerna är som högst runt 6 m under markytan, i de nordligaste punkter där grundvatten förekom i jordlagren och grundvattenprover gick att ta. Resterande punkter uppvisar lägre halter klorerade lösningsmedel men ligger också längre bort från källan.



Figur 31. Koncentrationerna klorerade lösningsmedel i grundvattnet vid område Scan som funktion av djupet.

Överlag ser koncentrationerna i jordlagren ut att minska med djupet på område Scan (Figur 32). Dock syns en liten topp kring 6 m under markytan. Genom att studera punkt 09W12 separat ser man också att koncentrationen där ökar med djupet.



Figur 32. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i jord vid område Scan som funktion av djupet.

Resultatet från område Scan sammanfattas i Tabell 16.

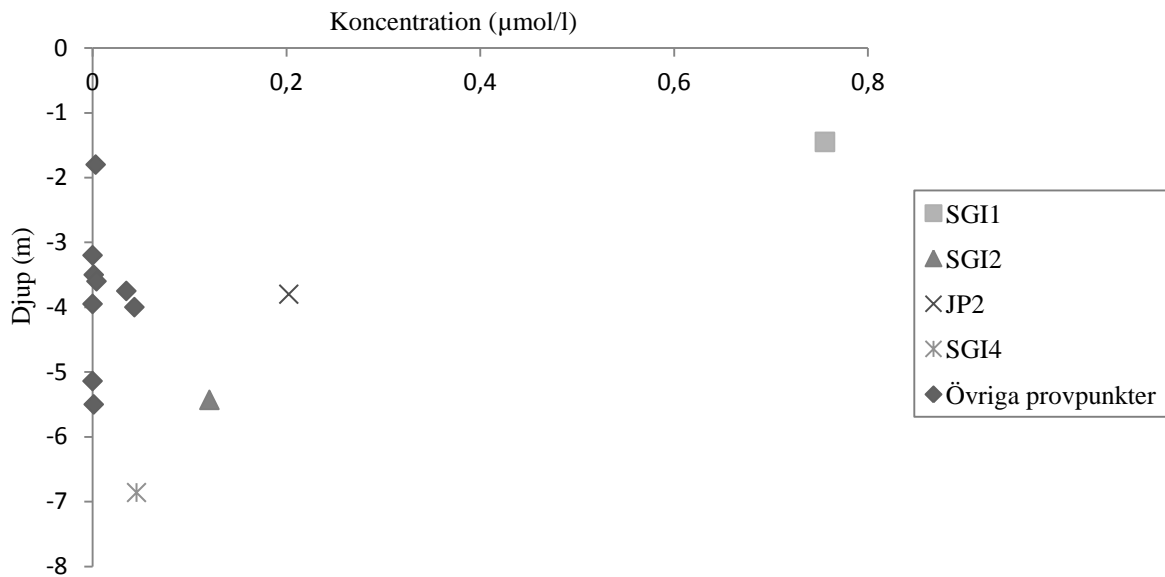
Tabell 16. Sammanfattande resultat för område Scan.

Område	Scan, Uppsala
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Föroreningarna har hittats i 7 av 14 jordprov, framförallt i fyllningen direkt under den byggnad där klorerade lösningsmedel hanterats. Även i det vattenförande moränlagret, under leran, söder om källan har föroreningar hittats.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	6 m u.my. i grundvattnet. 5 m u.my. i jorden.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	11 m u.my. i grundvattnet. 6,25 m u.my. i jorden.
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	0 m u.my.. Förmodligen har föroreningarna sjunkit genom jorden på de delar av området där leran är obefintlig.
<i>Är koncentrationerna så höga i grundvattnet att föroreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Nej. Dock finns inget grundvatten i jordlagren direkt under källan, utan först ungefär 50 m söderut.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha spridits genom leran?</i>	Föroreningarna har förmodligen spridits i fri fas genom fyllningen ned till den sluttande bergövertytan och sedan längsmed denna ned under leran där det lösts i grundvattnet (Frankki och Zandin, 2010). I grundvattnet har föroreningarna sedan spridits med advektion.
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Nej, förmodligen inte. Föroreningarna har eventuellt inte behövt ta sig igenom lera alls eftersom ingen lera finns direkt under den byggnad där föroreningarna hanterats. Där finns istället fyllning ned till berg.

6.3.6 IVT Industrier

Lermäktigheten i området IVT Industrier varierar mellan olika provtagningsplatser (Figur 33). Lerlagret är flera m tjockt i punkt SGI4 men endast en halvmeter i punkt SGI7. I Punkt SGI 8 har endast de två översta metrarna undersökts och lera kan förekomma djupare ned under markytan. Under leran, och även längre upp i leran i tunnare lager, finns silt. Klorerade lösningsmedel i grundvattnet har framförallt hittats i de norra delarna av fastigheten, då även i de nedre jordlagren under leran. De högsta koncentrationerna, drygt 300 µmol/l fanns dock i punkterna DGE1 och DGE3 som ligger direkt under den gamla industrifastigheten (Figur 34). Från dessa punkter har inga dokumenterade lagerföljder eller provtagningsnivåer hittats och de finns därför inte med i Figur 33 eller Figur 35. I de sydöstra delarna av området, nedströms källan, ligger koncentrationen klorerade lösningsmedel under detektionsgränsen.

Koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet ser ut att minska med djupet vid IVT Industrier (Figur 35). Koncentrationen är störst vid ytan i punkt SGI1. De punkter som ligger i närheten visar också på detekterbara halter trots att de är tagna en bit ned i jordlagren. I de flesta andra punkter ligger uppmätta koncentrationer kring detektionsgränsen. Observera att punkterna DGE1 och DGE3, där de absolut högsta värdena detekterats inte finns med i figuren, på grund av att provtagningsdjup inte fanns dokumenterat.



Figur 35. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet vid IVT Industrier som funktion av djupet.

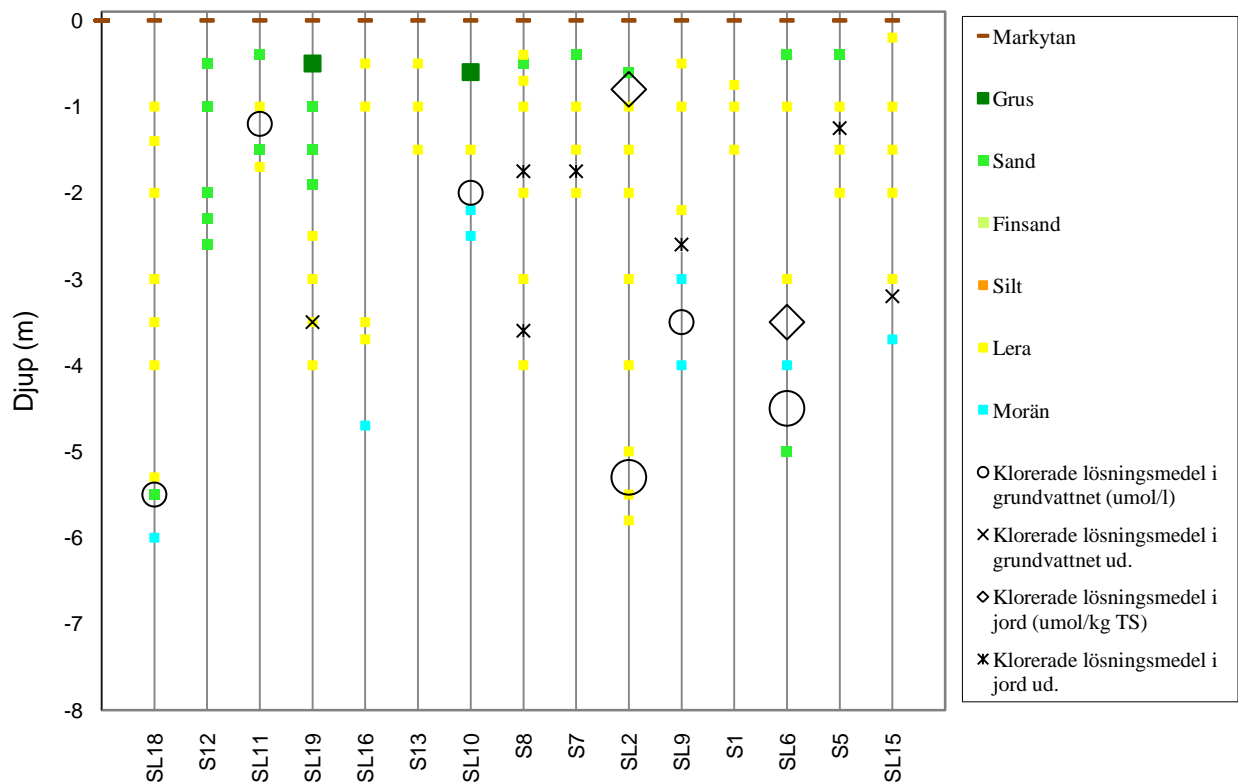
Inga jordprov har analyserats från område IVT Industrier. Föroreningssituationen i område IVT Industrier sammanfattas i Tabell 17.

Tabell 17. Sammanfattande resultat för område IVT Industrier.

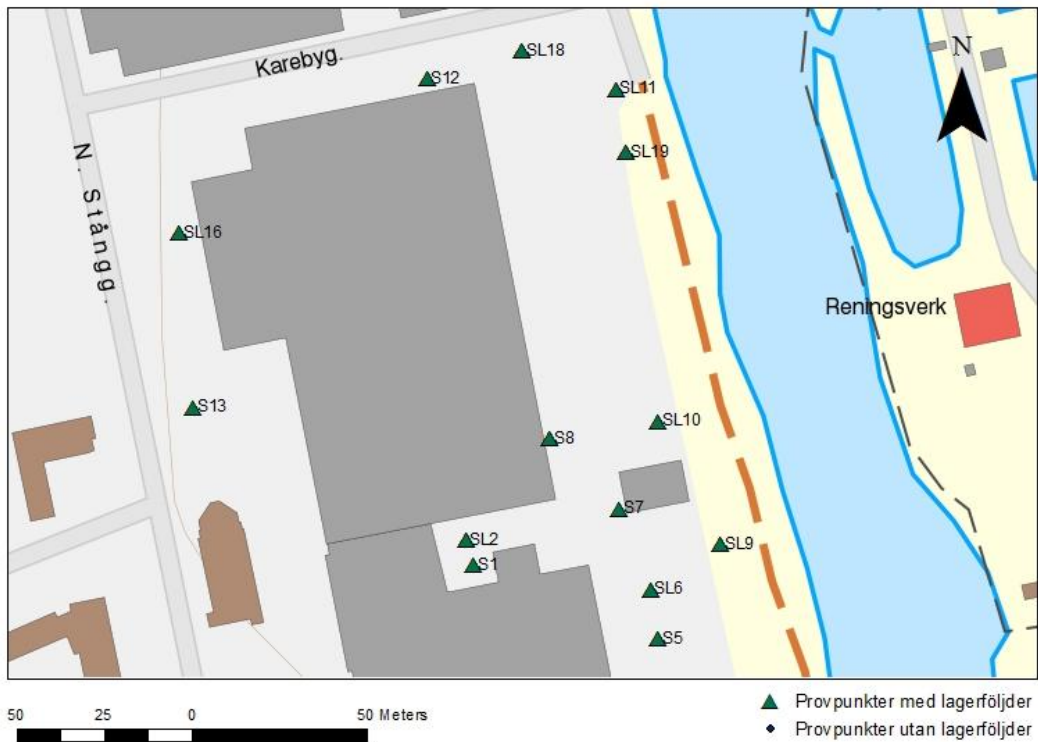
Område	IVT Industrier, Katrineholm
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Höga koncentrationer har hittats i grundvattnet direkt under den byggnad där föroreningar hanterats. Inga av de jordprov tagna runtom byggnaden visade dock på föroreningar över detektionsgränsen.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	1,5 m u.my. i grundvattnet. Oklart på vilken nivå de allra högsta koncentrationerna hittats (punkt DGE1 och 3), men förmodligen ytligt.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	7 m u.my. i grundvattnet
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	0,5 - 4 m. Osäkert hur jordlagren ser ut direkt under det som tros vara källan. I övrigt varierar lermäktigheten stort över området.
<i>Är koncentrationerna så höga i grundvattnet att föroreningarna borde förekomma i fri fas?</i>	Ja, i det som tros vara källan finns förmodligen klorerade lösningsmedel fortfarande i fri fas.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna ha spridits genom leran?</i>	Då inga föroreningar hittats i jorden runtom byggnaden på fastigheten har spridningen förmodligen skett relativt vertikalt ned till grundvattnet. Förmodligen har spridningen inte skett i någon större utsträckning med fri fas eftersom koncentrationerna i grundvattnet under leran är så pass låga. Enligt beräkningarna av den diffusiva transporten och lermäktigheten kan lerlagret under byggnaden ha penetrerats genom diffusion.
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Osäkert. Koncentrationerna är fortfarande betydligt högre direkt under byggnaden där klorerade lösningsmedel hanterats än i andra delar av området.

6.3.7 ABL Lights

Jordlagren i område ABL Lights består till största delen av lera följt av morän (Figur 36). Djupet till moränlagret varierar dock mellan ungefär 2 och 6 m. I de övre lagren finns en del sand, men längre ned ser leran mer homogen ut. I punkt SL 12 har lera inte hittats alls men undersökningen har endast gjorts ned till 2,5 m djup. De högsta koncentrationerna klorerade lösningsmedel har hittats i borrhål SL2 samt SL6 under leran. Leran är som mäktigast i detta område och mäktigheten vid punkt SL2 är 5 m. Lägre koncentrationer har hittats i andra borrhål, både i jord och grundvatten. Höga koncentrationer har också hittats i punkt SL18 som finns belägen ungefär 140 m norr om punkterna SL2 och SL6 (Figur 37).

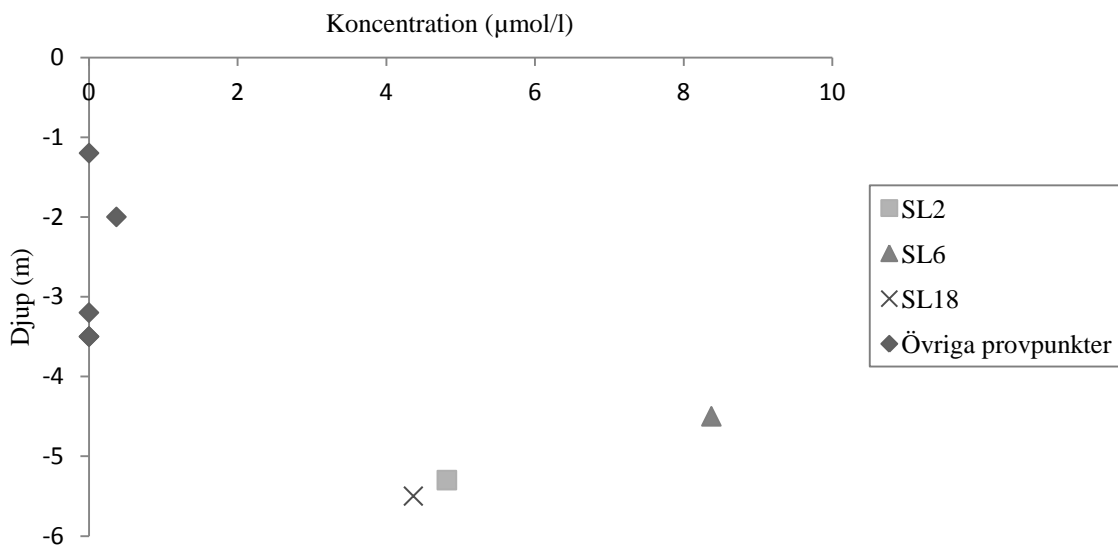


Figur 36. Borrhål i område ABL Lights. Varje jordartspunkt markerar den undre gränsen av ett lager. Provpunkter för koncentrationen klorerade lösningsmedel har märkts ut med symboler och symbolernas storlek beror av koncentrationens storlek. Borrhålen är sorterade från norr till söder.



Figur 37. Karta över provtagningsplatserna i område ABL Lights. © Lantmäteriet [i2012/921]

De undersökta grundvattenprovernas koncentrationer av klorerade lösningsmedel i grundvattnet i område ABL Lights har sin topp på ett djup av 4,5 m under markytan (Figur 38). Proverna i punkter ytligare än 4 m under markytan indikerar betydligt lägre koncentrationer än de tre proverna tagna under leran. Väldigt få provtagningsplatser och punkter är dock undersökta. När det gäller jordproven är koncentrationerna höga i punkt SL2 och SL6 och ligger i övrigt under detektionsgränsen (Figur 36).



Figur 38. Koncentrationen klorerade lösningsmedel i grundvattnet vid ABL Industrier som funktion av djupet.

Resultatet från område ABL Lights sammanfattas i Tabell 18

Tabell 18. Sammanfattande resultat för område ABL Lights.

Område	ABL Lights, Linköping
<i>Var i området har föroreningarna hittats?</i>	Klorerade lösningsmedel över detektionsgränsen har hittats i de flesta provtagna punkter i grundvattnet och i två punkter i jorden (Figur 36). De höga koncentrationerna finns framförallt vid punkt SL2 och SL6 men även i punkt SL18. Lägre koncentrationer har hittats i grundvattnet nedströms SL2 och SL6.
<i>Hur djupt ned i profilen finns föroreningstoppen?</i>	4,5 m u.my. i grundvattnet. 3,5 m u.my. i jord.
<i>Hur djupt ned har föroreningar detekterats?</i>	5,5 m u.my. i grundvattnet. 3,7 m u.my. i jord.
<i>Ungefär hur många meter lera har penetrerats?</i>	4,5 m direkt under det som tros vara källan och där den huvudsakliga spridningen ser ut att ha skett (Figur 36). I övrigt är lerlager tunnare än så.
<i>Via vilka transportvägar och med vilka transportmekanismer kan föroreningarna spridits genom leran?</i>	Föroreningarna har förmodligen gått vertikalt genom leran på den sydöstra sidan om byggnaden vid punkt SL2 och SL6 (Figur 36 och Figur 37). Eventuellt har spridningen skett i fri fas eller med advektion via sprickor som borde finnas med tanke på att leran ligger ytligt. Det är mindre troligt att föroreningarna har diffunderat genom leran. Diffusionsberäkningarna tyder på att lerlagret är för tjockt för att diffusion skulle ha varit den dominerande transportmekanismen och man ser inte heller någon tydlig diffusionsfront genom leran i Figur 35. Spridningen har troligen skett i fri fas via ledningsgravar till punkt SL18 och med advektion mot vattendraget öster om området (Wadstein, 2011).
<i>Har föroreningarna ansamlats ovan täta jordlager?</i>	Nej. Koncentrationerna i grundvattnet är högst under leran (Figur 38).

7 DISKUSSION

Föroreningarna har tagit sig förbi leran i alla områden i studien om än i olika höga koncentrationer. Baserat på att Nymansbolaget, som hade det näst mäktigaste lerlagret på 7-8 m har släppt igenom föroreningarna till underliggande grundvatten krävs det åtminstone mer än 8 m homogen lera för att ett lager ska kunna sägas vara tätande. I många fall har leran troligen haft en uppbromsande effekt. Vid Matadorverken finns två grundvattenmagasin och det undre grundvattenmagasin är skyddat av den 20 m mäktiga leran på platsen. Det finns dock andra faktorer förutom lermäktigheten som kan ha bidragit till lerans tätande förmåga, så som lerans placering och effekten av det förbiströmmande, ytliga grundvattnet.

Nedan diskuteras omfattningen av lerbeförekomsternas inverkan på spridningen av klorerade lösningsmedel och upptäckta samband mellan områden med liknande spridningsbild. Dessutom diskuteras begreppet tätande jordlager och dess användning utifrån resultaten från denna studie. Det bör understrykas att samtliga diskussioner och slutsatser endast baseras på de sju områdena inkluderade i studien.

7.1 FÖRORENINGARRNAS SPRIDNING PÅ DJUPET

Graferna över klorerade lösningsmedel i grundvattnet som funktion av djupet ger inte någon tydlig bild av att leran skulle stoppa den vertikala transporten. Dock kan lerlagren ha en uppbromsande effekt. Vid område Enköpingstvädden och Matadorverken finns en antydning att koncentrationen i grundvattnet ökar något med djupet för att sedan minska igen (Figur 17 och 25). Föroreningstoppen kan ses som en pöl av föroreningar, det vill säga en ansamling av klorerade lösningsmedel ovan ett tätare lager. För område IVT Industrier minskar koncentrationerna med djupet vilket skulle kunna tydas som en diffusionsgradient eller att jordlagren har en uppbromsande effekt (Figur 35). IVT Industrier är också det område som har den största skillnaden i koncentration mellan föroreningskällan och plymen, det vill säga det mesta av föroreningarna finns fortfarande kvar vid ursprungskällan och endast en liten del verkar ha spridits genom leran ned till grundvattnet.

Jordproven visar på en ännu mer heterogen bild av spridningen. Eftersom föroreningar i jord inte späds ut på samma sätt som föroreningar i vatten blir resultatet av en provtagning mer godtyckligt (Svenska Geotekniska Föreningen, 2011a). Om ett prov är taget i en punkt där fri fas har ansamlats har detta faktum mycket större betydelse för resultatet än djupet på vilket provet är taget. Om enskilda provtagningsplatser studeras syns däremot ett mönster. På de platser där prov har tagits på flera nivåer i leran är det tydligt att leran har en uppbromsande effekt eftersom koncentrationen sjunker med djupet i samtliga punkter (Figur 18, 22 och 28). Dock är de två proverna från Bodentvädden tagna i silten över leran. I punkt 09W12 på område Scan ökar koncentrationen med djupet, men där finns ingen lera (Figur 31 och 29). Eftersom leran bromsar upp men inte helt stoppat transporten nedåt genom jordlagren bör tiden tas med som en parameter i diskussionen kring en leras tätande förmåga. Leran kan ha varit tätande en kort tid inom dessa områden, men det är svårt att säga hur länge. Tiden mellan det att den förorenande verksamheten startade och att undersökningarna gjordes på områdena är som kortast 40 år, och i vissa områden uppemot 100 år (Tabell 11).

Den tydligaste trenden som kan utläsas ur dessa grafer är att den geografiska placeringen av provpunkterna (i denna rapport så kallade provtagningsplatserna) är av stor betydelse för resultatet av en undersökning. Det är viktigt att ta hänsyn till att proverna i alla områden i denna studie är tagna över ett utspritt område och att områdenas storlek dessutom varierar. De flesta områdena har inte tillräckligt med provtagningar för att data ska kunna analyseras på detta sätt. Maxkoncentrationerna är i alla områden funna i närliggande punkter. Enköpingsvätten är det område som har den tätaste och mest omfattande provtagningen och det är i det området vi kan se den tydligaste koncentrationstoppen vid ett visst djup (Figur 17 och 18).

7.2 LERANS LÄGE UNDER MARKYTAN

Det enda område där lera tycks ha förhindrat en föroreningsspridning ned till grundvattnet är område Matadorverken. Visserligen är det ytliga grundvattnet förorenat och ingen provtagning har gjorts i det djupt liggande grundvattenmagasin som finns på platsen. Dock har PID-mätningar gjorts så långt som 15 m ned i leran och de har visat att den djupare leran är fri från föroreningar. Föroreningarna har istället spridits horisontellt i det ytligare grundvattnet.

Resultatet kan jämföras med område Nymansbolagen och område ABL Lights. Figur 28 stödjer den slutsats som Torefeldth och Rahm (2013) drog, att klorerade lösningsmedel har spridits relativt homogent, rakt ned genom jordlagren på område Nymansbolagen. De höga koncentrationerna finns uteslutande i punkt S2, direkt under den gamla verkstaden och i grundvattnet under leran (Figur 28). Jordprov tagna i punkter runtom S2 visar på låga koncentrationer. Även vid område ABL Lights verkar spridningen av klorerade lösningsmedel ha skett relativt homogent, rakt ned i jorden. Koncentrationerna klorerade lösningsmedel i grundvattnet är där störst i moränlagret under leran, vilket indikerar att spridningen nedåt gått fort och att endast en mindre mängd föroreningar fastnat i lerlagret på vägen ned (Figur 38). Koncentrationerna klorerade lösningsmedel i kringliggande punkter är också mycket låga (Figur 36). Föroreningarna har förmodligen gått igenom leran vid punkt SL6 eller SL2 via någon form av spricka. Spridningsbilden vid område ABL Lights liknar den vid område Nymansbolagen. Trots lera med en mäktighet av minst 7 m vid område Nymansbolagen och 5 m i de mest förorenade delarna på område ABL Lights har klorerade lösningsmedel lyckats ta sig ned till underliggande grundvatten, och spridningen verkar ha gått relativt rakt nedåt genom leran.

En jämförelse av de tre områdena Matadorverken, Nymansbolagen och ABL Lights tyder på att ett lerlayers läge under markytan har en påverkan på spridningen av klorerade lösningsmedel i grundvatten. Vid område Nymansbolagen och ABL Lights ligger leran ytligt medan den mäktiga leran börjar först 10 m under markytan vid Matadorverken (Figur 23, 26 och 36). En förklaring till att leran skyddat bättre vid område Matadorverken än vid område Nymansbolagen och område ABL Lights kan vara att om leran finns på en djupare minskar förekomsten av sprickor, penetrerande rötter eller av människor markförlagda installationer och därmed snabba flödesvägar.

Vid jämförelse med område IVT industrier ser man att leran har varit mer skyddande där än i område ABL Lights och Nymansbolagen trots att leran är mindre mäktig och ligger relativt ytligt (Figur 26, Figur 33 och Figur 36). Detta kan bero på att grundvattennivåerna vid område IVT industrier vid undersökningarna 2007 legat på en nivå kring 1,3 m under markytan i de norra delarna av området, det vill säga på samma nivå som lerans överkant. Detta skulle kunna innebära att leran ofta är vattenmättad. Vid undersökningarna av Nymansbolagen låg grundvattenytan 5,5 – 6 m under markytan vilket betyder att åtminstone de översta 4 m av lerlagret inte var vattenmättade vid denna tidpunkt. Förmodligen förekommer alltid torrsprickor i de övre delarna av denna lera. Även vid ABL Lights låg grundvattennivåerna djupare än 2 m under markytan kring punkt SL2 och SL6, vilket skulle kunna innebära torrsprickor i den översta metern av lerlagret som börjar 1,5 m ovanför grundvattenytan. Det bör understrykas att detta endast är en tänkbar förklaring eftersom grundvattennivåer varierar mycket över året och mer data behövs för att kunna dra en säker slutsats.

Vid Bodentvätten är lerlagret beläget från ungefär 3,5 m under markytan. Det är vattenmättat men släpper ändå igenom föroreningarna till underliggande grundvatten (Figur 19). En anledning till detta är förmodligen att föroreningsmängden på område Bodentvätten är mycket stor. De högsta koncentrationerna i denna studie har hittats vid Bodentvätten och föroreningar i fri fas finns troligen både i det övre och det undre magasinet (Tabell 9). Transporten genom lagret kan ha skett via diffusion eftersom föroreningarna har funnits på platsen i ungefär 40 år och lerlagret förmodligen inte är mäktigare än 2,5 m. Dessutom är grundvattenströmningen genom lerlagret vid område Bodentvätten enligt undersökningar riktad nedåt, till skillnad från område Matadorverken där grundvattnet strömmar från det undre till det övre magasinet. Det nedåtriktade grundvattnet kan ha transporterat föroreningarna med advektion. Den kanske troligaste transportvägen är dock i fri fas längsmed husgrunden, såsom Golder Associates (2012) antyder, med tanke på att det underliggande grundvattenmagasinet innehåller föroreningshalter som indikerar fri fas.

7.3 INVERKAN AV HETEROGENITETER I JORDEN

Område Matadorverken liknar i de övre jordlagren område Enköpingstvädden då båda områdena ligger på svallsediment enligt jordartskartan. Lagerföljderna här är mycket skiktade vilket kan vara en bidragande orsak till att lerlagret vid Matadorverken lyckats hindra den vertikala spridningen och att den vertikala föroreningstransporten vid Enköpingstvädden bromsats upp.

Vid område Enköpingstvädden är föroreningsbilden komplex och trots att Golder Associates (2011) har tagit upp spridning via spilledningar som en möjlighet finns fler tänkbara förklaringar till hur föroreningarna trängt igenom lerlagret. I det 2-3 m mäktiga lerlagret vid område Enköpingstvädden finns en hel del sand och silt insprängt, framförallt på de norra delarna av området (Figur 14) (detsamma gäller område Matadorverken). Här kan föroreningarna ha hittat en väg runt leran, genom mer genomsläppliga lager. Att föroreningarna tagit sig igenom den skiktade leran med diffusion är inte heller omöjligt. Föroreningarna har förmodligen funnits på område Enköpingstvädden i ungefär 50 år och på område Matadorverken i ungefär 90 år. Beräkningarna av den teoretiska diffusionen visar att

på 50 år kan PCE transporteras ungefär 3,5 m med endast diffusion, och på 100 år 5 m. Dock varierar hastigheten i själva verket från plats till plats och det är troligt att diffusionen går långsammare än vad beräkningarna visar om leran till exempel har hög tortuositet (ger låg korregeringsfaktor). Trots osäkerheterna i beräkningarna är det inte omöjligt att föroreningarna tagit sig igenom enstaka tunna lerlager i den skiktade formationen och gått genom silt och sandlager där det varit möjligt.

Eftersom föroreningstoppen också ligger en bit under markytan vid både område Matadorverken och område Enköpingstvädden kan man tänka sig att den ursprungliga källan har övergått till residual. Koncentrationerna i grundvattnet är så pass höga i båda områdena att det är möjligt att fri fas förekommer i närheten. Från residualen matas nu det förbiströmmade grundvattnet med föroreningar allteftersom fri fas löser sig i grundvattnet. Enligt Svenska Geotekniska Föreningen (2011a) kan den horisontella spridningen av klorerade lösningsmedel vara betydande i områden med mycket svallsediment. Detta kan vara anledningen till att föroreningssplymen hunnit så långt som till vattentäkten, belägen i Enköpingsåsen 300 m sydost om tvätten. HSB Production AB (2009) tror att den ursprungliga källan till föroreningarna på område Matadorverken är mycket liten eller försvagad vilket också talar för teorin att den ursprungliga källan nu finns som residual en bit ned under markytan. I och med att föroreningarna sprids horisontellt i sandlagren späds höga koncentrationer ut och den vertikala koncentrationsgradienten minskar vilket innebär att även inverkan av diffusion blir mindre. På så sätt skyddar det övre grundvattnet som transporteras i svallsedimenten indirekt djupare jordlager. Om ovanstående resonemang stämmer kan förekomsten av svallsediment på område Matadorverken vara en bidragande orsak till att klorerade lösningsmedel inte nått det djupt liggande grundvattenmagasinet på platsen.

7.4 TÄTANDE JORDLAGER

Trots att inget samband har hittats mellan lermäktigheten och spridningen av klorerade lösningsmedel, talar resultatet från denna studie tydligt emot de källor som menar att ett lerlager är tätande redan vid 2 m mäktighet. Resultaten går mer i linje med de undersökningar som gjorts i Danmark som visar att ett lerlager utgör ett gott skydd mot föroreningar först vid 10 m mäktighet, eller om grundvattenmagasinet är artesiskt (Thomsen m.fl., 2004). Denna studie visar att den komplicerade spridningsbilden som uppkommer vid kontamination av klorerade lösningsmedel gör det riskabelt att använda begreppet tätande jordlager. Vid punktutsläpp av föroreningar med så pass speciella egenskaper som klorerade lösningsmedel blir de lokala förutsättningarna extremt viktiga. De jordprov som samlats in av SLU visar att den hydrauliska konduktiviteten i lera ofta är mycket större än det teoretiska värde som generellt används. Det betyder att både advektion och spridning i fri fas kan gå snabbare än förmodat och klorerade lösningsmedel kan tränga igenom flera hundra m lera på bara något år (Tabell 2). Den fria fasen har dessutom en förmåga att spridas längsmed sluttande ytor och hitta större sprickor eller andra preferentiella spridningsvägar. Den fria fasen är tung och tränger på så sätt undan förekommande luft eller grundvatten. Spridningen blir därför nedåtriktad, oavsett i vilken riktning grundvattnet strömmar.

Även om strömningen av vatten och fri fas genom leran är obefintlig stoppas inte föroreningstransporten helt. Diffusion har visat sig vara en betydande transportmekanism om

föroreningsbelastningen blir utdragen, tillförseln till jorden är kontinuerlig och förutsättningarna inte är sådana att klorerade lösningsmedel bryts ned. Tidsfaktorn går alltså inte att undgå vid diskussioner kring vad som är ett tätande jordlager. Denna studie kan endast bedöma jordlagrens täthet efter flera tiotals år. Det område där föroreningen har pågått kortast tid är område Bodentvätten där den förorenande verksamheten pågått i 10 år varefter det dröjde 30 år innan undersökningarna gjordes. Det är möjligt att lerlagren har varit tätande en tid men att den tillslut har släppt igenom föroreningarna genom diffusion och långsam advektion.

Eftersom föroreningsbelastningen kan bli utdragen är det också viktigt att ta hänsyn till vad som ska skyddas av lerlagret. Resultatet från denna studie antyder att svallsediment kan bromsa upp och sedan avleda klorerade lösningsmedel som då hinner lösa sig i ytligt genomströmmande grundvatten. Detta skyddar ett eventuellt ett undre magasin men inte ett övre. Även om det ytliga grundvattnet sällan är en betydande dricksvattenresurs kan det vara skyddsvärt av andra anledningar, till exempel som ekosystem för vattenlevande organismer.

Studien har uppmärksammat de heterogena omständigheter som ofta råder i naturliga miljöer och hur de skapar preferentiella flödesvägar. Lermäktigheten kan variera mycket även inom små områden (Figur 11). Vid område Scan har föroreningarna till exempel förmodligen tagit vägen genom den grova fyllningen och sedan längsmed den lutande bergövertytan (Frankki och Zandin, 2010). Det nästan 10 m tocka lerlager som trots allt finns på delar av området hade i så fall minimal inverkan vid spridningsförloppet. Flera andra områden i denna studie stämmer också in på teorin om att klorerade lösningsmedel gärna tar vägen via sprickor i jord och berg samt markförlagda installationer. Tidigare undersökningar från tre av områdena, nämligen område Enköpingstvätten, Bodentvätten och ABL Lights diskuterar spridning genom ledningar och husgrund som möjliga orsaker till att föroreningen trängt igenom leran. Eftersom förorenade områden oftast är belägna i industriområden är mänskliga ingrepp dessutom vanliga i de övre jordlagren och dessa borde tas med i diskussionen kring vad som är ett tätande jordlager. Att endast förlita sig på jordartskartan för att bedöma ett områdes sårbarhet är otillräckligt då kartan oftast visar de övre jordlagren. Dessutom finns SGUs jordartskartor som mest detaljerad i skala 1:50 000 vilket kan innebära att den verkliga jordarten på platsen kan variera mot vad som anges på kartan. Område Scan ligger till exempel på lera enligt jordartskartan, vilket inte helt stämmer överens med verkligheten då lerlagret tunnats ut och tar slut mitt i området

Även kartan över de lokalkarterade grundvattenmagasinen kan behöva tolkas med försiktighet. Två av områdena, nämligen område Nymansbolagen och område Matadorverken ligger enligt kartan på *tätande lager ovan magasin* (Sveriges Geologiska Undersökning, 2014b). Dessa två områden är de enda områdena i studien som har ett tydligt, mäktigt och homogent lerlager men endast ett av lagren har varit tätande mot klorerade lösningsmedel, nämligen det vid Matadorverken. Även här behövs alltså en översyn av de områden där tätande jordlager sägs finnas samt en tydlig definition över vad som menas med ett *tätande lager ovan magasin* och i vilket syfte det markerats på kartan.

7.5 SVÅRIGHETER, RELEVANS OCH VIDARE STUDIER

Det har varit svårt att jämföra olika områden på grund av att olikheterna inte begränsas till jordlagren och grundvattenförhållanden. Vid jämförelsen har det också varit nödvändigt att ta hänsyn till hur lång tid föroreningarna funnits på platsen och föroreningsmängden, vilket är information som i många fall varit bristfällig. På vissa områden, såsom ABL Lights och Nymansbolagen har dessutom relativt få prover tagits och det är då lätt att ansamlingar av föroreningar undgått och att detta har gett fel bild av föroreningssituationen. Eftersom undersökningarna oftast är gjorda vid ett eller ett par tillfällen är det också svårt att bedöma hur och när föroreningarna trängt igenom leran. En möjlig orsak till att det skett på pass många områden kan till exempel vara att föroreningarna gjorts mobila vid undersökningarna och tagit vägen via borrhål ned till grundvattnet, vilket är en risk vid provtagning av just klorerade lösningsmedel (Naturvårdsverket, 2007).

Denna studie representerar ett mycket litet urval av de miljöer och förutsättningar som finns på förorenade områden i Sverige. Vid undersökningar av förorenade områden utreds en sak i taget och utredningar av de undre jordlagren och grundvattenförekomsterna görs endast i de fall det finns anledning att tro att föroreningarna har tagit sig ned dit. Det var inte helt enkelt att hitta förorenade områden med grundvattenmagasin överlagrade med riktigt mäktiga lerlager där provtagningar gjorts även under leran. Det är alltså möjligt att leran kan vara tätande mot klorerade lösningsmedel i vissa områden, men att sådana områden inte tagits med i studien på grund av för litet dataunderlag och för grunda undersökningar. Detta har gjort det svårt att bedöma hur förhållandena på platsen bör se ut för att leran ska vara tätande. Resultatet från examensarbetet är trots det relevant eftersom det visar att begreppet tätande jordlager är osäkert då det finns många exempel på att klorerade lösningsmedel trängt igenom lera.

Om en framtida studie skulle göras med en liknande metod vore det till exempel intressant att endast titta på områden belägna på *tätande lager ovan magasin* enligt SGUs lokala grundvattenkartering. Där är förmodligen lerlagren mäktigare än vad många av lerlagren i denna studie är och det är dessutom definierat att lagren är tätande. Resultatet skulle sedan kunna användas för att förbättra grundvattenkartan och för att definiera vad som egentligen menas med *tätande lager ovan magasin* i detta sammanhang. Det vore också intressant att se hur tätande jordlager kan hindra föroreningar av mindre extrema slag att spridas ned till grundvattnet. Till exempel skulle områden med en blandning av föroreningar kunna användas för att jämföra lerans skyddande förmåga mot olika sorters föroreningar. Till exempel vid verkstadsindustrier finns metaller, klorerade lösningsmedel och andra organiska föroreningar blandade. Metaller har inte tvåfasflöde och dessutom en större potential att binda till jordpartiklar vilket till exempel skulle kunna innebära att lerlagret är tätande mot metaller men inte mot klorerade lösningsmedel. Studien skulle också kunna utvecklas till att även studera den tätande förmågan för kohesionsjordar med mindre lerhalt. Detta vore intressant eftersom till exempel silt innehåller betydligt färre sprickor än lera och beräkningar av transporthastigheter genom silt skulle kunna göras noggrannare. Det är i dagsläget svårt att beräkna transporttider genom lera eftersom konduktivitet och sorptionsegenskaper ofta är

mycket osäkra. Fler studier kring lerors heterogenitet och vilka svagheter de har ur transportsynpunkt skulle underlätta definitionen av vad som är ett tätande jordlager.

8 SLUTSATSER

Utifrån analysen av spridningssituationen i de sju utvalda områdena samt diskussionen ovan har ett antal slutsatser kunnat dras. Det bör understrykas att slutsatserna nedan är baserade på ett mycket litet urval av områden.

- Leran har en uppbromsande förmåga men kan inte sägas vara tätande utan att tidsaspekten tas med i definitionen. Denna studie kan endast säga något om ett lerlagets tätande förmåga under flera tiotals år.
- Lera varvat med silt och sand, så kallade svallsediment, kan öka jordlagrens potential att vara tätande genom att bromsa upp och sedan avleda den vertikala spridningen av klorerade lösningsmedel. Det bör dock påpekas att detta endast skyddar eventuellt djupt liggande grundvatten och inte sådant grundvatten som finns ytligt i svallsedimentet.
- Leran har en större potential att verka tätande i områden förorenade med klorerade lösningsmedel om lerlagret är beläget en bit ned under markytan och leran är vattenmättad.
- I områden med punktutsläpp av klorerade lösningsmedel har de lokala förutsättningarna allt för stor påverkan för att en viss lermäktighet ska kunna sägas vara tätande. Det är inte tillräckligt att endast förlita sig på jordartskartan för att bedöma ett områdes sårbarhet.

Sammanfattningsvis bör försiktighet tas vid användning av begreppet tätande jordlager i generella sammanhang.

9 REFERENSER

- Bovin, K., & Vikberg, E. (2012). Sammanställning av resultat från litteraturstudie om tätande jordlager. Sveriges Geologiska Undersökning.
- Brömssen, M., Gunnemyr, L., Lindstrand, O., & Jonasson, S. (2006). *Modeller för transport och spridning av föroreningar - fas 1*. Stockholm: Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5541-0.pdf>.
- Cwiertny, D. M., & Scherer, M. M. (2010). Abiotic processes affecting the remediation of chlorinated solvents. In H. F. Stroo, & C. H. Ward, *In Situ Remediation of Chlorinated Solvents* (pp. 69 - 108). New York: Springer Science + Business Media.
- Domenico, P. A., & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology*. New York: John Wiley & Sons.
- Engelke, F. (2007). *Fördjupad miljöteknisk utredning vid IVT:s anläggning i Katrineholm*. Linköping: Statens Geotekniska Institut.
- Eriksson, J., Nilsson, I., & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders Marklära*. Lund: Studentlitteratur AB.
- Espeby, B., & Gustafsson, J. P. (1998). *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen*. Institutionen för anläggning och miljö, Mark och vattenresurser. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan.
- Frankki, S., & Zandin, H. (2010). *Miljöteknisk markundersökning, komplettering avseende tetrakloreten, Scan AB, Boländerna 19:1 Uppsala kommun*. Stockholm: WSP Environmental.
- Golder Associates (2012). *Pilen 2 och Pilen 6, Riskbedömning*. Golder Associates.
- Golder Associates (2011). *Huvudstudie fd. Enköpingstvädden, Delrapport 1 - Miljötekniska markundersökningar*. Golder Associates.
- Golder Associates (2010). *Pilen 6 i Boden, Miljöteknisk markundersökning*. Golder Associates. http://www.sgu.se/opencms/export/download/pdf/Rapport_Bodentvaetten.pdf
- Grip, H., & Rodhe, A. (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*. Karlshamn: Hallgren & Fallgren Studieförlag AB.
- Hansen, B., & Thorling, L. (2008). *Use of geochemistry in groundwater vulnerability mapping in Denmark. Bulletin 2008*. Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS). http://www.geus.dk/publications/bull/nr15/nr15_p45-48.pdf (2014-02-20)
- HSB Production AB (2009). *Redovisning av utförda avhjälpandeåtgärder (in situ sanering) på Söderkaj, Halmstad*. HSB Production AB.
<http://www.ejlskov.com/assets/files/Dansk/Cases/Soderkaj.pdf>
- Johansson, P.-O., & Maxe, L. (1998). *Bedömning av grundvattnets sårbarhet - Utvecklingsmöjligheter. Rapport 4852*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Johnson, R. L., Cherry, J. A., & Pankow, J. F. (1989). Diffusive Contaminant Transport in Natural Clay: A Field Example and Implications for Clay-Lined Waste Disposal Sites. *Environmental Science Technology* , 23, pp. 340-349.

Jonasson, S., Brömssen, M., Gunnemyr, L., & Ola, L. (2007). *Modeller för transport och spridning av föroreningar - fas 2*. Naturvårdsverket.

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5692-1.pdf> (2014-02-20).

Larsson, R. (2008). *Information 1: Jords Egenskaper*. Linköping: Statens Geotekniska Institut.

Messing, I. (1989). Estimation of the Saturated Hydraulic Conductivity in Clay Soils from Soil Moisture Retention Data. *Soil Science Society of America Journal* , 53, pp. 655-668.

Miljøstyrelsen (2000). *Zonering - Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. Vejledning fra miljøstyrelsen Nr. 3 2000*. Miljøstyrelsen.

<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7944-132-7/pdf/87-7944-133-5.pdf> (2013-10-14).

Naturvårdsverket (2007). *Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. Hållbar Sanering. Rapport 5663*. Naturvårdsverket.

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5663-8.pdf>

Naturvårdsverket (2002). *Metodik för inventering av förorenade områden* . Värnamo: Naturvårdsverket Förlag.

Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976*. Bromma: CM Gruppen AB.

Nilsson, G. (2003). *Handledning i jordartsklassificering* . Linköping: Statens Geotekniska Institut .

Parker, B. L., Cherry, J. A., & Chapman, S. W. (2004). Field Study of TCE profiles below DNAPL to assess aquitard integrity. *Journal of Contaminant Hydrology* , 74:197-230.

Sale, T., & Newell, C. J. (2010). Impact of source management on chlorinated solvent plumes. In H. F. Stroo, & C. H. Ward, *In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes* (pp. 185-216). New York: Springer Science + Business Media.

Sterner, O. (2003). *Förgiftningar och Miljöhot*. Lund: Studentlitteratur.

Svenska Geotekniska Föreningen (2011a). *Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten - Att tänka på inför provtagning och upphandling*. Svenska Geotekniska Föreningen.

http://omvarldsbevakning.bygggtjanst.se/PageFiles/104405/SU122148%20Bilaga%20rapport_klorerade_2-2011.pdf. (2013-10-28).

Svenska Geotekniska Föreningen (2011b). *Hantering och analys av prover från förorenade områden - Osäkerheter och felkällor*. Göteborg: Svenska Geotekniska Föreningen.

Sveriges Geologiska Undersökning (2013a). *Bedömningsgrunder för grundvatten, SGU-rapport 2013:01*. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Sveriges Geologiska Undersökning (2013b). *Glacial lera*. Hämtad 2013-01-11 från SGU Sveriges Geologiska Undersökning: http://www.sgu.se/sgu/sv/geologi/jord/tolka-karta/exempel_glacial.html

Sveriges Geologiska Undersökning (2014a). *Grundvatten*. Hämtad 2014-04-02 från SGU Sveriges Geologiska Undersökning: <http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/index.html>

Sveriges Geologiska Undersökning (2014b), *Grundvatten 1:50 K – databas*.

Sveriges Geologiska Undersökning (2014c), *Jordarter 1:50 K – databas*.

Thomsen, R., Søndergaard, V. H., & Sørensen, K. I. (2004). Hydrogeological mapping as a basis for establishing site-specific groundwater protection zones in Denmark. *Hydrogeology Journal* , 12, pp. 550-562.

Torefeldth, M., & Rahm, N. (2013). *Miljöteknisk undersökning av djupa jordlager med Sonicborrning vid f.d. Nymansbolagen, Uppsala kommun*. Uppsala: Geosigma.

USEPA (2000). *Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications*. Cincinnati: USEPA.

USEPA (2014). *EPA On-line Tools for Site Assessment Calculation*. Hämtad 2014-02-20 från USEPA - United States Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/estdiffusion-ext.html>

Vägverket (2007). *Råd och rekommendationer för hantering av sulfidjordsmassor* . Borlänge: Vägverket, Teknikavdelningen, Sektionen för vägteknik.

Vägverket (1995). *Yt och grundvattenskydd. Publ. 1995:1*. Borlänge: Vägverket.

Wadstein, E. (2011). *Kompletterande miljöteknisk undersökning -ABL Lights AB, etapp 2 - huvudstudie*. Hifab AB.

BILAGA 1

Samtliga data använda i denna studie är hämtade från tidigare undersökningar. Referensrapporter för använda data från de sju områdena visas i Tabell 19. Vissa rapporter har också använts som referenser i texten och dessa har även refererats till i avsnittet Referenser.

Tabell 19: Referensrapporter för använda data.

Område	Referensrapporter
Enköpingstvädden	<ul style="list-style-type: none">• Golder Associates. (2011). <i>Huvudstudie fd. Enköpingstvädden, Delrapport 1 - Miljötekniska markundersökningar</i>. Rapportnummer: 09512420271.
Bodentvädden	<ul style="list-style-type: none">• Golder Associates (2010), <i>Pilen 6 i Boden, Miljöteknisk markundersökning</i>. Rapportnummer: 09512420276.• Golder Associates (2012), <i>Pilen 2 och Pilen 6, Boden. Riskbedömning</i>. Uppdragsnummer: 10512420561.
Matadorverken	<ul style="list-style-type: none">• HSB Production AB (2009), <i>Redovisning av utförda avhjälpandeåtgärder (in situ sanering) på Söderkaj, Halmstad</i>,• WSP (2007), <i>Sondering – Klorerade lösningsmedel Söderkaj, Halmstad – Norra delen av Etapp 1, PM</i>. Uppdragsnummer: 10093716.
Nymansbolagen	<ul style="list-style-type: none">• Torefeldth, M., & Rahm, N. (2013). <i>Miljöteknisk undersökning av djupa jordlager med Sonicborrning vid f.d. Nymansbolagen, Uppsala kommun</i>. Grap: 13026. Uppsala: Geosigma
IVT Industrier	<ul style="list-style-type: none">• Engelke, F. (2007). <i>Fördjupad miljöteknisk utredning vid IVT:s anläggning i Katrineholm</i>. Uppdragsnummer: 13139. Linköping: Statens Geotekniska Institut (SGI).
ABL Lights	<ul style="list-style-type: none">• Wadstein, E. (2011a) <i>Miljöteknisk undersökning av fastigheten Gäddan 2, Linköping</i>. Uppdragsnummer: 318742• Wadstein, E. (2011b). <i>Kompletterande miljöteknisk undersökning - ABL Lights AB, etapp 2 - huvudstudie</i>. Uppdragsnummer: 319161. Stockholm: Hifab AB.
Scan	<ul style="list-style-type: none">• Frankki, S., & Zandin, H. (2010). <i>Miljöteknisk markundersökning, komplettering avseende tetrakloreten, Scan AB, Boländerna 19:1 Uppsala kommun</i>. Rapportnummer: 10127257. Stockholm: WSP Environmental.