



Kemakta AR 2011-05

Riskbedömning och kompletterande undersökningar vid FFV:s fd tvätteri på fastighet Långsele 2:105 i Långsele, Sollefteå kommun

Del av huvudstudie



Håkan Svensson, Michael Pettersson, Mark Elert

2012-04-23

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammanfattning

Inledning

SGU har ett uppdrag att inventera samt genomföra ansvarsutredningar och nödvändiga undersökningar för objekt som förorenats av en statlig organisation som inte längre finns kvar. Inom uppdraget utreds bland annat den verksamhet som Förenade fabriksverken (FFV) har bedrivit.

Kemakta Konsult AB har på uppdrag av SGU genomfört en huvudstudie inom FFV:s fd tvätteri på fastighet Långsele 2:105 i Långsele, Sollefteå kommun. Syftet med uppdraget har varit att utifrån tidigare utredningar och kompletterande undersökningar få en så klar bild som möjligt av föroreningsituationen och att genomföra en riskbedömning för objektet i enlighet med Naturvårdsverkets kriterier för en huvudstudie. Detta arbete redovisas i denna rapport. Med detta som grund har en åtgärdsutredning genomförts inom vilken olika åtgärdsalternativ har definierats och riskvärderats. Åtgärdsutredning och riskvärdering redovisas i en separat rapport.

Bakgrund

Förenade fabriksverken (FFV) har bedrivit tvättverksamhet (både vatten- och kemtvätt) på fastigheten Långsele 2:105 mellan 1967 och 1978. Därefter har tvätteri verksamheten fortsatt i olika regier fram till idag. Kemtvätsverksamheten lades ned 1996. Fastigheten ägs idag av Textilia Tvätt- och textilservice AB som också driver verksamheten.

Undersökningsområdet utgörs primärt av fastigheten inom vilken tvättverksamheten har bedrivits men även angränsande bostadsfastigheter, grundvatten och ledningssystem inom Långsele samhälle samt ytvatten och sediment i recipienten Faxälven omfattas av genomförda undersökningar.

Föroreningsituation och föroreningsspredning

Inom industrifastigheten

Genomförda undersökningar visar på en förekomst av klorerade alifater främst i anslutning till den del av fastigheten där tvättlokalen var belägen, men också i anslutning till ledningssystem som finns på den västra sidan av industribyggnaden. I grundvatten inom denna del av fastigheten påvisas tetrakloreten i halter i nivå med ämnets löslighet i vatten. Det finns således skäl att misstänka att grundvattnet står i kontakt med en fri fas av tetrakloreten.

Förekomsten av föroreningar under byggnaden är undersökt i begränsad omfattning. Försök till provtagning av porluft under byggnaden har visat att golvet, åtminstone i den del av byggnaden där tvättlokalen låg, utgörs av dubbla golv och att förorening finns i sanden mellan golven. Det finns dock indicier, låga föroreningshalter i grundvatten i anslutning till industribyggnadens fasad nedströms tvättlokalen, som talar emot en utbredd förekomst av fri fas under byggnaden.

Baserat på genomförd jordbergsondering och georadarmätning konstateras att bergöverytan generellt lutar norrut inom fastigheten. På norra sidan av fastigheten har två mindre bergssvackor identifierats i bergöverytan.

De undersökningar som gjorts av bergöverytan på fastigheten visar inte på några större sprick- eller krosszoner i källområdet. Därför bedöms förutsättningarna för transport i

berget vara begränsade. De mätningar som utförts indikerar att den fria fasen inte rör sig i marken, men att den orsakar en kraftig förorening av grundvattnet.

Nedströms industrifastigheten

En spridning med grundvatten till angränsande fastigheter norr om industrifastigheten har bekräftats. Uppmätta halter i inomhusluft i bostadshus inom fyra nedströms liggande fastigheter visar dock på halter som underskrider lågriskkoncentrationer.

En spridning med grundvatten till angränsande fastigheter direkt norr om industrifastigheten har bekräftats men föroreningshalterna är låga. Längre ned i samhället, ca 200 m nordväst om industrin, påvisas högre halter av tetrakloreten (upp mot 100 µg/l) och trikloreten (ett tiotal µg/l) i grundvattnet. En möjlig förklaring till detta är att det sker en spridning i och läckage från befintliga ledningssystem. Detta stöds av uppmätta halter i brunnar på ett av ledningssystemen.

Provtagning i Kavelbrobäcken har visat att denna åtminstone periodvis utgör en spridningsväg för klorerade alifater.

Riskbedömning

Uppmätta föroreningshalter av främst tetrakloreten i grundvatten i anslutning till industribyggnaden är så höga att de bedöms kunna orsaka förhöjda halter i inomhusluften i industribyggnaden. De mätningar som gjorts i byggnaden visar också på halter av tetrakloreten över lågrisknivå, dvs. den gräns som satts för att skydda mot hälsoeffekter vid en långtidsexponering. De höga halterna har uppmätts i utrymmen där personal inte vistas stadigvarande. Därför bedöms riskerna med byggnadens nuvarande användning som små, men kan öka vid ändringar i byggnaden eller dess användning.

I de bostadsfastigheter som ligger nedströms industrifastigheten visar genomförda undersökningar av inomhusluft på halter något under lågrisknivå. Mätningar har dock bara genomförts vid ett tillfälle och kan förväntas variera. Det finns också osäkerheter angående den framtida utvecklingen avseende föroreningshalter i grundvattnet. Förutsättningarna för spridning kan ändras vid schaktningsarbeten eller vid andra förändringar som påverkar grundvattenströmningen i området. Risken för att halter i inomhusluft över lågrisknivå kan uppkomma bedöms vara stor.

De mätningar som utförts i Kavelbrobäcken och i Långselviken har visat på halter av tetrakloreten som är strax under miljö kvalitetsnormen. Detta indikerar att ett utsläpp sker till via dagvattenssystemet och bäcken mot Långselviken. Eventuella effekter av detta utsläpp på det akvatiska livet har inte undersökts.

Orsaken till de höga halterna i grundvattnet bedöms vara rester av tvättvätska i fri fas i jorden vid byggnadens västra sida. Fri fas kan även förekomma under byggnaden. De mätningar som utförts indikerar att den fria fasen inte rör sig i marken, men att den orsakar en kraftig förorening av grundvattnet. Föroreningen sprids huvudsakligen via ledningar på området och till en mindre del vidare norrut.

För att reducera föroreningshalter i grundvatten inom industrifastigheten, och i ett längre tidsperspektiv även inom samhället, bedöms att det finns behov att åtgärda förorening som finns i fri fas på industrifastigheten. Detta bedöms på sikt reducera halterna även nedströms fastigheten.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	3
INLEDNING	3
BAKGRUND	3
FÖRORENINGSSITUATION OCH FÖRORENINGSSPRIDNING	3
<i>Inom industrifastigheten</i>	3
<i>Nedströms industrifastigheten</i>	4
RISKBEDÖMNING	4
1 UPPDRAG OCH SYFTE	7
1.1 BESTÄLLARE	7
1.2 BAKGRUND OCH SYFTE	7
1.3 LÄSANVISNING	7
2 OMRÅDESBESKRIVNING.....	8
2.1 LÄGE, ÄGARFÖRHÅLLANDEN	8
2.2 MARKENS NUVARANDE OCH FRAMTIDA ANVÄNDNING	8
2.3 FÖRHÅLLANDEN I OMGIVNINGEN, T EX SKYDDSOBJEKT	9
2.4 TOPOGRAFI	9
2.5 GEOLOGISK UPPBYGGNAD	9
2.6 GRUNDTVATTENFÖRHÅLLANDEN (OCH GRUNDTVATTENMAGASIN)	13
2.7 RECIPIENT OCH VATTENINTRESSE	16
3 HISTORISK REDOGÖRELSE	18
3.1 OMRÅDETS INDUSTRIHISTORIA	18
3.2 INDUSTRIELLA PROCESSER OCH HANTERADE ÄMNEN	18
3.3 AVFALLSHANTERING	18
4 BYGGNADER OCH INSTALLATIONER	20
4.1 BYGGNADER	20
4.2 DAG- OCH SPILLVATTENLEDNINGAR	20
5 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR.....	25
5.1 INLEDNING	25
5.2 UTFÖRDA FÄLTARBETEN 2010	25
5.2.1 <i>Strategi för utförda undersökningar</i>	25
5.2.2 <i>Provtagning av mark</i>	25
5.2.3 <i>Provtagning av grundvatten</i>	26
5.2.4 <i>Provtagning av brunnsvatten</i>	26
5.2.5 <i>Provtagning av ytvatten och sediment</i>	27
5.2.6 <i>Kartering av bergöveryta</i>	27
5.2.7 <i>Jordartskaraktisering</i>	27
5.3 UTFÖRDA ANALYSER 2010	27
5.3.1 <i>Fältanalyser</i>	27
5.3.2 <i>Laboratorieanalyser</i>	27
5.4 RESULTAT AV UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	28
5.4.1 <i>Föroreningar i mark</i>	28
5.4.2 <i>Föroreningar i grundvatten</i>	30
5.4.3 <i>Föroreningar i brunnsvatten</i>	34
5.4.4 <i>Föroreningar i porluft</i>	36
5.4.5 <i>Föroreningar i ytvatten</i>	36
5.4.6 <i>Föroreningar i sediment</i>	37
5.4.7 <i>Föroreningar i industribyggnaden</i>	37
5.4.8 <i>Föroreningar i inomhusluft</i>	39
6 RISKBEDÖMNING	42
6.1 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR RISKBEDÖMNING	42

6.2	FÖRSLAG TILL ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL.....	42
6.3	KONCEPTUELL MODELL	43
6.3.1	Bakgrundshalter	43
6.3.2	Föroreningskällor.....	43
6.3.3	Spridnings- och exponeringsvägar.....	43
6.3.4	Skyddsobjekt	46
6.4	SPRIDNINGSBERÄKNINGAR	47
6.4.1	Läckageberäkningar.....	47
6.4.2	Naturlig Nedbrytning.....	48
6.5	PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN	50
6.5.1	Modell för platsspecifika riktvärden för grundvatten.....	51
6.5.2	Platsspecifika riktvärden för mark	55
6.5.3	Beräknade platsspecifika riktvärden	56
6.6	FÖRORENINGSSITUATIONEN.....	57
6.6.1	Jämförelse av uppmätta halter mot platsspecifika riktvärden	57
6.6.2	Avgränsning i plan och profil.....	60
6.6.3	Mängd och utbredning av föroreningar samt förorenade volymer	62
6.7	BEDÖMNING AV HÄLSOEFFEKTER	63
6.7.1	Inom industrifastigheten	63
6.7.2	Området nedströms industrifastigheten.....	64
6.8	BEDÖMNING AV MARKMILJÖEFFEKTER.....	65
6.9	BEDÖMNING AV RISKER MED SPRIDNING	65
6.10	BEDÖMNING AV RISKREDUKTION OCH ÅTGÄRDSBEHOV	67
7	REFERENSER.....	68

- Bilaga 1 – Fältprotokoll
- Bilaga 2 – Provpunkter
- Bilaga 3 – Information grundvattenrör
- Bilaga 4 – Jordbergsonderingar
- Bilaga 5 – Jordartsanalys
- Bilaga 6 – Sammanställning av analysresultat
- Bilaga 7 – Förutsättningar för naturlig nedbrytning
- Bilaga 8 – Tidigare utförda undersökningar
- Bilaga 9 – Riktvärden för grundvatten
- Bilaga 10 – Analysprotokoll

1 Uppdrag och syfte

1.1 Beställare

Kemakta Konsult AB har på uppdrag av SGU genomfört undersökningar inom FFV:s fd tvätteri på fastighet Långsele 2:105 i Långsele, Sollefteå kommun. För fältarbeten har Kemakta i detta uppdrag samarbetat med Tyréns. Med detta och tidigare genomförda undersökningar som grund ska en huvudstudierapport tas fram för objektet.

1.2 Bakgrund och syfte

SGU har ett uppdrag att inventera samt genomföra ansvarsutredningar och nödvändiga undersökningar och åtgärder för objekt som förorenats av en statlig organisation som inte längre finns kvar. Inom uppdraget utreds bland annat den verksamhet som Förenade fabriksverken (FFV) har bedrivit.

Förenade fabriksverken (FFV) har bedrivit tvättverksamhet (både vatten- och kemtvätt) på fastigheten Långsele 2:105 mellan 1967 och 1978. Därefter har tvätteriverksamheten fortsatt i olika regier fram till idag, se avsnitt 3.1. Kemtvätsverksamheten lades ned 1996.

Denna rapport utgör delar av en huvudstudie för området. De undersökningar och provtagningar som genomförts har till syfte att ge en kompletterande bild av föroreningssituationen inom undersökningsområdet så att en god bedömning av ett eventuellt åtgärdsbehov, vilket tidigare utbredningssteg bedömt föreligga, kan göras. Delar av undersökningarna är av åtgärdsförberedande karaktär. Resultat från undersökningarna har använts för att bedöma föroreningarnas utbredning, karakterisera förekommande material, bedöma spridningsförutsättningar samt som underlag för en fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning.

1.3 Läsanvisning

Föreliggande rapport utgör delar av en huvudstudie och redovisar resultat av utförda undersökningar, utredningar samt fördjupad riskbedömning. Undersökningarna har i huvudsak omfattat fastigheten Långsele 2:105.

I kapitel 2 till 4 ges en bakgrund till nuvarande förhållanden på området samt en kortfattad beskrivning av områdets industrihistoria. I kapitel 5 redovisas de undersökningar som tidigare utförts på området samt resultat från de undersökningar som genomförts inom detta uppdrag. En fördjupad riskbedömning redovisas i kapitel 6.

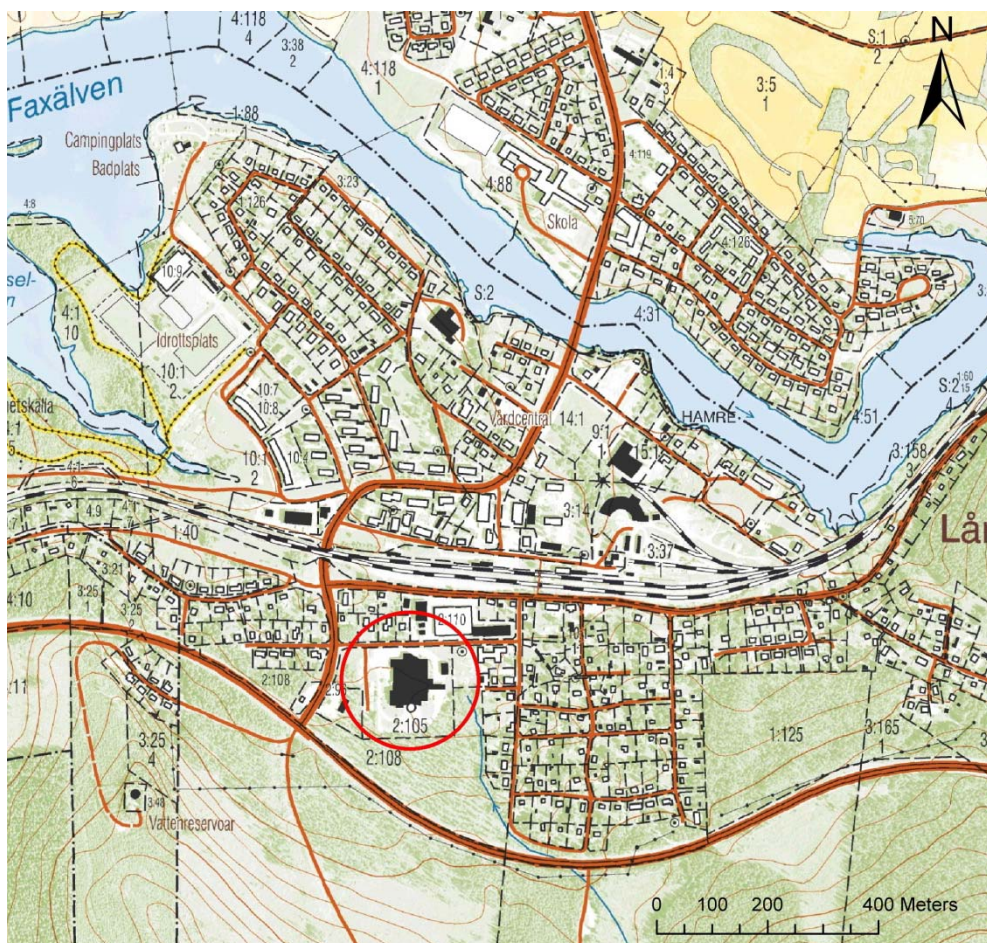
Åtgärdsutredning och underlag för riskvärdering redovisas i en separat rapport.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Läge, ägarförhållanden

Långsele är beläget cirka 10 km väster om Sollefteå i Sollefteå kommun. Verksamheten har bedrivits i en byggnad som ligger på fastighet Långsele 2:105 i den södra delen av Långsele. Fastighetens yta är ca 2,5 ha och gränsar i norr och öster till bostadsområden. Längs med fastighetens norra sida går Nygatan. Söder om fastigheten ligger ett skogsområde.

Tvättverksamheten på Långsele 2:105 har bedrivits till 1978 i FFV:s regi. 1979 tog landstinget över kemtvättverksamheten. Tvätteriet såldes, antagligen 1997, till ett privat företag som senare överlät verksamheten till Simonsen Sverige AB. Verksamheten såldes till Textilia Tvätt- och textilservice AB som driver tvätteriet idag.



Figur 2-1. Karta över Långsele nya tvätt med omgivningar. Inringat område visar den aktuella fastigheten. Ur © Lantmäteriverket Medgivande MS2009/09546

2.2 Markens nuvarande och framtida användning

På fastigheten bedrivs i dag tvättverksamhet med vatten. Kommunen har enligt uppgift inga planer på att ändra markanvändningen (Sollefteå kommun, 2007).

2.3 Förhållanden i omgivningen, t ex skyddsobjekt

På närliggande fastigheter finns bostäder och på angränsande fastighet Långsele 2:5 ett daghem. Avståndet till närmaste bostadshus är ca 30 m. På fastighet Långsele 2:110 ligger ett företag som tillverkar och säljer möbler.

Enligt Sveriges länsstyrelser kartjänst ”Sveriges länskartor” finns inga områden av riksintresse angivna inom Långsele omnejd (Sveriges Lst, 2007). Närmaste riksintresse ligger ca 5 km nedströms Faxälven vid utflödet till Ångermanälven. Områdena utgörs av riksintressena för friluftsliv övre respektive nedre Ådalen samt riksintresset för naturvård och tillika naturreservatet Granvågsniporna. På den norra sidan av Faxälven, mitt emot och strax uppströms Långsele, finns ett Natura 2000-området benämnt Nordsjövikarna.

2.4 Topografi

Fastigheten Långsele 2:105 är belägen på nivån ca 105 m ö h. Direkt söder om fastigheten ligger Långseleåsen vars högsta delar når högre än 300 m ö h. Inom fastigheten sluttar marken mot norr. Nordväst om fastigheten sluttar marken ned mot Långselviken som är en del av Faxälven. Norr och öster om fastigheten är samhället beläget, som i norr gränsar mot Faxälven. Faxälvens nivå ligger enligt terrängkartan på ca 92 m ö h. Lantmäteriets höjder på terrängkartan är angivna i höjdsystemet RH70. De plushöjder som är framtagna i föreliggande rapport, t ex inmätta grundvattenrör och markytor, är även de angivna i RH70

2.5 Geologisk uppbyggnad

Berggrunden i Långsele utgörs av yngre granit och gråvacka. På regional skala dominerar dalgången längs med Faxälven i nivå med Långsele av sammanhängande områden med finkorniga sediment (SGU, 2003).

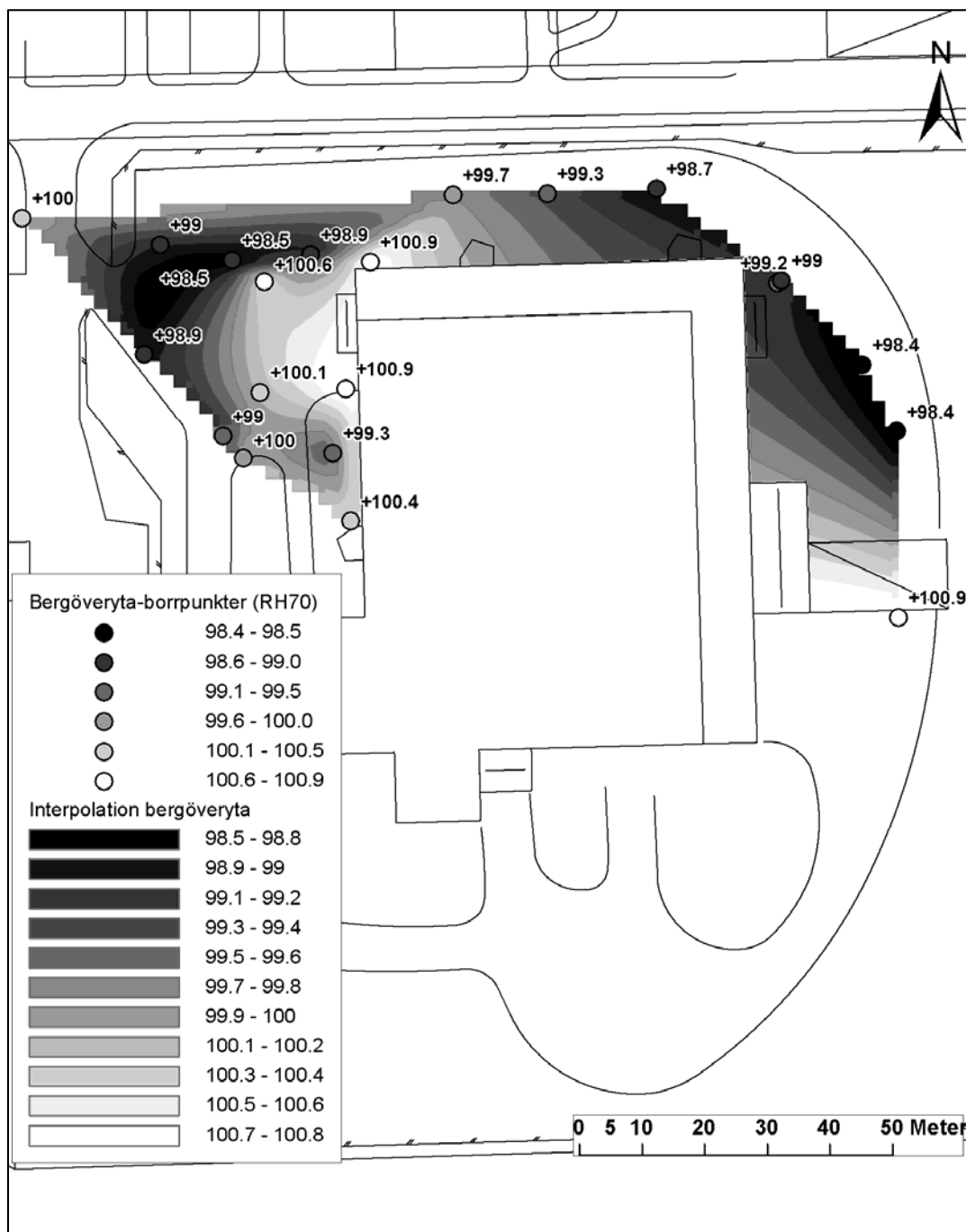
Enligt de uppgifter som hämtas från SGU:s brunnarsarkiv är jorddjupet på närliggande fastigheter ca 1 till 5 meter. Slagsonderingar genomförda 2008 visar borrhopp i flera punkter på jorddjupet ca 5 m i de norra delarna av fastigheten eller på angränsande fastigheter i norr. Slagsondering kan inte med säkerhet fastställa djup till berg, således genomfördes jordbergsonderingar i samband med undersökningar 2009 och 2010, bilaga 4. Eftersom jordbergsonderingen går ned en bit ned i bergöverytan erhålls även uppgifter på bergets kvalitet. Vid sonderingarna noterades att ett fåtal slag alternativt sprickigt berg förekom i 7 av totalt 12 sonderingspunkter. Bergöverytan bedöms som normalt uppsprucken. Delar av grundvattenrören har installerats med NOEX-teknik ned till bergöverytan. Resultatet från installationen av grundvattenrören samt jordbergsonderingarna gav ett djup till bergöverytan på mellan 3,6 och 7,4 meter, Figur 2-3.

För att erhålla en mer kontinuerlig uppfattning av djup till berg samt identifiera eventuella bergsvackor har även en markradarundersökning genomförts under 2009 (Kemakta, 2009a). Dock var radarresultatets sammanstämning med JB-sonderingen bristfällig. Det lager som tolkats som bergreflex vid radarundersökning tolkas efter jämförelse mot verkligt djup till berg istället motsvara ett jordlager ovanpå berget.

Jordartstolkningar i fält, kornstorleksanalyser och diagram över sonderingsmotstånd i jord visar dock inte några tydliga indikationer på större avvikelser i den naturliga jordlagerföljden.

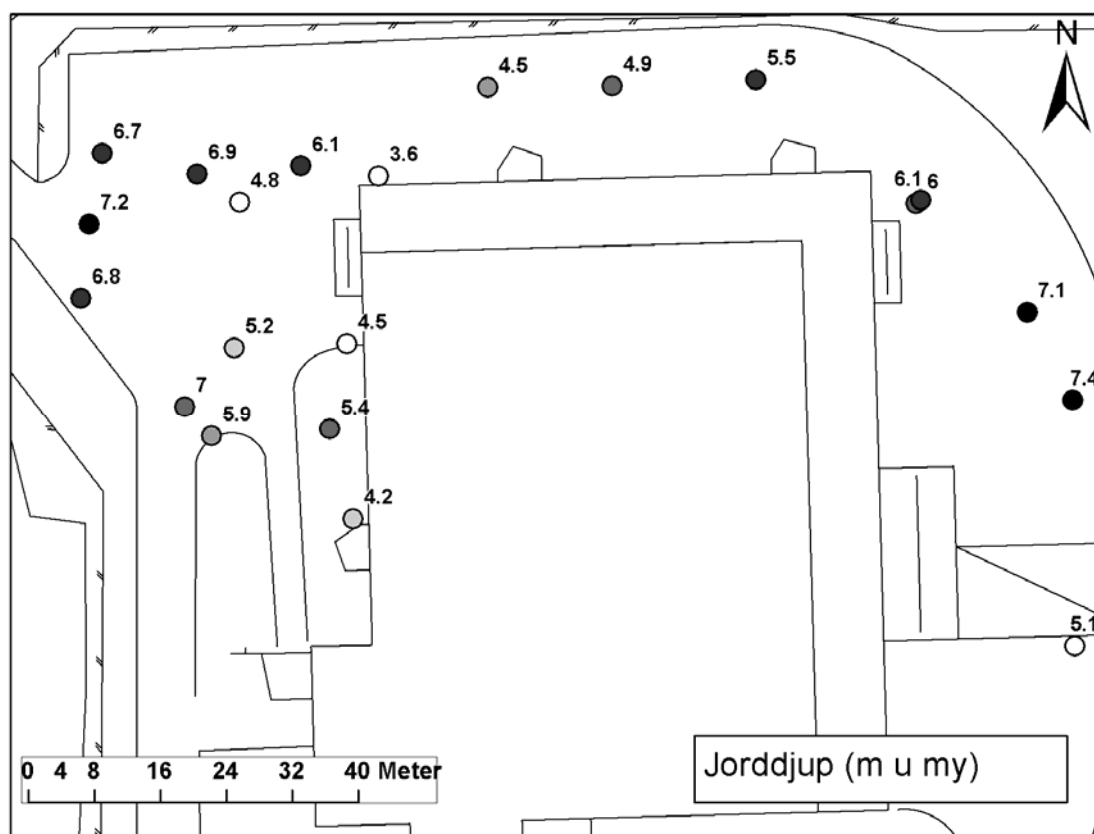
Baserat på de i borrhälsarna fastställda bergdjupen har en interpolering utförts. Resultatet av interpoleringen är dock beroende av bla tätheten och utbredningen av datapunkter och skall därför ses som en förenklad bild av bergöverytan, Figur 2-2.

Sammantaget konstateras att bergöverytan generellt stupar norrut på fastigheten Långsele 2:105. Bergöverytan i den norra halvan av fastigheten ligger på nivån ca +99 med ett från markytan djup på ca 5-6 m. På bergöverytan i den nordvästra delen av fastigheten har möjliga bergssvackor identifierats. Dessa skiljer sig i nivå ca 1 m från omgivande bergöveryta, d v s jorddjupet uppgår på vissa ställen till 7 m. I det nordvästra hörnet av industribyggnaden på fastigheten förekommer ett höjdparti i bergöverytan på nivån ca +101 och jorddjupet bedöms till 3-4 meter.



Figur 2-2 Bergöverytans nivå i genomförda jordbergsonderingar och NOEX-borrhälsningar samt interpolation av bergöverytan.

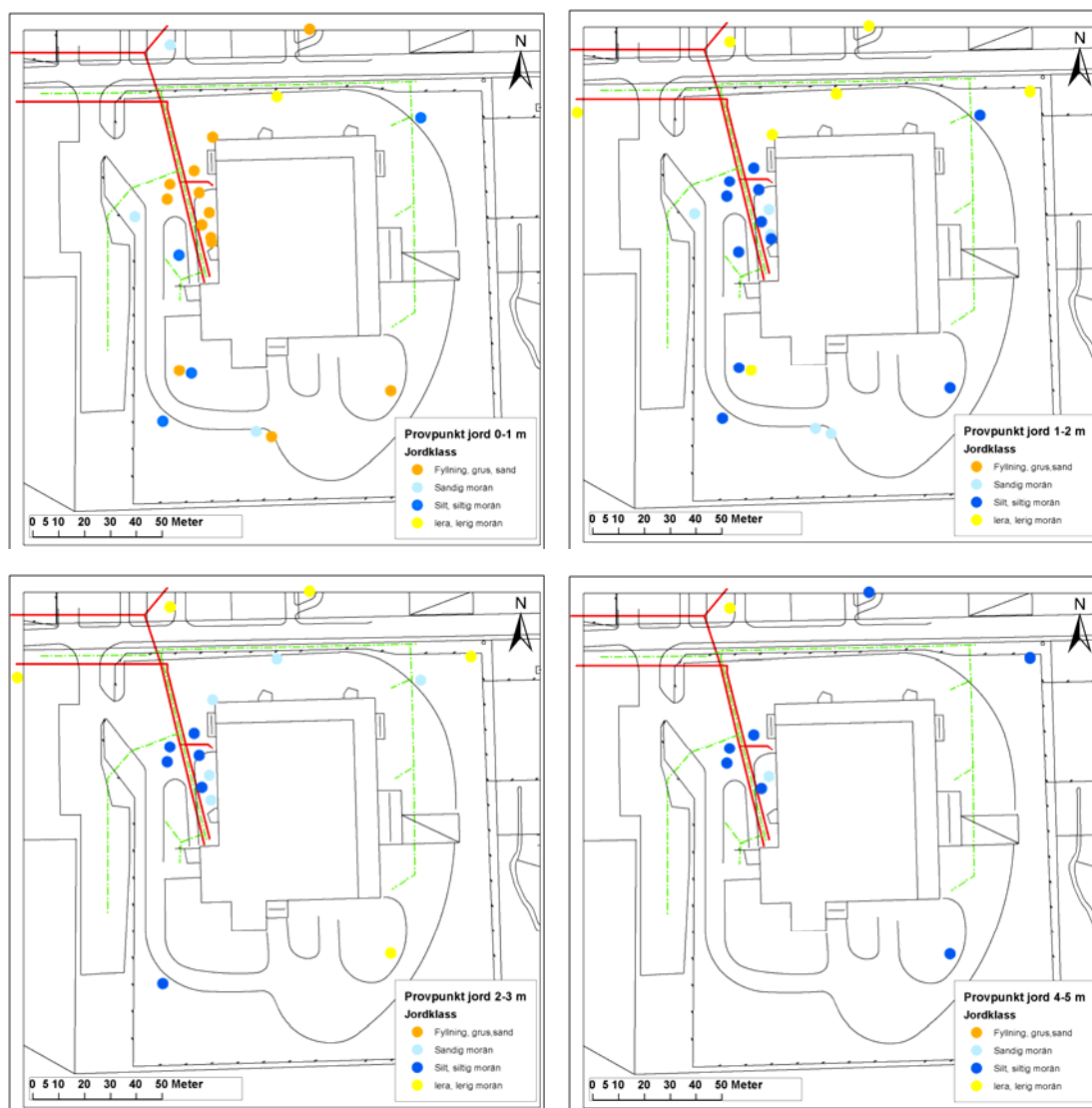
I Figur 2-3 har jorddjup/djup från markyta till bergöverytan även sammanställts.



Figur 2-3 Jorddjup, djup till bergöveryta, i genomförda borrhningar.

De provtagningar som genomförts visar att marken runt industribyggnaden ned till ca 0,5-1 meters djup utgörs av fyllningsmaterial. Fyllningen består till största delen av sand och grus. Bitvis påträffas i ytan ett tunt lager mull, d v s gräsplantering.

I de västra delarna av fastigheten domineras jordlagren under fyllningen uteslutande av siltig och sandig morän ned till 5 meters djup. Norr och söder om industribyggnaden påträffas under fyllningen avlagringar med lerig silt. Lagren bedöms vara ca 1-2 m mäktiga och underlagras av morän ned till 4 meter djup. På angränsande fastigheter nordost om industribyggnaden påträffas leriga jordar från ca en meters djup ned till tre meters djup. De leriga jordarna överlagras siltig morän som påträffas ned till 6 meters djup. På angränsande fastigheter norr och nordväst om tvätterifastigheten påträffas leriga jordar från ca 1 meters djup ända ned till ett djup på 5-6 m. I Figur 2-4 redovisas tolkade jordarter i provpunkter på olika djup. För fortsatta beräkningar ansätts ett jorddjup på sex meter.



Figur 2-4. Jordarter i provtagningspunkter på olika djup.

För att komplettera jordartsbestämningar i fält har sikt- och sedimentationsanalys genomförts på jord från området. Analys genomfördes på punkt J22 under 2009 och i punkt GV21 under 2010, bilaga 5.

Resultatet av sikt- och sedimentationsanalysen visar på en relativt homogen morän i djupled. Mot djupet dominerar sand- och grusfraktionen Tabell 2-1 och Tabell 2-2.

Tabell 2-1. Andel av olika fraktioner i jord från punkt J22.

Djup (m)	Jordart (tolkn. i fält)	Ler (0,002 mm)	Silt (0,06 mm)	Sand (2 mm)	Grus/sten (>2 mm)
1-2	si SaMn	1 %	17 %	63 %	19 %
2-3	si SaMn	4 %	20 %	57 %	19 %
3-4	si SaMn	4 %	18 %	48 %	30 %

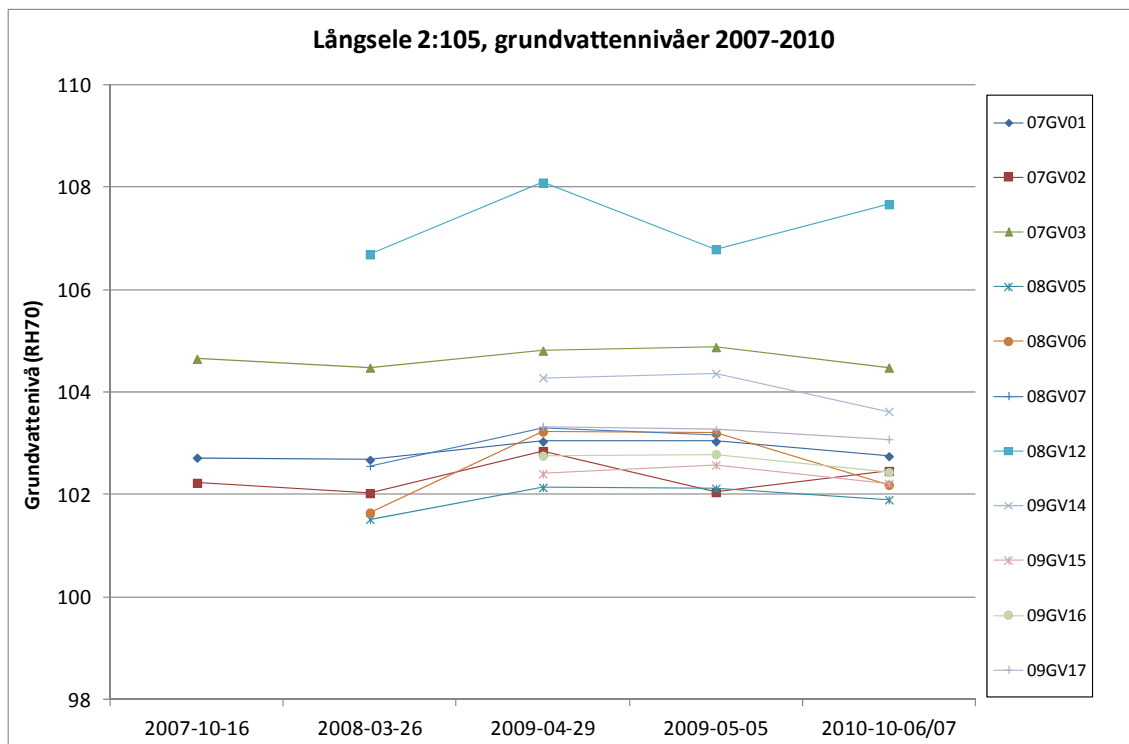
Tabell 2-2. Andel av olika fraktioner i jord från punkt GV21.

Djup (m)	Jordart (tolkn. lab)	Ler (0,002 mm)	Silt (0,06 mm)	Sand (2 mm)	Grus/sten (>2 mm)
1-2	Le	41 %	47 %	11 %	1 %
2-3	grsasiMn	3 %	16 %	41 %	40 %
3-3,6	grsasiMn	6 %	19 %	43 %	32 %
3,6-4	grsa(le)siMn	9 %	12 %	49 %	30 %

2.6 Grundvattenförhållanden (och grundvattenmagasin)

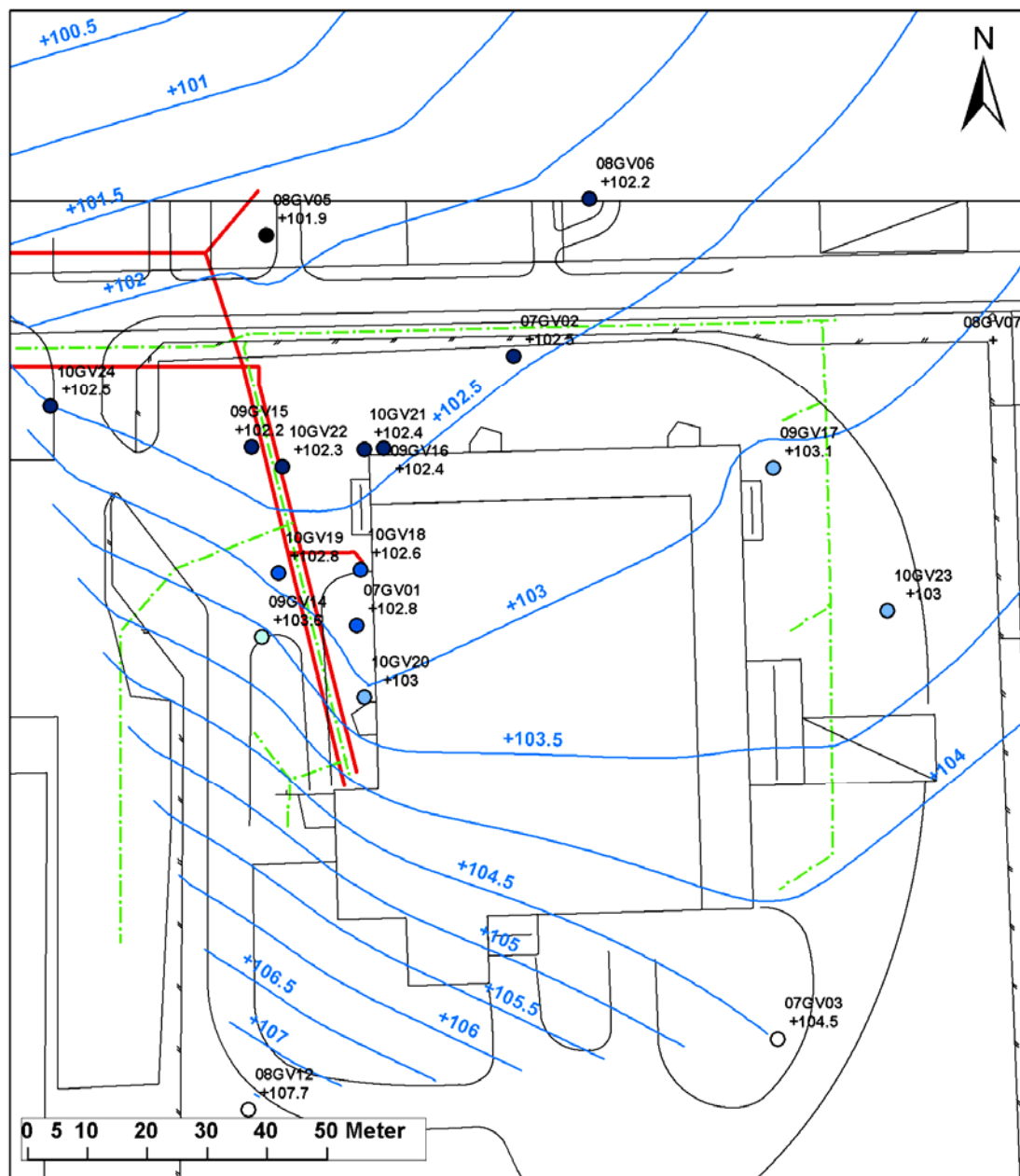
Grundvattentillgången i jordavlagringarna i Långsele längs med Faxälven klassas som stora med uttagsmöjligheter i storleksordningen 5-25 l/s. Avrinningen i området uppges vara 300-350 mm/år (SGU, 2003). Industriområdet är till stora delar asfalterat, vilket i viss utsträckning förhindrar infiltration genom förorenad jord ovanför grundvattenytan. Viss infiltration sker dock genom asfalten och avrinning kan även ske till ej asfalterade ytor. Med detta som grund ansätts en grundvattenbildning på 200 mm/år över industrifastigheten.

Under oktober 2010 uppmättes grundvattennivån till ca 2,2 m (ca +102,7) under markytan i de centrala delarna, dvs rör GV01. Dessförinnan, i maj 2009, uppmättes i samma punkt en grundvattennivå på ca 1,9 m (ca +103) under markytan. Längre norrut i GV02 varierade grundvattennivån under samma tid mellan 1,8 respektive 2,2 meter under markytan. Generellt bedöms grundvattennivån i de centrala och norra delarna av fastigheten ligga ca 2 m under markytan. I Figur 2-5 redovisas grundvattennivåmätningar inom fastigheten för perioden 2007 till 2010. För de flesta mätpunkter fluktuerar grundvattennivån under hela mätperioden mellan 0,5 till 1 m.



Figur 2-5 Fluktuationer av grundvattennivån under perioden 2007-2010 i grundvattenrör inom fastigheten Långsele 2:105.

Den dominerande hydrauliska gradienten inom fastigheten är riktad från syd till norr. Interpolation med krieging har utförts baserat på uppmätta nivåer för 2010, se Figur 2-6.



Figur 2-6 Grundvattenrör med uppmätta trycknivåer samt interpolerade trycknivåer baserat på mätningar i oktober 2010.

Gradienterna i nordlig riktning inom fastigheten beräknas till 0,01–0,02 m/m baserat på uppmätta grundvattennivåer. Den fortsatta strömningsriktningen genom samhället mot Långselviken bedöms i första hand vara nordvästlig, gradienten beräknas där till ca 0,02-0,03 m/m.

En möjlig strömningsriktning kan även vara rakt norrut genom Långsele samhälle mot Faxälven. Det grundvattenrör som 2009 installerades mitt i samhället (GV13) rakt norr om tvätteriet visade en grundvattennivå på ca +101,8 vilket innebär att den hydrauliska gradienten mellan tvätterifastigheten och Långseles centrala delar bedöms ligga kring 0,001 m/m, den topografiska gradienten beräknas till 0,0005 m/m. Bedömningen görs således att grundvattensströmningen från tvätterifastigheten i huvudsak sker mot Långselviken i nordväst.

Den dominerande jordarten mot djupet bedöms baserat på jordprovtagning vara siltig sandig morän med en hydraulisk konduktivitet i intervallet 10^{-8} till 10^{-6} m/s (Naturvårdsverket, 1999). För att få en bättre bild av markens hydrauliska konduktivitet genomfördes slugtester i flera grundvattenrör (Kemakta, 2009a). En sammanställning av beräknade hydrauliska konduktiviteter redovisas i Tabell 2-3.

Tabell 2-3. Sammanställning av hydraulisk konduktivitet baserat på slugtest (Kemakta,2009a).

GV-rör	K(m/s)	K (m/s) räknat med 0,5 m filter
GV01	$1,8 \cdot 10^{-6}$	
GV02	$1,2 \cdot 10^{-5}$	
GV05	$3,3 \cdot 10^{-7}$	
GV07	$9,0 \cdot 10^{-7}$	
GV14	$3,6 \cdot 10^{-8}$	$5,8 \cdot 10^{-8}$
GV15	$6,0 \cdot 10^{-7}$	
GV16	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$
GV17	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$5,8 \cdot 10^{-6}$

Några av grundvattenrören sattes med syftet att klarlägga eventuell föroreningsförekomst på bergöverytan och går således ned en bit i berget. Det medför att de rör som sitter 0,5 m ned i berg bara har 0,5 m filter i jordvolymen. Om berget inte är sprickigt och relativt svårgenomsläppligt så är alltså endast 0,5 m filter hydrauliskt aktivt. Jämförande beräkningar av hydraulisk konduktivitet har därför gjorts för aktuella rör för halva slitslängden. Om berget däremot är sprickigt, är den erhållna konduktiviteten ett "medelvärde" mellan genomsläppligheten i berget och i jorden. Beräknade konduktivitetsdata ur slugtester ligger mellan $3,6 \cdot 10^{-8}$ och $2,9 \cdot 10^{-5}$ m/s,

Ofta följer den hydrauliska konduktiviteten en log-normalfördelning vilket medför att det geometriska medelvärdet anses mer representativt än det aritmetiska medelvärdet, båda beräknas dock för jämförelse.

Det geometriska och det aritmetiska medelvärdet för det undersökta området i sin helhet ligger på ca $2 \cdot 10^{-6}$ respektive $6 \cdot 10^{-6}$ m/s vilket ligger inom intervallet för litteraturdata. Dock indikerar slugtesterna att det kan finnas inslag av mer genomsläppliga jordar vilket har betydelse för eventuell föroreningstransport.

Grundvattnets strömningshastighet mellan kemptvatten och Långselviken beräknas baserat på gradient, hydraulisk konduktivitet och porositet. Den kinematiska porositeten för morän uppges variera mellan 0,01–0,1 (Carlsson och Gustafson, 1991). Med en antagen konduktivitet på $5 \cdot 10^{-6}$ m/s, en porositet på 0,1 och en gradient som varierar mellan 0,02–0,03 m/m beräknas strömningshastigheten till 30–50 m/år.

2.7 Recipient och vattenintresse

Långsele ligger inom ett delavrinningsområde som tillhör Ångermanälvens huvudavrinningsområde (SMHI,1998). Närmaste större ytvattenrecipient för grund- och ytvatten från området är Faxälven 400–500 meter norr om tvätteriet. Faxälven är uppdämd för vattenkraft och medelvattenföringen i det nedströms Långsele belägna

kraftverket i Hjalta uppges vara ca 160 m³/s (SNA, 1995). I nordväst har Faxälven bildat en vik, Långselviken. Avståndet dit från fastighet Långsele 2:105 är ca 400 m.

Öster om industribyggnaden för tvätten löper Kavelbrobäcken. Rakt öster om byggnaden går bäcken in i en kulvert som leder vattnet i nordvästlig riktning under Nygatan och vidare in under angränsande fastigheter i norr, under järnvägen och mynnar slutligen i Långselviken. På en kort sträcka direkt norr om järnvägen är bäcken inte kulverterad. Dagvattenssystemet är kopplat på den del av den kulverterade bäcken där Nygatan korsar, Figur 4-2. I en tidigare utredning (Kemakta, 2008) har vattenflödet mätts med hink och klocka vid kulvertens mynning och skattades till 2,5 l/s eller knappt 80 000 m³/år.

Enligt SGUs brunnarsarkiv finns inga uppgifter inrapporterade om dricksvattenbrunnar inom det aktuella området. Däremot gör arkivet gällande att energibrunnar finns installerade på två fastigheter (Långsele 1:36 och 2:20) på mellan 200–300 m avstånd från fastigheten Långsele 2:105. En av energibrunnarna är placerade rakt norr om, d v s nedströms, tvätten. Under 2011 installerades ytterligare en energibrunn på fastighet Långsele 2:107 som ligger 20-30 m nordväst om den fd tvätterifastigheten. I energibrunnar sker normalt ingen pumpning av grundvatten. Brunnarna bör därför varken ha en effekt på grundvattenströmningen eller nyttjas för dricksvatten. Enligt Sollefteå kommun förekommer inte heller uppgifter om några dricksvattentäkter (Sollefteå kommun, 2007).

Cirka en kilometer nordväst om fastigheten Långsele 2:105 finns en sand- och grusförekomst som är betecknad som grundvattenförekomst. Vattenförekomsten benämns Långsele-Nordsjö-Forse och bedöms ha goda eller utmärkta uttagsmöjligheter, i storleksordningen 5-25 l/s (VISS, 2011).

Grundvatten som passerar genom det förorenade området strömmar i riktning mot grundvattenförekomsten, och skulle därmed kunna leda till en föroreningspåverkan i denna. Den bedömning som görs är dock att Långselviken förmodligen utgör det naturliga utströmningsområdet för avrinningsområdet i Långsele inklusive den aktuella industrifastigheten. Det skulle innebära att påverkat grundvatten från fastigheten primärt strömmar ut och späds i Långselviken och vidare i Faxälven snarare än att ett utsläpp sker i grundvattenförekomsten. Enligt Vattenmyndigheten riskerar den aktuella delen av Faxälven (vattenförekomst SE700876-156207) att inte uppnå god ekologisk status eller god kemisk status till 2015 (VISS, 2011).

Enligt uppgift (Sollefteå kommun, 2007) finns en fiskodling i Faxälven mellan samhället och kraftverket i Hjalta beläget ca 1,5 km nedströms Långsele.

3 Historisk redogörelse

3.1 Områdets industrihistoria

Förenade fabriksverken (FFV) drev inledningsvis en vatten- och kemtvätt på fastighet Långsele 3:128 (gamla tvätten). Denna fastighet ligger vid Faxälvens södra strand, cirka 600 meter norr Långsele 2:105. Enligt uppgift ska kemtvättsverksamheten ha skett med varnolen. En inledande undersökning inom fastigheten ger stöd för detta men har även visat på förekomst av klorerade alifater i mark och grundvatten.

1967 uppförde FFV ett nytt tvätteri på fastighet Långsele 2:105 och flyttade successivt verksamheten till denna fastighet. 1969 lade FFV ned tvätteriverksamheten helt och hållet inom fastighet 3:128.

Tvättverksamheten på Långsele 2:105 har bedrivits till 1978 i FFV:s regi. 1978 tog landstinget över kemtvättverksamheten. Tvätteriet bytte firma 1998 till Simonsen Långseletvätten AB som senare fusionerades med Simonsen Sverige AB. Simonsen Sverige AB bytte firma till Textilia Tvätt och textilservice AB som driver tvätteriet idag. Verksamheten med kemtvätt lades ned 1995 och sedan dess bedrivs enbart vattentvätt (Åberg & Co, 2008).

3.2 Industriella processer och hanterade ämnen

De uppgifter som redovisas i detta avsnitt är hämtade från SGUs inventeringsrapport för den aktuella fastigheten (Sandström, 2007), personlig kommunikation med Elin Sandström, SGU samt en bedömning av lösningsmedelsförluster under perioden 1967-1995 (Golder, 2008).

FFV bedrev tvätterier där tetrakloreten (även kallad perkloretylen eller PCE) användes som tvättvätska, troligtvis redan från start. Tvätteriet har legat i den västra delen av byggnaden. Under en period förvarades tetrakloreten i 200 liters fat. Inga uppgifter har påträffats var i lokalen dessa fat förvarades. Senare installerades en 3 m³ rostfri tank inomhus.

Tvättmängden som har hanterats i anläggningen har bedömts vara cirka 500 ton/år då produktionen var som störst. Förlusten av PCE har bedömts vara 4-6% av tvättgodsets vikt under en verksamhetsperiod av knappt 20 år. I mitten av 80-talet moderniserades processutrustningen varvid förlusten reducerades. Den totala förlusten av PCE från 1967 till 1995 har skattats till mellan 330 och 490 ton.

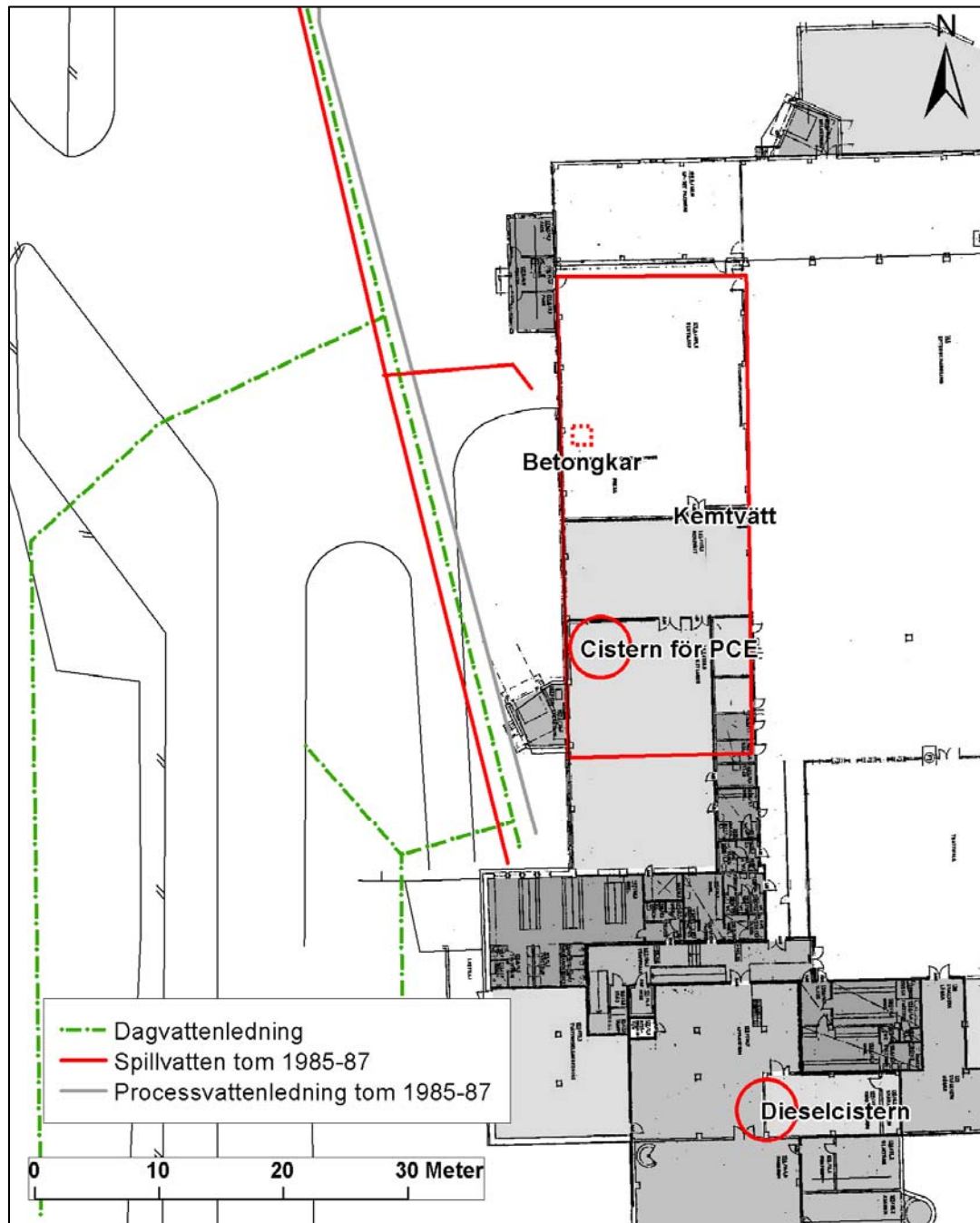
Sedan 1974 finns en 24 m³ stor cistern för diesel belägen inomhus. Utomhus finns en 250 m³ stor ovanjordscistern för tjockolja som avvecklades kring 1990. Oljespill ska ha förekommit kring påfyllningen av oljecisternen. Direkt väster om denna cistern ska en gasolcistern av modernare slag finnas nedgrävd. Direkt öster om byggnaden ligger ett dieseltankställe som har tillkommit efter det att FFV hade avslutat sin verksamhet.

Direkt söder om byggnaden finns en siloliknande konstruktion för förvaring av pellets.

3.3 Avfallshantering

Använd tetrakloreten har mellanlagrats i tunnor på en lastkaj. Rester från kemtvätten (smuts etc) skrapades ur maskinerna och förvarades i en tunna under lastkajen. Enligt muntlig uppgift installerades dubbla destillationsapparater för rening av tvättvätskan i samband med en ombyggnad 1985.

Tvätteriet var anslutet till det kommunala avloppssystemet. Kylvatten ska enligt uppgift ha samlats upp i ett betongkar och vattenavskiljare innan vattnet gick vidare ut till tvätteriets avlopp (Wikner, 2009, muntlig ref.). Detaljerade uppgifter angående utformning, dimensioner och exakt läge har inte kunnat påträffas. En liten del tetra-kloreten kan ha följt med kylvattnet ut i avloppet alternativt hamnat på botten av betongkaret. Vid några tillfällen ska tvättens avloppsvatten ha slagit ut det kommunala reningsverket, men orsaken till det har troligen varit ett syra-basproblem.



Figur 3-1 Ungefärlig lokalisering av betongkar för uppsamling av kylvatten från tvättprocessen. Underlagskarta från WSP (Textilia, 2009).

4 Byggnader och installationer

4.1 Byggnader

Industribyggnaden på Långsele 2:105 uppfördes 1967-69. Ett flertal ombyggnader har gjorts, bl a i mitten av 80-talet då vissa delar byggdes ut (dock inte den del där kemtvätten var belägen).

4.2 Dag- och spillvattenledningar

Flera system för omhändertagande av dagvatten, spillvatten och processvatten har identifierats inom fastigheten, dessa redovisas i Figur 4-1. Vidare har även ledningar för bortledande av spillvatten och dagvatten från fastigheten identifierats, se Figur 4-2. För att säkerställa att samtliga ledningssystem dokumenteras har en genomgång gjorts av projekteringsritningar inför byggnationen 1967 samt inför tillbyggnaden av tvätteriet 1985.

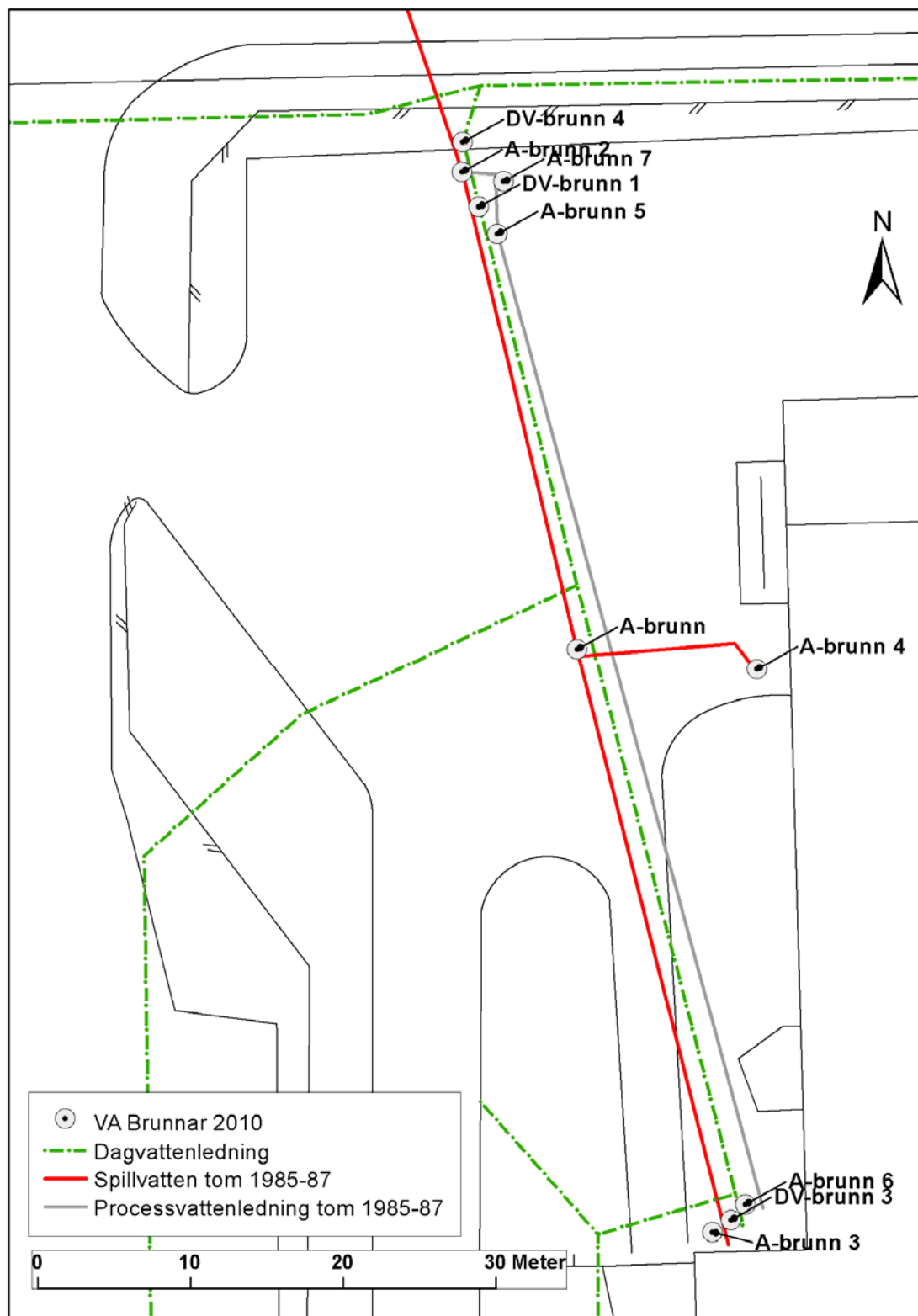
- FFS(1967): Byggnadsplan för del av Långsele by. FFV-Tvätteri.
- NKB (1967): Avseende principförslag till vatten och avloppsledningar jämte avloppsledningar från planerad tvättanläggning i Långsele, Långsele kommun, Västernorrlands län, Norrländska Konstruktionsbyrå
- FB (1967): Principskiss för yttre dagvattenledningar. Flygfältsbyrå
- K-Konsult (1982): Landstinget Västernorrland, Tvätteriet Långsele, Systemhandlingar Mark, Vatten, Avfall – Systemhandlingar Yttre VA-ledningar

I handlingar rörande principförslag (NKB, 1967) för vatten- och avloppsledningar inför etableringen av tvättanläggningen finns ritningar av externa ledningar redovisade. Dessa löper västerut längs Nygatan för att sedan vika av norrut.

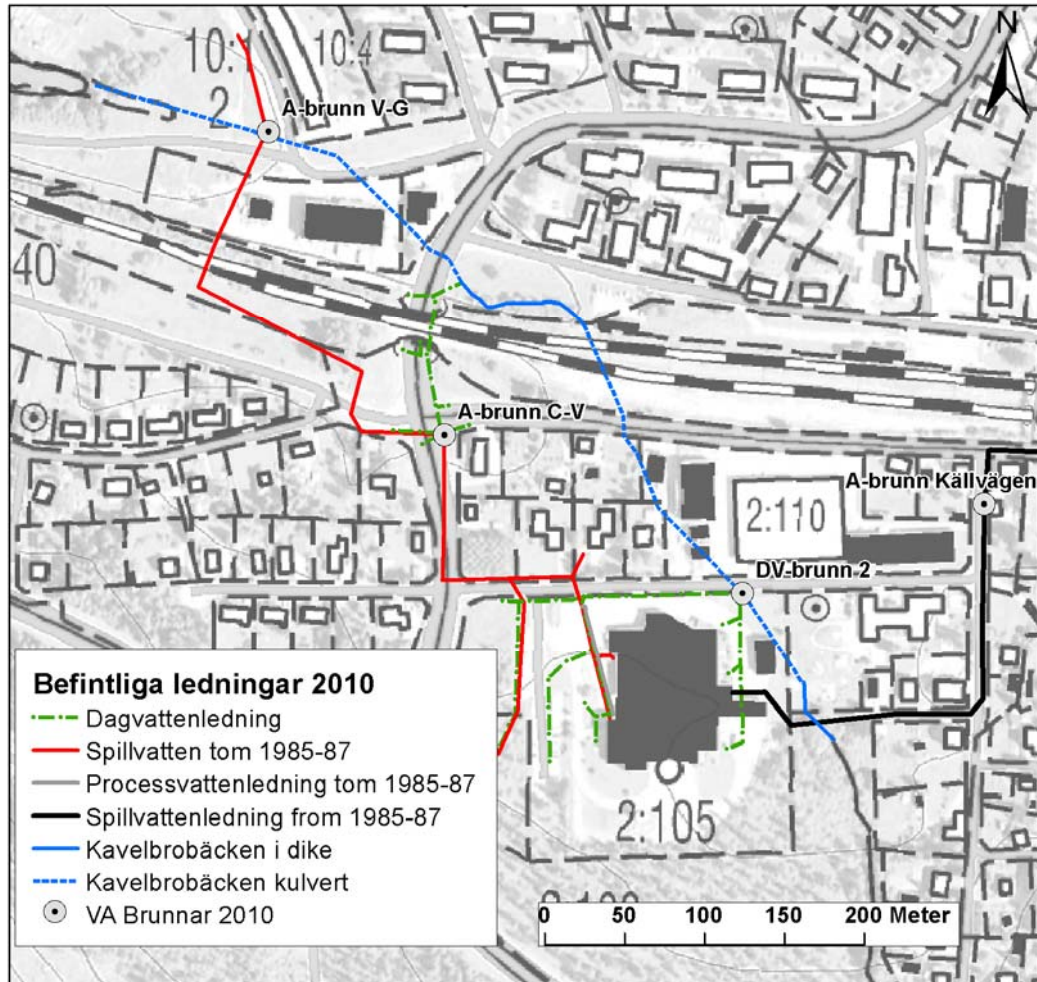
I K-Konsult (1982) beskrivs en planerad dragning av en ledning för processvatten österut som skulle ersätta den befintliga avledningen av processvatten på den västra sidan.

Baserat på kommunikation med Sollefteå kommunen (Sollefteå kn, 2009) samt från kommunen erhållna VA-ritningar konstateras att spillvattensystemet tom perioden 1985-1987 gick västerut i stora drag enligt tidigare principskisser. Enligt uppgift var spillvattensystemet från tvätteriet kopplat till kommunens avloppssystem och vidare till reningsverket. Dock uppstod mängder av driftstopp vid pumpstation (Klockargatan) pga trasor mm från tvätteriet. Under perioden 1985-87 ersattes det gamla spillvattensystemet med ett nytt system som drogs österut från fastigheten och vidare längs med Södra järnvägsgränd.

Dagvatten från hela tvätterifastigheten avvattnas till en gemensam anslutningspunkt på den kulverterade Kavelbrobäcken nordost om fastigheten (i denna rapport benämnd DV-brunn 2), se Figur 4-2.



Figur 4-1 Ledningssystem, med tillhörande brunnar, för uppsamling av dag-, spill och processvatten i anslutning till västra delen av industribyggnaden där kemtvätsverksamheten var förlagd.

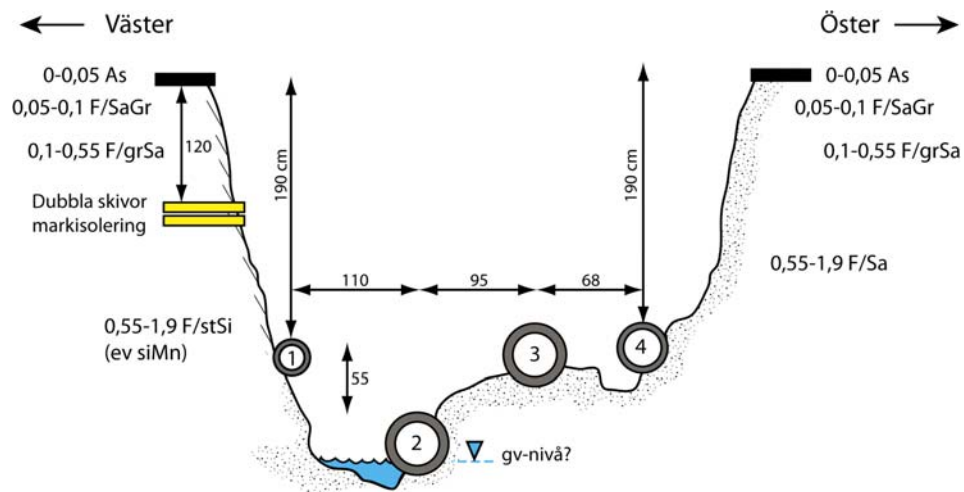


Figur 4-2 Ledningssystem för borttransport av dag-, spill och processvatten från tvätterifastigheten. Inlagt i figuren är även provtagna brunnar utanför själva fastigheten (DV-brunn 2 på Nygatan, A-brunn Centrumvägen, A-brunn Vikengatan och A-brunn Källvägen).

Vid provgröpsgrävningar 2010 dokumenterades profilen av ledningssystemet väster om industribyggnaden. Färskvattenledning, dagvattenledning och processvattenledning ligger på ca 2 m djup medan spillvattenledningen ligger på 2,5 m djup, Figur 4-3.

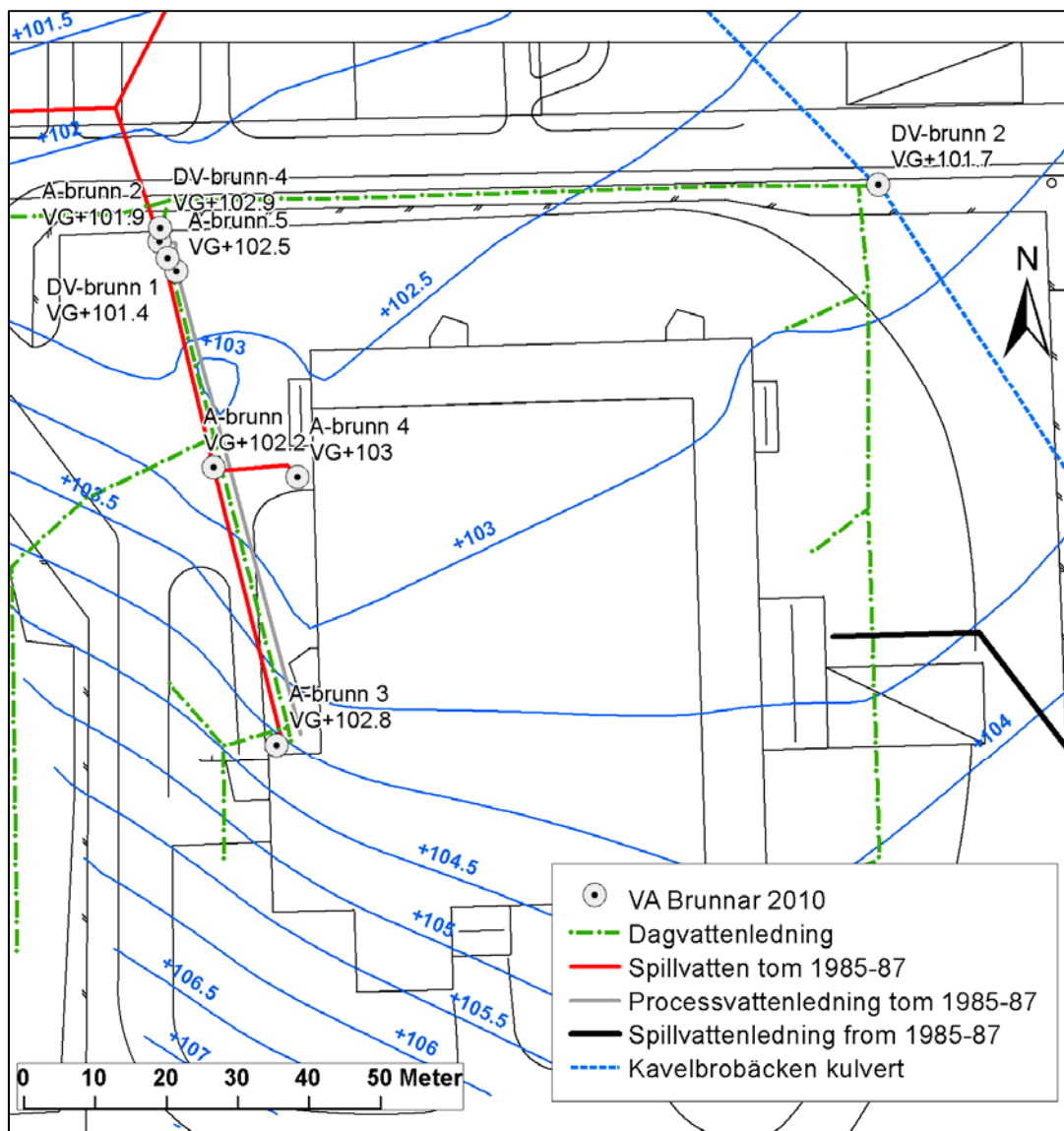
Följande information beträffande bl. a. nivå på vattengång noterades för VA-systemet :

- Äldre spillvattensystemet väster om byggnaden (A-brunn, A-brunn 2, A-brunn 3 och A-brunn 4). Brunnarnas botten (sk vattengång) är uppmätt till +102,8 vid industribyggnaden. Spillvattenssystemet sluttar norrut mot +101,9 vid Nygatan, Figur 4-4. Brunnarnas vattengång ligger generellt i nivå med eller under grundvattennivån.
- Äldre processvattensystem väster om byggnaden (A-brunn 5). Vattengången har uppmäts till +102,5.
- Dagvattenssystemet: Två dagvattenbrunnar benämns DV-brunn 1 och DV-brunn 2. Vattengången på dessa brunnar ligger mellan +101 och +102.



Figur 4-3 Tvärsnitt genom provgrop 10PG01. Ledningar markerade enligt följande; 1-färskvattenledning, 2-spillvattenledning, 3-dagvattenledning, 4-processvattenledning.

- Kavelbrobäckens inlopp till kulvert har även nivåmätts. Botten på kulverten vid mynningen öster om industribyggnaden har uppmätts till ca +104,0 och vattennivån till +104,1 (Kemakta, 2008).



Figur 4-4. VA- och kulvertsystem och grundvattennivåer samt vattengång (VG) för brunnar. Samtliga mätningar utförda under september-oktober 2010.

Genom nordöstra hörnet av fastigheten sträcker Kavelbrobäcken fram i en kulvert. Även huvuddelen av bäckens fortsatta sträckning genom samhället är kulverterad. Det som är känt om kulvertens sträckning är markerat i Figur 4-2. Den kulverterade Kavelbrobäcken ligger i dess södra del (inlopp) strax över grundvattennivån eller i nivå med denna. Den fortsatta sträckningen av kulverten ansluter till DV-brunn 2 vars vattengång däremot låg under grundvattennivån vid provtagningen 2010.

5 Utförda undersökningar

5.1 Inledning

Undersökningar har utförts inom området sedan 2007 då Kemakta genomförde inledande undersökningar på fastigheten (Kemakta, 2007). Detta har följts upp med kompletterande (Kemakta, 2008) och fördjupade undersökningar (Kemakta, 2009a). Dessa och andra undersökningar som har utförts inom fastigheten beskrivs i bilaga 8.

Samtliga fältarbeten inom Kemaktas undersökningar har utförts av Tyréns AB under ledning av Nina Nilsson (2007-2009) och Nickan Larsson (2010). Sikt- och sedimentationsanalyser har genomförts av MRM i Luleå (2009) samt Tyréns AB (2010). Undersökning med georadar har utförts av Malå GeoScience AB.

De kemiska analyserna av jord, vatten och sediment vid undersökningarna 2007-2009 har utförts av ALcontrol. Vid undersökningarna 2010 har vatten- och sedimentanalyser utförts av ALS Scandinavia. Analyser av kolrör för provtagning av porluft vid undersökningarna 2009 har gjorts av ALS Scandinavia.

Dokumentation av provtagning redovisas i bilaga 1. Provpunkter är inmätta (X, Y) i system RT 90 2.5 gon V 0:-15 och avvägda (Z) i höjdsystem RH 70.

5.2 Utförda fältarbeten 2010

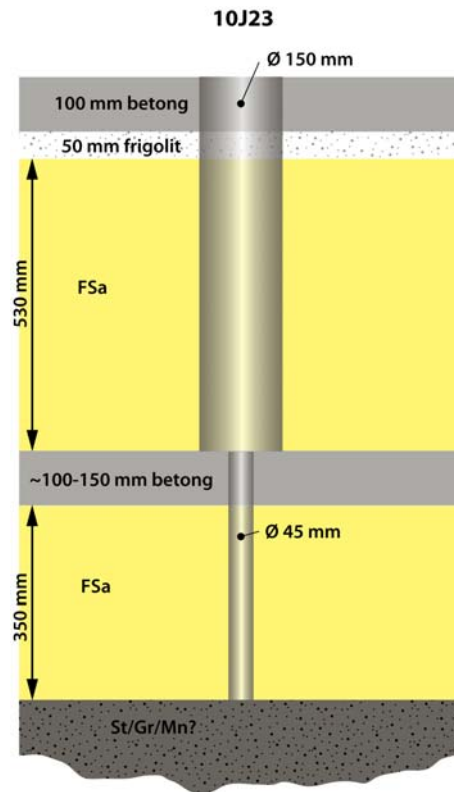
5.2.1 Strategi för utförda undersökningar

De undersökningar som har genomförts under 2010 har haft olika syften. Den första delen har fokuserat på förekomsten av förorening i fri fas inom fastigheten. Detta har omfattat provtagning av grundvatten samt jordprovtagning under byggnaden. Den andra delen har syftat till att kartlägga föroreningsspridningen inom fastigheten i mer detalj. Detta har omfattat installation av ytterligare grundvattenrör samt provtagning av nya och befintliga grundvattenrör inom fastigheten. Vidare har undersökningar som syftar till att få en säkrare bild av bergöverytans läge och om förekomst av föroreningar i ledningsgrav genomförts. Arbetets tredje del har omfattat arbeten som syftar till att förstärka underlaget för bedömning av spridning av förorening inom samhället samt de effekter som detta kan innebära. Slutligen har åtgärdsförberedande undersökningar i form av kompletterande jordartskaraktärisering och analyser av fysikalisk/kemiska parametrar genomförts.

5.2.2 Provtagning av mark

Prov har tagits på massor i ledningsgrav i två punkter inom industrifastighetens västra del. I respektive punkt har prov tagits på såväl massor under processvattenledning som under spillvattenledning (även betecknad avloppsledning).

Jordprov har även tagits ut i två punkter under den nordvästra delen av industribyggnaden. Syftet med provtagningen var att ta ut prov på materialet under bottenplattan. Prov togs ut som samlingsprov (0,8-1,2 m) i respektive punkt. Vid provtagningen framkom att golvet i denna del av byggnaden består av två betonggolv separerade av ett cirka 50 cm tjockt lager sand. Då svag doft indikerades i sanden i båda provpunkterna beslutades att ta ut prov på sanden. I ena punkten togs ett samlingsprov över hela profilen (0,15-0,7 m). I den andra punkten delades materialet upp i två nivåer (0,15-0,6 m respektive 0,6-0,7 m) då materialet bedömdes vara fuktigare längre ned.



Figur 5-1. Genomsnitt av golv och underliggande material i provpunkt J23 i industribyggnaden.

I samband med provgröpsgrävningen uppstod ett överskott av massor som inte kunde återläggas. För att säkerställa att massorna kunde skickas till en mottagningsanläggning provtogs massorna och analyserades med avseende på klorerade alifater. Material från respektive provgrop togs ut som samlingsprov från tio punkter.

5.2.3 Provtagning av grundvatten

Åtta nya grundvattenrör har installerats. Fem av dessa har installerats i nivå med bergöverytan för att kartlägga förekomsten av föroreningar på djupet och tre rör sitter ytligt med slitsen i grundvattenytan.

Provtagning av grundvatten har utförts i totalt 21 grundvattenrör (13 befintliga och åtta nya). Prov har även tagits av grundvatten som har strömmat in i de två provgropar som har grävts inom industrifastigheten. Samtliga grundvattenprover har tagits med separata bailers i varje rör och därefter överförts till vial.

5.2.4 Provtagning av brunnsvatten

Prov har tagits på vatten i fem brunnar kopplade till avloppssystemet inom industrifastighetens västra del. Vatten i avloppssystemet har även provtagits i tre brunnar belägna i den västra och i den östra delen av samhället. Vidare har prov tagits ut i två brunnar kopplade till ledningar för dagvatten. Den ena brunnen ligger inom industrifastighetens västra del, den andra där dagvattensystemet leds ut till den kulverterade Kavelbrobäcken. Samtliga brunnsvattenprover har tagits med vattenhämtare och därefter överförts till vial.

5.2.5 Provtagning av ytvatten och sediment

Prov på ytvatten har tagits ut i tre punkter i Kavelbrobäcken samt i Långselviken. Sedimentprov har tagits i två av de tre ytvattenprovpunkterna i Kavelbrobäcken samt i tre punkter i Långselviken. Samlingsprov togs i intervallet 0-0,1 m. Samtliga ytvattenprover har tagits direkt med vial.

5.2.6 Kartering av bergöveryta

Bergöverytans läge har undersökts med jordbergsondering i fyra punkter fördelade över två områden inom industrifastigheten. JB-sonderingen är riktad mot platser där misstanke finns att en sänka i bergöverytan kan föreligga. Punkter för JB-sondering redovisas på karta i bilaga 4.

5.2.7 Jordartskarakterisering

Som en del i de åtgärdsförberedande undersökningarna genomfördes jordartskarakterisering på massor från fyra olika nivåer inom en provpunkt, bilaga 5. Siktningsanalys genomfördes med en serie siktar med minskande maskvidd ned till 0,063 mm (silt). Vid material mindre än 0,063 mm skedde bestämningen med sedimentationsanalys.

5.3 Utförda analyser 2010

5.3.1 Fältanalyser

På samtliga grundvatten-, brunnsvatten- och ytvattenprover inom föreliggande undersökning har temperatur, pH och konduktivitet bestämts i fält. På grundvattenprover har även redox och syrehalt mätts i fält.

PID-mätningar genomfördes av jordprover från borrhål i byggnaden, provgropsgrävningen samt från skruvborrningen av provpunkt 10GV21.

5.3.2 Laboratorieanalyser

En sammanställning av genomförda kemiska analyser på laboratorium redovisas i Tabell 5-1.

Tabell 5-1. Antal genomförda kemiska analyser inom Kemaktas utredning 2010.

	Klorerade alifater	TOC	Glödrest	DOC	Kemiska parametrar
Jord	11	4	4	-	-
Grundvatten	20	-	-	20	20
Brunnsvatten	10	-	-	10	-
Ytvatten	4	-	-	4	-
Sediment	5	-	-	-	-

5.4 Resultat av utförda undersökningar

I detta avsnitt ges en sammanvägd bedömning av föroreningssituationen inom kemtvätten på Långsele 2:105 utifrån de undersökningar som utförts. Samtliga analyser har sammanställts i tabeller i bilaga 6. Laboratorieprotokoll finns i en separat bilaga.

5.4.1 Föroreningar i mark

Föroreningssituation i mark inom området jämförs med de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (MKM) enligt Naturvårdsverkets uppdatering 2009, (Naturvårdsverket, 2009a)

Klorerade alifater

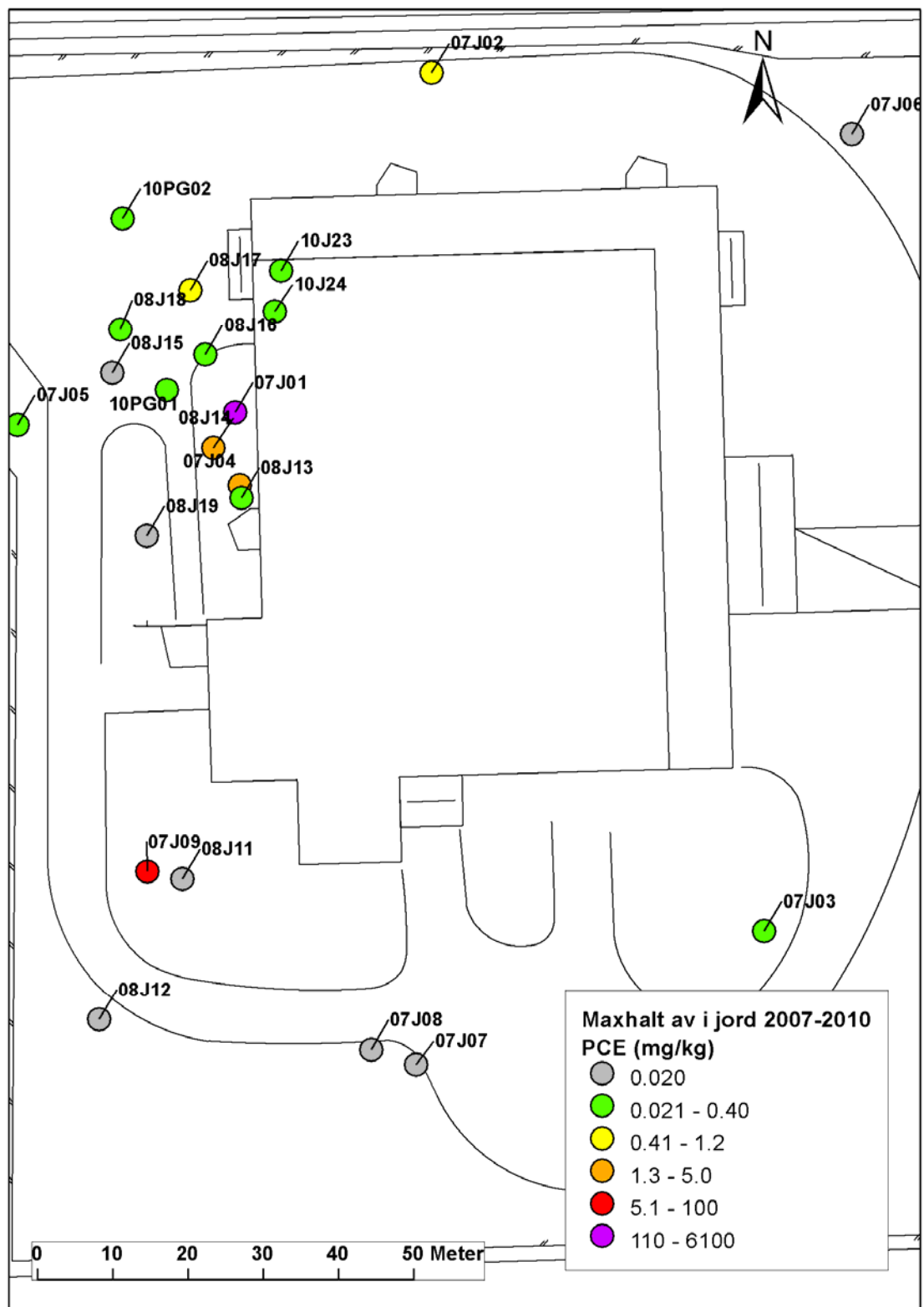
Genomförda undersökningar visar att marken i området är påverkad av tetrakloreten (PCE), Figur 5-2. I fyra av arton provpunkter överskrider PCE-halten riktvärdet för MKM (1,2 mg/kg TS). PCE påträffas i jordmassor ovanför grundvattenytan i ett område i direkt anslutning till kemtvättlokalen. Under grundvattenytan är påverkansområdet större. Det är främst i grundvattnets strömningsriktning som utbredningen sker, vilket indikerar en spridning med grundvattnet. Halterna ökar också generellt med djupet. Högst halt av PCE (6 100 mg/kg TS) uppmäts i ett prov taget på djupet 4-5 meter i direkt anslutning till industribyggnadens västra fasad. Fälttekniker noterar att provet glänser och att detta och överliggande prov har en påtaglig doft. Inga andra prov, med ett undantag, har noterats för motsvarande syn- och luktntryck. Undantaget är två prov på djupet 2,7-3,5 meter i punkt 08J14 som beskrivs som ”silverskimrande”. Halten PCE som uppmäts i 08J14 är dock betydligt lägre än i 07J01, 0,04-1,4 mg/kg TS.

Även vid byggnadens sydöstra och sydvästra hörn har PCE påträffats. I den senare punkten överskrider halten riktvärdet för MKM på djupet 1-1,4 m. Då provtagningsnivån i dessa punkter troligen ligger över grundvattennivån samt att grundvattenströmningen är riktad norrut finns det skäl att misstänka att spill eller lagring kan ha skett där provpunkten är belägen.

I två provpunkter under byggnadens nordvästra del (10J23 och 10J24) detekteras PCE i låga halter i massor direkt under byggnadens bottenplatta.

PCE påvisas i de två punkter där prov har tagits ut i schaktgraven till det ledningssystem som löper väster om byggnaden. I massor under processvattenledningen ligger halten på cirka 0,2 mg/kg TS i båda provpunkterna. Under spillvattenledningen detekteras PCE (0,05 mg/kg TS) i den norra provpunkten (10PG02). I de schaktmassor från dessa två provgropar som skickats till mottagningsanläggning uppmäts PCE i en halt av 0,05 respektive 0,11 mg/kg TS.

Triklloreten (TCE) påvisas i samma prov som den högsta PCE-halten påvisas. Halten överskrider det generella riktvärdet för MKM (0,6 mg/kg TS) med en faktor fem. Förekomsten av TCE indikerar en pågående nedbrytning, deklorering, av PCE. Inga andra klorerade alifater detekteras i halter över rapporteringsgräns.



Figur 5-2 PCE-halter i jord (mg/kg TS). Baserat på mätningar utförda under 2007-2010. Maxhalten i respektive provpunkt redovisas i figuren.

Alifatiska och aromatiska kolväten

Alifatiska och aromatiska kolväten har analyserats i 13 prov från 10 provpunkter. I två provpunkter har alifatfraktionen C16-C35 uppmätts i halter över rapporteringsgräns och i en annan punkt aromatfraktionen C8-C10. Samtliga uppmätta halter underskrider Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM.

5.4.2 Föroreningar i grundvatten

I detta avsnitt redovisas uppmätta halter av klorerade alifater i grundvatten vid olika provtagningstillfällen under perioden 2007-2010.

För vissa ämnen har rapporteringsgränserna varierat inom ett brett intervall. Orsaken är att vissa av proven innehåller mycket höga koncentrationer av klorerade alifater vilket medför att proven måste spädas för att kunna analyseras. Därmed höjs rapporteringsgränsen för samtliga i analysen ingående ämnen. Detta gäller främst prover tagna i grundvattenrör GV01. Rapporteringsgränserna skiljer sig även mellan de laboratorier som har anlitas.

Klorerade alifater

I Figur 5-3, Figur 5-4 och Figur 5-5 presenteras uppmätta halter av PCE i grundvatten i anslutning till fastigheten vid provtagningarna 2007 till 2010. Läget av grundvattenrör inom fastigheten samt inom Långsele samhälle redovisas även i bilaga 2.

Tetrakloreten (PCE) inom industrifastigheten

Extremt höga halter av PCE har påträffats vid industribyggnadens västra fasad (GV01), i direkt anslutning till den del av byggnaden där kemptvatten låg. Den uppmätta halten ligger på 140 000, 160 000, 180 000 respektive 200 000 µg/l vid de fyra mättillfällena, dvs. långt över kriteriet för dricksvatten (10 µg/l för summan av PCE och TCE).

En hög halt av PCE (90 000 µg/l) uppmäts i ett djupt grundvattenrör (GV18) cirka tio meter norr om GV01 vid provtagningen 2010. Vid byggnadens nordvästra hörn (GV16), ytterligare tjugo meter åt norr, har halten sjunkit till 2 100 µg/l i det djupa grundvattnet. Det ytliga grundvattnet i samma område (GV21) är betydligt lägre (7 µg/l). Uppströms, cirka tio meter söder om GV01, uppmäts PCE i en halt av 130 µg/l i GV20.

En hög halt av PCE (71 000 µg/l) uppmäts även i grundvattenrör GV22 installerat med sin spets i nivå med bergöverytan cirka 30 meter nordväst om GV01. Röret sitter direkt öster om ledningssystemet. Knappt tio meter väster om GV22, på ledningssystemets västra sida, uppmäts en PCE-halt på 3 500 µg/l i GV15. Detta rör har slitsen installerad cirka en halvmeter ovanför bergöverytan.

Uppgifter på lösligheten av PCE ligger mellan 150 000 till 200 000 µg/l (Naturvårdsverket, 2007a och Naturvårdsverket, 1997b). Det finns således skäl att misstänka att grundvattnet vid industribyggnadens västra fasad står i kontakt med en fri fas av PCE. Även de halter som påvisas i GV18 och GV22 indikerar förekomst av PCE i fri fas.

I GV14, belägen drygt tio meter väster om GV01, är PCE-halten låg (0,67 µg/l vid provtagningen i maj 2009 och under rapporteringsgränsen i oktober 2010). Även i GV19, belägen 10 meter norr om GV14 underskrider PCE rapporteringsgränsen.

Vid industrifastighetens nordvästra hörn (GV04/GV24) uppmäts PCE i intervallet 3-6 µg/l. Strax norr om byggnaden (GV02) och vid dess nordöstra hörn (GV17) uppmäts PCE i halter mellan cirka 30 och 50 µg/l vid provtagningarna i maj 2009 och

oktober 2010. Halten i GV02 var något högre i mars 2008 (100 µg/l) och än högre (2 000 µg/l) i oktober 2007.

Vid fastighetens nordöstra hörn (GV07) uppmättes PCE i en halt av drygt 30 µg/l i mars 2008, men vid provtagning 2009 och 2010 ligger halten under rapporteringsgränsen. Öster om byggnaden (GV23) påvisas PCE i en halt på 19 µg/l.

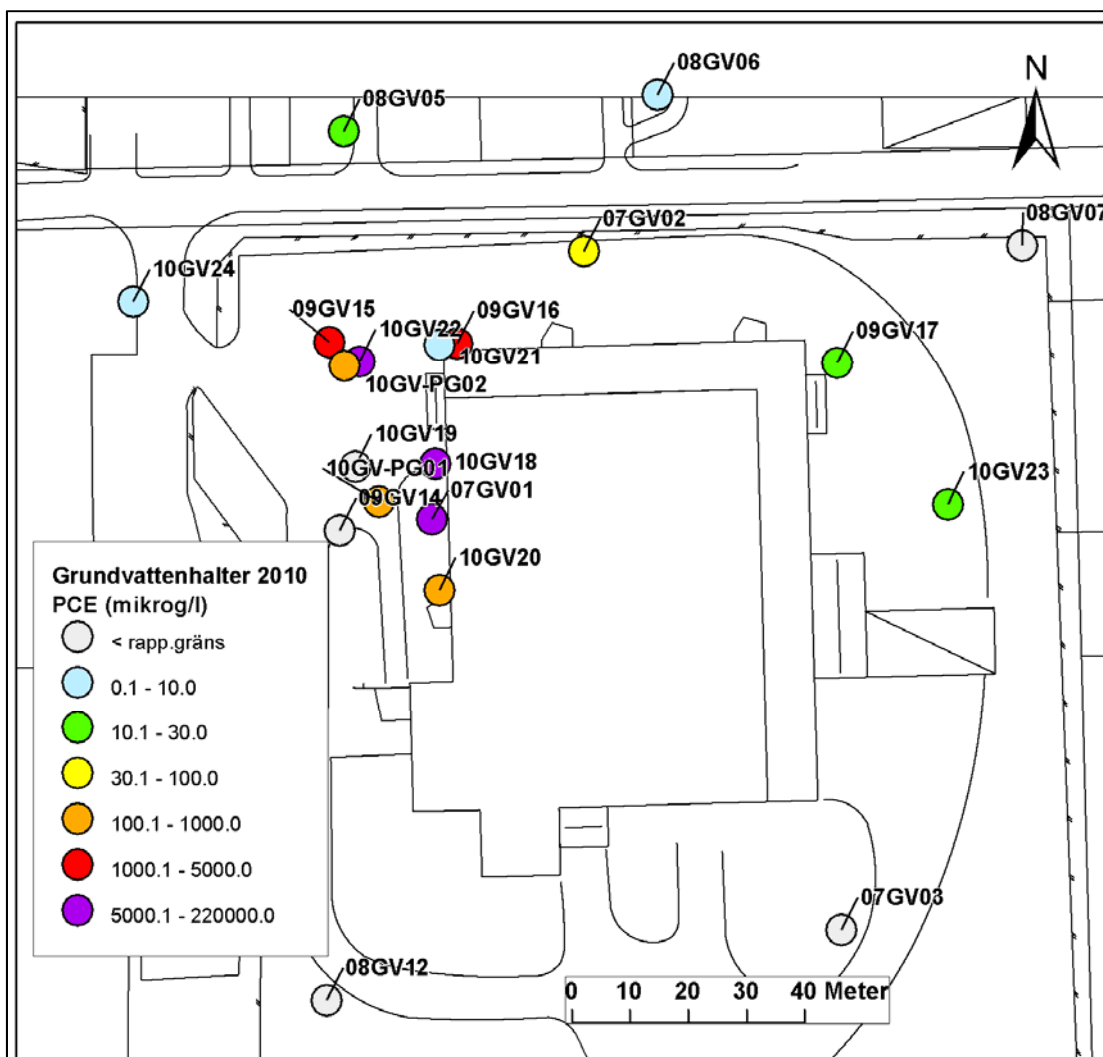
PCE har även påvisats i GV03 vid byggnadens sydöstra hörn, uppströms byggnaden. I oktober 2007 i en halt av 16 µg/l och 0,31 µg/l i mars 2008. Vid den provtagning 2009 och 2010 underskred halten rapporteringsgränsen 0,9 respektive 0,1 µg/l. Även i GV12 sydväst om byggnaden underskrider PCE rapporteringsgränsen.

Tetrakloreten (PCE) nedströms industrifastigheten

I två grundvattenrör på den norra sidan om Nygatan (GV05/GV06) uppmäts PCE i halter upp till knappt 10 µg/l som mest. Undantaget är GV05 där 22 µg/l uppmäts vid provtagningen i oktober 2010.

Längre ned i samhället, ca 200 m nordväst om industrin där Centrumvägen korsar järnvägen (GV08), påvisas PCE i en halt av 95, 80 respektive 32 µg/l vid provtagningarna under 2008-2010, dvs i högre halt än i industrifastighetens ytterkant. PCE återfinns även i GV09 ytterligare 200 m åt nordväst, direkt öster om Långselviken. Uppmätt halt är 11 µg/l i mars 2008. Inför provtagningen 2009 konstaterades att GV09 var borta. Något nytt rör har inte installerats. Centralt i samhället (GV13) påvisas ingen PCE (<1,5 µg/l) vid provtagningen 2009. I korsningen Nygatan/Källvägen, drygt 100 meter västnordväst om industrifastigheten detekteras inte PCE.

Analyser av grundvatten inom fastighet Långsele 3:128 i samhällets norra del, där kemtvätten ursprungligen var lokaliserad, visar på förekomst av PCE. Maximalt uppmätt halt är 7 µg/l, se bilaga 6. Klorerade lösningsmedel skall enligt uppgift dock inte ha börjat användas förrän tvätten flyttade till den nuvarande fastigheten.



Figur 5-3 PCE-halter i grundvatten. Baserat på mätningar utförda under 2010.

Nedbrytningsprodukter

Halten av nedbrytningsprodukterna trikloreten (TCE), dikloreten (DCE) och vinylklorid (VC) är högst i grundvattenrör GV01. TCE-halten varierar mellan 470 och 1 400 µg/l vid de fyra undersökningstillfällena. Cis-1,2-DCE påvisas i en halt av 60 till 220 µg/l 2008-2010. 2008 och 2009 detekteras trans-1,2-DCE i en halt mellan cirka 20 och 30 µg/l och vinylklorid strax över 10 µg/l. 2007 och 2010 underskrider både trans-1,2-DCE och vinylklorid rapporteringsgränsen. Att DCE och VC inte påvisas vid provtagningen 2007 förklaras av den förhöjda rapporteringsgränsen som laboratoriet gav vid det analystillfället (100 µg/l).

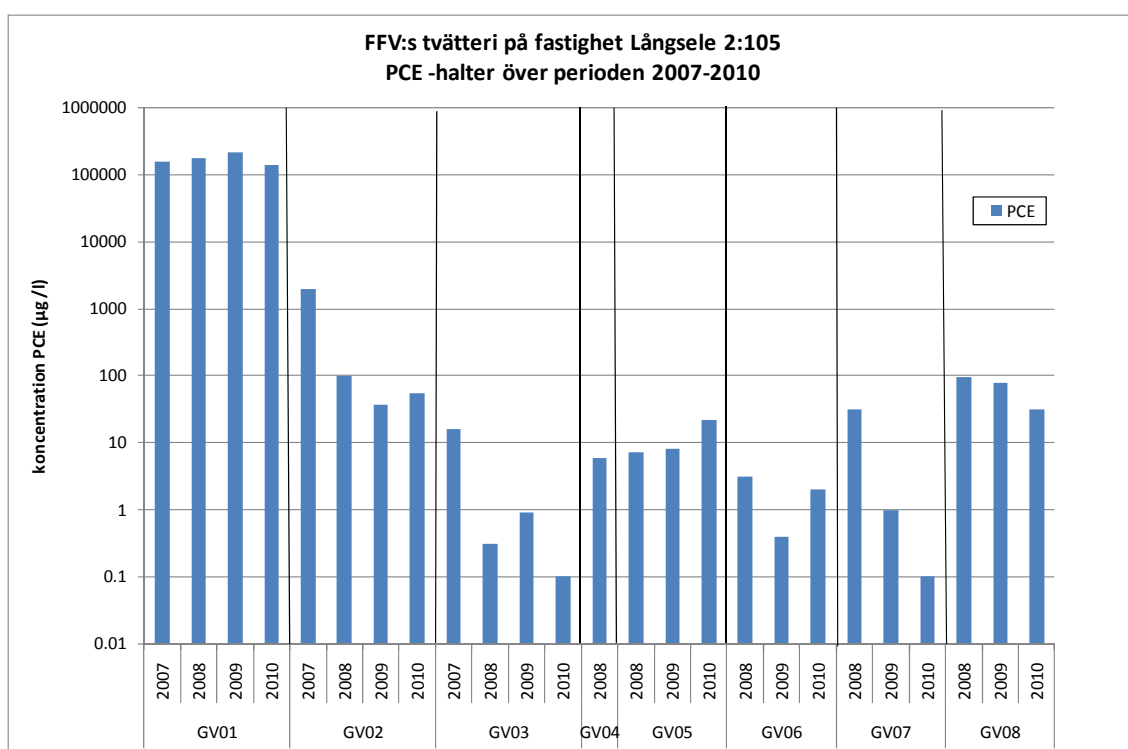
I de grundvattenrör där PCE detekteras, påvisas generellt även TCE och DCE (främst cis-formen). Med undantag för GV01 uppmäts den högsta halten TCE (400 µg/l) i GV18 direkt norr om GV01 följt av GV15 och GV22 (vid ledningssystemet) samt GV08 (där Centrumvägen korsar järnvägen) där halter på mellan 30 och 70 µg/l mäts upp. Halten cis-1,2,-DCE i rör GV18 samt vid byggnadens östra sida (GV17 och GV23) är jämförbar med den som påvisas i GV01 (60-100 µg/l). Vid provtagningen 2010 gäller detta även GV05 på norra sidan Nygatan. I övrigt ligger TCE på någon tiondels till

några tiotals mikrogram per liter och DCE på någon tiondels till cirka tio mikrogram per liter.

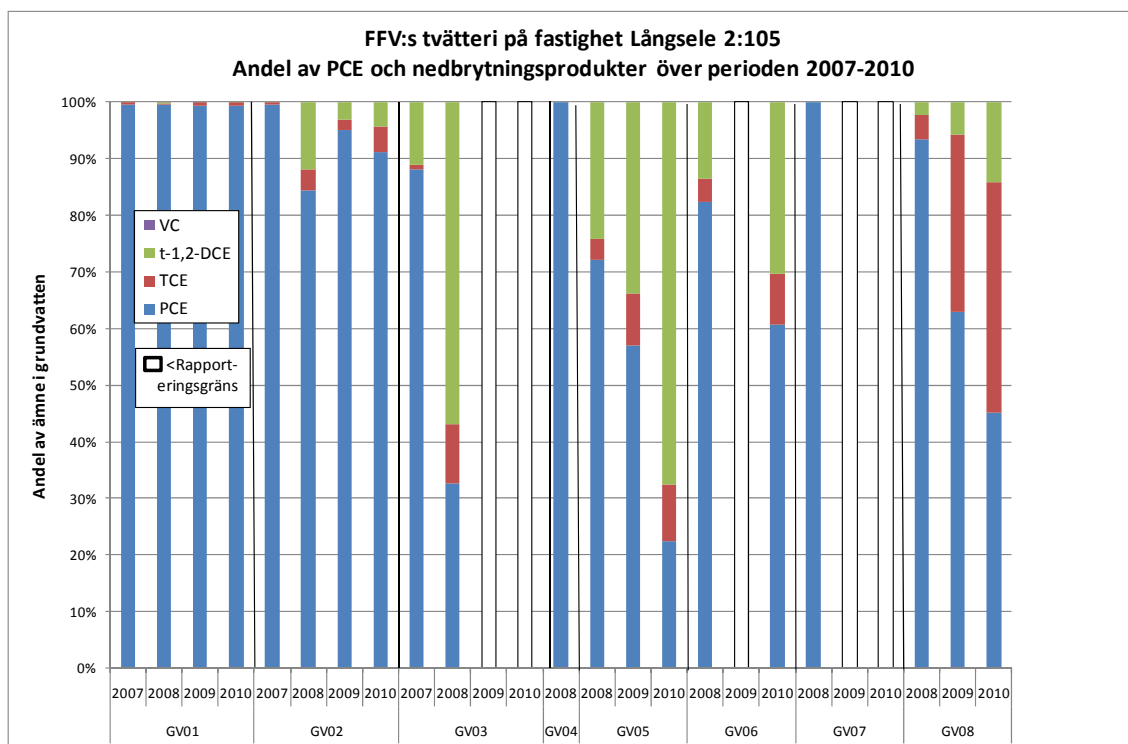
Förhållandet mellan uppmätt halt av PCE och av nedbrytningsprodukterna i grundvatten varierar kraftigt mellan olika grundvattenrör. Förhållandet mellan PCE och TCE exempelvis varierar mellan 1 och 1 000 och mellan PCE och cis-1,2,-DCE mellan 0,2 och 10 000. Trenden är att kvoten reduceras med minskande halt PCE.

Utöver GV01 har vinylklorid endast detekteras i tre grundvattenrör inom fastigheten (GV15, GV18 och GV22) samt i grundvattenrör GV09 vid Långselviken. Uppmätt halt varierar från 0,5 µg/l till cirka 6 µg/l där den högsta halten påvisas i GV18.

Förekomsten av TCE, DCE (dikloreten) och VC (vinylklorid) tyder på en pågående nedbrytning av PCE, sk deklorering.



Figur 5-4 Koncentrationer av PCE i grundvattenrör där mätningar genomförts sedan 2007/2008. Observera att diagrammet är i logaritmerat.



Figur 5-5 Förhållande mellan PCE och dess nedbrytningsprodukter i grundvattenrör där mätningar genomförts sedan 2007/2008.

Övriga klorerade ämnen

Utöver PCE och dess nedbrytningsprodukter detekteras tetraklormetan (0,3 µg/l) och triklormetan (2,7 µg/l) i GV18.

Vidare har 1,1,2-trikloretan (TCA) påvisats i en halt kring 300 µg/l i punkt GV01 vid mätningen 2007 och 2009. Ämnet är inte en nedbrytningsprodukt till PCE utan bedöms vara en kvarvarande förorening i den ursprungliga PCE-tvättvätskan (Kemi, 2007). Såväl svenska riktvärden och dricksvattenkriterier som WHO:s kriterier saknas för 1,1,2-trikloretan. Dock finns dricksvattenkriterier för 1,1,2-trikloretan angivna i US EPA:s kriterier för dricksvatten, 5 µg/l (US EPA, 1993).

Alifatiska och aromatiska kolväten

Alifatiska och aromatiska kolväten har analyserats i grundvatten i tre grundvattenrör vid provtagningen 2007. Endast medeltunga och tunga alifater (>C16-C35) påvisas i halter över rapporteringsgräns. Uppmätta halter är låga (0,01-0,02 mg/l).

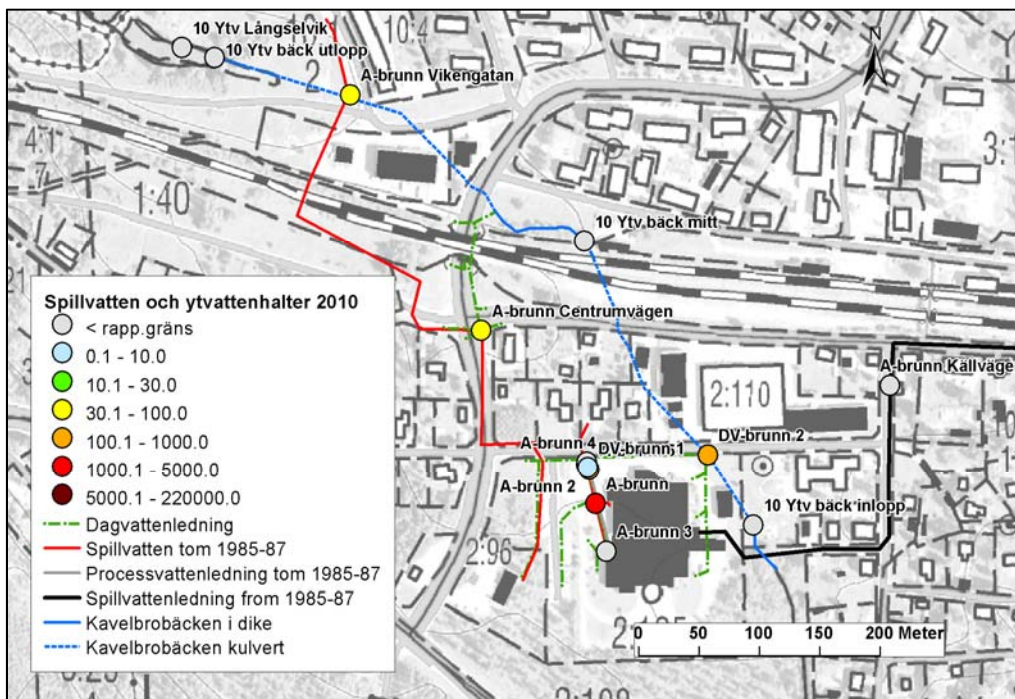
Fysikalisk-kemiska parametrar

Parametrar som indikerar nedbrytning av klorerade ämnen har sammanställts och utvärderats. Genomförda analyser omfattar bl a Fe^{2+} , alkalinitet, nitrat, klorid, sulfat, DOC. Generellt visar analyserna i de olika provpunkterna en relativ samlad bild av analyserade parametrar. Dock påträffas höga halter av järn i GV03, GV08, GV12, GV14, GV17, GV23, och GV24.

5.4.3 Föroreningar i brunnsvatten

Prov har tagits på vatten i fem brunnar kopplade till avloppssystemet inom industrifastighetens västra del. Vattenprov i avloppssystemet har även tagits i tre brunnar belägna i den västra och i den östra delen av samhället, Figur 5-6. Vidare har

prov tagits ut i två brunnar kopplade till ledningar för dagvatten. Den ena brunnen ligger inom industrifastighetens västra del, den andra där dagvattenssystemet leds ut till den kulverterade Kavelbrobäcken.



Figur 5-6 Översikt av provtagna spill- och dagvattenbrunnar samt ytvattenprovpunkter i samhället. Halter av PCE redovisas i µg/l. Provtagning genomförd 2010.

Spillvattensystem

Inom fastigheten uppvisar prov taget i A-brunn en PCE-halt på 1200 µg/l. A-brunn ligger på spillvattenledningen. Längre uppströms i spillvattenledningen, A-brunn 3, analyseras PCE under rapporteringsgränsen. Längre nedströms A-brunn på spillvattenledningen ligger halten PCE under rapporteringsgränsen i vattenprov från A-brunn 4. I processavloppsledningen, provpunkt A-brunn 5, uppmäts en PCE-halt på 200 µg/l, läget och beteckningar för brunnar redovisas i figur 4-1.

I spillvattenssystemet nedströms den aktuella fastigheten detekteras PCE i två brunnar. I A-brunn Centrumvägen uppmäts en PCE-halt på 70 µg/l och ytterligare nedströms spillvattenledningen, i A-brunn Vikengatan, uppmättes en halt på 51 µg/l. Längs spillvattenledningen österut från industribyggnaden (A-brunn Källvägen) ger dock analyserna av spillvattnet en PCE-halt under rapporteringsgränsen (<0,1 µg/l).

Dagvattensystem

För dagvatten har en halt på 5,4 µg PCE/l mätts upp i DV-brunn 1 medan en PCE-halt på 1000 µg/l har analyserats i ett prov från den på dagvattenledningen nedströms liggande DV-brunn 2. Till DV-brunn 2 ansluter även Kavelbrobäcken söderifrån. Vid Kavelbrobäckens inlopp till kulverten visar analyserna endast halter understigande rapporteringsgränsen (10 Ytvbäck inlopp), dvs < 0,1 µg PCE/l.

Ytvattenproverna vidare längs Kavelbrobäcken visar endast halter understigande rapporteringsgränsen. Nere i Långselviken detekteras inga halter över rapporteringsgränsen vid provtagningen 2010.

5.4.4 Föroreningar i porluft

Vid undersökningen 2009 genomfördes provtagning av porluft i marken kring industribyggnaden med PID och kolrör (Kemakta, 2009a). Placering av provpunkter för porluft redovisas i Figur 5-7 och Figur 5-8 samt bilaga 2. Uppmätta halter av klorerade kolväten i porluft i marken utanför byggnaden är sammanställd i Tabell 5-2.

Uppmätta halter av PCE med PID och kolrör har vid tidigare undersökningar jämförts för att se om det finns en korrelation mellan uppmätta halter med de två instrumenten (Kemakta, 2009a). Jämförelsen visar på att korrelation finns mellan de två metoderna. Uppmätt halt med kolrör är ungefär tio gånger högre än vad PID-instrumentet visar.

Uppmätta halter med PID och kolrör i marken utanför byggnaden är i allmänhet låga. Undantaget är PL22 som är belägen där fri fas har påvisats i grundvatten. En hög halt (670 mg/m^3) detekteras även med kolrör i PL23 som ligger i den norra delen av ledningsgraven. PID visar dock på låga halter i denna punkt. Ytterligare två provpunkter är placerade längs ledningsgraven. I PL21 visar PID på några enstaka ppm. I PL24 ger PID 13 respektive 125 ppm vid de två mättillfällena och analys av kolrör ger $0,18 \text{ mg PCE/m}^3$ och $0,009 \text{ mg TCE/m}^3$. Vid de två övriga provpunkterna på ledningsgraven påvisas låga halter med PID och/eller kolrör.

Tabell 5-2. Uppmätta halter i porluft i marken utanför industribyggnaden med kolrör (mg/m^3) respektive PID (ppm). PID analys har genomförts vid två tillfällen.

Ämne	PL22	PL23	PL24	PL25	PL28	PL30
tetrakloreten	1 700	670	0,18	0,44	7,9	3,1
trikloreten	1,1	1,3	0,009	0,0093	<0,0041	<0,0034
1,1-dikloreten	0,045	0,032	<0,0040	<0,0041	<0,0041	<0,0034
cis-dikloreten	0,071	0,11	<0,0040	0,0054	<0,0041	<0,0034
trans-dikloreten	0,029	0,036	<0,0040	<0,0041	<0,0041	<0,0034
vinylklorid	<0,0036	<0,0040	<0,0040	<0,0041	<0,0041	<0,0034
PID-analys	190/498	0/0,5	13/125	-	0/0,3	0/1

5.4.5 Föroreningar i ytvatten

Prov på vatten i Kavelbrobäcken har tagits ut vid två punkter vid undersökningarna 2009 och i tre punkter inom föreliggande utredning. Vid provtagningen 2009 påvisas PCE ($0,34 \text{ } \mu\text{g/l}$), cis-1,2-DCE ($1,3 \text{ } \mu\text{g/l}$) samt 1,1,2-DCA (dikloreten, $0,1 \text{ } \mu\text{g/l}$) där bäcken går in i en kulvert i anslutning till industrifastigheten. Vid kulvertens utlopp vid Långselviken påvisas vid samma tillfälle en högre halt av PCE ($9,7 \text{ } \mu\text{g/l}$). Även TCE ($2,2 \text{ } \mu\text{g/l}$) och cis-1,2-DCE ($0,6 \text{ } \mu\text{g/l}$) påvisas.

Provtagningen har upprepats 2010 i dessa två punkter samt i en punkt ungefär mitt emellan dessa. Analyserna visar genomgående på halter under rapporteringsgränsen för samtliga analyserade ämnen.

I ett ytvattenprov från Långselviken uttaget mars 2008 påvisas tetrakloreten ($8,7 \text{ } \mu\text{g/l}$), trikloreten ($0,78 \text{ } \mu\text{g/l}$) och cis-1,2-dikloreten ($0,38 \text{ } \mu\text{g/l}$). Halten tetrakloreten är i nivå med ytvattenkriteriet ($10 \text{ } \mu\text{g/l}$; EU, 2008), medan halten av trikloreten och cis-1,2-dikloreten bedöms vara låga i jämförelse med ytvattenkriterier (EU, 2008 och RIVM,

2007). Ett ytvattenprov från Långselviken togs även ut inom den nu genomförda provtagningen men denna gång detekteras inga klorerade alifater.

5.4.6 Föroreningar i sediment

Sediment i Långselviken har analyserats med avseende på klorerade alifater i tre punkter under 2008. Samtliga ämnen underskrider rapporteringsgränsen i alla tre punkterna med undantag för vinylklorid som påvisas i en halt av 0,2 mg/kg TS i punkten 08Sed03.

Inom föreliggande utredning togs sedimentprov ut i tre punkter i Långselviken, av vilka en provpunkt sammanfaller med den punkt där vinylklorid påvisades 2008. Prov på sediment har även tagits ut i två punkter i Kavelbrobäcken. Inga klorerade alifater påvisas i något av de fem proven.

5.4.7 Föroreningar i industribyggnaden

Vid undersökningarna 2009 togs hål upp i industribyggnadens golv för provtagning av luft under byggnadens bottenplatta med PID och kolrör i syfte att få indikation på förekomsten av föroreningar i marken under industribyggnaden. Provtagningen genomfördes cirka en decimeter under golvet i tvättlokalerna. I samband med fältarbeten 2010 har det framkommit att golvet i denna del av byggnaden består av två betonggolv separerade av ett cirka 50 cm tjockt lager sand. Detta innebär att luftprovtagningen genomfördes i utrymmet mellan dessa golv och inte i marken under byggnaden. Den tolkning av resultaten som gjordes i Kemakta (2009a) måste därför revideras.

De högsta halterna av PCE i utrymmet mellan golven påvisas i byggnadens nordvästra del (PL01 och PL02) där halten ligger på 2 300 mg/m³, se Tabell 5-3 och Figur 5-7 och Figur 5-8. I PL08 knappt 20 meter öster om PL01 är PCE-halten betydligt lägre (11 mg/m³). I PL04 cirka 10 meter söder om PL01 uppmäts 470 mg/m³ PCE. PID-analyser i PL05 och PL13 indikerar att det finns ett område kring PL04 där PCE-halten är ungefär den samma som i PL04. I kemptvättslagret (PL06) söder om detta område och i kulverten (PL03, PL07, PL10-PL12) påvisas låga halter med PID (0,3-1,1 ppm). Under den östra delen av byggnaden ger PID inget eller mycket lågt utslag.

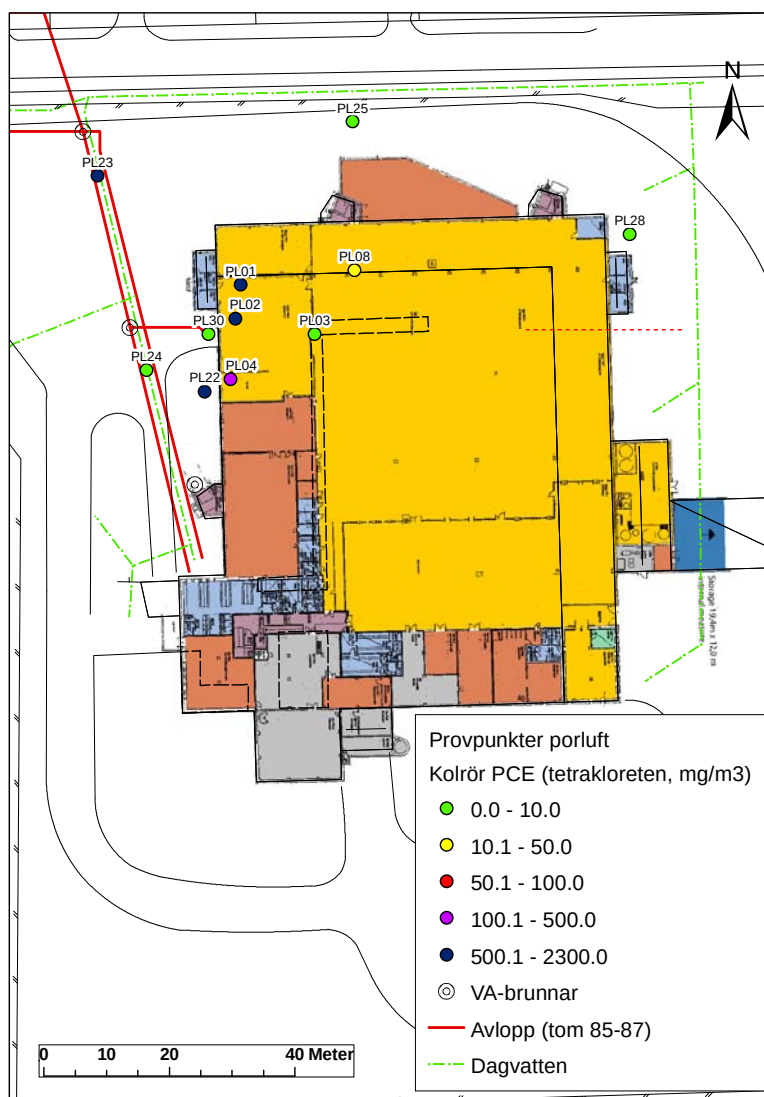
1,1,2-trikloreten detekteras i två punkter. Ämnet är inte en nedbrytningsprodukt till PCE utan bedöms vara en kvarvarande förorening i den ursprungliga PCE-tvättvätskan (Kemi, 2007).

Tabell 5-3. Uppmätta halter i luft under golv med kolrör (mg/m³) respektive PID (ppm).

Ämne	PL01	PL02	PL03	PL04	PL08
tetrakloreten	2 300	2 300	1,1	470	11
trikloreten	8,1	8,6	0,025	0,52	0,057
1,1-dikloreten	0,0097	0,013	<0,0041	0,021	<0,0041
cis-dikloreten	0,14	0,16	0,012	0,047	<0,0041
trans-dikloreten	0,1	0,097	<0,0041	0,0063	<0,0041
1,1,2-trikloreten	0,0079	0,011	<0,0041	<0,0045	<0,0041
PID-analys	223	258	1,2	43	3



Figur 5-7 Uppmätta halter av flyktiga föroreningar med PID 2009. Underlagskarta WSP, 2008.

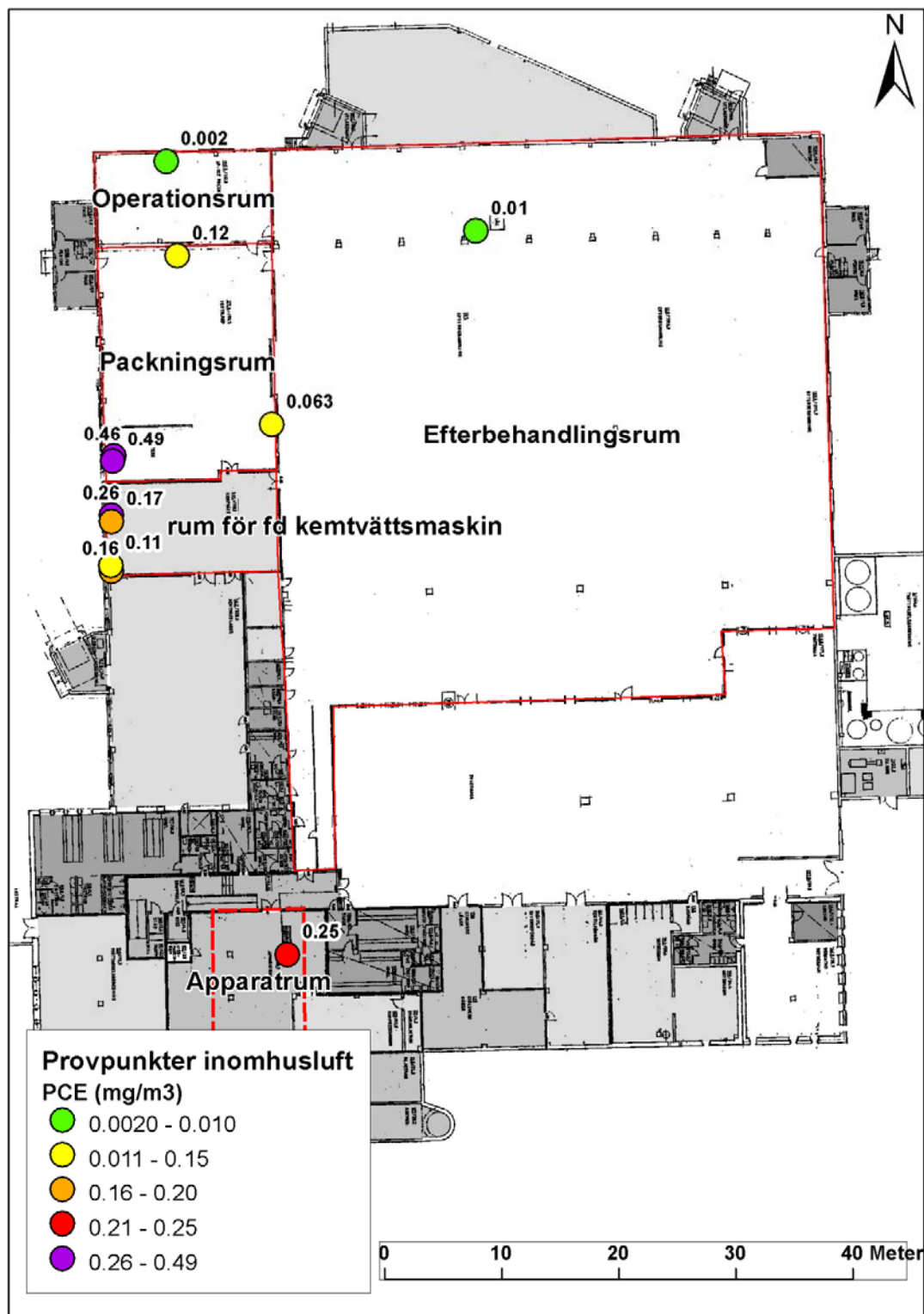


Figur 5-8 Uppmätta halter av PCE i porluft 2009. Kolrörsanalys.
Underlagskarta WSP, 2008.

5.4.8 Föroreningar i inomhusluft

Industribyggnaden

Textilias kartläggning av förekomst av klorerade alifater i inomhusluft i industribyggnaden (pers. kommun. Hans Pahlin, Textilia) visar på förekomst av PCE men inte några nedbrytningsprodukter över rapporteringsgräns, Figur 5-9. De högsta halterna (ca 0,5 mg/m³) påvisas i den del av packningsrummet där betongkaret skall ligga nedgrävd. Jämförbara halter uppmäts i den norra delen av packningsrummet (0,12 mg/m³), i ett angränsande rum där kemtvättmaskinen var belägen (0,11-0,26 mg/m³), och i ett apparatrum (0,25 mg/m³) belägen i källarplanet cirka 50 meter söder ut i byggnaden. Lägre halter detekteras i den östra delen av packningsrummet (0,063 mg/m³), i operationsrummet i det nordvästra hörnet av byggnaden (0,0020 mg/m³) samt i efterbehandlingen (0,010 mg/m³).



Figur 5-9 Rumsbeteckningar i industribyggnaden där mätningar genomförts på klorerade alifater i inomhusluft.

Vid tidigare undersökningar har jämförande undersökningar gjorts av två olika typer av passiva provtagare i industribyggnaden (Kemakta, 2009b). Resultaten från den jämförande undersökningen av två olika typer av passiva provtagare är sammanställda i Tabell 5-4. Fyra provtagare placerades i packningsrummet längs med den västra ytterväggen och två provtagare placerades i apparatrummet. Uppmätt halt PCE ligger

mellan 0,027–0,059 mg/m³ i packningsrummet och mellan 0,218–0,248 mg/m³ i apparatrummet. Av övriga klorerade alifater påvisades inget ämne över rapporteringsgränsen.

Tabell 5-4. Uppmätta halter av klorerade alifater i inomhusluft i industribyggnaden.

Lokalisering		Tvättlokalen				Källarutrymme	
Provpunkt		09IL01A	09IL01B	09IL02A	09IL02B	09IL03A	09IL03B
Provtagare		3M	Radiello	3M	Radiello	3M	Radiello
provtagningstid	min	1678	1672	8900	8905	8880	8895
1,1-dikloreten	mg/m ³	<0,005	<0,004	<0,001	<0,0007	<0,001	<0,0007
diklormetan	mg/m ³	<0,006	<0,003	<0,001	<0,0006	<0,001	<0,0006
trans-dikloreten	mg/m ³	<0,006	<0,004	<0,001	<0,0007	<0,001	<0,0007
1,1-dikloreten	mg/m ³	<0,006	*	<0,001	*	<0,001	*
cis-dikloreten	mg/m ³	<0,006	<0,004	<0,001	<0,0007	<0,001	<0,0007
triklormetan	mg/m ³	<0,006	<0,004	<0,001	<0,0008	<0,001	<0,0008
1,2-dikloreten	mg/m ³	<0,006	<0,004	<0,001	<0,0007	<0,001	<0,0007
1,1,1-trikloreten	mg/m ³	<0,006	<0,005	<0,001	<0,0009	<0,001	<0,0009
tetraklormetan	mg/m ³	<0,007	<0,005	<0,001	<0,0008	<0,001	<0,0008
trikloreten	mg/m ³	<0,006	<0,004	<0,001	<0,0008	<0,001	<0,0008
tetrakloreten	mg/m ³	0,048	0,059	0,027	0,027	0,218	0,248
1,1,2,2-tetrakloreten	mg/m ³	<0,007	*	<0,001	*	<0,001	*
1,1,2-trikloreten	mg/m ³	<0,007	*	<0,001	*	<0,001	*
1,2-diklorpropan	mg/m ³	<0,006	<0,005	<0,001	<0,0009	<0,001	<0,0009
vinylklorid	mg/m ³	<0,005	-	<0,001	-	<0,001	-

* = Omräkningsfaktor saknas för ämnet ifråga och rapporteras därför inte av laboratoriet.

Bostadsfastigheter

Förekomsten av klorerade alifater i inomhusluft har undersökts i fyra bostadsfastigheter direkt nedströms industrifastigheten. Provtagningen har gjorts med passiva provtagare (M3). PCE detekteras i tre av de undersökta bostäderna. Den högsta halten som uppmäts är 0,088 mg/m³. Detta skall jämföras med referenskoncentrationen (RfC-värdet) i inomhusluft för PCE som är 0,2 mg/m³ (Naturvårdsverket, 2009). RfC-värdet kan ses som en haltgräns under vilken risken för hälsoeffekter vid en längre tid exponering bedöms vara låg. Inga nedbrytningsprodukter till PCE detekteras. Däremot påvisas 1,1,1-trikloreten (TCA) i en byggnad och diklormetan (DCM) i en annan. Halterna underskrider ämnens RfC-värde med en faktor 100 (1,1,1-TCA) respektive en faktor 4 (DCM).

6 Riskbedömning

6.1 Förutsättningar för riskbedömning

Resultaten från de genomförda undersökningarna har använts som underlag för en bedömning av vilka risker föroreningarna inom och nedströms fastigheten Långele 2:105 kan innebära för människors hälsa och miljön. På området har påträffats höga till mycket höga halter av klorerade alifater, främst tetrakloreten.

Riskbedömningen utgår från dagens situation med befintlig markanvändning, men har även beaktat vad som kan inträffa vid förändringar av föroreningarnas egenskaper eller spridningsförhållande i ett längre tidsperspektiv. Platsspecifika riktvärden har beräknats för att ange en haltnivå av föroreningar i mark och grundvatten som inte innebär oacceptabla risker för människors hälsa eller markmiljön. Dessa riktvärden anger också haltnivåer som inte medför någon oacceptabel spridning till grundvatten eller ytvatten i omgivningen.

6.2 Förslag till övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen beskriver hur området är tänkt att användas efter en sanering, vilka krav som ställs på skydd av hälsa och miljö i omgivningen samt allmänna och enskilda intressen. Åtgärds målen beskriver utgångspunkten eller visionen för områdets utnyttjande. I samband med en riskvärdering kan de övergripande åtgärds målen komma att ändras, om man exempelvis bedömer att kostnaderna blir för höga för att uppnå de uppställda målen eller om lämplig efterbehandlingsteknik saknas för att kunna uppnå målen.

För det aktuella objektet har följande övergripande åtgärds mål formulerats:

- Fastigheten skall kunna användas för industriändamål utan hälsorisker för de som arbetar inom området eller för de som vistas inom området.
- Befintliga bostäder och andra byggnader i områdets närhet skall kunna fortsätta nyttjas på samma sätt som idag utan hälsorisk eller olägenhet för de boende. Det innebär att boende i samhället inte skall utsättas för risker på grund av spridning av ångor, grundvatten eller dagvatten från området.
- Grundvattnet utanför fastigheten skall kunna nyttjas för bevattning utan risk eller olägenhet för de boende.
- Ekologiska funktioner för den tänkta markanvändningen på området ska skyddas.
- Samhället har kommunalt vatten och något framtida grundvattenuttag för dricksvattenändamål inom Långele samhälle förutses inte ske. Dock ska grundvattenförekomsten Långele-Nordsjö-Forse skyddas.
- Spridning av föroreningar till omgivningen ska varken på kort eller på lång sikt ge upphov till halter som kan orsaka oacceptabla miljö- och hälsoeffekter i vatten eller sediment i Långselviken och Faxälven.

I huvudmannens intresse utöver de övergripande åtgärds målen finns följande aspekter i samband med genomförande av åtgärder:

- Undersökningar och åtgärder bör genomföras på ett sådant sätt att verksamheten på fastigheten kan fortgå med endast begränsade störningar.

- Åtgärder ska ske på ett miljömässigt motiverat sätt utifrån ett ekologiskt uthålligt perspektiv. Eventuell bortforsling av massor för behandling eller deponering ska inte innebära en oacceptabel belastning på annan plats. Kunskap om föroreningar som eventuellt lämnas kvar skall bevaras för att förhindra ofrivillig exponering i framtiden.

6.3 Konceptuell modell

I detta avsnitt beskrivs en konceptuell modell för det aktuella området. En konceptuell modell är en förenklad bild hur ett verkligt system beter sig. Den konceptuella modellen används i riskbedömningen av ett område eller en problemställning för att identifiera vilka kemiska ämnen och källor för dessa ämnen som är aktuella och potentiellt kan innebära en risk. I den konceptuella modellen identifieras också de viktigaste transportmekanismerna och spridningsvägarna för föroreningen samt vilka exponeringsvägar som är viktiga för olika skyddsobjekt. I Figur 6-1 visas en schematisk skiss av transportförutsättningarna i ledningssystem och i grundvattenmagasin i den konceptuella modellen.

6.3.1 Bakgrundshalter

De ämnen som utgör de huvudsakliga föroreningarna inom området, klorerade alifater, återfinns normalt inte i miljön.

6.3.2 Föroreningskällor

Den huvudsakliga föroreningen på fastigheten är klorerade alifater från tvättvätskor som användes under perioden med kemptvätt på fastigheten. Andra föroreningar som alifater och aromater har påträffats i liten utsträckning. Utsläpp av klorerade alifater kan ha kommit från:

- Tvättmaskin och tillhörande processutrustning
- Cisterner och lager där lösningsmedel har förvarats
- Platser där processavfall har deponerats eller förvarats
- Ledningssystem (processvatten, avloppsvatten, dagvatten)
- Ventilationssystem

Utsläpp av stora mängder av tvättvätska till marken kan leda till att fri fas av klorerade alifater återfinns i marken och utgör en sekundär föroreningskälla.

6.3.3 Spridnings- och exponeringsvägar

Klorerade alifater är vätskeformiga och kan återfinnas som en fri fas i marken. Områden med fri fas kan vara relativt orörliga, men den fria fasen kan även röra sig i marken. Trots att de klorerade alifaterna har en begränsad löslighet i vatten, kan de lösas ut i vatten som strömmar genom förorenad jord eller områden med fri fas. Förorening kan sedan transporteras vidare i löst form i mark- och grundvatten. Eftersom de också är flyktiga kan de transporteras som ångor i marken.

Spridning av fri fas

Klorerade alifater (med undantag för vinylklorid) är så kallad DNAPL (dense nonaqueous phase liquids) dvs de är begränsat blandbara med vatten och har en högre densitet än vatten. Detta innebär att de sjunker ned genom grundvattenzonen tills de når

ett tätare jordlager varefter föroreningen rör sig längs med jordlagrets yta tills ett mer genomsläppligt lager påträffas. DNAPL kan även tränga ned i berggrunden om det finns större sprickor. Detta spridningssätt medför att det är mycket svårare att bedöma hur en DNAPL rört sig från sin källa än det är för vattenlösliga ämnen.

De genomförda undersökningarna visar att klorerade alifater finns i marken väster om byggnaden. De halter som uppmätts i grundvattnet är så höga att det troligen rör sig om ren tvättvätska som finns som fri fas i marken. Utbredningen av föroreningen under byggnaden är mer osäker eftersom provtagning inte kunnat göras där. De högsta halter klorerade alifater som uppmätts i marken motsvarar att ca 1 – 2 % av porvolymen innehåller fri fas. Med den morän som finns på fastigheten bedöms detta innebära att den fria fasen inte rör sig nämnvärt utan är att betrakta som en residualhalt. Det kan dock inte uteslutas att områden med högre andel fri fas finns.

De markundersökningar som genomförts visar att de naturliga jordlagren inom området är relativt homogena, d v s under fyllningen förekommer i huvudsak morän av främst siltig och sandig typ. Det finns således varken kemiska analyser eller kännedom om jordlagerföljder som indikerar att någon större spridning av förorening i fri fas skall ha skett horisontellt i skikt mellan jordlager av olika genomsläpplighet. Det bedöms därför att fri fas främst spridits vertikalt mot djupet.

En eventuellt fortsatt spridning av fri fas på bergöverytan kan vara möjligt om bergytan lutar. De JB-sonderingar som genomförts i föreliggande projekt indikerar att bergöverytan lutar norrut, se avsnitt 2.5. Baserat på sonderingarna och hittills genomförda provtagningar finns det inga skäl att tro att fri fas skall ha spridit sig söderut eller västerut. Det kvarstår dock osäkerheter beträffande förutsättningar för spridning österut in under industribyggnaden då borrhningar inte varit möjliga att genomföra under byggnaden. Provtagning av grundvatten i nivå med bergöverytan öster om byggnaden visar dock inte på någon förekomst av förorening i fri fas.

En ytterligare spridningsväg av fri fas skulle kunna vara genom spricksystem i berggrunden. De undersökningar som gjorts av bergöverytan på fastigheten visar inte på några större sprick- eller krosszoner i källområdet. Därför bedöms förutsättningarna för transport i berget vara begränsade. För att fastställa en spridning i grundvatten i berg krävs borrhning av grundvattenrör djupt ned i berget vilket inte utförts i denna studie.

Spridning i löst form

Föroreningar kan transporteras i löst fas där transporten styrs av koncentrationen och vattenflödet. Förorening som ligger ovan grundvattenytan påverkas av infiltrationen. Storleken på infiltrationen beror av jordlagrens täthet, markytans lutning och om ytorna är hårdgjorda. Industriområdet är till stora delar asfalterat, vilket i viss utsträckning förhindrar infiltration genom förorenad jord ovanför grundvattenytan. Viss infiltration sker dock genom asfalten och via avrinning till ej asfalterade ytor. Under grundvattenytan beror vattenflödet på markens genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet) och grundvattenytans gradient. De mätningar som gjorts visar på en relativt låg hydraulisk konduktivitet i moränen på fastigheten, se avsnitt 2.6. Nedströms fastigheten finns tätare jordar som bedöms ha en ännu lägre hydraulisk konduktivitet.

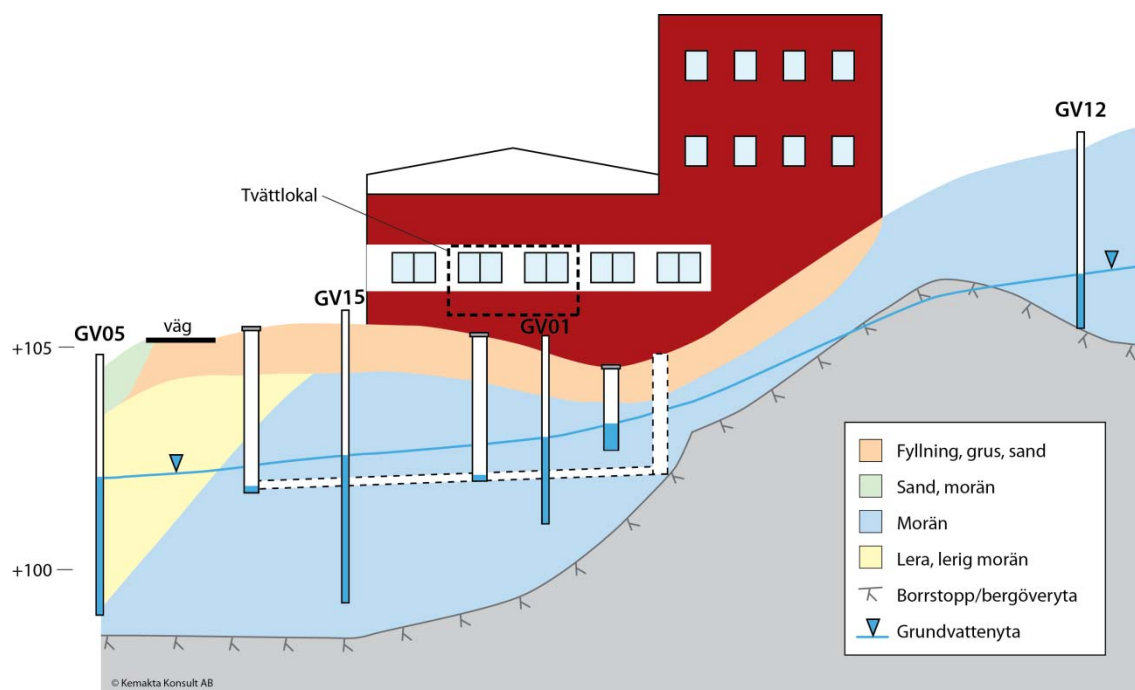
Spridning av ångor

Klorerade alifater är flyktiga ämnen och kan därmed spridas som ångor från förorenad jord, förorenat grundvatten och rester av fri fas. Förorening under eller i direkt anslutning till byggnader skulle därför kunna skapa problem i inomhusluft. Genomförda

mätningar på inomhusluft har också visat förekomst av tetrakloreten men att halterna i dagsläget är låga.

Transportvägar

Inom området finns ledningsgravar som kan medföra att föroreningarna transporteras snabbare än vad de gör i ostörd mark. Förorening har påträffats i vattnet som strömmar inne i avlopps- och dagvattenledningarna, även utanför industrifastigheten. Mätningar av vattennivåer i brunnar och grundvattenrör visar att en transport av förorening till eller från brunnarna är möjlig då vattennivåer och brunnbottnar ligger i nivå med eller strax under grundvattennivån, se Figur 6-1. I figuren visas en schematisk skiss av topografin, VA-system, jordarter och grundvattennivåer på området baserad på resultaten från genomförda undersökningar.



Figur 6-1. Schematisk skiss av topografi, VA-system, jordarter och grundvattennivåer på industrifastigheten, tvärsnitt i nord-sydlig riktning på industribyggnadens västra sida.

Öster om området går Kavelbrobäcken som rinner norrut mot järnvägen och därefter vidare västerut mot Långselviken. I höjd med tvätterbyggnaden leds bäcken in i en kulvert. Vid Nygatan, norr om industrifastigheten, finns en brunn där dagvattensystemet kopplas ihop med den kulverterade Kavelbrobäcken. Det finns därför förutsättningar för en snabb transport av föroreningar som tränger in i dagvattensystemet till det område där bäcken mynnar i Långselviken.

Nivåmätningar visar att botten på kulvertens inlopp inne på fastigheten ligger strax över eller i nivå med grundvattenytan. Baserat på de fältundersökningar som genomförts bedöms kulverten endast lita svagt norrut i anslutning till industrifastigheten. Grundvatten bedöms därför inte i någon större omfattning kunna läcka in i kulverten inne på fastigheten. Det kan dock vara möjligt för förorenat grundvatten att läcka in i den kulverterade Kavelbrobäcken längre nedströms i samhället. Bäcken skulle därmed kunna fungera som en hydraulisk kortslutning till Långselviken (se figur 4.2).

Sammanfattningsvis konstateras att föroreningsspridning från kemptvätten kan ske på följande sätt:

- Fri fas sprids vertikalt genom marken ned till bergöverytan och vidare längs denna beroende på bergöverytans lutning. Inga tecken tyder på en omfattande pågående spridning av fri fas i marken.
- Infiltrerande nederbörd och grundvatten förorenas av föroreningar i marken och sprids i löst form vidare i grundvatten.
- Spridning sker i anslutning till ledningssystem, pga inträngning av förorenat grundvatten och på grund av frigörelse av kvarvarande förorening i rörledningar och i ledningsgravar.
- Spridning sker av ångor från förorenad jord, förorenat mark- och grundvatten samt fri fas. Spridning kan ske till industribyggnaden och byggnader nedströms området

Eventuellt kan spridning även ske som fri fas eller lösta föroreningar i sprickor i berggrunden. Denna spridningsväg kan med hittills genomförda undersökningar inte avfärdas. Dock bedöms inte området genomkorsas av större sprick- eller krosszoner.

6.3.4 Skyddsobjekt

Hälsorisker

För bedömning av hälsorisker har följande skyddsobjekt identifierats:

- Personal verksam inom Textilia Tvätt- och textilservice AB
- Boende på angränsande bostadsfastigheter
- Boende inom övriga delar av samhället
- Barn och personal som uppehåller sig inom den angränsande förskolan
- Barn och vuxna som utnyttjar Långselviken för rekreation och friluftsliv

Den mest betydelsefulla exponeringsvägen är ångor som sprids genom marken till inomhusluft, men även andra exponeringsvägar såsom bevattning med förorenat grundvatten har beaktats.

Markmiljö

För bedömning av risker för markmiljön har skyddsobjektet definierats som:

- Växter och djur som finns i markområdet såväl inom industrifastigheten som i övriga delar av samhället

Höga halter i biologiskt aktiv mark kan ha negativa effekter på markens funktion. Stora delar av fastigheten är asfalterad eller täckt av byggnader. Skyddsvärdet för markmiljön inom fastigheten bedöms vara lågt. Utgångspunkten för riskbedömningen har varit en nivå som motsvarar den som gäller för mindre känslig markanvändning.

Spridning till grundvatten och ytvatten

De skyddsobjekt som kan påverkas genom spridning av föroreningar från området till grundvatten och ytvatten är:

- Det akvatiska livet i Kavelbrobäcken och Långselviken
- Vattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse
- Grundvattnet inom Långsele

Kavelbrobäcken går via kulvert norrut mot järnvägen. Där rinner bäcken öppet en kortare bit innan den fortsätter mot nordväst via kulvert mot Långselviken som är en del av Faxälven (Vattenförekomst SE700876-156207). Denna vattenförekomst klassades 2009 ha Måttlig ekologisk potential (beroende på vattenreglering) och God kemisk ytvattenstatus. Vidare riskerar den aktuella delen av Faxälven att inte uppnå god ekologisk status eller god kemisk status till 2015 (VISS, 2011).

Vattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse ligger ca en kilometer nordväst om fastigheten Långsele 2:105 och bedöms ha goda eller utmärkta uttagsmöjligheter, i storleksordningen 5-25 l/s och god kemisk grundvattenstatus (VISS, 2011). I riskbedömningen har övrigt grundvatten inom Långsele samhälle inte bedömts vara en dricksvattenresurs. I samhället finns inga privata brunnar för uttag av dricksvatten. Grundvattnet är dock skyddsvärt i den aspekten att grundvattnet utgör en källa för exponering a) via ångor och b) genom att grundvatten används för bevattning.

6.4 Spridningsberäkningar

6.4.1 Läckageberäkningar

Läckaget av föroreningar från området i dagsläget har uppskattats utifrån uppmätta halter av föroreningar i grundvatten samt bedömt grundvattenflöde. Som representativ halt i grundvattnet ansätts medelvärdet av uppmätta halter från grundvattenrör inom fastigheten Långsele 2:105.

Grundvattenflödet skattas utifrån en hydraulisk konduktivitet, en hydraulisk gradient samt bredden och djupet på den förorenade akviferen. Baserat på uppmätta grundvattennivåer har gradienten bedömts vara mellan 1 och 2 % inom industrifastigheten. Utifrån de bedömningar om jordartssammansättning som har gjorts i samband med fältarbetet, antas $5 \cdot 10^{-6}$ m/s vara ett representativt värde på den hydrauliska konduktiviteten inom industriområdet. För beräkningarna har grundvattenakviferens mäktighet uppskattats till ca 4 m. Detta grundar sig på ett djup till grundvattenytan på ca 2 m inom området och ett bedömt djup till berg på ca 6 m. Det senare grundar sig på uppgifter om jordmäktighet inom området i SGUs brunnsarkiv och uppgifter från genomförd provtagning inom föreliggande utredning. Utströmning av förorenat grundvatten bedöms i huvudsak ske i det nordvästra hörnet av fastigheten. Bredden på området uppskattas till ca 50 m. Under dessa förutsättningar uppskattas grundvattenflödet genom den nordvästra delen av fastigheten till drygt 600 m³/år (antaget 2 % gradient).

En representativ föroreningshalt i det förorenade grundvattnet som strömmar ut från området utgår från halter uppmätta under perioden 2007-2010 i grundvattenrör i den nordvästra delen av fastigheten. Medelvärdet baseras på halter i grundvattenrör GV02, GV15, GV16, GV21, GV22 samt från grundvatten i provgrop PG02. Halter beräknas på PCE och TCE som är de dominerande föroreningarna och ger rätt storleksordning på masstransporten. Den representativa PCE-halten beräknas till ca 12 600 µg/l och den representativa TCE-halten beräknas till 22 µg/l.

Beräkningen indikerar att transporten uppgår till cirka 8 kg/år för tetrakloreten och 0,01 kg/år för trikloreten. För övriga analyserade ämnen skattas uttransporten till storleksordningen 0,001 kg/år eller mindre.

6.4.2 Naturlig Nedbrytning

Naturlig nedbrytning av klorerade alifater kan ske i jord och grundvatten. Nedbrytning sker genom mikrobiell nedbrytning (anaerob deklorering, direkt oxidation och kometabolism). Primärt bryts högklorerade alifater ned genom reduktiv deklorering, medan lägre klorerade alifater kan brytas ned genom både oxidation och reduktion. De klorerade alifater (tetrakloreten, trikloreten, dikloreten, vinylklorid och TCA) som detekterats på den aktuella fastigheten bryts i huvudsak ned genom anaerob reduktiv deklorering. Vinylklorid kan även brytas ned genom aerob oxidation (Naturvårdsverket, 2007a).

Förutsättningar för anaerob reduktiv deklorering är tillgång till antingen naturliga eller antropogena elektron-donatorer samt lämpliga bakterier. Vidare beror omfattningen av den biologiska nedbrytningen på föroreningarnas, jordens och vattnets fysiska och kemiska egenskaper såsom redoxpotential och pH. Redoxpotential är starkt kopplad till mikrobiell aktivitet och är kopplade till redoxkänsliga ämnen såsom nitrat/nitrit, sulfat/sulfid, järn, mangan etc. Analys av dessa ämnen kan ge en indikation på potentialen för naturlig nedbrytning av klorerade alifater. Biologisk nedbrytning påvisas tydligast genom minskande föroreningskoncentration samtidigt som biologiska nedbrytningsprodukter ökar (Törneman mfl., 2009).

USEPA har utvecklat ett system för att bedöma förutsättningarna för att naturlig nedbrytning av klorerade alifater skall kunna ske genom anaerob reduktion (Wiedemeier, 1998). Systemet beskrivs även i Nugin (2004). Systemet utgår från ett poängsystem för enskilda parametrar där totalsumman ger förutsättningarna för reducerande nedbrytning. I föreliggande utredning har ett urval av de parametrar som finns i den ursprungliga metoden analyserats på laboratorium eller vid fältundersökningar, Tabell 6-1. Förutsättningarna baseras på följande indelning:

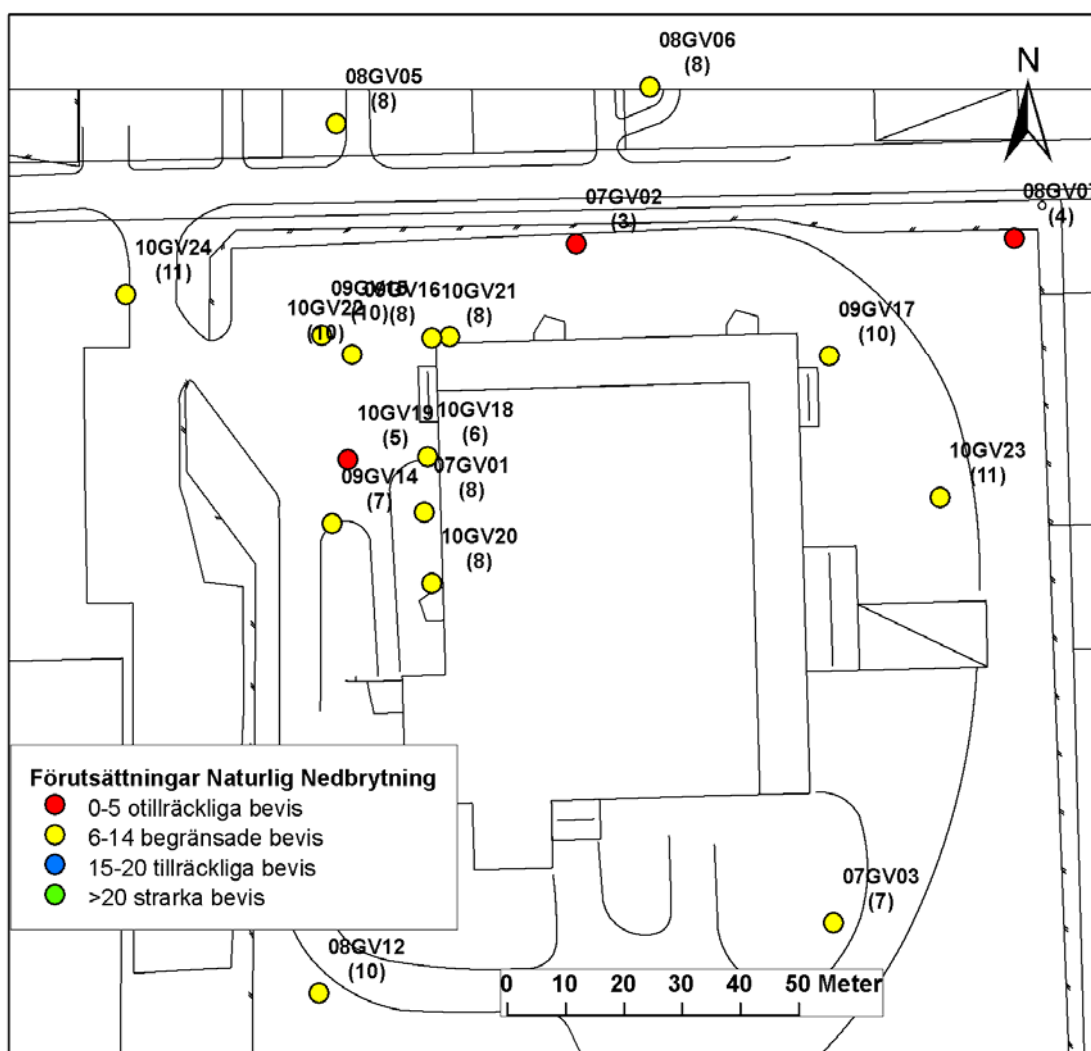
- 0 – 5 otillräckliga bevis
- 6 – 14 begränsade bevis
- 15 – 20 tillräckliga bevis
- >20 starka bevis

Baserat på analysdata har de olika grundvattenrören poängbedömts, enligt tabell 6-1. Som tidigare nämnts finns vissa osäkerheter i bl a fältanalyser som redox och syre, dock bedöms poängbedömningen ändå ge en översiktlig bild av förutsättningarna för nedbrytning av klorerade alifater. Resultatet presenteras översiktligt i figur 6-2. För en mer detaljerad beskrivning av den utförda analysen och poängbedömningen hänvisas till bilaga 7. Förekomst av eten och bakterier av typen *Dehalococcoides* är indikation på nedbrytning. I föreliggande utredning har dessa parametrar inte analyserats.

Halterna av tetrakloreten är med få undantag högre än av nedbrytningsprodukterna vilket visar att det inte sker någon betydande nedbrytning i marken. Förhållandet mellan uppmätta halter av tetrakloreten och dess nedbrytningsprodukter, främst dikloreten, i grundvatten inom olika delar av undersökningsområdet kan vara en indikation på att det sker en viss grad av nedbrytning i marken. Man ska dock vara försiktig med att dra alltför starka växlar av detta då även andra processer kan vara av betydelse. Exempelvis innebär en minskande kloreringsgrad att fastläggningen i marken (sorptionen) minskar samtidigt som lösligheten i vatten ökar.

Tabell 6-1 Lista med parametrar för bedömning av förutsättningarna för reducerande nedbrytning av klorerade alifater (Wiedermeier, 1998).

Parameter	Riktvärde	Inverkan	Poäng
Järn (II)	>0,5 mg/l	Reduktion möjlig	3
Alkalinitet	>2x bakgrund	Ökar genom koldioxidens påverkan på akviferens bergmaterial	1
Nitrat	<1 mg/l	Vid högre koncentrationer kan reduktion ske av nitrat i stället för av lösningsmedel	2
Klorid	>2x bakgrund	Produkt vid nedbrytning av klorerade lösningsmedel	2
Sulfat	<20 mg/l	Vid högre koncentrationer kan reduktion ske av sulfat i stället för av klorerade lösningsmedel.	2
DOC	>20 mg/l	Energikälla som driver reduktionsprocessen	2
pH	5 < pH < 9	Inom detta pH-intervall är mikrobiell aktivitet möjlig	0
pH	pH < 5 eller pH >9	Utanför optimalt pH-intervall	-2
Temperatur	>20 °C	Accelererar biokemiska processer	1
Redox	< 50 mV	Nedbrytning genom reduktion möjlig	1
Redox	< -100 mV	Nedbrytning genom reduktion trolig	2
Syre	<0,5 mg/l	För höga syrehalter försvårar nedbrytning genom reduktion	3
Syre	>5 mg/l	Nedbrytning genom reduktion förhindrad	-3
TCE	förekomst	Nedbrytningsprodukt av PCE	2
c-1,2-DCE	förekomst	Nedbrytningsprodukt av TCE	2
VC	förekomst	Nedbrytningsprodukt av DCE	2



Figur 6-2 Förutsättningar för naturlig nedbrytning enligt Wiedermeier (1998).

I figur 6-2 framgår att endast begränsade bevis finns för naturlig nedbrytning av klorerade alifater i de flesta rören, d v s förutsättningar kan bedömas som svaga.

6.5 Platsspecifika riktvärden

Ett av de verktyg som kan användas i en riskbedömning av ett förorenat område är riktvärden. Naturvårdsverket har tagit fram en modell för att beräkna riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009a). Modellen beaktar sex olika exponeringsvägar som kan leda till att människor exponeras för förorening och uppskattar vilken halt som kan förekomma i jorden utan att hälsorisker uppkommer. Modellen beaktar även miljörisker som jorden kan ge upphov till samt indirekta effekter på grund av spridning av föroreningar till grundvatten och till ytvatten. För grundvatten innebär detta ett allmänt skydd av grundvattnet som en dricksvattenresurs och för ytvattnet beaktar modellen risken för effekter på det akvatiska systemet. I modellen ingår data för att beräkna riktvärden i jord för 75 olika ämnen och ämnesgrupper, bland annat tetrakloreten och triklloreten. För vissa ämnen noteras dock att riktvärden för jord inte alltid är tillräckligt för en riskbedömning och att hänsyn också måste tas till föroreningshalter i grundvatten, markvatten och porluft. Detta gäller exempelvis klorerade alifater.

De aktuella föroreningarna kännetecknas i allmänhet av en hög flyktighet och en begränsad fastläggning (sorption) i marken. Ur risksynpunkt innebär detta att även grundvattnet kan utgöra en betydande källa till exponering. I anslutning till en kemitvätt där förorening förekommer i fri fas kan förhöjda föroreningshalter förekomma i grundvattnet även i områden där halterna i jorden är relativt måttliga. Förorening i grundvattnet kan även spridas utanför det primärt förorenade området och genom förångning från grundvattnet ge upphov till höga halter i inomhusluft även i hus utanför det förorenade området.

Vad gäller exponering av människor utgår Naturvårdsverkets modell i huvudsak från att exponeringen sker inom det förorenade området. Detta gäller således även exponering genom inandning av ångor. För att belysa riskerna för nedströms liggande bostadsfastigheter används därför en annan modell, se avsnitt 6.5.1.

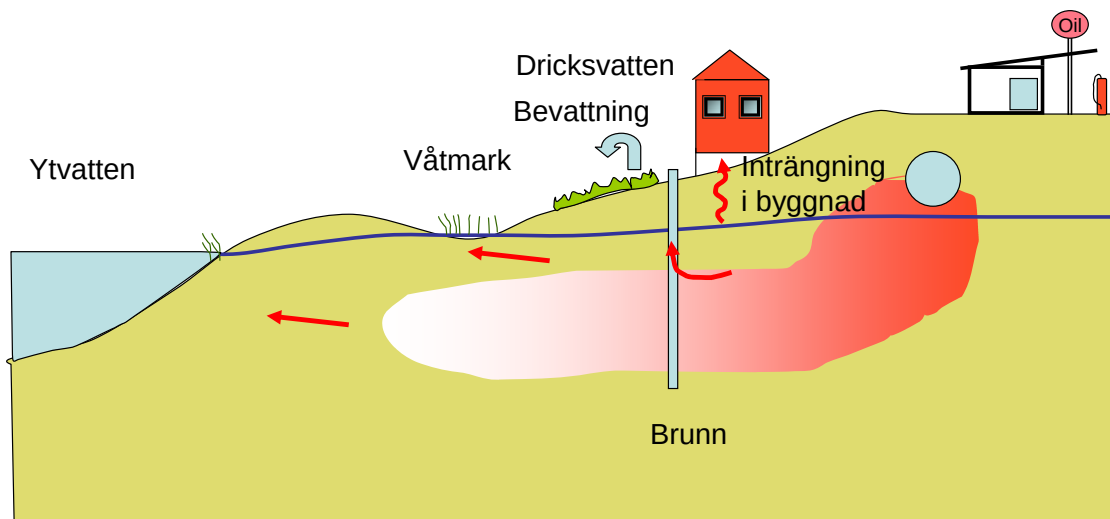
6.5.1 Modell för platsspecifika riktvärden för grundvatten

För att bedöma de risker som förorenat grundvatten kan innebära har platsspecifika riktvärden beräknats för föroreningar i grundvatten. Detta har gjorts enligt en liknande metodik som riktvärden för jord med en modell som ursprungligen tagits fram för att beräkna riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer (Elert, 2006). Modellen beräknar riktvärden i grundvattnet i anslutning till källzonen. Den eventuella utspädning som sker vid spridning till skyddsobjektet är således inräknad. De exponeringsvägar som modellen beaktar är:

- Intag av dricksvatten från grundvattenbrunnar (hälsorisker samt smak- och luktproblem)
- Inandning av ångor som avgår från grundvatten och tränger in i byggnader (hälsorisker och luktproblem)
- Indandning av ångor vid bevattning med sprinkler (hälsorisker och luktproblem)
- Intag av växter bevattnade med grundvatten (hälsorisker)

Utöver exponering av människor omfattar modellen även miljörisker på grund av spridning av föroreningar med grundvatten till nedströms liggande recipienter:

- Förorening av ytvatten (växter och djur)
- Förorening av våtmarker (utströmningsområden)



Figur 6-3. Schematisk beskrivning av spridnings- och exponeringsvägar.

Riktvärden har tagits fram för huvuddelen av de ämnen där halter över rapporteringsgräns uppmäts i grundvatten, d.v.s. för tetrakloreten, triklloreten, cis-1,2-dikloreten, tetra-1,2-dikloreten, vinylklorid, tetraklormetan och triklormetan samt 1,1,2-trikloretan. För de ämnen som inte ingår i Naturvårdsverkets modell har ämnesdata tagits fram. Tunga alifater (>C16-C35) har påvisats i halter mellan 11 och 99 µg/l men bedöms inte vara av betydelse för bedömning av påverkansområdets storlek eller vara styrande för en eventuell saneringsåtgärd. Inga platsspecifika riktvärden har tagits fram för denna grupp av ämnen.

Nedan ges en kortare beskrivning av de riktvärden för grundvatten som tas fram. För en mer detaljerad beskrivning av modellen hänvisas till (Elert, 2006).

Intag av dricksvatten

Eftersom samhället har kommunalt vatten förutses inget direkt intag av grundvatten ske. Grundvattnet är ändå skyddsvärt i och med grundvattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse som är en grus- och sandformation belägen cirka en kilometer nordväst om industrifastigheten. De riktvärden som har beräknats för dricksvattenanvändning är därför satta för att skydda en brunn som installeras inom denna grundvattenförekomst. Skyddet är satt så att halten i grundvatten inte ska överstiga dricksvattennormer och inte heller lukt- och smakgränser.

Avståndet från industriområdet till brunnen är ansatt till 850 meter varav 800 meter utgörs av avståndet mellan det förorenade området och vattenförekomsten samt att brunnen antas vara belägen 50 m in i förekomsten.

Utspädningen av föroreningar som sker vid transporten från industriområdet till sand- och grusformationen beräknas med den modell som används för utspädning av förorening under grundvattenytan i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009a). För grundvattenströmningen fram till sand- och grusformationen är gradienten satt till 2 % och konduktiviteten till $5 \cdot 10^{-6}$ m/s, vilket motsvarar de förhållanden som råder inom industrifastigheten, se avsnitt 2.6. Jorddjupet uppskattas till i medeltal 6 meter. Med en grundvattenyta belägen cirka 2 meter under markytan ger detta en mäktighet av grundvattenmagasinet på 4 meter. Det förorenade området uppskattas vara 50 meter brett och 50 meter långt i grundvattnets flödesriktning.

De hydrogeologiska egenskaperna för sand- och grusformationen skiljer sig från industriområdets. Baserat på topografin i området bedöms gradienten i sand- och

grusformationen teoretiskt vara maximalt cirka 0,5 %. Grundvattenbildningen inom grusformationen antas vara 300 mm/år (VISS, 2011) och dess konduktivitet 10^{-4} m/s. Akviferens mäktighet i åsen är satt till 10 meter. Detta baseras på uppgifter i SGU:s brunnarsarkiv där jorrdjupet i en brunn i sand- och grusformationen anges vara 13 m (SGU, 2011).

Baserat på data enligt ovan beräknas utspädningen från det förorenade området till övergången till sand- och grusformationen vara en faktor 5, och vid transport i sand- och grusformationen till en tänkt brunn 50 meter in i åsen beräknas utspädningen till en faktor 35. Sammantaget ger detta en utspädning på cirka 175 gånger.

I denna beräkning tas inte hänsyn till den nedbrytning som kan ske av föroreningar under transport med grundvattnet.

Inandning av ångor som avgår från grundvatten

Riktvärdet för inandning av ångor beräknas så att de jämviktshalter som kan uppkomma i porluft ovanför grundvattenytan inte skall medföra halter i inomhusluft över givna referenskoncentrationer. Beräkningen av riktvärdet baseras på en teoretisk fördelning mellan grundvatten och porluft beräknat med Henrys konstant. När en förorening i porluft transporteras upp genom marken och tränger in i en byggnad sker en utspädning med icke-förorenad luft. Faktorer som påverkar utspädningen är markens egenskaper (markens porositet och vattenmättnad), avståndet från grundvatten till markyta samt byggnadens konstruktion och täthet samt hur kraftig ventilationen är.

Eftersom utspädningen styrs av de lokala förhållandena och de specifika husens konstruktion är utspädningen svår att beräkna teoretiskt. I det aktuella fallet baseras istället utspädningen på faktiska analyser av föroreningshalter i inomhusluft i bostadshus nedströms industrifastigheten och halten i grundvattnet i anslutning till dessa bostäder. Med antagandet att jämvikt råder mellan grundvatten och porluft i anslutning till grundvattenytan har utspädningen till inomhusluften beräknats till intervallet 100 - 500 gånger, där faktorn 300 har ansatts som representativt värde. Detta är lägre än den utspädningsfaktor som Naturvårdsverkets modell för riktvärden i förorenad mark ger (för djupet 1 m till grundvattenytan erhålls en utspädning på 30 000 för normaltäta jordar och 1 700 för genomsläppliga jordar). Orsaken till den lägre utspädningen är inte känd, men kan bero på att ångor tar sig in i husen genom ledningar. Eftersom de halter som mätts upp i ledningar inom industrifastigheten är i nivå med halter i grundvatten, är det troligt att ledningar kan vara en viktig transportväg av föroreningar från grundvattnet till inomhusluften.

En viss utspädning av föroreningar kan ske i grundvattnet mellan referenspunkten vid källområdet och bostadsfastigheterna nedströms. Baserat på uppmätta halter i grundvattenrör GV15/GV16/GV22 inom industrifastigheten och GV05 nedströms denna har utspädningen i grundvatten satts till tio gånger. I beräkningarna tas inte hänsyn till den nedbrytning som kan ske av föroreningarna under transporten.

Eftersom fastigheterna nedströms industriområdet utgörs av bostadshus har riktvärdet beräknats med antagandet om en exponering 24 timmar per dygn.

Exponering genom bevattning

Även om grundvatten inte används som dricksvatten eller för matlagning kan enskilda grundvattenbrunnar användas för bevattning. Modellen beaktar två exponeringsvägar som är förknippade med bevattning:

Inandning av ångor vid bevattning

I samband med bevattning kan människor exponeras genom att andas in flyktiga föroreningar som förångas. Exponeringen kan medföra luktproblem och kan i värsta fall även utgöra en hälsorisk.

Utifrån föroreningshalten i bevattningsvattnet beräknas halten i omgivningsluften. Föroreningshalten i luften jämförs med hälsoriskbaserade gränser samt luktgränser för att räkna fram den halt som maximalt kan accepteras i det vatten som används för bevattning. Föroreningshalten i vattnet som används för bevattning antas vara den samma som i grundvattnet, dvs utspädningsfaktorn är satt till 10.

Intag av växter

Bevattning med förorenat grundvatten kan leda till att föroreningar tas upp i växter som sedan konsumeras. Beräkningen av upptaget av föroreningar i växter baseras på antagandet att vatten i växten får samma föroreningshalt som förekommer i det vatten som används för bevattning (korrigerad för att en viss andel av föroreningarna förångas vid bevattningen).

Den ur hälsosynpunkt acceptabla halten i bevattningsvattnet beräknas utgående från den beräknade föroreningshalten i växter, en ansatt genomsnittlig konsumtion av växter (0,017 kg/kg kroppsvikt och dag) samt att 10 % av växtintaget är egenproducerat. Den exponering som erhålls vid detta intag jämförs sedan med toxikologiska gränser för oralt intag.

Miljörisker i ytvatten

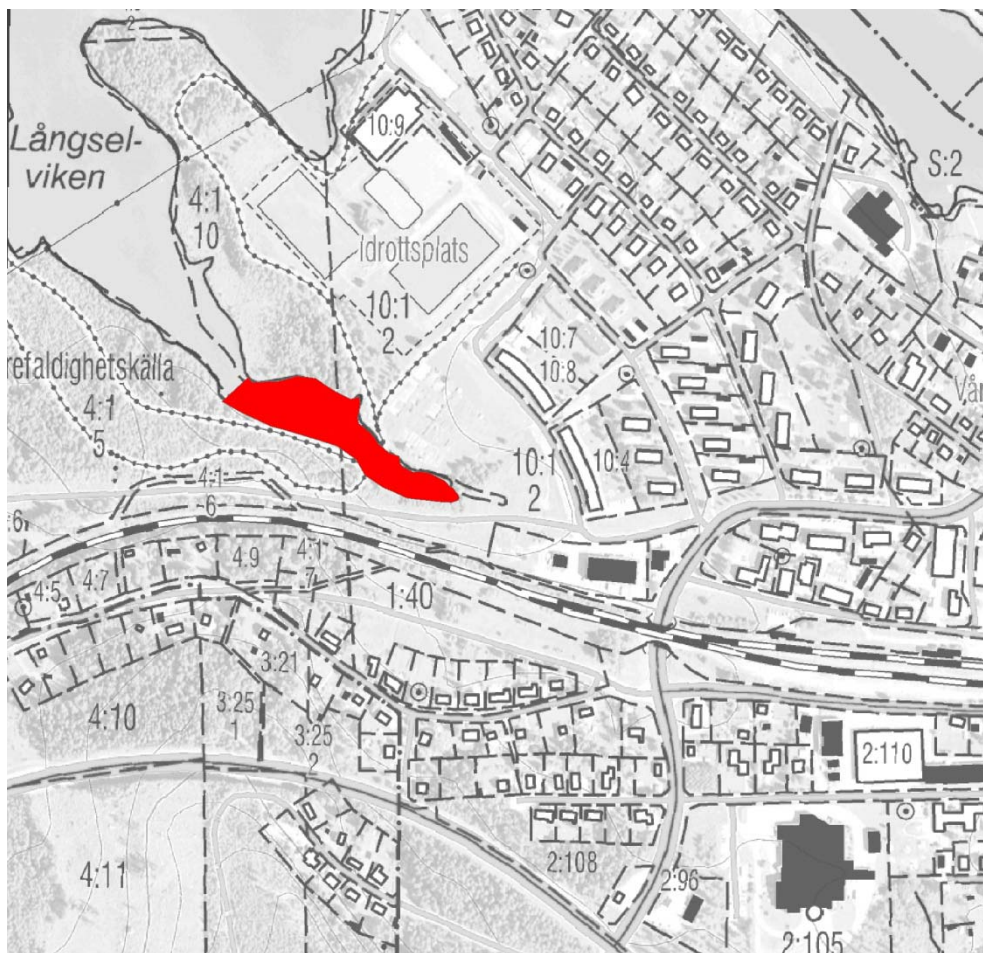
Föroreningar som sprids med grundvatten riskerar att påverka nedströms liggande ytvattenrecipienter. Beräkningen av riktvärdet avseende skydd av miljön i en ytvattenrecipient utgår från att halten efter utspädning inte ska överstiga de haltkriterier som gäller för ytvatten.

Inom det aktuella objektet utgör Långselviken den primära ytvattenrecipienten som ska skyddas. Dess tillflöde Kavelbrobäcken är huvudsakligen kulverterat mellan industrifastigheten och Långselviken, och anses därför ha ett lägre skyddsvärde. Ett utsläpp av förorenat grundvatten kommer primärt att påverka vattenmiljön i anslutning till den del av Långselviken där utsläppet sker, vilket bedöms vara den inre delen av viken, se figur 6-4. Förorening kan nå Långselviken antingen via grundvattnet eller via utsläpp till Kavelbrobäcken. Avståndet till Långselviken är cirka 500 meter med en transporttid för grundvattnet på flera tiotals år, vilket medför att en betydande nedbrytning kan ske. Transport via Kavelbrobäcken går väsentligt snabbare och är därför en mer sannolik transportväg.

Kavelbrobäcken har ett avrinningsområde uppströms fastigheten på ca 4 km². Med en specifik avrinning på 8 l/s, km² ger detta ett årsmedelflöde på en miljon kubikmeter eller ca 30 l/s. Inga sjöar finns i vattendraget och flödet kan variera kraftigt under året. Baserat på beräknade dygnsflöden från SMHI för den närliggande Näcksjön där 25-percentilen på den specifika avrinningen är ca 1,5 l/s, km² uppskattas lågvattenföringen i Kavelbrobäcken vara ca 4 l/s eller 200 000 m³/år.

Flödet i utloppet uppmättes till 2,5 l/s enligt avsnitt 2.7. Flödesmätningen i Kavelbrobäcken gjordes den 26 mars 2008. Väderstatistik för Hallstabergets skidstadion i Sollefteå under perioden 2008-2010 visar att nederbörden under mars månad är lägre än årsmedelvärdet och att ingen nederbörd föll under perioden 19-27 mars 2008. Det uppmätta flödet i Kavelbrobäcken bedöms därför vara lägre än årsmedelflödet.

Med ett flöde genom förorenade massor på 600 m³/år, se avsnitt 6.4.1 blir utspädningen i Kavelbrobäcken ca 1 700 gånger vid medelvattenföring och ca 330 gånger vid lågvattenföring. Omsättningen i den inre delen av Långselviken bedöms huvudsakligen styras av Kavelbrobäcken som har sitt utlopp här, men kommer också att påverkas av vinddrivet flöde och nivåvariationer i Faxälven. Utspädningen är därför större än den som beräknats för Kavelbrobäcken. I beräkningarna av riktvärden för grundvatten har en utspädningsfaktor på 400 gånger använts. Denna beräkning är konservativ eftersom det antas att grundvattenflödet genom förorenade massor är relativt konstant även under lågflödesperioder. Den valda utspädningsfaktor ger riktvärden för grundvatten som ger ett skydd för såväl Långselviken och Kavelbrobäcken.



Figur 6-4. Del av Långselviken där utsläpp från undersökningsområdet antas ske. Industrifastigheten ligger i figurens nedre högra hörn.

Miljörisker i våtmarker

Inga våtmarker finns nedströms industrifastigheten som skulle kunna utgöra utströmningsområden för grundvatten. Effekt på våtmark beaktas därför inte.

6.5.2 Platsspecifika riktvärden för mark

Enligt Naturvårdsverkets definition utgörs ett område med mindre känslig mark-användning ett område där den exponerade gruppen utgörs av personer som arbetar inom området men att även barn och äldre uppehåller sig tillfälligt inom området.

Denna form av markanvändning representerar väl det sätt på vilket Långsele 2:105 nyttjas.

Vid beräkning av generella riktvärden för mindre känslig markanvändning beaktas exponering via direkt intag av jord, hudkontakt, inandning av damm och inandning av ångor inom det förorenade området. Vidare beaktas ett skydd av markmiljön inom det förorenade området samt av grundvatten och ytvatten nedströms området.

Antaganden om skydd av hälsa

Vid beräkning av de hälsoriskbaserade riktvärdena för mark tas enbart hänsyn till exponering inom industrifastigheten eftersom effekterna i området nedströms tas hänsyn till genom de riktvärden som tagits fram för grundvatten. Den aktuella fastigheten är till stora delar asfalterad vilket innebär att exponeringen genom intag av jord, hudkontakt och damm i dagsläget bedöms vara mindre än vad som antas i Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden. Fastigheten är inhägnad vilket rimligtvis innebär en mycket begränsad exponering för människor som inte tillhör gruppen som är verksamma inom tvättverksamheten.

Ett konservativt val görs då inga platsspecifika data avseende exponering ansätts utan data i enlighet med den generella modellen används.

Antaganden om skydd av markmiljön

Ett markmiljöskydd motsvarande mindre känslig markanvändning bedöms vara acceptabelt för industrifastigheten. Skyddsnivå för markmiljön motsvarar därmed ett skydd av 50 % av marklevande arter.

Antaganden om krav på skydd mot spridning

Beräkningen av riktvärden för mark som ska ge skydd mot spridning utgår från att grundvattnet på fastigheter nedströms föroreningen skall underskrida de riktvärden som tagits fram för grundvattnet. Där igenom skyddar riktvärdena för mark mot effekter av spridning av ångor till byggnader nedströms industriområdet, grundvattenförekomsten och ytvatten.

I beräkningen antas ingen utspädning ske mellan porvattnet i den förorenade marken och grundvattnet nedströms.

Vad gäller skyddet av ytvatten är utspädningen av förorenat grundvatten i ytvattenrecipienten (Långselviken) lägre (400 gånger enligt ovan) än vad som ansätts i den generella riktvärdesmodellen (4 000 gånger). Utspädningen i det skyddsvärda grundvattnet är dock mindre i den generella modellen (47 gånger) än vad som gäller för det aktuella området (175 gånger enligt ovan).

6.5.3 Beräknade platsspecifika riktvärden

Framtagna platsspecifika riktvärden för grundvatten redovisas i

Tabell 6-2 och för mark i Tabell 6-3. I tabellerna redovisas även vilken exponeringsväg som styr det platsspecifika riktvärdet för respektive ämne. Riktvärden för respektive exponeringsväg redovisas i bilaga 9.

Tabell 6-2. Platsspecifika riktvärden (µg/l) för grundvatten inom Långsele 2:105 som säkerställer skydd av området nedströms fastigheten.

Ämne	Integrerat riktvärde	Styrande exponeringsväg
vinylklorid	25	Inandning av ångor
1,1-dikloreten	400	Miljörisker ytvatten
cis-1,2-dikloreten	400	Miljörisker ytvatten
trans-1,2-dikloreten	400	Miljörisker ytvatten
trikloreten	250	Inandning av ångor
tetrakloreten	600	Inandning av ångor
diklormetan	1 700	Inandning av ångor
triklormetan	500	Miljörisker ytvatten
tetraklormetan	15	Inandning av ångor
1,1,1-trikloretan	2 000	Miljörisker ytvatten
1,1,2-trikloretan	10 500	Intag av dricksvatten
dikloretan (1,2-)	220	Inandning av ångor

Tabell 6-3. Platsspecifika riktvärden (mg/kg TS) för mark inom Långsele 2:105.

Ämne	Integrerat riktvärde	Styrande exponeringsväg
trikloreten	0,6	Skydd av grundvatten
tetrakloreten	3,5	Skydd av grundvatten
1,1,1-trikloretan	5	Skydd av grundvatten

6.6 Föroreningssituationen

6.6.1 Jämförelse av uppmätta halter mot platsspecifika riktvärden

Mark

Uppmätta halter av tetrakloreten i mark överskrider det platsspecifika riktvärdet i tre jordprover. Ett prov på större djup (4-5 m – 6 100 mg/kg TS) i det område där förorening i fri fas har påvisats, ett prov på 2,5-3 meters djup cirka 10 meter söder om området med fri fas samt ett ytligare prov (1-1,4 m – 61 mg/kg TS) i området sydväst om industribyggnaden. Trikloreten påvisas i en halt cirka fem gånger över det platsspecifika riktvärdet i det prov som har den högsta halten tetrakloreten. 1,1,1-trikloretan detekteras inte i jord.

Grundvatten

De ämnen som påvisas i halter över platsspecifikt riktvärde för grundvatten är främst tetrakloreten och trikloreten, se Tabell 6-4.

Tabell 6-4. Jämförelse av uppmätta halter i grundvatten med platsspecifika riktvärden (µg/l). Gult = uppmätt halt överskrider platsspecifikt riktvärde för grundvatten.

<i>Platsspecifikt riktvärde</i>		600	250	400	400	25
Punkt	Provtagningsdatum	PCE	TCE	c-1,2-DCE	t-1,2-DCE	VC
07GV01	2007-10-16	160 000	790	<100	<100	<100
07GV01	2008-03-26	180 000	470	220	33	12
07GV01	2009-05-06	220 000	1 400	130	24	12
07GV01	2010-10-06/07	140 000	740	60	<10	<10
07GV02	2007-10-16	2 000	4,3	2,5	<0,1	<0,1
07GV02	2008-03-26	100	4,4	14	1,6	<0,5
07GV02	2009-05-06	37	0,69	1,2	<0,10	<0,50
07GV02	2010-10-07	55	3	3	<0,10	<0,10
07GV03	2007-10-16	16	0,18	2	<0,1	<0,1
07GV03	2008-03-26	0,31	0,1	0,54	<0,1	<0,5
07GV03	2009-05-06	<0,90	<0,10	<2,0	<0,10	<0,50
07GV03	2010-10-06/07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
08GV04	2008-03-26	6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,5
08GV05	2008-03-26	7,2	0,37	2,4	0,14	<0,5
08GV05	2009-05-06	8,1	1,3	4,8	<0,10	<0,50
08GV05	2010-10-07	22	10	66	0,2	<0,10
08GV06	2008-03-26	3,1	0,15	0,51	<0,1	<0,5
08GV06	2009-05-06	<0,40	<0,10	<0,10	<0,10	<0,50
08GV06	2010-10-07	2	0,3	1	<0,10	<0,10
08GV07	2008-03-26	32	<0,1	<0,1	<0,1	<0,5
08GV07	2009-05-06	<1,0	<0,10	<1,6	<0,10	<0,50
08GV07	2010-10-06/07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
08GV08	2008-03-26	95	4,2	2,4	0,73	<0,5

<i>Platsspecifikt riktvärde</i>		600	250	400	400	25
Punkt	Provtagningsdatum	PCE	TCE	c-1,2-DCE	t-1,2-DCE	VC
08GV08	2009-05-06	80	40	7,2	<0,10	<0,50
08GV08	2010-10-08	32	29	10	<0,10	<0,10
08GV09	2008-03-26	11	0,3	0,43	<0,1	1,1
08GV12	2009-05-06	<0,30	<0,10	<0,10	<0,10	<0,50
08GV12	2010-10-07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
09GV13	2009-05-06	<1,5	<0,10	<0,30	<0,10	<0,50
09GV14	2009-05-07	0,67	<0,10	<0,10	<0,10	<0,50
09GV14	2010-10-06	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
09GV15	2009-05-06	1 200	44	3	<1,0	<5,0
09GV15	2010-10-06	3 500	51	8	<0,10	0,5
09GV16	2009-05-06	53	5,5	2,4	<0,10	<0,50
09GV16	2010-10-06/07	2 100	17	2	<1,0	<1,0
09GV17	2009-05-06	35	14	64	4,9	<0,50
09GV17	2010-10-06/07	27	10	63	<0,10	<0,10
10GV18	2010-10-07	90 000	400	63	8,1	6,1
10GV19	2010-10-06	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
10GV20	2010-10-07	130	7	4	<0,10	<0,10
10GV21	2010-10-06	7	1	1	<0,10	<0,10
10GV22	2010-10-06	71 000	66	7	0,2	1
10GV23	2010-10-06/07	19	15	100	<0,10	<0,10
10GV24	2010-10-06/07	2,6	0,2	0,3	<0,10	<0,10
10GV25	2010-10-06/07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
10GV-PG01	2010-09-04	180	0,4	<0,10	<0,10	<0,10
10GV-PG02	2010-09-04	800	4,7	1,1	0,2	0,7

6.6.2 Avgränsning i plan och profil

Förorening i fri fas

PCE har påvisats i grundvatten direkt väster om tvättlokalen (GV01) i halter motsvarande lösligheten av PCE (ca 200 000 µg/l) samt i GV18 (90 000 µg/l) cirka tio meter norr om GV01. Utifrån dessa halter görs bedömningen att det finns förorening i fri fas vid eller i närheten av dessa grundvattenrör. Förorening i fri fas noteras av fälttekniker i vattenprov som tas ut i GV01. Den PCE-halt som uppmäts i porluft i direkt anslutning till GV01 (1 700 mg/m³) kan ha sitt ursprung i det förorenade grundvattnet, men kan även bero på att det finns rester i den omrättade zonen av läckage från det nedgrävda betongkaret eller andra spill.

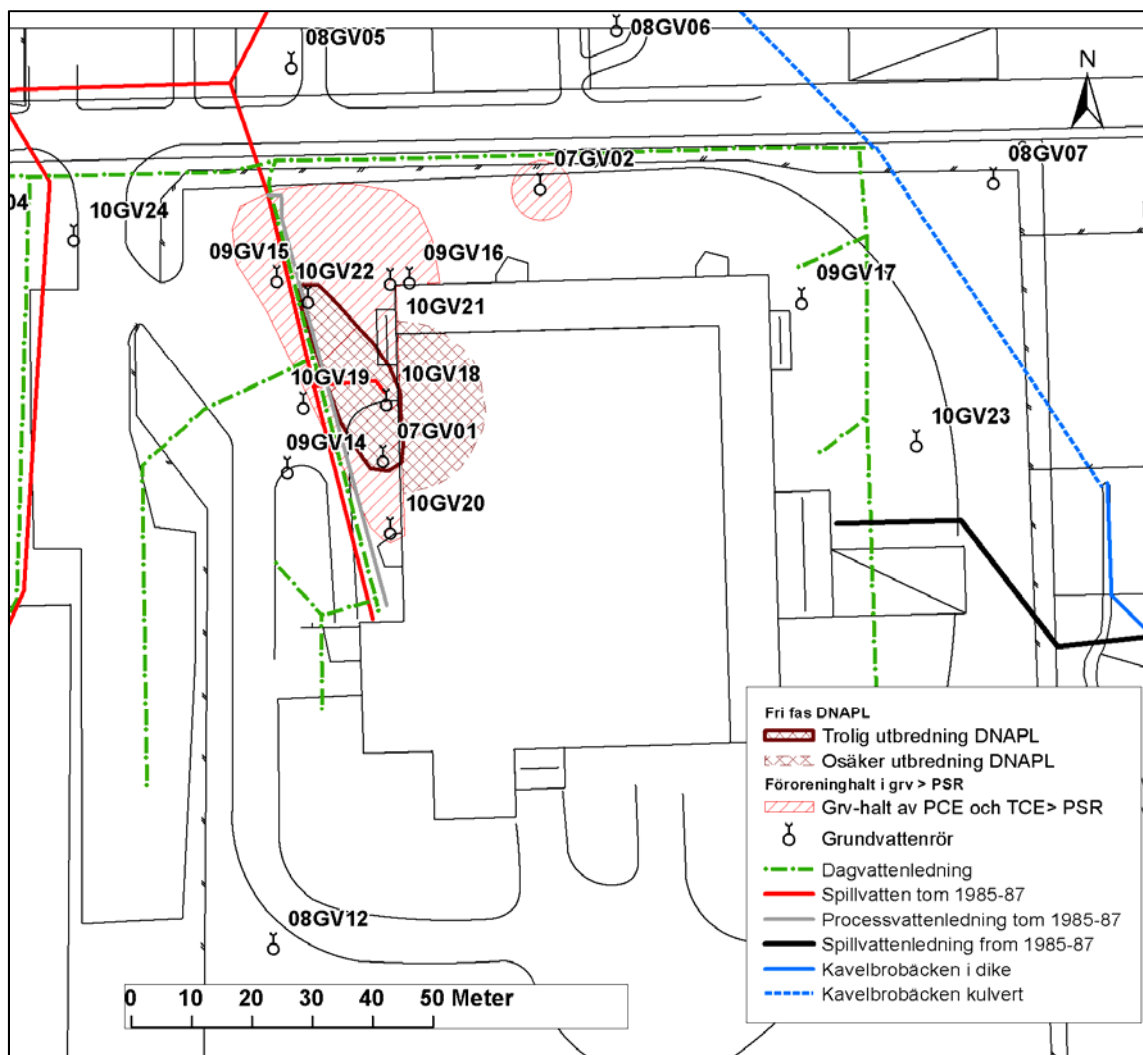
En mycket hög halt av PCE (71 000 µg/l) har även påvisats i nivå med bergöverytan vid GV22 cirka 30 meter nordväst om GV01. Även om denna halt inte riktigt når upp till lösligheten av PCE i vatten så indikerar den en förekomst av fri fas. I ett närbeläget grundvattenrör (GV15) påvisas halter som är betydligt lägre (några tusen µg/l). Detta rör sitter med sin spets drygt en halv meter över bergöverytan. Den stora skillnaden i PCE-halt mellan dessa två rör tyder på att den höga halten i GV22 inte orsakas av spridning av löst PCE med grundvatten från området kring GV01 och GV18, eftersom man skulle förvänta sig en mer homogen spridning. I stället görs bedömningen att det förekommer förorening i fri fas i närheten av bergöverytan någonstans i området kring GV22.

Inga av övriga grundvattenprov inom fastigheten uppvisar halter som indikerar förekomst av PCE i fri fas.

De porlufterhalter som tidigare har mätts upp under golvet i byggnadens nordvästra del (PL01 och PL02) har tidigare tolkats som att de härrör från ett kraftigt förorenat grundvatten under denna del av byggnaden, eventuellt i kombination med en förekomst av fri fas som har spridits in under den nordvästra delen av byggnaden. Den senaste provtagningen har visat att det finns dubbla golv under denna del av byggnaden (se figur 5.1) och att förorening finns i sanden mellan golven. Uppmätta halter i de två porlufterproven bedöms därför bero på förekomst av förorening mellan golven. Det finns därmed inget underlag för att bedöma en eventuell utbredning av förorening i fri fas under industribyggnaden.

Det som talar emot en förekomst av fri fas och en hög grundvattenhalt under den nordvästra delen av byggnaden är att högre grundvattenhalter borde påvisas nedströms vid byggandens nordvästra hörn (GV16) än de 53 µg/l som har uppmätts i detta djupa rör och de 7 µg/l som uppmäts i det ytligare röret GV21. Vidare ligger nivån på bergöverytan vid byggandens nordvästra hörn (+100,9) högre än vid GV01 (+99,3). Detta indikerar att bergöverytan sluttar svagt uppåt vid denna del av bygganden vilket talar emot en spridning av fri fas längs bergöverytan under den nordvästra delen av byggnaden. Lokala variationer i bergöverytans nivå kan dock förekomma varför det senare argumentet är svagt.

Sammantaget görs bedömningen att utbredningen av PCE fri fas är mycket begränsad. Påvisad porlufterhalt i direkt anslutning till betongkaret tyder på att det inte förekommer någon fri fas direkt under karet utan att den har spridits till området direkt utanför byggnadens västra fasad. Dock kan residualhalter förekomma i marken i anslutning till betongkaret. Det område som bedöms kunna vara förorenat med PCE i fri fas redovisas i Figur 6-5.



Figur 6-5 Bedömd utbredning av PCE i fri fas samt områden där klorerade alifater har påvisats i halter över platsspecifikt riktvärde (PSR) för grundvatten.

Beträffande fri fas i berg finns inga observationer gjorda i bergborrade brunnar varken på fastigheten eller utanför fastigheten som kan klarlägga eventuell förekomst av DNAPL. Dock visar de undersökningar som utförts på plats att potentialen för spridning i berg bör vara relativt begränsad. Detta grundas på att genomförda JB-sonderingarna generellt indikerar en måttligt till normalt uppsprucken bergöveryta på fastigheten, dvs det finns inget som tyder på några större sprick- eller krosszoner.

I anslutning till GV01 där fri fas påträffats gjordes av försiktighetsskäl inga installationer av grundvattenrör i bergöverytan. Dock genomfördes en begränsad JB-sondering (JB08) endast 0,5 m i berg i närområdet till källtermen. Vid sonderingen noterades varken slag eller sprickor vilket indikerar en relativt svårgenomsläpplig bergöveryta i närområdet till källtermen.

Förorening i grundvatten

Riktvärdet för tetrakloreten och trikloreten överskrider inom ett område vid industribyggnadens västra fasad och norrut, se figur 6-5. Grovt sett utgörs avgränsningen åt väster av ledningssystemet och åt norr av fastighetsgränsen. Avgränsningen under byggnaden är inte klarlagd. Vid provtagningarna 2007 uppmättes PCE i en halt som överskred riktvärdet med en faktor 3 i grundvattenrör GV02 vid den norra

fastighetsgränsen. Denna halt har dock sjunkit kraftigt under efterföljande mätningar 2008, 2009 och 2010.

Provtagning av såväl djupt som ytligt grundvatten vid industribyggnadens nordvästra hörn, visar att det är på djupet som riktvärdet för PCE överskrids. I det ytliga grundvattnet är uppmätt halt ungefär två storleksordningar lägre än riktvärdet.

PCE och TCE påvisas i halter under riktvärdet i grundvattnet ca 200 m nordväst om industrin där Centrumvägen korsar järnvägen (GV08).

6.6.3 Mängd och utbredning av föroreningar samt förorenade volymer

Förorening i jord

I direkt anslutning till västra sidan av industribyggnaden uppskattas en yta på ca 270 m² vara högförorenad med i huvudsak PCE, se heldragen röd fet linje i Figur 6-5. Denna skattning utgår från uppmätt grundvattenhalt och fastfashalt i GV01/J01 samt porlufts- halt i PL22. Utbredningen i sydlig riktning från GV01 begränsas i huvudsak av lägre halter i grundvattenrör GV20 samt låga halter i jordprov (08J14 och 07J04). Vidare ligger bergöverytan i GV 20 ca 1 m högre upp än bergöverytan i anslutning till GV01.

Den högförorenade området sträcker sig från GV 01 och norrut ca 35 meter baserat på uppmätta halter i GV22 och GV18, dock visar jordprover och porluftsmätningar (08J16 och 08 J17) samt porluftprover i PL 30 på låga halter.

Det antas att en jordpacke med en mäktighet på ca 1 meter inom den skattade ytan på 270 m² är högförorenad. Detta motiveras med att betydligt lägre halter förorening uppmäts i jordprov på nivån 1,5-2 m (2.7 mg/kg TS) i provpunkt J01 än på djupet 4-5 m (6 100 mg/kg TS). Dock antas att det även i anslutning till huset finns en nedträngningzon, med halter i nivå med ca 6 000 mg/kg TS, med en area på 30 m² och en mäktighet på 4 m. I beräkningarna antas att förorening inte har trängt ned i underliggande berg. Detta motiveras med resultaten från den jordbergsondering som har gjorts i en närliggande punkt, se ovan. Uppskattad yta och antaget föroreningsdjup ger en volym av potentiellt högförorenade massor på 400 m³.

Mängden PCE i denna volym skattas baserat på en representativ föroreningshalt i mark inom denna volym och en uppskattad jorddensitet på 1 800 kg/m³. Som representativ halt antas halten som uppmäts på djupet 4-5 meter i provpunkt J01 (6 100 mg/kg TS). Lägre halter har i och för sig påvisats ytligare i denna punkt vilket skulle indikera en lägre medelhalt över den nivå som medelhalten skall representera (3-5,5 m). Däremot kan halterna förväntas vara högre närmare utsläppspunkten (betongkaret). Skattningen ger en mängd PCE på 4 000 kg PCE. Dock är massberäkningar av DNAPL behäftade med stora osäkerheter på grund av den heterogena fördelningen i marken.

Vid provtagningen har förorening (i huvudsak PCE) påvisats i jord över grundvattennivån inom ett begränsat område väster om industribyggnaden. Området bedöms därför utgöra det område där spill av förorening kan ha skett. Halterna i den ytliga jorden är mycket lägre än vad som har påvisats på djupet varför den föroreningsmängd som återfinns i den omättade zonen bedöms vara försumbar i jämförelse med den mängd som har skattats för massor under grundvattnet ovan.

Vid det sydvästra hörnet av industribyggnaden har PCE tidigare påvisats i en punkt (07J09, djup 1-1,4 m - 61 mg/kg TS). Då dessa massor bedöms ligga ovanför grundvattenytan och uppströms det område där den huvudsakliga föroreningen påträffas, antas detta vara orsakat av spill eller avfallshantering. I en närliggande provpunkt

(08J11) påvisas ingen PCE. Den mängd PCE som återfinns i jordmassor i området vid byggnadens sydvästra hörn bedöms även den vara försumbar.

Förorening i grundvatten

Totalt har 47 grundvattenprover i 23 grundvattenrör och två provgropar inom eller i närområdet till den aktuella fastigheten analyserats med avseende på klorerade alifater. Inom industrifastigheten detekteras PCE i huvuddelen av provpunkterna. Vid den senaste provtagning (2010) är det endast uppströms industribyggnaden (GV03 och GV12), vid fastighetens nordöstra hörn (GV07) samt i området 15 meter rakt väster industribyggnaden (GV14 och GV19) som PCE inte påvisas i halter över rapporteringsgräns ($<0,1 \mu\text{g/l}$).

Provtagningarna 2007, 2008 och 2009 ger i huvudsak samma bild vad gäller påverkan av grundvatten. Bland avvikelserna kan nämnas att:

- PCE påvisas, om än i låga halter, sydost om industribyggnaden (GV03) vid de två första provtagningarna.
- PCE påvisas ($31 \mu\text{g/l}$) vid fastighetens nordöstra hörn (GV07) vid ett tillfälle.
- I oktober 2007 uppmäts en betydligt högre PCE-halt ($2\,000 \mu\text{g/l}$) i GV02 än vid senare provtagningar.

Mängden PCE som finns i den högförorenade grundvattenplymen inom fastigheten har skattats. Ytan av det område inom industrifastigheten där grundvattnet är förorenat bedöms uppgå till 270 m^2 baserat på de resultat som har erhållits i samband med genomförda undersökningar 2010. Mäktighet på grundvattenakviferen bedöms vara cirka fyra meter i genomsnitt inom fastigheten (grundvattennivå två meter, djup till berg sex meter). Med en porositet på 40 % ger detta en förorenad vattenvolym på ca 430 m^3 . Som representativ halt för plymen sattes medelvärdet av uppmätta halter av PCE i de grundvattenrör som ligger inom den förorenade plymen vid 2010 års provtagning (GV02, GV14-GV22 samt PG01 och PG02) ($14\,000 \mu\text{g/l}$). Detta ger en mängd PCE i grundvattnet på ca 6 kg.

6.7 Bedömning av hälsoeffekter

6.7.1 Inom industrifastigheten

Grundvatten

De största riskerna med förorening av klorerade alifater i grundvatten på industrifastigheten är förknippade med avgång av ångor som kan tränga in i byggnaden. De halter som påvisas i grundvatten inom fastigheten överskrider de riktvärden som indikerar en risk för hälsoeffekter på grund av **exponering för ångor inom industribyggnaden**. Uppmätta halter i grundvatten i direkt anslutning till byggnaden överskrider riktvärdet med upp emot en faktor 200 – 300 som mest. Det ska dock noteras att de maximala halterna påvisas i djupt grundvatten. Halterna i ytligt grundvatten, vilket är det som främst styr halterna i porluften ovanför grundvattenytan, bedöms vara lägre. Det ska också noteras att riktvärdet baseras på en utspädningsfaktor mellan porluft och inomhusluft (300 gånger) som mer är beräknad utifrån mätningarna i bostadsfastigheterna och inte för industribyggnaden som sannolikt har en tätare bottenkonstruktion och högre luftomsättning än bostadshusen. Den större utspädningen i industrilokalen bedöms dock inte vara tillräcklig för att förhindra att inträngande ångor i

industribyggnaden kan orsaka halter överstigande referenskoncentration av PCE inne i byggnaden. Uppmätta halter av PCE i luften i delar av industrifastigheten ligger också i nivå med eller strax över referenskoncentration ($RfC = 0,2 \text{ mg/m}^3$). RfC -värdet är den halt under vilken risken för hälsoeffekter vid en längre tid exponering bedöms vara låg. Däremot ligger uppmätta halter klart under Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärden för arbetsmiljö, där nivågränsvärdet är 70 mg/m^3 (Arbetsmiljöverket, 2005).

Sannolikheten att halten av föroreningar i **utomhusmiljö** ska nå kritiska nivåer bedöms vara låg. Detta beror främst på att utspädningen i utomhusluft är väsentligt större än för inomhusluft. Enligt beräkningar med Naturvårdsverkets modell för riktvärden är utspädningen mer än 100 gånger större i utomhusluften, vilket innebär att exponering för ångor utomhus inte bedöms utgöra någon hälsorisk.

Vad gäller användning av grundvatten för **bevattning** är det endast de högst uppmätta halterna av tetrakloreten som överskrider riktvärdet för exponering vid bevattning (riktvärdet är ca $35\,000 \mu\text{g/l}$). Dessa halter har påvisats inom ett område som i huvudsak sammanfaller med det område som markeras trolig utbredning av fri fas i Figur 6-5. På grund av täta jordar med dåliga förutsättningar för grundvattenuttag bedöms det inte troligt att grundvattnet inom industrifastigheten kommer att användas för bevattning.

Jord

De föroreningshalter som har påvisats i jord utgör endast i undantagsfall en hälsorisk. Av de 57 jordprover inom industrifastigheten har analyserats överskrids tetrakloreten hälsoriktvärdet i två prover. Styrande exponeringsväg för hälsoriktvärdet är **inandning av ångor**. Vad gäller exponering via direkt intag av jord, genom hudkontakt och genom inandning av damm underskrider även de högst uppmätta halterna av tetrakloreten riktvärdet för dessa specifika exponeringsvägar.

Övrigt

Undersökningarna har visat att golvet består av dubbla golv under åtminstone en del av industribyggnaden och att sanden som finns mellan golven innehåller tetrakloreten. Halterna i de tre analyserade proven (maxhalt $4,6 \text{ mg PCE/kg TS}$) kan teoretiskt motsvara halter i porluft som överskrider referenskoncentrationer för inomhusluft (RfC). Vid en bedömning av riskerna föreligger i huvudsak två osäkerheter. Dels har det inte kunnat bekräftas om hela byggnaden har dubbla golv. Den andra osäkerheten är huruvida det finns föroreningar i högre halter inom andra delar av utrymmet mellan golven. Det som kan befaras är att utrymmet sträcker sig till den del av byggnaden där det betongkar som har varit en del av reningssystemet ska ha legat. Oberoende av om karet har legat i utrymmet mellan golven eller varit nedgrävt under byggnaden, kan man befara att läckage i så fall har medfört att det finns högre föroreningshalter där.

6.7.2 Området nedströms industrifastigheten

De halter som idag uppmäts i grundvatten inom fastigheter nedströms industrin utgör i allmänhet inga hälsorisker. I grundvatten direkt nedströms industrifastigheten (GV04/GV24, GV05 och GV06) är den maximalt uppmätta halten av tetrakloreten och trikloreten $22 \mu\text{g/l}$ respektive $10 \mu\text{g/l}$ vilket är ungefär en trettiondel av riktvärdet för inandning av ångor. I grundvatten vid korsningen Centrumvägen/järnvägen (GV08) uppmäts halter av tetrakloreten och trikloreten som underskrider riktvärdet för **inandning av ångor i byggnader** sex gånger.

I provtagningar av inomhusluft i bostaden på fastigheten 2:106 och i bostäder på de angränsande fastigheterna Långsele 2:13, 2:35, och 2:107 har tetrakloreten påvisats i tre

av fyra hus i halter som underskrider RfC-värdet med en faktor 2 – 18. I mätningarna påvisades även 1,1,1-trikloreten och diklormetan. Däremot har inte någon förekomst av cis-1,2-dikloreten påvisats. Provtagning av inomhusluften har skett endast vid ett tillfälle. Vid provtagningstillfället för inomhusluft var grundvattenhalten av cis-1,2-dikloreten i GV05 ungefär en storleksordning lägre än vid den senaste provtagningen. Det är därför möjligt att halterna även i inomhusluften var högre vid detta tillfälle.

Uppmätta halter av klorerade alifater i grundvatten nedströms industrifastigheten underskrider riktvärden som avser exponering i samband med **bevattning** med stor marginal.

6.8 Bedömning av markmiljöeffekter

En bedömning av risken för effekter på markmiljö görs genom att jämföra uppmätta halter i mark med riktvärden för mark. Av de klorerade kolväten som analyseras har riktvärden tagits fram för tetrakloreten, trikloreten och 1,1,1-trikloreten. För dessa tre ämnen är riktvärdena för skydd av markmiljö 5 mg/kg TS för känslig markanvändning respektive 30 mg/kg TS för mindre känslig markanvändning. Riktvärden för övriga ämnen bedöms ligga i samma storleksordning.

Inom det området där fri fas samt mycket höga halter av PCE i grundvattnet påträffas bedöms föroreningarna kunna påverka markmiljön. De halter som uppmätts i jord av tetrakloreten är 6 100 mg/kg TS respektive 61 mg/kg TS är högre än riktvärdet för markmiljön vid mindre känslig markanvändning. Övriga 55 jordprover inom industrifastigheten som har analyserats har halter som underskrider riktvärdena för skydd av markmiljö vid känslig markanvändning.

Det ska dock noteras att större delen av fastigheten utgörs av asfalterade ytor på fyllning, vilket i sig innebär en negativ påverkan på markmiljön.

6.9 Bedömning av risker med spridning

Klorerade alifater kan spridas dels som en fri fas i mark, dels som lösta föroreningar i grundvattnet och dels i ledningsnätet för spill- och dagvatten.

De undersökningar som har gjorts har påvisat fri fas inom ett begränsat område av industrifastigheten. De halter som uppmätts i jord visar att endast en mindre andel av porvolymen innehåller fri fas, ca 1 – 2 %. Det är dock mycket svårt att kvantifiera mängden fri fas utgående från ett begränsat antal jordprover och det kan inte uteslutas att jord med en större andel fri fas kan finnas. Den samlade bedömning som görs baserat på halter i jordprover och i grundvatten är att utbredningen av fri fas är relativt begränsad inom industrifastigheten, se avsnitt 6.6.2. Provtagningen visar heller inga indikationer på att förorening i fri fas har spridit sig utanför industrifastigheten. Risken för spridning av förorening i fri fas bedöms därför som liten.

Föroreningar i löst fas kan spridas med grundvattnet mot Långselviken och vidare mot grundvattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse samt genom spridning av grundvatten som tränger in i dagvattenledningar och som via Kavelbrobäcken rinner ut i Långselviken. De framtagna riktvärdena för grundvatten beaktar både risken för spridning till ytvatten och för spridning till grundvattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse.

Av de undersökta ämnena är det endast tetrakloreten som påvisas i grundvattnet i halter över det platsspecifika riktvärdet för **skydd av ytvatten**. För tetrakloreten är riktvärdet 2 000 µg/l vilket överskrids inom källområdet och i den mest förorenade delen av

plymen (sammanfaller med det område som markeras i Figur 6-5 avseende PCE/TCE). För övriga ämnen underskrider samtliga analyser riktvärdet för spridning till ytvatten. Riktvärdet för **skydd** av den nedströms liggande **grundvattenförekomsten** är 900 µg PCE/l. I de grundvattenrör där de högsta halterna av tetrakloreten påvisas inom industrifastigheten ligger halterna i nivå med eller över detta.

Riktvärdena är konservativt beräknade eftersom de inte tar hänsyn till fastläggning eller nedbrytning och kan därmed överskatta riskerna. Därför har en fördjupad analys gjorts av uppmätta halter i grundvatten och ytvatten i olika områden nedströms fastigheten.

Inom industrifastigheten har PCE-halter på 1 200 µg/l uppmätts i vatten i ledningssystemet och vidare nedströms i ledningssystemet påträffas även klorerade alifater i dag- och spillvatten i varierande halter på upp till 1 000 µg/l.

Den utspädning som beräknats baserat på faktiska analyser av föroreningshalter i inomhusluft i bostadshus nedströms industrifastigheten och halten i grundvattnet i anslutning till dessa bostäder är relativt låg, t ex i förhållande till den utspädningsfaktor som Naturvårdsverkets modell för riktvärden i förorenad mark ger. Orsaken till den lägre utspädningen är inte känd, men kan bero på att ångor tar sig in i husen genom ledningar. Eftersom de halter som mätts upp i ledningar inom industrifastigheten är i nivå med halter i grundvatten, är det troligt att ledningar kan vara en viktig transportväg av föroreningar från grundvattnet till inomhusluften.

Mätningar i dagvattenbrunnen nordost om fastigheten samt i Kavelbrobäcken visar att detta är en spridningsväg för klorerade alifater. Om huvuddelen av det beräknade utsläppet på 8 kg/år tetrakloreten sker via dagvattenledningar och Kavelbrobäcken innebär det en årsmedelhalt på ca 8 µg/l, vilket motsvarar den som uppmättes i bäckens utlopp vid mätningen 2009 och i Långseleviken 2008. De uppmätta halterna är något lägre än miljö kvalitetsnormen för tetrakloreten på 10 µg/l. Vid mätningen 2010 låg dock alla värden under rapporteringsgränsen.

En bedömning av riskerna för ytvattnet i Långselviken kan även göras utifrån uppmätta halter i grundvattnet nedströms industrifastigheten. Föroreningshalter i grundvatten i anslutning till Långselviken har analyserats vid ett tillfälle (GV09). Uppmätt halt av tetrakloreten (11 µg/l) var vid det tillfället i nivå med EG:s förslag till miljö kvalitetsnorm (EG, 2008) för tetrakloreten i ytvatten (årsmedelvärde 10 µg/l). Miljö kvalitetsnormen för trikloreten är även den 10 µg/l. Uppmätt halt i samma grundvattenprov (0,3 µg TCE/l) underskrider normen. Det är inte helt klarlagt om de halter som uppmätts i grundvattnet vid Långselviken (GV09) beror av inverkan från bäcken eller på grund av transport med grundvattnet direkt från industrifastigheten. Det senare bedöms dock som mindre troligt på grund av det långa avståndet som föroreningen måste transporteras i jorden.

Både de beräkningar som gjorts och de mätningar som utförts i Långselviken indikerar således att det finns en risk att halterna i Långselviken kan komma upp i nivåer som motsvarar miljö kvalitetsnormen,

Risken för grundvattenförekomsten Långsele-Nordsjö-Forse bedöms vara mindre med tanke på den ytterligare utspädning som sker i vattenförekomsten. Dricksvattnormen för summan av trikloreten och tetrakloreten är satt till 10 µg/l (SLV, 2005). Utgående från uppmätta halter i GV09 och en skattad utspädning mellan denna punkt och grundvattenförekomsten (ca 40 gånger) görs bedömningen att de halter som påvisas i grundvattnet vid Långselviken idag inte innebär någon risk för grundvattenförekomsten.

6.10 Bedömning av riskreduktion och åtgärdsbehov

Uppmätta föroreningshalter av främst tetrakloreten i grundvatten i anslutning till industribyggnaden är så höga att de bedöms kunna orsaka förhöjda halter i inomhusluften i industribyggnaden. De mätningar som gjorts i byggnaden visar också på halter av tetrakloreten över RfC-värdet, dvs. den gräns som satts för att skydda mot hälsoeffekter vid en långtidsexponering. De högsta halterna har uppmätts i utrymmen där personal inte vistas stadigvarande. Därför bedöms riskerna med byggnadens nuvarande användning som små, men kan öka vid ändringar i byggnaden eller dess användning.

I de bostadsfastigheter som ligger nedströms industrifastigheten visar genomförda undersökningar på halter något under RfC-värdet. Mätningar har dock bara genomförts vid ett tillfälle och kan förväntas variera. Det finns också osäkerheter angående den framtida utvecklingen avseende föroreningshalter i grundvattnet. Förutsättningarna för spridning kan ändras vid schaktningsarbeten eller vid andra förändringar som påverkar grundvattenströmningen i området. Risker för att halter i inomhusluft över RfC-värdet kan uppkomma bedöms vara stor.

De mätningar som utförts i Kavelbrobäcken och i Långselviken har visat på halter av tetrakloreten som är strax under miljökvalitetsnormen. Detta indikerar att ett utsläpp sker till via dagvattenssystemet och bäcken mot Långselviken. Eventuella effekter av detta utsläpp på det akvatiska livet har inte undersökts. Klorerade alifater har främst en effekt på fiskar och mindre kräddjur.

Orsaken till de höga halterna i grundvattnet bedöms vara rester av tvättvätska i fri fas i jorden vid byggnadens västra sida. En viss risk finns även att fri fas kan förekomma under byggnadens västra del. De mätningar som utförts indikerar att den fria fasen inte rör sig i marken, men att den orsakar en kraftig förorening av grundvattnet. Föroreningen sprids huvudsakligen via ledningar på området och till en mindre del vidare norrut.

För att reducera föroreningshalter i grundvatten inom industrifastigheten, och i ett längre tidsperspektiv även inom samhället, bedöms att det finns behov att åtgärda förorening som finns i fri fas på industrifastigheten. Detta bedöms på sikt reducera halterna även nedströms fastigheten.

7 Referenser

ABA (2005): Technical practicability for DNAPL source zones, Newsletter Vol 1 No 1, American Bar Association

Arbetsmiljöverket (2005): Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar, Arbetsmiljöverkets författningssamling AFS 2005:17, Arbetsmiljöverket

Carlsson L. och Gustafson G. (1991): Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik, Reviderad utgåva av R41:1984, Rapport R66:1991, Byggforskningsrådet

EG (2008): Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG

Elert (2006): Riktvärden för bensinstationer, Reviderad version, 28 april 2006, Kemakta AR 2005-3

FB (1967): TV LÅ, yttre planeringsarbeten, plushöjdsplan, ritning nr 46P1-4, 1967-07-07, AB Flygfältsbyrå

FFS (1967): Byggnadsplan för del av Långele by. FFV-Tvätteri, 1967-05-03, Försvarets fabriksstyrelse

Golder (2008): Beräkning av lösningsmedelsförluster 1967-1995 Långeletvätten, Sollefteå kommun, Golder Associates AB, Göteborg

Kemakta (2009a): Fördjupade undersökningar vid FFV:s fd tvätteri på fastighet Långele 2:105 i Långele, Sollefteå kommun, Kemakta AR 2009-19, Kemakta Konsult AB

Kemakta (2009b): Jämförelse av olika passiva provtagare för provtagning av inomhusluft, Mätningar genomförda i industrilokal vid FFV:s fd tvätteri på fastighet Långele, Sollefteå kommun, Kemakta 2009-20

Kemakta (2008): Kompletterande undersökning av föroreningsituationen vid FFV:s fd tvätteri på fastighet Långele 2:105 i Långele, Sollefteå kommun, Kemakta AR 2008-07, Kemakta Konsult AB

Kemakta (2007): Inledande undersökning av föroreningsituationen vid FFV:s fd tvätteri på fastighet Långele 2:105 i Långele, Sollefteå kommun, Kemakta AR 2007-25, Kemakta Konsult AB

Kemi (2007). Teknisk beskrivning av ämnet triklorethan, Kemikalieinspektionen, www.kemi.se.

K-Konsult (1982): Landstinget Västernorrland, Tvätteriet Långele, Systemhandlingar Mark, Vatten, Avfall

Naturvårdsverket (2009a): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, Naturvårdsverket, Stockholm

Naturvårdsverket (2009b): Ökad naturlig självrening som åtgärdsstrategi på förorenade områden, Kunskapsprogrammet Hållbars Sanering, rapport 5893, Naturvårdsverket, Stockholm

- Naturvårdsverket (2009c): Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål, Rapport 5978, Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (2007a): Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5663, Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (1999): Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918. Uppdaterad 2002, www.environ.se
- Naturvårdsverket (1997b): Development of generic guidelines values – Models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden, Report 4639, Naturvårdsverket, Stockholm
- NAVFAC (2007): Biodegradation of DNAPLs through bioaugmentation of source areas, contract report CR-07-021-ENV, Naval Facilities Engineering Service Center and Geosyntc Consultants
- NKB (1967): Avseende principförslag till vatten och avloppsledningar jämte avloppsledningar från planerad tvättanläggning i Långele, Långele kommun, Västernorrlands län, Norrländska Konstruktionsbyrå
- Nugin K (2004): Naturlig nedbrytning av klorerade lösningsmedel i grundvatten, Exemensarbetet 20 p, september 2004, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet
- SGU (2003): Karta över grundvattnet i Västernorrlands län, SGU Serie Ah nr 23, Sveriges Geologiska Undersökning
- SLV (2005): Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30, Innehåller ändringar tom SLVFS 2005:10, Livsmedelsverket
- SMHI (1998): Avrinningsområden i Sverige, Del 2. Vattendrag till Bottenhavet, Svenskt Vattenarkiv, SMHI
- SNA (1995): Klimat, sjöar och vattendrag, Sveriges Nationalatlas, Bokförlaget Bra Böcker
- Sollefteå kommun (2009): Ritningar över Långeles va-nät, Erhållet från Elov Strömqvist, Sollefteå kommun, Samhällsbyggnadskontoret, 2009-05-29
- Sollefteå kommun (2007): Muntlig kommunikation med Hans Hansson, 2007-11-23
- Sveriges Lst (2007): Utdrag ur Sveriges länskartor 2007-11-08, www.lst.se, Sveriges länsstyrelser
- Textilia (2009): Ritningar av byggnad tillhandahållet från Textilia Tvätt & Textilservice via e-post 2009-06-03
- Törneman N, Karlsson L, Englov P, Cox E, Durant N, Azziz C, Dall-Jepsen J och Jørgensen Højbjerg T (2009): Övervakad naturlig självrening som åtgärdsstrategi på förorenade områden, Rapport 5893, Hållbar Sanering, Naturvårdsverket
- VISS (2011): VISS - VattenInformationSystem Sverige, www.lst.se, Länsstyrelsernas GIS-tjänster – LstGIS
- Wiedemeier (1998): Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents i ground water, Office of Research and Developement Washington DC, 20460 EPA/600/R-98/128

Åberg & Co (2008): Ansvarsutredning för utsläpp från Långseletvätten på fastigheten Långsele 2:105, Advokatfirman Åberg & Co

Personlig kommunikation

Hans Pahlén, Textilia Tvätt & Textilservice AB, februari 2009

Wikner, Hans, Textilia Tvätt & Textilservice AB, februari 2009

Johnny Bergman, MBEnviroteknik(RGS90), mars 2011

Palle Ejlskov och Ole Stubdrup, Ejlskov A/S, mars 2001