

# Provtagning av trädkärnor för att bedöma föroreningsgraden av klorerade lösningsmedel i grundvatten

Tree Core Sampling to Assess the Degree  
of Chlorinated Solvent Contamination in  
Groundwater

---

Daniel Nordborg

# REFERAT

## Provtagning av trädkärnor för att bedöma föroreningsgraden av klorerade lösningsmedel i grundvatten

*Daniel Nordborg*

Klorerade lösningsmedel (CAH) användes i stor omfattning som bl a kemtvättmedel och avfettningsmedel tills dess att deras toxiska egenskaper blev kända. Perkloretylen (PCE) används än idag som kemtvättmedel. CAH återfinns ofta i markmiljö på de platser där de tidigare använts. Analys av CAH-koncentration i trädkärnor har uppmärksamats som en billig och effektiv metod för att översiktligt bedöma utbredningen av dessa föroreningar. Metoden har inte tidigare använts i Sverige.

Syftet med detta examensarbete är att undersöka om trädprovtagning kan användas för att bedöma utbredningen av föroreningar i markmiljö under svenska förhållanden vid olika årstider. Analyserade CAH-halter i träd har jämförts med tidigare registrerade halter av CAH i grundvatten. Syftet har också varit att beskriva CAH-upptaget i träd, undersöka metodens begränsningar samt att sammanfatta viktiga aspekter vid provtagning.

Provtagningar av träd har genomförts under mars och juni på fastigheterna Helgö 1:25 och 1:26 i Växjö, där tidigare metallavfettning har medfört att mark och grundvattnet förorenats av CAH; perkloretylen (PCE), trikloretylen (TCE) och nedbrytningsprodukten dikloretylen (c1,2-DCE). Vid analys av trädkärnor detekterades främst PCE, TCE samt TCM (kloroform). Koncentrationen av CAH var högre i juni. Halten PCE+TCE+c-DCE i trädproverna gav en översiktlig bild av föroreningssituationen som överensstämde väl med de grundvattenprover som tidigare tagits på fastigheten.

CAH tas upp i vattenlös fas vid trädets rötter. Trädets vattenbehov och vilket vatten det utnyttjar är därför viktigt för dess möjlighet att ta upp CAH. Ämnets kemiska egenskaper (log  $k_{ow}$ , flyktighet, mm.), samt förekomst och nedbrytning påverkar den halt som registreras i trädet. Vid provtagning bör provtagningpunkternas höjd över marken och position, trädart samt trädstorlek beaktas. Provtagning under sommaren är att föredra eftersom halterna då är högre.

Jämförelsen med grundvattenprovtagning visar att metoden har potential att användas i Sverige för att bedöma utbredningen av en CAH-förorening i markmiljö. Den är enkel att använda och kan vara ett alternativ på platser där konventionella metoder är svåra att genomföra. En ökad förståelse för involverade processer, samt utökade undersökningar av metoden är nödvändiga då metoden är ny.

**Sökord** Klorerade lösningsmedel, tetrakloretylen, trikloretylen, PCE, TCE, klorerade alifater, förorenad mark, träd, trädkärnor, fytosanering, markundersökning, träd, Helgö

# ABSTRACT

## Tree core sampling to assess the degree of chlorinated solvent contamination in groundwater

*Daniel Nordborg*

Chlorinated aliphatic hydrocarbons (CAH's) were used widely within dry cleaning facilities and for metal degreasing until their toxicity was discovered. PCE is still used as dry cleaning liquid. Today CAH's are found in soil environment at places where they have been used in the past. The CAH-concentration in trees growing on contaminated land has quite recently received attention as a cheap and effective way of assessing the extent of a CAH-contamination. The method has however, not been put into use in Sweden.

The aim of the study has been to investigate whether the CAH-concentration in tree cores could be used to delineate the spread of CAH in a soil environment under Swedish conditions in different seasons. The aim has also been to gain an understanding of the uptake process, as well as to identify the limitations of the method and important issues to consider when sampling.

Trees were sampled in March and June on Helgö 1:25, 1:26 in Växjö, Småland. Metal degreasing earlier conducted at this site has lead to the CAH contamination of soil and groundwater (PCE, TEC c-DACE). Mostly PCE, TCE, and chloroform were detected in tree cores. The CAH concentration was higher in June. Using the sum of PCE+TCE+c-DCE in trees to delineate the spread gave a result that was quite consistent with a delination done based on groundwater sampling.

The uptake of CAH by trees is governed by the uptake of water at the root. The water usage, together with the origin of the water used is important for the ability of the tree to take up CAH. The CAH concentration within trees is also dependent on the chemical properties of the compound (Log  $k_{ow}$ , solubility etc), the concentration of the compound in the soil as well as degradation processeses. The position and height of sampling in the trees, tree species as well as tree size are important factors to consider when sampling. Sampling during summer is preferred when the concentration of CAH in trees is likely to be higher.

The analysis of CAH in tree cores has potential to be used as a screening tool in soil investigations under Swedish conditions. It is a cheap and easy to use method, which would be a good complement to other investigative measures. However, an increased understanding of the processes involved, together with more analysis are needed., as this is a new method.

**Key words** Chlorinated solvents, CAH, chlorinated aliphatic hydrocarbons, tetrachlorethylene, trichloroethylene, chloroform, trees, tree cores, phytoremediation, contamination, Helgö.

# FÖRORD

Denna rapport utgör ett examensarbete på 20 poäng inom civilingenjörsprogrammet i Miljö och Vattenteknik vid Uppsala Universitet. Examensarbetet har utförts i samarbete med Golder Associates AB i Uppsala och delfinansierats i samarbete med Länsstyrelsen i Kronobergs län. Laboratorieanalyser av trädkärnor har utförts av Analytica AB i Täby.

Ett stort tack riktas till min handledare på Golder Associates i Uppsala Nils Rahm, till Anders Bank på Golders kontor i Göteborg, samt till ämnesgranskare Roger Herbert på Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Ett tack riktas också till Sakar Koyi för hjälp med GIS, såväl som till övriga på Golder Associates i Uppsala för ett positivt bemötande samt en trevlig och rolig tid.

Ett stort tack riktas även till Kronobergs Länsstyrelse samt Växjö kommuns miljöförvaltning och fastighetsägarna på Helgö.

Stefan Trapp, Don A Vroblesky och William Doucette som tillhör expertisen inom området, har varit mycket behjälpliga med att svara på frågor som uppkommit under arbetets gång.

Uppsala, december 2006

Daniel Nordborg



# INNHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING .....	1
2. KLORERADE LÖSNINGSMEDEL (CAH) .....	2
2.1 KEMISKA DATA .....	2
2.2 CAH I MARKEN .....	4
2.2.1 Spridning i fri fas .....	4
2.2.2 Spridning i vattenlöst fas .....	5
2.2.3 Spridning i gasfas .....	6
2.2.4 Adsorption .....	6
2.2.5 Nedbrytning .....	7
2.3 CAH I TRÄD .....	8
2.3.1 Upptag i vattenlöst fas vid roten .....	8
2.3.2 Upptag i gasfas vid roten .....	9
2.3.3 Transport i stammen .....	9
2.3.4 Förluster .....	10
3. TIDIGARE STUDIER AV CAH-UPPTAG I TRÄD .....	11
3.1 TRÄDETS OMGIVNING .....	11
3.1.1 Halt i grundvatten .....	11
3.1.2 Djup till grundvattenyta .....	11
3.1.3 Säsong .....	12
3.1.4 Klimat .....	12
3.2 DETEKTERADE CAH-ÄMNEN I TRÄD .....	13
3.2.1 Kemiska egenskaper .....	13
3.3 PROVTAGNING .....	13
3.3.1 Art .....	13
3.3.2 Ålder och storlek .....	14
3.3.3 Provtagningens position och höjd över marken .....	14
4. FÄLTPLATS OCH TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR .....	16
4.1 FÄLTPLATS .....	16
4.1.1 Geologi, jordlager och hydrologi .....	16
4.1.2 Föroreningskällan .....	16
4.1.3 Föroreningssituationen .....	17
4.1.4 Utbredning och spridning av CAH i mark och grundvatten .....	17
5. MATERIAL OCH METODER .....	19
5.1 FÄLTARBETE .....	19
5.2 LABORATORIEANALYS .....	21
5.3 JÄMFÖRELSE AV HALTER I TRÄD OCH I GRUNDVATTEN .....	22
5.4 MODELLERAD FÖRDELNING AV CAH I MARK MED VLEACH 2.2A .....	23
6 RESULTAT .....	24
6.1 TRÄDPROVTAGNING .....	24
6.1.1 Säsongsvariation av CAH i träd .....	25
6.1.2 Betydelsen av trädstorlek för CAH i träd .....	26
6.1.3 Betydelse av positionen i trädet för CAH i träd .....	26
6.2 JÄMFÖRELSE MELLAN HALTER I TRÄD OCH GRUNDVATTEN .....	27
6.2.1 REGRESSIONSANALYS .....	30

<b>6.3 VLEACH-MODELLERING</b> .....	31
6.3.1 <i>Fördelning av CAH i marken</i> .....	31
6.3.2 <i>Betydelsen av djup till grundvattenyta för fördelning av CAH i marken</i> .....	32
<b>7 DISKUSSION</b> .....	<b>34</b>
<b>7.1 UPPTAGSMEKANISM OCH REGISTRERADE CAH-ÄMNER I TRÄD</b> .....	34
7.1.1 <i>Säsongsvariation</i> .....	35
<b>7.2 ASPEKTER VID PROVTAGNING</b> .....	35
7.2.1 <i>Betydelsen av trädstorlek och art för CAH i träd</i> .....	35
7.2.2 <i>Betydelsen av provtagningens position och höjd för CAH i träd</i> .....	35
<b>7.3 JÄMFÖRELSE MELLAN CAH-HALTEN I TRÄD OCH GRUNDVATTEN</b> .....	36
7.3.1 <i>Begränsningar</i> .....	36
7.3.2 <i>Felkällor</i> .....	37
<b>8. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER</b> .....	<b>38</b>
<b>8.1 PROVTAGNINGSMETODIK FÖR PROVTAGNING AV CAH I TRÄD</b> .....	38
8.1.1 <i>Val av träd</i> .....	38
8.1.2 <i>Position av provtagning</i> .....	38
<b>8.2 PROVTAGNING AV TRÄDKÄRNOR FÖR ATT BEDÖMA FÖRORENINGSGRADEN AV KLORERADE LÖSNINGSMEDEL I GRUNDVATTEN</b> .....	39
<b>9. REFERENSER</b> .....	<b>40</b>
<b>9.1 TRYCKTA KÄLLOR</b> .....	40
<b>9.2 INTERNETKÄLLOR</b> .....	42
<b>9.3 PERSONLIGA KOMMENTARER</b> .....	42

## Bilagor

<b>Bilaga 1</b>	Resultat från tidigare grundvattenprovtagning på Helgö
<b>Bilaga 2</b>	Provtagna träd på Helgö
<b>Bilaga 3</b>	Resultat från trädprovtagning 060313 och 060607
<b>Bilaga 4</b>	Föroreningssituationen tolkad utifrån grundvattenprovtagning
<b>Bilaga 5</b>	Föroreningssituationen tolkad utifrån trädprovtagning 060313
<b>Bilaga 6</b>	Föroreningssituationen tolkad utifrån trädprovtagning 060607

## 1. INLEDNING

Klorerade lösningsmedel, även kända som klorerade alifatiska kolväten, Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons (CAH) kan bli förorsaka cancer och har ozonnedbrytande egenskaper. De användes fram tills dess att dessa egenskaper blev kända i stor omfattning som bl a tvättmedel inom kemtvätsindustrin och som avfettningsmedel inom verkstads- och metallindustrin. Användningen av många CAH har sedan dess kraftigt reglerats, eller helt förbjudits (Naturskyddsföreningen, 2006). Tetrakloretylen (PCE) används dock fortfarande som tvättvätska i kemtvättar. CAH påträffas ofta i mark och grundvatten på platser där användningen av CAH för länge sedan upphört.

Traditionella undersökningsmetoder som tillämpas på en mark förorenad med CAH består främst av porlufts- och jordprovtagning samt grundvattenprovtagning. Metoderna innebär borrhning på den mark som ska undersökas och är kostsamma och resurskrävande. På vissa platser kan en borrhning utgöra ett mycket störande ingrepp och kräver god kännedom om förekomsten av ledningar i marken. Trots detta kan såväl sönderborrning av okända undermarksinstallationer som spill från de maskiner som används förorena marken (Rahm, Personlig kommentar, 2006). En borrhning kräver också ett tillståndsförfarande och en del samordningsinsatser med den underentreprenör som ska utföra borrhningen. På grund av de höga kostnaderna, (10 000 – 20 000 kr/undersökningsspunkt) (Bank, Personlig komm 2006) och de svårigheter som kan förekomma vid borrhning, skulle det vara attraktivt att översiktligt kunna bedöma föroreningsituationen innan ev borrhning utförs.

Träd samspelar med och påverkas av sin omgivning. De ger på så vis en bild av miljön omkring dem. CAH-halten i träd på förorenad mark har relativt nyligen visat sig kunna användas för att översiktligt bedöma förorenings-spridningen i mark och grundvatten. Proverna från träden tas med hjälp av en tillväxtborr och analyseras med gaskromatografi. Provtagningen är enkel att genomföra och analyskostnaderna är relativt låga. Metoden har därför potential att användas som ett indikativt första verktyg innan föroreningsens utbredning bedöms med hjälp av mer omfattande undersökningar.

Metoden har undersökts i USA (Vroblesky m.fl. 1999, Burken och Ma 2002, Schumacher m.fl. 2002, Vroblesky m.fl. 2004 m.fl.). Det har konstaterats att metoden ger goda resultat. Det har dock framkommit att yttre förutsättningar, egenskaper hos träden såväl som provtagningsförfarandet har betydelse för de halter av CAH som detekteras.

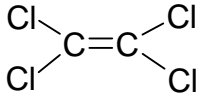
Syftet med detta examensarbete är att undersöka om analys av CAH-koncentrationen i träd kan användas för att kartlägga utbredningen av en förorening under svenska förhållanden vid olika årstider. Syftet har också varit att beskriva upptagningsprocessen, att undersöka begränsningar till metodens användbarhet samt att sammanfatta vad som är viktiga aspekter vid provtagning.

Utanför Växjö finns några fastigheter vars grundvatten är förorenat av klorerade lösningsmedel. Provtagning av träd har genomförts i mars och juni 2006 på detta område. Resultaten har jämförts med tidigare uppmätta halter i grundvattnet (Golder 2001).



## 2. KLORERADE LÖSNINGSMEDEL (CAH)

Klorerade lösningsmedel (CAH), består av kolvätekedjor där kloratomer ersatt vissa av väteatomerna. Tetrakloretylen (PCE), se Figur 1, och trikloretylen (TCE) är exempel på CAH som använts i omfattande utsträckning inom t.ex. kemtvättar (PCE) och metallavfettning (TCE). Det har även konstaterats att PCE förekommit som förorening i medel tänkta för metallavfettning (Personlig komm Rahm, 2006).



**Figur 1.** Exempel på CAH: tetrakloretylen (PCE)

Många klorerade lösningsmedel har konstaterats vara eller misstänks vara cancerogena. De är akut giftiga i höga halter och ger bl.a. kroniska skador på reproduktionssystem, lever och njurar vid en exponering för lägre halter under lång tid. Vissa CAH har konstaterats vara ozonnedbrytande. De har däremot liten tendens att bioackumuleras och anses måttligt giftiga för land- och vattenlevande djur. Nedbrytningsprodukterna kan ibland vara giftigare än det ursprungliga ämnet. Vinylklorid är t.ex. ett exempel på en mycket cancerogen nedbrytningsprodukt av PCE (Naturskyddsföreningen, 2006).

Fram tills dess att deras giftiga egenskaper blev kända behandlades CAH som ofarliga. Idag är användningen av de flesta CAH kraftigt reglerad, eller helt förbjuden, även om PCE fortfarande används som kemtvättmedel. På grund av deras kemiska stabilitet återfinns de trots att användningen upphört fortfarande ofta i mark/grundvatten i närheten av de platser där de tidigare använts. Det är därför mycket viktigt att identifiera förorenade områden, kartlägga utbredningen av föroreningen samt att vidta saneringsåtgärder där de behövs (Domenico m.fl.1998).

### 2.1 Kemiska data

Även om CAH-ämnen har liknande kemiska egenskaper, har dess skillnader betydelse för varför de ibland uppträder olika, vilket påverkar spridning i mark (se avsnitt 2.2), och deras upptag i träd (avsnitt 2.3) I tabell 1 redovisas ett antal kemiska parametrar.

Ett ämnes molekylvikt anger vikten av en mol av ämnet. Detta återspeglar hur stora, samt vilka atomslag molekyler innehåller. Densiteten anger täthet. Ämnen med densitet >1 sjunker i vatten. Lösligheten beskriver hur väl ämnet löser sig i vatten. Ångtrycket, anger den relativa mängden i gasfas och i vattenlös fas vid en viss temperatur. Ett högt ångtryck betyder hög flyktighet.

Henry's konstant (Ekvation 1) är en jämviktskonstant som beskriver fördelningen mellan gasfas och vattenlöst fas. Ett högt värde på Henry's konstant betyder att ämnet förgasas snabbt.

$$K_H = \frac{P_x}{C_{Vatten}} \quad (1)$$

$$P_x = \text{Partiellt gastryck (mm Hg)} \quad C_{Vatten} = \text{Koncentration i vatten (mol / m}^3\text{)}$$

$k_{OW}$  (Ekvation 2) beskriver ämnets löslighet i oktanol jämfört med vatten. Detta avgör om ämnet löses mest i vattenfas (lågt värde) eller organisk fas (högt värde).

$$k_{OW} = \frac{C_{Ok\ tan\ ol}}{C_{Vatten}} \quad (2)$$

$$C_{Ok\ tan\ ol} = \text{Koncentration i oktanol}$$

$k_{OC}$  (Ekvation 3) anger motsvarande fördelningen mellan organiskt kol och vatten.

$$k_{OC} = \frac{C_{Org\ K}}{C_{Vatten}} \quad (3)$$

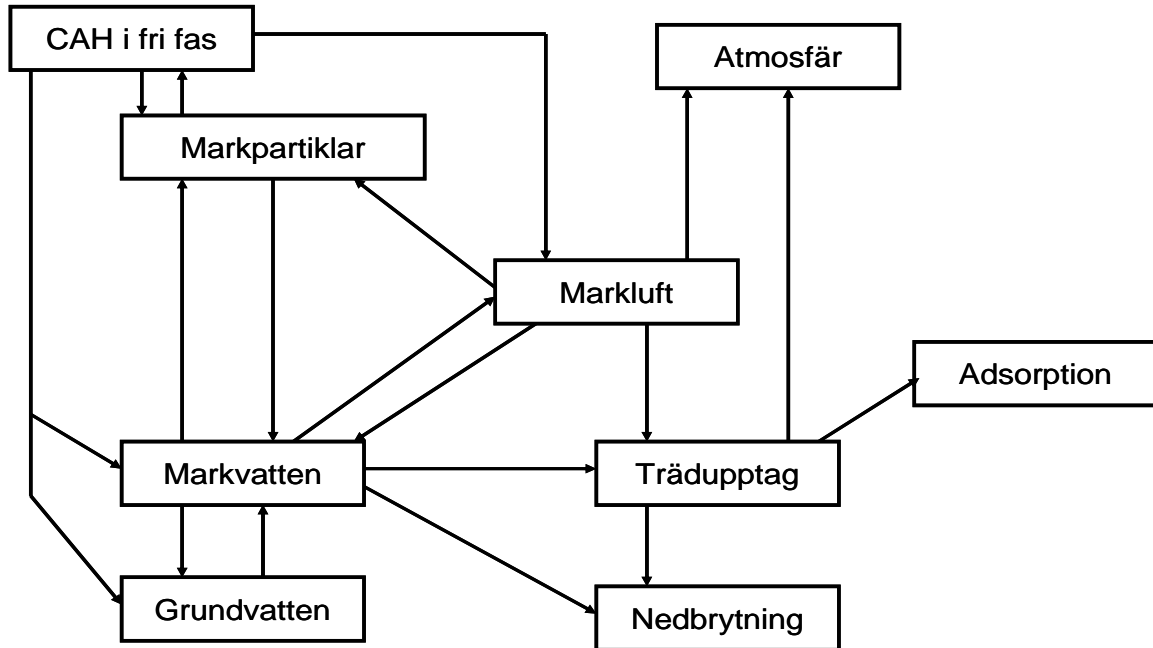
$$C_{Org\ K} = \text{Koncentration i organiskt kol} \quad C_{Vatten} = \text{Koncentration i vattenlöst form}$$

**Tabell 1.** Kemiska egenskaper för studerade ämnen. Från R.A.I.S (2006) och A.T.S.D.R (2006).

Ämne	Molvikt g/mol	Densitet (kg/l)	Löslighet (mg/l)	Ångtryck (mm Hg)	$K_H$	log $k_{ow}$	$k_{oc}$ (l/kg)
Diklormetan (DCM)	85	1,3	130 000	358	0,13	1,25	7,3
1,1-Dikloreten (DCA)	99	1,18	5 500	180	0,23	1,79	35
1,2-Dikloreten (DCA)	99	1,25	8 500	61	0,05	1,48	14,3
Trans-1,2-Dikloreten (DCE)	97	1,27	6 300	265	0,38	0,48	43,8
Cis-1,2-Dikloreten (DCE)	97	1,27	3 500	206	0,17	0,7	43,8
1,2-Diklorpropan (DCPan)	113	1,16	260 000	209	0,12	1,98	67,7
Triklormetan (TCM)	119	1,49	8 200	160	0,15	1,97	35
Tetraklormetan (PCM)	154	1,59	790	90	1,25	2,83	48,6
1,1,1-Trikloreten (TCA)	133	1,35	1 500	100	0,7	2,51	48,6
1,1,2-Trikloreten (TCA)	133	1,44	4 500	19	0,04	2,46	67,7
Triklloreten (TCE)	131	1,47	1 100	60	0,4	2,38	67,7
Tetrakloreten (PCE)	166	1,63	150	14	0,073	2,59	106,8
Vinylklorid (VC)	63	0,91	2 700	266	1,14	1,38	24

## 2.2 CAH i marken

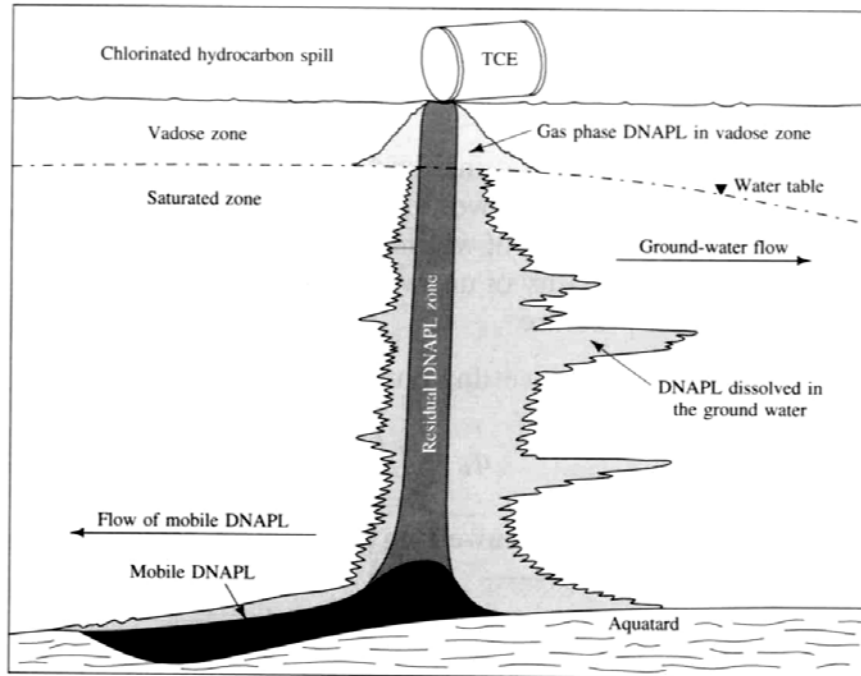
I detta avsnitt presenteras vad som sker med CAH sedan de tillförts marken, se Figur 2. Detta har betydelse för trädets tillgång till CAH-föreningen, vilket sätter begränsningar för upptaget. I avsnitt 2.3 presenteras hur CAH tas upp i träd, vad som styr upptaget samt den nedbrytning och förlust som sker i träd.



**Figur 2.** CAH i marken efter utsläpp (avsnitt 2.2) och i träd (avsnitt 2.3).  
Från Ryan m.fl.(1988).

### 2.2.1 Spridning i fri fas

Av de studerade ämnena karakteriseras alla (förutom vinylklorid som är en gas) av att vara svårlösliga och ha högre densitet än vatten, se Tabell 1. Ett ämne med dessa egenskaper klassificeras som DNAPL (**D**ense **N**on **A**queous **P**hase **L**iquid). CAH sjunker efter ett utsläpp genom marken tills de stöter på ogenomträngliga lager, se Figur 3. De kan också bli kvar i markporerna, eller skapa pölar om det förekommer täta lager i marken. Under perkolationen kan de även fördelas till markvatten och övergå till gasfas. En fortsatt spridning av CAH i fri fas sker i den mättade zonen, vars spridningsriktning är gravimetriskt betingad och beror på orienteringen av och egenskaperna hos täta lager i marken. Detta kan medföra att spridning sker i en riktning som skiljer sig från det övergripande grundvattenflödet, se Figur 3. CAH i fri fas i den mättade zonen, eller i residual form i porer och som pölar i den omättade zonen, fungerar som sekundära föroreningsskällor. Detta innebär att förorening av mark och grundvatten kan fortgå även sedan själva utsläppet upphört (Fetter 1999).



**Figur 3.** Spridningen av CAH i marken (Fetter 1999)

### 2.2.2 Spridning i vattenlöst fas

Trots att CAH klassificeras som icke vattenlösliga, "non aqueous", kan halten av dem i vattenlöst fas vara hög jämfört med olika gränsvärden. Transport i den mättade zonen (grundvattnet) är avgörande för utbredningen av föroreningen i vattenlöst fas, se Figur 3. Transport av CAH från grundvattnet genom den omättade zonen till trädets rötter är viktigt för trädets kontakt med CAH-förorenat vatten.

Transporten av ett vattenlöst ämne,  $J$ , sker advektivt,  $J_{ADV}$ , samt dispersivt,  $J_{DISP}$ , (Ekvation 4).

$$J = J_{ADV} - J_{Disp} \quad (4)$$

Advektiv transport är beroende av den övergripande flöde hastigheten i marken. Denna beror bland annat på markens förmåga att leda vatten, dess hydrauliska konduktivitet. I den mättade zonen beror denna på markens porstorlek, då hela markskelettet kan antas delta i flödet. I den omättade zonen påverkar markens mättnadsgrad, konduktiviteten. Den dispersiva transporten medför att partiklars spridning avviker från det advektiva flödet på grund av diffusion samt variation i flödesväg. Flödet av ett CAH-ämne i den omättade zonen, framgår av Ekvation 5 (Fetter 1999).

$$J = v \cdot \theta \cdot C_{CAH} - D_s \cdot \theta \cdot \frac{dC_{CAH}}{dZ} \quad (5)$$

$v$  = Övergripande flödes hastigheten i marken.

$\theta$  = Markfuktighet.

$C_{CAH}$  = Koncentration av CAH

$D_s$  = Dispersionskoefficient (effekt av diffusion och variation i flödesväg)

$\frac{dC_{CAH}}{dZ}$  = Vertikal koncentrationsgradient.

Vid gränsen till den mättade zonen kommer vatten att stiga i porerna och skapa en zon med hög mätnadsgrad; den kapillära zonen. Stigningshöjden kan relateras till jordens porstorlek enligt Ekvation 6 (Fetter 1999).

$$H = \frac{0,15}{r} \quad (6)$$

I en finkornig jord som t ex lera, kan vatten stiga högt, vilket kan resultera i att marken når hög mätnad nära markytan. Detta har betydelse för ett träds tillgång till CAH.

### 2.2.3 Spridning i gasfas

Klorerade lösningsmedel är flyktiga och förångning kan ge upphov till förorenad markluft, se Figur 3. Medan diffusion i vattenlös fas ger upphov till dispersivt flöde, styr diffusion det advektiva flödet,  $Q_g$ , i gasfas (Ekvation 7).

$$Q_g = -D_g \frac{\partial(C_g \eta_g)}{\partial x} \quad (7)$$

$D_g$  = Diffusions koeff       $C_g$  = Koncentration i gasfas       $\eta_g$  = Gasfylld porositet

CAH i gasfas kan lösas i markvatten, adsorberas till fast fas eller avgå till atmosfären. Transporten av CAH i gasfas är viktig för träds tillgång till CAH-förorenat vatten

### 2.2.4 Adsorption

Ämnen kan via olika reaktioner adsorberas till ytor i marken. För de flesta ämnen sker detta på grund av elektrisk attraktion till t ex mineralpartiklar och humusmaterial. Om mängden som adsorberas antas vara linjärt beroende av koncentrationen i vatten, definieras fördelningen mellan mark och vatten; ämnets adsorptionskonstant,  $k_d$ , som (Fetter 1999)

$$k_d = \frac{C_{jord}}{C_{vatten}} \quad (8)$$

Eftersom CAH är organiska och oladdade ämnen sker endast en liten del av CAH-adsorptionen pga elektrisk attraktion. De adsorberas/binder istället i huvudsak till organiskt material. Denna process styrs av ämnets fördelning till organiskt kol,  $k_{oc}$  samt graden av organiskt material i marken,  $f_{oc}$  (Fetter 1999):

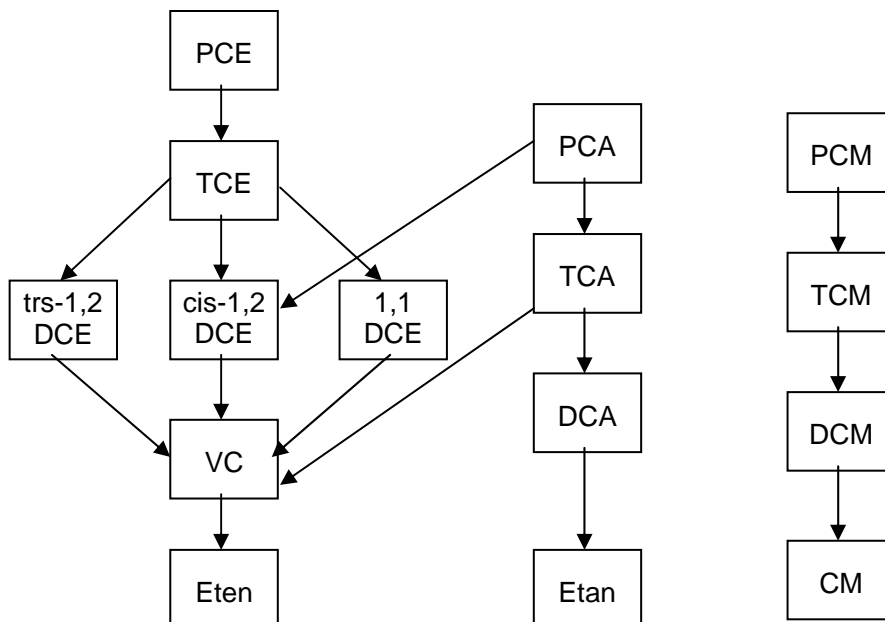
$$k_d = k_{oc} \cdot f_{oc} \quad (9)$$

$k_{oc}$  kan bestämmas från ämnets oktanolöslighet,  $k_{ow}$  enligt;

$$k_{oc} = 0,411 \cdot k_{ow} \quad (10)$$

### 2.2.5 Nedbrytning

Det är i huvudsak mikroorganismer som styr nedbrytningen av CAH i marken. Nedbrytningen sker i form av reduktiv deklorinering under syrefattiga förhållanden. Nödvändiga kriterier är att mikroorganismen har tillgång till en kolkälla, t.ex. organiskt material samt en elektrondonator, ofta i form av välgas eller en metall. Deklorineringen sker stegvis och innebär att kloratomer ersätts med väteatomer, se Figur 4. Nedbrytningen går snabbare ju längre kolkedjan är. Om det råder syrefattiga förhållanden i marken, kan detta innebära en ackumulation av CAH som består av kortare kolkedjor. Dessa bryts ned genom oxidation vid syrerika förhållanden (Walger 2006). Förekomsten av TCM kan ha alternativa förklaringar. En förklaring kan t ex vara klorinering av ringstrukturer i humussyror (McCulloch 2002). Även förekomst av TCA kan ha samma förklaring (Hoekstra m.fl. 1999).



**Figur 4.** Stegvis nedbrytning på grund av t ex reduktiv deklorinering av CAH i marken. Från Golder (2001) och Walger (2006).

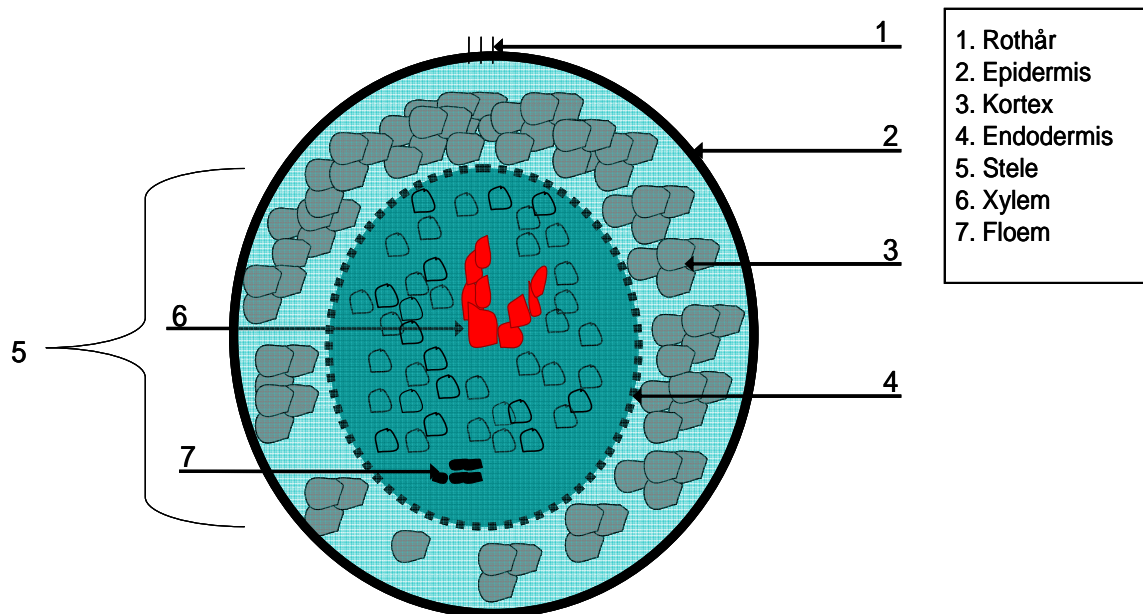
## 2.3 CAH i träd

Ett träd samverkar med omgivningen på ett flertal sätt. Vatten och näringsämnen tas upp av trädets rötter, medan andra ämnen utsöndras. I bladverket sker fotosyntes och gasutbyte. I detta kapitel presenteras hur upptaget av CAH sker i träd, vilka kemiska egenskaper och andra faktorer som styr upptaget och vad som sker med CAH i träd, se Figur 2.

### 2.3.1 Upptag i vattenlöst fas vid roten

Trädets rötter har i huvudsak två uppgifter, att utgöra stöd samt att förse trädet med vatten och näringsämnen. Rötterna finns fördelade i den omättade zonen och utnyttjar det översta vattnet som finns tillgängligt i marken. Om marken har hög fuktighet kommer rötterna främst att finnas i de ytliga marklagren där tillgången till näring är större. De rådande vattenförhållandena i marken avgör därmed vilket vatten trädet utnyttjar (Trapp, Personlig komm). Svårgenomträngliga marklager kan ha liknande effekt (De Kroon 2003). Vatten transporteras till rötterna på grund av den hydrauliska gradient som växtens evapotranspiration (avdunstning och transpiration) skapar i marken.

Upptaget av CAH vid rotens epidermis, se Figur 5, är en passiv process och beror på mängden vatten som växten tar upp (Ryan m.fl. 1988). Ämnen transporteras genom roten via diffusion. Transportens hastighet beror på rotens struktur, mängden av ämne i mobil fas (vattenlöst och gasfas) samt ämnets molekylvikt. Transport sker snabbare för små och lätta molekyler (Trapp 2006). Hur mycket av ämnet som blir kvar i adsorberad form i beror av ämnets oktanollslighet samt rotens innehåll av lipidvävnader. Lipid är ett starkt hydrofobt ämne, som effektivt adsorberar organiska ämnen med hög oktanollslighet.



**Figur 5.** Tvärsnitt av rotens uppbyggnad. Från Flowers och Yeo (1992)

Endodermis, se Figur 5, separerar rotens kortex från stelen. Cellerna i endodermis omges av de så kallade ”kaspariska banden”. Dessa består av submerin vilket är ett hydrofobt material. På grund av dess hydrofoba egenskaper, utgör det kaspariska bandet ett hinder för vilka ämnen som kan passera till stelen. Transporten beror på ämnets struktur och oktanolöslighet.

Man har i tidigare studier (Briggs m.fl. 1982) konstaterat att ämnen med intermediärt hög  $k_{ow}$  ( $\log k_{ow}$  0,5 - 4,5) obehindrat kunde transporteras till xylemet. Snabbast var transporten av ämnen med ett värde på  $\log k_{ow}$  kring 2. För jämförelse av studerade ämnen, se Tabell 1. Mycket polära ämnen kräver mer tid för att passera, medan mer hydrofoba ämnen adsorberas och blir kvar. I stelen finns xylem och floem. I floemet sker transport av näringsämnen i jonform, vilken kan ske både uppåt och nedåt. I xylemet sker transport av vatten och lösta ämnen till bladverket där vatten avgas.

### 2.3.2 Upptag i gasfas vid roten

Det är oklart i vilken utsträckning CAH i gasfas tas upp av träd. Under transport genom roten efter upptag uppstår nämligen jämvikt med omgivande mark. CAH avgas via diffusion som ett resultat av koncentrationsskillnader. Vissa trädarter som lever i våtmarker, har däremot utrymmen i växtens kortex som utgör en transportväg för syre från växtdelar ovan mark till rötterna, sk aerenchym. Det har konstaterats att upptag av CAH i gasfas via dessa kan förklara en del av CAH-upptaget under vintermånaderna. Betydelsen av transport i gasfas avtar dock snabbt med avstånd och upptag på längre avstånd än 100 cm från roten anses vara mindre troligt (Orchard m.fl. 1999).

I bladverket sker gasutbyte. En föreslagen upptagsväg för CAH från förorenad mark till träd har därför varit via atmosfären till bladverket. I en studie (Doucette m.fl. 1999) provtogs luften i närheten av träd där det inte fanns andra CAH-källor än i marken. Bristen på CAH i dessa prover visar att CAH i träd på förorenad mark förmodligen inte kan förklaras med förångning från marken och upptag via bladverket.

### 2.3.3 Transport i stammen

Stammen hos lövträd är uppbyggd på likartat sätt. Innerst återfinns mörgen, vilken omges av veden. Utanför denna finns bark och ytterbark. Veden består av kärna och splint. I den yttre delen av splinten sker vattentransporten mot trädets bladverk. I den inre delen av barken sker näringstransporten i floemet. Radiell transport av vatten och näringsämnen kan också ske i de s.k. mörgrålar vilka finns utspridda i stammen. Dessa är mycket tydliga hos t ex ek och bok, medan de är svåra att upptäcka på t ex björk och asp. Hur trädets transportvävnad är uppbyggd och fördelad inom splinten varierar mellan trädarter. Man brukar skilja på ströporiga och bandporiga lövträd. Ströporiga träd har kärll jämnt fördelade i den levande veden, vilken bildas kontinuerligt under tillväxtsäsongen. Bandporiga träd däremot har större kärll vilka främst förekommer i den yttersta delen av den levande veden.



Ströporiga svenska lövträd är bok, björk, al, sälg, lönn och asp, medan t ex ek, ask och alm är bandporiga (Dahlgren m.fl. 1999). I barrträd är i princip hela tvärsnittet av stammen vattenledande (Flowers och Yeo 1992).

Förhållandet mellan koncentrationen av ett ämne inom xylemet i stammen,  $C_{Xylem}$  jämfört med koncentrationen i marklösning benämns ”Transpiration Stream Concentration Factor”, TSCF, och definieras enligt;

$$TSCF = \frac{C_{Xylem}}{C_{Vatten}} \quad (12)$$

TSCF = 1 innebär att ämnet tas upp i samma takt som vatten, TSCF > 1 innebär att trädet aktivt tar upp ämnet, vilket är fallet för näringsämnen. För CAH är TSCF alltid < 1. Detta förklaras av att CAH blir kvar i roten (avsnitt 2.3.1), på grund av adsorption i stammen (avsnitt 2.3.4) samt på grund av nedbrytning och förångning (avsnitt 2.3.4). TSCF är kraftigt beroende av ämne, växt och andra förutsättningar. Man har dock konstaterat att ämnets  $\log k_{ow}$  (t ex Briggs m.fl. 1982 och Davis m.fl. 1998) är av avgörande betydelse för TSCF.

#### 2.3.4 Förluster

Under transport i trädet kan CAH förloras från xylemet pga adsorption till trädvävnader, förångning samt nedbrytning. Adsorption till biomassa från xylemet styrs av ämnets oktanollslighet och trädets lignininnehåll (Burken och Ma 2002). Lignin fungerar som ett lim mellan vedfibrerna. Det är starkt hydrofobt och adsorberar därför hydrofoba ämnen som CAH. Vid en tidigare studie konstaterades att 95 % av upptagen PCE och TCE återfanns adsorberat till biomassa (Schumacher m. fl. 2002).

Det har visat sig att CAH-ämnena med ett ångtryck som överstiger 0,01 atm förångas i stor utsträckning sedan de upptagits i xylemet. Fördelningen mellan biomassa och gasfas för trikloretylen (TCE), tetrakloretan, (TCA) och kloroform (TCM) har konstaterats avta enligt TCA > TCE > TCM, vilket återspeglar ämnenas flyktighet (Burken och Ma 2002).

Nedbrytningsprocessen av CAH i träd är inte så välkänd (Trapp, Personlig komm 2006). Exempel på återfunna nedbrytningsprodukter av CAH i träd är trikloretanol (TCOH), trikloroacetat (TCAA) och dikloracetat (DCAA) (Newman m.fl. 1999). I spårförsök med  $C^{14}$ -märkt TCE (Schroll m.fl. 1994) fann man främst TCOH, även om det mesta av  $C^{14}$  inte kunde extraheras med hjälp av organiska lösningsmedel. En möjlig förklaring till detta är att TCOH bryts ned till en mycket polär glykosid. I vissa studier har den högsta halten av CAH-ämnena registrerats i stammen (Doucette m.fl. 2003). I en studie provtogs kärnor i olika sektioner inåt i stammen. Man fann då nedbrytningsprodukter och förekomst av mikroorganismer i den innersta delen av stammen (Vroblesky m.fl 2004). I andra studier (Orchard m.fl. 2000) har den högsta halten nedbrytningsprodukter funnits i roten och i dess närhet. Detta beror på att samverkan mellan mikroorganismer och trädens rötter i rhizosfären leder till en nedbrytning av CAH (Orchard mfl 1999).

### 3. TIDIGARE STUDIER AV CAH-UPPTAG I TRÄD

Det har tidigare genomförts ett antal studier av CAH-upptag i träd, (tex Nietch m.fl. 1999, Vroblecky m.fl. 1999 och 2004, Doucette m.fl. 1998, 1999, 2003, Schumacher m.fl. 2002 m.fl.). Studierna har visat att CAH-upptag förekommer och att halter i träd kan användas för att ge en bild av halterna i mark och grundvatten. Det har dock framkommit att hur väl CAH-halten i träd återspeglar föroreningssituationen, påverkas av trädets omgivning och ämnets egenskaper. Provtagningsförfarandet har också visat sig ha betydelse för vilken halt som registreras.

#### 3.1 Trädets omgivning

Trädets omgivning som t ex markens grad av förorening, vilket vatten som växten tar upp samt trädets vattenbehov avgör mängden CAH som trädet har potential att ta upp, och den CAH-koncentrationen som registreras.

##### 3.1.1 Halt i grundvatten

Gemensamt för tidigare fältstudier har varit att halterna i träd har kunnat användas för att få en översiktlig bild av föroreningssituationen. Hur bra korrelation mellan halter i träd och halter i grundvatten som uppnås, beror i stor utsträckning på provplatsen och vilket vatten växten utnyttjar, vilket kan utredas med hjälp av stabila kolisotoper ( $C^{14}$ )(Doucette, Personlig komm 2006). Den lägsta halt av PCE och TCE i grundvattnet som resulterat i detekterbara koncentrationer i träd har varit 0,005 respektive 0,4 mg/l (Nietch m.fl.1999 och Doucette m.fl. 2003)

Under kontrollerade förutsättningar i laboratoriestudier, har ett tydligt samband påvisats mellan halter i trädets xylem och halter i grundvatten. Korrelationen har varit mycket god ( $R^2=0,98$ ) (Burken och Ma 2002). Koncentrationen i xylemet har beräknats med utgångspunkt från den registrerade halten i trädet, experimentellt fastställda fördelningskoefficienter mellan vattenlöst fas inom xylem och biomassa, mellan vattenlöst fas inom xylemet och gasfas samt TSCF. Det starka samband som registrerats visar på att ett träd tar upp CAH i vattenlöst fas om CAH finns i det vatten trädet utnyttjar.

##### 3.1.2 Djup till grundvattenyta

Halten i träd har visat sig ge en god bild av föroreningssituationen i grundvattnet då grundvattenytan ligger ytligt (<2 m från markytan) (Vroblecky m.fl. 2004, Nietch m.fl.1999, Doucette m.fl. 2003, Ma och Burken 2003). I en studie genomförd av USGS (Schumacher m.fl. 2002) där djupet ned till grundvattnet var 6-8 m fann man däremot att halten i trädet gav mycket sämre korrelation med halterna i grundvattnet.

Det visade sig dock finnas en god korrelation mellan halterna i träd och halterna i den omättade zonen. Detta kan bero på grundvattenfluktuationer, d v s att CAH blir kvar i den omättade zonen sedan grundvattnet sjunkit. Det kan också bero på förekomsten av residual CAH i den omättade zonen (avsnitt 2.3.1).

Då grundvattnet ligger ytligt, blir korrelationen mellan halterna i grundvattnet och i trädet god. Trädets rötter har inte direkt kontakt med grundvattnet, men avståndet från detta till rötterna är litet. Därför korrelerar halterna i grundvattnet väl med halterna i det vatten växterna använder. Då djupet till grundvattnet ökar, och rötterna ligger ytligt blir kopplingen mellan halterna i grundvattnet och där träden har sina rötter sämre. Den goda korrelationen mellan halter i mark och i träd då djupet till grundvattnet var större, visar dock att träden tar upp CAH i förhållande till den koncentration de har tillgång till.

### 3.1.3 Säsong

CAH-upptaget påverkas av hur mycket vatten växten tar upp. Under vår och sommar är vattenbehovet stort, medan träd under vintern intar ett dvalliknande tillstånd. I en studie undersöktes vatten och TCE-flödet i träd under perioden juni till december (Vroblesky m.fl 1999). Resultatet visade att TCE-halten starkt avtog under vintern. Man kom fram till att trädets behov av vatten styrde upptaget av TCE under sommaren, medan upptag av CAH i gasform genom växtens aerenchym kunde förklara upptaget under vintern. Man kunde också dra slutsatsen att flödet av TCE under dagtid starkt kunde korreleras till inflödet av koldioxid, vilket är ett mått på fotosyntesen och trädets vattenbehov.

### 3.1.4 Klimat

Förutom skillnader mellan säsonger, har trädets omgivning betydelse för dess vattenbehov. Mängden CAH som tas upp kan räknas ut med hjälp av TSCF, halten CAH som finns i grundvattnet,  $C_{CAH}$ , mängd vatten som växten kommer att behöva,  $Q$ , samt andelen vatten med ursprung i grundvatten,  $f$ , (Doucette m.fl. 2003).

$$\text{Mängd upptagen CAH} = TSCF \cdot C_{CAH} \cdot Q \cdot f \quad (13)$$

I klimat med hög nederbörd och låg avdunstning där marken har goda vattenhållande egenskaper har träd ett relativt lågt vattenbehov (ca 200 l/år) vilket till stor del tillgodoses med regnvatten. I ett ökenklimat däremot, kan trädets vattenbehov uppgå till 1 800 liter per år, det torra klimatet medför att träden har djupa rotsystem och nästan uteslutande använder grundvatten. Därmed blir mängden upptagen CAH förmodligen större i torra klimat (Doucette m.fl. 2003).

I en studie togs prover från ett träd på olika höjd över marken både innan och efter nederbörd. Resultatet visade att halterna ökade högre upp i trädet efter regnskuren. Detta beror förmodligen på utspädning av halterna i marken efter regnet, samt ett ökat vattenupptag på grund av den ökade vattentillgången (Vroblesky m.fl. 2004).

## 3.2 Detekterade CAH-ämnen i träd

Detekterade CAH-ämnen i träd har varierat i de studier som genomförts. Som tidigare nämnts avgör ämnets kemiska egenskaper hur det uppträder i marken, samt förutsättningarna för att det ska tas upp av träd, samt vad som sker efter upptag. Detta kommer att starkt påverka den CAH-halt som registreras i träden.

### 3.2.1 Kemiska egenskaper

Oktanollslighet, flyktighet samt molekylvikt och dess inverkan på upptag och förluster från träd har nämnts tidigare. De ämnen som återfinns i träden, beror även på föroreningsituationen och den nedbrytning av CAH som sker. I en studie av mark förorenad med PCE och TCE från en kemtvättanläggning återfanns högst halt av PCE (0-162  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ved) medan halten av TCE var (0-3,14  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ved, c-DCE fanns endast sporadiskt (Schumacher m.fl. 2002). En annan studie visade att halterna av nedbrytningsprodukter var högre än TCE i träd (Docuette m.fl. 2003). Den grad av CAH-nedbrytning som sker beror av de förutsättningar som råder i marken, vilka varierar från plats till plats.

Stefan Trapp (Technical University of Denmark) har nyligen utvecklat en modell för CAH-upptag i träd som tar hänsyn till betydelsen av de kemiska egenskaperna hos ämnena. Transporttiden för PCE, TCE respektive TCM från ett grundvatten beläget två meter under markytan till en höjd av tre meter i trädstammen under sommaren undersöktes. Transporten av PCE tog ungefär nio dagar, transporten av TCE tog fyra dagar och transporten av TCM tog två dagar. Halveringstiden var 23, 16 respektive 3 dagar (Personlig kommentar, Trapp 2006). Vattenlöslighet ansågs viktigt för skillnader i upptag av dessa ämnen, medan flyktigheten styr förlusterna.

## 3.3 Provtagning

Proven från träd har i tidigare studier tagits med hjälp av en tillväxtborr från den yttre delen av stammen, även kallad splint. I vissa studier har även kvistar, samt prov från den inre delen av stammen provtagits (Nietch m.fl 1999, Vrobesky m.fl 2004). Man har i ett flertal studier uppmärksammat att provtagningsförfarandets utförande kan ha betydelse för de CAH-koncentrationer som registreras, och att detta ska beaktas då resultat tolkas.

### 3.3.1 Art

Det har vid jämförelser visat sig att vissa trädarter har högre halt av CAH än andra trots att de växt under samma förutsättningar. Egenskaper som underlättar upptaget av CAH är att trädet är snabbväxande, kan ta upp och tåla den aktuella föroreningen, har djupt rotsystem, samt frodas under de aktuella levnadsförhållandena (Susarla m.fl. 2002).

De arter som använts i laboratorie - och fältstudier har bland andra varit; Poppel (*Populus xjackii*) Cederträd (*Tamarix Ramosissima Ledeb*), Solros (*Helianthus Annuus*) (Vroblecky m.fl 1999) Cypress (*Taxodium Distichum*), Gummiträd (*Nyssa Aquatica och Liquidambar Stryafiflua*), Ek (*Quercus Spp*), Sykamor (Platanus Occidentalis), Mulbärsträd (*Morus Alba*) samt andra träd av poppelsläkte (*Populus Alba, Populus Angustifolia och Populus Deltoids*) (Burken och Ma 2002 och Schumacher m.fl. 2002)

Olika arter skiljer sig åt morfologiskt, vilket kan förklara skillnader i de halter av CAH som förekommer. I USA har man noterat att ströporiga träd och barrträd överlag visar högre halter än bandporiga träd (Vroblecky Personlig komm, 2006 och Vroblecky m.fl 1999). Skillnaderna beror förmodligen på arternas uppbyggnad av transportvävnaden. Ströporiga träd och framför allt barrträd leder vatten i en större del av stammen. I bandporiga träd däremot sker transport nästan endast i den yttersta delen av stammen. Ett prov från bandporiga träd innehåller därför mindre andel transportvävnad. Det kortare avståndet till atmosfären kan även innebära en större förlust i gasfas, en faktor som också beror av trädets barktjocklek.

Ämnets fördelning till biomassa i stammen har konstaterats bero på växtens innehåll av lignin. Detta kan förklara de högre analyserade halterna av CAH i solros jämför med mer lignifierade arter (Nietch m.fl.1999). Mängden lipidvävnader har som tidigare nämnts betydelse för adsorption inom roten. Denna faktor är dock svårare att bedöma från art till art. Eftersom mängden CAH som tas upp styrs av vattenupptaget, kan man generellt säga att snabbväxande träd med stort vattenbehov har hög potential för upptag. Hos träd anpassade för syrefattiga förhållanden, utgör dess aerenchym ytterligare en transportväg för CAH in i trädet.

### 3.3.2 Ålder och storlek

För att ett träd ska få tillgång till grundvatten, krävs ett väl utvecklat rotsystem. De mindre träden har inte ännu hunnit skapa ett sådant. Förlusterna från deras stam anses också vara större (Trapp 2006). På grund av dessa faktorer har de mindre träden (<10 cm i diameter) undvikits i de flesta studier (Schumacher m.fl. 2002).

Det finns dock även faktorer som talar för att större träd kan visa lägre halter. I studier har det framkommit att rötternas förmåga att ta upp CAH är mindre i äldre träd på grund av reducerad genomsläpplighet hos roten (Orchard m.fl. 2000). Det har även konstaterats att halterna i större träd kan vara lägre eftersom ett prov från den yttre delen av ett stort träd representerar mindre vattenbärande vävnad än i ett mindre träd (Ma och Burken 2003).

### 3.3.3 Provtagningens position och höjd över marken

Provtagningspunkterna har i tidigare studier placerats på den sida av trädet som vetter mot grundvattenflödets strömningsriktning, här benämnd "uppströmssidan". Provtagna från den sidan benämns standardprov. Provtagna från andra sidor av träden för

att undersöka positionens betydelse. Halten av föroreningsämnen har konstaterats variera med mellan 44 till 92 % av halterna som registrerats i standardprovet beroende på var i trädet provet tagits (Schumacher m.fl. 2002). Dubbelprov tagna 2,5 cm från standardprovet har i flera studier däremot visat liten variation (10-15 %) (Schumacher m.fl. 2002, Vrobletsky m.fl. 1999 och Vrobletsky m.fl. 2004).

De flesta träd har rötter som täcker ett stort område. Det är därför troligt att de kan stöta på variationer i CAH-halt. En förklaring till variationen runt stammen är att rötterna på en sida av trädet förser samma sida av trädet med vatten. Det kan också bero på skador, sjukdomar eller skillnad i förluster från stammen (Nietch m.fl. 1999). En annan möjlig förklaring skulle kanske kunna vara den ojämna förekomsten av mägstrålar (Dahlgren m.fl. 1999).

Man har i de flesta tidigare studier observerat att halten CAH avtar med höjden över marken. I en studie visade sig halterna minska med 50-70 % på en höjd av 18,5 m jämfört med prover tagna nära marken (Nietch m.fl. 1999). I en modell (Trapp 2006) (ekvation 16) uttrycks koncentrationen av ett CAH-ämne inom xylemet på höjden  $z$  i stammen,  $C_{Stam}(z)$ , som en exponentiellt funktion. Den är beroende av koncentrationen vid marknivå i trädet,  $C_{Stam}(0)$ , flödet i xylemet,  $u$ , samt de sammanlagda förlusterna,  $k$ , vilka utgörs av nedbrytning, adsorption till biomassa och förångning.

$$C_{Stam}(z) = C_{Stam}(0) \times e^{-kz/u} \quad (14)$$

En alternativ provtagningsmetodik till att ta provkärnor från trädstammen, är att ta rotprov (Vrobletsky, Personlig komm 2006). Förutom att det skulle innebära en möjlighet att detektera ämnen som blir kvar i roten, skulle det ge en bild av den nedbrytning som sker i rhizosfären och under transport i trädet.

## 4. FÄLTPLATS OCH TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

### 4.1 Fältplats

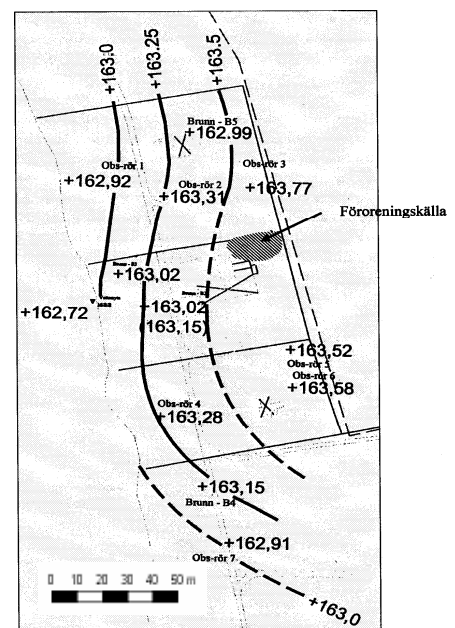
Den aktuella fältplatsen omfattar delar av fastigheterna Helgö 1:25 och 1:26 utanför Växjö, Småland. Fastigheterna ligger på Helgö's sydspets, vilken är en halvö som skjuter ut en kilometer i Helgasjön. På fastigheterna finns ett fåtal bostadshus, några skjul och en parkeringsplats. På fastigheterna finns också en ganska gles lövskog som mestadels består av björk och bokträd.

#### 4.1.1 Geologi, jordlager och hydrologi

På Helgö finns en långsträckt moränhöjd med bergkärna vars östra och västra sida sluttar symmetriskt mot sjön. Jordlagren på provplatsen består av ett ca 6-9 m mäktigt skikt av sandig siltig morän.

Moränen skiftar växelvis mellan lager av finare och grövre material, med förekomst av linser bestående av sand och silt. Under grundvattenytan är de grövre lagren kraftigt vattenförande. Moränen är täckt av ett 0,5 m tjockt lager av sten, grus och sand. Den underliggande berggrunden (smålandsgranit) är mycket uppsprucken (Golder 2001).

Grundvattennivåerna har mätts i berg och jord under 2000. Mätningarna visar att grundvattnet strömmar i väst-nordvästlig riktning mot Helgasjön i det aktuella området, se Figur 6 (Golder 2002).



**Figur 6** Grundvattennivåer vid fältplatsen (Golder 2002)

#### 4.1.2 Föroreningskällan

I det bostadshus som finns på Helgö 1:25, se Figur 7, användes under 50- och 60- talet klorerade lösningsmedel för avfettning av metalledaljer. Under 1997 uppkom misstankar om att vattnet från brunnen som förser fastigheten med dricksvatten var förorenat. Efter analys konstaterades vattnet innehålla höga halter av PCE, TCE och c-DCE. Golder Associates anlätades för att genomföra en miljöteknisk undersökning. I undersökningen ingick att översiktligt bestämma utbredningen av CAH, samt bedöma risken för att föroreningarna skulle spridas i jordlager och berggrund, se Figur 8 (Golder 2001).

#### 4.1.3 Föroreningssituationen

Den nordöstra delen av fastigheten Helgö 1:25 visade sig vid provtagningen år 2000 ha mycket höga halter av PCE, TCE, och cis-DCE i både porluft, mark och grundvatten, se Figur 8 och Bilaga 1. De höga halterna tyder på att TCE och PCE finns i fri fas som ”pölar” i marken (Golder 2001). Inom detta område har sannolikt en eller flera källor bidragit med föroreningar genom läckage från ytan då även ytliga marklager är förorenade. Enligt uppgift har det tidigare förvarats farligt avfall och eventuellt klorerade lösningsmedel i en ovanjordscistern och fat på denna del av fastigheten. Ytan av det kraftigt förorenade markområdet beräknas vara ca 400 m<sup>2</sup>. Om all jord ned till grundvattenytan är förorenad betyder det att ca 800 m<sup>3</sup> jord är mer eller mindre påverkad (Golder 2001).



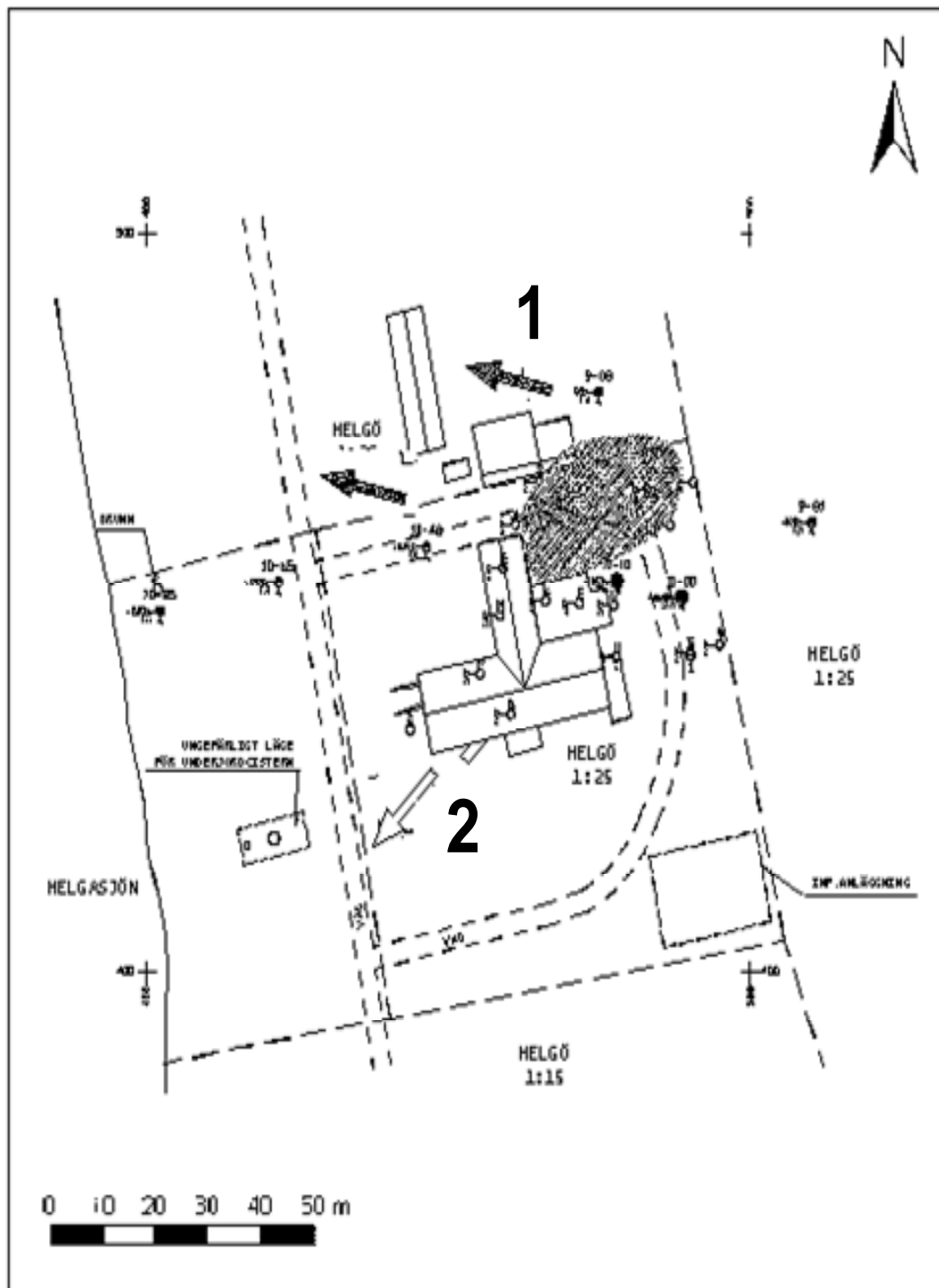
**Figur 7.** Område nordost om bostadshus på Helgö 1:25 som funnits vara kraftigt förenat av CAH.

#### 4.1.4 Utbredning och spridning av CAH i mark och grundvatten

Grundvattenprover har tagits vid grundvattenytan, samt på ett antal nivåer i den mättade zonen i de flesta grundvattenprovtagningpunkter, se Bilaga 1. De har tagits i en bestämd punkt i akviferen eller över en integrerad del av akviferen (normalt 1 m filtterrör).

Resultaten från grundvattenprovtagningarna visade att CAH har spritt sig dels i begränsad omfattning relativt ytligt i jordlagren (2 – 3 m under markytan) och dels i större omfattning i de övre uppspruckna delarna av berget och nedre jordlagren (7 – 9 m under markytan). Den huvudsakliga spridningsriktningen i de ytliga respektive djupa jordlagren är väst-sydvästlig respektive väst-nordvästlig, se Figur 8. Den huvudsakliga orsaken till spridningsmönstret är sannolikt att det uppspruckna ytliga berget är relativt genomsläppligt medan jordlagren är relativt täta (Golder 2001).





**Figur 8** Svartmarkerat = starkt förorenat område nordost om bostadshus på Helgö 1:25. **(1)** Bedömd spridningsriktning för CAH i djupa jordlager/ytlig berggrund. **(2)** Bedömd spridningsriktning för CAH i ytliga jordlager (Golder 2001).

## 5. MATERIAL OCH METODER

### 5.1 Fältarbete

Med hjälp av en tillväxtborr togs en ca 4,5 cm lång trädkärna från vad som anses vara levande ved i träden (splint). Kärnan placerades genast i en vial och förslöts med hjälp av en speciell tång. Eftersom klorerade kolväten är flyktiga är det mycket viktigt att kärnan så snart som möjligt placeras i vialen.

Standardprov togs 0,5 m över markytan, på uppströmssidan från träd med en diameter större än 10 cm vilket överensstämmer med provtagningsförfarande som använts i tidigare studier (Schumacher m.fl 2002). Diametern på träden hade ett medianvärde av 39 cm och ett medelvärde av 37 cm. Det största trädet hade en diameter av 64 cm och det minsta en diameter av 11 cm. De provtagna träden växer i närheten av det kraftigt förorenade området i den nordöstra delen av Helgö 1:25, samt nedströms i grundvattnets lödesriktning mot Helgasjön. För lokalisering av träd och grundvattenrör, se Figur 11.

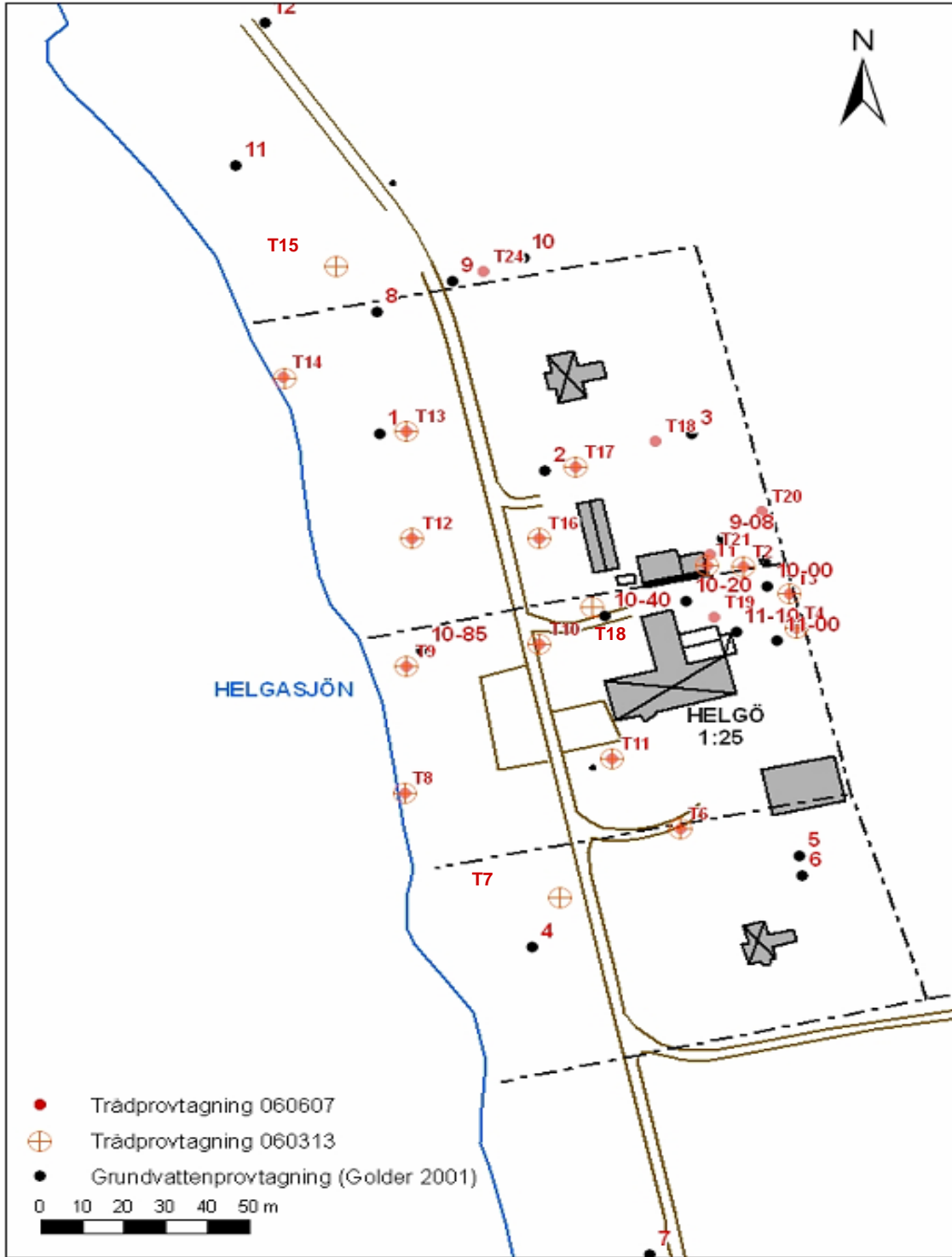
Den första provtagningen genomfördes 2006-03-13. Besöket inleddes med en genomgång av provplatsen, och en kartläggning av de träd som ansågs lämpliga. Positionen av dessa träd mättes in med hjälp av mätband. Diametern på varje träd registrerades. Sammanlagt 20 prov togs från 17 träd på olika avstånd från föroreningskällan. Träden bestod av bok och björk. För provtagna träd, se Bilaga 2. Under det andra provtillfället 2006-06-07 togs återigen prover från de träd som tidigare provtagits samt från ytterligare några träd. Förutom bok och björk provtogs ett äppelträd och en berlinpoppel. 20 prover analyserades. Proven som togs från träd som provtagits i mars togs på samma höjd som det första och ca 2-3 cm åt sidan, men fortfarande i på uppströmssidan.



**Figur 9** Trädprovtagning med tillväxtborr i juni



**Figur 10.** Förslutning av vial med trädkärna.



**Figur 11.** Position av provtagna träd och grundvattenrör.

## 5.2 Laboratorieanalys

Efter genomfört fältarbete skickades trädkärnorna till Analytica AB i Täby för analys. I vialerna tas ett gasprov med hjälp av en nål som sticks in genom locket. På grund av detta ska trädkärnorna inte vara längre än ca 4,5 cm, då det skulle innebära en risk för att bryta nålen. Provet överförs till en gaskromatograf. Utifrån den kända vikten på vialen kan halten i kärnan uttryckas som massan CAH (mikrogram) i gasfas per kg av våt trädkärna. Enheten anger alltså mängden CAH som avgivits från trädkärnan till gasfas,  $\mu\text{g} / \text{kg}$ . Ett antagande man gör är att fördelningskoefficienten mellan våt trädkärna och luft är liknande den mellan vatten och luft. Hur mycket CAH som faktiskt avgår, samt hur mycket som finns i vattenlöst respektive adsorberad fas i trädkärnan bestäms av fördelningskoefficienter för CAH mellan dessa medier.



**Figur 12.** Trädkärna i försluten vial.

För att förbättra kopplingen mellan den halt av CAH som detekteras i gasfas i vialen, och den halt av CAH som trädet faktiskt tar upp är det möjligt att experimentellt bestämma dessa fördelningskoefficienter. Nackdelen är att med detta är att fördelningskoefficienterna endast kan anses gälla för varje enskild kombination av trädslag och CAH-ämne, vilket medför att det skulle vara nödvändigt att bestämma dem för varje kombination av trädslag och CAH-ämne som ingår i studien (Ma och Burken 2002).

### 5.3 Jämförelse av halter i träd och i grundvatten

Det skulle naturligtvis vara önskvärt att jämföra vattenprover och trädprover som tagits vid samma tidpunkt för att få en så säker koppling som möjligt mellan trädprover och grundvattenprover. På grund av ekonomiska begränsningar, samt att många av de tidigare provtagna grundvattenrören inte längre finns kvar, har inte detta varit möjligt.

För att de halter som tidigare uppmätts i grundvattnet (Golder 2001) ska kunna relateras till de halter som uppmäts i träden måste vissa förutsättningar vara uppfyllda (Herbert, Personlig komm 2006)

1. Koncentrationerna i mark och grundvatten måste anses vara konstanta, d v s. föroreningssituationen ska ha nått "steady state". För att detta ska gälla krävs att det t ex fortfarande finns mycket CAH kvar i marken i form av sekundära källor vilka fortfarande förorenar området
2. De träd som provtagits måste vara belägna nedströms källan i grundvattnets flödesriktning på platsen. För att detta ska gälla krävs att grundvattenflödets riktning och den tolkade spridningen av CAH i marken inte ändrats.

Grundvattenprovtagningarna på Helgö är endast några år gamla. Eftersom nedbrytningshastigheten för CAH i naturen är mycket långsam (flera 100 år) kan man anta att grundvattenprovtagningarna, trots att de är några år gamla ger en god uppskattning av nuvarande halt av CAH i grundvattnet (Rahm, Personlig komm 2006). Det är inte troligt att grundvattenflödet ändrats mycket, utan att grundvattnet fortfarande flödar mot Helgasjön. Som det visat sig i tidigare studier har halterna i provtagna med små riktningsförändringar från standardprovet inte varierat mycket. Att välja position för provtagningen utifrån tidigare bestämd grundvattenflödes riktning har därför ansetts skäligt. Halterna i träd har jämförts med halterna som uppmäts vid grundvattenytan i punkter där djupet varit 1,5-5 m och fördelningen av CAH känd. Vissa träd har jämförts med ett medelvärde av flera rör i dess närhet.

För att få en överskådlig bild över föroreningssituationen i träd och grundvatten har kartor framställts med hjälp av Arcgis 9.1. TCM utelämnas pga att ämnet kan ha ursprung i naturliga källor.

## 5.4 Modellerad fördelning av CAH i mark med Vleach 2.2a

Vissa av träden i denna undersökning är belägna relativt långt ifrån källområdet. Det är inte troligt att CAH finns i fri fas i marken vid dessa träd. Istället är det främst grundvattnet som är förorenat med CAH. Det är även möjligt att en del CAH finns i den omättade zonen på grund av fluktuationer i grundvattenytan. Via transport i vattenlös fas och gasfas från den mättade zonen kan som tidigare nämnts CAH bli tillgänglig för trädens rötter. För att få en uppfattning av hur denna spridning från grundvattnet till de omättade marklagren ser ut har simuleringar genomförts med Vleach 2.2a. Vleach 2.2a är en endimensionell modell framtagna av U.S.E.P.A (US Environmental Protection Agency) (Ravi och Johnson 1997).

I modellen antas att CAH finns i tre olika former; gasfas, vattenlös fas samt adsorberad till markpartiklar. Modellen simulerar endimensionell transport i vertikalled. Den är uppbyggd av celler, vilka användaren definierar med hjälp av ett antal parametrar. Vid varje tidssteg i modelleringen tilldelas varje cell en CAH-koncentration. Transporten i vattenfas som sker mellan varje tidssteg styrs av användarparametrar som infiltration, porositet och vattenhalt. Transporten i gasfas styrs av koncentrationsgradienten mellan närliggande celler.

Simuleringar har genomförts med parametrar valda för att representera förhållanden på Helgö. Undersökning av faktorer som grundvattenbildning, porositet, halt av organiskt kol har också genomförts. Egenskaperna hos ämnet (PCE och TCE) har valts enligt Tabell 1. För använda modellinställningar, ser Tabell 2.

**Tabell 2.** Använda modellinställningar för Vleach 2,2a

INDATA						
Jorden	Densitet (g/cc)	Porositet (%)	Organiskt mat (%)	Djup till GVV (m)	Grundvattenbildning (fot/år)	Fuktighet (%)
Sand/Silt	1,65	0,4	0,7-7	1,5-10	1-3	10-30
Lera	1,26	0,48	0,4	3	1	30

## 6 RESULTAT

### 6.1 Trädprovtagning

Vid trädprovtagningarna påträffades främst PCE och TCE. TCM återfanns i lägre halter i ett flertal träd. Nedbrytningsprodukterna c1,2-DCE och TCA påträffades i enstaka träd. 20 prov analyserades från respektive provtagningstillfälle. CAH registrerades i samtliga av dessa i juni, medan CAH endast detekterades i 11 av proven i mars. Vid jämförelse av den sammanlagda summan CAH i de standardprov från träd som provtagits vid båda konstaterades att provtagning under juni månad resulterade i ungefär 3 gånger högre koncentration av CAH i träden jämfört med provtagningen i mars, se Tabell.

Alla redovisade halter i träd ( $\mu\text{g} / \text{kg}$ ) i detta kapitel anger som nämnts tidigare halt CAH i gasfas avgivet från våt träd kärna. Analysresultat redovisas i Bilaga 3.

**Tabell 3.** Sammanställning av analysresultat från trädprovtagning i mars och juni. Halten i träd kärnor uttrycks som avgiven massa i gasfas ( $\mu\text{g}$ ) från våt träd kärna ( $\text{kg}$ ).

<b>Provtagning</b>	<b>mars</b>	<b>juni</b>
Antal prov	20	20
Antal standardprov <sup>(1)</sup>	17	19
Varav antal med CAH	11	19
Antal standardprov tagna från samma träd <sup>(2)</sup>	14	14
Varav antal med CAH	10	14
Antal specialprov <sup>(3)</sup>	3	1
Totalt antal prov (standard och special) med CAH	12	20
<b>Totalhalt standardprov <sup>(2)</sup></b>	<b>6,9 mg/kg</b>	<b>21,3 mg/kg</b>
Varav PCE	6,6 mg/kg	13 mg/kg
Varav TCE	0,10 mg/kg	7,6 mg/kg
Varav TCM (Kloroform)	0,12 mg/kg	0,7 mg/kg
Varav 1,1,2-TCA	0,05 mg/kg	-
Medelkoncentration	0,49 mg/kg	1,52 mg/kg
% PCE	96	61
% TCE	2	36
<b>Totalhalt övriga standardprov <sup>(3)</sup></b>	<b>0,28 mg/kg</b>	<b>5,35 mg/kg</b>
Varav PCE	0,18 mg/kg	0,55 mg/kg
Varav TCE	0,03 mg/kg	2,48 mg/kg
Varav TCM	0,08 mg/kg	-
Varav Cis-DCE	-	2,3 mg/kg
<b>Totalhalt specialprov</b>	<b>0,35 mg/kg</b>	<b>1,05 mg/kg</b>
Varav PCE	1,3 mg/kg	0,72 mg/kg
Varav TCE	-	0,33 mg/kg
Varav TCM	0,03 mg/kg	-
<b>Totalhalt samtliga prov (standard och special)</b>	<b>8,5 mg/kg</b>	<b>27,69 mg/kg</b>

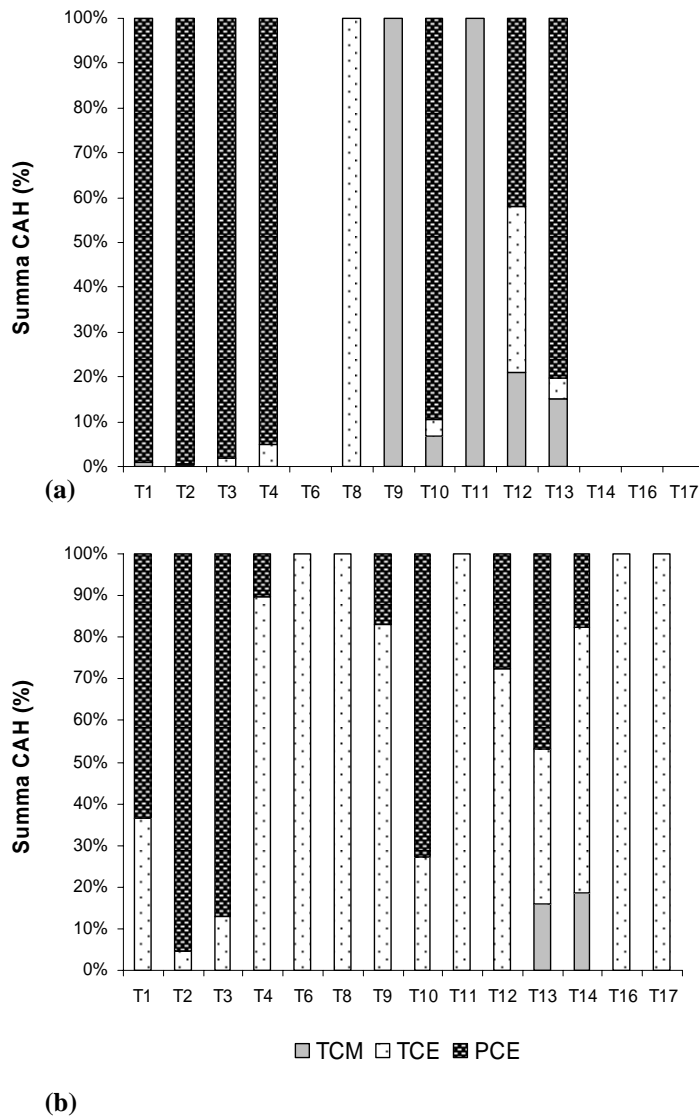
<sup>(1)</sup> Träd som provtagits i uppströms flödesriktning.

<sup>(2)</sup> Träd där standardprov tagits i mars och juni.

<sup>(3)</sup> Antal dubbelprov och prov från motsatt sida, se tabell 3.

### 6.1.1 Säsongsvariation av CAH i träd

För att få en bild av säsongsvariationen mellan mars och juni har CAH-fördelningen i standardprov från träd som provtagits vid båda tillfällena jämförts. Det är tydligt, se Figur 13 att PCE är det dominerande ämnet vid provtagningen i mars. I juni är TCE det dominerande ämnet i ungefär hälften av träden. För jämförelse mellan fördelningen av CAH-ämnen från grundvattenanalys, se Bilaga 1. Analysresultat redovisas i Bilaga 3.

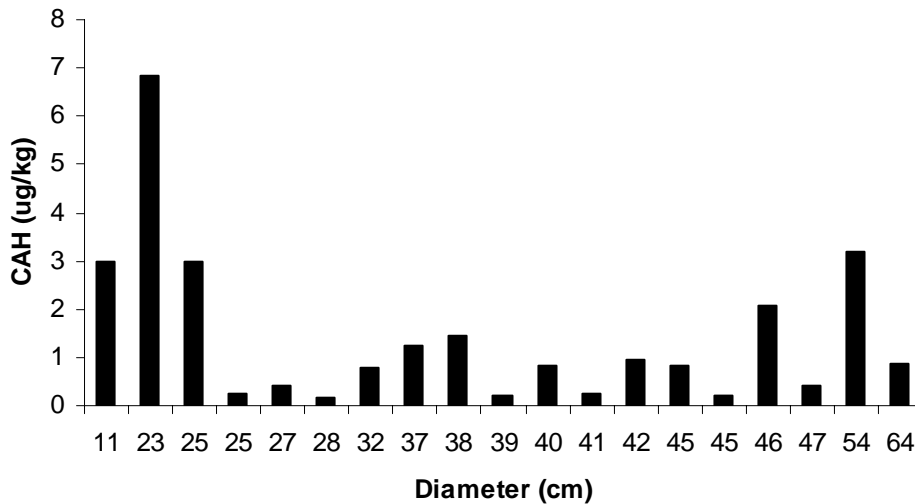


**Figur 13.** Relativ del PCE, TCE och TCM i **a)** mars respektive **b)** juni.



### 6.1.2 Betydelsen av trädstorlek för CAH i träd

Vid undersökning av betydelsen av trädens storlek för halten CAH vid provtagningen i juni uppvisades inget samband. Vid sommarprovtagning provtogs 2 träd som växte bredvid varandra (träd 1 och träd 24). Halten i träd 1 (diameter = 24 cm) var 3 mg/kg medan halten i träd 24 (diameter= 45 cm) växandes ca 0,5 meter längre bort var 0,18 mg/kg.



**Figur 14.** Jämförelse mellan halt CAH från trädkärnor tagna i olika stora träd. Jämförelsen baseras på halter som uppmättes i juni.

### 6.1.3 Betydelse av positionen i trädet för CAH i träd

En CAH-halt registrerades i standardprovet från träd 12 i mars medan ingen CAH återfanns i prov från motsatt sida. Under samma provtagning togs dubbelprov från träd 9 (2,5 cm från standardprovet). Ingen CAH återfanns i något av proven. I träd 3, som växer närmare källområdet togs ett prov 5 cm från standardprovet. Provet som var riktningsförändrat hade en halt som uppgick till 46 % av standardprovet. Under provtagning i juni provtogs båda sidor av träd 1, provet på motsatt sida uppgick till en tredjedel av halten i standardprovet.

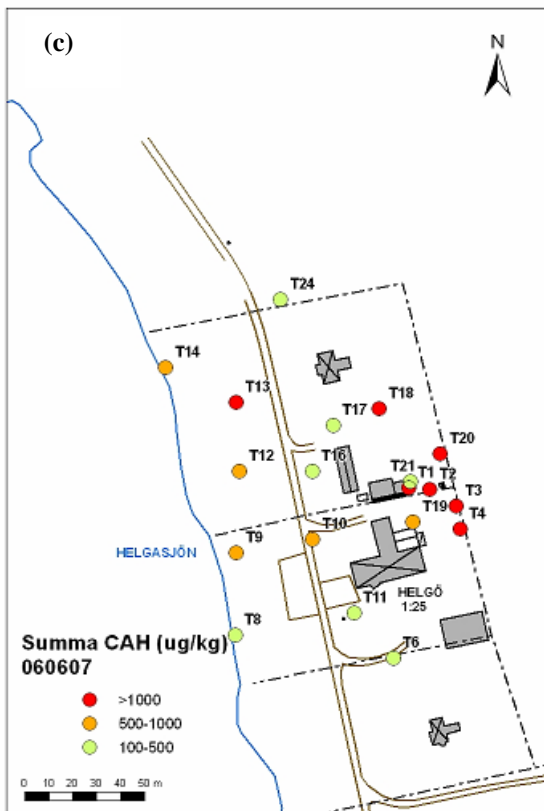
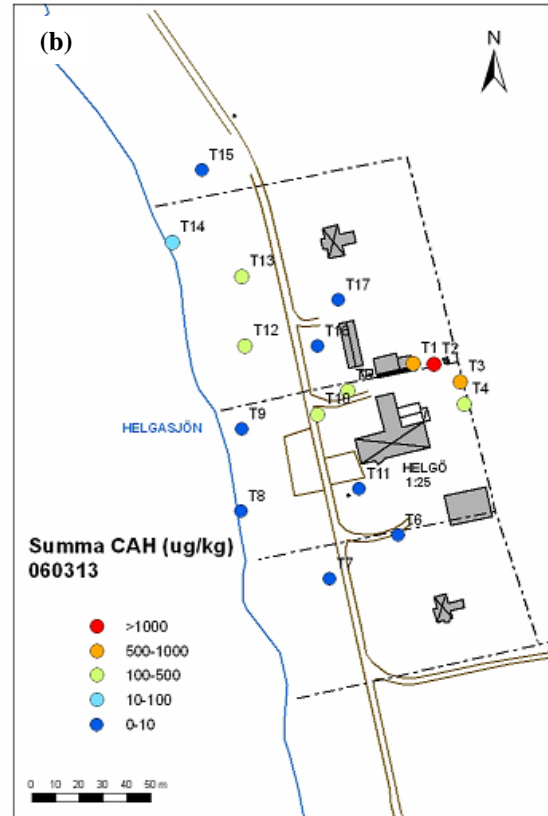
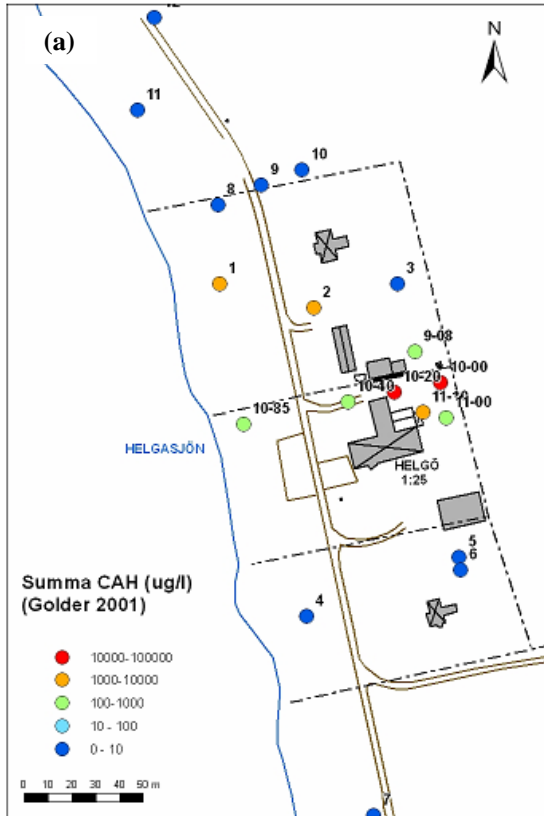
**Tabell 4.** Jämförelse av halten CAH i trädkärnor tagna från olika positioner i träd.

Träd	Standardprov (µg/kg)	Specialprov (µg/kg)	
		Motsatt Sida	Dubbelprov
1 (juni)	3 000	1 050	-
3 (mars)	1 300	-	600
9 (mars)	0	-	0
12 (mars)	160	0	-

## 6.2 Jämförelse mellan halter i träd och grundvatten

CAH-halterna i träd och grundvattenpunkter, samt deras position visas i Figur 15. En trolig föroreningsituation baserad på halt CAH i grundvatten, respektive i träd har interpolerats fram, se Figur 16. Dessa bilder har använts för att bedöma hur väl halterna i träd kan användas för att få en översiktlig bild av föroreningen.

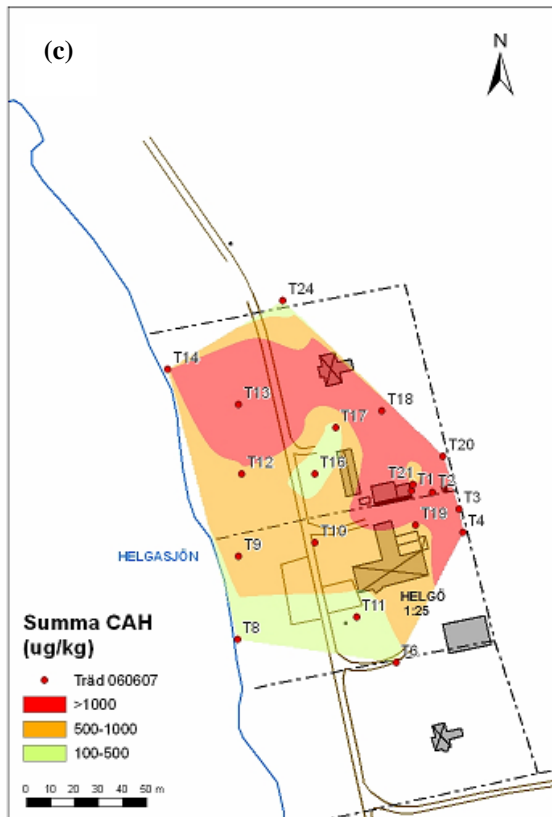
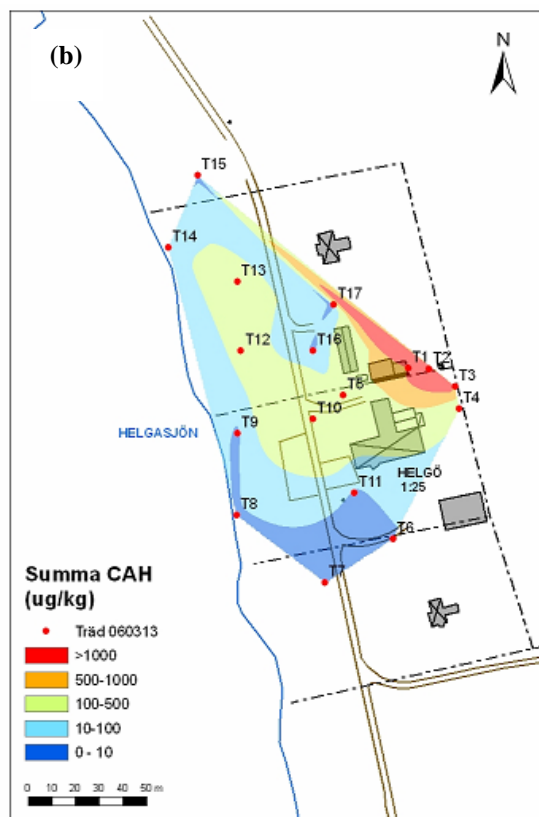
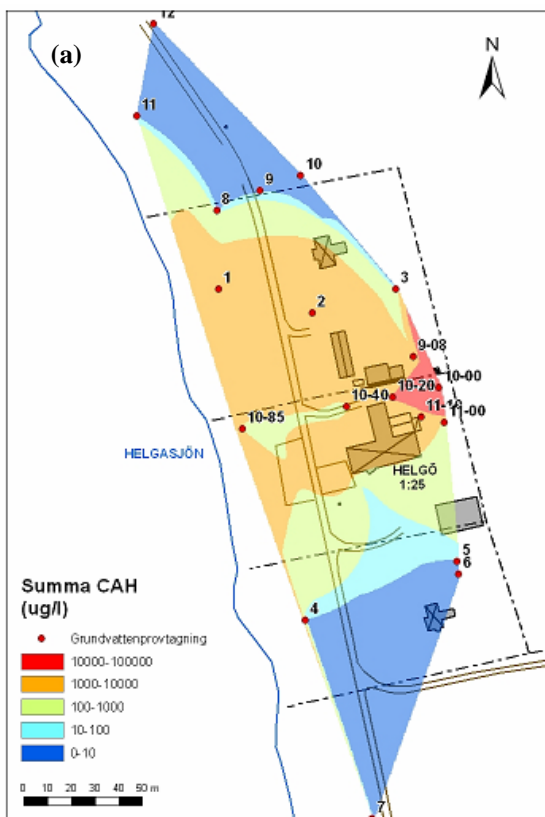
Likt grundvattenprovtagningen har träden i närheten av föroreningskällan visat högst halter. Koncentrationerna avtar med ökat avstånd i nordvästlig, västlig samt sydvästlig riktning mot Helgasjön. Halterna avtar snabbare i sydvästlig riktning, träd 11 har en halt av 0 respektive 400  $\mu\text{g} / \text{kg}$  vid de båda provtagningarna. Träd 10 på liknande avstånd i västlig riktning har en halt av 400 respektive 900  $\mu\text{g} / \text{kg}$ . Detta överrensstämmer med den nordvästliga spridningen i djupa jordlager samt spridningen i ytliga jordlager i sydvästlig riktning som fastställdes vid grundvattenprovtagningen. Halterna i träd 16 och 17 ger både vid provtagning i mars och juni bilden av att halterna av CAH är lokalt lägre i närheten av dem. Detta visar inte analysen av grundvattenprovtagning. För större version av kartor, se Bilaga 4-6.



**Figur 15.** Resultat av

- (a) Grundvattenprovtagning (Golder 2001)
- (b) Trädprovtagning 2006-03-13
- (c) Trädprovtagning 2006-06-07

*CAH-halten i trädkärnor ( $\mu\text{g} / \text{kg}$ ), uttrycks som mängd CAH i gasfas avgiven från våt trädkärna.*



**Figur 16.** Tolkad föroreningsituation

(a) Grundvattenprovtagning (Golder 2001)

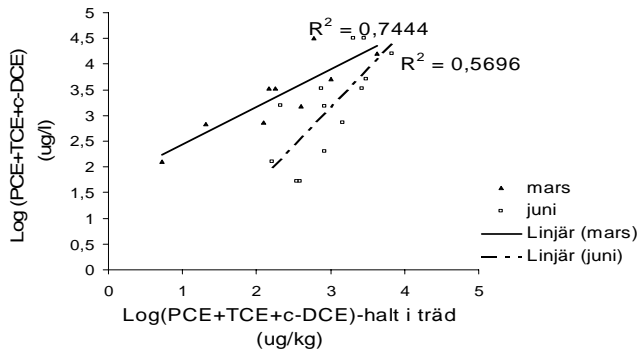
(b) Trädprovtagning 2006-03-13

(c) Trädprovtagning 2006-06-07

*CAH-halten i trädkärnor ( $\mu\text{g} / \text{kg}$ ), uttrycks som mängd CAH i gasfas avgiven från våt trädkärna.*

## 6.2.1 Regressionsanalys

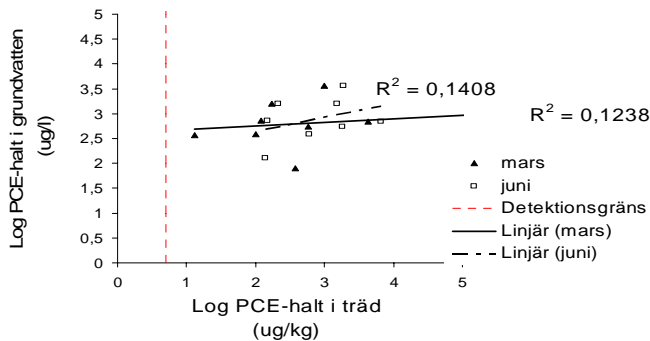
Det finns en viss överensstämmelse mellan halterna av PCE +TCE+c1,2-DCE i träd och grundvatten, se Figur 17. Då samma jämförelse genomfördes med halterna i träd och grundvatten uttryckta som  $\mu\text{mol/kg}$  respektive  $\mu\text{mol/l}$  registrerades ett  $R^2$  värde av 0,90 för provtagningen i mars respektive 0,48 för provtagningen i juni. Korrelationen förbättrades alltså för ett av provtillfällena och försämrades för det andra. Vid jämförelse av halten TCE i träd och grundvatten kan ingen korrelation identifieras. Korrelationen är något bättre för PCE, och liknar korrelationer som uppnåtts i en tidigare studie (Schumacher m.fl 2002) även om den fortfarande är mycket svag. Detektionsgräns är den lägsta halt som kan registreras med den aktuella analysmetoden ( $5 \mu\text{g/kg}$ ).



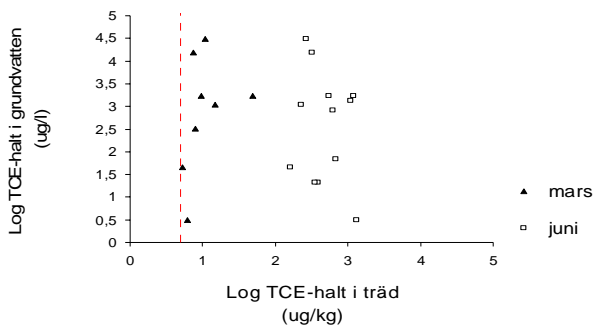
**Figur 17.** Regressionsanalys mellan halter i träd och grundvatten för

- (a) PCE, TCE och c1,2-DCE
- (b) PCE
- (c) TCE

(a)



(b)

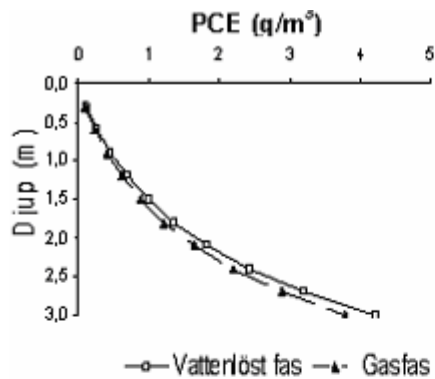


(c)

## 6.3 Vleach-modellering

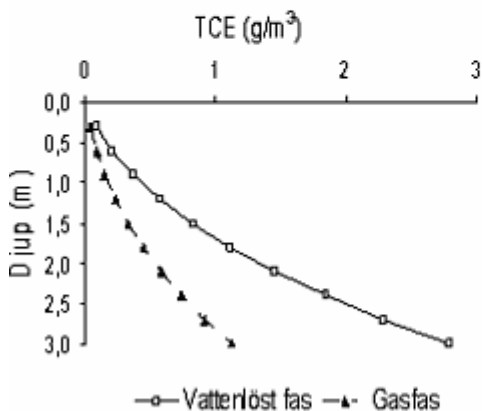
### 6.3.1 Fördelning av CAH i marken

Vleach har använts för att simulera djupfördelningen av PCE och TCE i den omättade zonen. Halten av PCE i gasfas respektive vattenlöst fast är mycket lika varandra på ett visst djup enligt modellen, se Figur 18a. Halten av TCE i gasfas är däremot högre än halten i vattenlöst vid samma djup, se Figur 18b. Markfuktigheten kan antas avta mot markytan. Detta påverkar mängden vatten som finns tillgängligt för CAH att lösas i, vilket starkt påverkar totalmängden av ämnet i gasfas respektive vattenfas nära markytan.



PCE ( $\text{g/m}^3$ )		
Djup (m)	Gasfas	Vattenfas
0,3	0,12	0,13
0,6	0,28	0,31
0,9	0,46	0,51

(a)



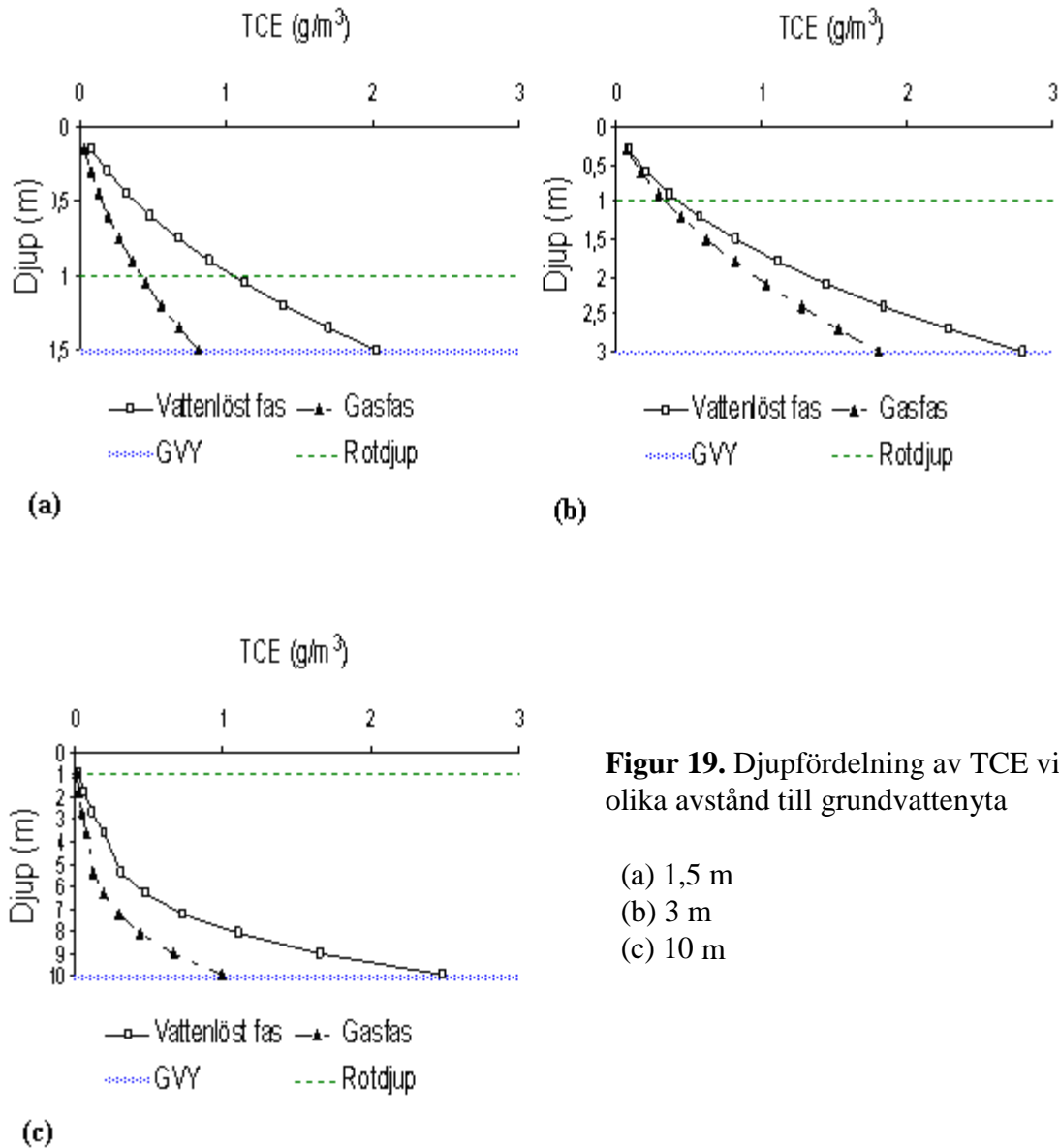
TCE ( $\text{g/m}^3$ )		
Djup (m)	Gasfas	Vattenfas
0,3	0,03	0,08
0,6	0,08	0,31
0,9	0,15	0,51

(b)

**Figur 18.** Modellerad djupfördelning av (a) PCE och (b) TCE i vattenlöst fas och i gasfas med Vleach 2.2a. Djupet till grundvattenytan är 3m, halten CAH i grundvattnet är 10 mg/l.

### 6.3.2 Betydelsen av djup till grundvattenyta för fördelning av CAH i marken

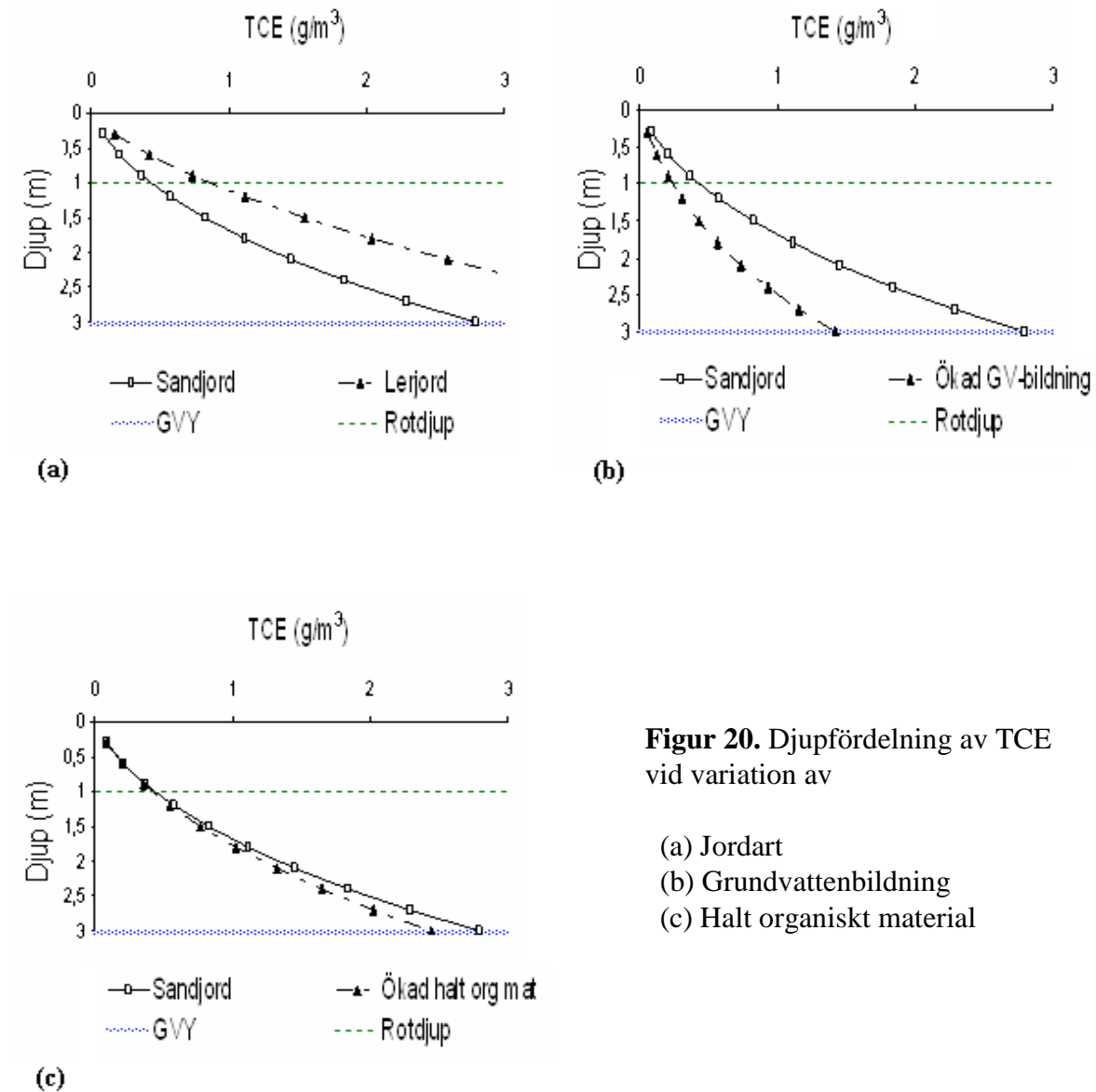
Modelleringar med Vleach vid olika avstånd till grundvattenytan har genomförts för att undersöka betydelsen av detta för CAH-halten vid ett teoretiskt rotdjup. Som tydligt framgår av modelleringarna, så minskar halterna av TCE i vattenlös fas och gasfas kraftigt då avståndet till grundvattnet ökar, se Figur 19. Halten av TCE i vattenlös fas är vid ett teoretiskt rotdjup av 1 m ; (a) 0,9 g/m<sup>3</sup>, (b) 0,36 g/m<sup>3</sup> och (c) 0 g/m<sup>3</sup> då grundvattenytan ligger på ett djup av 1,5, 3 respektive 10 meters djup och halten i grundvattnet är 10 mg/l.



**Figur 19.** Djupfördelning av TCE vid olika avstånd till grundvattenyta

### 6.3.3 Betydelsen av andra yttre förutsättningar för fördelningen av CAH i marken

Betydelsen av yttre förutsättningar för fördelningen av CAH i vattenlöst fas i den omrättade zonen har studerats med hjälp av Vleach. I Figur 20a ser man tydligt att halten i vattenlöst fas är högre för en lerjord än för en sandjord. I Figur 20b ser man att när fuktigheten är mindre, minskar transporten av CAH mot ytan. Figur 20c visar att betydelsen av en ökad halt organiskt material är försumbar för mängden CAH i vattenlöst fas vid ett visst djup.



**Figur 20.** Djupfördelning av TCE vid variation av

- (a) Jordart
- (b) Grundvattenbildning
- (c) Halt organiskt material



## 7 DISKUSSION

### 7.1 Upptagsmekanism och registrerade CAH-ämnen i träd

Upptag av CAH i vattenlöst fas vid roten, vilket påverkas av mängden vatten trädet tar upp, är förmodligen den dominerande upptagsvägen för CAH i träd. Även om upptag av CAH i gasfas är mindre viktig, är transport i gasfas en viktig transportväg för CAH från grundvattnet till trädet.

Ett flertal kemiska egenskaper hos ämnen påverkar hur ämnen sprids och betar sig i marken. När det gäller CAH i träd kan man konstatera att ämnets  $\log k_{ow}$ , vattenlöslighet, samt flyktighet har betydelse för hur mycket som tas upp, samt vad som sker med ämnen efter upptag.

De ämnen som återfinns i träden (förutom c1,2-DCE) har  $\log k_{ow}$  i närheten av 2. Ämnen med denna egenskap har konstaterats (Briggs m.fl. 1982) vara de ämnen som lättast tas upp av trädet. Skillnaden i upptag och förluster som visats i modelleringar speglar ämnenas kemiska egenskaper. De har alla liknande  $\log k_{ow}$ -värden. Lösligheten i anses vara avgörande för skillnad i upptag. Skillnader i förluster från träd kan relateras till ämnets flyktighet.

De övriga CAH-ämnen som analyserats har även de  $\log k_{ow}$ -värden inom ramen för vad Briggs ansåg att trädens rötter kunde ta upp utan problem (Briggs m.fl 1982), se Tabell 1. Avsaknaden av ämnen kan förmodligen förklaras med att de nödvändiga förutsättningar för nedbrytning (främst reduktiv deklorinering) saknas, då många av de analyserade ämnena ingår i samma nedbrytningsserie. På grund av den relativt dåliga kännedomen om CAH-nedbrytning i träd, kan PCE/TCE ha brutits ned till andra ämnen än de som analyserats. Till exempel trikloretanol, trikloracetat, dikloracetat, eller den polära glykosid som nämnts tidigare. Vissa CAH-ämnen ingår i andra nedbrytningsserier och förekommer förmodligen inte i grundvattnet på platsen. När det gäller halterna av kloroform ger naturliga källor upphov till osäkerheter om dess ursprung.

Halterna i trädet förklaras, förutom av skillnad i kemiska egenskaper, av mängden ämne som är tillgängligt för rötterna. PCE finns i större utsträckning i de flesta grundvattenpunkter, se Bilaga 1. Dessutom är det enligt Vleach 2.2a tillgängligt i högre koncentration i både vatten och gasfas nära markytan under samma förutsättningar.

### 7.1.1 Säsongsvariation

Halten CAH i träd representerar upptaget under en längre tidsperiod. CAH-halt och fördelning av CAH i träden skiljer sig åt vid de två provtagningarna. Den ökade halten av CAH i juni kan förmodligen förklaras av växtens högre vattenbehov under denna period. Halterna i mars har sannolikt sitt ursprung i växtens upptag innan den fällde sina löv. Att vinterhalterna kan förklaras av upptag i gasform är inte troligt, då de provtagna arterna saknar förmågan att bilda aerenchym.

I den modell som framtagits av Trapp, är upptag samt förluster av TCE högre än för PCE på grund av dess högre vattenlöslighet och flyktighet. Detta överensstämmer väl med att andelen TCE ökar i juni, då trädet är aktivt. Detta bör även leda till att andelen TCE i prover fortsätter att öka under sommaren. PCE koncentrationen är, precis som förväntat enligt modellen, den dominerande under mars, eftersom förlusten av PCE sker långsammare.

## 7.2 Aspekter vid provtagning

### 7.2.1 Betydelsen av trädstorlek och art för CAH i träd

Vid jämförelse av analysresultaten från provtagningen i juni kan det konstateras att höga respektive låga halter av CAH registrerats i både stora och små träd. Jämförelser mellan träd av olika storlek som växer nära varandra visade högre halt i det mindre trädet. På Helgö är grundvattennivån relativt ytlig vilket kan medföra att träden koncentrerar sina rötter till de ytliga markskikten och att det inte spelar en avgörande roll hur välutvecklat trädets rotsystem är.

Halterna i olika trädarter utsatta för samma föroreningsituation har varierat i tidigare studier. Halterna som registreras kan både bero på provtagningsstrategin och morfologiska skillnader hos trädet. På Helgö växer mestadels björk i närheten till källan, och mestadels bok längre bort därför kan inget sägas om skillnader mellan arter. De är dessutom båda ströporiga och har liknande morfologi.

### 7.2.2 Betydelsen av provtagningens position och höjd för CAH i träd

Provtagningens position i stammen har i denna som i andra studier visat sig ha inverkan på den halt som registreras. Halterna i prover som tagits på motsatt sida av trädstammen, såväl som i dubbelprov vid en mindre riktningförändring har varierat. Effekten av provpunktens höjd har inte undersökts. Variationer i halt med höjd har i tidigare studier främst upptäckts då skillnad i provtagningshöjd varit stor.

### 7.3 Jämförelse mellan CAH-halten i träd och grundvatten

Provtagning av träd har i stort givit samma bild av föroreningsituationen som den tidigare grundvattenprovtagningen. Halten är hög i närheten av bostadshuset på Helgö 1:25 och avtar i riktning mot Helgasjön. Den huvudsakliga riktningen för CAH-spridning i grundvatten konstaterades vid grundvattenprovtagning vara i djupa marklager i nordvästlig-västlig riktning. Träden i denna riktning har visat sig ha högre halter än träd i väst-sydvästlig riktning, där CAH spridits i mindre utsträckning.

Det är inte troligt att träd 16 och 17 återspeglar en plötslig förändring av koncentrationen i grundvattnet. Att samma avvikelse uppvisats vid båda provtagningar tyder inte på att det är provtagningen av träden som medför fel. Det är inte troligt att halten i träd 16 är lägre på grund av storlek eller art, då det är av liknande storlek som omgivande träd. Träd 17 är tunnare än träd 16, men visar nästan samma halt. Kanske skiljer sig rotfördelningen hos dessa träd åt jämfört med andra, p g a lokal förekomst av svårgenomtränglig mark, avhuggna rötter, sjukdomar eller annat.

Vid regressionsanalys av halten av PCE+TCE+c-DCE som ingår i samma nedbrytningsserie i träd och grundvatten, uppmättes en relativt god överensstämmelse. Då halterna räknades om till  $\mu\text{mol/l}$  uppmättes liknande samband. Regressionsanalys mellan PCE i grundvatten och träd visade däremot mycket svagt samband, och motsvarande analys för TCE inget samband. Detta visar att metoden inte är kapabel att ge en exakt uppskattning av halterna i grundvattnet, förutsatt att de uppmätta halterna är korrekta.

Överensstämmelsen mellan totalhalten, både uttryckt som  $\mu\text{g/l}$  och  $\mu\text{mol/l}$  tyder på att den dåliga överensstämmelsen mellan varje enskilt ämne (PCE och TCE) i träd och vatten beror på olika grad av nedbrytning. Nedbrytning kan variera mellan olika platser i marken/grundvattnet och vid/i olika träd. Fördelningen av CAH-ämnena i träd (Figur 13) och i grundvatten (Bilaga 1) ganska stor. Den i överlag okända nedbrytningmekanismen i träd ska också nämnas.

#### 7.3.1 Begränsningar

Träd som växer på ställen där deras tillgång till föroreningar i jorden av olika anledningar begränsas kan visa låga halter av CAH även om de växer på starkt förorenade platser. Djupet ned till grundvattnet har som nämnts visat sig vara en grundläggande begränsning för ett träd's upptag. Simuleringarna med Vleach visade att halterna vid ett visst teoretiskt rotdjup minskar drastiskt då djupet ökar. Grundvattnet på Helgö är beläget relativt nära markytan och träden har förmodligen god kontakt med grundvattnet.

I områden med god vattentillgång återfinns trädens rötter i de översta marklagren. Dessa växter använder inte vatten som har sitt ursprung i grundvatten, utan använder istället regnvatten.

En hög infiltration kan medföra att CAH spoleras ur den omättade zonen och försvåra transporten av CAH från grundvattnet, vilket visualiserades med Vleach. Andra faktorer som påverkar hur väl rötterna får tillgång till grundvatten är jordarten. Enligt Vleach ökar transporten mot markytan i en finkornig jord. Om marken innehåller svårgenomträngliga lager kan detta försämra rötternas kontakt med grundvattnet. Markstrukturen på Helgö är relativt grovkornig, det borde inte förekomma hinder för rötterna i någon större utsträckning. Dock kan förekomsten av hinder vid ett specifikt träd medföra att rotens fördelning ändras. Även om adsorption till markpartiklar sker, är den enligt Vleach av mindre betydelse då det gäller att förklara djupfördelningen av CAH i marken.

### 7.3.2 Felkällor

Det har inte varit möjligt att genomföra upprepade provtagningar av grundvattnet inom denna studie. Vid en jämförelse av halter i träd och grundvatten som registrerats vid olika tidpunkter, krävs det att vissa förutsättningar är uppfyllda (Avsnitt 5.3). Halterna i grundvattnet på Helgö är förmodligen relativt konstanta över tiden då föroreningen av området förmodligen har sitt ursprung på 50-talet och halterna i grundvattnet registrerades för ca 5 år sedan. I många projekt har konstanta halter i grundvattnet konstaterats i mer än 10 år vilket styrker detta (Rahm, Personlig komm 2006). På grund av detta är det sannolikt att de tidigare provtagningarna av grundvattnet väl överensstämmer med aktuella halter i grundvattnet idag. Även om effekten av tidsfaktorn bedöms vara små skulle det varit en fördel om provtagning i grundvattnet kunde genomföras i samband med provtagningen i träden.

Regressionsanalysen mellan träd och grundvattenpunkter begränsas av ett antal faktorer. Djupet ned till grundvattenytan varierar och provtagningspunkter och träd som jämförs är på varierande avstånd från varandra. Ibland har en sammanvägning av halterna i fler än en grundvattenpunkt använts vid jämförelsen med träd. Utöver detta har vattenprovtagningen utförts på integrerade delar av akviferen och i punkter i akviferen

Då halterna i träden konstaterats variera vid en liten riktningsförändring runt stammen blir det uppenbart att det är viktigt att spridningsriktningen är välkänd och inte har ändrats. Det är dock inte troligt att grundvattnets flödesriktning mot sjön ändrats nämnvärt sedan 2001. För att säkerställa metodens reproducerbarhet skulle fler dubbelprov vara nödvändiga. Inga prov har tagits från områden utan förorenad mark (uppströms) för att visa på att CAH inte har annat ursprung än föroreningen i mark och grundvatten. Detta beror på brist av träd på dessa platser. Prover på långt avstånd från källan visar dock upp de lägsta halterna, och det bedöms som mindre troligt att det skulle finnas en alternativ källa som förklaring till de halter som uppmäts. De jämförelser som genomförts inom denna studie är baserade på ett relativt litet antal prover och resultaten är därför inte statistiskt säkerställda. En grundlig undersökning av metodens tillförlitlighet skulle kräva flera provtagningar. Resultaten i den här studien kan ändå anses ge en god indikation på metodens användbarhet och begränsningar, då de överensstämmer med vad som framkommit i tidigare studier.

## 8. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

### 8.1 Provtagningsmetodik för provtagning av CAH i träd

Ett flertal faktorer inverkar på det resultat som provtagningen av träd ger. Hur provtagningen genomförs har också avgörande betydelse. Det gäller att väl definiera de kriterier man använder vid valet av träd, och sedan genomföra provtagningen på identiskt vis. Naturligtvis innebär provtagningsplatsens förutsättningar den yttersta begränsningen för hur väl dessa kriterier kan användas.

#### 8.1.1 Val av träd

I denna studie har inte något beroende mellan halt CAH och trädets storlek uppvisats. På grund av deras sämre utvecklade rotsystem och potential till att ha större förluster, bör mycket unga även undvikas i fortsättningen. Det är däremot inte nödvändigt att proven tas från träd av samma storlek. Medelstora träd är förmodligen att föredra.

Vilken trädart man väljer har visat sig ha betydelse för den halt som registreras. Om provplatsen består av ett flertal trädarter är det därför viktigt att man försöker sprida provtagningen till flera arter på den yta som undersöks. Om det är möjligt att bara ta prover från träd av samma art bör man eftersträva att åtminstone ta prov från något enstaka träd av annan art så att halterna kan jämföras. Förmodligen är ströporiga träd att föredra, då själva provtagningsproceduren kan ge låga halter i bandporiga träd vilket kan leda till felaktiga slutsatser. Barrträd fungerar förmodligen också, även om säsongsvariationer i dessa möjligen skiljer sig.

#### 8.1.2 Position av provtagning

Lokaliseringen av provpunkt i stammen har i denna som i andra studier visat sig ha inverkan på den halt som registreras. Detta medför att kännedom om den huvudsakliga grundvattenflödesriktningen är viktig. Då provtagningen av träd är tänkt att användas som en första insats är grundvattenflödesriktningen ofta inte känd vilket utgör ett problem. Ett sätt att åtgärda detta är att ta prov från flera olika sidor av ett antal träd i närheten av källan, för att från dessa resultat bestämma positionen av provtagning i övriga träd. Syftet med undersökningen avgör dock vilka krav som ska ställas på exakthet i provtagningen. I denna studie har halterna varit 1/3 på motsatt sida mot strömningsriktningen, vilket kan vara en acceptabel felmarginal för att göra en översiktlig bedömning. Det är oavsett detta viktigt att provtagning på träden utförs på identiskt vis.

Effekter av provpunktens höjd över marken har varierat i tidigare studier men har inte undersökts i den här studien. Förmodligen är provtagning på relativt låg höjd att föredra liksom att undvika provtagning efter kraftig nederbörd. Om provtagning ska ske vid två tillfällen, kan det vara att föredra att vid det andra tillfället ta provet på en lägre höjd, för att minska eventuell avvikelse från det tidigare borrade hålet. I denna studie verkar däremot inte detta ha haft någon avgörande betydelse.

## 8.2 Provtagning av trädkärnor för att bedöma föroreningsgraden av klorerade lösningsmedel i grundvatten

Jämförelse mellan halterna av PCE+TCE+c1,2-DCE i träd och grundvatten vid Helgö 1:25 och 1:26 visade på ett kvalitativt samband. Detta visar att halterna i träd kan användas för att ge en översiktlig uppskattning av föroreningssituationen i underliggande grundvatten.

Inget kvalitativt samband kunde styrkas mellan de enskilda ämnena. Detta beror på att nedbrytningen i vatten, mark och träd skiljer sig åt. Nedbrytningen kan också variera rumsligt. Som i tidigare studier ger en jämförelse av den översiktliga föroreningssituationen tolkad från grund- och trädprover en liknande bild. Metoden har därför potential att användas för att undersöka utbredningen av klorerade lösningsmedel i markmiljö.

Metoden är lämplig att använda i urbana områden där traditionella undersökningsmetoder kan bli dyra och svåra att genomföra. Det kan finnas hinder i form av undermarkskonstruktioner (ledning, kulvertar m.m), eller brist på utrymme som förhindrar maskinanvändning. Med hjälp av trädprovtagning undviks även nedsmutsning och buller vilket ofta förekommer vid borring. Det finns inte heller något behov av att ta fram ledningskartor och inventera dessa. Behovet av tillstånd för undersökningen blir mindre. Trädprovtagningen utförs snabb och enkelt utan behov av samordning med underentreprenörer som ska utföra borring etc.

Det är främst växtens tillgång till CAH och vilket vatten växten utnyttjar som avgör hur bra överensstämmelsen kan förväntas bli. Variationer i de yttre förutsättningarna på platsen kan påverka trädets tillgång till CAH och medföra avvikelser från den generella bilden av föroreningssituationen. Om tillräckligt många träd provtas kan man på goda grunder anta att resultatet visar den generella föroreningssituationen i marken.

Det kvalitativa sambandet mellan totalhalter i trädprover och grundvattenprover visar att metoden har stor potential att användas som screening verktyg för områden som misstänks vara förorenade. Den första tolkningen av föroreningssituationen kan även användas för att bestämma placeringen av observationsbrunnar, vilket annars bestäms utifrån topografi, verksamheter på platsen osv.

Bedömning av resultaten från prov som tas från träd bör göras med försiktighet, då metoden är relativt ny. Förutsättningar på platsen bör beaktas så långt det är möjligt och vägas ihop med resultaten. En ökad förståelse för involverade processer och studier av dessa, samt utökade undersökningar av metoden skulle kunna medföra att den blir ett bra och kostnadseffektivt komplement vid undersökningar av CAH-förorenade områden i framtiden.

## 9. REFERENSER

### 9.1 Tryckta Källor

- Briggs, G.C., Bromilow, R.H., Ewans, A.A. 1982. Pesticide Science, 13, 495-505.
- Burken, J.G., Ma, X. 2002. VOC's Fate and Partitioning in Vegetation: Use of Tree Cores in Groundwater Analysis. Environmental Science Technology, 36, 4663-4668.
- Burken, J.G., Mao, X. 2003. TCE Diffusion to the Atmosphere in Phytoremediation Applications. Environmental Science Technology, 37, 2534-2539.
- Davis, L.C., Vanderhoof, S., Dana, J., Selk, K., Smith, K., Goplen, B., Erickson, L.E. 1998. Movement of chlorinated solvents and other volatile organics through plants monitored by fourier transform infrared spectrometry. Journal of Hazardous Substance Research, 11, 234-256.
- De Kroon, H. 2003. Root Ecology. Springer –Verlag, 69115 Heidelberg, Germany, Germany.
- Doucette, W.J., Bugbee, B., Hayhurst, S., Plahen, W.A., Donnery, D.C., Edwards, R. 1998. Phytoremediation of dissolved phase trichloroethylene using mature vegetation . I Wickramanyake, G.B., Hinchee, R.E: Bioremediation and Phytoremediation, of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press
- Doucette, W.J., Orchard, B., Chard, J., Bugbee, B. 1999. Laboratory studies on plant uptake of TCE. I Leeson, A., Alleman, B.C: Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications. Battelle Press, sid 27-132.
- Doucette, W.J., Bugbee, B., Smith, S.C., Pajak, C., Ginn, J.S. 2003. Uptake, metabolism and phytovolatilization of trichloroethylene by indigenous vegetation: Impact of preprecipitation. I McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L: Phytoremediation, Transformation and control of contaminants. John Wiley and sons Inc New York NY, sid 561-588
- Fetter, C.W. 1999. Contaminant Hydrogeology 2nd edition. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey.
- Flowers, T.J., Yeo, A.R. 1992. Solute Transport in Plants. Blackie Academic & Professional, Western Cleddens Road, Bishopsbriggs, Glasgow G642NZ, UK, Suffolk,
- Golder 2001. Markundersökning Helgö Etapp1; Översiktlig miljöteknisk undersökning av mark grundvatten och porluft inom och invid fastigheten Helgö 1:25, Växjö kommun. Golder Associates Mars 2001.

- Golder 2002. Åtgärdsutredning och riskvärdering avseende föroreningar i mark, grundvatten och porluft inom och invid fastigheten Helgö 1:25, Växjö Kommun Golder Associates, september 2002.
- Hoekstra, E.J., De Leer, E-W.B., Brinkman, U-A. 1999. Findings supporting the natural formation of Trichloroacetic acid in soil. *Chemosphere*, 12(38), 2875-2883.
- Mc Culloch, A. 2002. Chloroform in the environment: Occurrence, sources, sinks and effects. *Chemosphere*, 50, 1291-1308.
- Newman, L.A., Wang, X., Muiznieks, I.A., Ekuan, G., Ruszaj, M., Cortellucci, R., Domroes, D., Karscig, G., Newman, T., Crampton, R.S., Hashmonay, R.A., Yost, M.G., Heilman, P.E., Duffy, J., Gordon, M.P., Strand, S.E. 1999. Remediation of TC in an artificial aquifer with trees; a controlled field study. *Environmental Science Technology*, 12(33), 2257-2265.
- Nietch, C.T., Morris, J.T., Vroblesky, D.A. 1999. Biophysical Mechanisms of Trichloroethene Uptake and Loss in Baldcypress Growing in Shallow Contaminated Groundwater. *Environmental Science and Technology*, 33, 2899-2904.
- Orchard, B.J., Doucette, W.J., Chard, J.K, Bugbee, B. 1999. A novel laboratory system for determining fate of volatile organic compounds in planted systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 888-894.
- Orchard, B.J., Doucette, W.J., Chard, J.K., Bugbee, B. 2000. Uptake of trichloroethylene by hybrid poplar trees grown hydroponically in flow-through plant growth chambers. *Environmental Toxicological Chemistry*, 19, 895-903.
- Ravi, V., Johnson, J.A. 1997. A one dimensional finite difference Vadose Zone Leaching Model, Version 2.2a – 1997. USEPA, Robert S Kerr Environmental Research Laboratory, Center for Subsurface Modeling Support, PO BOX 1198, Ada, Oklahoma.
- Ryan, J.A., Bell, R.M., Davidson, J.M., O'Connor, G.A. 1988. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, (12)17, 2299-2323.
- Schroll, R., Bierling, B., Cao, G., Dorfler, U., Lahaniati, M., Langenbach, T., Scheunert, L., Winkler, R 1994. Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. *Chemosphere*, 2(28), 297-303.
- Schumacher, J.G., Struckhoff, G.C., Burken, J.G. 2004. USGS; Assessment of Subsurface Chlorinated Solvent Contamination Using Tree Cores at the Front street Site and Former Dry Cleaning Facility at the River front Superfund Site, New Haven, Missouri, 1999-2003. Scientific Investigations Report 2004-5049.



- Susarla, S., Medina, V.F., McCutcheon, S.C. 2002. Phytoremediation; An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18, 647-658.
- Trapp, S. 2006. Fruit tree model for uptake of organic compounds from soil and air Institute of Environment & Resources, Technical Univeristy of Denmark, Kongens Lyngby, Denmark (Icke Publicerad).
- Vroblesky, D.A., Clinton, B.D., Vose, J.M., Casey, C.C., Harvey, C.G., Bradley, P.M. 2004. Ground Water Chlorinated Ethenes in Tree Trunks: Case Studies, Influence of Recharge, and potential Degradation Mechanism. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 24, 24-138.
- Vroblesky, D.A., Nietch, C.T., Morris, J.T. 1999. Chlorinated Ethenes from Groundwater in Tree Trunks. *Environmental Science Technology*, 33, 510-515.
- Vroblesky, D.A., Clinton, D.B., Vose, J.M., Casey, C.C., Harvey, G.J., Bradley, P.M. 2004. Ground Water Chlorinated Ethenes in Tree Trunks: Case Studies, Influence of Recharge, and Potential degradation Mechanism. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 3(24), 124-138.
- Walger, E. 2006. Klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten: Undersökningsmetodik samt analys av utförda undersökningar. Examensarbete inom civilingenjörsprogrammet i miljö och vattenteknik, UPTEC W 06 015, ISSN 1401-5765 Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala.

## 9.2 Internetkällor

ATSDR [2006-03-31]

Agency for Toxic Substances and Disease Registry  
<http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts18.html>

RAIS [2006-04-22]

The Risk Assessment Information System  
[http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX\\_select?select=csf](http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_select?select=csf)

Svenska Naturskyddsföreningen [2006-04-11]

<http://www.snf.se/verksamhet/kemikalier/kemifakta-kloreradelosningsmedel.htm>

## 9.3 Personliga kommentarer

Bank, A. Muntligen, augusti 2006

Herbert, R. Muntligen 2006, våren-sommaren 2006

Rahm, M. Muntligen, 006, våren-sommaren 2006

Trapp, S. Korrespondens via E-mail, våren-sommaren 2006

Vroblesky, D.A. Korrespondens via E-mail 2006, våren-sommaren 2006

# **Bilagor**

**Bilaga 1** Resultat från grundvattenprovtagning, halt CAH redovisas som (ug/l)  
(Golder 2001).

Ämne	1,1,2-TCEt	C-1,2-DCE	T-1,2-DCE	PCE	TCM	TCE	VC	Summa	PID
10:00 (3m)	nd	22 000	110	560	nd	31 000	nd	54 000	-
10:00 (5m)	nd	1100	13	180	nd	3 000	nd	4 300	-
10:00 (8,7m)	nd	50	nd	nd	nd	200	nd	250	-
10:00 (12,5m)	nd	8,1	nd	6,7	nd	32	nd	55	-
10:20 (2,5m)	2,4	2 600	37	6 600	nd	2 500	2,8	11 700	1 260
10:20 (6m)	35	590	9,4	32 000	2,3	35 000	nd	67 000	1 056
10:40 (3m)	0,5	44	nd	370	nd	320	nd	730	133
10:40 (5m)	4,6	780	7,7	2 200	nd	2 200	nd	5 200	145
10:40 (7m)	9,5	670	7	1 500	nd	1 800	nd	4 000	50
10:65 (8m)	4,8	nd	nd	390	nd	410	nd	800	1
10:85 (2,5m)	nd	nd	nd	130	nd	69	nd	200	2
10:85 (7,1m)	nd	nd	nd	190	nd	190	nd	380	10
9:08 (5m)	nd	29	nd	830	nd	130	nd	990	8
9:08 (8m)	nd	20	nd	5 400	nd	48	nd	5 500	64
9:81 (8m)	9,1	260	3,5	1 600	nd	1 700	nd	3 500	63
11:00 (3m)	nd	nd	nd	720	nd	3,1	nd	720	3
11:00 (7,3m)	nd	nd	nd	120	nd	nd	nd	120	1
11:10 (4,5m)	nd	2 100	38	170	nd	360	nd	2 700	20
11:10 (8m)	nd	70	nd	290	nd	39	nd	400	7
12:40 (8m)	nd	4,3	nd	32	nd	21	nd	55	1
B2 (20m)	nd	9,9	nd	340	nd	1 900	nd	2 300	-
B3 (20m)	1,3	52	nd	250	nd	460	nd	750	-
B4 (4m)	nd	1,8	nd	3,2	nd	2,1	nd	7	-



**Bilaga 2.** Provtagna träd på Helgö 2006-03-13 och 2006-06-07

<b>TRÄD</b>	<b>OMKRETS (cm)</b>	<b>DIAMETER (cm)</b>	<b>ART</b>
T1	78	24,8	Björk
T2	72	22,9	-"
T3	140	44,6	-"
T4	120	38,2	-"
T5	80	25,5	-"
T6	84	26,8	Bok
T7	78	24,8	-"
T8	88	28	-"
T9	125	39,8	-"
T10	200	63,7	-"
T11	147	46,8	-"
T12	142	45,2	-"
T13	170	54,1	-"
T14	132	42	-"
T15	114	36,3	-"
T16	130	41,4	-"
T17	80	25,5	-"
T18	35	11,1	Berlinpoppel
T19	102	32,5	Äppelträd
T20	115	36,6	Björk
T21	122	38,9	Bok
T24	140	44,6	Björk

**Bilaga 3. Resultat från trädprovtagning 060313 och 060607. Analyserad CAH-halt i träd kärnor (mg / kg ), motsvarar mängd även från våt träd kärna.**

**Datum 2006-03-13**

Ämne	Halt	T1	T2	T3	T3d	T4	T5	T6
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,27	<0,23	<0,36	<0,20	<0,15	<0,25	<0,20
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,027	<0,025	<0,036	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,0094</b>	<b>0,017</b>	<b>&lt;0,0075</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,019</b>	<b>&lt;0,0050</b>
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0053	<0,0050	<0,0075	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0053	<0,0050	<0,0075	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)	(mg/kg)	<0,027	<0,023	<0,036	<0,020	<0,015	<0,025	<0,020
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,053</b>	<b>0,0074</b>	<b>0,011</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0061</b>	<b>0,0082</b>	<b>&lt;0,0050</b>
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<b>1</b>	<b>4,3</b>	<b>0,58</b>	<b>1,3</b>	<b>0,12</b>	<b>0,13</b>	<b>&lt;0,0050</b>
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,53	<0,45	<0,75	<0,40	<0,30	<0,50	<0,40
<b>Summa CAH (mg/kg)</b>	(mg/kg)	<b>1</b>	<b>4,3074</b>	<b>0,591</b>	<b>1,3</b>	<b>0,1261</b>	<b>0,1382</b>	<b>0</b>

Ämne	Halt	T7	T8	T9	T9d	T10	T11	T12
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,20	<0,20	<0,15	<0,15	<0,20	<0,20	<0,20
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,011</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0059</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,029</b>	<b>0,0071</b>	<b>0,028</b>
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
<b>1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)</b>	(mg/kg)	<0,020	<0,020	<0,015	<0,015	<0,020	<0,020	<b>0,054</b>
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0053</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,015</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,049</b>
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,38</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,056</b>
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,40	<0,40	<0,30	<0,30	<0,20	<0,40	<0,40
<b>Summa CAH</b>	(mg/kg)	<b>0</b>	<b>0,0053</b>	<b>0,0059</b>	<b>0</b>	<b>0,38</b>	<b>0</b>	<b>0,159</b>

Ämne	Halt	T12d	T13	T14	T15	T16	T17
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,18	<0,20	<0,13	<0,20	<0,13	<0,13
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,03</b>	<b>0,032</b>	<0,0050	<b>0,048</b>	<0,0050	<0,0050
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)	(mg/kg)	<0,018	<0,020	<0,013	<0,020	<0,013	<0,013
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<0,0050	<b>0,0097</b>	<0,0050	<b>0,018</b>	<0,0050	<0,0050
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<0,0050	<b>0,17</b>	<0,0050	<b>0,046</b>	<0,0050	<0,0050
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,35	<0,40	<0,25	<0,40	<0,25	<0,25
<b>Summa CAH</b>	(mg/kg)	<b>0</b>	<b>0,1797</b>	<b>0</b>	<b>0,064</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

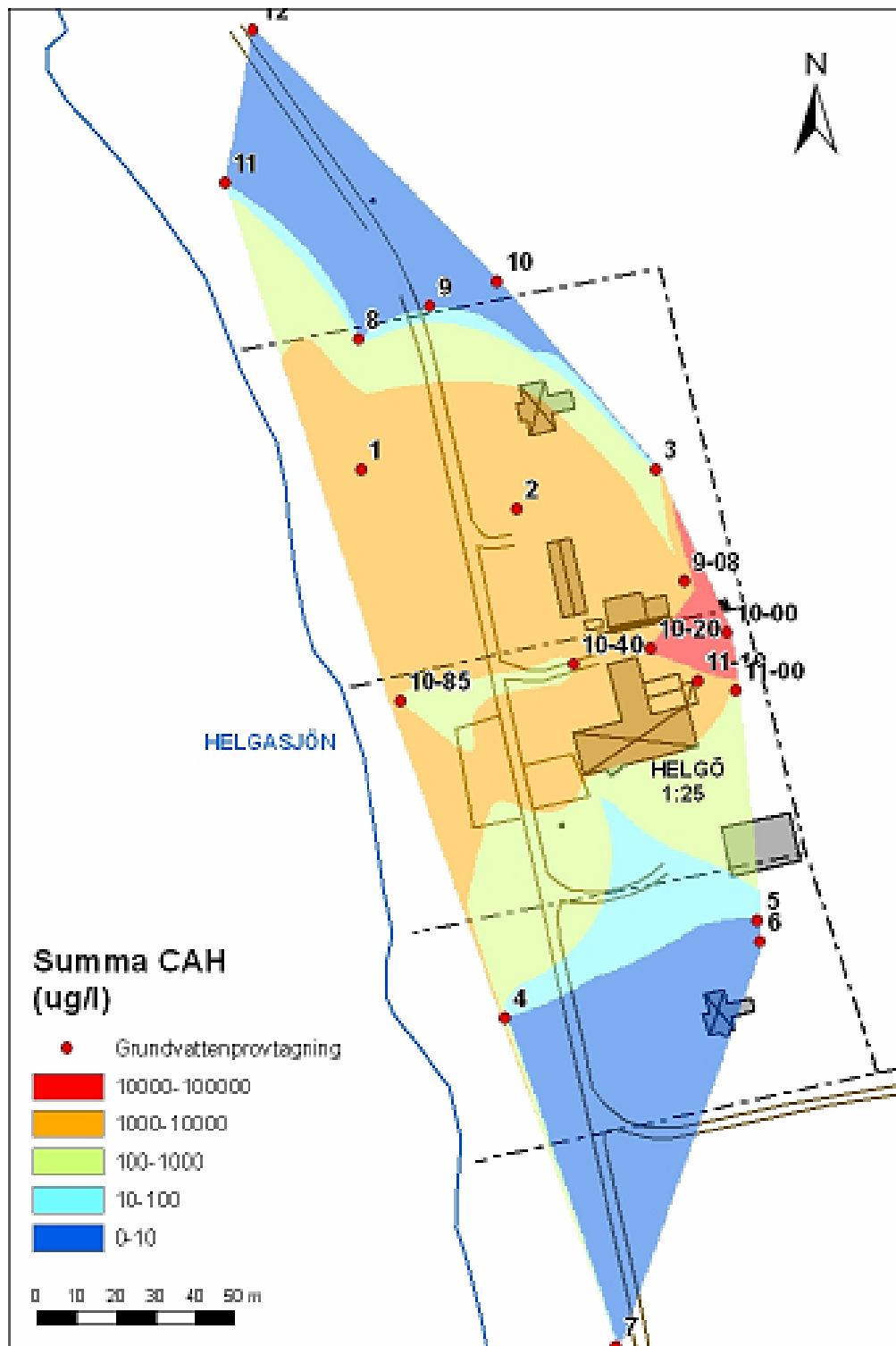
**Datum 2006-03-13**

Ämne	Halt	T1	T2	T3	T3d	T4	T5	T6
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,27	<0,23	<0,36	<0,20	<0,15	<0,25	<0,20
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,053	<0,045	<0,075	<0,040	<0,030	<0,050	<0,040
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,027	<0,025	<0,036	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,0094</b>	<b>0,017</b>	<b>&lt;0,0075</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,019</b>	<b>&lt;0,0050</b>
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0053	<0,0050	<0,0075	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0053	<0,0050	<0,0075	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)	(mg/kg)	<0,027	<0,023	<0,036	<0,020	<0,015	<0,025	<0,020
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,053</b>	<b>0,0074</b>	<b>0,011</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0061</b>	<b>0,0082</b>	<b>&lt;0,0050</b>
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<b>1</b>	<b>4,3</b>	<b>0,58</b>	<b>1,3</b>	<b>0,12</b>	<b>0,13</b>	<b>&lt;0,0050</b>
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,53	<0,45	<0,75	<0,40	<0,30	<0,50	<0,40
<b>Summa CAH (mg/kg)</b>	(mg/kg)	<b>1</b>	<b>4,3074</b>	<b>0,591</b>	<b>1,3</b>	<b>0,1261</b>	<b>0,1382</b>	<b>0</b>

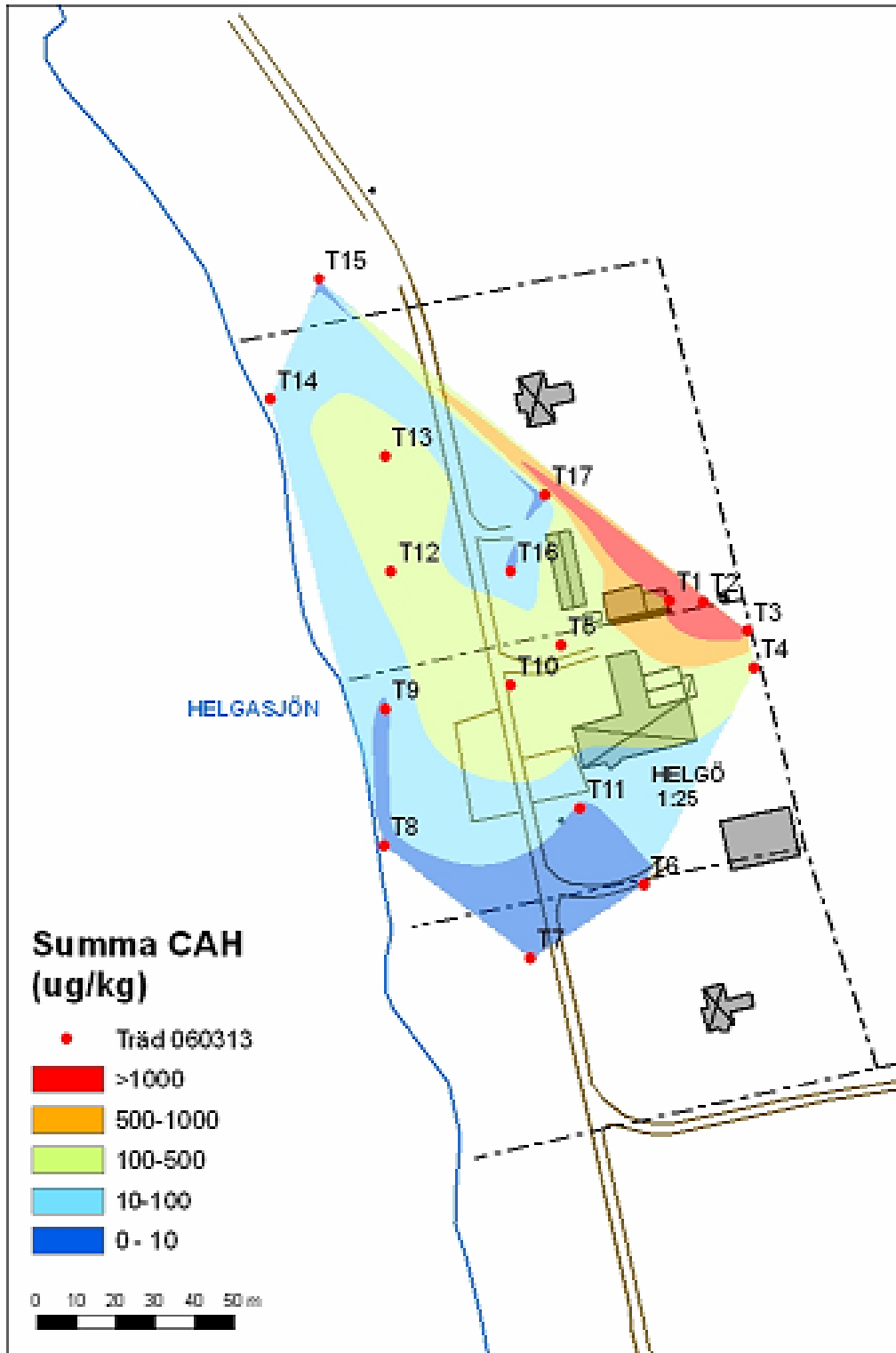
Ämne	Halt	T7	T8	T9	T9d	T10	T11	T12
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,20	<0,20	<0,15	<0,15	<0,20	<0,20	<0,20
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,040	<0,040	<0,030	<0,030	<0,040	<0,040	<0,040
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,011</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0059</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,029</b>	<b>0,0071</b>	<b>0,028</b>
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
<b>1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)</b>	(mg/kg)	<0,020	<0,020	<0,015	<0,015	<0,020	<0,020	<b>0,054</b>
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,0053</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,015</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,049</b>
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,38</b>	<b>&lt;0,0050</b>	<b>0,056</b>
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,40	<0,40	<0,30	<0,30	<0,20	<0,40	<0,40
<b>Summa CAH</b>	(mg/kg)	<b>0</b>	<b>0,0053</b>	<b>0,0059</b>	<b>0</b>	<b>0,38</b>	<b>0</b>	<b>0,159</b>

Ämne	Halt	T12d	T13	T14	T15	T16	T17
diklormetan (DCM)	(mg/kg)	<0,18	<0,20	<0,13	<0,20	<0,13	<0,13
1,1-dikloreten (1,1-DCA)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
1,2-dikloreten (1,2-DCA)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
trans-1,2-dikloreten (t-DCE)	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
<b>cis-1,2-dikloreten (c-DCE)</b>	(mg/kg)	<0,035	<0,040	<0,025	<0,040	<0,025	<0,025
1,2-diklorpropan (DCPan)	(mg/kg)	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
<b>triklormetan (TCM)</b>	(mg/kg)	<b>0,03</b>	<b>0,032</b>	<0,0050	<b>0,048</b>	<0,0050	<0,0050
tetraklormetan (PCM)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA)	(mg/kg)	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050	<0,0050
1,1,2-trikloreten (1,1,2-TCA)	(mg/kg)	<0,018	<0,020	<0,013	<0,020	<0,013	<0,013
<b>trikloreten (TCE)</b>	(mg/kg)	<0,0050	<b>0,0097</b>	<0,0050	<b>0,018</b>	<0,0050	<0,0050
<b>tetrakloreten (PCE)</b>	(mg/kg)	<0,0050	<b>0,17</b>	<0,0050	<b>0,046</b>	<0,0050	<0,0050
vinylklorid (VC)	(mg/kg)	<0,35	<0,40	<0,25	<0,40	<0,25	<0,25
<b>Summa CAH</b>	(mg/kg)	<b>0</b>	<b>0,1797</b>	<b>0</b>	<b>0,064</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

**Bilaga 4.** Föroreningssituationen tolkad utifrån grundvattenprovtagning genomförd av Golder 2000.



**Bilaga 5.** Föroreningsituationen tolkad utifrån trädprovtagning 2006-03-13.





**Bilaga 6.** Föroreningsituationen tolkad utifrån trädprovtagning 2006-06-07.

