



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicobeoordeling van vinylchloride
*Probleemverkenning uitdampingsrisico's
uit grond en grondwater*

RIVM briefrapport 607711011/2012
J.P.A. Lijzen | H. van Wijnen | A.M. Wintersen



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicobeoordeling van vinylchloride

Probleemverkenning uitdampingsrisico's
uit grond en grondwater

RIVM Briefrapport 607711011/2012
J.P.A. Lijzen | H. van Wijnen | A.M. Wintersen

Colofon

© RIVM 2012

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

J.P.A. Lijzen
H. van Wijnen
A.M. Wintersen

Contact:
J.P.A. Lijzen
LER
johannes.lijzen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van I&M, in het kader van Project bodemkwaliteit en risicobeoordeling

Rapport in het kort

Risicobeoordeling van vinylchloride

Vinylchloride (monochlooretheen) is een vluchtige verbinding die wordt aangetroffen in grondwater op verontreinigde locaties. Verontreinigingen van vinylchloride in bodem en grondwater zijn in het algemeen het gevolg van afbraak van verontreinigingen met de oplosmiddelen tetrachlooretheen (per) of trichlooretheen (tri). Deze oplosmiddelen worden - onder andere - gebruikt voor de chemische reiniging van textiel en ontvetting.

Vinylchloride kan, net als andere vluchtige verontreinigingen in grondwater, via de bodem uitdampen. De stof kan langs deze route terecht komen in het binnenmilieu. Daar vormt het een risico voor de mensen die in deze ruimten verblijven.

In de praktijk blijkt de aanwezigheid van vinylchloride lastig aan te tonen door middel van metingen én lastig te voorspellen met modellen. Waarschijnlijk wordt dit verklaard doordat de stof kan worden afgebroken in de bodem en door de hoge vluchtigheid van de stof.

In dit rapport wordt op basis van resultaten van metingen van vinylchloride in verschillende compartimenten onderzocht welke oorzaken ten grondslag kunnen liggen aan de afwijkende modelberekeningen. De resultaten moeten bijdragen aan een verbetering van meetprotocollen en de modellen waarmee de uitdamping van vinylchloride wordt voorspeld.

Trefwoorden:

uitdamping, grondwater, vinylchloride, bodemverontreiniging

Inhoud

1	Inleiding—7
1.1	Aanleiding en doel—7
1.2	Leeswijzer—7
2	Vinylchloride: voorkomen en afbraak—9
2.1	Fysisch-chemische eigenschappen van vinylchloride—9
2.2	Voorkomen en vorming van vinylchloride in de bodem—9
2.3	Afbraak en omzetting van vinylchloride in grondwater, bodem en lucht—10
3	Analyse van meetgegevens en berekeningen—13
3.1	Algemeen—13
3.2	Relatie Grondwater - Bodemlucht—13
3.3	Grondwater - Kruipruimtelucht - binnenlucht—17
3.4	Verschillen in methodiek—20
3.5	Voorlopige conclusies—21
4	Discussie—23
5	Conclusies en aanbevelingen—27
5.1	Conclusies—27
5.2	Aanbevelingen—27
6	Referenties—28
Bijlage 1. Bemonstering vinylchloride in lucht—31	

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De in 2001 afgeleide risicogrenzen voor vinylchloride (VC) voor grond en grondwater (Lijzen et al, 2001) zijn lager dan de waarden uit de huidige Circulaire bodemsanering (I&M, 2009). De bijstelling van deze waarden is met name het gevolg van de aanpassing van de humaan-toxicologische risicogrenzen voor vinylchloride (Baars et al, 2001). Dit betreft de CR waarden (Carcinogeen Risico) vanwege de kankerverwekkende eigenschappen van de stof. De neerwaartse bijstelling van de norm leidt tot meer gevallen waarbij op basis van een risicobeoordeling (berekening met het beslissingsondersteunende systeem 'Sanscrit') sprake is van onacceptabele risico's als gevolg van uitdamping naar binnenlucht. Er worden echter in de praktijk zelden concentraties boven de Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) gemeten in binnenlucht als gevolg van bodemverontreiniging. Ook de 'Werkgroep spoed' meldde dat bij de in 2010 uitgevoerde metingen voor het samenstellen van de spoedlijsten VC weinig is aangetoond terwijl het op basis van de berekeningen wel werd verwacht. Hierdoor blijven metingen van VC soms ook achterwege, hetgeen onverstandig is. De vraag is wat de verklaring is voor de discrepantie tussen berekende en gemeten waarden. Modelberekeningen (met bijvoorbeeld Volasoil; Wijnen en Lijzen, 2006) tonen wel een uitdappingsrisico met gehalten boven de TCL. In dit briefrapport is daarom een verkenning gedaan van mogelijke verklaringen.

Het doel van deze notitie is om mogelijke verklaringen voor het verschil in gemeten en berekende concentraties in lucht (bodemlucht, kruipruimtelucht, binnenlucht) in beeld te brengen. Hiertoe zijn zowel de monsternamen en analyse als de omzettingen in water, bodem en lucht in beschouwing genomen. Wanneer de verschillen tussen meten en modelleren objectief vastgesteld kunnen worden én voldoende inhoudelijk mechanistisch verklaard kunnen worden, kan dat aanleiding zijn om de normstelling en risicobeoordeling van vinylchloride¹ structureel aan te passen. De aanbevelingen die volgen uit deze verkenning kunnen gebruikt worden voor gericht onderzoek naar onderdelen van het meten en modelleren rond VC.

1.2 Leeswijzer

In **Hoofdstuk 2** worden de eigenschappen en het ontstaan van vinylchloride toegelicht. Daarnaast wordt kort ingegaan op de afbraak van vinylchloride en recente ontwikkelingen op dit gebied. Hoofdstuk 2 doet verslag van analyse van de volgende informatiebronnen:

- Publicaties (rapporten) van het RIVM over het milieugedrag en metingen van vinylchloride;
- Enkele reviews over het milieugedrag van VC:
 - o Environmental Health Criteria 215 VC (WHO, 1999);
 - o Diverse bronnen van US-EPA.

¹ Hierna afgekort als VC

Vervolgens wordt in **Hoofdstuk 3** ten eerste bekeken in hoeverre de beschikbare gegevens over metingen en berekeningen wijzen op een afwijkend gedrag van vinylchloride ten op zich te van andere vluchtige verbindingen. Ten tweede worden voor vinylchloride en gerelateerde verbindingen de resultaten uit modelberekeningen vergeleken met de uitkomsten van metingen in verschillende media.

In **Hoofdstuk 4** worden mogelijke verklaringen besproken voor de waargenomen discrepanties in Hoofdstuk 3.

Tenslotte wordt in **Hoofdstuk 5** conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek.

2 Vinylchloride: voorkomen en afbraak

2.1 Fysisch-chemische eigenschappen van vinylchloride

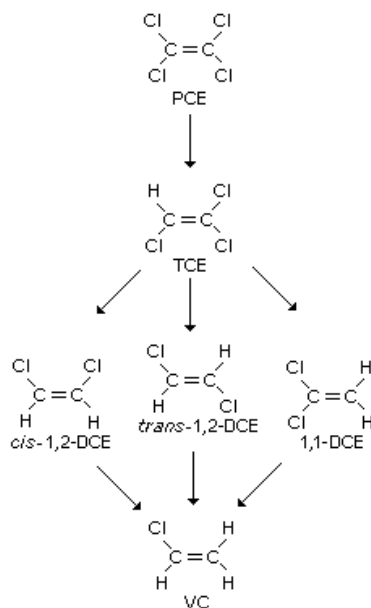
VC is een zeer vluchtige en goed in water oplosbare stof. De belangrijkste eigenschappen voor de uitdamping zijn het molecuulgewicht, de dampspanning, de oplosbaarheid in water en de (hieruit volgende) Henry-coëfficiënt. In WHO, 1999 worden hiervoor de volgende waarden gegeven:

Chemische formule:	C_2H_3Cl
Molecuulgewicht:	62,5
Oplosbaarheid in water:	1100 mg/l (bij 20 °C)
Dampspanning:	333000 Pa (bij 20 °C)
Henry-coëfficiënt:	18,8 kPa.m ³ /mol (bij 20 °C)

In Hoofdstuk 4 wordt aandacht besteed aan de onzekerheid in de waarden van de fysisch-chemische eigenschappen van VC.

2.2 Voorkomen en vorming van vinylchloride in de bodem

Verontreinigingen van vinylchloride in bodem en grondwater zijn in het algemeen het gevolg van afbraak van verontreinigingen met de oplosmiddelen tetrachlooretheen (per) of trichlooretheen (tri). De afbraakroute van deze stoffen tot VC, onder anaerobe omstandigheden, is weergegeven in Figuur 2.1.



Figuur 2.1 Anaerobe microbiële afbraak van tetrachlooretheen (PCE) tot trichlooretheen (TCE) en vervolgens tot drie isomeren van dichlooretheen (DCE) en vinylchloride (VC). Bron: WHO, 1999.

2.3 Afbraak en omzetting van vinylchloride in grondwater, bodem en lucht

2.3.1 Grondwater

VC kan microbiëel via verschillende routes worden omgezet in bijvoorbeeld ethaan en chloormethaan (WHO, 1999). De redoxcondities zijn sterk bepalend voor het verloop van deze afbraak. Omzetting van per en tri vindt plaats in een anaeroob, gereduceerd milieu (lage redox condities). Dergelijke condities zijn algemeen voorkomend in het grondwater van Nederland, waarbij de dechlorering kan plaatsvinden door met name sulfaatreductie en methanogenese (Sinke et al, 1999). Ook de omzetting van dichlooretheen naar VC en de verdere afbraak van VC vindt in een dergelijk anaeroob milieu plaats. Voor met name VC geldt echter dat oxidatieve omzetting (in een aeroob milieu) veel makkelijker plaatsvindt. Per en tri zijn niet vatbaar voor oxidatieve omzettingen in bodem (Sinke et al, 1999).

Geschatte omzettingssnelheden (DT50, halfwaardetijden) in grondwater van de verschillende genoemde gechlorideerde ethenen in de omzettingketen naar VC, onder vooral anaerobe omstandigheden, zijn (uit: Sinke, 1999):

Tetrachlooretheen:	358 – 721 dagen
Trichlooretheen:	321 – 1654 dagen
Dichlooretheen:	- (niet gegeven)
Vinylchloride:	56 – 2900 dagen

Onder anaerobe omstandigheden is de afbraak van VC in grondwater langzaam, met afbraaksnelheden (halfwaardetijden) in de orde van enkele jaren (WHO, 1999). Onder aerobe condities kan VC vrij snel worden omgezet. In monsters van een ondiepe watervoerende laag, onder (kunstmatig gecreëerde) aerobe omstandigheden, was in 108 dagen 99% omgezet en 65% gemineraliseerd (Davis et al, 1990).

2.3.2 Grond (onverzadigde bodem)

Over de omzetting en omzettingssnelheden van VC in de onverzadigde zone van de bodem is weinig informatie beschikbaar. Halfwaardetijden die worden genoemd variëren van minder dan 10 dagen (Ryan et al 1988; gerefereerd in Jury et al 1991) tot 30 – 180 dagen (Howard et al, 1991; gerefereerd in Jury et al 1991). Deze schattingen zijn afgeleid van afbraakgegevens in aquatisch milieu en niet direct afgeleid van metingen in de onverzadigde zone. Jury et al (1992) geven aan dat meer onderzoek nodig is naar de omzetting van vluchtige stoffen bij transport door de onverzadigde zone.

Naast bovengenoemde studies, spelen op het gebied van afbraak van gechlorideerde verbindingen in bodem enkele recente ontwikkelingen in de wetenschap.

Op dit moment wordt door de Wageningen Universiteit (WUR) onderzoek gedaan aan – onder meer - de afbraak van gechlorineerde organische verbindingen in grond en grondwater (Picone et al. 2007). In het onderzoek wordt specifiek aandacht gewijd aan het gedrag en de meting van deze verbindingen in variërende omstandigheden (grondwaterstand, temperatuur, atmosferische druk). Dit promotieonderzoek bevindt zich ten tijde van de publicatie van dit rapport in de afrondende fase. De resultaten uit het onderzoek lenen zich mogelijk om bestaande modellen voor uitdamping te verbeteren. Tijdens de CONSOIL 2010 conferentie werd door een Italiaanse onderzoeksgroep resultaten gepresenteerd van de ontwikkeling van een nieuw (conceptueel)

model voor uitdamping van vluchtige verbindingen uit grond(water), waarbij rekening gehouden wordt met aerobe afbraak (Verginelli et al. 2010). In het model wordt de aanvoer van zuurstof (voorwaarde voor afbraak), langs scheuren in vloer en fundering (waarlangs uitdamping tevens plaatsvindt), expliciet meegenomen.

2.3.3 Lucht

De omzetting van VC in lucht vindt plaats onder invloed van licht in aanwezigheid van van photosensitizers² en reacties met fotochemisch geproduceerde reactieve deeltjes, met name OH-radicalen. Vinylchloride absorbeert alleen licht met een golflengte lager dan 220 nm; daarom vindt onder normaal zonlicht geen directe fotodegradatie plaats (UV straling met een golflengte <290 nm wordt door de stratosfeer vrijwel volledig geabsorbeerd).

In reactie met voornamelijk OH-radicalen vindt in lucht vrij snelle omzetting van vinylchloride plaats. In de literatuur worden omzettingssnelheden genoemd vanaf enkele dagen (halfwaardetijd 2 dagen: Kagiya et al, 1975; atmosferische verblijftijd 3,5 dag: Atkinson et al, 1987). US EPA (Technical fact sheet) gaat uit van een halfwaardetijd in buitenlucht van 1,5 dag.

Tabel 2.1 geeft voor VC, cis-1,2-dichlooretheen (cis), tri en per de berekende atmosferische halfwaardetijden weer onder invloed van drie verschillende radicalen.

Tabel 2.1. Berekende atmosferische verblijftijden van organische stoffen (gebaseerd op experimenteel bepaalde snelheidsconstanten) Uit: Atkinson et al (1987; refereert naar Atkinson 1986)

Organic	Atmosferische verblijftijd ("Lifetime")		
	NO ₃	OH	O ₃
Vinylchloride	42 dagen	3,5 dag	66 dagen
Cis-1,2-Dichloroethene	130 dagen	12 dagen	> 9 jaar
Trichloroethene	64 dagen	9,6 dagen	> 1,5 jaar
Tetrachloroethene	> 240 dagen	140 dagen	> 2000 jaar

NO₃: 12 uren nachtgemiddelde van $2,4 \times 10^9$ moleculen cm⁻³

OH: 12 uren dag gemiddelde van 1×10^6 moleculen cm⁻³

O₃: 24 uren gemiddelde van 7×10^{11} moleculen cm⁻³

² Photosensitizer: een stof die licht absorbeert en vervolgens bij een andere stof een chemische verandering veroorzaakt

3 Analyse van meetgegevens en berekeningen

3.1 Algemeen

In 2006 is een validatie-studie uitgevoerd voor het uitdampingsmodel Volasoil (Van Wijnen en Lijzen, 2006). De gegevens die bij die studie zijn verzameld kunnen specifieker bekeken worden wat betreft het gedrag van de stof VC. In deze paragraaf wordt hier nader op ingegaan. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gevolgde methoden wordt naar het rapport Van Wijnen en Lijzen (2006) verwezen.

Ten eerste is gekeken naar de relatie grondwater- bodemlucht. Dit is zowel gedaan op basis van uitsluitend gemeten waarden, als op basis van de relatie tussen berekende en gemeten waarden voor VC.

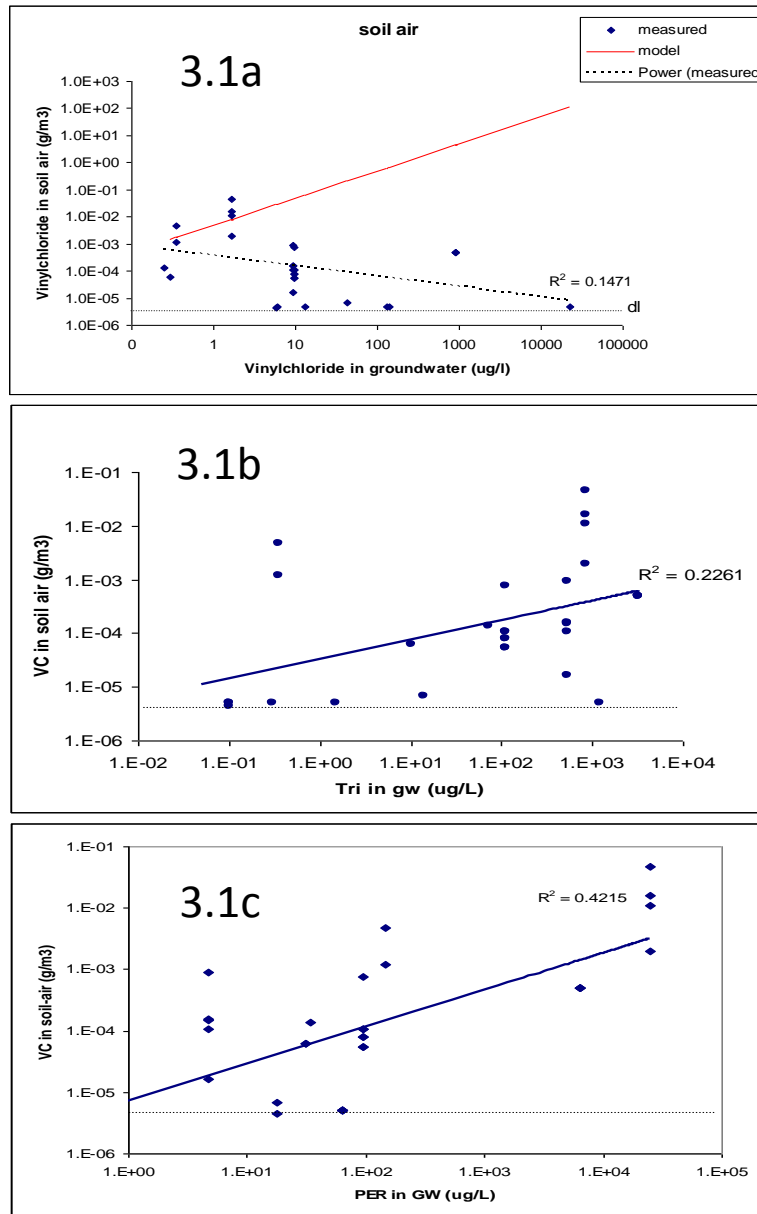
Ten tweede is gekeken naar de gemeten en voorspelde waarden voor kruipruimtelucht en binnenlucht. De hoeveelheid gegevens hiervoor is aanmerkelijk kleiner.

Tot slot is voor de meetresultaten nog gekeken naar de verschillende meetmethoden en worden enkele voorlopige conclusies getrokken op basis van de observaties.

3.2 Relatie Grondwater - Bodemlucht

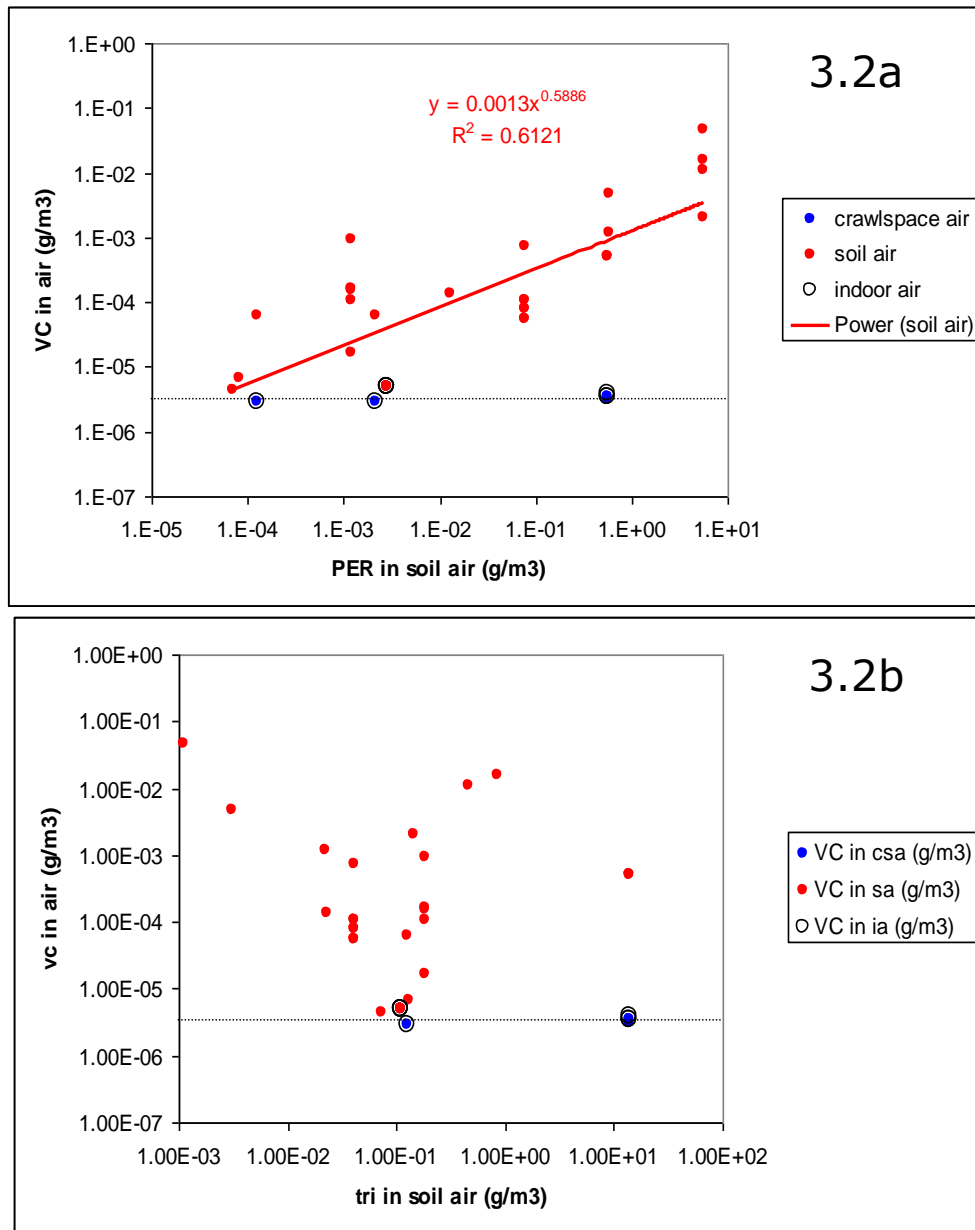
Ten eerste is gekeken naar de relatie van VC in grondwater en VC in bodemlucht. Uit de gegevens in Van Wijnen en Lijzen (2006) blijkt dat deze relatie niet significant is en sterk afwijkt van de modelvoorspelling uit Volasoil (zie Figuur 3.1). Het is nog onduidelijk waarom dit zo is. Ofwel VC in het grondwater komt niet of slechts beperkt in bodemlucht terecht, ofwel er is sprake van snelle afbraak.

VC is het afbraakproduct van tetrachlooretheen (PER) in bodem, dat ontstaat via vorming van trichlooretheen (Tri) (zie paragraaf 2.2). De relaties tussen Tri in grondwater versus VC in bodemlucht, en PER in grondwater versus VC in bodemlucht zijn wel significant, waarbij hogere concentraties Tri en PER in het grondwater resulteren in hogere concentraties VC in bodemlucht. Dit is mogelijk het gevolg van afbraak van Tri en PER naar VC. PER in het grondwater heeft de sterkste relatie met VC in de bodemlucht.



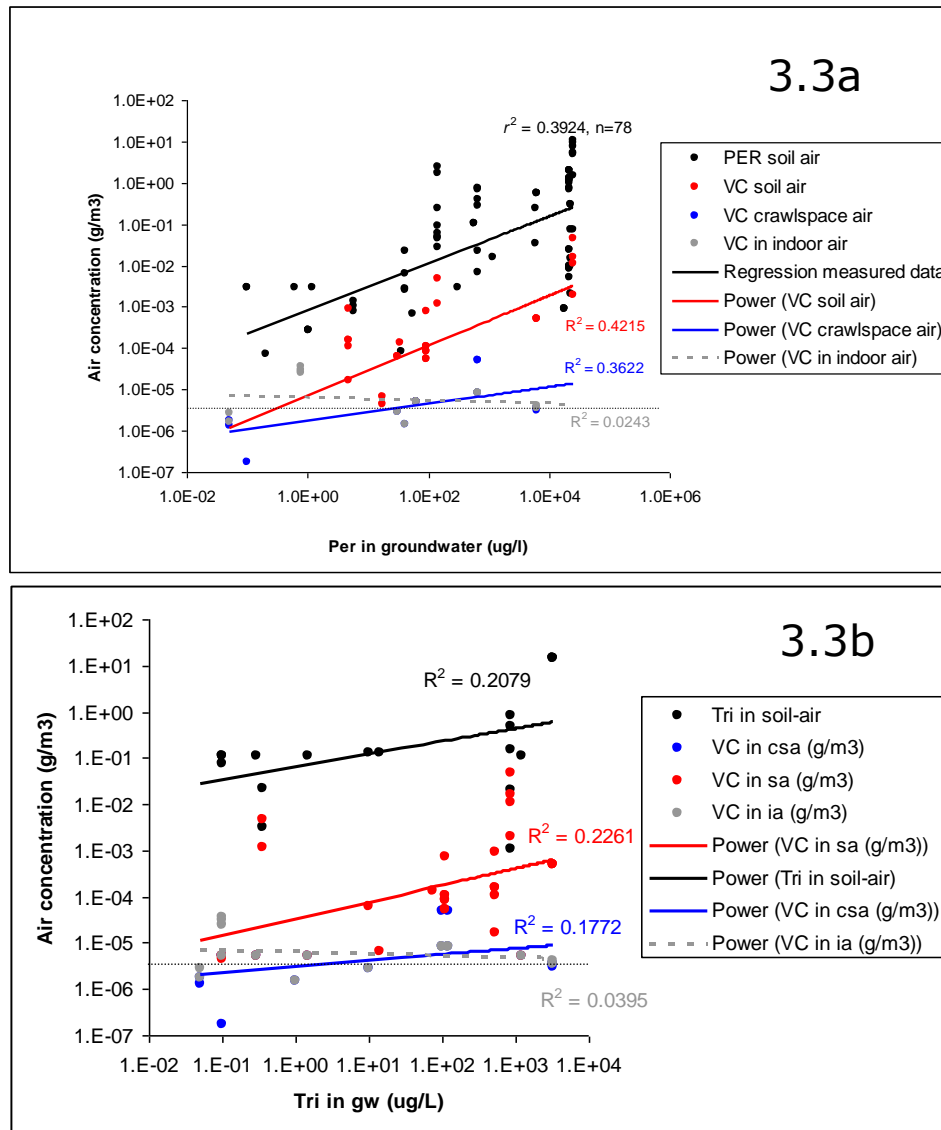
Figuur 3.1a-c. De relatie tussen VC, tri en per in grondwater en VC in bodemlucht.

Als naar de relatie tussen VC in bodemlucht versus respectievelijk PER en Tri in bodemlucht wordt gekeken blijkt de concentratie PER in de bodemlucht sterk gerelateerd te zijn aan VC in bodemlucht (zie Figuur 3.2). De relatie is nog sterker dan de relatie tussen PER in grondwater en VC in bodemlucht. Dit in tegenstelling tot Tri in bodemlucht, dat niet gerelateerd lijkt te zijn aan VC in bodemlucht. Ook hier weer lijkt de afbraakroute van PER naar VC een mogelijke verklaring voor de hierboven beschreven waarnemingen.



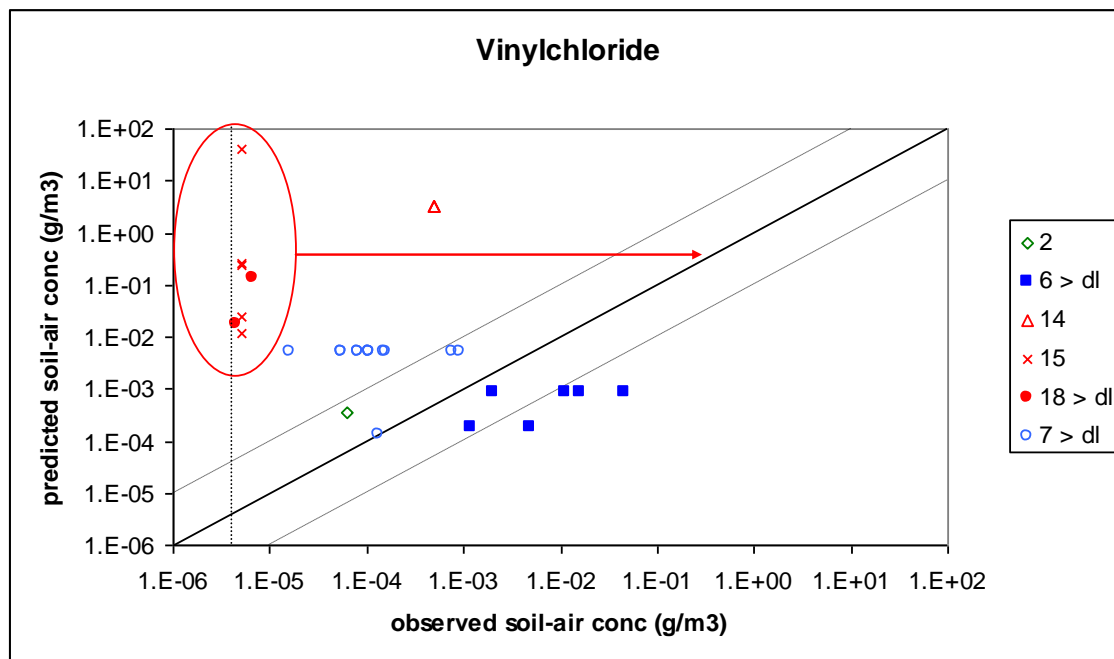
Figuur 3.2a-b. De relaties tussen VC en PER (a) en VC en Tri (b) in bodemlucht

Hieronder staan dezelfde relaties weergegeven in combinatie met concentraties in de kruipruimte en de binnenlucht (Figuur 3.3). Het lijkt erop dat de relatie bodemlucht versus grondwater dezelfde hellingshoek heeft voor PER, Tri en VC. De hellingshoek voor kruipruimte en binnenlucht is minder groot (vlast af), waarbij de relatie met binnenlucht niet significant is. Ook zijn de concentraties in binnenlucht lager dan in bodemlucht. Dit laatste bevestigt de veronderstelling dat bodemlucht verdund wordt door vermenging met andere luchtstromen in kruipruimte en binnenmilieu.



Figuur 3.3a-b. Relaties luchtconcentraties en concentraties in het grondwater van Per (a) en Tri (b). De getrokken lijn (power) is de regressielijn door de meetwaarden.

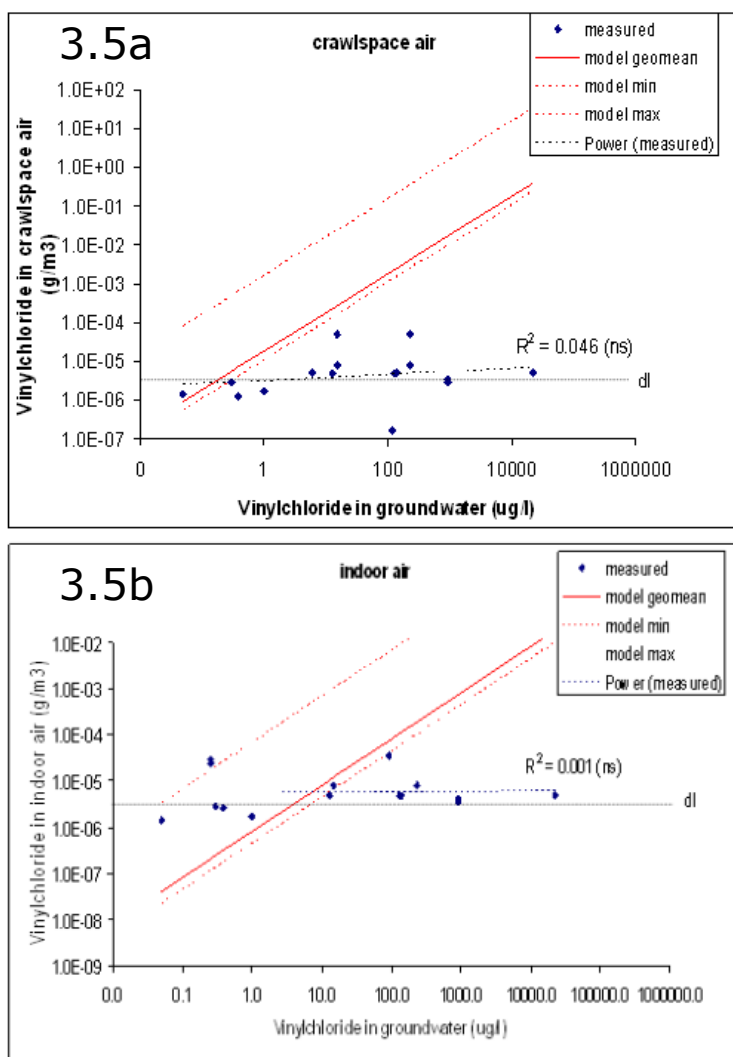
Figuur 3.4 toont de relatie tussen gemeten en gemodelleerde bodemluchtconcentraties van VC in meerdere situaties ('cases'). Samenvattend voorspelt het model de bodemluchtconcentraties voor de cases 2, 6 en 7 redelijk goed, en voor de overige cases slecht. De voorspelde bodemluchtconcentraties zijn berekend op basis van grondwaterconcentraties van VC. Zoals hiervoor is gebleken, zijn grondwaterconcentraties VC een slechte voorspeller voor bodemluchtconcentraties, vooral bij hoge concentraties in het grondwater.



Figuur 3.4 Relatie tussen voorspelde en gemeten concentraties van VC in bodemlucht. De waargenomen concentraties voor case 14, 15 en 18 liggen enkele orde grootten lager dan verwacht op basis van grondwaterconcentraties. Voor case 6, 7 en 18 liggen de metingen boven de detectielimiet (>dl)

3.3 Grondwater – Kruipruimtelucht - binnenlucht

De relatie tussen kruipruimte- en binnenluchtconcentraties versus grondwaterconcentraties is net als bij bodemlucht niet significant voor VC (zie Figuur 3.5). Voor binnenlucht voorspelt het model soms lagere concentraties dan de gemeten waarden. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat de metingen beneden de detectiegrens liggen, waardoor de gerapporteerde lage concentraties in feite niet gemeten zijn, maar gerelateerd zijn aan de detectiegrens. De overschatting van kruipruimte en binnenluchtconcentraties is mogelijk het gevolg van afbraak, of doordat er problemen zijn met het meten van VC in lucht.

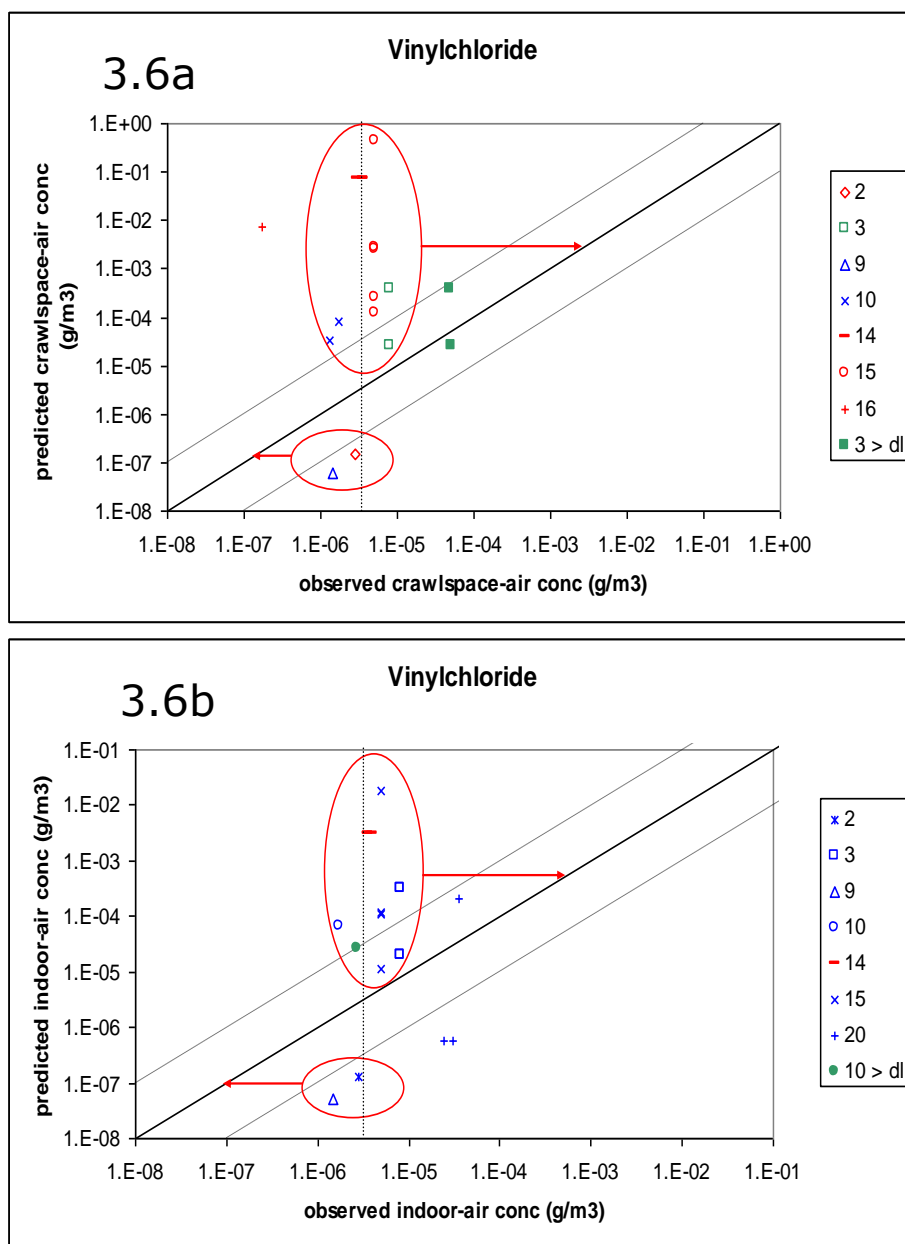


Figuur 3.5a-b. VC in kruipruimtelucht (a) en binnenlucht (b) berekend en gemeten ten opzichte van de VC concentratie in grondwater.

Net als voor bodemlucht is ook voor kruipruimtelucht de relatie met PER in grondwater sterker dan de relatie met VC in grondwater. In het geval van binnenlucht is er geen relatie meer te zien tussen PER of VC in grondwater en VC in binnenlucht (zie Figuur 3.3 en Figuur 3.5). Blijkbaar zijn er andere factoren dan de uitgangskonzentratie in het grondwater die belangrijker zijn.

Ook in het geval van VC in binnenlucht versus VC in bodemlucht lijkt er geen relatie te zijn. Een mogelijke verklaring kan het beperkte aantal meetgegevens en de detectiegrens van VC in lucht zijn.

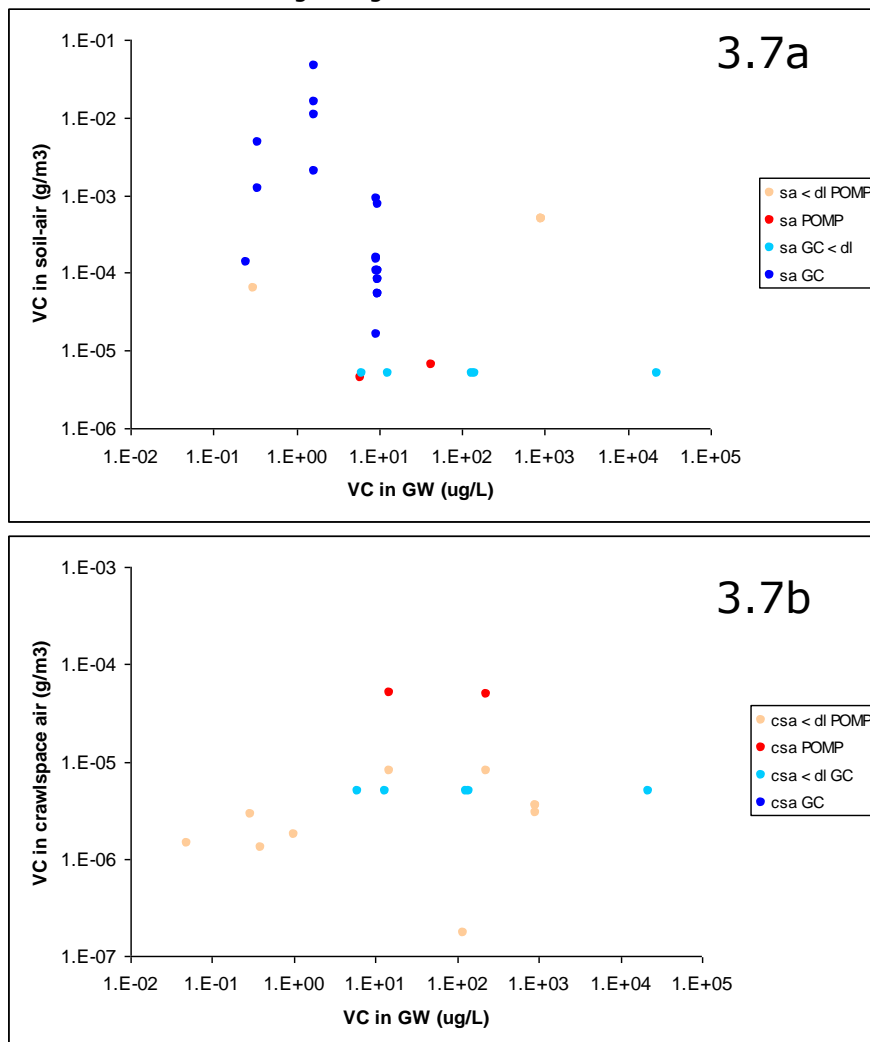
Bij de vergelijking tussen gemeten en voorspelde waarden geven de concentraties VC in kruipruimtelucht en binnenlucht een vergelijkbaar beeld als dat van VC in bodemlucht (figuren 3.4 en 3.6). De absolute concentraties verschillen van elkaar door verdunning.



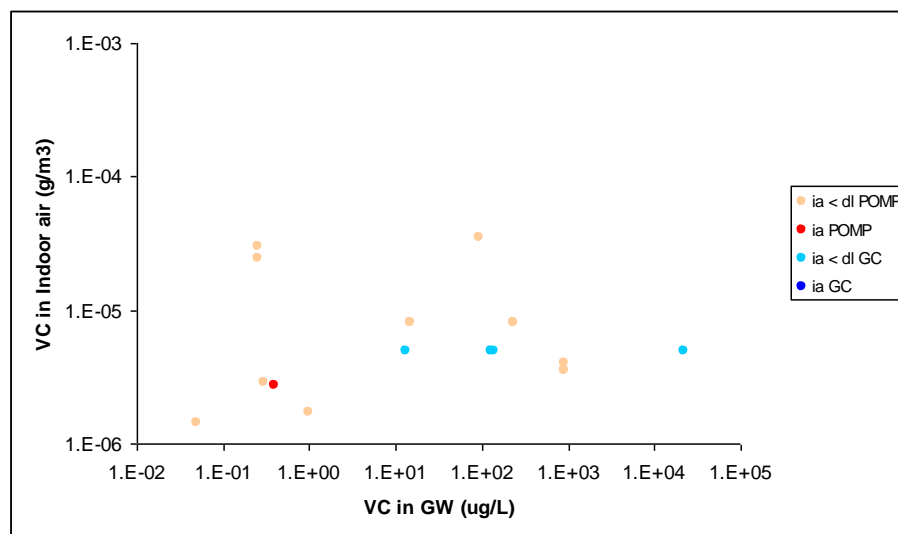
Figuur 3.6a-b. Voorspelde versus gemeten concentraties in kruipruimte- en binnenlucht. Ieder punt vertegenwoordigt een andere 'case'.

3.4 Verschillen in methodiek

Op basis van de huidige gegevens zijn geen conclusies mogelijk over verschillen tussen meetmethodieken, in dit geval tussen het gebruik van mobiele gaschromatograaf (GC) en actieve meting met koolbuisjes ('pomp') methode (Figuur 3.7). De mobiele GC methode is vooral gebruikt voor bodemluchtmetingen omdat de detectielimiet van deze hoger is dan die van de methode met koolbuisjes. In de kruipruimte en binnenlucht is slechts enkele keren boven de detectiegrens gemeten.



Figuur 3.7a-b. Gemeten concentraties VC in lucht (bodemlucht, kruipruimtelucht en binnenlucht), gemeten met mobiele GC en pomp+koolbuisjes. (<dl betekent: waarde bedraagt de detectielimiet van gebruikte methode).



Figuur 3.7. (Vervolg)

3.5 Voorlopige conclusies

Op basis van de getoonde resultaten kunnen enkele voorlopige conclusies worden getrokken, die de basis kunnen zijn voor nader onderzoek:

- De concentratie VC in grondwater is een slechte voorspeller van de binnenluchtconcentraties van VC. Het model voorspelt voor binnenlucht en kruipruimtelucht een veel hogere concentratie dan wordt waargenomen. Voor bodemlucht zijn er wel veel gevallen waarbij de gemeten waarde binnen een ordegrootte ligt van de berekende waarde. De gemeten waarde boven de detectiegrens in binnenlucht ligt ook binnen een ordegrootte van van de berekende waarde;
- Er is geen relatie gevonden tussen concentratie VC in grondwater en VC in binnenlucht;
- Er is wel een relatie gevonden tussen de concentratie tri en per in het grondwater en VC in bodemlucht;
- Daar waar het model lagere luchtconcentraties voorspelt, is mogelijk de detectiegrens de oorzaak van de verschillen;
- Daar waar het model hogere concentraties voorspelt, zou afbraak van VC een rol kunnen spelen, of kan de overgang van VC van grondwater naar de bodemlucht een belemmering zijn (geen evenwicht),
- Een andere mogelijkheid is dat tijdens monsternamen en/of het uitvoeren van metingen VC ontsnapt, waardoor de metingen lagere waarden aangeven dan daadwerkelijk aanwezig zijn in lucht.

4 Discussie

In dit Hoofdstuk worden mogelijke verklaringen besproken van de in Hoofdstuk 3 waargenomen discrepanties tussen gemeten en waargenomen concentraties van VC in verschillende media.

a. VC wordt snel omgezet/afgebroken in grondwater.

Het grondwater in Nederland is in het algemeen anaeroob. Onder deze omstandigheden ligt de microbiële afbraaksnelheid van VC in de orde grootte van één of enkele jaren. Bovendien wordt onder deze omstandigheden VC uit per en tri gevormd, en is een toename van de concentratie mogelijk zolang nog per en tri in het grondwater aanwezig is. Het is daarom **niet** aannemelijk dat concentraties VC snel afnemen (bijvoorbeeld in de periode tussen verschillende onderzoeksfasen). Wel kan sprake zijn van verschillen in concentraties als er sprake is van meer aerobe zones in het grondwater. Zie: hypothese meetstrategie, beschreven onder d.

b. VC wordt snel omgezet/afgebroken in de capillaire zone en de onverzadigde zone van de bodem

Over afbraak/omzetting in de capillaire en onverzadigde zone van de bodem (gasfase, poriewater) zijn geen gegevens in de literatuur gevonden. Wel geven literatuurgegevens aan dat omzetting 'in bodem' in de orde grootte ligt van 30 – 180 dagen (halfwaardetijd). Bij deze omzettingssnelheid is de omzetting van vinylchloride in de onverzadigde zone weliswaar van invloed, maar niet voldoende om het grote verschil tussen modelvoorspelling en metingen te verklaren. De verblijftijd van VC in de bodem is overigens sterk afhankelijk van het bodemtype, zoals onder andere blijkt uit vergelijking van uitdamping uit een zandige en een klei-achtige bodem. Berekende verliezen van vinylchloride uit de bodem onder een bodemlaag met dikte van 1 meter bedragen 16,3 – 44,5% voor een zandige grond en 0,1 – 0,7% voor een kleiige grond (Jury et al, 1992).

Zoals eerder aangegeven zijn over de omzetting en omzettingssnelheden van vinylchloride in de onverzadigde zone weinig onderzoeksgegevens beschikbaar en zijn de gegevens over halfwaardetijden niet erg betrouwbaar. Op grond hiervan is afbraak in de onverzadigde zone als mogelijke verklaring echter niet uit te sluiten.

c. VC wordt snel omgezet/afgebroken in kruipruimtelucht/binnenlucht/buitenlucht

De verblijftijd van VC in lucht wordt met name bepaald door de reactie met fotochemisch geproduceerde OH-radicalen. Directe afbraak onder invloed van zonlicht vindt niet plaats. De verblijftijd in lucht door indirecte fotochemische afbraak (halfwaardetijd) is 1 tot 2 dagen of meer. Deze afbraak **kan** (mede) een verklaring zijn voor de geringe gemeten concentraties in binnen- en buitenlucht. In hoeverre deze vorm van afbraak ook plaatsvindt in kruipruimtelucht is onbekend. Voor lage gemeten gehalten in bodemlucht is deze route waarschijnlijk geen verklaring.

d. De meetstrategie van het nader bodemonderzoek is niet adequaat voor VC

In Van Wijnen en Lijzen (2006) wordt heterogeniteit in de grondwaterconcentraties genoemd als mogelijke oorzaak van de waargenomen grote verschillen tussen (op basis van grondwaterconcentraties) voorspelde en gemeten concentraties van tetrachlooretheen, trichlooretheen, cis-1,2-dichlooretheen (cis) en VC in lucht. Met andere woorden: in hoeverre is de uitgevoerde meting van het grondwater representatief voor het gehalte dat de uitdamping bepaald? Heterogeniteit in het horizontale vlak kan betekenen dat een peilbuis die enkele meters naast een woning is geplaatst, niet meer representatief is voor de concentraties onder de woning. Heterogeniteit in het verticale vlak kan betekenen dat het grondwater in de peilbuis niet op de juiste diepte wordt bemonsterd. Beide problemen in de meetstrategie kunnen van grote invloed zijn op de uitkomst.

In een praktijkonderzoek van VC in grondwater bij een woonlocatie in Haarlem, ter plekke van een voormalige metaalwarenfabriek, is een concentratiegradiënt van cis en VC vanaf de grondwaterspiegel tot circa 1 meter onder grondwatervniveau gemeten met behulp van microfilters (Waitz et al, 1999). De concentraties nabij de grondwaterspiegel (waar de uitdamping plaatsvindt) waren verwaarloosbaar, en liepen op tot circa 500 ug/l (cis) en 1000 ug/l (VC) op circa 1 meter beneden de grondwaterspiegel. Op de locatie was sprake van anaerobe omstandigheden op circa 1 meter beneden de grondwaterspiegel; verder wordt aangegeven dat in de bovenste meter sprake was van aerobe omstandigheden. De (snellere) omzetting van vinylchloride in aerobe omstandigheden (en de vorming van vinylchloride onder anaerobe omstandigheden) kunnen de concentratiegradiënt verklaren. De auteurs adviseren om voortaan voor cis en VC de uitdampingsbeoordeling te baseren op microfilters nabij de grondwaterspiegel.

Op grond hiervan is een niet adequate meetstrategie, en dan met name de positionering van de filters in het grondwater ten opzichte van het meettraject naar lucht, **mogelijk** een verklaring voor (te) lage meetresultaten.

e. Vinylchloride 'verdwijnt' bij bemonstering of analyse

Voor de wijze van bemonsteren en analyseren van vinylchloride in lucht zijn verschillende normen (NEN, NVN, ISO) beschikbaar. Deze zijn kort beschreven in Bijlage 1. De meeste methoden maken gebruik van een bemonsteringsbuisje met een dragermateriaal. Hierdoor wordt vinylchloride geconcentreerd en is een lagere detectiegrens haalbaar. Een mobiele GC heeft een hogere detectiegrens. Er zijn richtlijnen voor de te bemonsteren hoeveelheid lucht. Enerzijds levert een groot monstervolume een lage detectiegrens (gewenst), anderzijds bestaat bij een groot monstervolume de kans op doorslag (ongewenst). De aanwezigheid van andere organische stoffen in de lucht en de luchtvochtigheid hebben invloed op de vinylchloride-capaciteit van de buisjes. De omstandigheden tijdens de monsternamen zijn zeer variabel en lastig te beheersen en te controleren. Dit kan een negatieve invloed hebben op de betrouwbaarheid van het resultaat.

De analyse van de buisjes vindt plaats in een laboratorium. Een analyse in het laboratorium is beter controleerbaar dan de bemonstering in het veld. De analysemethoden zijn over het algemeen gevalideerd, waarbij gegevens als de reproduceerbaarheid zijn bepaald. Ook wordt er gewerkt met blanco's en

standaarden. Omdat er meer grip is op de analyse, wordt verwacht dat de betrouwbaarheid van een analyseresultaat relatief groot is.

De grote vluchtigheid van VC maakt dat de bemonstering kritisch is voor verlies en mogelijke 'doorslag' in de koolbuisjes. In de bemonsteringsprotocollen wordt hier rekening mee gehouden. In hoeverre de methoden in de praktijk nauwkeurig worden uitgevoerd en zijn gevalideerd voor VC is niet bekend. Onderzoekers van de Universiteit van Leuven hebben een verbeterde methode voor monsternamen via koolbuisjes ontwikkeld, waarbij specifiek aandacht is besteed aan het risico van verlies van VC uit de monsters door gebruik te maken van een specifiek voor VC ontwikkelde methode (NIOSH/DBBS, 1994). Onderdeel van deze protocollen is onder andere de toepassing van dubbele koolstofbuisjes, een laag debiet doorstroming (beide om doorslag van de koolstofbuisjes te voorkomen) en opslag en vervoer van de monsters in dubbelwandige vials. Nagegaan zal moeten gaan worden of en in welke mate deze of andere methoden gevalideerd zijn of kunnen worden.

Opvallend is dat bij ontgravingen tijdens saneringen tot onder het (oorspronkelijk) grondwatervniveau wel duidelijk verhoogde concentraties vinylchloride in lucht worden gemeten, waarbij de verschillen tussen gemeten en berekende concentraties kleiner zijn dan bij de beoordelingen van de bodemverontreinigingen met Volasoil. Bij saneringen die betrokken zijn in een validatiestudie van het model DIVOCOS (Mennen en Broekman, 2005) was voor vinylchloride op 2 saneringslocaties de berekende concentratie in buitenlucht een factor 2,5 tot 10 hoger dan de gemeten concentratie (Zie tabel 4.1). De metingen werden verricht met actief koolbuisjes (3 uren gemiddelde). Voor Tri en Per kwamen de berekende en gemeten concentraties qua orde grootte overeen. Voor Cis waren de verschillen vergelijkbaar of soms groter. Dit zou kunnen betekenen dat een deel van de VC tussen monsternamen en analyse is verdwenen.

Met het model DIVOCOS kunnen de concentraties aan vluchtige stoffen in de buitenlucht worden berekend die vrijkomen tijdens een bodemsanering. Het wordt gebruikt om te bepalen of een gericht meetprogramma gewenst of noodzakelijk is.

Tabel 4.1 Gemeten en berekende concentraties vinylchloride in buitenlucht en de verhouding daartussen bij een tweetal saneringen (Zwijndrecht en Grave). Bron: RIVM (Mennen en Broekman, 2005).

Saneringslocatie	Berekend [ug/l]	Gemeten [ug/l]	Verhouding
Zwijndrecht	424	170	0,4
	3100	305	0,1
Grave	12	3,3	0,3
	38,3	15,5	0,4
	238	28	0,1

* het aantal meters duidt op de afstand tot de verontreinigingskernen

De conclusie is dat, hoewel de wijze van bemonstering in individuele gevallen (namelijk bij verlies door onnauwkeurig werken) een belangrijke oorzaak van lage gemeten concentraties kan zijn, het onwaarschijnlijk is dat het de enige verklaring is. De metingen op saneringslocaties duiden erop dat de meetinstrumenten redelijk kunnen functioneren ten opzichte van berekeningen. Of de verschillen komen door verliezen tijdens bemonstering en analyse of door

andere factoren dan de bemonsteringswijze, zoals afbraak in de onverzadigde zone of afbraak onder invloed van OH-radicalen in lucht, is op grond van deze gegevens niet te bepalen.

f. Modeluitgangspunten Volasoil overschatten de uitdamping (te) sterk

In Van Wijnen en Lijzen (2006) is uitgebreid ingegaan op de modelaspecten van Volasoil die tot een overschatting van de berekende concentraties in bodemlucht en binnenlucht (kunnen) leiden. Een aantal parameters zijn bewust 'conservatief' gekozen, zoals de porositeit van de bodem en de karakteristieken van de bebouwing. Dit zijn algemene modelaspecten die niet alleen voor vinylchloride hun consequenties hebben, maar ook voor de andere vluchtige stoffen. Omdat dergelijke keuzes in verschillende uitdampingsmodellen verschillen, zijn de resultaten bij het gebruik van verschillende modellen ook ongelijk. Dit is in verschillende vergelijkende studies van modellen ook voor de uitdampingsroute duidelijk geïllustreerd (o.a. Provoost, 2002; Hulot et al 2003). De verschillen in berekende uitdamping kunnen 2 orden van grootte zijn. Dit is een algemene discussie over representativiteit van modelberekeningen en niet specifiek voor vinylchloride. De verschillen tussen de modellen werken door voor alle stoffen. Dus, hoewel van grote invloed, geeft dit geen verklaring voor het ontbreken van de relatie tussen modelberekeningen en metingen zoals voor vinylchloride geldt.

g. Fysisch-chemische parameters voor VC in Volasoil zijn onjuist

Hoewel fysisch-chemische parameters van stoffen in principe constanten zijn, worden in de literatuur toch vaak verschillende waarden opgegeven. Verschillende literatuurbronnen, waaronder WHO (1999) en Jury (1992) geven aan dat de literatuurgegevens over de Henry-coëfficiënt van vinylchloride sterke verschillen vertonen. In WHO (1999) wordt aangegeven dat dit vermoedelijk het gevolg is van onzekerheid ten aanzien van de wateroplosbaarheid in oude studies. Inmiddels bestaat grotere consensus over de fysisch-chemische eigenschappen, door meer gestandaardiseerde meetmethoden. In Otte et al (2001) zijn een 12-tal databases met fysisch-chemische eigenschappen voor onder andere vinylchloride geëvalueerd. De in de Volasoil gehanteerde waarden zijn gebaseerd op een gemiddelde waarde uit de literatuur. Voor oplosbaarheid en dampspanning (en de daaruit op basis van het molecuulgewicht te berekenen Henry-coëfficiënt) blijkt de range van waarden voor vinylchloride niet erg breed te zijn. Deze parameters zijn bepalend voor de berekende uitdamping. Een fout in de fysisch-chemische parameters lijkt daarom geen aannemelijke verklaring voor een groot verschil in uitkomsten tussen meten en berekenen.

De vergelijking van de databases leverde de volgende gegevens³:

Dampdruk (Pa):

Gemiddelde: 352196

95-Percentiel: 381339

Oplosbaarheid (mol/m³)

Gemiddeld: 30,5

95-Percentiel: 44,2 mol/m³

³ Deze getallen zijn ontleend aan Van Wijnen en Lijzen (2006). Het betreft hier het rekenkundig gemiddelde van de waarden uit de verschillende databases. In Otte et al (2001) worden andere getallen genoemd op basis van dezelfde uitganggegevens, omdat hier het geometrisch gemiddelde is genomen.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Eén sluitende verklaring voor verschillen tussen berekende concentraties (op basis van grondwaterconcentraties) en gemeten concentraties is nog niet met zekerheid te geven. Wel zijn een aantal mogelijke verklaringen naar voren gekomen:

1. Metingen in grondwater vinden plaats op de verkeerde diepte in het grondwater; mogelijk zijn de concentraties rond de grondwaterspiegel vaak significant lager dan op ca 1 meter onder de grondwaterspiegel;
2. De toegepaste meetmethoden zijn niet of onvoldoende geschikt voor de detectie van de zeer vluchtige verbinding vinylchloride. Mogelijk ontsnapt de stof tijdens één of meer stappen van monsternamen en analyse.
3. Afbraak in de onverzadigde bodem vindt mogelijk sneller plaats dan tot nu toe is aangenomen; er zijn weinig onderzoeksgegevens beschikbaar over de afbraak in de onverzadigde zone en nader onderzoek zou een beter zicht kunnen geven op het kwalitatieve en kwantitatieve belang hiervan;
4. Afbraak in lucht onder invloed van OH radicalen zorgt voor een significante verlaging van de concentraties in binnen- en buitenlucht. Voor lagere gemeten dan berekende concentraties in bodemlucht is dit geen verklaring. Het is onduidelijk in hoeverre dit een verklaring kan zijn voor de lage gemeten concentraties in kruipruimtelucht.

5.2 Aanbevelingen

Op basis van deze studie worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Onderzoek is gewenst naar de omzettingssnelheid van vinylchloride in de onverzadigde zone van de bodem; dit bestaat allereerst uit een uitgebreider literatuuronderzoek dan de verkenning in deze rapportage;
- Getracht zou moeten worden op basis van de literatuur en lopend experimenteel onderzoek naar het belang van afbraak van vinylchloride tot een kwantitatieve invulling te komen die binnen de risicobeoordeling met modellen kan worden gebruikt.
- Om vast te stellen of de huidige meetmethoden geschikt zijn voor het meten van vinylchloride, wordt aanbevolen om de resultaten van actuele onderzoeken op dit gebied te betrekken in een literatuurstudie naar meetmethoden en met adviezen ter verbetering en validatie van meetmethoden te komen;
- Aanbevolen wordt om voor het vaststellen van de bronconcentraties voor de beoordeling van de uitdamping van vinylchloride en cis-1,2-dichlooretheen gebruik te maken van minifilters rond de grondwaterspiegel; hoewel dit niet de algemene verklaring is voor het verschil tussen berekende en gemeten waarden, is het een verbetering ten opzichte van de huidige bemonsteringswijze.

6 Referenties

- Atkinson R., Aschmann S.M., Goodman M.A., 1987. Kinetics of the gas-phase reactions of NO₃ radicals with a series of alkynes, haloalkenes, and alpha,beta-unsaturated aldehydes. *Int.Journ.of Chem.Kinetics* 19, 229-306.
- Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J., 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. [RIVM report 711701 025]. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Davis J.W., Carpenter C.L., 1990. Aerobic biodegradation of vinyl chloride in groundwater samples. *Appl.and Environ.Microbiol.* 56[12], 3878-3880.
- Howard P.H., Boethling R.S., Jarvis W.F. Meylan W.M., Michalenko . E.M. Handbook of environmental degradation rates, Lewis, Chelsea, Mich. 1991
- Hulot C., Hazebrouck B., Gay G., Malherbe L., Pokryszka Z., 2003. Vapor emissions from contaminated soils into buildings: comparisons between predictions from transport models and field measurements. [Paper]. Gent, België, Conferentie "Consoil" 12-16 mei 2003.
- I&M, 2009. Circulaire bodemsanering. Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Irwin R.J.(ed.), 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia. Vinyl chloride entry. Colorado, National Park Service.
- Jury W.A., Russo D., Streile G., El Abd H., 1992. Correction to "Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface". *Water Resources Research* 28[2], 607-608.
- Kagiya T., Takemoto K., Uyama Y., 1975. Photo-oxidative decomposition of vinyl chloride in the air. *Journal of the chemical society of Japan* 11, 1922-1925.
- Kliest J.G.G., Meiring H.D., Fortezza F., Knol-de Vos T., Zomer G., 1996. Vinylchloride en gechloreerde ethenen in de lucht van woon- en kruipruimten op het terrein van Uniek (Schuttersgracht) te Gorinchem. [Rapport nr. 609021010]. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel A.P., 2001. Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. [RIVM report 711701023]. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Little J.C., Daisey J.M., Nazaroff W.W., 1992. An exposure pathway for volatile organics. *Environ.Sci.Technol.* 26[11], 2058-2066.
- Mennen M.G., Broekman M.H., 2005. Validatie van het model DIVOCOS. [RIVM rapport 609021031]. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- NIOSH/DBBS, 1994, VINYL CHLORIDE: METHOD 1007, Issue 2, dated 15 August 1994.

Picone, S.; Grotenhuis, J.T.C.; Rijnaarts, H.H.M.; Meer, J.; Gargini, A. (2007) Integrated Monitoring for Risk Assessment at Chlorinated Solvents Contaminated Sites. Contribution in proceedings of Soil & Water 2007.

Provoost J., 2002. Het modelleren van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging. Bodem Jaargang 12[3].

Ryann J.A.; Bell R.M. Davidson J.N. and O'Connor G.A., 1988 Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 17, 2299-2323.

Sinke A., Le Hecho I., 1999 Monitored natural attenuation: review of existing guidelines and protocols. TNO-Nicole report [TNO-MEP - R 99/313]. Apeldoorn.

Sites. Soil & Water 2007, 2007-06-06. In: The scientific symposium Soil and Water 2007, Zeist, The Netherlands, 6 - 7 June, 2007 (Proceedings).

US EPA, . Technical factsheet on vinyl chloride.

Van Mil P.H.M., 2005. Onderzoek naar meetmethoden voor vluchtige verbindingen in binnenlucht. Afstudeerverslag Saxion Hogeschool IJsseland te Deventer. [Taw projectnummer 4630027; RIVM LER notitie 03/01].

Verginelli I., Baciocchi R., Grillo G., Massetti F., Sordini E. (2010) Modelling of vapour intrusion from contaminated soil and groundwater accounting for aerobic biodegradation. In: proceedings of CONSOIL 2010, Session C9: Modelling of vapour intrusion.

W.H.O., 1999. Vinyl Chloride. Environmental Health Criteria [215]. Geneva, World Health Organization.

Waitz M., Koolenbrander J., Noordhuis M., 1999. Vinylchloride: meten = weten? Een nieuwe meetstrategie voor vluchtige stoffen. Bodem Jaargang 9[2].

Wijnen H.J. van, Lijzen J.P.A, 2006. Validation of the Volasoil model using air measurements from Dutch contaminated sites. Concentrations of four chlorinated compounds. [RIVM report 711701041/2006]. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

Woldbaek T., Klaboe P., 1978. The photochemical reaction of vinylchloride with oxygen studied by i.r. spectroscopy. *Spectrochimica Acta* 34A, 481-487.

NEN en ISO normen:

NEN 2964:2000 Ontw. nl. Luchtkwaliteit - Werkplekatmosfeer - Bepaling van de concentratie aan vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen door middel van actieve monsterneming met een adsorptiebuis, vloeistofdesorptie en gaschromatografie

NEN 2965:2000 Ontw. nl. Luchtkwaliteit - Werkplekatmosfeer - Bepaling van de concentratie aan vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen door middel van actieve monsterneming met een adsorptiebuis, thermische desorptie en gaschromatografie

ISO 8762:1988 en. Workplace air - Determination of vinyl chloride - Charcoal tube/gas chromatographic method

NVN 2792:1985 nl. Luchtkwaliteit - Buitenlucht - Bepaling van de concentratie aan vinylchloride - Porapak-adsorptie/thermische desorptie/gaschromatografie

NEN 2931:1993 nl. Luchtkwaliteit - Werkplekatmosfeer Bepaling van de concentratie aan vinylchloride door middel van actieve monsternamen met adsorptiebuis, vloeistofdesorptie en gaschromatografie

Bijlage 1. Bemonstering vinylchloride in lucht

Methode	Beschrijving	Opmerkingen
NEN 2931 Luchtkwaliteit werkplekatmosfeer	Deze voornorm beschrijft een werkwijze voor de bepaling van de concentratie aan vinylchloride (VC) in werkplekatmosfeer, gebruik makend van actieve monsternamen met een koolbuis, vloeistofdesorptie en gaschromatografie. De voornorm is van toepassing op de bepaling van de concentratie aan VC in werkpleklucht waarbij gebruik wordt gemaakt van een adsorptiebuis gevuld met actieve kool als adsorbens en is bruikbaar voor een concentratiegebied van 25 µg/m ³ tot 25 mg/m ³ bij het bemonsteren van 30 l lucht en een monsternemingsduur van 4h tot 8h. Andere componenten, die in de gaschromatografische analyse een gelijke of bijna gelijke retentietijd hebben als de te bepalen stof, kunnen storen. De storing kan worden verkleind door een juiste keuze van kolom en instelling van de gaschromatograaf. De monsternemingsmethode is zowel geschikt voor persoonsgebonden monsterneming als voor plaatsgebonden monsterneming en levert een over een bepaalde tijd gemiddelde concentratie (tijdgewogen gemiddelde, TGG).	Zie www.nen.nl
NEN 2964 Luchtkwaliteit werkplekatmosfeer	Beschrijft een werkwijze voor de bepaling van de concentratie aan vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen in werkplekatmosfeer, gebruik makend van actieve monsterneming met een adsorptie-buis, vloeistofdesorptie en gaschromatografie. De algemene werkwijze voor kalibratie, monsterneming en analyse is in ontwerp NEN 2947 beschreven, evenals termen en definities, beginsel, reagentia en hulpstoffen, apparatuur en hulpmiddelen, berekeningen van het desorptierendement en de massaconcentratie in lucht en verslag. Deze norm is van toepassing op de bepaling van de concentratie aan een of meer van de in Tabel 1 genoemde gechlloreerde koolwaterstoffen in werkplekatmosfeer waarbij gebruik wordt gemaakt van een adsorptiebuis gevuld met actieve kool als adsorbens.	Zie www.nen.nl
NEN 2965 Luchtkwaliteit werkplekatmosfeer	Beschrijft een werkwijze voor de bepaling van de concentratie aan vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen in werkplekatmosfeer, gebruik makend van actieve monsterneming met een adsorptiebuis, thermische desorptie en gaschromatografie. De algemene werkwijze voor kalibratie, monsterneming en analyse is in ontwerp NEN 2948 beschreven, evenals termen en definities, beginsel, reagentia en hulpstoffen, apparatuur en hulpmiddelen, berekening van de massaconcentratie in lucht en verslag. Dit normontwerp is van toepassing op de bepaling van de concentratie aan een of meer van de in Tabel 1 (hier niet afgedrukt) genoemde vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen in werkplekatmosfeer waarbij gebruik wordt gemaakt van een adsorptiebuis gevuld met een geschikt adsorbens die thermisch kan worden gedesorbeerd.	Zie www.nen.nl
ISO 8762	The procedure is valid for concentrations in the range from 250 µg/m ³ to 25 mg/m ³ . It is compatible with low flow-rate personal sampling equipment and can be used for personal and fixed location sampling. It cannot be used to measure instantaneous or short-term fluctuations of concentrations.	Hoge detectiegrens (is hier een µ weggevallen?)
NVN 2792	Deze voornorm beschrijft een werkwijze voor de bepaling van de concentratie aan vinylchloride (VC) in buitenlucht, gebruik makend van adsorptie aan porapak N, thermische desorptie en gaschromatografische analyse. De methode is van toepassing op de meting van de	Zie www.nen.nl

Methode	Beschrijving	Opmerkingen
	<p>concentratie aan VC in lucht in het concentratiegebied van ca 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tot ca. 3 mg/m^3 bij een monstervolume van 200 ml. De bovengrens van het toepassingsgebied wordt bepaald door de adsorptiecapaciteit van het toegepaste adsorptiemiddel. Deze capaciteit wordt gemeten als een doorbraakvolume lucht, welk volume tijdens de monsterneming niet mag worden overschreden. De ondergrens van het toepassingsgebied wordt daarenboven bepaald door het ruisniveau van de detector en de blancowaarde van de thermische desorptie. Voor het verkrijgen van een lage ondergrens is het noodzakelijk gebruik te maken van hulpgasen (draaggas, waterstof, verbrandingslucht) die verregaand vrij zijn van vluchtige organische stoffen, en van een stationaire fase met een geringe afgifte van vluchtige organische stoffen. Organische componenten, die in de buitenlucht voorkomen en in de gaschromatografische analyse dezelfde of bijna dezelfde retentietijd hebben als VC, kunnen storen. De storing kan worden opgeheven door een juiste keuze van soort en afmetingen van de gaschromatografische kolom en de condities waaronder de kolom wordt bedreven. De methode is geschikt voor een monsternemingsduur van enkele seconden tot 24 h indien de monsterneming verloopt via niet-permeabele kunststofzakken en van 2 tot 20 min. indien het monster direct op het adsorbens wordt verzameld.</p>	
<p>Mobiele GC (Synspec GC955)</p>	<p>Het doel van een gas-chromatografisch systeem is het scheiden van complexe mixen van bijvoorbeeld koolwaterstoffen te scheiden in individuele componenten die daarna gekwantificeerd kunnen worden. Wanneer een mix van componenten in dampfase met behulp van een draaggas door een kolom met een specifieke binnencoating wordt geleid, zal een scheiding plaatsvinden op kookpunt of affiniteit voor de coating van een component, deze zullen dan eerder of later de kolom passeren en gedetecteerd worden door een detector. De scheidingstijd (elutie) is afhankelijk van de complexiteit van het gasvormig mengsel. De Synspec GC955 is voorzien van een preconcentratie-loop. Hierdoor is het mogelijk om het monster 10 tot 400 keer te concentreren, waardoor het mogelijk is om tot in het hoge ppt bereik selectief componenten te kwantificeren. Wanneer deze gevoeligheid niet is gewenst, kan de preconcentratie-loop vervangen worden door een normale sampleloop waardoor men kan meten in het ppm bereik. Hiervoor komen drie typen gaschromatograaf in aanmerking. Een GC 955 met twee detectoren, een PID en een FID. Een PID is bij uitstek geschikt voor aromatische en gehalogeneerde koolwaterstoffen. De FID kan ingezet worden voor een scala van koolwaterstoffen. Wanneer deze twee parallel worden ingezet kan men bij zeer complexe mengsels de individuele componenten kwalificeren en daarna kwantificeren. Rapportagegrens vinylchloride in lucht is 0,3 mg/m^3</p>	
<p>NEN-EN-ISO 16017-2-2003</p>	<p>Algemene richtlijn voor de bemonstering en analyse van vluchtige organische verbindingen in lucht, waaronder gechlorideerde koolwaterstoffen. Toepasbaar voor binnenlucht, buitenlucht en lucht op de werkplek. De verschillende sorbents worden besproken.</p>	
<p>GGD richtlijn 'Gezondheids-risico's voor omgeving bij bodem-sanering'</p>	<p>2 maal 3 uur bemonsteren op actief-kool (SKC-200/400), analyse in een daartoe geaccrediteerd laboratorium</p>	

Analyse vinylchloride

Laboratorium	Aangeleverde monsters	Analysemethode	Detectiegrens	Opmerkingen
Alcontrol BV	actief-koolbuizen	desorptie met CS ₂ , analyse mbv GCMS (NEN 2964)	1 µg/buis	<ul style="list-style-type: none"> - buis kan 20 tot 30 mg organische stoffen vasthouden - buis bestaat uit analysesectie en doorbraak sectie. Indien analysesectie meer dan 100 µg bevat wordt doorbraaksectie ook geanalyseerd. Indien deze meer dan 10 µg wordt rekening gehouden met doorbraak - reproduceerbaarheid circa 18 %
Alcontrol BV	actief-koolbuizen	desorptie met CS ₂ , derivatisering van vinylchloride, analyse mbv GC-ECD (huismethode)	5 ng/buis	<ul style="list-style-type: none"> - idem - lagere detectiegrens dan bij NEN 2964

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl