

# Kilder til BAM-forurening og forureningsudbredelse

Undersøgelseserfaringer. Delrapport 2

Liselotte Ludvigsen  
HOH Vand og Miljø A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 INDLEDNING	11
1.1 BAGGRUND	11
1.2 FORMÅL	12
2 KILDER TIL BAM-FORURENING	15
3 UNDERSØGELSER AF KILDESTYRKEN	18
3.1 UNDERSØGELSESOMFANG OG -METODE	18
3.2 FUNDNE KONCENTRATIONER I JORD FORDELT PÅ KILDETYPER	19
3.2.1 Vandværksgrund samt nærfelt omkring boringer som kilde	19
3.2.2 Landbrugsejendomme (gårdpladser/kørearealer)	20
3.2.3 Gartnerier (drivhusarealer, gårdspladser)	21
3.2.4 Plantager (dyrkede arealer, gårdspladser)	23
3.2.5 Sportspladser	23
3.2.6 Diverse bebyggede områder	24
3.2.7 Nyttehaver	25
3.2.8 Vejrabatter og fortove	26
3.2.9 Jernbane	26
3.2.10 Sammenfatning	26
3.3 FUNDNE KONCENTRATIONER I POREVAND OG SEKUNDÆRT GRUNDEVAND	29
3.4 BAM I OVERFLADEAFSTRØMMENDE VAND SAMT I RECIPIENTER	30
3.5 VURDERING AF KILDESTYRKEN I FORHOLD TIL FORTSAT BAM-FORURENING	31
3.6 FELT INDIKATIONER AF BAM-NEDBRYDNING	32
4 UNDERSØGELSER AF FORURENINGSNEDSIVNING – OG SPREDNING	35
4.1 HVIDOVRE VANDVÆRK (BYMÆSSIGT INDVINDINGSOPLAND)	35
4.1.1 Forureningssituation og tidligere undersøgelseserfaringer	35
4.1.2 Iværksatte undersøgelser	39
4.1.3 Resultater af undersøgelsen	39
4.1.4 Sammenfatning og vurderet varighed af forureningen	41
4.2 STRØBY EGEDE VANDVÆRK (LANDOMRÅDE)	42
4.2.1 Forureningssituation og tidligere undersøgelseserfaringer	42
4.2.2 Iværksatte undersøgelser	44
4.2.3 Undersøgelsesresultater	45
4.2.4 Sammenfatning og vurderet varighed af forureningen	46
4.3 STAURBYSKOV VANDVÆRK, MIDDELFART (INDVINDINGSOPLAND I PRIMÆRT LANDZONE)	47
4.3.1 Om forureningssituationen	47
4.3.2 Iværksatte undersøgelser	47
4.3.3 Undersøgelsesresultater	49

4.3.4	<i>Sammenfatning og vurdering af varigheden</i>	52
4.4	ESKÆRHØJVÆRKET, HADERSLEV VANDFORSYNING (INDVINDINGSOPLAND I PRIMÆRT BYZONE)	53
4.4.1	<i>Forureningssituation og tidligere undersøgelser</i>	53
4.4.2	<i>Iværksatte undersøgelser</i>	57
4.4.3	<i>Resultater af undersøgelserne</i>	57
4.4.4	<i>Sammenfatning og vurderet varighed af BAM-forurening</i>	60
4.5	SAMMENFATNING, UNDERSØGELSESERFARINGER	61
5	REFERENCER	63
	BILAG A	65
	<i>Klausenskov Vandværk (Ellenet Kildeplads), Marstal Vandforsyning</i>	65
	BILAG B	67
	<i>MEP kortlægning ved Staurbyskov Vandværk</i>	67
	BILAG C	71
	<i>MEP-kortlægning ved Eskærhøjværket</i>	71

# Forord

Denne delrapport under projektet "Pesticider og Vandværker" omfatter undersøgelseserfaringer fra en række BAM-forureningsramte kildepladser, hvad angår kilder til BAM-forurening samt nedsivning og udbredelse af BAM-forurening.

Feltundersøgelserne er udført af en række projektdeltagere, heriblandt Liselotte Ludvigsen, Jakob Futtrup og Carsten Vejergang Christensen fra HOH Vand & Miljø A/S, Liselotte Clausen og Erik Lange fra Miljø & Ressourcer, DTU samt Lars Misser tilknyttet Geologisk Institut, Københavns Universitet. Feltundersøgelserne er i øvrigt udført i tæt samarbejde med de implicerede vandværker.

Det tilknyttede analysearbejde er udført af Danmarks JordbrugsForskning, Flakkebjerg ved Niels Henrik Spliid samt af Teknologisk Institut i Taastrup.

Rapporteringen er udført af Liselotte Ludvigsen, HOH Vand & Miljø A/S med konstruktiv kritik fra Marianne Marcher Juhl, Lars Elkjær og Claus Kirkegaard fra HOH Vand & Miljø A/S.



# Sammenfatning og konklusioner

Det pesticid (eller pesticid nedbrydningsprodukt), som til dato har forurennet flest vandværksboringer i Danmark, er stoffet 2,6-dichlorbenzamid (BAM). BAM stammer fra totalukrudtsmidlerne Prefix og Casoron, og er et nedbrydningsprodukt fra aktivstofferne dichlobenil og chlorthiamid i disse ukrudtsmidler. Midlerne har været brugt i perioden 1965 til 1997, men er nu forbudt.

Det årlige gennemsnitlige forbrug i Danmark af chlorthiamid og dichlobenil i perioden 1965-1997 har været 29.000 kg/år. Doseringen af dichlobenil har været mellem 4-30 kg aktivstof pr. ha.

Prefix og Casoron har været meget bredt anvendt af en lang række brugergrupper og på en række lokaliteter (ikke prioriterede):

- Gårdspladser til landbrugsbedrifter
- Gartnerier (i drivhuse, på gårdspladser og udenomsarealer)
- Plantager (under buske og træer på frugt- og granplantager, på gårdspladser)
- Planteskoler (bede, gang- og stiarealer)
- Koloni- og nyttehaver
- Boligforeninger (parkeringsarealer, gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Enfamiliehuse (indkørsler, bede, gang- og stiarealer)
- Parker/grønne områder (gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Kirkegårde (gang- og stiarealer)
- Sportspladser/idrætsanlæg (løbebaner, tennisbaner, gang- og stiarealer)
- Skoler/børneinstitutioner (gang- og stiarealer, legearealer)
- Hospitaler/øvrige offentlige bygninger (gang- og stiarealer, parkeringspladser)
- Veje (vejrabatter, fortove, stier)
- Jernbane/stationspladser
- Vandværksgrunde
- Nærfelt omkring boringer i indvindingsopland

Ukrudtsbehandling med Casoron og Prefix har forekommet i både bymæssige indvindingsoplande som i landområder. Antallet og tætheden af kilder er dog typisk væsentlig højere i bymæssige områder.

Ved undersøgelser af kilderne er der fundet koncentrationer af dichlobenil i jord på typisk under 100 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen i den øverste 1 meter ligger på ca. 55 µg/kg. Der findes indhold af dichlobenil på over halvdelen af de undersøgte lokaliteter, hvor der ikke altid har været viden om brug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler. Det må formodes, at stoffet ikke har været anvendt siden 1997, hvorfor de påviste indhold repræsenterer restkoncentrationer af ikke nedbrudt dichlobenil. Der påvises desuden et mindre indhold af BAM i jorden, hvilket viser, at dichlobenil fortsat langsomt nedbrydes, og der således stadig kan sive BAM fra overfladen til grundvandsmagasinet. BAM påvises også i porevand i umættet zone (i koncentrationer op til 37 µg/l) og i sekundære magasiner, hvilket viser, at BAM fortsat er under nedsivning. Der er flere steder samtidig påvist indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand udtaget fra umættet zone under kilderne, hvilket kan være en indikation

af, at der sker en vis omsætning af BAM i umættet zone, idet 2,6-dichlorbenzoesyre i litteraturen er rapporteret som nedbrydningsprodukt fra BAM.

Beregninger af den påviste kildestyrke viser, at den resterende pulje af dichlobenil i de øvre jordlag fortsat vil kunne give anledning til påvirkning af grundvandsmagasinet under kilden i flere år fremover. Hovedparten af BAM-forureningen vurderes dog allerede nedsivet fra de øverste jordlag.

Ud over ved direkte nedsivning fra arealer behandlet med dichlobenil kan der være risiko for spredning af BAM-forurening via vandløb og overfladeafstrømmende vand fra befæstede arealer. Fra f.eks. regnvandsbassiner uden fast bund vurderes der at være øget risiko for nedsivning af BAM-forurenede vand til grundvandsmagasinet.

Erfaringer fra udvalgte indvindingsoplande viser, at de mange kilder til BAM-forurening såvel i by- som i landområder har givet anledning til udbredte magasinforureninger. Udbredelsen af BAM-forureningen i grundvandsmagasinerne synes således at stamme fra mange års udvaskning af kilderne, hvor de enkelte BAM-forureningsfaner fra hver af kilderne i mange tilfælde nu forekommer sammenhængende forårsaget af stoffets høje mobilitet. Kompleksiteten i fordelingen af de mange kilder sammenholdt med spredningen af kilderne via afstrømmende regnvand og vandløb gør ofte identifikation af de primære transportveje for forureningen fra kilde til grundvand meget vanskelig.



# Summary and conclusions

The pesticide (or pesticide degradation product) which has hitherto polluted most water extraction wells in Denmark is 2,6-dichlorobenzamide (BAM). BAM derives from the herbicides Prefix and Casoron and is a degradation product of the active substances dichlobenil and chlorthiamide in these herbicides. The herbicide products were used in the period from 1965 to 1997 but are now prohibited.

The average annual consumption in Denmark of chlorthiamid and dichlobenil was 29,000 kg/year in the period 1965-1997. The application dose of dichlobenil was around 4-30 kg active substance per ha.

Prefix and Casoron were used widely by many different users in different areas (not in order of priorities):

- Courtyards for farm holdings
- Gardening/market gardens (in greenhouses, courtyards and surrounding areas)
- Plantations (under bushes and trees in fruit- and spruce plantations and on the courtyard)
- Nursery gardens (in beds and walks)
- Allotments and kitchen gardens (in beds and walks)
- Apartments blocks (in beds, walks, parking areas, playgrounds)
- Single-family houses (in beds, walks and driveways)
- Parks/recreational areas (in beds, walks and playgrounds)
- Churchyards (walks)
- Sport grounds (walks, running tracks, tennis courts etc.)
- Schools and child-care institutions (beds, walks, playgrounds)
- Public buildings/hospitals etc. (beds, walks, parking areas)
- Roads (road verges, sidewalks, footpaths)
- Railroads/railroad stations
- Waterwork sites (non-paved areas)
- Surrounding areas around waterwork wells

Weed control using Casoron and Prefix occurred both in urban and agricultural groundwater catchment areas. The number of BAM contaminant sources, however, is typically much higher in urban areas and the contaminant sources closer compared to agricultural areas.

Investigations of the BAM contaminant sources show concentrations of typically up to 100 µg/kg of the parent pesticide dichlobenil in soils. The average concentration in the top 1 meter is at approx. 55 µg/kg. Dichlobenil is found in soil samples in more than half of the investigated sites, regardless of knowledge of dichlobenil-containing herbicides having been used at the sites or not. It is assumed that the herbicides have not been used since 1997, and that the observed concentrations of dichlobenil represent residual concentrations of dichlobenil that has not been degraded. Small amounts of BAM is also detected in the soil, which shows that dichlobenil is still degraded and that BAM continues to infiltrate from the surface. BAM is also detected in pore-water from vadose zone (in concentrations of up to 37 µg/l) as well in groundwater

aquifers near the ground surface, which shows that BAM is still leaching through vadose zone to the groundwater. Often, 2,6-dichlorobenzoic acid also is detected in pore water samples from the vadose zone, indicating that BAM is degraded since 2,6-dichlorobenzoic acid in the literature is reported as being a metabolite from BAM.

Calculations show that the residuals of dichlobenil in soils from the upper few meters of the investigated sites can still cause groundwater contamination for many years to come. However, the main part of BAM is considered to have already infiltrated into deeper parts of vadose zone or into the groundwater aquifer.

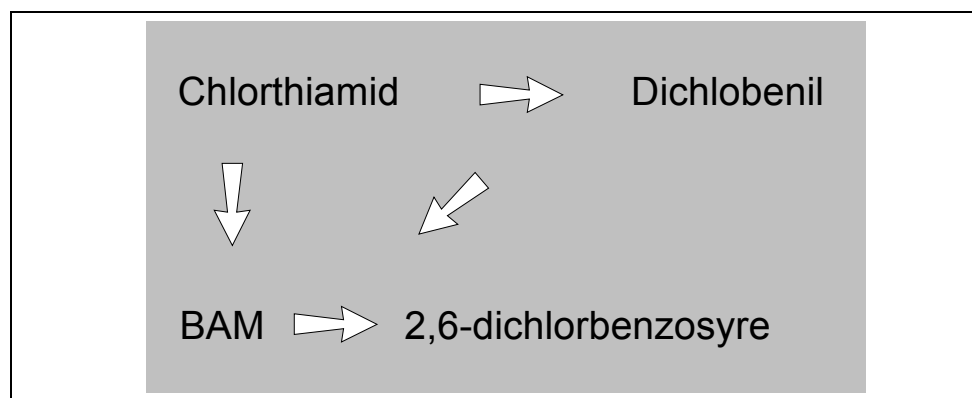
Apart from the direct infiltration of BAM from the contaminant sources there might be a risk of spreading BAM via surface water (streams) and rainwater runoff from roads and paved surfaces. For instance, rainwater basins without firm bottom imply a risk of infiltration into the groundwater of BAM polluted rainwater.

Investigations of selected groundwater catchments have shown that the many BAM contaminant sources in urban and agricultural areas have caused widely spreaded BAM-pollution in the groundwater aquifers. The spreading of BAM-pollution is caused by leaching of BAM from all these contaminant sources resulting in many small pollution plumes which often seem to combine to larger coherent plumes due to the high mobility of BAM. The complex distribution of contaminant sources in the catchment areas combined with the spreading of BAM via surface water and runoff rainwater pattern makes it very difficult to identify preferential pathways from the contaminant source to the groundwater.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

Dichlobenil og chlorthiamid, som er moderstoffer til nedbrydningsproduktet BAM (jf. figur 1.1), har været anvendt som totalukrudtsmidler i Danmark i perioden fra 1965 til 1997. Begge herbicider har været solgt til brug på udyrkede arealer, i frugtplantager og under prydræer og prydbuske. Chlorthiamid blev i Danmark solgt som Prefix i perioden 1965-1980, mens dichlobenil blev solgt i handelsprodukterne Casoron G, Prefix G og Prefix Garden i perioden 1970-1997 (Miljøstyrelsen, 1996). Salg af dichlobenil blev forbudt i Danmark i 1997.



Figur 1.1 Nedbrydningsveje for chlorthiamid, dichlobenil og BAM

Ifølge Miljøstyrelsen har doseringen af dichlobenil været mellem 4 og 30 kg aktivstof pr. ha., med en skønnet typisk dosering på ca. 20 kg aktivstof pr. ha (Miljøstyrelsen, 1997). Doseringen af chlorthiamid har formentlig været af samme størrelsesorden. Statens Planteavlfsforsøg har fra 1991 og frem anbefalet en maksimal dosering svarende til 13,5 kg aktivstof pr. ha. I boksen nedenfor er refereret vejledningen i brug af Casoron G og Prefix G fra "Planteværn '93".

Som det fremgår, er begge ukrudtsmidler på granulat-form med anbefalet udstrøning før regn. De anbefalede mængder til udstrøning på op til 200 kg/ha svarer til ovennævnte ca. 13,5 kg aktivstof pr. ha (6,75 % aktivstof i midlerne). I praksis har udstrøningen nok i mange tilfælde ikke været baseret på nøje afvejede mængder, men formentlig været strøet ud med "let hånd".

Den brede anvendelse af stofferne som totalukrudtsmidler betyder, at midlerne Casoron og Prefix har været anvendt af en lang række af brugere (private borgere, forskellige erhvervsbrancher som fx plantager, gartnerier, landbrug samt offentlige institutioner som fx tekniske forvaltninger). Som følge heraf synes det således væsentligt at tage højde for de mange potentielle kilder i vurdering af BAM-forureningens oprindelse i et givet BAM-forurenet indvindingsopland.

### Om brugen af Casoron G og Prefix G:

- uddrag fra udgivelsen "Planteværn '93". De to stoffer blev forbudt i 1997

#### **Casoron G:**

Aktivstof: Dichlobenil: 6,75%

Skal bruges under frugttræer og frugtbuske efter frugtplukning og indtil første maj.

Virkning: Casoron G er et meget bredtvirkende ukrudtsmiddel i granulatform til udstrøning. Anvendelse: Udstrøes ved lav temperatur på fugtig jord før regn.

Midlet flyder ikke i jorden og trænger ikke længere ned end 7 - 10 cm. Udyrkede arealer: Gårdspladser, industrianlæg, sportsanlæg, vejkanter, fortove og havegange. Frugt og bærkulturer: I æble- og pæreplantager samt ribs- og solbærbepantninger kan der behandles med 80 - 100 kg Casoron G pr hektar i det tidlige forår. Små træer og prydbuske: 40 - 60 kg Casoron G pr. hektar.

Fareklasse: Ingen.

#### **Prefix G:**

Aktivstof: Dichlobenil: 6,75%

Virkning: Bekæmper de mest almindelige ukrudtsarter. Spredes i granulatform.

Bedst virkning ved udspredding før regn. Bør ikke anvendes i eller omkring væksthuse. Anvendelse: Totalukrudsbehandling og ukrudsbehandling i æble, pære, frugtbuske, løvfældende træer og busketter.

Behandling: Prefix G trænger ikke længere end 7 - 10 cm ned i jorden og giver mulighed for udstrøelse under træer og buske med dybereliggende rødder.

Dosering: Udyrkede arealer: 100 - 200 kg/ha, æble- og pæretreer med mere: 60 - 80 kg/ha.

## 1.2 Formål

Formålet med dette delprojekt er at belyse, hvilke kilder der kan være til BAM-forurening i indvindingsoplande, som repræsenterer henholdsvis by- og landområder. Kilderne belyses ved dels forespørgsler af de potentielle brugere i udvalgte indvindingsoplande og dels ved konkrete undersøgelser af kilderne, som primært består i udtagning og analyse af jordprøver. Formålet hermed er at få belyst den aktuelle kildestyrke af dichlobenil og BAM, der stadig måtte ligge i de øverste jordlag i indvindingsoplandene. Kildestyrkens størrelse har betydning for varigheden af BAM-nedsivning og forurening af grundvandet.

I udvalgte indvindingsoplande er den igangværende nedsivning af dichlobenil og BAM igennem dæklag af moræneler beskrevet ved analyser af jord og porevand ned gennem morænelerssekvensen. Formålet hermed er at få en "status" på, om der stadig nedsiver BAM fra kilderne til grundvandsmagasinet.

Med baggrund i kildernes placering er der for udvalgte indvindingsoplande søgt belyst, hvorledes BAM-forureningen har spredt sig i grundvandsmagasinet. Dette er beskrevet med henblik på at give nogle eksempler på, hvorledes BAM-forureningen er spredt i situationer med forskellige kildefordelinger.

Endelig er der i udvalgte indvindingsoplande fokuseret på undersøgelser af 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand og grundvand med henblik på at undersøge

for eventuelle feltindikationer af BAM-nedbrydning under såvel umættede som mættede forhold.

Resultater fra undersøgelserne - i form af observerede kildestyrker samt dichlobenil's og BAM's fordeling ned gennem jordprofiler - inddrages som kalibreringsparametre i de udførte modelsimuleringer til beskrivelse af varighed af BAM-forureningen under forskellige geologiske forhold (jf. delrapport 4).



## 2 Kilder til BAM-forurening

I forbindelse med besigtigelse og undersøgelse af de forskellige kildepladser er der søgt oplysninger om forbrug af Prefix og Casoron i de pågældende indvindings-oplande. Dataindsamlingen gennem projektet har vist, at stofferne har været brugt på en lang række arealer:

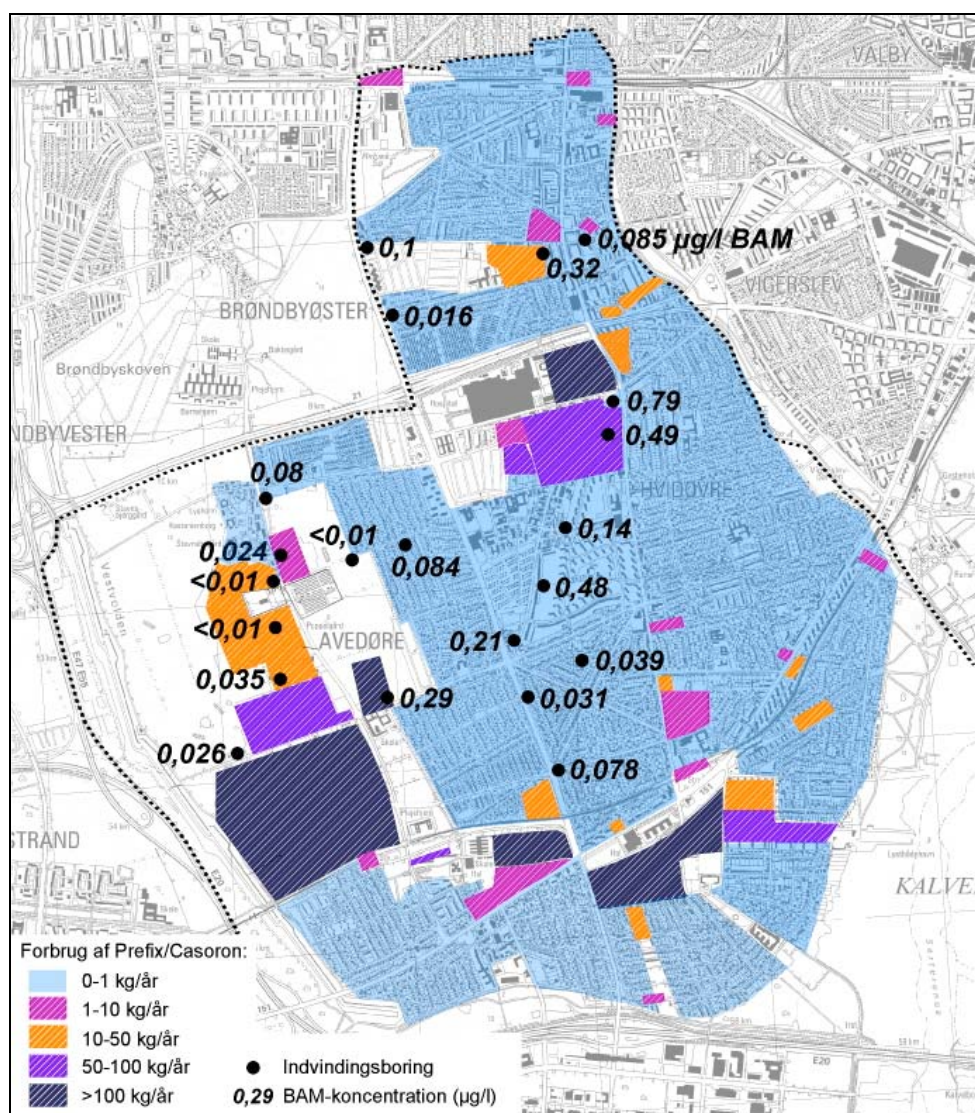
- Gårdspladser til landbrugsbedrifter
- Gartnerier (i drivhuse, udenomsarealer til drivhuse, gårdsplads)
- Plantager (under buske og træer på både frugt- og granplantager, gårdsplads)
- Planteskoler (bede, gang- og stiarealer)
- Koloni- og nyttehaver
- Boligforeninger (parkeringsarealer, gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Enfamilieboliger (indkørsler, bede, gang- og stiarealer)
- Parker/grønne arealer (gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Kirkegårde (gang- og stiarealer)
- Sportspladser/idrætsanlæg (løbebaner, tennisbaner, gang- og stiarealer)
- Skoler/børneinstitutioner (gang og stiarealer, legearealer)
- Hospitaler/øvrige offentlige bygninger (gang- og stiarealer, parkeringspladser)
- Veje (vejrabatter, fortove, stier)
- Jernbane/stationsarealer
- Vandværksgrunde (ubefæstede arealer, omkring boringer)
- Nærfelt omkring boringer i indvindingsoplandet.

De ukrudtsbekæmpede arealer - som potentiel kilde til BAM-forurening - fordeles sig primært indenfor kildetyperne punktkilder og liniekilder. Idet punktkilderne imidlertid kan være meget tæt beliggende fx ved frugtplantager (hvor jorden under hvert træ kan være behandlet) eller i parcelhuskvarterer (hvor fx indkørsler kan være behandlet mod ukrudt), vil den samlede belastning herfra være at betragte som en større fladekilde.

Ukrudtsbehandling med Casoron og Prefix har forekommet såvel i indvindings-oplande beliggende i by- og landområder. Antallet og tætheden af enkeltpunktkilder er dog typisk væsentlig højere i bymæssige områder. Casoron og Prefix har generelt ikke været anvendt til decideret landbrugsdrift (ukrudtsbehandling af marker), men har været anvendt på gårdspladser/indkørsler til landbrugsbedrifterne. Ifølge en større anonym forespørgsel af danske landbrugsbedrifter (Chrintz et al., 2000) fremgår det, at 75 % af landbrugsbedrifterne har brugt Prefix eller Casoron til ukrudtsbekæmpelse af gårdspladserne. Dette peger i retning af, at potentielle punktkilder til BAM-forurening i landzoner typisk vil være fordelt, hvor der er landbrugsejendomme med tilhørende gårdspladser. Af øvrige typiske landligt beliggende potentielle kilder til BAM-forurening skal nævnes frugt- og granplantager, gartnerier (drivhus og friland), planteskoler og eventuelt større idrætsanlæg.

I figur 2.1 og 2.2 er vist eksempler på, hvorledes potentielle kilder til BAM-forurening kan være fordelt i indvindingsoplande, som repræsenterer henholdsvis et bymæssigt indvindingsopland samt et mere landligt beliggende indvindingsopland. Eksemplerne er taget fra de BAM-forurenede indvin-

dingsoplande til henholdsvis Hvidovre Vandværk (bymæssigt opland) og Staurbyskov Vandværk (landligt beliggende opland, dog med bymæssig bebyggelse i udkanten af oplandet). De potentielle kilder er optegnet med baggrund i forespørgsel om pesticidforbrug hos de forskellige brugergrupper i oplandene; - dog er grundejere i enfamilieshuse i Hvidovre, som udgør en meget stor del af Hvidovre, ikke spurgt af ressourcemæssige årsager, ligesom ikke alle private villa- og gårdejere er blevet spurgt i indvindingsoplandet til Staurbyskov. Disse arealer er dog i begge tilfælde vurderet som potentielle kilder. Verifikation af indhold af dichlobenil og BAM i jorden ved udvalgte af de udpegede potentielle kilder er efterfølgende udført (jf. afsnit 3).

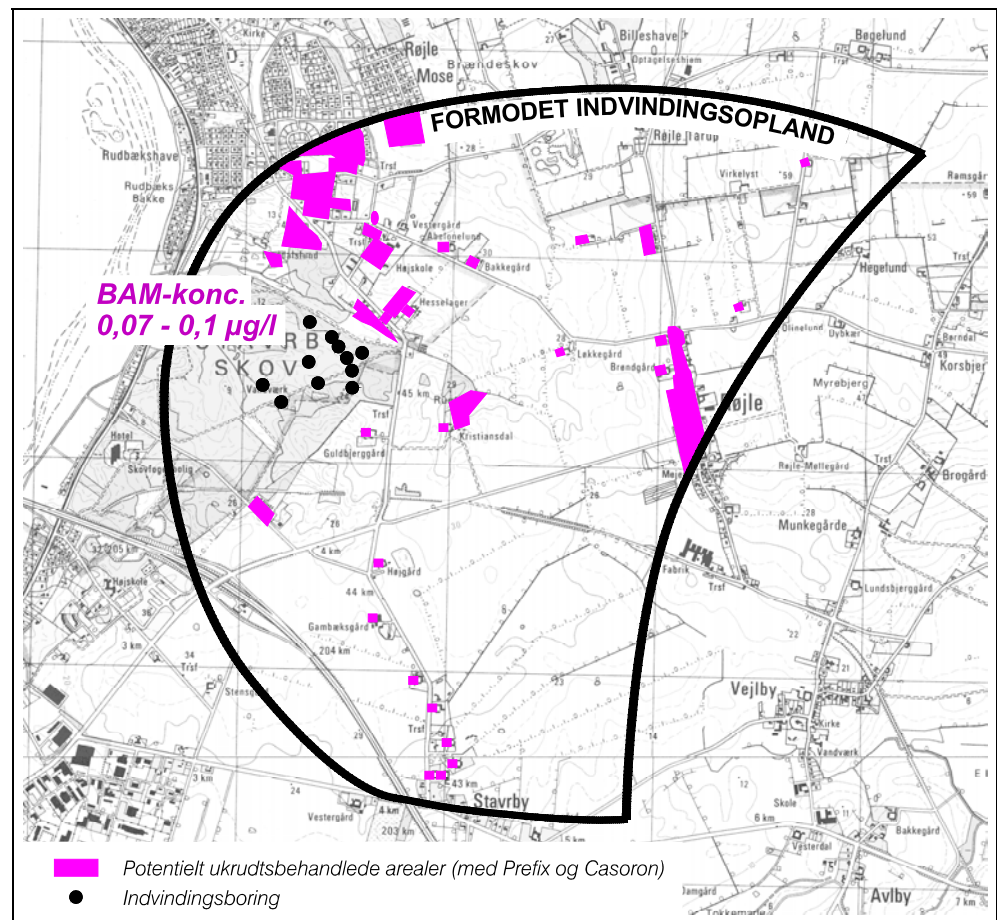


Figur 2.1 Kilder til BAM forurening i indvindingsopland til Hvidovre Vandværk vist ved de oplyste forbrug af Prefix/Casoron på forskellige arealer. Forbruget af Prefix/Casoron i villa- og rækkehusebebyggelserne (område angivet med lyseblå) er estimeret til 0-1 kg/år pr. husstand.

Forskellen i kildernes tæthed i de to typer af indvindingsoplande er åbenbar. I Hvidovre er bebyggelsesgraden meget høj og tætheden af de potentielle kilder så stor, at kilderne samlet næsten er at betragte som en fladekilde (forudsat at relativt mange af de private villaejere har haft anvendt dichlobenilholdige ukrudtsmidler). Udover villa- og rækkehusebebyggelsen udgør kilderne i Hvidovre boligforeninger, idrætsanlæg, kirkegårde, stationsarealer, grønne områder, skoler samt gartnerier. På figur 2.1 er der for de forskellige arealer angivet de oplyste årlige forbrugte mængder Prefix/Casoron i perioden 1986-1995.



Oplysningerne er indhentet tilbage i 1995 (Hvidovre Kommune, 1996), hvor midlerne stadig blev anvendt.



Figur 2.2 Formodede kilder til BAM-forurening i indvindingsoplandet til Staurbyskov Vandværk, Middelfart.

Ved Staurbyskov indvindingsopland ses til sammenligning en mere spredt kildefordeling, som primært udgøres af kilderne: gårdspladser til landejendomme og plantageejendomme, enfamiliesejendomme (indkørsler og bede) og plantager (dyrkede arealer i gran- og nedlagte frugtplantager). Oplysninger fra forespørgslerne om forbrug af Prefix og Casoron hos de potentielle brugere i dette opland (udført i år 2000) var relativt sparsomme, idet kun få af de adspurgte kunne oplyse om forbrug af midlerne. Relativt mange svarede, at de ikke kunne huske, om de havde anvendt midlerne eller, at de kun har brugt Roundup eller andre ukrudtsmidler.

Denne erfaring – med relativt lavt udbytte af forespørgsler om pesticidforbrug i indvindingsoplandene – er generel for projektet, og har formentlig sin naturlige forklaring i, at ingen vil hænges ud som ”syndere” til en konstateret forurening i grundvandet i lokalområdet. Tilsvarende synes en forespørgsel foretaget flere år efter midlernes ophør at forringe mere præcise opgørelser over forbrugte mængder ukrudtsmidler.

Om brugen af Prefix og Casoron reelt er ophørt umiddelbart efter forbudet mod brug af midlerne i 1997 er uvist. Dette er forhold, som selvfølgelig har betydning for vurdering af kildernes udvaskningsforløb. I indsamlingsordninger af pesticidrester udført indenfor de senere år bl.a. i Bornholms Amt er de tilbageleverede pesticid-typer ikke registreret ved navn (Birk Hansen, 2002), hvorfor omfanget af ubrugt Prefix og Casoron ikke umiddelbart kan estimeres

fra sådanne ordninger. Idet midlerne var relativt dyre sammenlignet med andre ukrudtsmidler (som fx triazinerne) og efter sigende samtidigt meget effektive ukrudtsmidler, kan man kun gætte på, at mange ikke har ville kassere midlerne og derfor i en periode efter 1997 har opbrugt de eksisterende restlagre.

## 3 Undersøgelser af kildestyrken

### 3.1 Undersøgelsesomfang og -metode

Med udgangspunkt i oplysninger om det aktuelle forbrug af ukrudtsmidlerne Prefix og Casoron i 10 udvalgte kildepladsområder, er der iværksat undersøgelser af udvalgte af de formodede kilder. Kildeopsporingen er udført med henblik på at få belyst den aktuelle "kildestyrke" af dichlobenil og BAM ved den formodede kilde, hvilket primært indbefatter undersøgelse af jorden og i mindre grad tillige porevand og sekundære grundvandsmagasiner for indhold af disse stoffer. I visse tilfælde er der suppleret med undersøgelser af indholdet af nedbrydningsproduktet 2,6-dichlorbenzoesyre med henblik på at se indikationer af, om BAM nedbrydes i miljøet. Herudover er der også i undersøgelserne fokuseret på regnvandsafstrømning fra bebyggede områder samt overfladevand i form af søer og vandløb som kilde til BAM-forurening i grundvandet.

De fleste af de potentielle kilder er indledningsvist belyst ved analyser af jordprøver udtaget fra topjorden, indenfor de øverste 25 cm. Jordprøverne er i de fleste tilfælde udtaget som blandeprøver (blanding af typisk 5 stk. delprøver udtaget omkring punktkilden) med henblik på at øge sandsynligheden for, at punktkilden findes. De målte koncentrationer i blandeprøven vil således repræsentere en gennemsnitskoncentration ved kilden. Såfremt kilden er verificeret ved et målt indhold af dichlobenil (eller BAM) i jorden er der for mange af kilderne suppleret med analyser af jorden fra større dybder med henblik på at finde den vertikale fordeling af stofferne ned gennem jordprofilet.

Ved undersøgelserne af de udvalgte kildepladser er der i videst muligt omfang søgt belyst forskellige typer af kilder under hensyntagen til eventuelle tidligere undersøgelseserfaringer på kildepladserne.

I tabel 3.1 er oversigtsmæssigt vist hvilke kilder, der har været undersøgt ved de udvalgte vandværker.

Vandværk	Potentielle kilder													
	Vandværksgrund	Nærfelt omkring borer	Landbrugsejendomme (gårdspladser)	Gartnerier (drivhuse/gårdspladser)	Plantager (dyrkede arealer/ gårdspladser)	Grønne områder/skov	Sportspladser/skole idrætsanlæg	Parcelhuse (indkørsler, bede)	Boligforeninger (bede, stier, P-arealer)	Nyttehaven/kolonihave	Vej, rabatter, fortove	Jernbane/stationsarealer	Afstrømmende regnvand	Overfladevand, åer, søer
Alsted	X	X	X											
Eskærhøjværket, Haderslev				X			X			X		X		
Frederiksberg, Sorø		(X)				(X)					X		X	
Hvidovre				X				X	(X)					
Kildebakken, Assens		X				X								X
Københoved, Rødning	X	X												
Staurbyskov, Middelfart		X	X		X		X					X	X	
Strøby Egede	X	X					X							
Varde		X					X							
Årslev			(X)		(X)									

Tabel 3.1 Typen af kilder, som er undersøgt ved de udvalgte vandværker. (X) indikerer, at kilden er beskrevet ved tidligere undersøgelser.

Nedenfor er gennemgået resultater af konstaterede indhold af dichlobenil og BAM i jorden fordelt på forskellige typer af kilder. Resultaterne er i et vist omfang sammenholdt med øvrige erfaringer, indhentet fra andre danske undersøgelser af kilder. Herudover er gennemgået resultater fra undersøgelser af porevand og sekundært grundvand samt undersøgelser af recipienter og afstrømmende vand fra befæstede arealer.

### 3.2 Fundne koncentrationer i jord fordelt på kilde typer

Resultater fra undersøgelserne viser, at der i en lang række tilfælde stadig findes moderstoffet dichlobenil - og ofte tillige BAM - bundet til de øvre jordlag ved de undersøgte formodede kilder. Dichlobenil er således ofte fundet til trods for, at der ikke altid har foreligget oplysninger om et aktuelt forbrug af Prefix og Casoron. I enkelte tilfælde gør det modsatte sig dog også gældende ved, at stofferne ikke påvises i jordlagene, selvom der foreligger oplysninger om, at ukrudtsmidlerne har været anvendt. En ændret arealanvendelse (med fx fjernet eller tilkørt jord) synes i mange tilfælde at kunne være forklaring på, at stofferne ikke påvises i sådanne situationer.

#### 3.2.1 Vandværksgrund samt nærfelt omkring borer som kilde

Flere af de i nærværende projekts udvalgte BAM-forurenede vandværker er undersøgt for rester af dichlobenil/BAM på selve vandværksgrunden eller omkring de forureningsramte borer. Undersøgelserne er iværksat ud fra hypotesen om, at "eget-forbruget" af ukrudtsmidler på vandværket kunne være årsagen - eller en del af årsagen - til den konstaterede forurening. Ved undersøgelserne er således søgt afklaret, om den konstaterede forurening i borerne

kan stamme fra en borings-nær kilde, som i eventuelt samspil med utætte boringer kan give anledning til boringsnær nedsivning af forurening.

Med forbehold for de relativt få undersøgelser peger data i retning af, at vandværkerne langt fra altid selv har haft anvendt ukrudtsmidler til renholdning af vandværksgrunden samt nærfeltet omkring boringer. Således kan der for en lang række af vandværker ikke detekteres spor af dichlobenil i de analyserede jordprøver udtaget i umiddelbar nærhed af boringerne (indenfor 5 meters radius) eller på de ubefæstede områder på selve vandværksgrunden. De samtidige undersøgelser med hensyn til boringerne utæthed på disse vandværker er beskrevet i delrapport 1. I tabel 3.2 er oversigtsmæssigt vist resultaterne af undersøgelserne.

Vandværk	Oplyst forbrug af Prefix	Fund af dichlobenil på vandværksgrunden	Fund af dichlobenil ved boringer	Øvrige kilder påvist i indvindingsoplandet
Alsted	Måske	-	-	Ja
Kildebakken, Assens	Ja	i.u.	-	Ja
Københoved	Nej	+	+	Ja
Staurbyskov	Nej	i.u.	-	Ja
Strøby Egede	Ja	-	(+)	Ja
Varde	Måske	i.u.	-	Ja

i.u.: ikke undersøgt, typisk fordi der ikke ligger BAM-forurenede boringer på selve vandværksgrunden  
 + : påvist indhold af dichlobenil eller BAM i jorden  
 - : ikke påvist indhold af dichlobenil eller BAM i jorden  
 (+): påvist indhold af dichlobenil, men ikke på grund af renholdning omkring boringen, men på grund af en anden boringsnær kilde (løbebane)

Tabel 3.2. Oversigt over vandværker, hvor der er påvist indhold af dichlobenil på vandværksgrunden eller i nærfelt omkring boringer

Nedenfor er vist de påviste koncentrationer af dichlobenil og BAM ved Københoved Vandværk.

Vandværk	Boring	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Københoved Vandværk	K1, K2, K3, K4, K5	0-0,05	64	2,6
	K1, K2, K3, K4, K5	0,05-0,1	24	11,4
	K1, K2, K3, K4, K5	0,1-0,2	6,8	15,6
	K1, K2, K3, K4, K5	0,2-0,7	-	-
	K1, K2, K3, K4, K5	0,7-1,0	-	-

- : under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)

Tabel 3.3. Analyseresultater af jordprøver (jordblandeprøver fra hver af boringerne K1-K5) udtaget på vandværksgrunden eller i umiddelbar nærhed af boringer.

Ved tilsvarende undersøgelser af nærfelt omkring boringer på 4 vandværker (Stjær, Gylling, Selling og Gjessø) udført af Århus Amt (Århus Amt, 2001) er der på 2 ud af disse 4 vandværker konstateret indhold af dichlobenil og BAM i jorden. Ved disse undersøgelser er der set lignende indhold af dichlobenil og BAM omkring boringerne, idet der er påvist koncentrationer af dichlobenil på op til ca. 65 µg/kg (påvist i dybden 0,25 m u.t.)

Ovennævnte data samt data fra Århus Amt peger i retning af, at der ikke altid konstateres forhøjede koncentrationer af dichlobenil og BAM i de øvre jordlag omkring boringer, hvor nedsivning via utætheder i boringskonstruktionen ellers er forventet at være den primære årsag til forurening i boringen.

### 3.2.2 Landbrugsejendomme (gårdpladser/kørearealer)

I indvindingsoplandet til Staurbyskov Vandværk, som ligger i et landområde med en række landbrugsejendomme, er der iværksat undersøgelser af 8 gårds-

pladser ved nuværende eller tidligere landbrugsejendomme. Undersøgelsen indbefatter udtagning af jordblandeprøver fra de pågældende gårdspladser. I tilfælde af, at der eksisterer en brønd eller en indvindingsboring på gårdspladsen, er der tillige udtaget en vandprøve herfra.

Som det fremgår af tabel 3.4 er der fundet indhold af dichlobenil i topjorden på 5 ud af 8 gårdspladser. Det påviste indhold af dichlobenil ligger i intervallet 10-90 µg/kg.

Lokalitet (type belægning)	Oplyst forbrug af Prefix og Casoron	Jordprøver (0-0,1 m u.t)		Vandprøver
		Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg	BAM µg/l
Gårdsplads 1 (toppede brosten)	Ved ikke	-	-	
Gårdsplads 2 (ral)	Måske (ny ejer)	44	1,6	0,59
Gårdsplads 3 (perlesten)	Nej	88	6,5	
Gårdsplads 4 (toppede brosten)	Ja	71	3,1	0,58
Gårdsplads 5 (toppede brosten)	Nej	-	-	
Gårdsplads 6 (toppede brosten)	Ja	53	-	
Gårdsplads 7 (perlesten)	Måske	9,9	-	
Gårdsplads 8 (toppede brosten)	Ja	i.u.	i.u.	10
i.u. : ikke undersøgt (der blev ikke givet lov)				
-: under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg for BAM				

Tabel 3.4. Resultater af jord- og vandprøver udtaget på gårdspladser beliggende i indvindingsopland til Staurbyskov Vandværk. Jordprøver er analyseret som blandeprøver af hver 5 delprøver.

Kun 3 af gårdspladserne havde egen brønd, og vandprøver herfra viste alle indhold af BAM (0,6-10 µg/l).

Nedenfor er endvidere vist det påviste indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver udtaget ved gårdspladser beliggende ved henholdsvis Alsted Vandværk (1 undersøgt gårdsplads) og Årslev Vandværk (2 undersøgte gårdspladser).

Lokalitet		Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Gårdsplads, Alsted	Blandeprøve	0-0,25	4	2
	boring G1	0,2	18	2,9
		1,0	-	-
		3,0	14	-
		4,0	-	-
	boring G2	0,2	12	2,7
3,0		-	-	
4,0		-	-	
Gårdsplads 1, Årslev	Blandeprøve	0,2-0,5	6,0	-
Gårdsplads 2, Årslev	Blandeprøve	0,2-0,5	9,8	3,5
-: under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)				

Tabel 3.5 Indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver udtaget ved gårdspladser til landejendomme ved Alsted og Årslev Vandværk

Med forbehold for det relativt beskedne datagrundlag fra gårdspladser til landbrugsejendomme synes disse data at confirmere, at der på gårdspladserne meget ofte har været anvendt dichlobenilholdige ukrudtsmidler, og at der stadig er dichlobenil at finde i jorden ved gårdspladserne.

### 3.2.3 Gartnerier (drivhusarealer, gårdspladser)

Erfaringsmæssigt synes brug af total ukrudtsmidler på gartnerier (væksthusgartnerier og frilandsgartnerier) primært at være relateret til gårdspladser/ ubefæstede arbejdsarealer samt udenomsarealer til drivhuse. Der kan tillige

have været brugt ukrudtsmidler i drivhuse, typisk langs gangarealer samt under planteborde, for at undgå vækst af ukrudt, som kan danne niche for vækst af skadedyr. Af Dansk Planteværns vejledning i brug af Prefix G fra 1993 (se tekstboks i afsnit 1.1), er det imidlertid anbefalet, at midlet ikke bør anvendes i eller omkring væksthuse.

Der er udført undersøgelser af gartneri-egendomme i indvindingsoplandene til Eskærhøjværket (1 gartneri) og Hvidovre Vandværk (4 gartnerier). Undersøgelsesresultaterne for Hvidovre stammer delvis fra tidligere undersøgelser (Hvidovre Kommune, 2001). Indhold af dichlobenil, BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre i jorden på disse gartnerier er vist i tabel 3.6.

Lokalitet	Prøvetagningssted	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg	2,6-dichlorbenzoesyre µg/kg			
Gartneri 1, Hvidovre	Drivhus, Blandeprøver	0-0,2	-	-	2-3			
		1,0	-	-	10-11			
		0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
	Gårdsplads, blandeprøve	Gårdsplads, boring 1	0-0,2	468	14	i.a.		
			0,25	56	102	i.a.		
			0,5	-	61	i.a.		
			1,0	-	-	i.a.		
			1,5	14	1	i.a.		
			2,0	-	0,3	i.a.		
			2,5	-	2	i.a.		
			3,0	-	2	i.a.		
			3,5	-	-	i.a.		
			4,0	-	-	i.a.		
			Gårdsplads, boring 2	Gårdsplads, boring 2	0,25	66	3	i.a.
					0,5	97	118	i.a.
					1,0	6	4	i.a.
	1,5	-			-	i.a.		
	2,0	-			1	i.a.		
	2,5	-			1	i.a.		
3,0	-	1			i.a.			
Gartneri 2, Hvidovre	Drivhus, blandeprøver	0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
		0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
	Kemikalieskur	Kemikalieskur	0-0,1	550	30	-		
			0,5	60	3	-		
			0-0,1	10	-	-		
			0,5	1	-	-		
Gartneri 3, Hvidovre	Drivhus, blandeprøver	0-0,1	130	-	-			
		0,5	2	-	-			
		0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
Gartneri 4, Hvidovre	Drivhus, blandeprøver	0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
		0-0,2	-	-	-			
		1,0	-	-	-			
Gartneri 5, v. Eskærhøj-værket	Nedlagt gartneri, blandeprøver	0-0,25	-	-	i.a.			
		0,5	-	-	i.a.			

Tabel 3.6 Indhold af dichlobenil, BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre i jorden ved undersøgte gartnerier i indvindingsoplande til Hvidovre Vandværk og Eskærhøjværket.

Der er ikke konstateret indhold af dichlobenil og BAM i jorden fra de undersøgte væksthuse. Til gengæld er der konstateret indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i drivhusjorden på ét af gartnerierne, som indikerer, at dichlobenil har

været anvendt her, men nu er nedbrudt. På ét af gartnerierne er der konstateret indhold af dichlobenil på gårdspladsen, og på et andet gartneri er der konstateret dichlobenil omkring et kemikalieskur (jf. tabel 3.6). Som det fremgår, er der i topjorden begge steder konstateret relative høje indhold af dichlobenil på ca. 500 µg/kg. Der henvises i øvrigt til afsnit 4 for yderligere gennemgang og diskussion af undersøgelsesresultaterne.

I undersøgelser af 25 væksthuse- og frilandsgartnerier udført af Københavns Amt (Københavns Amt, 2001) synes erfaringen at være, at der i stort omfang har været anvendt dichlobenil såvel på gårdspladser/udenomsarealer til gartnerierne som i drivhusene. Således er der på 19 ud af 25 undersøgte gartnerier påvist dichlobenil eller BAM i jorden på gårdspladsen eller/og i drivhusene. På 50 % af de undersøgte væksthusegartnerier er der konstateret spor af dichlobenil eller BAM i drivhusjorden. På 17 ud af de 25 grunde var det muligt at udtage vandprøver fra sekundære grundvandsmagasiner, og på samtlige 17 grunde blev der konstateret BAM i grundvandet i koncentrationerne 0,01-8,5 µg/l.

### 3.2.4 Plantager (dyrkede arealer, gårdspladser)

Dichlobenilholdige ukrudtsmidler er blandt de pesticider, som har været anvendt i relativ stor mængde i frugtplantager, typisk udstrøet 1 gang pr. sæson (Amternes Videncenter, 2000).

Der er udført undersøgelser af plantage-ejendomme i indvindingsoplandene til Staurbyskov Vandværk (3 plantager) og Årslev Vandværk (1 plantage). Indhold af dichlobenil og BAM i jorden på disse plantager er vist i tabel 3.7.

Som det fremgår, er der påvist dichlobenil og eventuelt tillige BAM i jorden fra de dyrkede arealer på to af ejendommene. På én ejendom er stofferne kun konstateret på gårdspladsen, og stofferne er her påvist i jorden til 2-3 meters dybde.

Lokalitet	Prøvetagningssted	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Frugtplantage 1, Staurbyskov (nedlagt)	Tidligere dyrkede arealer	0-0,25*	-	-
Frugtplantage 2, Staurbyskov	Gårdsplads	0-0,25*	-	-
		0,25-0,5	49	2,2
		0,75-1,0	13	-
		1,75-2,0	-	-
		2,75-3,0	35	4,5
		3,75-4,0	-	13,6
Granplantage, Staurbyskov	Dyrkede arealer	0-0,25*	7,3	-
Frugtplantage, Årslev (nedlagt)	Tidligere dyrkede arealer	0,2-0,5*	4,8	-
-: under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)				
*: analyseret som blandedprøver af 5 delprøver				

Tabel 3.7 Indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver udtaget på plantage-ejendomme.

I 2 undersøgelser udført af Århus Amt (Århus Amt, 1999a og 1999b) er 5 frugtplantager undersøgt. Her er påvist dichlobenil og BAM i jorden i koncentrationsintervaller på 6-36 µg/kg for dichlobenil og 6-30 µg/kg for BAM.

### 3.2.5 Sportspladser

Det BAM-forureningsramte vandværk ved Strøby Egede ligger tæt op ad et idrætsanlæg til en skole, hvorfor idrætsanlægget har været oplagt at undersøge som kilde til forureningen. Der er fokuseret på undersøgelse af en grusbelagt



løbebane, som ligger få meter fra en af de BAM-forureningsramte indvindingsboringer. I tabel 3.8 er vist resultater af jordanalyser ved denne løbebane. Resultater herfra er i øvrigt gennemgået i sammenhæng med porevandsanalyser i afsnit 4.

Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg	2,6-dichlorbenzoesyre µg/kg
0-0,25	30	3	-
1,0	4	0,4	-
2,0	-	-	i.a.
3,0	-	-	i.a.
4,0	-	-	i.a.
- : under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil), 1 µg/kg (BAM) og 20 µg/kg (2,6-dichlorbenzoesyre) i.a.: ikke analyseret			

Tabel 3.8 Analyseresultater af jordprøver udtaget som blandeprøver omkring en løbebane på et idrætsanlæg beliggende ved Strøby Egede Vandværk.

Ved Varde Vandforsyning, som ligeledes ligger meget tæt op ad to idrætsanlæg tilknyttet henholdsvis en skole og et gymnasium, er der ligeledes udtaget en række jordprøver for at belyse, om forbrug af ukrudtsmidler her kunne være kilde til BAM-forureningen. Der blev konstateret indhold af dichlobenil og BAM ved skolens idrætsanlæg, men primært forårsaget af brug langs hegn og stier omkransende sportspladsen (jf. tabel 3.9).

Lokalitet	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Skole, tilløbsbane	0-0,1	-	-
Skole, tilløbsbane	0,2-0,3	-	-
Skole, boldbane (græs)	0-0,1	-	-
Skole, boldbane (græs)	0,2-0,3	-	-
Skole, hegn (omkransende boldbane)	0-0,1	25	-
Skole, hegn (omkransende boldbane)	0,2-0,3	-	-
Skole, stisystem (omkransende boldbane)	0-0,1	12	-
Skole, stisystem (omkransende boldbane)	0,2-0,3	5,8	0,3
Gymnasium, idrætsplads	0-0,1	-	-
Gymnasium, idrætsplads	0,2-0,3	-	-
- : under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)			

Tabel 3.9. Analyseresultater af jordprøver udtaget omkring idrætsanlæg på en skole og et gymnasium beliggende ved Varde Vandforsyning.

### 3.2.6 Diverse bebyggede områder

#### 3.2.6.1 Private indkørsler/bede

I tabel 3.10 er vist analyseresultater af jordprøver udtaget fra en række private indkørsler til parcelhuse. Som det fremgår, synes der ligeledes for denne kilde type at forefindes rester i jorden fra brugen af dichlobenilholdige ukrudtsmidler.

Lokalitet	Oplyst forbrug af Prefix	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Bed, privat have, Haderslev	Ja	0-0,25	-	-
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Ja	0-0,25	-	-
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Måske	0-0,25	6,6	-
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Måske	0-0,25	-	-
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Ja	0-0,25	22	1,6
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Ja	0-0,25	-	-
Indkørsel til privat villa, Staurbyskov	Måske	0-0,25	6,7	-
Indkørsler til 3 private villaer, Staurbyskov	Nej	0-0,25	9,1	1
- under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)				

Tabel 3.10 Indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver fra udvalgte private indkørsler og bede beliggende i Eskærhøjværkets og Staurbyskov Vandværks indvindingsoplande

### 3.2.6.2 Boligforeninger

To boligforeninger beliggende i Hvidovre Vandværks indvindingsopland er udvalgt til undersøgelse for kilder til BAM-forurening. Den ene af boligforeningerne har haft et forbrug af Prefix på ca. 100 kg/år i perioden 1986-1991, og den anden boligforening et forbrug på 225-750 kg/år i perioden 1986-1995. Ukrudtsmidlet har været brugt i bede, på stier, grusbelagte opholdsområder samt på parkeringsområder. Der er udtaget jordprøver fra arealer, hvor stoffet har været anvendt, og resultatet af analyserne fremgår af tabel 3.11.

Lokalitet	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
<b>Boligforening 1</b> (Prefix forbrug på ca. 100 kg/år i perioden 1986-1991)			
Bed m. buske	0-0,25	38	10
	0,5	-	1,3
	1,0	7,8	2,5
	2,0	-	-
Bed m. buske	0-0,25	8	7
	0,5	6,0	10,7
	1,0	-	-
	2,0	11,8	-
	3,0	1.200	43
	4,0	-	3,5
Parkeringsplads (mellem SF-sten)	0-0,25	-	-
<b>Boligforening 2</b> (Prefix forbrug på ca. 225-750 kg/år i perioden 1986-1995)			
Grusbelagt bed	0-0,25	10	-
	0,5	26	-
	1,0	-	3,6
	2,0	-	13,5
Grusbelagt bed	0-0,25	38	-
	0,5	11,8	-
	1,0	28	-
	2,0	-	1,4
	3,0	-	-
Grusbelagt bed/sti	0-0,25	13	3
Grusbelagt sti	0-0,25	-	-
- : under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)			

Tabel 3.11 Indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver udtaget ved boligforeninger i Hvidovre Vandværks indvindingsopland.

Som det fremgår, er der i stort omfang konstateret dichlobenil og BAM i jorden ved boligforeningerne, og stofferne er konstateret i jorden til relativt store dybder á 3-4 m u.t. Resultaterne er endvidere kommenteret i sammenhæng med resultater af porevandsanalyser i afsnit 4.

### 3.2.7 Nyttehaver

I Hvidovre Vandværks indvindingsopland er der udført undersøgelser af nyttehaver (Hvidovre Kommune, 2000). Der har tidligere (frem til 1980) ligget et større drivhusgartneri på arealet. Ved undersøgelserne er jorden undersøgt for en række pesticider, heriblandt for indhold af dichlobenil og BAM. I tabel 3.12 er vist det påviste indhold af dichlobenil og BAM i jorden fra nyttehaverne.

Som det fremgår, er der konstateret indhold af dichlobenil i 6 ud af de 6 overfladenære blandeprøver udtaget fra de forskellige nyttehave-områder, hvilket vidner om en flittig anvendelse af dichlobenilholdige ukrudtsmidler.

Prøvetagningssted	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Nyttehave område 1	0-0,1	10	-
	0,4-0,5	10	-
Nyttehave område 2	0-0,1	30	-
	0,4-0,5	20	2
Nyttehave område 3	0-0,1	20	-
	0,4-0,5	-	-
Nyttehave område 4	0-0,1	40	10
	0,4-0,5	30	3
Nyttehave område 5	0-0,1	10	-
	0,4-0,5	-	-
Nyttehave område 6	0-0,1	20	-
	0,4-0,5	-	-

- under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 2 µg/kg (BAM)

Tabel 3.12 Påviste koncentrationer af dichlobenil og BAM i jorden ved nyttehaver beliggende i Hvidovre Vandværks indvindingsopland (fra Hvidovre Kommune, 2000). Hver nyttehave område repræsenterer 5 nyttehaver, hvorfra der er udtaget jordprøver fra, og jordprøver er analyseret som blandeprøver herfra.

### 3.2.8 Vejrabatter og fortove

I indvindingsoplandet til Eskærhøjværket er der undersøgt liniekilder i form af tilkørselsvejen til vandværket samt perlestensbelagte fortove langs to kommunale veje. Det var på forhånd uvist, om der havde været anvendt ukrudtsmidler på vejen til vandværket, hvorimod der på de to kommunale veje forelå oplysninger om, at der har været anvendt Prefix til ukrudtsbekæmpelse på fortovet. Renholdelsen af fortovene har Haderslev Kommune forestået. Det har ikke været muligt at få oplysninger om den doserede mængde Prefix ved fortovene.

Som det fremgår af tabel 3.13, er der ikke påvist indhold af dichlobenil og BAM ved tilkørselsvejen til Eskærhøjværket. Der er til gengæld konstateret indhold af stofferne på fortovene ved de kommunale veje. Som det fremgår, varierer koncentrationen dog betragteligt mellem de udtagne prøver, skønt kommunen har oplyst, at forbruget af ukrudtsmidler har været rimelig ens langs fortovsstrækningerne.

Lokalitet	Dybde m u.t.	Dichlobenil µg/kg	BAM µg/kg
Tilkørselsvej til vandværk	0-0,25*	-	-
	0,5*	-	-
Fortov, kommunal vej 1	0-0,25	122	-
	0-0,25	-	-
Fortov, kommunal vej 2	0-0,25	15	-
	0-0,25	1.320	16
	0-0,25	178	243
	1,0	-	-
	2,0	-	-
	4,0	-	-
	6,0	10	3,1
	7,0	-	2

-: under detektionsgrænsen på 4 µg/kg (dichlobenil) og 1 µg/kg (BAM)

\*: analyse på blandeprøve (af 3 delprøver)

Tabel 3.13 Analyseresultater af jordprøver udtaget fra vejrabat og fortove langs veje i Haderslev.

### 3.2.9 Jernbane

I indvindingsoplandet til det BAM-forureningsramte vandværk ved Frederiksberg i Sorø løber en jernbanestrækning. Det fremgår af fortegnelse over almindeligt anvendte herbicider ved DSB i Vestsjælland Amt frem til 1993 (Frederiksberg Vandværk, 2000), at dichlobenil har været anvendt langs jernbanesporene.

I forsøg på at undersøge om jernbanen udgør en kilde til den konstaterede grundvandsforurening ved Frederiksberg Vandværk, er der udtaget 2 stk. jordprøver langs sporene på en udvalgt ca. 50 m lang strækning. Jordprøverne er udtaget ca. 3 m fra sporene i 0,5 meters dybde under stendæklaget.

Der blev ikke konstateret indhold af dichlobenil og BAM i de to jordprøver.

Ved tidligere undersøgelser af grundvandet meget tæt ved samme jernbanestrækning (Frederiksberg Vandværk, 2000) er der ikke konstateret indhold af BAM i det øvre grundvandsmagasin.

### 3.2.10 Sammenfatning

Resultaterne fra undersøgelserne af jordprøver er sammenfattet i tabel 3.14.

Kildetype	Antal lokaliteter undersøgt	Antal lokaliteter med fund <sup>1)</sup>	Antal prøvetagningssteder/kilder undersøgt <sup>3)</sup>	Dybder med fund af dichlobenil m u.t.	Fundkoncentrationer (µg/kg)		
					Dichlobenil	BAM	
Vandværksgrund/nærfelt <sup>2)</sup> omkring boringer	6	2	10	0-0,2	6,8-64	2,6-15,6	
Landbrugsejendomme (gårdsplads/ kørearealer)	11	8	12	0-0,5 og 3	4,0-88	1,6-6,5	
Gartneri	Dyrket areal	5	0	9	-	-	-
	Gårdsplads	1	1	3	0-1,5	6-468	0,3-102
	Kemikalieoplag	1	1	3	0-0,5	1-550	3-30
Plantager	Dyrkede arealer	4	2	4	0-0,5	4,8-7,3	-
	Gårdsplads	1	1	1	0-2,0	13-49	2,2-13,6
Grønne områder (bede, stier)	1	0	1		-	-	
Sportspladser/idrætsanlæg	3	2	11	0-1	4-30	0,3-3	
Parcelhuse (indkørsler, bede)	10	6	8	0-2,0	6,6-49	1-13,6	
Boligforeninger (bede, stier, P-arealer)	2	2	7	0-3,0	6,0-1.200	1,3-13,5	
Nyttehavere/kolonihavere	1	1	6	0-0,5	10-40	3-10	
Veje, rabatter, fortove	3	2	6	0-0,25 samt 6,0	10-1.320	2-243	
Jernbane/stationsarealer	1	0	2		-	-	
<b>Total</b>	<b>50</b>	<b>28</b>	<b>83</b>				

1): fund af dichlobenil og/eller BAM i jordprøver  
2): Nærfelt er indenfor 5 meters radius fra boringen  
3): Der kan være flere prøvetagningssteder/kilder pr. lokalitet, hvor et prøvetagningssted kan indbefatte flere prøver taget ud i forskellige dybder. Såfremt jordprøver er analyseret som blandeprøver fra flere steder ved den formodede kilde er dette opgjort som ét prøvetagningssted.  
-: stoffet er ikke påvist

Tabel 3.14 Påviste koncentrationer af dichlobenil og BAM i jordprøver samt funddybder ved forskellige undersøgte kildetyper. Herudover er angivet antal undersøgte lokaliteter/kilder samt antal prøvetagningssteder.

For de undersøgte kilder i de 10 indvindingsoplande er der i nærværende projekt – og i mindre omfang ved tidligere undersøgelser - analyseret ca. 170 jordprøver fordelt på 50 forskellige lokaliteter og 83 forskellige prøvetagningssteder (idet der er flere prøvetagningssteder pr. lokalitet eller pr. kilde). For de 50 forskellige lokaliteter er der påvist dichlobenil og eventuelt BAM i 28 af

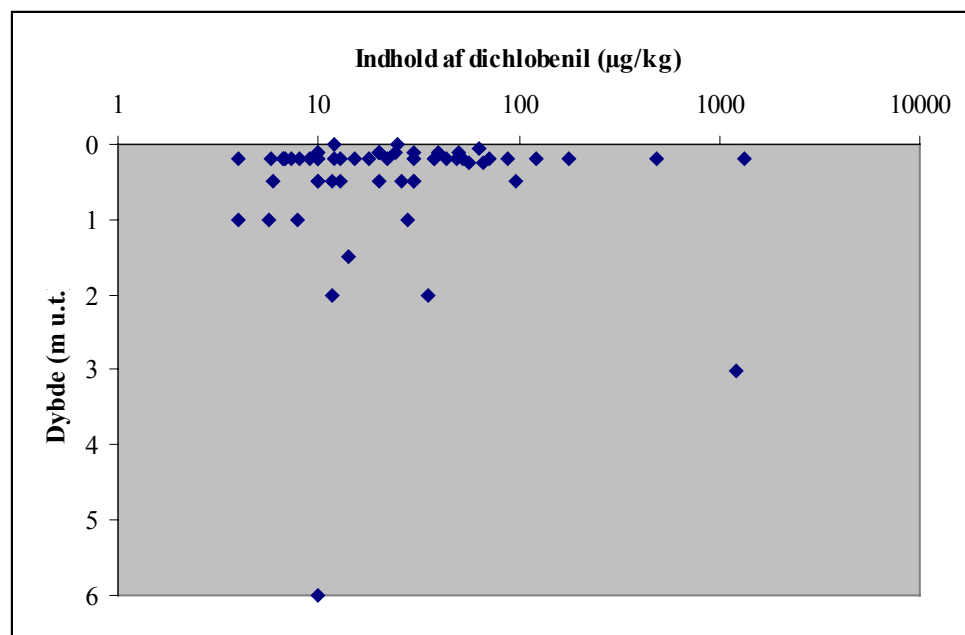
tilfældene. Tilsvarende er der for de 83 forskellige prøvetagningsteder i ca. halvdelen af tilfældene påvist dichlobenil i en eller flere prøver udtaget indenfor den øverste meter. I betragtning af, at jordprøverne er udtaget uden altid forudgående viden om forbrug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler på den pågældende lokalitet, må fundprocenten på over 50 % betragtes som høj.

De fundne koncentrationer af dichlobenil ligger typisk under 100 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen indenfor den øverste meter for lokaliteter med fund ligger på ca. 55 µg/kg. Enkelte steder er der fundet langt højere koncentrationer (op til 1.320 µg/kg), som formentlig skal relateres til et "overforbrug" eller spild af ukrudtsmidler.

I nærværende projekt er der ikke analyseret jordprøver i et tilstrækkeligt omfang for hver kildetype til at konkludere, om der er enkelte kildetyper, hvor fundprocenten og kildestyrken er lavere eller højere end gennemsnittet forårsaget af generelle variationer i dosering eller behandlingshyppighed. Undersøgelserne peger dog i retning af, at den samlede fundprocent for gårdspladser til henholdsvis landbrugsejendomme, plantager og gartnerier ligger markant højere end den gennemsnitlige fundprocent, idet der er konstateret fund af dichlobenil/BAM i jorden på 10 ud af 13 undersøgte gårdspladser. Tilsvarende synes undersøgelserne af selve vandværksgrundene eller områder umiddelbart omkring borerne at pege i retning af, at vandværkerne langt fra altid selv har anvendt ukrudtsmidler.

Den store hyppighed, hvormed dichlobenil findes i jorden i kildeopsporingen, var umiddelbart overraskende, da dichlobenil tidligere er betragtet som et let nedbrydeligt stof. Set i lyset af de udførte nedbrydningsstudier i nærværende projekt, hvor dichlobenil kun er påvist moderat nedbrydelig i topjorden (med halveringstider på flere år, jf. delrapport 3) synes den store fundhyppighed langt mere forklarlig. Det er svært præcist at vide, hvornår stofferne senest har været brugt, men det må antages, at forbrug af stofferne i de fleste tilfælde er ophørt umiddelbart efter, at midlerne blev forbudt i 1997. Med baggrund i feltdata kan det således konkluderes, at dichlobenil ikke er blevet fuldstændigt nedbrudt siden 1997.

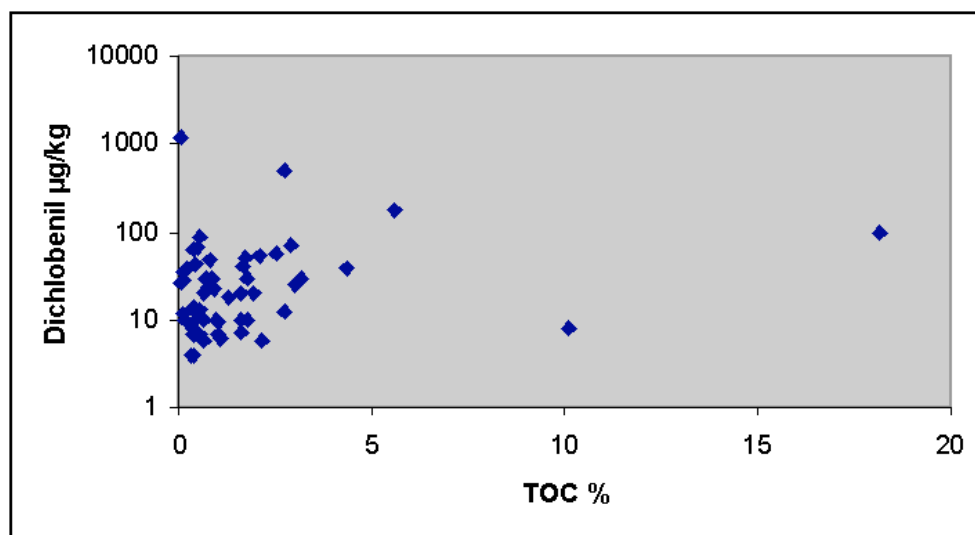
Det har ligeledes været overraskende at konstatere, at dichlobenil flere steder påvises i relativt store dybder (op til 6 m u.t.) trods forventningen om, at stoffet i større omfang forblev sorberet til topjorden. På figur 3.1 er afbildet de påviste dichlobenil koncentrationers dybdemæssige fordeling. I kapitel 4 er betydningen af fund af specielt dichlobenil på store dybder (omkring redoxgrænsen) gennemgået mere detaljeret med udgangspunkt i de dokumenterede sorptions- og nedbrydningsegenskaber for stofferne, som beskrevet i delrapport 3.



Figur 3.1 Dybdemæssig fordeling af påviste dichlobenil-koncentrationer i jord fra undersøgelser af kilder i 10 indvindingsoplande.

Med henblik på at undersøge om de fundne dichlobenil koncentrationer kan relateres til jordens indhold af organisk kulstof, er en lang række af de analyserede jordprøver ligeledes analyseret for TOC (totalt indhold af organisk kulstof). På figur 3.2 er optegnet relationen mellem de påviste indhold af dichlobenil og indholdet af TOC. Langt hovedparten af de indtegnede punkter repræsenterer jordprøver udtaget fra topjorden indenfor de øverste 25 cm med TOC-indhold op til ca. 3 %.

Samlet ses der ingen umiddelbar korrelation mellem indhold af organisk stof og indholdet af dichlobenil.



Figur 3.2. Målte indhold af dichlobenil i jord udtaget ved kilder i 10 forskellige indvindingsoplande som funktion af indholdet af organisk kulstof (TOC).

### 3.3 Fundne koncentrationer i porevand og sekundært grundvand

I to indvindingsoplande til henholdsvis Strøby Egede Vandværk og Hvidovre Vandværk er der etableret sugeceller af Prenart typen i moræneleren med henblik på at udtage porevand til analyse for BAM og i mindre omfang dichlobenil og 2,6-dichlorbenzoesyre. Sugecellerne er installeret med henblik på at supplere karakteriseringen af den vertikale forureningsfordeling i jordprofiler på dybder, hvor stofferne vanskeligt kan detekteres i jorden. Således øges følsomheden af specielt vandopløselige stoffer som BAM, når der analyseres på porevandsprøver i stedet for jordprøver. En oversigt over de påviste porevandskoncentrationer er vist i tabel 3.15.

Lokaliteter	Dybde m u.t.	BAM µg/l	Dichlobenil µg/l	2,6-dichlorbenzoesyre µg/l
Strøby Egede, løbebane	2	0,78	-	-
	3	-	i.a.	-
	4	-	i.a.	i.a.
Hvidovre, boligforening 1	3	2,0	-	-
	5	8,4	-	0,028
Hvidovre, boligforening 2	3	37	-	0,82
	4	-	-	-
Hvidovre, gartneri 1	3,5	1,7-8,8	-	0,16-0,25
	3,5	-	-	-
Hvidovre, gartneri 2	3,8	-	-	-
	3,8	-	-	-
Hvidovre, gartneri 3	3,5	0,38-0,5	-	0,012-0,6
	4,0	-	-	1,2
Hvidovre, gartneri 4	4,0	-	-	-
	4,0	-	-	-

- : under detektionsgrænsen på 0,03 µg/l (dichlobenil og BAM) og 0,01 µg/l (2,6-dichlorbenzoesyre)

Tabel 3.15 Påviste indhold af dichlobenil, BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand udtaget fra sugeceller installeret i moræneler under umættede forhold ved forskellige lokaliteter i Hvidovre og Strøby Egede.

Som det fremgår, er der konstateret indhold af BAM i porevand på op til 37 µg/l. Resultaterne er endvidere beskrevet og diskuteret i kapitel 4.

Undersøgelseserfaringer fra projektet samt datagennemgang af øvrige undersøgelser resulterer i retning af, at koncentrationer af BAM i sekundære magasiner omkring kilder typisk ligger i intervallet 0,01-10 µg/l, hvor langt de hyppigste fund ligger under 1 µg/l. Der ses relativt sjældent meget høje koncentrationer af BAM (over 10 µg/l), hvilket formentlig er udtryk for, at den enkelte punktkilde typisk har en relativ beskedne kildestyrke, samt at punktkilderne længe har været under udvaskning.

### 3.4 BAM i overfladeafstrømmende vand samt i recipienter

I flere af de udvalgte indvindingsoplande, hvor overfladevand har været oplagt som potentiel kilde eller transportvej til den konstaterede grundvandsforurening, er der udtaget prøver fra afstrømmende regnvand/drænvand samt fra overfladerecipienter. Resultater af undersøgelserne fremgår af tabel 3.16.

Omstående data viser, at der påvises BAM i overfladeafstrømmende vand fra fx parcelhuskvarterer. Dette stemmer overens med andre undersøgelser udført på afstrømmende vand fra befæstede områder (bl.a. Københavns Vand, 2000 og Miljøstyrelsen, 1997). I undersøgelser udført af Miljøstyrelsen (1997) er der for et boligområde i Skovlunde samt en motorvejsstrækning i Bagsværd opsamlet afstrømmende regnvand til kvantificering af miljøfremmede stoffer i måleserier på 2-3 gange over en 3 måneders periode. I begge tilfælde er der

målt indhold af både dichlobenil og BAM i vandet en eller flere gange, og de påviste koncentrationer udgør op til henholdsvis 0,28 µg/l for dichlobenil og 0,35 µg/l for BAM. Undersøgelser udført af Københavns Energi indikerer, at hovedkilden til BAM-forurening af recipienter kommer fra afstrømning af regnvand fra bebyggede områder via seperatkloakering af regnvand (Københavns Vand, 2000).

Lokalitet	BAM µg/l
<b>Afstrømmende regnvand/drænvand</b>	
- udløb fra regnvandsbassin (opsamler drænvand fra bebygget område)	1,32
- dræn/regnvandsudløb fra parcelhusområde	-
- vandløb, ved tilløb af drænvand fra parcelhusområde	0,03
- regnvandsledning fra parcelhusområde	0,05
- regnvandsledning fra parcelhusområde	0,25
- mindre dam, dannet af drænvand	-
- dræn (delvist fra bebygget område og fra marker)	0,30
<b>Overfladevand</b>	
- Humlegårdsbæk, (Eskærhøjværket)	0,053-0,054
- Sorø Sø, (Frederiksberg Vandværk)	0,030-0,050
- Kålsmølle dam/Kærums å, (Kildebakken Vandværk)	0,09
- Staurby Mølleå, Staurbyskov, (Staurbyskov Vandværk)	-
- : mindre end detektionsgrænsen (0,03 µg/l)	

Tabel 3.16 Indhold af BAM i regnvand/drænvand samt i overfladerecipienter

Som det fremgår af tabel 3.16 viste 3 af de 4 undersøgte overfladerecipienter sig at være BAM-forurenede. En tidligere forureningsscreening foretaget i år 2000 af 41 søer og 22 vandløb på Sjælland (Christensen et al., 2001) viste, at 90,2 % af søerne og 72,3 % af vandløbene var forurenede med BAM. De gennemsnitlige fundkoncentrationer lå på henholdsvis 0,111 µg/l for søer og på 0,095 µg/l for vandløb.

Med baggrund i ovenstående må det konkluderes, at der vil være risiko for spredning af BAM-forurening via vandløbene, og både søer og vandløb vil afhængigt af infiltrationsforholdene kunne være bidragsydere til forurening af de primære magasiner med BAM. Specielt for regnvandsbassiner uden fast bund, hvori der opsamles vand fra bebyggede områder, vurderes der at være øget risiko for nedsivning af BAM-forurenede vand til grundvandet.

### 3.5 Vurdering af kildestyrken i forhold til fortsat BAM-forurening

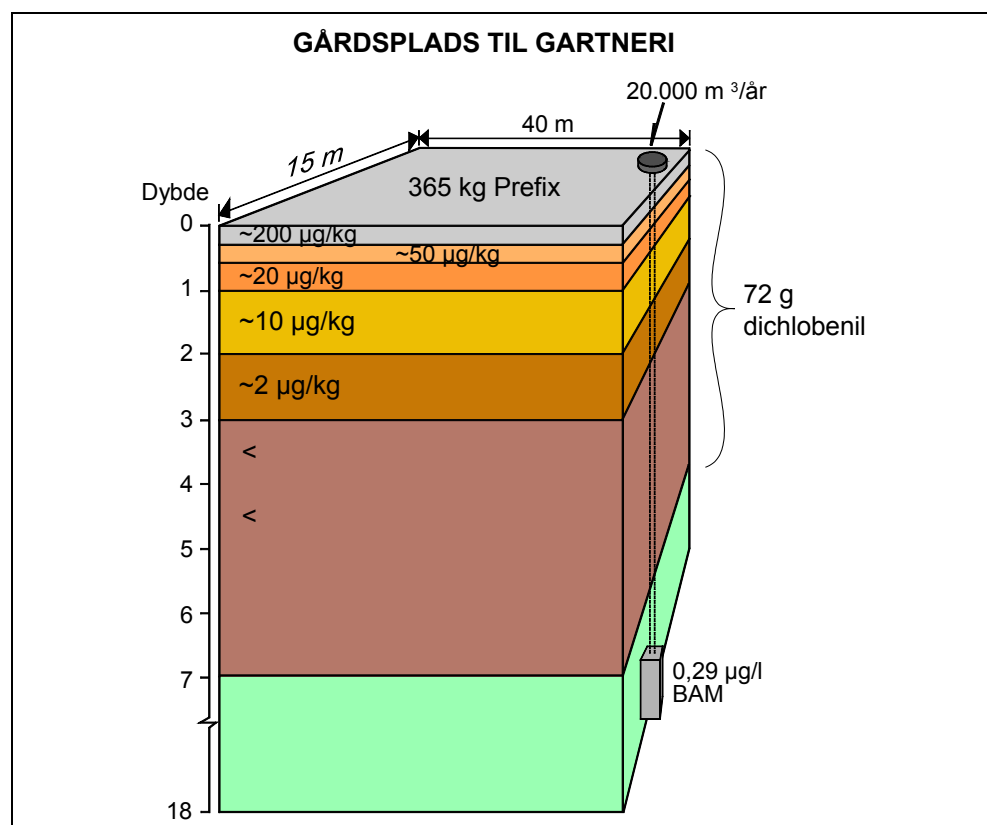
De hyppige fund af dichlobenil i jorden samt påvisning af dichlobenil til store dybder (ned til 6 meters dybde) viser, at der samlet stadig kan ligge en relativ stor pulje af dichlobenil i de øvre jordlag. Et eksempel på en masseberegning af den samlede pulje dichlobenil beliggende ved en punktkilde er vist i figur 3.3. Beregningseksemplet er baseret på påviste koncentrationer af dichlobenil ved en gårdsplads til et gartneri (jf. tabel 3.6 og figur 4.4). Som det fremgår, kan den samlede mængde dichlobenil i jorden under den Prefix-behandlede gårdsplads estimeres til 72 g dichlobenil. I forhold til den oplyste doserede mængde Prefix på arealet på i alt ca. 365 kg svarende til ca. 25 kg dichlobenil udgør den resterende mængde på 72 g mindre end 1 % af den oprindelige doserede mængde.

Baseret på de konkrete målinger synes 90 % af massen af dichlobenil under gårdspladsen at være relateret til de øverste 0,5 meter. Antages som udgangspunkt, at al dichlobenil før eller siden omsættes til BAM (svarende til ca. 80 g



BAM), vil denne mængde, såfremt al BAM nedsives, kunne forurene 800.000 m<sup>3</sup> grundvand til et koncentrationsniveau på 0,1 µg/l. Ved den konkrete gårdsplads indvindes grundvand til gartneriets egenforsyning svarende til en indvinding på maksimalt 20.000 m<sup>3</sup>/år. Såfremt denne indvinding er alene om at "fjerne" BAM-forureningen vil forureningen således have en varighed på minimum ca. 40 år.

Hertil skal nævnes, at der kun i ovenstående regnestykke er medtaget puljen af dichlobenil og ikke puljen af BAM, som allerede er omdannet og på vej ned gennem jordlagene til mættet zone.



Figur 3.3. Illustration af fundne koncentrationsniveauer fordelt på dybder ved en gårdsplads til et gartneri, hvor det samlede forbrug af Prefix på gårdspladsen er oplyst at have udgjort 365 kg (svarende til en dosering på ca. 52 kg dichlobenil/ha/år).

Ovenstående beregningseksempel indikerer således, at restkoncentrationerne af dichlobenil i jordlagene under kilderne fortsat vil kunne give anledning til grundvandsforurening i år fremover.

I forhold til de typiske doseringsmængder på 20 kg dichlobenil/ha pr. år, som umiddelbart efter udstrøning af midlerne må have svaret til jordkoncentrationer på omkring 12 mg/kg (midlet antages fordelt over ca. 10 cm's dybde umiddelbart efter udstrøning), udgør de aktuelle påviste koncentrationer i topjorden på typisk under 100 µg/kg således kun restkoncentrationer heraf svarende til maksimalt kun ca. 1 % af den oprindelige mængde. Såfremt der har været doseret gentagne gange udgør den resterende mængde procentvis endnu mindre. Dette viser således, at hovedparten af forureningen i form af dichlobenil og BAM allerede er nedsivet fra topjorden til dybere jordlag eller grundvandsmagasinet. Vurderinger af kildestyrkens fortsatte forureningstrussel er endvidere beskrevet i delrapport 4.

### 3.6 Felt indikationer af BAM-nedbrydning

Som beskrevet ovenfor er der konstateret indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i en række tilfælde i porevand i umættet zone (jf. tabel 3.15), hvor der ligeledes er konstateret indhold af BAM. Herudover er der rapporteret om indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i flere tilfælde i sekundært grundvand i en række øvrige undersøgelser, hvor der samtidig er BAM-forurening (fx. Københavns Amt, 2001 og Bay et al., 2000). Det er således oplagt at tolke disse fund som indikation af nedbrydning af BAM, idet 2,6-dichlorbenzoesyre i litteraturen er opgivet som et af nedbrydningsprodukterne fra den langsomme omsætning af BAM, skønt den ikke i alle tilfælde synes at kunne detekteres som metabolit (jf. delrapport 2, afsnit 2.3).

Fund af 2,6-dichlorbenzoesyre kan imidlertid forekomme overraskende set i lyset af, at stoffet ifølge litteraturen burde omsættes relativt hurtigt (jf. delrapport 2, afsnit 2.3). Noget tyder således på, at omsætningen ikke er så hurtig endda, hvorfor stoffet synes at blive ophobet i koncentrationer, som er målelige specielt i umættet zone eller i overfladenære, sekundære grundvandsmagasiner.

Med henblik på at afklare om 2,6-dichlorbenzoesyre kunne være tilført jorden som en urenhed i de udstrøede granulat-produkter Prefix eller Casoron er der i nærværende projekt udført analyse af midlet Prefix (producent Shell) for indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre. Analysen viste indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre på spor-niveau svarende til ca. 2 µg/g granulat, som vægtmæssigt udgør ca. 0,0002 % af granulatet. Til sammenligning udgør aktivstoffet dichlobenil 6,75 % af granulatet.

Efter en anbefalet doseringsmængde på op til maksimalt ca. 200 kg granulat pr. ha vil der således være spredt i størrelsesorden 400 mg 2,6-dichlorbenzoesyre pr. ha. (0,0002 %) svarende til 0,04 mg pr. m<sup>2</sup>. Antages stoffet fordelt indenfor de øverste 10 cm umiddelbart efter udstrøning svarer dette til en koncentration i jorden på ca. 0,2 µg/kg, som ligger under detektionsgrænserne for analyse af stoffet i jord.

Det har ikke været muligt i litteraturen at finde en  $K_d$ -værdi for 2,6-dichlorbenzoesyre, som kan bruges til teoretiske vurderinger af de tilsvarende porevandskoncentrationer umiddelbart efter udstrøning forårsaget af 2,6-dichlorbenzoesyren i granulatet. Antages det, at stoffet sorberer relativt lidt til jordfasen med lave  $K_d$ -værdier til følge, kan det ikke afvises, at man oprindeligt umiddelbart efter udstrøning ville have kunne måle 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand udtaget fra topjorden forårsaget af urenheden i Prefix. Samlet set vurderes det dog ikke som sandsynligt, at en kildestyrke på 0,2 µg/kg 2,6-dichlorbenzoesyre i topjorden fortsat - efter flere års ophør med brug af granulatet - vil kunne påvises i porevand og sekundære grundvandsmagasiner på større dybder på grund af den fortynding, sorption og nedbrydning af stoffet, der vil ske undervejs gennem jordlagene.

På den baggrund vurderes det, at påvisningen af 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand og sekundære magasiner flere år efter ophør med brugen af Prefix ikke alene kan tilskrives "urenheden" i produktet Prefix.

Med henblik på at undersøge, om der kan ses tilsvarende feltindikationer af nedbrydning i grundvandsmagasiner baseret på påvisning af 2,6-dichlorbenzoesyre, blev der udtaget en række vandprøver fra grundvandet ved Klausensskov vandværk på Ærø. Grundvandet ved Klausensskov Vandværk repræ-

senterer kraftigt BAM-forurenet vand med påviste BAM-koncentrationer i niveauet 5-7 µg/l i visse boringer, og koncentrationsniveauet har ligget så højt siden 1995, hvor stoffet første gang blev påvist. I bilag A er der vedlagt mere detaljerede beskrivelser af forureningsituationen ved Klausensskov. Idet BAM-koncentrationerne er så høje, synes sandsynligheden for, at selv en ganske lille omsætning af BAM kan detekteres, større end for andre grundvandstyper. Samtidig må det antages, at forholdene her er gunstige for, at mikroorganismene i grundvandet igennem en lang årrække er blevet "tilvænnet" BAM-forureningen.

Undersøgelsen viste dog, at der ikke kunne detekteres 2,6-dichlorbenzoesyre i grundvandet ved Klausensskov over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Dette indikerer, at nedbrydningen af BAM i grundvandsmagasinet foregår så langsomt - hvis den overhovedet foregår - at den ikke kan erkendes ved analyser af 2,6-dichlorbenzoesyre. Omvendt kan det ikke vides, om nedbrydningen af eventuelt dannet 2,6-dichlorbenzoesyre går så hurtigt, at stoffet ikke vil blive ophobet til koncentrationer, som vil kunne detekteres. De manglende fund af 2,6-dichlorbenzoesyre stemmer ligeledes overens med resultater fra GRUMO- og vandværksboringer, hvor 2,6-dichlorbenzoesyre kun i sjældne tilfælde er påvist, jf. kapitel 2.



## 4 Undersøgelser af forureningsnedsivning – og spredning

Der er for de udvalgte BAM-forureningsramte vandværker i Hvidovre, Strøby Egede, Eskærhøj og Staurbyskov udført undersøgelser med henblik på at belyse forureningsnedsivningen og -spredningen fra kilde til grundvand i situationer, hvor der formodes at være tale om magasinforureninger forårsaget af nedsivning af BAM fra én eller flere kilder gennem jordlagene.

Nedenfor er gennemgået forureningssituationerne ved de fire undersøgte vandværker.

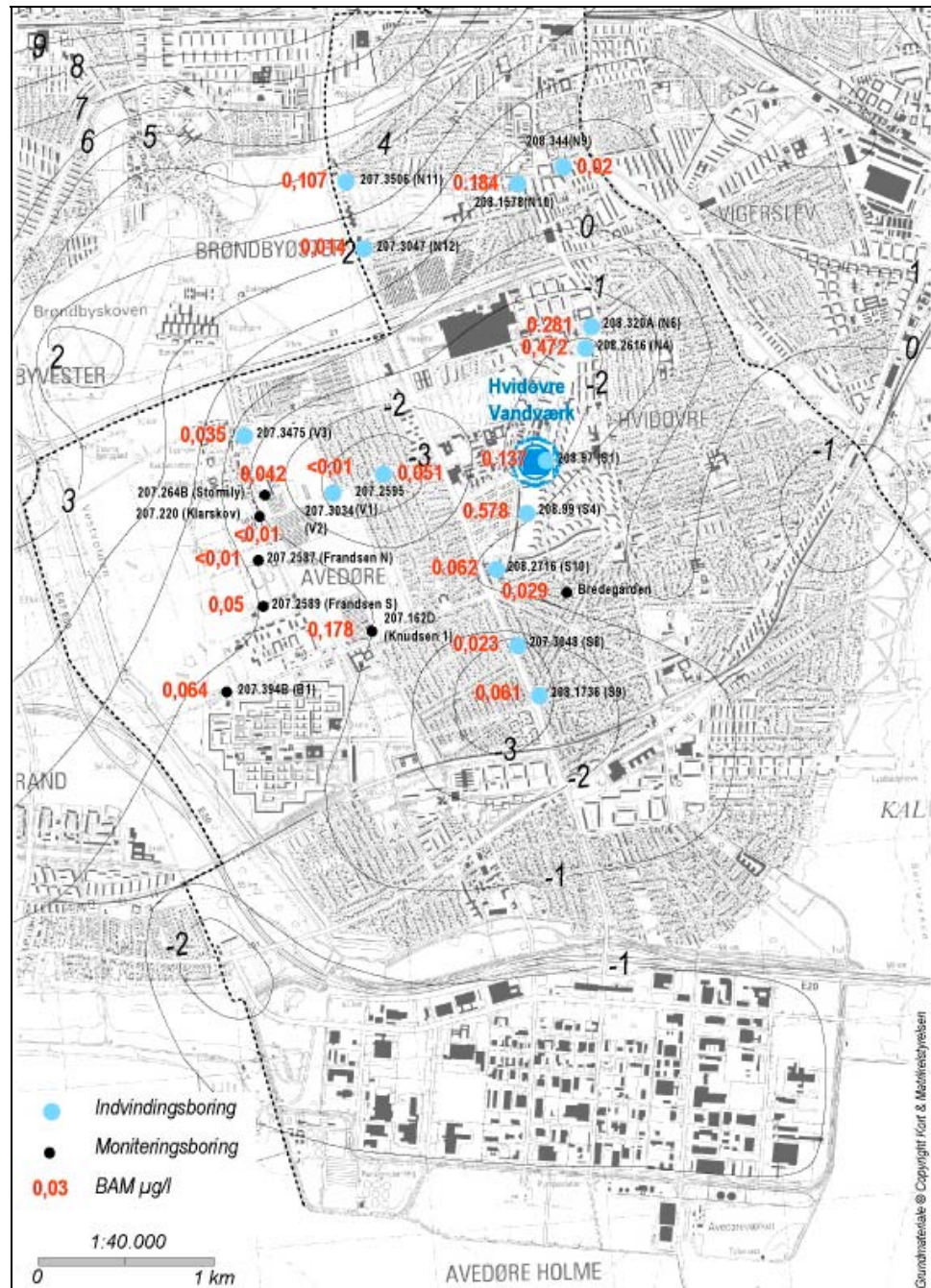
### 4.1 Hvidovre Vandværk (bymæssigt indvindingsopland)

#### 4.1.1 Forureningssituation og tidligere undersøgelsererfaringer

Hvidovre Vandværk indvinder årligt ca. 800.000 m<sup>3</sup> grundvand fra borerer spredt ud over hele Hvidovre Kommune inkl. Avedøre-området. Kildepladsen indbefatter 14 borerer, hvoraf 5 borerer i de seneste år er taget ud af drift bl.a. på grund af forhøjet nikkellindhold og for en enkelt boring på grund af høje BAM-indhold (på op til 0,79 µg/l i 1999). Herudover eksisterer der en række enkeltanlæg (boringer) i indvindingsoplandet med en samlet indvindingsmængde på ca. 50.000 m<sup>3</sup>/år, hvor flere af borerer løbende monitoreres for indhold af pesticider. På figur 4.1 er vist forureningssituationen med BAM i grundvandsmagasinet målt i efteråret 2000 fordelt på henholdsvis indvindingsboringer og øvrige borerer. Som det fremgår, er der påvist BAM i næsten alle borerer. For at kunne levere rent vand til borgerne har Hvidovre Vandværk gennem de seneste år fået midlertidige tilladelser til at rense grundvandet ved hjælp af aktiv kulfiltrering.

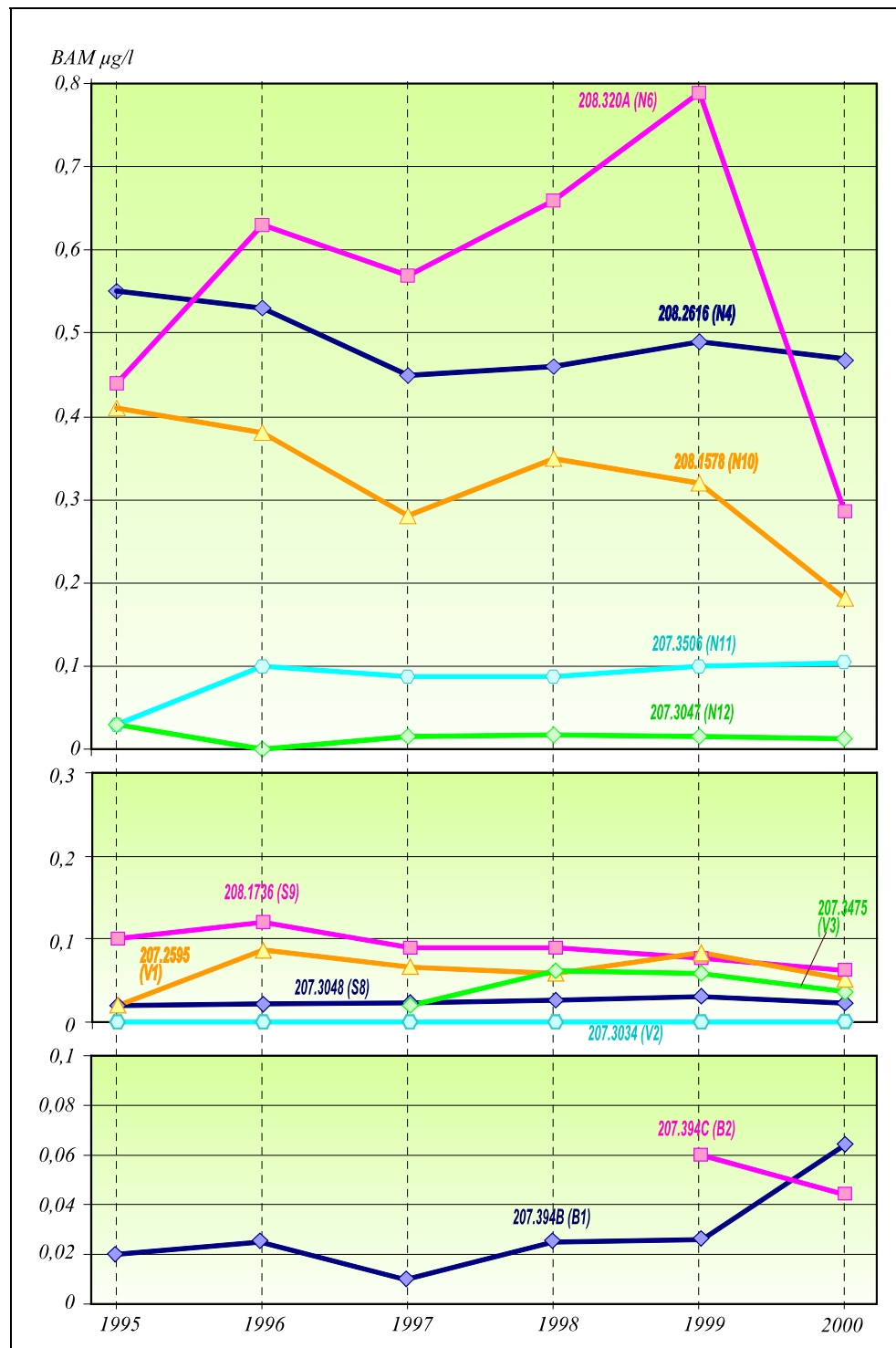
BAM-koncentrationerne i grundvandsmagasinet synes i store træk at have ligget på et relativt stabilt niveau, siden det blev konstateret tilbage i 1995. BAM-indholdet som funktion af tiden er vist for udvalgte borerer i figur 4.2. Der er konstateret indhold af BAM på maksimalt 0,79 µg/l i grundvandsmagasinet i DGU-boring 208.320A. Denne boring blev taget ud af drift i år 2000, hvorefter der er sket et markant fald i BAM-koncentrationen i boringen til 0,3 µg/l i år 2000.

Som gennemgået i afsnit 2 blev forbruget af dichlobenilholdige ukrudtsmidler i Hvidovre Kommune kortlagt umiddelbart efter de konstaterede fund af BAM i grundvandet tilbage i 1995. Forbruget fordelt på kilder er vist på figur 2.1 i kapitel 2. Som det fremgår udgør en meget stor del af Hvidovre Vandværks indvindingsopland potentielle kilder til BAM-forurening. Forbruget af Prefix pr. år er angivet for de forskellige kilder i Hvidovre baseret på en opgørelse i 1995, hvor midlerne stadig blev benyttet (Hvidovre Kommune, 1996). Forbruget af ukrudtsmidlerne i Kommunen synes at have givet anledning til BAM-forurening i stort set hele indvindingsoplandet (jf. figur 4.1). De højeste koncentrationer af BAM er fundet i den centrale del, hvor bebyggelsesgraden er høj.



Figur 4.1 BAM indhold i indvindings- og moniteringsboringer efterår 2000 samt potentialeforhold.

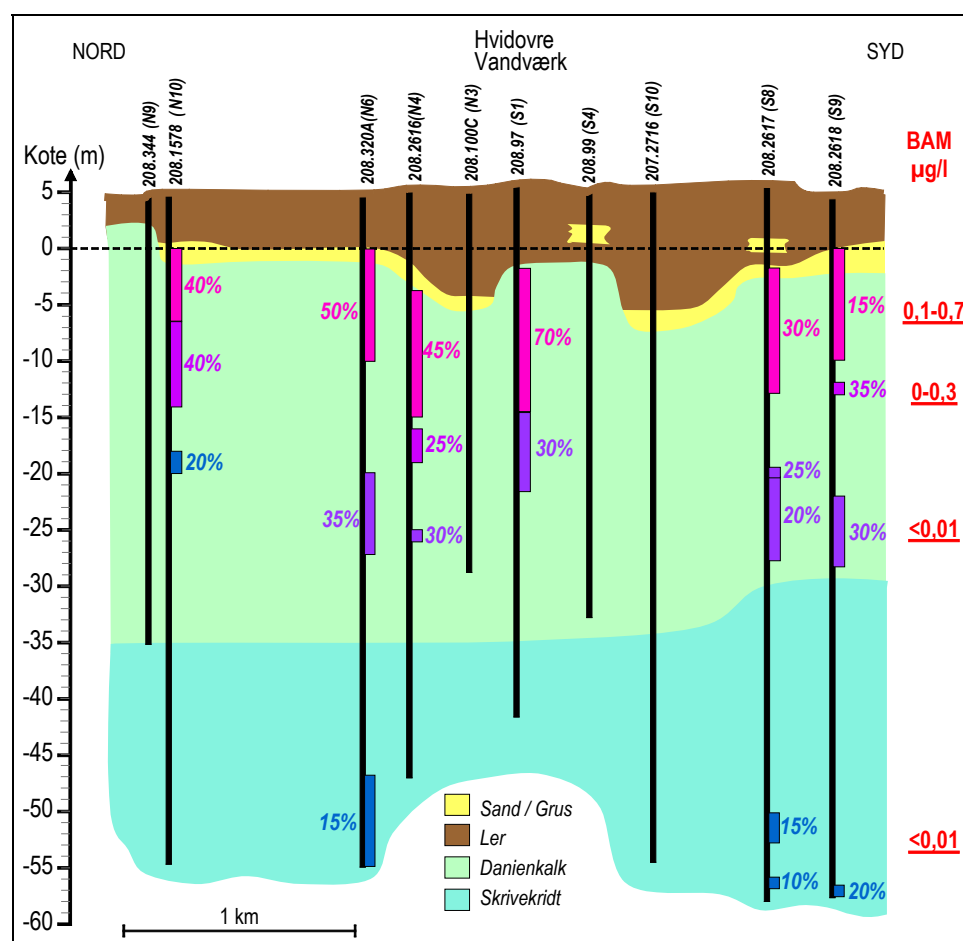
Indvindingsmagasinet udgøres af den prækvartære Danienkalk og det dybere beliggende tertiære skrivekridd. Toppen af kalken træffes i kote -8 til +2. Potentialet er beliggende i omkring kote -3 til +4 meter og potentialeforholdene målt i efteråret 2000 er vist på figur 4.1. Der er store dele af året frit vandspejl i magasinet. Morænelersdækket, som overlejrer kalken, har en mægtighed på 5-12 m. Et geologisk profilsnit gennem indvindingsoplandet er vist på figur 4.3. Profilsnittet er optegnet på baggrund af boreprofiler samt borehulslogs.



Figur 4.2 Tidsmæssig udvikling af BAM-koncentrationer i indvindingsboringer ved Hvidovre Vandværk

Der er i 1997-1998 udført kortlægning af de vandførende zoner i kalk- og kridtmagasinet i indvindingsoplandet med henblik på at styre og regulere indvindingen mod den bedst mulige vandkvalitet. Der er på udvalgte boringer udført borehulslogging, niveaubestemt vandprøvetagning samt aldersdatering ved CFC (Hvidovre Kommune, 1998). På figur 4.3 er vist en oversigt over de overordnede indstrømningszoner angivet i %. Det overordnede billede er, at der foregår en betydelig indstrømning i det øverste af Danien kalken (op til ca.

70 % indenfor de øverste 10-15 m). I skrivekridtet længere nede ses indstrømninger på mellem 0 og 20 %.



Figur 4.3 Indhold af BAM i forskellige indstrømningszoner

Der er udført niveaubestemt prøvetagning med analyse af bl.a. BAM, og det påviste koncentrationsinterval er vist på figur 4.3. Som det fremgår, er BAM-indholdet størst i toppen af kalken (over pumperne i borerne) på op til 0,7 µg/l. I den øverste del af Danienkalken ligger BAM-koncentrationen på 0-0,3 µg/l, hvorefter der i den nedre del af Danienkalken og i skrivekridtet ikke er konstateret BAM. De udførte CFC-dateringer peger i retning af, at vandet i Danienkalken er 30-40 år gammelt, og at vandet i skrivekridtet er 50 år gammelt – muligvis ældre. Det vurderes, at det ikke er forsvarligt at relatere CFC-aldersbestemmelserne med alder på pesticidanvendelserne for sprækkebjergarter som kalk, idet CFC alderen herfra repræsenterer en gennemsnitsalder på blanding af ældre porevand og yngre infiltrationsvand.

Der er tidligere (McKay et al., 1999) samt parallelt til dette projekt (GEUS, 2001) udført undersøgelser af sprækkeforholdene i moræneleren i Avedøre med henblik på at belyse sprækketransporten i moræneleren. Sprækkerne er blevet opmålt ved udgravninger til en dybde af 5,5 m u.t. Sprækkefordelingen er på baggrund af opmålingserfaringer fra i alt 13 lokaliteter i Danmark klassificeret som en rimelig gennemsnitlig moræneleren med middel dræningsforhold (Kistrup et al., 2001). Således synes afstanden mellem sprækker i den øvre oxiderede moræneler at være mindre end 30 cm til en dybde af 3-4 m u.t., hvorefter sprækkeafstanden stiger i den reducerede moræneler til ca. 1 m ved 5,5 m u.t. Skiftet i antallet af sprækker omkring redoxgrænsen (overgan-



gen mellem gulbrun og går moræneler) er karakteristisk for mange af de opmålte lokaliteter og skyldes formentlig at udtøringsssprækker sjældent forekommer under denne dybde på grund af vandmætning. I Hvidovre vurderes det dog, at der ikke altid er vandmættet under denne dybde.

#### 4.1.2 Iværksatte undersøgelser

Med baggrund i den foreliggende viden om de potentielle kilder i Hvidovre samt den konsekvente forurening med BAM i stort set alle indvindingsboringer tyder det på, at der er tale om en generel magasinforurening i indvindingsoplandet forårsaget af nedsivning fra de mange kilder gennem morænelerslaget. Fokus for undersøgelserne i dette indvindingsområde er rettet mod at få en status for, hvor langt udvaskningsforløbet med BAM er nået, dvs. at få et mål for, om stofferne stadig udvaskes fra kilderne i indvindingsområdet. Med dette mål for øje er der udvalgt tre lokaliteter til nærmere beskrivelse af den vertikale forureningsfordeling af dichlobenil og BAM i jord, porevand og grundvand. Metoden til beskrivelse af dette har været at udtage jordprøver i en række jordprofiler, udtage porevand fra moræneleren fra installerede Prenart sugeceller samt sammenholde analyser af disse med BAM-indholdet i det primære magasin. For hver lokalitet er der installeret to sugeceller i 3-5 meters dybde i moræneleren.

To boligforeninger og et gartneri er udvalgt til undersøgelserne. Sugeceller på gartneriet er installeret i 1996 og har været anvendt i nærværende projekt til fortsat monitoring.

Forbruget af dichlobenilholdige ukrudtsmidler på de undersøgte lokaliteter er vist i tabel 4.1.

Lokalitet	Oplyst årligt forbrug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler	Periode	Vurderet ukrudtsbehandlet areal ha	Vurderet årlig dosering kg dichlobenil/ha/år**	Samlet mængde doseret på lokaliteten kg aktivstof/ha
Boligforening 1	100 kg Prefix	1986-1991	0,32-0,63*	11-21	66-126
Boligforening 2	225-750 kg Prefix, (gennemsnit 490 kg)	1986-1995	3-6*	6-11	60-110
Gartneri	46 kg Prefix 1 l Casoron	1989-1996 1990-1992	0,06	52	416
*: ukrudtsbehandlet areal er vurderet at udgøre 5-10 % af boligforeningens samlede areal					
**: aktivstoffet dichlobenil udgør 6,75 % af Prefix					

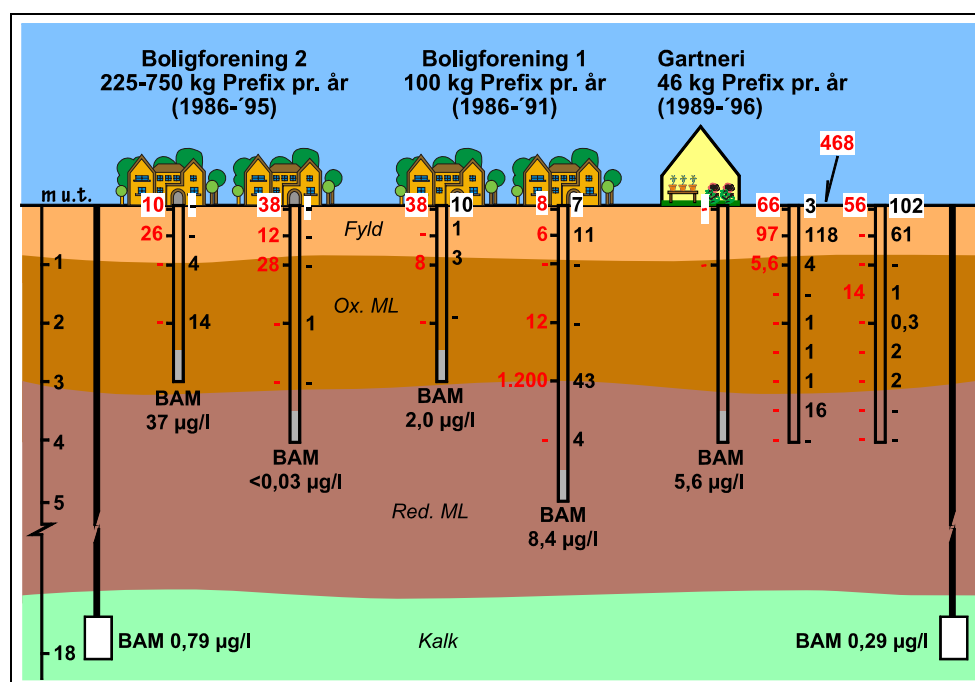
Tabel 4.1 Forbrug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler i to boligforeninger og på et gartneri i Hvidovre

Som det fremgår, synes den årlige dosering af ukrudtsmidler (indenfor intervallet 6-21 kg/ha) i boligforeningerne (bede, gangarealer, parkeringsarealer) at ligge indenfor området af, hvad der typisk har været anbefalet doseret (ca. 13,5 kg aktivstof/ha). På gartneriet derimod synes de oplyste mængder ukrudtsmidler til behandling af gårdspladsen at tyde på en overdosering (doseret ca. 52 kg aktivstof/ha årligt).

#### 4.1.3 Resultater af undersøgelsen

I figur 4.4 er oversigtsmæssigt vist resultaterne af de påviste koncentrationer i jord, porevand og grundvand ved de tre lokaliteter. Resultater fremgår ligeledes af tabel 3.11.

Som det fremgår, er der påvist indhold af dichlobenil og BAM i topjorden på alle lokaliteterne. I jorden fra boligforeningerne er der påvist indhold af dichlobenil på 8-38 µg/kg og på gårdspladsen til gartneriet koncentrationer på 56-468 µg/kg. De generelt højere påviste indhold på gartneriet bekræfter, at doseringen her har været væsentlig højere end ved boligforeningerne.



Figur 4.4. Påviste koncentrationer af BAM (sort) og dichlobenil (rød) i jord (enhed µg/kg), porevand og grundvand (enhed µg/l) i Hvidovre. Geologien er indtegnet meget skematisk.

Der er påvist indhold af dichlobenil og BAM i moræneleren til dybder omkring 3-4 m u.t. Koncentrationen af dichlobenil i jorden i 3 meters dybde i et jordprofil (boligforening 1) er markant høj, over 1 mg/kg. Det peger i retning af, at der er sket en ophobning af stof, som måske skal relateres til de reducerede forhold, som indtræder omkring denne dybde. Som beskrevet i delrapport 3 har detailstudier af sorption af dichlobenil og BAM til jord og sedimenter i bl.a. Hvidovre vist, at der er store forskelle i sorptionen af dichlobenil afhængigt af redoxforholdene, idet sorptionen synes at være langt større i anaerob ler end i aerob/oxideret ler. Dette betyder reelt, at hvis dichlobenil først er transporteret til større dybder til en reduceret ler, vil stoffet formentlig forblive stærkt bundet i dette jordlag i mange år, idet nedbrydningen samtidigt foregår meget langsomt under reducerede forhold. Det er eventuelt det fænomen, som konstateres i jordprofilet ved den ene boligforening.

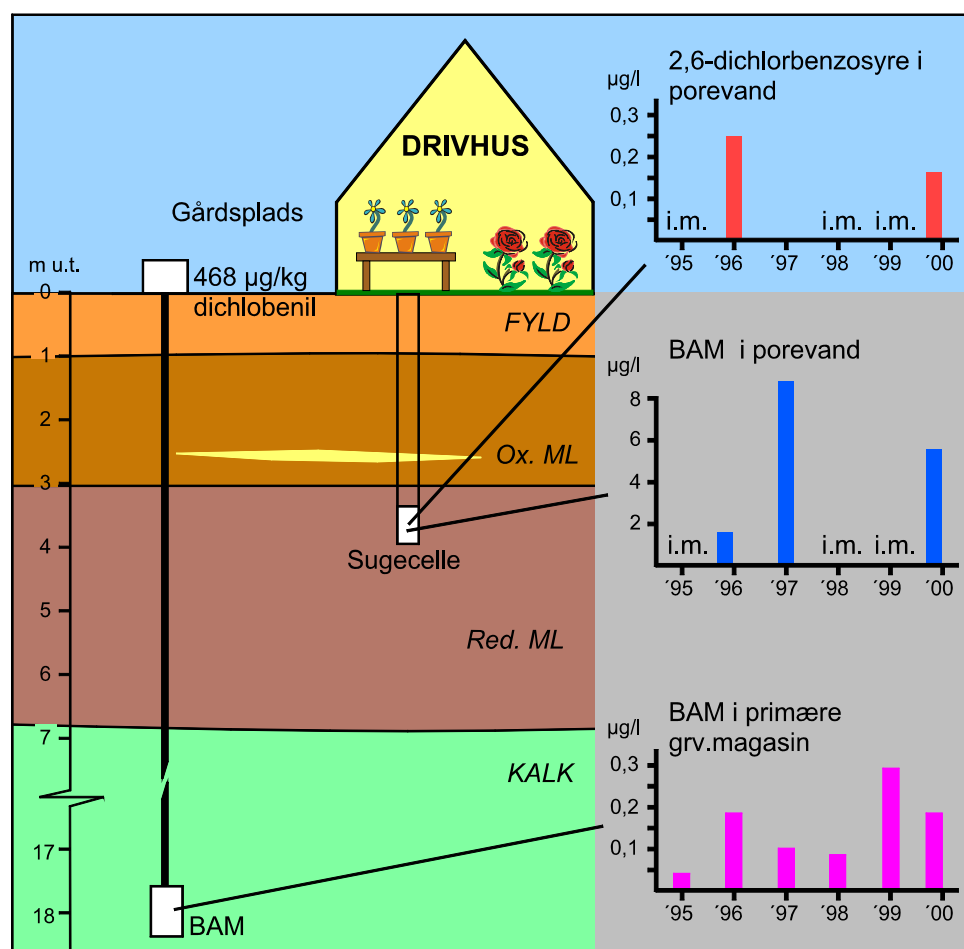
Porevand er udtaget i dybder fra 3 til 5 meters dybde, som ligger henholdsvis over og under redox-grænsen (overgangen fra oxideret moræneler til reduceret moræneler). BAM-koncentrationen i porevandet fra de 6 installerede sugeceller varierer meget. Således ses der for samme boligforening (boligforening 2) en koncentration på 37 µg/l i en sugecelle og intet indhold af BAM i en anden sugecelle til trods for, at den ovenliggende kildestyrke synes relativt ens for de to prøvetagningssteder. Dette afspejler formentlig problematikken omkring udtagning af porevand fra opsprækket moræneler, idet koncentrationen vil afhænge af, i hvilken grad sugecellen har hydraulisk kontakt til vandførende sprækker. Den store variation i BAM-koncentrationen illustrerer samtidigt, hvor heterogent nedsivningen foregår i en opsprækket moræneler.

Der er på hver af de undersøgte lokaliteter konstateret 2,6-dichlorbenzoesyre i porevandet fra en eller flere af sugecellerne, som indikerer, at transporten/ nedsivningen af BAM ikke foregår fuldstændig konservativt, men at der foregår en vis omsætning af BAM undervejs i umættet zone.

Porevandet på gartneriet har været analyseret for BAM flere gange i perioden 1996-2001 (Hvidovre Kommune, 2001). Der er kun konstateret indhold af BAM i den sugecelle, som er placeret tættest ved gårdspladsen, hvilket peger i retning af, at det primært er puljen af dichlobenil på gårdspladsen, der giver anledning til BAM-forureningen. Idet sugecellen er etableret under et drivhus antages transportvejen fra kilden (gårdspladsen) til sugecellen at udgøre tynde sandstriber i moræneleren, som under vandmættede forhold kan give anledning til horisontal transport.

Resultatet af den løbende monitoring af sugecellen tæt ved gårdspladsen er vist på figur 4.5. Som det fremgår, er der konstateret BAM-koncentrationer på op til 8,8 µg/l. Til sammenligning er der konstateret indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i koncentrationer op til 0,25 µg/l. Der er intet, der tyder på, at udvaskningen af BAM er for nedadgående.

BAM-koncentrationen i det primære magasin under lokaliteten har til sammenligning ligget på niveauet 0,05-0,3 µg/l i monitoringsperioden.



Figur 4.5 Koncentration af BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre ved løbende monitoring af porevand og grundvand ved et gartneri i Hvidovre.

#### 4.1.4 Sammenfatning og vurderet varighed af forureningen

Resultaterne fra de undersøgte lokaliteter i Hvidovre, som må antages at repræsentere forureningstilstanden på de mange dichlobenil-behandlede lokaliteter i Hvidovre Vandværks indvindingsopland viser, at der stadig ligger en relativ stor pulje af dichlobenil i de øvre jordlag i moræneleren (indenfor ca. 3 meters dybde), som fortsat giver anledning til nedsivning af BAM i betydelige koncentrationer (målt op til 37 µg/l i porevandet). Taget kildernes meget tætte beliggenhed i betragtning synes der at være tale om en massiv fladekilde belastning i store dele af indvindingsoplandet, som har givet anledning til BAM-forurening i grundvandet i stort set hele indvindingsområdet.

Modelsimuleringer af forventede koncentrationsudviklinger af BAM i grundvandet over tid er i delrapport 4 udført for bl.a. en geologisk hovedtype, som ligner geologien i Hvidovre. Varigheden af forureningen er modelleret for en østdansk type-lokalitet ved grundvandsindvinding i kalk med 6 og 16 meters morænelersdække med en bymæssig kildefordeling (jf. delrapport 4, figur 20D eller temafigurer 16 og 17 i appendiks til delrapport 4). Modelsimuleringerne peger i retning af, at for situationer med mindre mægtigheder af ler dæklag (6 m), må BAM-koncentrationerne i grundvandsmagasinet p.t. være på sit højeste (estimerede koncentrationer ligger på ca. 0,4 µg/l og 0,6 µg/l ved indvindingsmængder på henholdsvis 50.000 m<sup>3</sup>/år og 365.000 m<sup>3</sup>/år). BAM-forureningen burde ifølge simuleringerne aftage gradvist til under grænseværdien indenfor de næste ca. 20 år. I situationer med dæklag på 16 m synes modelleringerne imidlertid at pege i retning af, at forureningsgennembruddet først nu er ved at komme i grundvandsmagasinet med en forventet svag koncentrationsstigning (til ca. 0,1-0,2 µg/l) indenfor de næste 20-50 år.

Modelsimuleringerne kan kun anvendes til en overordnet vurdering af forureningens varighed i Hvidovre, og mere præcise estimater af forureningens varighed bør baseres på en modelsimulering baseret på de aktuelle forhold ved Hvidovre. Således er der en række afvigelser fra den generelle modellering til forureningssituationen i Hvidovre, bl.a. synes den modellerede bymæssige kildefordeling at afvige fra Hvidovre-situationen ved arealmæssigt at udgøre en mindre del af indvindingsoplandet.

Dæklagstykkelserne i Hvidovre ligger indenfor intervallet ca. 5-12 m. I forhold til de anvendte modelforudsætninger synes dæklagstykkelsen på 6 m tilnærmelsesvis at kunne passe til store dele af indvindingsoplandet, hvorimod der ingen steder i Hvidovre synes at være dæklagsmægtigheder så store som 16 m. Modelsimuleringerne for 16 m dæklag vurderes derfor at give for "pessimistiske" forudsigelser af varigheden af forureningen. Som nævnt må mere eksakte vurderinger af varigheden af forureningen, som repræsenterer de aktuelle dæklagstykkelser i Hvidovre, derfor bero på nye simuleringer.

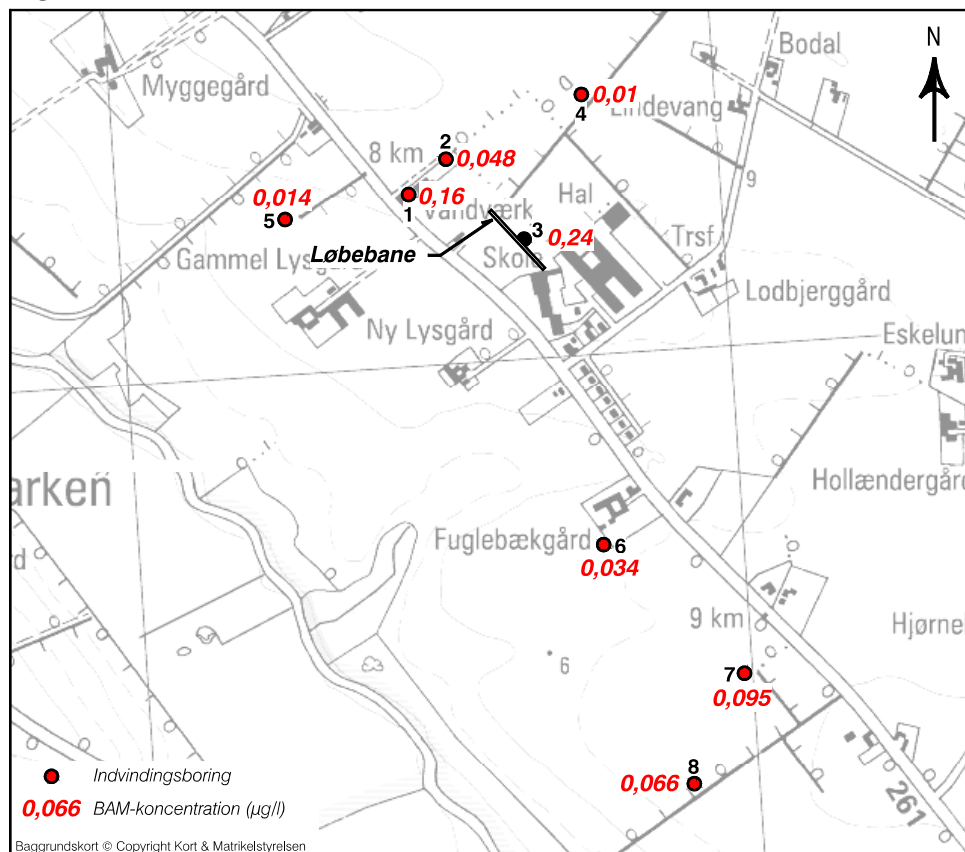
De modelsimulerede grundvandskoncentrationer og koncentrationernes overordnede forløb for de sidste år stemmer imidlertid rimeligt overens med de observerede koncentrationsniveauer i Hvidovre, samt at koncentrationerne har været rimelig stabile siden monitoringen startede i 1995. Med forbehold for de forskelle, der er mellem den aktuelle situation i Hvidovre og de generelle modelforudsætninger, peger modelsimuleringerne i retning af, at forureningens samlede varighed i bedste fald (for dæklags-tykkelser omkring 6 m) vil være på godt 20-30 år endnu, hvorimod der for større dæklagstykkelser må forventes en noget længere varighed, hvor koncentrationerne ikke nødvendigvis har set sit højeste niveau endnu.

## 4.2 Strøby Egede Vandværk (I andområde)

### 4.2.1 Forureningssituation og tidligere undersøgelseserfaringer

Strøby Egede Vandværk indvinder årligt ca. 190.000 m<sup>3</sup> grundvand. Kildepladsen udgør p.t. 8 borer i drift. Der er konstateret indhold af BAM i samtlige indvindingsboringer. I 2 ud af 8 borer (boring 1 og 3) er BAM-indholdet overskredet i forhold til drikkevandskriteriet på 0,1 µg/l, idet der maksimalt er målt et indhold på 0,24 µg/l.

På figur 4.6 er vist forureningssituationen med BAM i grundvandsmagasinet målt i foråret 2001 fordelt på henholdsvis indvindingsboringer og øvrige borer.



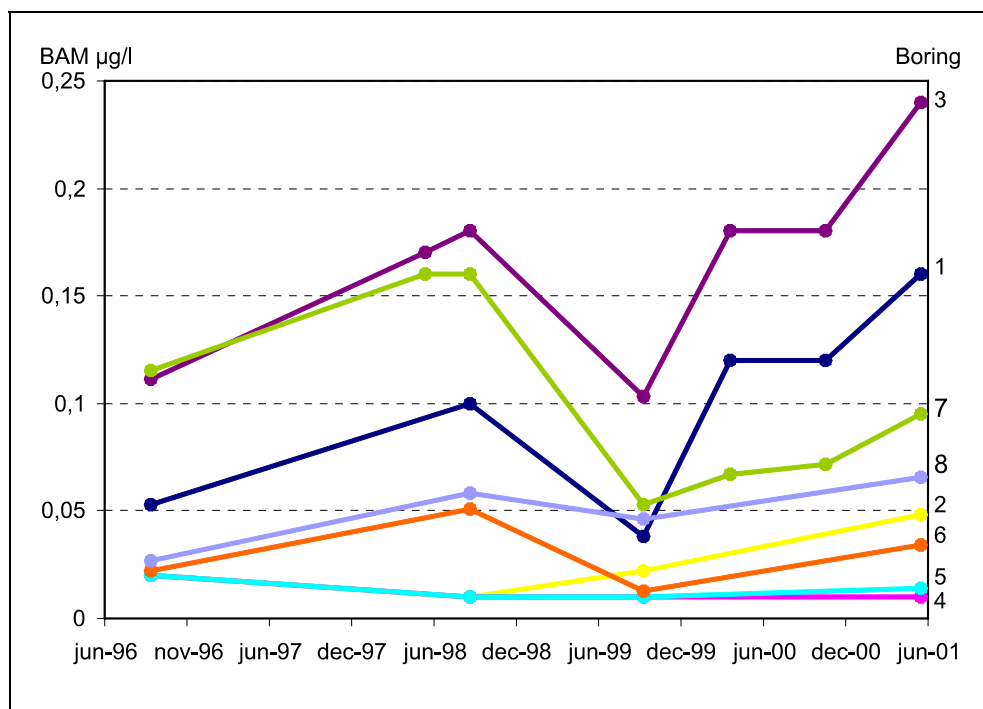
Figur 4.6 Påviste BAM-koncentrationer i indvindingsboringer ved Strøby Egede Vandværk, år 2001.

På baggrund af stigende koncentrationer omkring specielt boring 3 og 7 blev der i 1999 ændret på driftsstrategien, idet der pumpes mindre fra disse borer. Som følge heraf blev der umiddelbart herefter i 1999 konstateret et fald i BAM-koncentrationen i flere af borerne som vist på figur 4.7. Som det kan ses, er der igen konstateret stigende indhold i perioden 2000-2001, specielt i boring 1 og 3, til trods for den ændrede driftstrategi. Koncentrationsudviklingen synes for en række af borerne at følge samme mønster, hvilket tyder på en generel magasinforurening med BAM, som samlet responderer på ændringer i pumpestrategien.

Der indvindes grundvand fra den prækvartære Danienkalk, og det dybere beliggende tertiære skrivelid JWL. Toppen af kalken træffes i kote ca. -5. Potentialer er beliggende i omkring kote ca. +2 (rovandspejl) svarende til ca. 5,5 m u.t. Magasinet er spændt. Tykkelsen af morænedæklaget synes ifølge op-

tegnelser fra boreprofiler at variere fra 10 til 16 m. Der er i flere af boreprofilerne noteret et gruslag beliggende i moræneleren. Dette gruslag kan eventuelt udgøre et sammenhængende sekundært magasin.

Umiddelbart som nabo til vandværket ligger en skole med tilhørende idrætsarealer. Der har været anvendt pesticider til ukrudtsbekæmpelse på skolens areal, bl.a. på en løbebane, som ligger få meter fra boring 3. Herudover har der været et frilandsgartneri i umiddelbar nærhed af boring 7, som nu er nedlagt. Øvrig arealanvendelse omkring vandværket er landbrug. Bymæssig bebyggelse (Strøby Egede by, bebyggelse langs strandvejen samt ved Møllemarken) ligger i en afstand af ca. 1 km fra vandværket.



Figur 4.7 Koncentrationer af BAM over tiden i indvindingsboringerne ved Strøby Egede Vandværk

Der er udført tilstandsvurdering (teknisk vurdering) af samtlige indvindingsboringer til Strøby Egede Vandværk (Strøby Egede Vandværk, 2001), og den umiddelbare vurdering er, at tørbrønde er udført korrekt og alle boringer er udført med forerørsforsegling.

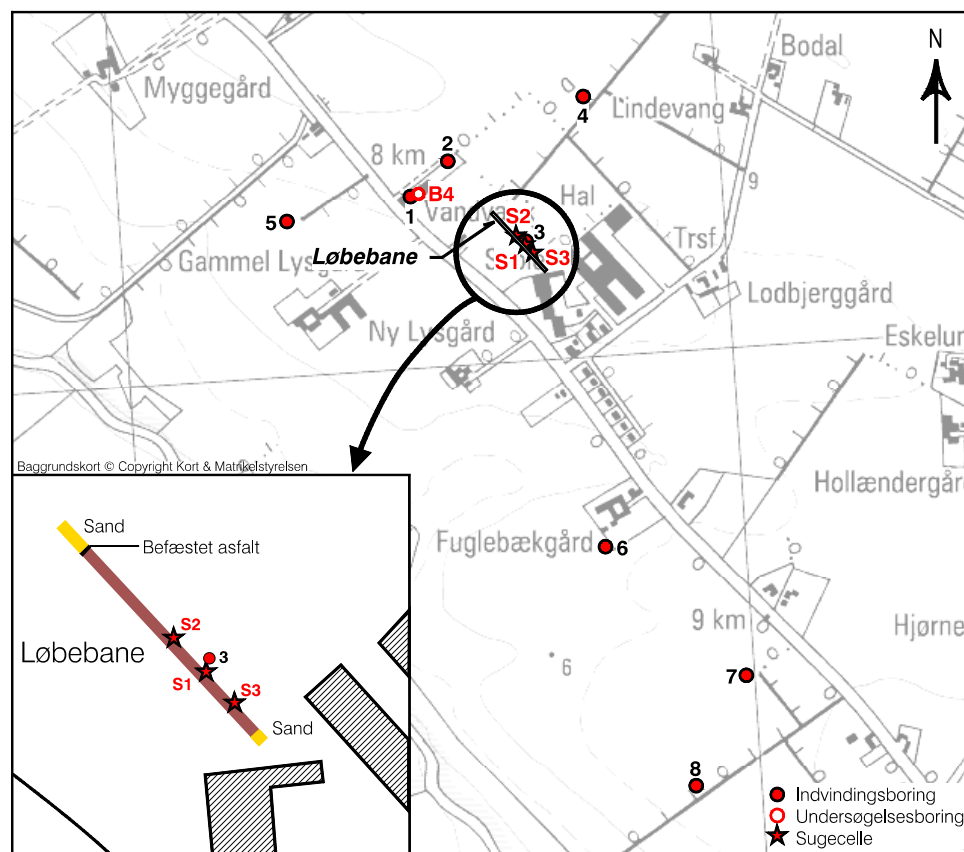
#### 4.2.2 Iværksatte undersøgelser

Der er iværksat undersøgelser af, hvor kilden eller kilderne til forureningen er beliggende ved Strøby Egede Vandværk. Dette indbefatter undersøgelse af vandværksarealet (ubefæstede områder omkring boringerne) samt løbebanen på idrætsanlægget. Der er ikke udført undersøgelser af det nedlagte frilandsgartneri (hvorfra intet var tilbage), idet det blev vurderet, at sandsynligheden for at ramme områder med tidligere ukrudtsbekæmpelse var for lille. Kilderne er undersøgt ved udtagning af jordprøver til analyse for dichlobenil og BAM ved de respektive kilder.

Herudover er udvaskningen med dichlobenil og BAM belyst ved udtagning af jordprøver ned gennem jordprofiler samt ved udtagning af porevand fra moræneleren fra installerede Prenart sugeceller i 2-4 meters dybde. Disse undersøgelser er foretaget ved løbebanen tæt ved indvindingsboring 3. Placeringen

af boringer, hvor sugeceller er installeret er vist på figur 4.8. Vandprøver er analyseret for indhold af dichlobenil, BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre.

Der er endvidere etableret 1 stk. undersøgelsesboring B4 (jf. figur 4.8) få meter fra indvindingsboring 1 med henblik på at belyse, om der forefindes et sekundært magasin på lokaliteten, som boreprofilerne fra nogle af indvindingsboringerne har indikeret, og i givet fald om dette sekundære magasin er foruren.



Figur 4.8 Placering af installerede sugeceller S1, S2 og S3 omkring løbebane samt undersøgelsesboring B4.

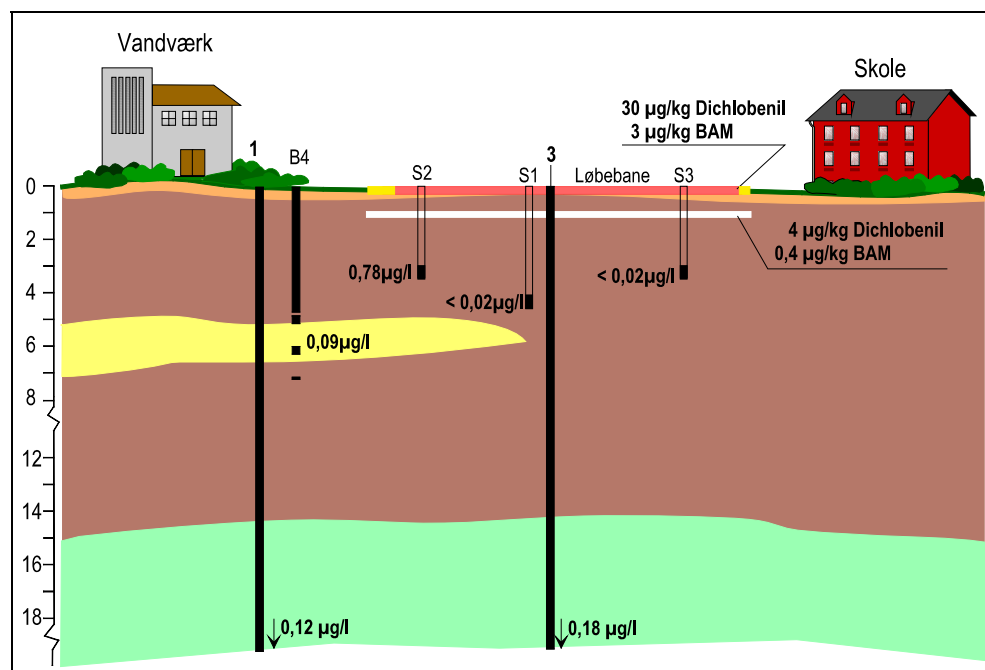
### 4.2.3 Undersøgelsesresultater

Undersøgelserne peger i retning af, at kilden til forurening stammer fra brugen af dichlobenilholdige ukrudtsmidler på sportspladsen i forbindelse med skolen, idet der her (omkring løbebanen) er konstateret indhold af dichlobenil og BAM i jorden. Undersøgelser af jorden omkring boringerne beliggende på selve vandværksgrunden har ikke vist indhold af dichlobenil eller BAM.

Der er i undersøgelsesboringen B4 placeret tæt ved indvindingsboring 1 konstateret et vandførende lag af moræneler med stort indhold af sand og grus ca. 5-7 m u.t. Dette lag vurderes at udgøre et sekundært magasin. Udbredelsen af det sekundære magasin er ikke kortlagt, men der er ligeledes konstateret gruslag i boreprofiler fra den nærmeste indvindingsboring 1 og den vestligt placerede indvindingsboring 5. Såfremt det sekundære magasin ligeledes har en udstrækning mod sydøst (og boring 3), hvor kilderne er placeret, vil det sekundære magasin kunne bidrage til horisontal spredning af BAM-forurening. Således er der konstateret indhold af BAM i det sekundære magasin i undersøgelsesboringen B4 placeret ved indvindingsboring 1 og vandværket, hvilket

vurderes at stamme fra skole/idrætsområdet, idet vandværksgrunden ikke synes at være kilden.

På figur 4.9 er skitse-mæssigt vist de påviste koncentrationer i jord, porevand, sekundært- og primært grundvand omkring sportspladsen og de nærmest beliggende indvindingsboringer 1 og 3 målt i sommeren 2000.



Figur 4.9 Målte indhold af BAM og dichlobenil i jord, porevand, sekundært magasin samt i det primære magasin ved Strøby Egede Vandværk.

#### 4.2.4 Sammenfatning og vurderet varighed af forureningen

Ved undersøgelserne er det verificeret, at den konstaterede BAM-forurening i det primære magasin kan skyldes brugen af Prefix eller Casoron på sportspladsen, som altså repræsenterer en boringsnær kilde. Undersøgelserne viser, at BAM-forureningen fortsat nedsiver fra kilden (løbebanen) og ned gennem morænedæklaget. Indvindingsboringerne 1 og 3, som ligger nærmest løbebanen, er mest påvirkede af BAM-forurening. Boringerne er ikke undersøgt for eventuelle utætheder i boringskonstruktionen, og det kan således ikke afvises, at der samtidigt er mulige boringsnære lækageveje for forureningsnedsivningen. Det sekundære magasin på lokaliteten kan have bidraget til horisontal spredning af forureningen i nærområdet med påvisning af BAM i de øvrige indvindingsboringer til følge.

Der er ikke søgt identificeret mere fjerntliggende kilder, men umiddelbart synes disse at ligge i afstande af op til 0,7-1 km fra vandværket, som derfor kun mere tvivlsomt vil bidrage til forureningen på vandværket.

Til en overordnet vurdering af varigheden af forureningen ved Strøby Egede kan skeles til de udførte modelsimuleringer for en østdansk type-lokalitet med grundvandsindvinding i et kalkmagasin, 16 meters morænelersdække samt en kildefordeling i landzone (delrapport 4, figur 20D eller temafigur 20 i appendiks til delrapport 4). Det skal endnu engang påpeges, at der er en række afvigelser fra de generelle modelforudsætninger til forureningssituationen i Strøby Egede, som gør, at modelleringsresultaterne skal anvendes med forbehold. Simuleringerne for landzonen er bl.a. baseret på en spredt fordeling af en



række punktkilder udbragt jævnt i indvindingsoplandet og inddrager ikke kun en meget nærtbeliggende kilde som den kendte situation i Strøby. I Strøby Egede kan der dog ligeledes ligge en række punktkilder med større afstand fra vandværket.

Modellsimuleringen for situationen med 16 m dæklag peger i retning af, at BAM-forureningens gennembrud til grundvandsmagasinet er sket, men at koncentrationerne p.t. er relativt lave (under grænseværdien) men fortsat vil være svagt stigende (til modellerede maksimumkoncentrationer på ca. 0,1-0,2 µg/l) indenfor en længere årrække fremover. De observerede BAM-koncentrationer i borerne ved Strøby Egede Vandværk har i de sidste 5 år ligget indenfor intervallet 0,01-0,24 µg/l og koncentrationerne synes at være svagt stigende. Der er ikke udført modellsimuleringer for dæklagstykkelser på ca. 10 m, som synes at være minimumstykkelsen af moræneler over kalkmagasinet ved Strøby Egede. En sådan simulering ville med al sandsynlighed vise et hurtigere forureningsgennembrud men formentlig også lidt højere koncentrationer i grundvandsmagasinet (jf. simuleringer udført for 6 m dæklag, temafigur 19 i appendiks i delrapport 4).

Med forbehold for afvigelserne mellem modelforudsætninger og de aktuelle forhold ved Strøby Egede, synes modellsimuleringerne at pege på, at grundvandet i Strøby Egede i en lang årrække fremover kan blive påvirket af BAM (forårsaget af den langsomme frigivelse af BAM fra de ovenliggende tykkere ler dæklag), men at koncentrationerne ikke nødvendigvis bliver så høje.

#### 4.3 Staurbyskov Vandværk, Middel fart (indvindingsopland i primært landzone)

##### 4.3.1 Om forureningssituationen

Staurbyskov Vandværk indvinder grundvand fra et sandet magasin (cirka 2-30 m u.t.). Kildepladsen består af 14 borer, heraf afværges i øjeblikket fra 3 borer. I dalen, hvor indvindingsboringerne er beliggende, er sandlaget overlejret af et tyndt morænelersdække på cirka 1-6 meter med en række vinduer i dæklaget. Omkring to af borerne DGU-nr. 134.620 og 135.316 erkendes intet ler dæklag. Rovandsspejlet er cirka 3-12 m u.t. Magasinet er frit. Opstrøms indvindingsboringerne stiger terrænet, og der erkendes her væsentlig tykkere morænelersdæklag (fra 5-15 meter) over grundvandsmagasinet.

Størstedelen af indvindingsoplandet udgøres af landbrugsarealer med en række landejendomme. Umiddelbart opstrøms for de i dalbunden beliggende indvindingsboringer ligger i det hævede terræn en stribe villagrunde og plantageejendomme samt en minkfarm. Længere opstrøms, i udkanten af indvindingsoplandet ligger bebyggede områder i form af det nordligt beliggende villa-kvarter samt det østligt beliggende bebyggede område bestående af landejendomme og villaer ved Røjle. En oversigtsplan over indvindingsoplandet samt potentielle kilder er vist på figur 2.2 i kapitel 2.

Der blev konstateret BAM i indvindingsmagasinet i 1995. I 2. kvartal 1996 var koncentrationen 0,69-4,1 µg/l i 5 af indvindingsboringerne beliggende umiddelbart nedstrøms sriben af villagrunde og en tidligere plantage. I 1996 blev iværksat afværgepumpning, og i dag er koncentrationerne nedbragt til cirka 0,07-0,1 µg/l.

### 4.3.2 Iværksatte undersøgelser

Med henblik på at få identificeret kilderne til BAM-forureningen samt transportveje fra kilder til grundvandet i indvindingsoplandet er der udført følgende undersøgelser:

Omfattende kildeopsporing med undersøgelse af en række forskellige kilder indenfor indvindingsoplandet (jf. afsnit 3), hvilket har indbefattet:

- forespørgsel om forbrug af Casoron og Prefix
- udtagning af jordprøver
- udtagning af vandprøver fra brønde, overfladevand, regnvandsledninger

Undersøgelse af geologiske forhold ved MEP-kortlægninger (geoelektrisk metode, jf. beskrivelse i bilag B)

- 4 stk geologiske profilsnit

Udførelse af en række undersøgelsesboringer (med GeoProbe udstyr)

- el-log
- vandprøvetagning

Undersøgelse af potentialeforhold

- Udvidet pejling af samtlige brønde og boringer i indvindingsoplandet

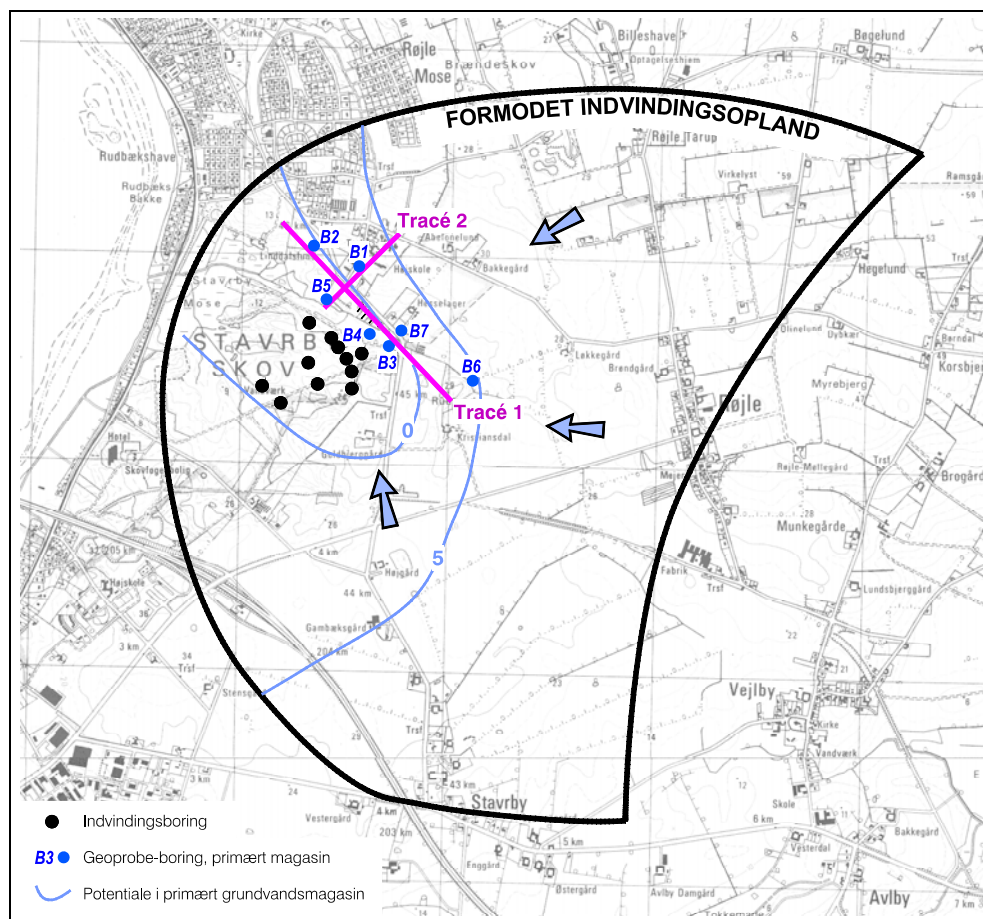
Strategien for undersøgelserne var indledningsvist at kortlægge de mulige forureningskilder ved analyser af jordprøver udtaget ved de potentielle kilder i oplandet. Sideløbende hermed blev der udført MEP-kortlægning ved fire tracéer i indvindingsoplandet med henblik på at få belyst geologien i oplandet (og variationen i denne) og herved i kombination med oplysninger fra boreprofiler at få identificeret eventuelle sårbare områder med mindre dæklagstykker med øget mulighed for forureningstransport.

Med baggrund heri blev der iværksat en række undersøgelsesboringer udført med GeoProbe med henblik på at karakterisere en eventuel BAM forureningsfane langs to tracéer, et på tværs af strømningsretningen i nordvestlig-sydøst-lig retning (tracé 1) dækkende en række mulige forureningskilder (villahaver og plantager) og et tracé vinkelret herpå langs strømningsretningen (tracé 2). Imidlertid viste geologien sig for vanskelig til i alle tilfælde at kunne anvende GeoProbe boremetoden primært på grund af den store lagtykkelse af fed ler, hvilket umuliggjorde udførelse af dybere boringer til grundvandsmagasinet. Flere boringer ved det planlagte tracé 2 blev således opgivet på grund af for store morænelerstykker.

De planlagte tracéer og de udførte boringers placering er vist på figur 4.10, og boringernes dybde og eventuelle filtersætning er vist i tabel 4.2.

Bo-ring	Placering	Filtersat m u.t.	Grundvandsspejl <sup>1</sup> m u.t.	Udført ellog
B1	Højskole, Brogården	15,72	15,07	-
B2	Frugtplantage, Strib Landevej	10,78	8,80	-
B3	Eng ved led	9,10	6,22	-
B4	Eng, midt	8,95	4,40	-
B5	Eng, nedstrøms Brogården	9,15	8,10	-
B6	Granplantage (sydøst for minkfarm)	10	Tør	+
B7	Strib Landevej (mellem plantage og minkfarm)	-	-	+

Tabel 4.2 Data for udførte undersøgelsesboringer



Figur 4.10 Placering af de planlagte forureningstracéer og de udførte borerings placering

Som vist ovenfor blev boring B7 ikke filtersat på grund af borevanskeligheder. Boring B6 er filtersat, men boringen viste sig at være meget ringe vandydende.

### 4.3.3 Undersøgelsesresultater

#### 4.3.3.1 Geologi:

Med henblik på at få belyst geologien i indvindingsoplandet er der iværksat undersøgelser af 4 profillinier beliggende centralt i oplandet ved MEP-kortlægning.

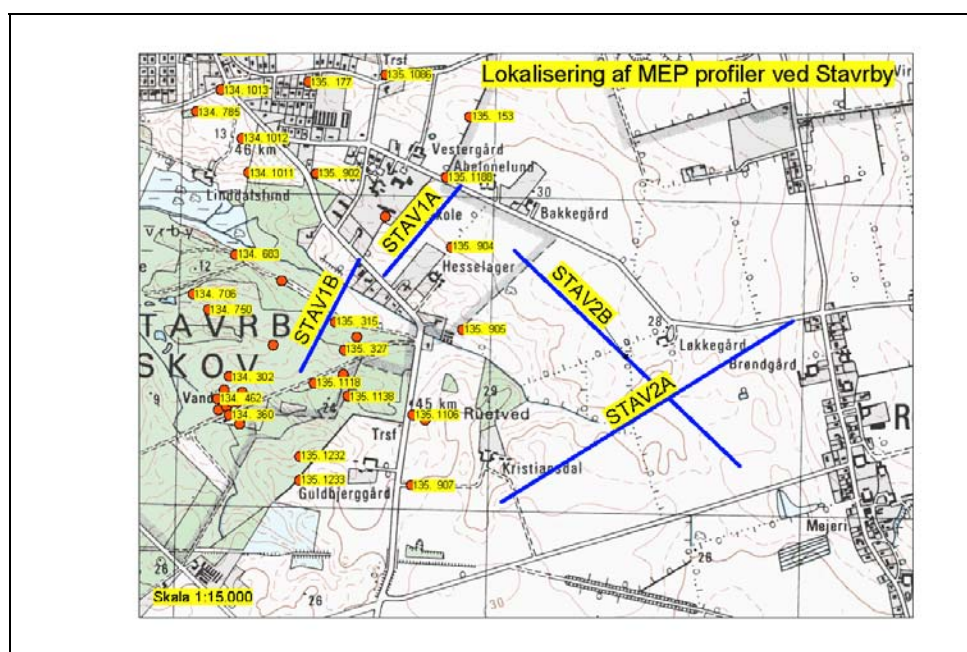
På figur 4.11 er vist placeringen af de 4 MEP-profillinier STAV01A, STAV01B, STAV02A og STAV02B, der henholdsvis er 400 m, 400 m, 1100 m og 1000 m lange. I bilag B er vist jordlagenes fordeling ved deres forskellige elektriske modstande. I bilag B foreligger desuden en mere uddybende geologisk tolkning af profilerne, som er sammenholdt med boreringsinformationer.

Baseret på gennemgang af boreringsoplysninger, systematisk overfladekortlægning samt direkte geologiske iagttagelser af kystprofilen ved Røjle Klint kan det erkendes, at der ved kildepladsen er aflejret smeltevandssand formet som en kegle med toppen liggende mod øst. MEP profilerne bekræfter denne geologi og viser samtidig, at geologien ved Stavrby Skov er meget kompleks med flere opskudte og skrånede jordlag. Den sydlige del af MEP profilerne ved kildepladsen (STAV1A og STAV1B, bilag B) viser et sandlegeme, hvis nedre grænse hælder mod syd. Der fremtræder endnu et sandlegeme (der hælder mod nord) i MEP-profilen STAV1B. Det overliggende lerlag øges i tykkelse mod nord. Dette kunne indikere, at MEP profilerne er placeret i udkanten af det kegleformede sandlegeme.

Da boringer i området viser, at jordlagene indeholder glimmerholdigt ler og siltaflejringer, skal tykkelsen af grundvandsmagasinet tolkes med forbehold.

MEP profilerne STAV02A og STAV02B er placeret således, at MEP linierne krydser overgangen mellem smeltevandssletten til randmorænelandskabet (også kaldet Røjle Banke). MEP profilerne viser, at et sandlegeme dominerer MEP profilerne i den vestlige del, hvorimod den østlige del er domineret af leraflejringer (bilag B). Sandlegemet tolkes til at være identisk med sandlegemet observeret i MEP profilerne STAV1A og STAV1B ved kildepladsen, hvorfor sandlegemet antages at udgøre grundvandsmagasinet for området. MEP profilerne STAV02A og STAV02B angiver således den maksimale østlige udbredelse af grundvandsmagasinet. I Røjle Banke mod øst optræder et lerlag og et sandlag, der sandsynligvis er skubbet op af isen.

Samlet synes MEP-undersøgelserne at pege i retning af, at grundvandsmagasinet er relativt ringe beskyttet i den centrale del af indvindingsområdet (sandlegemets udbredelse), hvorimod der for den østlige del mod Røjle samt den nordlige del af indvindingsoplandet synes at være leraflejringer af væsentlige mængder.



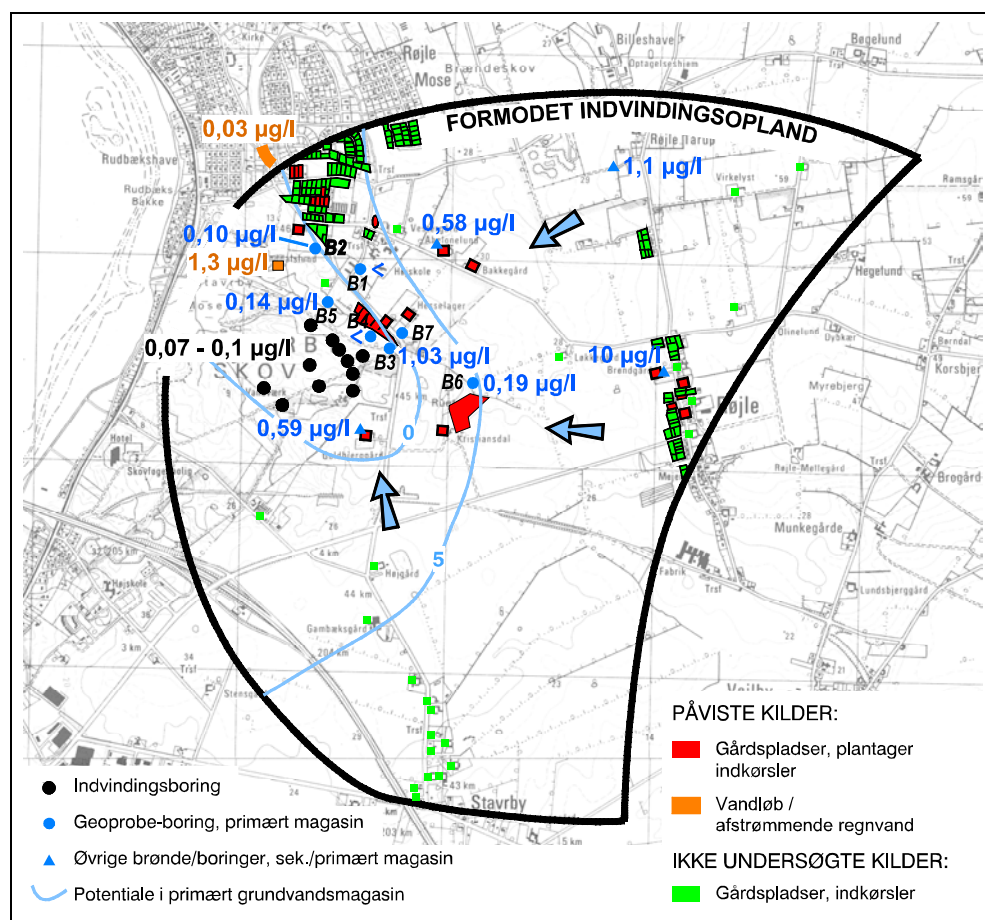
Figur 4.11 Placering af udførte MEP-profilinier ved Stavrby Skov

#### 4.3.3.2 Kilder:

Som nævnt i afsnit 2 var oplysningerne fra den indledende forespørgsel om forbrug af Casoron og Prefix hos de potentielle brugere i oplandet relativt sparsomme. Kun få af de adspurgte kunne oplyse om forbrug af midlerne, og ganske mange svarede, at de ikke kunne huske, om de havde anvendt midlerne eller, at de kun har brugt Roundup eller andre ukrudtsmidler. Samlet viste forespørgslerne, at Prefix eller Casoron har været brugt på tidligere plantager, på en række gårdspladser til landbrugsejendomme eller plantageejendomme samt på en del private villagrunde (alle villaejere i indvindingsoplandet blev ikke spurgt).

Det blev besluttet at udtage en række jordprøver til analyse fra en række af de potentielle kilder, uafhængigt af, om der forinden forelå oplysninger om forbrug af midlerne. Af ressourcemæssige årsager er undersøgelser af villahaver (indkørsler) samt gårdspladser for indhold af dichlobenil og BAM i jorden

kun belyst ved stikprøver. På figur 4.12 er vist de påviste kilder til forurening ved Staurbyskov Vandværk (påvist ved indhold af dichlobenil i jorden herfra), og kilderne udgør plantager, gårdspladser (til landbrugsbedrifter og plantager) samt indkørsler til villahaver. Idet alle kilder ikke er undersøgt (bl.a. de sydligt beliggende gårdspladser), må der antages at være flere kilder til BAM-forureningen end de viste. De aktuelle målte koncentrationer i jorden fremgår af tabel 3.4 (gårdspladser), tabel 3.10 (private villahaver) og tabel 3.7 (plantager). Herudover er der påvist BAM i overfladeafstrømmende vand (dræn samt regnvandsbassin), som ligeledes vist på figur 4.12. Samlet synes der således at være en række kilder spredt fordelt ud i hele indvindingsoplandet.



Figur 4.12 Beliggenheden af kilder ved Staurbyskov Vandværk og påviste koncentrationer af BAM i vandprøver.

#### 4.3.3.3 BAM-forureningens udbredelse:

De påviste koncentrationer af BAM i undersøgelsesboringerne udført september 2000 er vist på figur 4.12. Herudover er angivet samtidige analyseresultater fra vandprøver udtaget fra en række brønde/boringer placeret i indvindingsoplandet (fra gårdspladser). Endvidere er der på figuren vist koncentrationer af BAM i overfladevand (vandløb), udløb fra regnvandsbassin samt i overfladeafstrømmende vand fra befæstede områder ved det nordligt beliggende villakvarter i udkanten af indvindingsoplandet.

Som det ses, er der påvist BAM i fire af undersøgelsesboringerne B2, B3, B5 og B6 umiddelbart opstrøms for indvindingsboringerne. Boring B2 er beliggende ved en frugtplantage, hvor lodsejer oplyser ikke at have anvendt Casoron eller Prefix. Dette verificeres ved analyser af jordprøver herfra, hvor der ikke er identificeret indhold af dichlobenil og BAM. BAM-forureningen i boring B2 og B5 synes mere sandsynligt at stamme fra de opstrøms liggende bebyggede

område (villakvarter), hvor der ved stikprøver er konstateret dichlobenil/BAM i flere jordprøver fra indkørsler. Fra det nordligt bebyggede område er der endvidere konstateret indhold af BAM i drænvand, som afstrømmer fra de befæstede arealer, ligesom der er konstateret væsentlige indhold af BAM i en vandprøve fra udløbet af et regnvandsbassin (1,3 µg/l), som afdræner et højskole område. Der er imidlertid ikke konstateret indhold af BAM i boring B1 placeret tæt ved højskoleområdet.

Det relativt høje indhold af BAM i boring B3 og B6 indikerer, at der ligeledes kommer BAM-forurening fra den nordøstlige og østlige del af indvindingsoplandet. Umiddelbart opstrøms B3 ligger minkfarmen, hvor der ikke har været anvendt Prefix og Casoron. Herudover ligger større landbrugsarealer med landejendomme/gårdspladser, og mere mod øst (omkring B6) ligger en granplantage; alle arealer hvor der er konstateret dichlobenil og BAM i jorden, jf. figur 4.12. Endelig er der væsentlig længere opstrøms (ca. 500 m) i østlig retning ved det bebyggede område ved Røjle ligeledes konstateret kilder til BAM-forurening samt væsentlige indhold af BAM i overfladenært vand udtaget i en brønd på en gårdsplads (10 µg/l BAM). Således synes der at kunne være en del forskellige opstrøms beliggende kilder til BAM-forureningen.

Det er imidlertid noget usikkert, om de påviste kilder ved Røjle, som ligger ca. 1 km opstrøms indvindingsboringerne, reelt påvirker indvindingen ved Staurbyskov. Geologien omkring Røjle (randmorænen ved Røjle Banke) afviger betragteligt fra den centrale del af indvindingsoplandet (smeltevandssletten), og MEP-profilerne peger i retning af, at grundvandsmagasinet ikke er sammenhængende helt til Røjle Banke.

#### **4.3.4 Sammenfatning og vurdering af varigheden**

Undersøgelserne i Staurbyskovs indvindingsopland illustrerer, at der kan findes en lang række af kilder i et landligt beliggende indvindingsopland. Kilderne er ved Staurbyskov spredt fordelt i oplandet, hvilket har betydet en stor udbredelse af BAM-forurening i indvindingsmagasinet med tilstrømning af BAM-holdigt grundvand til kildepladsen fra flere retninger. BAM-forureningen i grundvandsmagasinet er således ikke blevet afgrænset ved undersøgelserne.

Til trods for den udbredte BAM-forurening i oplandet, må det konstateres, at den iværksatte afværgepumpning (samt opretholdelse af et grundvandsskel) har været istand til at reducere BAM-koncentrationerne betragteligt de seneste år.

Som gennemgået i delrapport 4 er varigheden af forureningen modelleret for sandmagasiner med varierende dæklagstykkelser herover. Som beskrevet er geologien dog meget varierende i indvindingsoplandet ved Staurbyskov med ringe dæklag i dalbunden ved indvindingsboringerne, men med tiltagende dæklagstykkelse opstrøms indvindingsboringerne (konstateret op til ca. 15 m dæklag i visse boringer). Den stærkt varierende og specielle geologi med skråstillede lerlag i indvindingsområdet gør, at den forventede forureningsudvikling ved Staurbyskov ikke umiddelbart kan beskrives ved de udførte modelsimuleringer, som er baseret på mere ensartede geologiske forhold i hele indvindingsoplandet.

Store dele af oplandet opstrøms for indvindingsboringerne med de spredt fordelte kilder kan dog samlet karakteriseres ved dæklagstykkelser på i størrelsesordenen 15 m. Modelsimuleringerne udført for sandmagasiner med 16 m ler

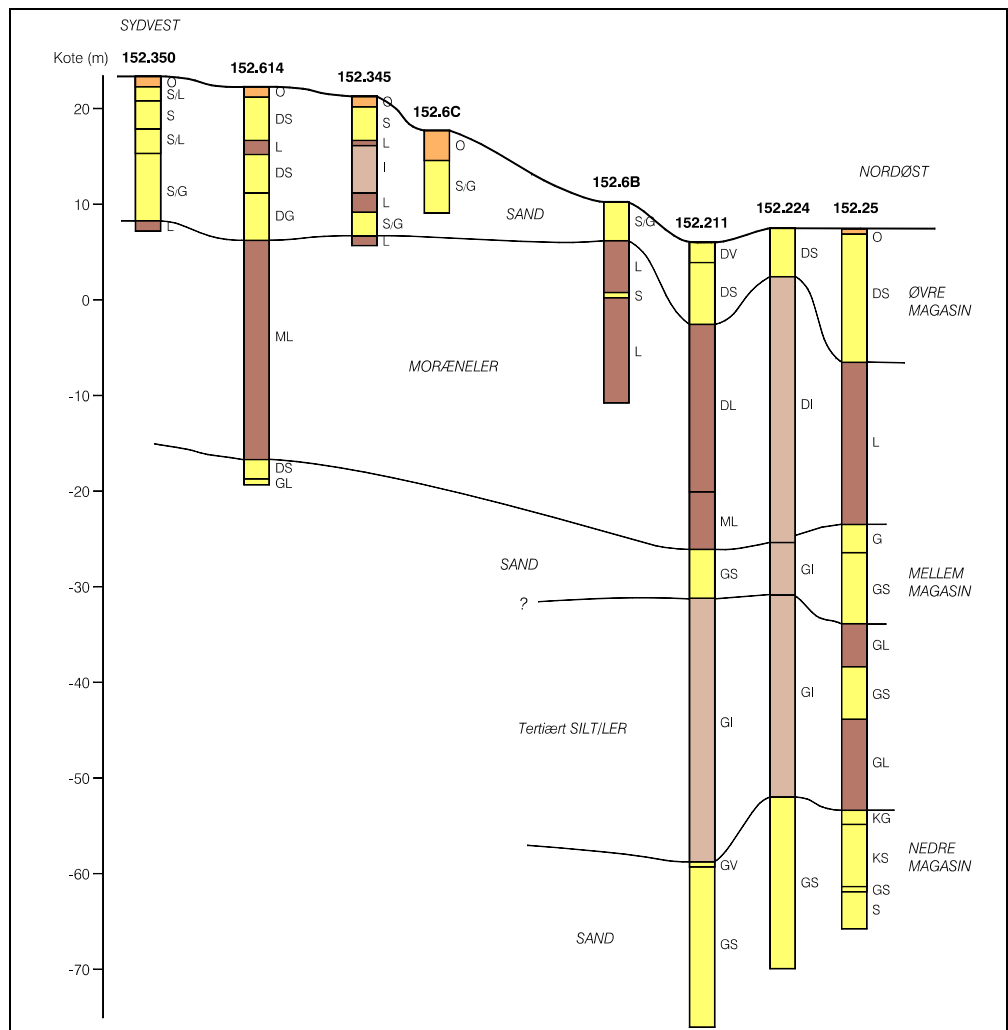
dæklag beliggende i landområde (delrapport 4, figur 20B og 20C) peger i retning af, at grundvandet i et sådan område fortsat vil kunne blive påvirket af BAM-forurening fra kilderne i mange år fremover, men at koncentrationerne næppe bliver særlig høje og kun tvivlsomt kommer over grænseværdien. For situationen i Staurbyskov betyder det, at den samtidige fortynding, der sker fra det opstrømsliggende opland til indvindingsboringerne, formentlig vil gøre, at koncentrationerne i indvindingsboringerne næppe vil blive særlig kritiske fremover. En mere eksakt vurdering af BAM-forureningens varighed og koncentrationsudvikling i grundvandet må dog bero på modelsimuleringer tilpasset de aktuelle forhold ved Staurbyskov.

#### 4.4 Eskærhøjværket, Haderslev Vandforsyning (indvindingsopland i primært byzone)

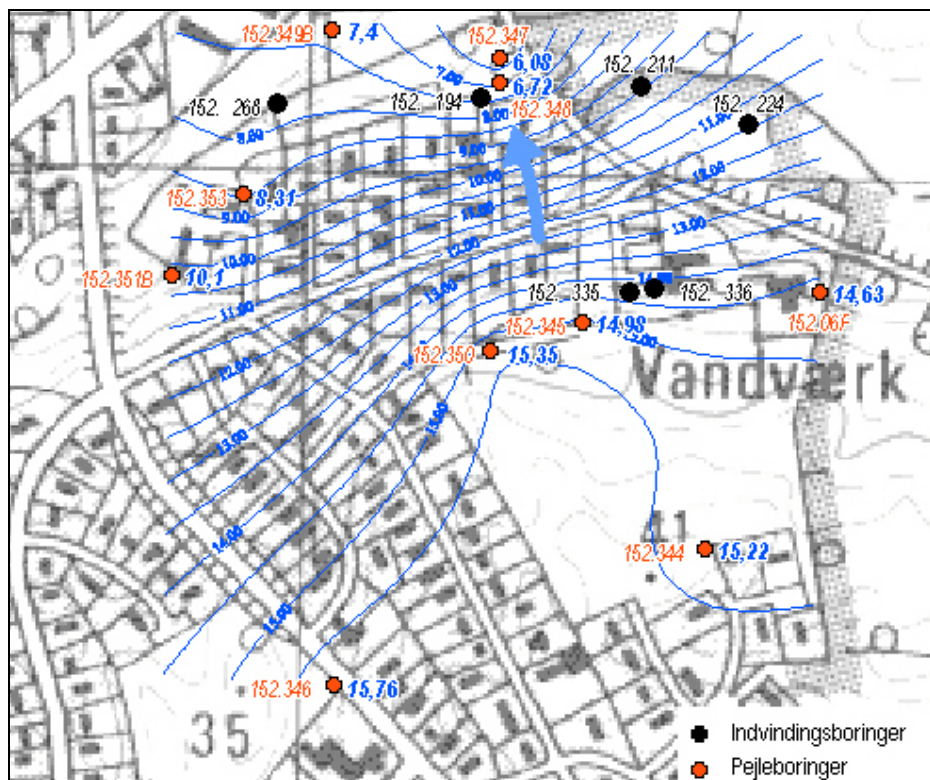
##### 4.4.1 Forureningssituation og tidligere undersøgelser

Eskærhøjværkets kildeplads er beliggende på den sydlige dalside af Haderslev Fjord, og er én ud af tre kildepladser, som hører under Haderslev Vandforsyning. Området er et ungt morænelandskab (Weichel), som mod nord afgrænses af en tunneldal. Lagfølgen ved kildepladsområdet og oplandet er komplekst med vekslende smeltevandssand og moræneleraflejringer og i kildepladsområdet tillige smeltevandsler og -silt. Et geologisk profil fra sydvest til nordøst gennem kildepladsområdet er vist på figur 4.13. De akkumulerede lertykkelser i oplandet vurderes at udgøre mellem 5 og 30 m. Tertiær overfladen ligger højest mod syd og træffes i kildepladsområdet i 30-40 m dybde. Potentialekort over området er vist på figur 4.14, og det ses, at den overordnede strømningsretning er fra syd mod nord til Haderslev Fjord.

Eskærhøjværket indvinder i størrelsesorden 600.000 m<sup>3</sup>/år fra i alt 4 produktionsboringer. I oplandet forekommer tre tilsyneladende hydraulisk adskilte grundvandsmagasiner: Et øvre frit magasin af smeltevandssand, et mellem spændt magasin af smeltevandssand, og endelig et nedre spændt magasin af tertiært glimmer- og kvartssand. CFC-dateringer udført i 1998 viser, at grundvandet i det mellemste magasin har en aldersmæssig sammensætning fra 1954, hvilket tolkes som sammensat/opblandet grundvand bestående af dels ovenfrakommende yngre grundvand og ældre grundvand, som tilstrømmer horisontalt (Haderslev Vandforsyning, 1999). Grundvandet i det nedre magasin er bestemt til at have en aldersmæssig sammensætning før 1940. Grundvandet i det øvre magasin er ikke CFC-dateret.



Figur 4.13 Geologisk profilsnit gennem kildepladsområdet ved Eskærhøjværket.



Figur 4.14 Potentialeforhold samt indvindings- og pejleboringer ved Eskærhøjværket



Før 1997 blev der indvundet fra 6 boringer, hvoraf to boringer er placeret i hvert magasin. I oktober 1997 blev der imidlertid ved en rutinemæssig prøveudtagning konstateret BAM i koncentrationer over grænseværdien i det øvre magasin, hvorefter indvindingen umiddelbart herefter blev omlagt til det mellemste og nedre magasin. Indtil BAM-forureningen blev konstateret blev ca. 85 % af vandværkets råvand oppumpet fra det øvre magasin, men siden er der foretaget afværgepumpning fra de to forurenede boringer i det øvre magasin, og vandet ledes til det nærliggende vandløb (Hummelgårds Bæk). Den nye indvindingssituation har således medført en betydelig højere belastning af de to nedre magasiner end tidligere.

Der er ved tidligere undersøgelser identificeret mulige/oplagte lækageveje via utætte boringskonstruktioner fra det øvre til det mellemste magasin for boringerne DGU-nr. 152.194 og 152.06J (jf. figur 4.16), hvor sidstnævnte boringsfilter viste sig at være kollapsede sammen.

For at få et overblik over den aktuelle forureningssituation har Haderslev Vandforsyning indenfor de seneste år fulgt udviklingen af BAM koncentrationen i indvindingsboringerne samt i en række monitorings- og pejle boringer. Placeringen af vandværkets indvindingsboringer samt monitoringsboringer er vist på figur 4.14. Øvrige boringer er endvidere vist på figur 4.16. En oversigt over boringsnumre og filtersætning er vist i tabel 4.3.

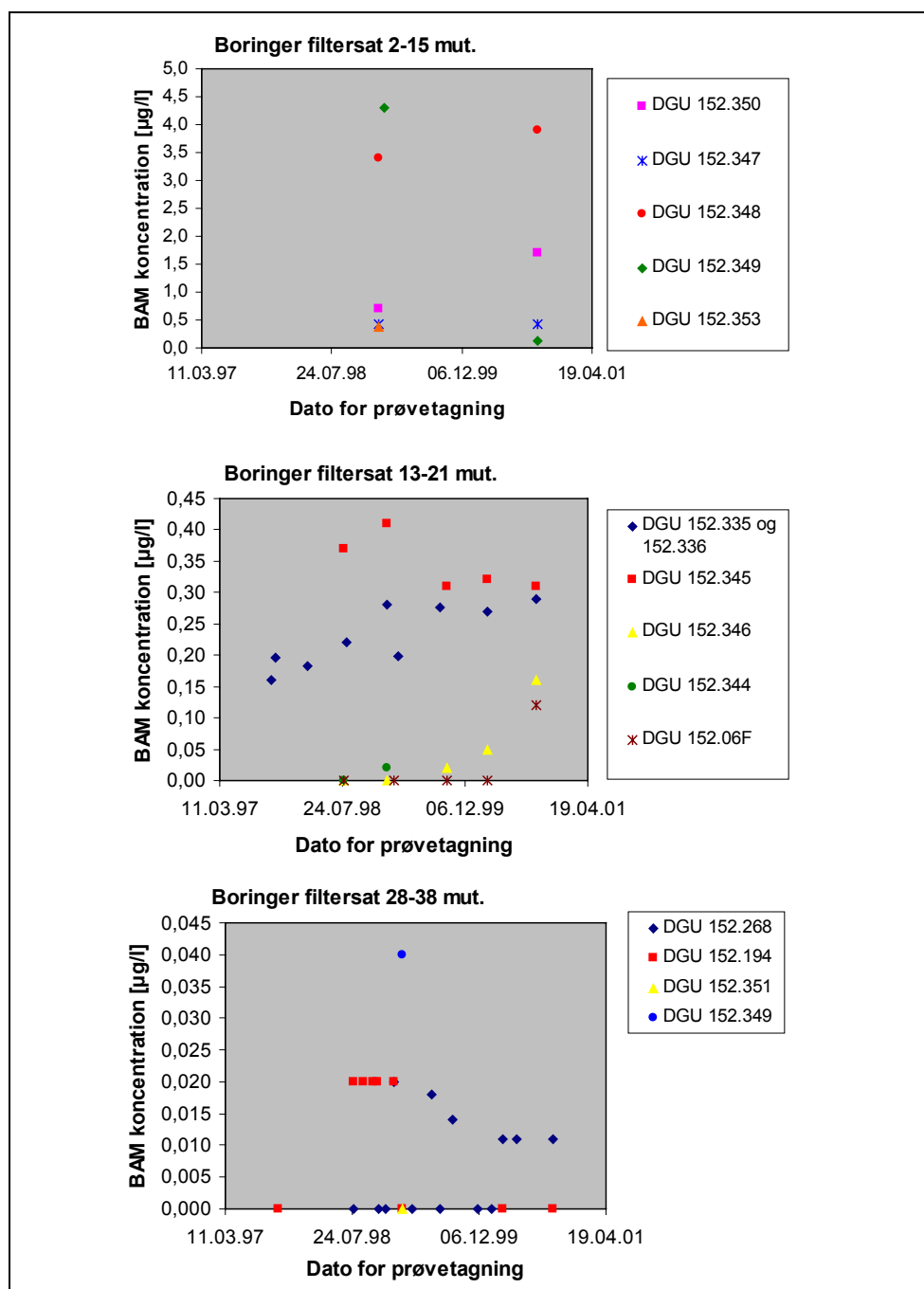
DGU nr.	Boringstype	Magasin	Filtersætning (m u.t.)
152.335	Indvindingsboring <sup>afværgepumpes</sup>	Øvre	
152.336	Indvindingsboring <sup>afværgepumpes</sup>	Øvre	
152.268	Indvindingsboring	Mellem	28,5-34
152.194	Indvindingsboring	Mellem	28,5-31
152.211	Indvindingsboring	Nedre	66-77
152.224	Indvindingsboring	Nedre	67-78
152.347	Monitoringsboring	Øvre	5-6
152.348	Monitoringsboring	Øvre	2,2-3,2
152.349AB	Monitoringsboring	Øvre og mellem	3-4 og 29-30
152.350	Monitoringsboring	Øvre	14-15
152.351AB	Monitoringsboring	Øvre og mellem	4-5 og 37-38
152.353	Monitoringsboring	Øvre	1,8-2,8
152.06F	Pejle-/Monitoringsboring	Øvre	8-11
152.344	Monitoringsboring	Øvre	20-21
152.345	Monitoringsboring	Øvre	13,3-14,3
152.346	Monitoringsboring	Øvre	15,2-16,2
152.06J	Pejle-/Monitoringsboring	Mellem	27-33

Tabel 4.3. Oversigt over indvindings- og monitoringsboringer i indvindingsoplandet til Eskærhøjværket, Haderslev.

Den tidsmæssige udvikling af BAM-koncentrationerne i indvindingsboringerne og monitoringsboringerne er vist på figur 4.15.

Det ses, at der i de øvre terrænnære monitoringsboringer, som er filtersat 2-15 m u.t. er målt en markant BAM forurening med koncentrationer helt op til 4,3 µg/l. BAM-koncentrationen i indvindingsboringerne i det øvre magasin samt i monitoringsboringerne filtersat 13-21 m u.t. viser generelt en svag stigende tendens med koncentrationer op til 0,41 µg/l. Endvidere ses, at der tillige er detekteret BAM i indvindingsboringer og monitoringsboringer filtersat i det mellemste magasin, men her er koncentrationerne under grænseværdien.

Endvidere er der i 1998 målt for BAM i de nærliggende vandløb, hvor der i Hummelgårds Bæk er målt mellem 0,12-0,21 µg/l og i Hedegårds Bæk er udført en enkelt måling på 0,03 µg/l.



Figur 4.15 Målte BAM-koncentrationer i indvindingsboringer filtersat i det øvre og mellemste magasin samt monitoringsboringer i perioden 1997 – 2001.

Haderslev kommune fik i 1999 udarbejdet en kortlægning af pesticidforureningen samt opstillet en grundvands- og transport model udført af Krüger A/S. Ud fra dette arbejde konkluderes, at BAM-forureningen er afgrænset til et område omkring kildepladsen, der strækker sig fra det åbne areal mod Eskærhøj til gartneriarealet og materielgården. Herudover udgør Hummelgårds Bæk en liniekilde, som indfører forurening til området vestfra. Der peges på følgende kilder til BAM-forureningen:

1. Den gamle banedæmning

2. Den gamle tilkørselsvej til vandværket
3. Et gartneriareal
4. En materielgård
5. Parkeringspladser og grønne områder omkring vandværket
6. Generel brug af Casoron og Prefix i villakvarterer/byområde omkring Kløverbænget og nord for bækken i kvarteret langs Grønningen.

Set i lyset af det meget omfattende analyseprogram, som Haderslev kommune har iværksat i årene fra 1997 og frem til i dag, er der i dette projekt ikke udført yderligere monitoringsboringer.

#### 4.4.2 Iværksatte undersøgelser

Med henblik på at få identificeret kilderne til BAM-forureningen samt transportveje fra kilder til grundvandet i indvindingsoplandet er der udført følgende undersøgelser:

Kildeopsporing med undersøgelse af en række forskellige kilder indenfor indvindingsoplandet (jf. afsnit 3), som har indbefattet:

- forespørgsel om forbrug af Casoron og Prefix
- udtagning af jordprøver
- udtagning af vandprøver fra overfladeafstrømmende vand
- Udførelse af 1 stk. undersøgelsesboring til belysning af geologi og fordeling af dichlobenil og BAM i jorden med dybden

Undersøgelse af geologiske forhold ved MEP-kortlægninger

- 3 stk. geologiske profilsnit

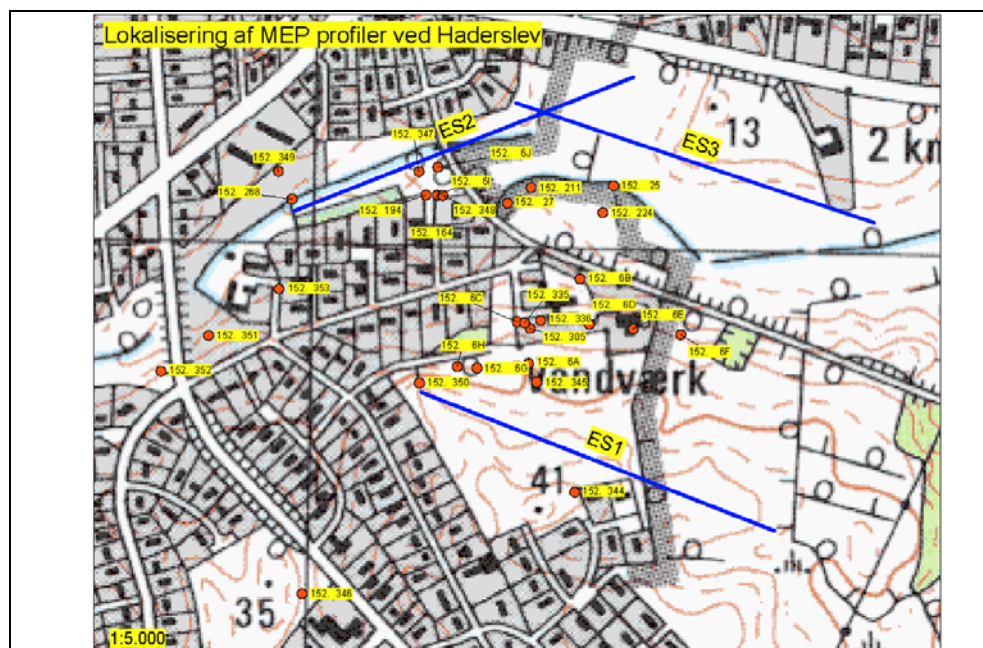
#### 4.4.3 Resultater af undersøgelserne

##### 4.4.3.1 Geologien:

Med henblik på at få supplerende oplysninger om geologien i indvindingsområdet er der udført MEP-kortlægning, som omfatter tre profillinier ES1, ES2 og ES3, der hver er 400 m lange (jf. figur 4.16). Som ovenfor beskrevet eksisterer der 3 grundvandsmagasiner – et terrænnært, et mellemliggende og et dybtliggende magasin. Grundet MEP-metodens relative lille indtrængningsdybde forventes det, at kun de 2 øverste grundvandsmagasiner kan dokumenteres ved MEP metoden.

MEP profillinie ES1 er placeret syd for kildepladsen i indvindingsoplandet til det terrænnære grundvandsmagasin. ES2 og ES3 er placeret nord og nedenfor kildepladsområdet. Resultater af målingerne er vedlagt i bilag C sammen med en beskrivelse af målemetoden og en mere detaljeret tolkning.

Resultaterne af MEP kortlægningen syd for kildepladsen har dokumenteret to grundvandsmagasiner, der er adskilt af et lerlag. Centralt i profilet ES1 synes det terrænnære sandlegeme og det mellemliggende sandlegeme dog at være sammenhængende. Det tolkes, at begrænsninger i MEP metoden gør, at eventuelt tyndt lerlag dog ikke kan dokumenteres mellem to tykke sandlegemer i dette område. Lerlagets tykkelse øges mod vest og øst til en tykkelse på op til ca. 10 m.



Figur 4.16 Placering af MEP profillinier ved Eskærhøjværket.

Det terrænnære grundvandsmagasin tynder ud mod øst for at forsvinde ved position ca. 250 m (jf. bilag C). Tykkelsen af sandlegemet i den vestlige del er ca. 10 m. Det mellemliggende sandlegeme har en begrænset horisontal udbredelse på ca. 150 m mellem position 150 og 300 m. Høje modstande i den østligste og vestligste del af profilet kan antyde, at laget har en større horisontal udbredelse.

MEP profilerne ES2 og ES3 nord for kildepladsen krydser hinanden ved position 300 m i ES2 og position ca. 40 m i ES3. Af disse to MEP profiler kan det mellemste liggende grundvandsmagasins horisontale udbredelse skønnes til ca. 350 m. Mellem det terrænnære og det mellemliggende grundvandsmagasin optræder det ovenstående beskrevne lerlag. Tykkelsen af lerlaget er for dette område af en størrelse, så MEP metoden kan dokumentere tilstedeværelsen af laget. Det terrænnære grundvandsmagasin er afgrænset til den centrale del af profilerne ES2 og ES3. Samlet synes de forskellige magasiner således ikke udbredt til hele kildepladsen. De tre udførte MEP-profiler sammenholdt med boringsoplysninger peger i retning af, at der i store dele af indvindingsoplandet er tale om et meget sårbart øvre magasin uden eller med ringe mønrelersdæklag.

#### 4.4.3.2 Kilder:

Nedenfor er gennemgået resultater af følgende undersøgte potentielle kilder:

**Banedæmning:** Der er ikke udtaget jordprøver fra den gamle banedæmning dels fordi jernbanen blev nedlagt i 1930'erne eller 1940'erne, dels fordi banedæmningen ligger nedstrøms Eskærhøjkildepladsen.

**Tilkørselvej til vandværket** (se situationsplan, figur 4.17): På den gamle tilkørselvej er der udtaget jordprøver tre forskellige steder i dybderne 0-0,25 m u.t. og 0,5-0,75 m u.t. Prøverne er analyseret som blandingsprøver for hver dybdeinterval, men dichlobenil og BAM er ikke detekteret. Ved en forespørgsel hos vandværket om forbrug af bekæmpelsesmidler på den gamle tilkørselvej er oplyst, at der ikke er kendskab til brug af ukrudtsmidler langs vejen. Alt pe-

ger derfor i retning af, at BAM-forureningen ikke stammer herfra, og den gamle tilkørselsvej anses derfor ikke for at være kilde til forureningen.

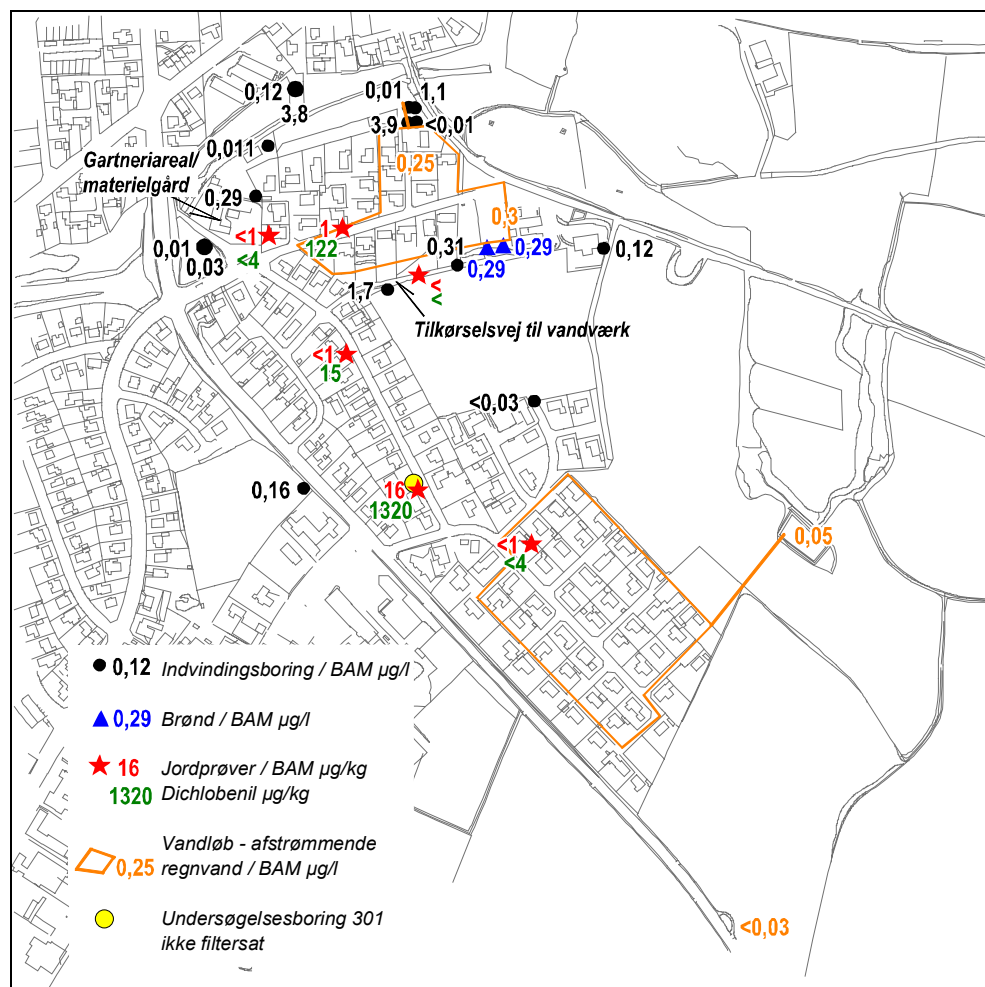
Gartneriareal/materielgården (se situationsplan, figur 4.17): På det tidligere gartneriareal og materielgården er udtaget 5 jordprøver i dybderne 0-0,25 m u.t. og 0,5-0,75 m u.t. Heraf er den ene jordprøve udtaget ved den gamle vaskaplads på gartneriarealet. Prøverne er analyseret som blandeprøver for hvert dybdeinterval. Dichlobenil og BAM er ikke detekteret i jordprøverne fra gartneri og materielgården. Oplysninger om brug af dichlobenil på arealerne kendes ikke, men ud fra den manglende detektion i jordprøver anses det ikke for sandsynligt, at gartneriarealet er en punktkilde til BAM-forureningen i området.

Vandværket (se situationsplan, figur 4.17): Det er blevet oplyst, at der ikke er anvendt pesticider de sidste 25 år på vandværkets areal og ved vandværkets boringer. Det anses derfor ikke sandsynligt, at vandværkets grund er en punktkilde til BAM-forureningen, og der er derfor ikke udtaget jordprøver på vandværkets areal.

Villakvarteret, stikprøver: Der er udtaget fem jordprøver fra indkørsler og perlegrusbelagte fortove i villakvarterer i området langs med Eskærhøjvej og langs med Kløvervænget. Haderslev kommune har oplyst, at det har været praksis i kommunen at anvende Casoron eller Prefix i forbindelse med etablering og renholdelse af fortove frem til midten af 1990'erne. Kommunen har imidlertid ikke oplysninger om anvendte mængder i de enkelte områder. I tre ud af fem jordprøver er detekteret dichlobenil i koncentrationer mellem 15-1320 µg/kg (jf. figur 4.17 og tabel 3.13). Endvidere er der udtaget vandprøver fra tre dræn i området, hvor to af dræne afvander befæstede arealer fra villakvarterer, og et dræn afvander dels marker og dels det sydlige villakvarter langs Eskærhøjvej. I alle vandprøver fra de tre dræn er detekteret BAM i koncentrationer mellem 0,05-0,30 µg/l. Den tidligere generelle brug af dichlobenil i villaområderne omkring vandværket ser således ud til at have bidraget væsentligt til den aktuelle forurening.

En samlet oversigt over analyse resultater for koncentrationer af dichlobenil og BAM i jordprøver og vandprøver er vist på figur 4.17.

Undersøgelserne synes at pege i retning af, at hele det bebyggede område (veje og villakvarteret) samlet set udgør en række tætliggende kilder til den konstaterede BAM-forurening i det øvre og mellemste grundvandsmagasin på kildepladsen.



Figur 4.17 Påviste indhold af dichlobenil og BAM i jordprøver samt vandprøver ved Eskærhøjværket

#### 4.4.3.3 Vertikal fordeling af dichlobenil/BAM:

Med henblik på at belyse den dybdemæssige fordeling af dichlobenil og BAM blev der udført en undersøgelsesboring 301 placeret ved et fortov, hvor der indledningsvist blev påvist indhold af dichlobenil i topjorden på 1.320 µg/kg (jf. figur 4.17). Boringen viste indhold af sand til ca. 5,8 m u.t., hvorunder der blev truffet oxideret moræneler eller silt til boringens bund 8 m u.t. Resultater af jordanalyser fremgår af tabel 3.13, kapitel 3. Som det fremgår, er der konstateret indhold af dichlobenil/BAM i topjorden (0-0,25 m u.t., fyld), men ikke i sandlaget herunder ned til 5 meters dybde. I jordprøven udtaget fra 6 m u.t. (silt/ler) er der påvist mindre indhold af dichlobenil og BAM. Dette viser således, at dichlobenil og BAM fortsat nedsiver fra kilden, men ikke tilbageholdes i væsentlig grad i sandlaget. Til gengæld synes stofferne at forefindes i det relativt dybt beliggende ler/siltlag, 6 m u.t.

#### 4.4.4 Sammenfatning og vurderet varighed af BAM-forurening

Undersøgelserne i Eskærhøjværkets indvindingsopland illustrerer et eksempel på en kompleks forureningssituation i et bymæssigt indvindingsopland med en lang række tætliggende kilder til BAM-forurening, som i lighed til situationen ved de øvrige kildepladser (Hvidovre og Staurbyskov) giver anledning til en stor udbredelse af BAM-forureningen. Kombinationen af den meget komplekse geologi (med flere magasiner), de mange kilder og BAM-forurenede recipienter samt herudover mulige lækageveje gennem utætte borerer gør

vurderingen af de primære transportveje fra kilder til grundvand meget svær. MEP-kortlægningen har peget i retning af, at store dele af indvindingsoplandet er meget sårbart overfor nedsivning af forurening på grund af intet eller kun tynde dæklag af ler over det øvre magasin, hvilket da også har givet anledning til BAM-koncentrationer i visse boringer på op til ca. 4 µg/l. Samlet synes BAM-koncentrationerne i grundvandsmagasinet i flere boringer at være stigende.

Den meget specielle geologi ved Eskærhøj gør, at en overordnet vurdering af varigheden af forureningen ikke kan baseres på de generelle modelsimuleringer gennemført i delrapport 4, idet de aktuelle forhold på denne kildeplads vurderes for langt fra de valgte modellerede geologiske hovedtyper.

#### 4.5 Sammenfatning, undersøgelsererfaringer

De i dette kapitel nævnte undersøgelser ved Hvidovre, Strøby Egede, Staurbyskov og Eskærhøjværket har illustreret, at der findes en række forskellige kilder til BAM-forurening såvel i by- som i landområder. De mange kilder til forurening gør, at der er mange "bidrag" til den samlede BAM magasinforurening, hvorfor det ofte er svært at identificere de primære sprednings- og transportveje for forureningen. Påvisning af BAM i afstrømmende vand fra befæstede områder samt i å-recipienter gør, at spredningsvejene yderligere kompliceres. Erfaringerne fra undersøgelser af forureningsudbredelsen synes således at pege i retning af, at det ofte er komplekst at søge at kortlægge forureningsudbredelsen, og at der nok kun i sjældne tilfælde kan være tale om en enkel afgrænset forureningsfane forårsaget af en enkelt kilde.

BAM-forureningen synes i alle tilfælde at nedsive fra kilderne i takt med at dichlobenil nedbrydes i de øverste jordlag. Feltundersøgelser viser, at BAM stadig nedsiver fra kilderne efter ca. 4 år, hvor Casoron og Prefix må antages ikke at have været anvendt. Beregninger viser, at de påviste dichlobenil-indhold repræsenterer mindre restkoncentrationer i forhold til den formodede mængde dichlobenil, der må have været umiddelbart efter udstrøning af midlerne (kun maksimalt 1 % tilbage), hvorfor hovedparten af den muligt dannede BAM allerede må være nedsivet. Til trods for det, må de tilbageblevne mængder dichlobenil i jorden (typisk under 100 µg/kg) ikke undervurderes, idet denne restmængde stadig vil kunne give anledning til BAM-dannelse og BAM-nedsivning fremover.

For de beskrevne indvindingsoplande er der skelet til de udførte modelsimuleringer udført for forskellige geologiske hovedtyper og kildefordelinger (delrapport 4) for en overordnet vurdering af forureningens varighed. Vurderingerne af varigheden af forureningen i de konkrete indvindingsoplande skal tages med stort forbehold, da de konkrete aktuelle forureningsituationer altid vil afvige fra de generelle modelsituationer. Som beskrevet i delrapport 4 synes BAM-udviklingens forløb i grundvandet stærkt relateret til tykkelsen af dæklagene, hvorfor forureningsnedsivningen for områder med relativt tynde dæklag vil ske relativt hurtigere end ved tykkere dæklag.

De udførte undersøgelser af kilder i nærværende studier kan bruges som erfaringsgrundlag for andre BAM-forurenede indvindingsoplande. Opsporing af kilder til BAM-forurening ved jordprøvetagning i byområder vil være et omfattende arbejde, hvor resultatet ofte vil være fund af mange tætliggende kilder. Det vurderes derfor ikke at være rentabelt at foretage kildeopsporing i byområder, med mindre der er kendskab til få kilder, hvor der har været an-

vendt betydelige mængder dichlobenil. Indvinder vandværket fra et område med bymæssig bebyggelse, vil der med stor sandsynlighed være forurening med BAM herfra.

For indvindingsoplande i landområder, hvor tætheden af BAM-kilder vurderes at være væsentlig mindre, kan det overvejes at foretage kildeopsporing for at lokalisere områder, som giver anledning til BAM-forurening fra ovenliggende kilder og samtidig få lokaliseret områder uden BAM-kilder af interesse for den fremtidige indvinding.



## 5 Referencer

- Amternes Videncenter for Jordforurening, 2000. Pesticidanvendelser i forskellige brancher. Teknik og Administration Nr. 1.
- Bay, H., Petersen, U. og Birk Hansen, H. P., 2000. Pesticider på planteskoler og frugtplantager. Orientering nr. 9. Amternes Videncenter for Jordforurening.
- Birk Hansen, H. P. 2002. Personlig kommentar.
- Chrintz, T., Bay, H. og K. Rügge, 2000. BAM fra gårdspladser i det åbne land? VANDteknik nr. 8.
- Christensen, K. R., Bennedsen, L., Brandt, G. og H-M. F. Møller, 2001. BAM i overfladevand og grundvand, et dårligt varsel? VANDteknik nr. 4.
- Frederiksberg Vandværk, 2000. BAM undersøgelse i Frederiksberg Vandværks indvindingsområde. Rambøll.
- GEUS, 2001. Igangværende projekt om nedsivning af bl.a. glyphosat og BAM gennem opsprækket moræneler ved en feltlokaltet i Avedøre.
- Haderslev Vandforsyning. Eskærhøjværket, 1999. Kortlægning af pesticidforurening. Krüger.
- Hvidovre Kommune, 1996. Kortlægning af pesticidforbrug i Hvidovre Kommune. Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S.
- Hvidovre Kommune, 1998. Kortlægning af vandførende zoner i kalk- og kridtmagasinet. HOH Vand & Miljø A/S.
- Hvidovre Kommune, 2000. Forureningsundersøgelse. Tidligere gartneri Frandsen, Byvej 78-98, Hvidovre. HOH Vand & Miljø A/S.
- Hvidovre Kommune, 2001. Erfaringsopsamling fra forureningsundersøgelser af gartnerier i Hvidovre.
- Kistrup, J., Jørgensen, P. R. og Klint, K. E. S., 2001. Prøvetagning af mobilt porevand i opsprækket moræneler. Sprækker i moræneler – hvordan kan den nye viden anvendes. Møde i GeoCenter – København, 8. maj 2001.
- Københavns Amt, 2001. Indledende forureningsundersøgelser af 25 gartnerier i Taastrup og Ishøj Kommuner. HOH Vand & Miljø A/S.
- Københavns Vand, 2000. Kilder til BAM-forurening. Pesticider i grundvand og drikkevand – Hvor længe endnu? ATV-møde 11. maj 1999.
- McKay, L., Fredericia, J., Lenczewski, J. M., Klint, K. E. S., 1999. Spatial variability of contaminant transport in a fractured till, Avedøre Denmark. Nordic Hydrology.

Miljøstyrelsen, 1996. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 1. Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 1996. Miljø- og Energiministeriet.

Miljøstyrelsen, 1997. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2. Boringskontrol på vandværker. Miljø og Energiministeriet.

Miljøstyrelsen, 1997. Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355.

Strøby Egede Vandværk, 2001. Tilstandsrapport for Andelsselskabet Strøby Egede Vandværk. Per Bøgelund-Hansen. Foreløbig udgave.

Århus Amt, 1999a. Gartneriundersøgelse, Kærbakken 11, Samsø.

Århus Amt, 1999b. Gartneriundersøgelse, Vestervej 11, Hørning.

Århus Amt, 2001. Gode råd ved teknisk boringskontrol. Et element i kildepladsvurderingen.

# Bilag A

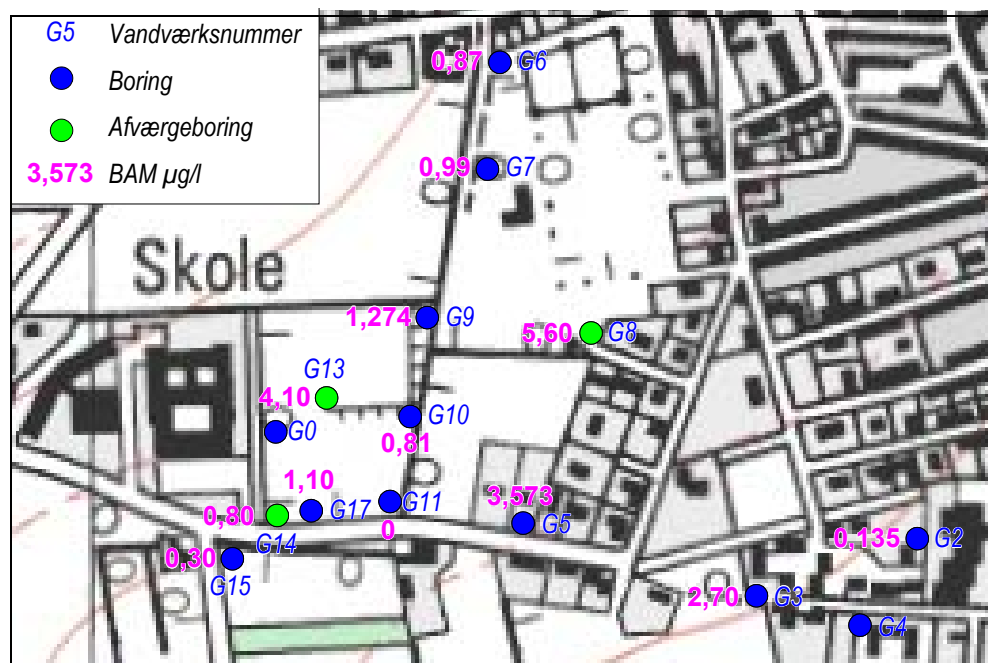
## Klausenskov Vandværk (Ellenet Kildeplads), Marstal Vandforsyning

### Forureningssituation:

Klausenskov Vandværk er et mindre vandværk. Kildepladsen Ellenet ligger i udkanten af Marstal By og indbefatter 15 boringer, hvoraf 3 er pejleboringer. Kildepladsen lå ved besigtigelsen stille på grund af BAM-forurening, bortset fra at der afværges fra 3 boringer (G8, G13 og G14). På figur 1 er vist forureningssituationen med BAM i grundvandsmagasinet ved sidste analyse i perioden 1995-2000.

I perioden fra slutningen af 1994 til begyndelsen af 1995 blev det konstateret, at mindst halvdelen af boringerne på kildepladsen var forurenede med et eller flere af stofferne atrazin, simazin og BAM. I juni 1995 blev der iværksat afværgepumpning fra de tre boringer G8, G13 og G14, da de havde højst koncentrationer af BAM på henholdsvis 3,2, 1,3 og 1,8 µg/l. Der analyseres jævnligt for BAM i disse boringer, og ved analyse i maj 2000 er indholdet af BAM i G8, G13 og G14 henholdsvis 5,6, 4,0 og 1,2 µg/l. Der er altså ikke noget, der tyder på, at BAM-indholdet i magasinet er nedbragt. Afværgepumpningen foretages kontinuert over døgnet med ydelserne 3,5 m<sup>3</sup>/t fra G13 og G14 og 1 m<sup>3</sup>/t fra G8.

Størstedelen af boringerne er beliggende på eller tæt på et stort sportsområde. Kildepladsen er omgivet af dyrkede landbrugsarealer og private parcelhus haver.



Figur 1. Forureningssituation (seneste analyser i perioden 1995-2000)

### Geologiske forhold

Ved Ellenet kildefelt indvindes der grundvand fra smeltevandssand cirka 15 - 20 m u.t. Rovandspotentialet ligger omkring kote 3 til 10. Strømningsretning-

gen formodes at være sydøstlig. Magasinet er overlejret af 7-20 meter moræneler, og geologien er præget af skrånede jordlag med retning fra sydøst til nordvest. Kildepladsen betragtes derfor som sårbar overfor forurening.

#### Tidligere undersøgelser

Der har ifølge Marstal Kommune været anvendt Prefix på de offentlige arealer omkring boldarealerne i de sidste 20 år. Prefix er blevet udstrøet som granulater i den anbefalede dosis (1 til 2 kg/100 m<sup>2</sup>) hvert år i april. I 1981-1984 er der anvendt atrazin til bekæmpelse af ukrudt i stedet for. I alt er der udbredt 480 – 960 kg Prefix. Derudover er der blevet brugt en række andre pesticider til ukrudtbekæmpelse af selve boldarealerne, asfalterede veje/stier og rabatkant. Disse omfatter M-acetat, simazin og Roundup. I 1995 blev alt brug af pesticider stoppet.

Rambøll har som rådgiver for vandværket lavet strategi for indvindingsmulighederne på kildepladsen.

#### Iværksatte undersøgelser:

Der er i projektet udført analyser af BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre på udvalgte borer, sidstnævnte for at undersøge om BAM nedbrydes i miljøet.

Der er udvalgt 3 stk. borer, som er kraftigt BAM-forurenede, til vandprøvetagning og efterfølgende analyse. Disse udgør:

- Boring G8, DGU-nr. 178.189
- Boring G13, DGU-nr. 178.187
- Boring G17, DGU-nr. 178.156

Der er den 20. oktober 2000 udtaget vandprøver. Vandprøven til analyse for BAM er foretaget på Danmarks JordbrugsForskning, Forskningscenter Flakkebjerg og Teknologisk Institut har analyseret for 2,6-dichlorbenzoesyre.

#### Resultater af undersøgelsen:

Resultatet af undersøgelsen fremgår af tabel 1.

Boring	BAM	2,6-dichlorbenzoesyre
	µg/l	µg/l
Boring G8, DGU-nr. 178.189	6,7	< 0,01
Boring G13, DGU-nr. 178.187	2,7	< 0,01
Boring G17, DGU-nr. 178.156	0,05	< 0,01

Tabel 1 Indhold af BAM og 2,6-dichlorbenzoesyre i vandprøver fra 3 borer ved Klausensskov Vandværk

Ved analyserne er der ikke påvist 2,6-dichlorbenzoesyre, der er altså ingen indikationer på, at BAM nedbrydes i grundvandsmagasinet ved Klausensskov Vandværk, kildeplads Ellenet.

#### Konklusion:

Der ses ikke indikationer af, at BAM nedbrydes i grundvandsmagasinet ved kildeplads Ellenet. BAM indholdet i de 3 borer, der afværges på, er fortsat stigende, og nedbrydningsproduktet 2,6-dichlorbenzoesyre fra BAM er ikke påvist ved analyse af de tre borer.

Der er brugt Prefix omkring kildepladsen gennem en årrække og forureningssituation med BAM i grundvandsmagasinet vanskeliggøres af en kompleks geologi.

# Bilag B

## MEP kortlægning ved Staurbyskov Vandværk

Om metoden:

MEP metoden er en geoelektrisk metode, der bygger på forskellen i jordlagenes elektriske modstand. Ved en MEP undersøgelse indsamles modstandsdata langs profiler. MEP målinger udføres ved, at der langs det valgte profil opstilles et antal stålspyd (disse fungerer som elektroder) med ækvidistance  $a=5$  m. Elektroderne forbindes med et kabel, og ved den enkelte måling benyttes i alt 4 spyd. Elektrisk strøm sendes ud gennem 2 spyd, hvor de 2 øvrige spyd anvendes til måling af spænding. Selve målingen er computerstyret således, at det ved hver måling kontrolleres, at de rigtige elektroder inddrages. Med den anvendte måle-opstilling opnås en indtrængningsdybde i jordlagene på ca. 60 m.

Resultater af MEP undersøgelsen:

MEP undersøgelsen ved Staurby omfatter 4 MEP profillinier, STAV01A, STAV01B, STAV02A og STAV02B, der henholdsvis er 400 m, 400 m, 1100 m og 1000 m lange (figur 4.11). MEP profilerne STAV01A og STAV01B (figur XX) er placeret ved kildepladsen ved Staurbyskov og MEP profilerne STAV02A og STAV02B er placeret i nærindvindingsoplandet til Staurbyskov kildepladsen mellem Staurbyskov og Røjle.

Geologisk tolkning af MEP profiler:

MEP profiler viser, hvorledes jordlagene fordeler sig rent modstandsmæssigt. Grus, sand og silt aflejringer har høje modstande og ler har lave modstande. Dog kan glimmerholdigt ler give anledning til høje modstande, hvorfor man under tolkning af MEP profiler skal støtte sig op af boringsinformationer. På MEP profilerne repræsenterer de røde/orange farver høje modstande (grus, sand og silt), hvorimod de blå/grønne farver repræsenterer lave modstande (lerede aflejringer).

Ved kildepladsen:

MEP profilerne ved kildepladsen viser, at grundvandsmagasinet (området med høje modstande) påvist i den nordlige del tynder ud mod kildepladsen. Et lerlag ligger over grundvandsmagasinet i den nordlige del og tynder ligeledes ud mod syd. I den sydlige del fremtræder et dybereliggende lerlag, der udgør den nedre grænse af grundvandsmagasinet. Højmodstandslaget i den sydlige del er mellem position 200 og 300 m meget tyndt (under 5 m), hvor højmodstandslaget i det resterende område har en tykkelse mellem 20 og 40 m. Dette bekræftes af borerne DGU 135. 315 og DGU 135. 1112.

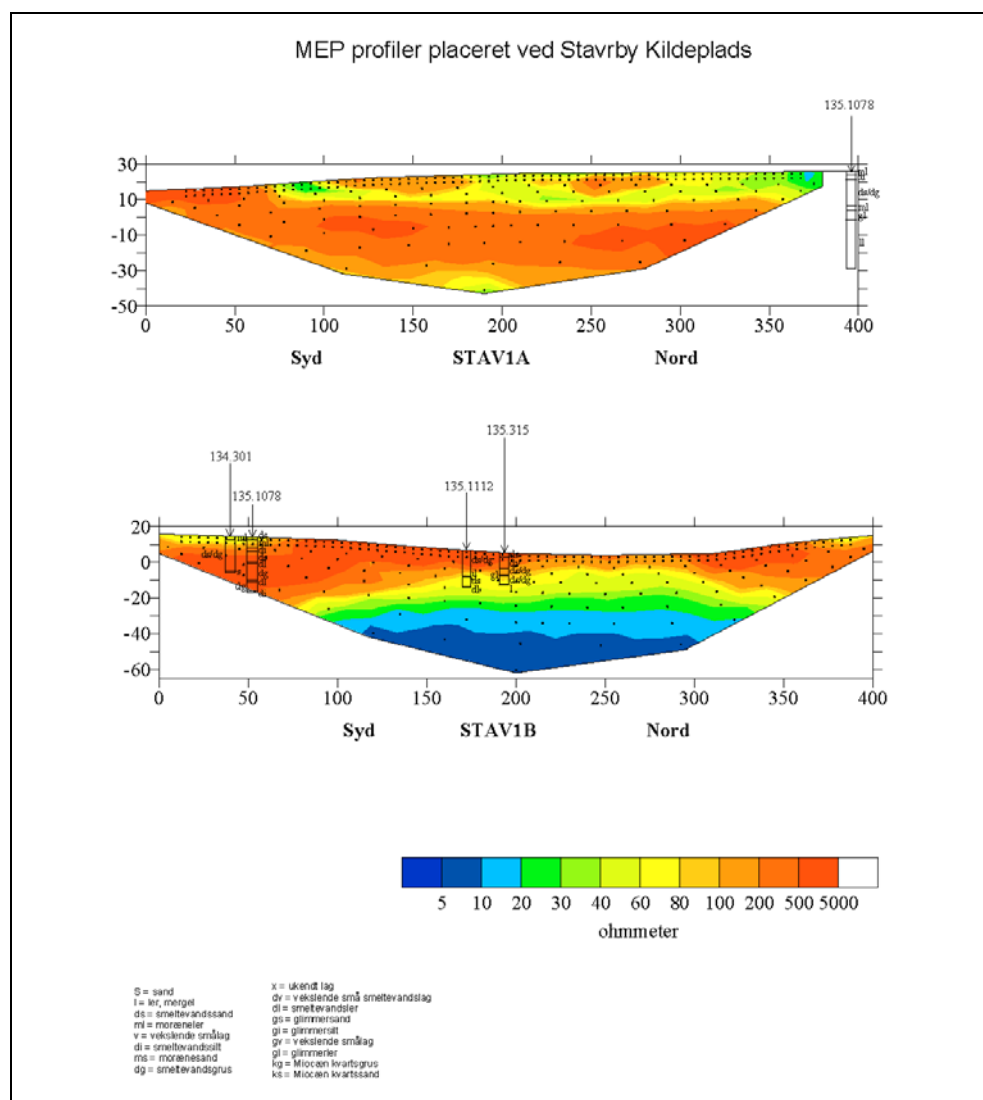
Ved nærindvindingsoplandet:

Den vestlige del af MEP profilerne ved nærindvindingsoplandet består overvejende af sandaflejringer. Fra position 270 m i STAV02A og position 0 m i STAV02B optræder et ca. 20 m tykt lerlag mellemliggende det terrænnære sandaflejringer og det dybereliggende (formodentlig) grundvandsmagasin. Dette lerlag tynder ud mod øst, hvor profilerne herefter bliver helt overvejende lerdomineret. I den østligste del af STAV02B optræder et dybereliggende sand/grus aflejringer.

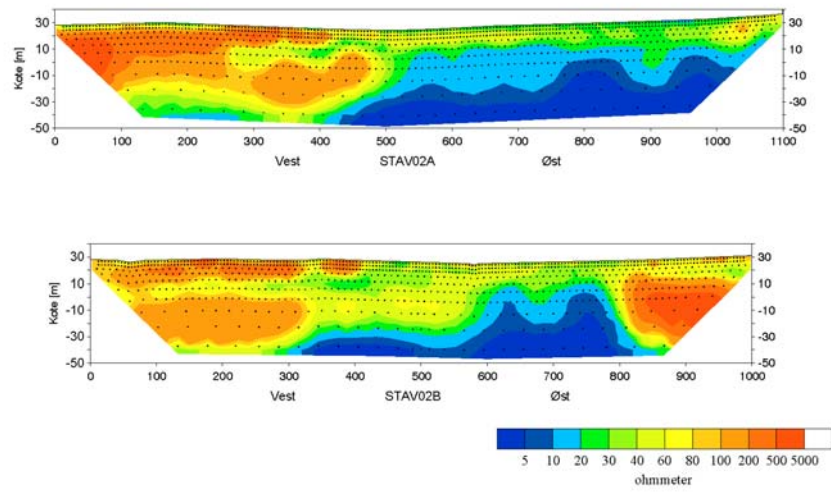
### Konklusion:

Geologien i Stavrby området er meget kompleks med flere opskudte og skrånede jordlag. Ved kildepladsen er aflejret smeltevandssand formet som en kegle med toppen liggende mod øst. De ovenfor beskrevne MEP profiler bekræfter denne geologi. Den sydlige del af MEP profilerne ved kildepladsen viser et sandlegeme, hvis nedre grænse hælder mod syd. I den resterende del af MEP profilerne fremtræder endnu et sandlegeme, der hælder mod nord. Det overliggende lerlag øges i tykkelse mod nord. Dette kunne indikere, at MEP profilet er placeret i udkanten af det kegleformede sandlegeme. Da boringer i området viser, at jordlagene indeholder glim-merholdigt ler og siltaflejringer, skal tykkelsen af grundvandsmagasinet tolkes med forbehold.

MEP profilerne i nærindvindingsoplandet er placeret således, at MEP linierne krydser overgangen mellem smeltevandslette til randmorænelandskabet (også kaldet Røjle Banke). MEP profilerne viser, at et sandlegeme dominerer MEP profilerne i den vestlige del, hvorimod den østlige del er domineret af leraflejringer. Sandlegemet tolkes til at være identisk med sandlegemet observeret i MEP profilerne ved kildepladsen, hvorfor dette sandlegeme antages at udgøre grundvandsmagasinet for området. MEP profilerne angiver således den maksimale østlige udbredelse af grundvandsmagasinet. I Røjle Banke mod øst optræder et lerlag og et sandlag, der sandsynligvis er skubbet op af isen.



MEP profiler placeret i nærindvindingsområdet







# Bilag C

## MEP-kortlægning ved Eskærhøjværket

Om metoden: se bilag B.

Resultater af MEP undersøgelsen:

MEP profiler viser, hvorledes jordlagene fordeler sig rent modstandsmæssigt. Grus, sand og silt aflejringer har høje modstande, og ler har lave modstande. Dog kan glimmerholdigt ler give anledning til høje modstande, hvorfor man i områder som det aktuelle kortlægningsområde ved tolkningen af MEP profilerne skal støtte sig op af boreringsoplysninger. I MEP profilerne repræsenterer de røde/orange farver høje modstande (grus, sand og silt), hvorimod de blå/grønne farver repræsenterer lave modstande (lerede aflejringer).

MEP undersøgelsen ved Haderslev omfatter tre profillinier ES1, ES2 og ES3, der hver er 400 m lange (figur 4.16). Ved Haderslev eksisterer 3 grundvandsmagasiner – et terrænnært, et mellemliggende og et dybtliggende magasin. Grundet den relative lille indtrængningsdybde forventes det, at kun de 2 øverste grundvandsmagasiner kan dokumenteres ved MEP metoden.

MEP profillinie ES1 er placeret syd for kildepladsen i indvindingsoplandet til det terrænnære grundvandsmagasin. ES2 og ES3 er placeret nord og nedenfor kildepladsområdet.

Syd for kildepladsen:

Resultaterne af MEP kortlægningen syd for kildepladsen har dokumenteret to grundvandsmagasiner, der er adskilt af et lerlag. Mellem position 200 og 250 m i ES1 synes det terrænnære sandlegeme og det mellemliggende sandlegeme dog at være sammenhængende. Det tolkes, at begrænsninger i MEP metoden gør, at dette relative tynde lerlag ikke kan dokumenteres mellem to relativt tykke sandlegemer i dette område. Lerlagets tykkelse øges mod vest og øst til tykkelse op til ca. 10 m.

Det terrænnære grundvandsmagasin tynder ud mod øst for at forsvinde ved position ca. 250 m. Tykkelsen af sandlegemet i den vestlige del er ca. 10 m. Det mellemliggende sandlegeme har en begrænset horisontal udbredelse på ca. 150 m mellem position 150 og 300 m. Høje modstande i den østligste og vestligste del af profilet kan antyde, at laget har en større horisontal udbredelse.

Nord for kildepladsen:

MEP profilerne ES2 og ES3 krydser hinanden ved position 300 m i ES2 og position ca. 40 m i ES3. Af disse to MEP profiler kan det mellemste liggende grundvandsmagasins horisontale udbredelse skønnes til ca. 350 m. Mellem det terrænnære og det mellemliggende grundvandsmagasin optræder det ovenstående beskrevne lerlag. Tykkelsen af lerlaget er for dette område af en størrelse, så MEP metoden kan dokumentere tilstedeværelsen af laget. Lerlaget går i dagen i den vestlig og den centrale del og således afgrænser det terrænnære grundvandsmagasin i disse områder.

Konklusion:

Boringer projiceret ind på MEP profilerne viser, at det terrænnære grundvandsmagasin består af smeltevandssand og sand. Lerlaget består af moræneler og smeltevandsler, hvor det mellemliggende grundvandsmagasin består af grus og sand. Grundvandsmagasinet er afgrænset ned ad til af glimmerleraflejringer. Da der er dokumenteret glimmerler i boringer, skal tykkelsen af det mellemliggende grundvandsmagasin tolkes med forsigtighed, da glimmerler i visse tilfælde kan give høje modstande.

