

# Feltundersøgelse af vandforsyningernes plastrør

Line Mørkebjerg Nielsen, Jacqueline Falkenberg,  
Inger Asp Fuglsang, Anders G. Christensen, Erling V. Fischer  
NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S

Nis Hansen  
Eurofins Danmark 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

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>9</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>11</b>
1.1 BAGGRUND	11
1.2 FORMÅL	11
1.3 AFGRÆNSNINGER	11
<b>2 OMFANG</b>	<b>13</b>
2.1 UDVALGTE VANDFORSYNINGER	13
2.2 RØRTYPER	13
<b>3 UDENLANDSKE ERFARINGER</b>	<b>15</b>
3.1 BAGGRUND	15
3.2 DANSKE ERFARINGER	15
3.3 TYSKE ERFARINGER	15
3.4 AMERIKANSKE ERFARINGER	15
3.5 CANADISKE ERFARINGER	16
3.6 FRANSKE ERFARINGER	16
3.7 EU	16
3.8 KOMMENTAR TIL NÆRVÆRENDE PROGRAM	17
3.9 KONKLUSIONER FRA DE UDENLANDSKE ERFARINGER	17
<b>4 UNDERSØGELSESPROGRAM</b>	<b>19</b>
4.1 GENERELT OMFANG	19
4.2 MIGRATIONSTEST (FORBEHANDLING, OPSTILLING)	20
4.3 MIGRATIONSTEST - NYE RØR	21
4.4 MIGRATIONSTEST - EKSISTERENDE RØR	21
4.5 FELTUNDERSØGELSER	22
4.5.1 <i>Vandprøver fra ledningsnet</i>	22
4.5.2 <i>Prøvetagning og prøvehåndtering</i>	25
4.5.3 <i>Udskæring af eksisterende ledningsstykker</i>	25
4.5.4 <i>Reference-vandprøver</i>	26
<b>5 ANALYSEPROGRAM</b>	<b>27</b>
5.1 GENERELT OMFANG	27
5.1.1 <i>Nedbrydningsprodukter fra antioxidant</i>	27
5.1.2 <i>Organotinstabilisatorer</i>	28
5.1.3 <i>Phthalater</i>	29
5.1.4 <i>Flygtige stoffer</i>	29
5.1.5 <i>GC-MS screening</i>	29
5.1.6 <i>NVOC og AOC</i>	29
5.1.7 <i>Bly</i>	30
5.1.8 <i>Kontrol af vandtypen</i>	30
5.2 ANALYSEMETODER	30
5.3 MIGRATIONSTEST - NYE RØR	31
5.4 MIGRATIONSTEST EKSISTERENDE RØR	32

5.5	FELTUNDERSØGELSER	32
<b>6</b>	<b>RESULTAT AF MIGRATIONSTEST</b>	<b>34</b>
6.1	MIGRATIONSTEST - PE RØR	34
6.1.1	<i>Nye PE-rør</i>	34
6.1.2	<i>Udtagne PE-rørstykker fra eksisterende ledningsnet</i>	36
6.2	MIGRATIONSTEST - PVC-RØR	38
6.2.1	<i>Nye PVC-rør</i>	38
6.2.2	<i>Udtagne PVC-rørstykker fra det eksisterende ledningsnet</i>	38
<b>7</b>	<b>RESULTAT AF FELTUNDERSØGELSER</b>	<b>40</b>
7.1	PE-RØR	41
7.1.1	<i>Vandprøver fra ledningsnet med PE-rør</i>	41
7.1.2	<i>Reference-vandprøver (vandværk, brandhaner)</i>	42
7.2	PVC-RØR	43
7.2.1	<i>Vandprøver fra ledningsnet</i>	43
7.2.2	<i>Reference-vandprøver (vandværk, brandhaner)</i>	43
<b>8</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>44</b>
8.1	PE-RØR	44
8.1.1	<i>Vurdering af afsmitning i forhold til kravværdier</i>	44
8.1.2	<i>Migrationstest på nye og udtagne rørstykker</i>	47
8.1.3	<i>Sammenligning mellem migrationstest og feltundersøgelse</i>	47
8.1.4	<i>Tidligere undersøgelser</i>	50
8.2	PVC-RØR	52
8.2.1	<i>Vurdering af afsmitning i forhold til kravværdier</i>	52
8.2.2	<i>Migrationstest på nye og udtagne rørstykker</i>	53
8.2.3	<i>Tidligere undersøgelser</i>	54
<b>9</b>	<b>KONKLUSION</b>	<b>55</b>
9.1	PE RØR	55
9.2	PVC RØR	56
<b>10</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>57</b>

Bilag A Eksempler på prøvetagningssteder  
 Bilag B Analyseresultater  
 Bilag C Ledningsoplysninger  
 Bilag D Prøvetagningsudstyr

# Forord

Denne rapport er en beskrivelse af resultater af laboratorieundersøgelser og feltundersøgelser af afsmitning fra plastrør til drikkevand.

Baggrunden for projektet var bl.a. offentliggørelse af resultater i efteråret 2002, der indikerede afsmitning fra plastrør til drikkevandsforsyningen. Disse resultater skabte usikkerhed og utryghed i offentligheden og hos vandforsyningerne.

Vandpanelet, der består af de større danske vandforsyninger, DANVA, FVD, embedslægerne, GEUS og Miljøstyrelsen har med baggrund i dette gennemført et udredningsarbejde, hvori der er foretaget beskrivelser af, hvilke stoffer der potentielt kan afgives fra plastrør.

På baggrund af udredningsarbejdet konkluderede Vandpanelet, at den eksisterende viden om rørene og afsmitningen ikke i tilstrækkelig grad afklarede, hvorvidt der var et problem, og i givet fald hvor stort problemet er. Derfor besluttede Miljøstyrelsen at iværksætte denne feltundersøgelse af den faktiske afsmitning fra det eksisterende ledningsnet, samt en sammenligning med afsmitning fra nye rør.

Formålet med undersøgelsen er at undersøge, i hvilket omfang vandforsyningernes eksisterende ledningsnet af plastrør giver afsmitning af stoffer til drikkevandet.

Projektet har været delt op i en rådgivnings- og projektstyringsdel samt en analysedel. NIRAS har udført rådgivnings- og projektstyringsdelen og Eurofins A/S har udført analysedelen.

Der skal rettes en stor tak til vandforsyningerne, der har ydet en meget stor indsats ved gennemførelse af feltforsøgene både med den praktiske del samt ved udvælgelse af ledningsstrækninger mv.

I tilknytning til projektets gennemførelse har der været nedsat en styregruppe bestående af:

Susanne Rasmussen	Miljøstyrelsen, Vand
Søren Lind	Københavns Energi, Vand
Gert Nielsen	TRE-FOR
Torlei Thomsen	DANVA
Lars Blom	Plastindustrien i Danmark
Bo Lindhardt	Gentofte Kommune

Styregruppen har deltaget i tilrettelæggelsen af undersøgelsen.

Rapporten er udarbejdet af Line Mørkebjerg Nielsen, Jacqueline Falkenberg, Inger Asp Fuglsang, Anders G. Christensen samt Erling V. Fischer, alle fra NIRAS, samt Nis Hansen fra Eurofins.



# Sammenfatning

Projektets hovedformål har været at undersøge afsmitningen fra de plastrør, der har været anvendt til opbygningen af det ledningsnet, som leverer drikkevand til de danske forbrugere.

Undersøgelsen omfatter prøver udtaget fra eksisterende ledninger hos 3 vandforsyninger, der vurderes at være repræsentative. Der er udtaget prøver på i alt 10 strækninger, 7 med PE-ledninger og 3 med PVC-ledninger. Dimensionen af rørene i de undersøgte strækninger er mellem 63 og 110 mm. Alderen på PE-rørene er henholdsvis 1 og 3 år, mens alderen på PVC rørene er ca. 15 år.

På de udvalgte strækninger er der opgravet et stykke af ledningen. I laboratoriet er den potentielle afsmitning fra disse gamle ledningsstykker målt. Der har været anvendt den standardmetode, som anvendes ved godkendelse af nye rør (migrationstest), dog suppleret med analyser for flere stoffer, bl.a. 10 specifikke stoffer, som er nedbrydningsprodukter fra de antioxidanter, der er tilsat til PE-rørene.

For at kunne relatere disse målinger til kvaliteten af de rør der anvendes i dag, er der udført tilsvarende migrationstest på nye rør fra de 3 fabrikanten som leverer rør til det danske marked.

Resultaterne af **laboratorietest af PE-rør** viser, at der både fra nye rør og gamle rør kan måles en frigivelse af nedbrydningsprodukter fra de antioxidanter, som er tilsat PE-rør. Kun i et enkelt af de 7 gamle rør er der ikke er påvist afsmitning. I de øvrige rør er der påvist mellem 1 og 7 nedbrydningsprodukter. Der er målt koncentrationer op til 3,6 µg/l. Den højeste samlede koncentration af de påviste stoffer er 10 µg/l.

I de 7 **feltprøver fra PE-rør**, blev der kun påvist nedbrydningsprodukter på de 2 strækninger og kun i den første af to prøver. Der blev påvist henholdsvis 1 og 3 stoffer på de to strækninger og den højeste samlede koncentration var 3 µg/l. Den mindre afsmitning, der er målt i feltprøver i forhold til laboratorieprøverne, tilskrives, at opholdstiden i felten er kortere (fra 7 timer til 2,5 døgn) og temperaturen lavere.

Undersøgelsen viser, at de undersøgte rør overholder de krav der er stillet i den nuværende DS-ordning for plastrør til drikkevandsforsyning. Undersøgelsen viser derudover, at der er forskelle i afsmitningen af nedbrydningsprodukterne fra de tilsatte antioxidanter fra de forskellige rørstykker. Undersøgelsen er dog for begrænset til at kunne konkludere, om forskellen kan tilskrives det enkelte rør.

Der foreligger meget begrænset viden om den toksiske effekt af de målte nedbrydningsprodukter fra de tilsatte antioxidanter. Miljøstyrelsen ligger inde med en foreløbig vurdering af ét af de nedbrydningsprodukter, der er påvist. Denne vurdering peger på, at en grænseværdi, baseret på en sundhedsmæssig vurdering, for drikkevand bør ligge i størrelsesordenen 20 µg/l.

På baggrund af de foreliggende resultater kan **afsmittningen** beregnes for andre rørdimensioner og andre opholdstider. Beregninger baseret på den højeste samlede afsmittning målt i laboratorietest indikerer, at afsmittningen af nedbrydningsprodukter ikke vil udgøre noget sundhedsmæssigt problem under normale forhold. Hos forbrugere med en meget lang stikledning (flere hundrede meter), og deraf lange opholdstider, vil afsmittningen af nedbrydningsprodukter fra antioxidant i PE-rør ligge under 20 µg/l.

Laboratorieundersøgelsen af **PVC-rør** viser ikke afsmittning af organiske stoffer. Undersøgelser af de gamle rørstykker, der er opgravet, viste afsmittning af bly fra alle tre rørstykker, i koncentrationer på op til 0,82 µg/l. Grænseværdien for bly er 5 µg/l ved indgang til ejendommen. Siden 2001 har det ikke længere været tilladt at tilsætte bly i PVC-rør til drikkevand.

Feltundersøgelser af PVC-rør viste heller ingen afsmittning af organiske stoffer eller bly. På 1 af de 3 strækninger, der er undersøgt, er der påvist afsmittning af organotinforbindelser. Koncentrationen af dibutyltin var op til 0,031 µg/l. Der findes ikke i dag grænseværdier for dette stof.

# Summary

The overall purpose of this project is to investigate the leaching from plastic pipes used for the supply of drinking water to the Danish consumers.

The project comprises analyses of water samples from existing pipelines at three representative water supply companies. The samples were taken from a total of 10 pipe sections; seven PE pipes, and three PVC pipes. The dimensions of the pipes of the sections examined are from 63 to 110 mm. The age of the PE pipes is one and three years, and the age of the PVC pipes is approximately 15 years.

From the selected pipe sections, a piece of the pipeline was removed after water sampling, and the potential leaching from these old pipes was measured in the laboratory. The method applied is the standard method used for approval of new pipes (migration test), supplemented by analyses for organics including 10 specific components, which are degradation products from antioxidants, included in the formulation of PE pipes.

To be able to relate these measurements to the quality of the pipe used today, similar migration tests were made on new pipes from three manufacturers of pipes to the Danish market.

The results of the laboratory tests of PE pipes show that release of degradation products from the antioxidants added to PE pipes can be detected in new as well as old pipes after leaching for three days. Only one out of seven old pipes shows no leaching. In the rest of the pipes, between one and seven degradation products were identified in the eluant. Concentrations up to 3.6 µg/l were measured, and the total concentration for the sum of components was 10 µg/l.

In the seven field water samples from the PE pipes, degradation products were found in only two sections, and only in the first of two replicates. One and three components were identified in these two sections, and the total concentration was 3 µg/l. Less leaching was measured in the field water samples compared to the laboratory tests due to the fact that the retention time in the field is shorter (from 7 hours to 2.5 days), and the temperature lower.

The investigation shows that the pipes examined comply with the demands of the existing DS system for plastic pipes for drinking water. Furthermore, the investigation shows differences in the leaching of degradation products of added antioxidants from the individual pipes. However, the investigation is too limited to allow any conclusion whether these differences can be attributed to different types of pipe.

There is only very limited knowledge on the toxicological effect of the measured degradation products from the antioxidants added. The Danish Environmental Protection Agency has made a provisional assessment of one of the degradation products identified. This assessment points at a limit value

– based on a health assessment – for drinking water at 20µg/l for 2,4 di-tert-butylphenol.

On the basis of the present results, the leaching can be calculated for other pipe dimensions and retention times. Results which are based on the total leaching measured in the laboratory indicate that the leaching of degradation products will not - under normal conditions - present a health problem. For consumers with very long service lines (several hundred meters), and therefore a long retention time, the leaching of degradation products from antioxidants in PE pipes will be below 20 µg/l.

The laboratory investigation of PVC pipes does not show any leaching of organic components. Investigations of the old pipe sections showed leaching from lead in all three sections, and in concentrations up to 0.82 µg/l. At the inlet to a property, the limit value for lead is 5µg/l. Since 2001, addition of lead to PVC pipes for drinking water has been forbidden.

Field investigations of water samples from PVC pipes did not show any leaching of organic components or of lead. Leaching of organotin compounds was found in one of the three sections examined. At the inlet to a property, the concentration of dibutyltin was up to 0.031µg/l. There are no limit values for this compound.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

I efteråret 2002 offentliggjorde forskere fra DTU resultater fra undersøgelser af afsmitning fra plastrør til drikkevandsforsyningen /Ref. 8-13/. Resultaterne skabte usikkerhed og utryghed hos bl.a. vandforsyningerne. Derfor besluttede Vandpanelet at nedsætte en arbejdsgruppe, som skulle identificere de relevante stoffer, der kan afgives fra plastrør, og som kan være problematiske.

Vandpanelet består af repræsentanter fra de større vandforsyninger i Danmark, de to vandværksforeninger (DANVA og FVD), embedslægerne, GEUS og Miljøstyrelsen. Vandpanelet er et forum, der benyttes til drøftelse af problemer af generel karakter i forbindelse med vandforsyningen i Danmark.

Arbejdsgruppen rapporterede undersøgelsen i september 2004 /Ref. 1/. Vandpanelet fandt, at den eksisterende viden om rørene og afsmitningen ikke i tilstrækkelig grad afklarede, hvorvidt der var et problem, og i givet fald hvor stort problemet var. Derfor besluttede Vandpanelet, at der skulle iværksættes en feltundersøgelse af den faktiske afsmitning fra det eksisterende ledningsnet, samt en sammenligning med afsmitning fra nye rør. I rapporten udarbejdet for Vandpanelet /Ref. 1/ er der udarbejdet et forslag til et undersøgelsesprogram som grundlag for nærværende undersøgelse.

## 1.2 Formål

Projektets hovedformål er at få undersøgt, i hvilket omfang vandforsyningernes eksisterende ledningsnet af plastrør giver afsmitning af stoffer til drikkevandet.

Undersøgelsesprogrammet skal give den bredest mulige viden om afsmitningen fra plastrørene. Målet er således at skaffe tilstrækkelig dokumentation for vurdering af, om plastrør udgør en reel risiko i dansk vandforsyning eller ej.

## 1.3 Afgrænsninger

Undersøgelserne har alene omfattet afsmitning fra plastrør af polyethylen (PE) og polyvinylchlorid (PVC), som anvendes i vandforsyningernes ledningsnet.

Undersøgelserne er foretaget ved laboratorieundersøgelser (migrationstests) af afgivelse af organiske stoffer fra både nye og brugte (PE-, PVC-rør) plastrør samt ved feltmålinger af vandkvalitet i ledningsnet, hvor der anvendes plastrør.

Der er ikke udført mikrobiologiske analyser af vandet fra ledningsnettet, men det er undersøgt, om afsmitning kan give anledning til en øget biologisk vækst

i ledningsnet, dvs. målinger af assimilerbart organisk kulstof (AOC).  
Mikrobiel vækst i forbindelse med afgivelse af organisk stof fra polymere materialer er tidligere blevet undersøgt i 2002 i Miljøprojekt nr. 718 /Ref. 4/.

## 2 Omfang

### 2.1 Udvalgte vandforsyninger

Der blev udvalgt tre vandforsyninger, som har deltaget i feltundersøgelsen. Til feltundersøgelsen blev der i alt udvalgt 10 ledningsstrækninger fordelt på de tre vandforsyninger:

- Vandforsyning A: 5 ledningsstrækninger
- Vandforsyning B: 3 ledningsstrækninger
- Vandforsyning C: 2 ledningsstrækninger

Ved udvælgelsen af ledningsstrækningerne blev der søgt lokaliteter med lav udbygningsgrad (f.eks. nye udstykninger), og derfor valgt små vandforbrug og kritiske opholdstider. De mere ekstreme forsyningsituationer med meget lange ledninger til vandforsyning af enkelte forbrugere vurderes ikke at have generel interesse.

I udvælgelsen af ledningsstrækninger blev der taget udgangspunkt i de væsentlige faktorer som kan påvirke måleresultatet. Afsmitningen kan afhænge af fabrikat, materiale, alder, dimension og vandets opholdstid, jf. afsnit 4.1. Derfor blev der forsøgt udvalgt strækninger af de mest anvendte fabrikater for både nye og gamle rør. Det var ønskeligt at rørene havde samme dimension og at vandet havde samme opholdstid i rørene. Det har været vanskeligt at finde ledningsstrækninger, der opfyldte alle kriterierne, og i en række tilfælde har det været nødvendigt at gå på kompromis med nogle af ønskerne.

Vandforsyningerne er placeret forskellige steder i Danmark, og dermed er forskellige vandtyper repræsenteret i undersøgelsen. Det vurderes, at de udvalgte vandforsyninger giver et repræsentativt billede af det gennemsnitlige danske ledningsnet.

Vandforsyningerne har givet informationer om de undersøgte rør og rørstrækninger, såsom fabrikat, materiale type, alder, dimension og vandets opholdstid. Opholdstidsberegningerne er gennemført af vandforsyningerne ved hjælp af ledningsnetmodeller (edb-modeller til beregning af flow, hastighed, tryk, opholdstid mm.).

Udover at vandforsyningerne har deltaget i feltundersøgelsen, har de desuden også leveret nye PE (polyethylen) og PVC (polyvinylchlorid) rør til migrationstest.

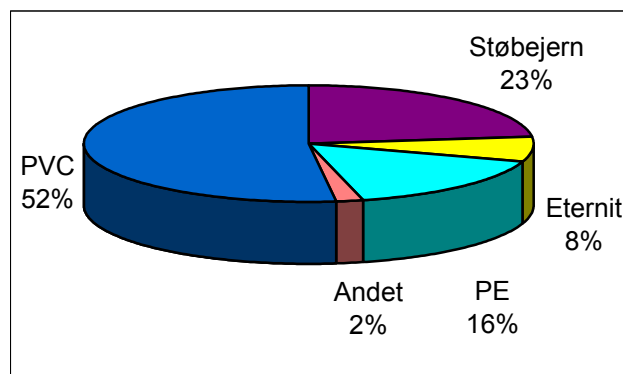
### 2.2 Rørtyper

Undersøgelsen omfatter rør af typerne PE (polyethylen) og PVC (polyvinylchlorid).

Omkring 1960 begyndte man i de danske vandforsyninger at anvende rør af plastmateriale til forsyningsledninger. PVC-rør (Polyvinylchlorid) var de

første plastrør, der blev introduceret til vandforsyningsledninger. De er primært anvendt til forsyningsledninger, og kun i meget begrænset omfang til stikledninger. PVC-rør udgør 52 % af det samlede ledningsnet, jf. figur 2.1 /Ref. 2/.

Rør fremstillet af polyethylen (PE) er blevet anvendt til vandledninger fra først i 1960'erne. I starten blev de primært anvendt til stikledninger i små dimensioner. PE-rør udgør 16 % af vandforsyningsledningerne i Danmark /Ref. 2/. Fordelingen mellem PVC- og PE-rør har ændret sig markant gennem de sidste 5-10 år, idet der før primært anvendtes PVC-rør, mens det i dag er mest almindeligt at anvende PE-rør. PE-rørene er blevet undersøgt som en gruppe, da det er vurderet, at opdelingen i specifikke typer af PE-rør - PEL, PEM, PEH eller PE100 og PE80 - ikke er relevant.



Figur 2.1: Rørmaterialer i det danske forsyningsnet /Ref. 2/

## 3 Udenlandske erfaringer

### 3.1 Baggrund

I Vandpanelets rapport /Ref. 1/ blev gennemgået og beskrevet en række artikler og publikationer om afsmitning fra plastrør til drikkevand. Litteraturstudiet har dannet baggrund for Vandpanelets forslag til feltundersøgelser, herunder analyseprogrammet.

I dette projekt er der yderligere indhentet informationer fra udenlandske specialister vedrørende praktiske erfaringer med gennemførelse af feltundersøgelser af afsmitning fra plastrør.

I de følgende afsnit redegøres der for de indhentede erfaringer, såvel danske som udenlandske, der er benyttet ved planlægningen og gennemførelsen af projektet.

### 3.2 Danske erfaringer

Der foreligger kun få praktiske erfaringer med lignende feltundersøgelser i Danmark. Generelt har de fleste undersøgelser omfattet laboratorieforsøg, mens der kun er gennemført få feltundersøgelser af afsmitningen til drikkevandet i vandforsyningernes distributionsnet. Enkelte feltundersøgelser har dog indikeret, at der fra PE-rør foregår afgivelse af organiske stoffer (om end i små koncentrationer) som phenoler og phenollignende stoffer, som stammer fra nedbrydningen af antioxidanter eller urenheder i additiver. De tidligere publicerede resultater har primært været undersøgelser gennemført af DTU, jf. bl.a. /Ref. 8-15/.

### 3.3 Tyske erfaringer

Den tyske forskningsinstitution IWW (Rheinisch-Westfälisches Institut fuer Wasser) har i efterår/vinter 2004 gennemført feltundersøgelser af afsmitning fra såvel PE- som PVC-rør til drikkevand /Ref. 16/. Den overordnede konklusion er, at stofafgivelsen næppe er et problem for koldt vand i rør med kort opholdstid (dvs. ledningsnettet), såfremt der benyttes rør af god kvalitet (godkendte rør), men rør af dårligere kvalitet kan være et problem. Prøveudtagningen er her foretaget ved tapsteder i beboelsesejendomme ved de undersøgte ledningsnet.

### 3.4 Amerikanske erfaringer

Fokus har i USA være rettet mod afsmitning fra PVC-rør, og der er siden starten af 1980'erne gennemført en række felt- og laboratorieundersøgelser.

#### *US-EPA Water Supply and Water Resources Division*

Denne division har siden begyndelsen af 1980'erne undersøgt afgivelse af stoffer fra plastmaterialer i ledningsnet /Ref. 19/ og sammenfattet

problemstillingen i 2002 /Ref. 18/. Allerede i 1981 /Ref. 19/ blev det vurderet, at der er en initial kortvarig fase, hvor organotinforbindelser (monobutyltin og dibutyltin) bliver opløst fra overfladen af PVC-rørmaterialet, og at der i forbindelse hermed kan opstå høje koncentrationer i vandet. I den resterende del af rørets levetid sker afsmitningen ved transport igennem selve materialet og til røroverfladen, hvilket vurderedes at være en meget langsom proces. For at undersøge, i hvor store mængder og hvilke organotinforbindelser, der afgives på længere sigt, blev der i januar 2005 iværksat et større laboratorieforsøg med rør fra to PVC-fabrikater med forskellige typer af tinstabilisatorer. Der foreligger endnu ingen resultater fra undersøgelsen /Ref. 26/.

#### *ANSI/NSF Standard 61: NSF Drinking Water Systems Components – Health Effects /Ref. 20/*

Denne standard anvendes i USA og Canada til at godkende komponenter, som anvendes i vandforsyningsnet. Det uafhængige testlaboratorium NSF International er førende i USA og gennemfører disse test for hovedparten af rørfabrikaterne. Der er i /Ref. 20/ angivet en oversigt over potentielle stoffer, der skal undersøges ved produkter af forskellige materialer. Denne oversigt har også været anvendt ved planlægningen af analyseprogrammet.

### 3.5 Canadiske erfaringer

Som i USA har fokus særligt været rettet mod PVC-rør, og der er gennemført en lang række projekter, bl.a. feltundersøgelser /Ref. 7, 21 - 23/. Der er på foranledning af de canadiske myndigheder udarbejdet oversigter over, hvilke specifikke stoffer, der er årsagen til at visse produkter ikke kunne godkendes /Ref. 23/. Denne oversigt giver et overblik over potentielle stoffer, også for danske forhold, og er sammenholdt med det påtænkte analyseprogram. I Toronto er iværksat et program, der skal undersøge, om dannelse af biofilm (biologisk aflejring på plastoverflader), desinfektion, pH, temperatur eller ledningsalder kan påvirke afgivelsen af organotin og vinylchlorid fra PVC-rør. Programmet afsluttes i 2007 /Ref. 27/.

### 3.6 Franske erfaringer

I Frankrig er der tidligere gennemført både felt- og laboratorieundersøgelser af forskellige plastrørs påvirkning af vandkvaliteten /Ref. 24/. Disse undersøgelser er bl.a. udført af laboratoriet Crecep i Paris, der som NSF i USA udfører certificeret prøvning af plastkomponenter til drikkevandsforsyning. Laboratoriet har udført en række projekter i forbindelse med overvågningen af vandkvaliteten i ledningsnettet i Paris.

### 3.7 EU

Et tysk studium i 2003 for EU om kilder til organiske stoffer i drikkevand har indikeret, at der er risiko for spor (ng/l) af monobutyltin, alkylphenol-ethoxylater og alkylphenoler i drikkevand efter transport i plastrør, men at væsentlige bidrag kommer fra andre kilder, herunder råvand - især ved anvendelse af overfladevand eller ved nedsivning af flodvand /Ref. 33/. Under EU-regi er der desuden foretaget en evaluering af en testmetode til at dokumentere afgivelse af stoffer fra materialer i kontakt med drikkevand /Ref. 34/.

### 3.8 Kommentar til nærværende program

Ved opstarten af projektet blev analyseprogrammet fremsendt til eksperter i Tyskland, Holland, Frankrig og USA med henblik på en granskning af prøvetagningsteknikken og valg af analyseparametre. Følgende kommentarer er modtaget:

- Den hollandske organisation KIWA peger på, at vinylchlorid og bly (gamle rør) kan være potentielle afsmitningsstoffer fra PVC-rør. De vurderer ikke, at der er risiko for afsmitning med phthalater, da disse ikke anvendes i plastformulationer /Ref. 25/.
- Den tyske organisation IWW foreslår, at der analyseres for 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion ved undersøgelser af PE-rør samt for ethyl-tert.-butylether (ETBE) og di-tert-butylperoxid ved PEX-rør / Ref. 17/. Eurofins har bemærket, at 7,9-ditert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion også er fundet ved tidligere undersøgelser i Danmark, men er blevet fejlidentificeret som cyclo hexa 1,4dien, 1,5-bis (tert-butyl) 6-on, 4-(2-carboxy-ethyliden). 7,9-ditert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion er også taget med i analyseprogrammet i denne undersøgelse jf. 5.1.1.

Som kommentarer til oplægget til gennemførelse af feltundersøgelserne har IWW nævnt følgende praktiske aspekter, som der bør tages højde for:

- prøvetagningsudstyret skal være rent
- vandtemperaturen kan stige, når røret er frigrauet
- phthalatanalyser på lavt niveau kræver erfarne og kompetente laboratorier
- der anbefales propper af glas eller aluminiumfolie
- det er bedst at bruge rustfrit stål eller glas i forbindelse med prøvetagningen.

### 3.9 Konklusioner fra de udenlandske erfaringer

I udlandet er der ikke fundet oplysninger om afsmitning fra plastrør ved udtagning af vandprøver direkte fra rør på eksisterende ledningsstrækninger eller ved undersøgelser af afgivelse fra udtagne rørstykker fra disse strækninger. De fleste praktiske råd har dermed omhandlet valg af egnede prøvetagningsmaterialer og -teknikker, prøveemballage og analyseteknikker.

I tabel 3.1 er samlet en oversigt over de stoffer, der nævnes som potentielle afsmitningsstoffer fra plastrør. Analyseprogrammet for denne undersøgelse er beskrevet i afsnit 5.

PE-rør			
1,2,4- trimethylbenzen	/Ref. 28/	Irganox 1076	/Ref. 12/
1,3,5-trimethylbenzen	/Ref. 28/	Isobornyl acetat	/Ref. 28/
2,2,4-trimethyl-1,3-pentanediodiisobutytrat	/Ref. 28/	Isopropylbenzen	/Ref. 28/
2-decanon	/Ref. 28/	Ketones	/Ref. 30/
2-Dodecanon	/Ref. 28/	Limonen	/Ref. 28/
2-Undecanone	/Ref. 28/	Naphthalen	/Ref. 28/
7,9-ditert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-		Nobux-ODB	/Ref. 14/
6,9 dien-2,8-dion	/Ref. 17/	Nonanal	/Ref. 28/
BTEX	/Ref. 28/	n-propylbenzen	/Ref. 28/
Butanoat	/Ref. 28/	p-isopropyl toluen	/Ref. 28/
Butylacetat	/Ref. 28/	Propylhexanoat	/Ref. 29/
Decanal	/Ref. 28/	Styren	/Ref. 28/
Di-tert-butylperoxider	/Ref. 29/	$\alpha$ -terpinolen	/Ref. 28/
Ethyl decadienoat	/Ref. 28/	$\alpha$ -farnesen	/Ref. 28/
Ethylhexanoat	/Ref. 28/	$\alpha$ -pinen	/Ref. 14/
Ethylmethylbenzen	/Ref. 28/	$\delta$ -Caren	/Ref. 14/
Ethylactanoat	/Ref. 28/		/Ref. 12/
Ethyl-tert-butylether (ETBE)	/Ref. 29/		
Hexamethyl	/Ref. 28/		
Hexyl hexanoat	/Ref. 28/		
Hexylacetat	/Ref. 28/		
Irgafos 168	/Ref. 14/		
Irganox 1330	/Ref. 14/		
Irganox 1010	/Ref. 12/		
PVC-rør			
Bly	/Ref. 25/	Octanal	/Ref. 28/
monobutyltin	/Ref. 19,31/	Cyklohexanon (lim)	/Ref. 19,31/
dimethyltin	/Ref. 19,31/	Tetrahydrofuran (lim)	/Ref. 19,31/
dibutyltin	/Ref. 19,31/	Trichlormethan	/Ref. 31/
acetone (lim)	/Ref. 31/	Tetrachlormethan	/Ref. 31/
methylethylketon (lim)	/Ref. 19,31/	Vinylchlorid	/Ref. 20,25,31/
Decanal	/Ref. 28/	Styren	/Ref. 24/
Hexanal	/Ref. 28/		
Nonanal	/Ref. 28/		

Tabel 3.1: Liste over stoffer, der potentiel t kan afgives fra plastrør.

# 4 Undersøgellesprogram

## 4.1 Generelt omfang

Undersøgellesprogrammet blev sammensat ud fra den eksisterende viden og erfaringerne fra de tidligere undersøgelser af afsmitning fra plastrør til drikkevand. Der blev taget udgangspunkt i Vandpanelets forslag til feltmåling, herunder principper for udvælgelse af repræsentative ledningsstrækninger.

Projektet har omfattet følgende undersøgelser:

- Migrationstest på nye PE- og PVC-rør
- Migrationstest på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet (PE-og PVC-rør)
- Analyse af vandprøver fra det eksisterende ledningsnet (PE- og PVC-rør)
- Vandprøver før kontakt med plastrør til vurdering af afsmitningen på det eksisterende ledningsnet.

Det var ønsket, at undersøgellesprogrammet skulle give den bredest mulige viden om afsmitningen fra plastrørene. Ved fastlæggelse af undersøgellesprogrammet for feltundersøgelsen blev der taget udgangspunkt i de væsentlige faktorer, der kan påvirke måleresultatet /Ref. 1/.

Recepturen og fremstillingsprocessen har indflydelse på afsmitningen af organiske stoffer i rørets levetid, hvorfor undersøgelsen omfatter forskellige fabrikater. Undersøgelsen har omfattet følgende rørfabrikater:

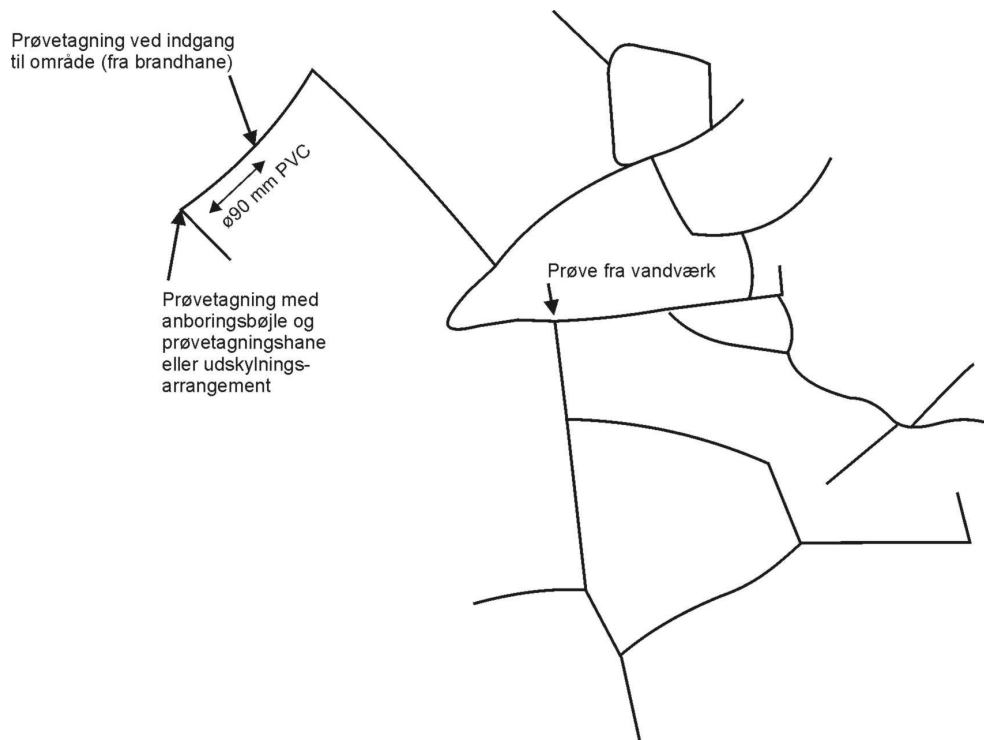
PE-rør	Wavin, Uponor og KWH
PVC-rør	Wavin, Uponor (kun nye rør)

Disse rørfabrikater er almindeligt anvendt i den danske vandforsyning og står for leverancen af hovedparten af godkendte plastrør i Danmark.

De rør der er anvendt i undersøgelsen er DS certificerede, dvs. at de anvendte rørmaterialer skal være i overensstemmelse med gældende normer og standarder. Samtlige ledningsoplysninger er beskrevet i bilag C.

Afsmitningen afhænger af kontakttiden mellem drikkevandet og rørmaterialet. I feltundersøgelsen blev ledningsstrækningerne udvalgt ud fra et ønske om at måle på vandprøver, der har haft en opholdstid på 1-2 døgn. Det vil sige hvor drikkevandet, der måles på har været i kontakt med den aktuelle type plastrør i en periode på minimum 1-2 døgn. Dette er i praksis søgt gennemført ved at udvælge områder, hvor det vides, at der kun er anvendt plastrør af samme type, f.eks. PE-rør, og hvor kravet om opholdstid indenfor området samtidigt er opfyldt. For at kravene om opholdstid samt et ensartet rørmateriale kunne opfyldes, har mange af de udvalgte områder geografisk været placeret i den fjerneste ende af vandforsyningernes ledningsnet. Det undersøgte drikkevand har således, ud over opholdstiden i det udvalgte område, også haft en opholdstid i det øvrige ledningsnet, og dermed undervejs været i kontakt med

andre rørmaterialer, herunder andre plastmaterialer. For at kunne håndtere, at der evt. kunne være afsmitning af stoffer i vandet inden tilløb til det udvalgte område, er der ved indløbet til området (ved prøveudtagning på en brandhane) udtaget en referenceprøve, og resultatet af denne er sammenholdt med resultatet af analyse efter en opholdstid på 1-2 døgn i det udvalgte område jf. figur 4.1. Prøveudtagningen blev søgt udført på et tidspunkt på døgnet, der gør opholdstiden længst mulig.



Figur 4.1: Principskitse af prøvetagningssteder

Stofkoncentrationen i vandet er i høj grad afhængig af overflade/volumenforholdet, som stiger med faldende rørdimension. Der er i undersøgelsen fokuseret på rør i mindre dimensioner fra  $\varnothing 63$  til  $\varnothing 110$  mm. Disse rør anses for at være de mest udbredte rørdimensioner i områder, hvor opholdstiden er 1-2 døgn, f.eks. i et boligkvarter. Af hensyn til sammenligneligheden blev der så vidt muligt anvendt  $\varnothing 90$  mm rør.

Materialets alder kan herudover være afgørende for niveauet af afsmitningen, ligesom der er sket en udvikling i den kemiske sammensætning i rørmaterialet. Valg af eksisterende rør blev baseret på et ønske om at afspejle fordelingen både aldersmæssigt og materialemæssigt i Danmark. Der blev derfor udført målinger for to aldersniveauer. For PE-rør er der målt på nye rør (< 1 år) og ca. 3 år gamle rør. For PVC-rør er der målt på et nyere rør (6 år) og på gamle rør (ca. 15 år). Da PVC-rør ikke længere bruges hos de udvalgte vandforsyninger, har det ikke været muligt at udføre målinger på helt nye rør i feltundersøgelsen, hvorfor det nyeste rør, jf. ovenstående, er 6 år gammelt.

#### 4.2 Migrationstest (forbehandling, opstilling)

Undersøgelsen af migrationen af organiske stoffer fra rørene blev foretaget i henhold til forskrifterne i EN 12873-1.

Rørene blev lukket med propper drejet ud i PTFE (teflon). Der blev valgt teflon, fordi det var nødvendigt med en prop, der kunne holde tæt, og samtidig er teflon et plastmateriale med lav afsmitning. I nogle tilfælde har det været nødvendigt at pakke med PTFE-tape for at opnå fuldstændig tæthed. Der er udført en blindprøve ved migration fra en PTFE-prop i testvand.

Under selve migrationen blev rørene anbragt stående lodret, eller næsten lodret, i et klimastyret lokale ved 23°C.

De opgravede rør blev inden migrationen vasket udvendig med postevand for at fjerne jordrester og andre urenheder. Grater og ridser udvendigt i enderne blev fjernet mekanisk for at sikre en tæt lukning.

### 4.3 Migrationstest - nye rør

Der blev udført migrationstest efter EN 12873-1 /Ref. 3/ af nye rør (PE og PVC) leveret fra vandforsyningen.

Tabel 4.1 viser, hvilke rør der blev brugt til migrationstest af nye rør.

Rørtype	Fabrikat	Dimension
PE	Wavin, Uponor og KWH	ø 90 mm, PN 10 og PN 16
PVC	Wavin og Uponor	ø 90 mm, PN 6

Tabel 4.1: Rørtyper til migrationstest af nye rør

Hver migrationstest bestod af følgende forbehandling af røret:

- Skylning med postevand i 60 min. med en flowhastighed på 1-3 m/min.
- Stillestående testvand i røret i 24 timer ved  $23 \pm 2^\circ\text{C}$ .
- Skylning med postevand i 60 min. med en flowhastighed på 1-3 m/min.
- Skylning med testvand i 2 min.

Herefter stod der vand i røret 3x3 døgn ved en temperatur på  $23 \pm 2^\circ\text{C}$ . Der blev anvendt filtreret destilleret/ionbyttet vand kaldet prøvevand. Opstillingen til migrationstest omfattede udelukkende den indvendige side af rørene. Der blev kun analyseret på 1. og 3. ekstraktion samt på en blindprøve af vandet.

Formålet med migrationstesten var at bestemme stofafgivelsen fra nye plastrør. Migrationstesten er den samme test som anvendes i forbindelse med godkendelse af plastrør /Ref. 3/.

### 4.4 Migrationstest - eksisterende rør

Der blev udtaget rørstykker fra det eksisterende ledningsnet, jf. afsnit 2.1 (PE- og PVC-rør), og udført migrationstest efter EN 12873-1.

Rørstykkerne blev udtaget umiddelbart efter vandprøveudtagningen på de 10 ledningsstrækninger, der var udvalgt til feltundersøgelsen, jf. afsnit 4.5. Længden af rørstykkerne blev, jf. tabel 4.2, fastsat således, at der blev en tilstrækkelig mængde vand til gennemførelse af analyserne.

Rørstykkerne blev udtaget ved at lukke for vandet på den pågældende strækning, skære et stykke rør ud og derefter svejse et nyt rørstykke på ledningen.

Tabel 4.2 viser, hvilke rørtyper der blev udtaget fra det eksisterende ledningsnet.

Ledningsstrækning	Materiale	Anlagt år	Dimension	Fabrikat	Længde (cm)
1	PVC	1991	ø 90 mm PN 6	2	85
2	PE100	2002	ø 90 mm PN 10	3	85
3	PE	2002	ø 63 mm PN 10	2	170
4	PE	2004	ø 75 mm	2	120
5	PE	2004	ø 90 mm PN 10	3	85
6	PVC	1999	ø 110 mm PN 6	2	55
7	PVC	1989	ø 90 mm PN 6	2	85
8	PE100	2004	ø 63 mm PN 10	2	170
9	PE80	2004	ø 63 mm PN 10	1	170
10	PE100	2004	ø 110 mm PN 10	1	55

Tabel 4.2: Rørstykker fra det eksisterende ledningsnet til migrationstest

Hver migrationstest bestod af en forbehandling af røret som for de nye rør, jf. afsnit 4.3, hvorefter der stod vand i røret 3 døgn ved en temperatur på  $23 \pm 2^\circ\text{C}$ . Der blev kun analyseret på 1. ekstraktion samt på en blindprøve af vandet. Det blev vurderet, at der ikke er væsentlig forskel på 1. og 3. ekstraktion, da rørene har været i brug i længere tid.

Formålet med migrationstesten var at bestemme stofafgivelsen fra eksisterende plastrør.

#### 4.5 Feltundersøgelser

Der blev udtaget vandprøver fra de eksisterende ledningsnet (PE- og PVC-rør). Vandprøverne blev udtaget af Eurofins personale som akkrediterede prøver. Prøverne blev udtaget på de 10 udvalgte ledningsstrækninger hos tre forskellige vandforsyninger i Danmark, jf. afsnit 2.1 og bilag A, hvor der er vist to eksempler på prøvetagningssteder. Formålet med feltundersøgelsen var at undersøge den faktiske afsmitning fra det eksisterende ledningsnet og lave en sammenligning med afsmitningen målt i forbindelse med migrationstest på eksisterende og nye rør.

##### 4.5.1 Vandprøver fra ledningsnet

I feltundersøgelsen blev vandprøverne udtaget direkte på rørene enten fra prøvetagningshane eller fra et udskylningsarrangement. Derved undgås at udtage prøver fra en taphane i nærmeste bygning, hvilket kan give usikkerheder omkring stofafgivelse fra bygningers interne husinstallationer og stikledning.

Dagen før prøveudtagningen blev rørstrækningen afspærret ved lukning af ventiler. Efterfølgende blev der boret hul i røret og monteret en anboringsbøjle med prøvetagningshane, jf. figur 4.2.



Figur 4.2: Anboringsbøjle og prøvetagningshane

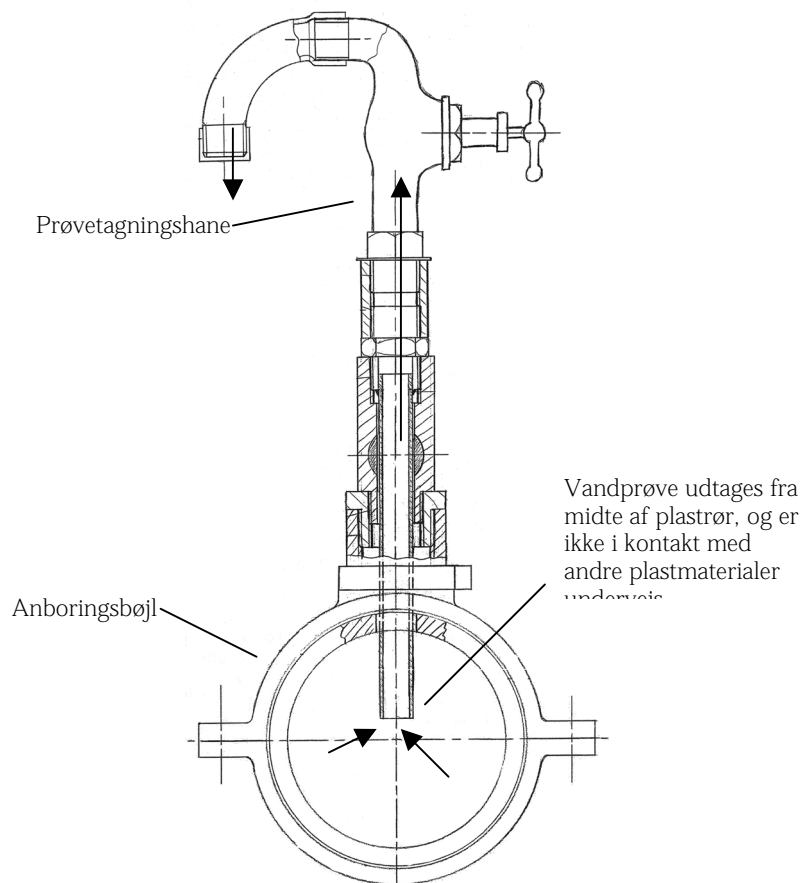
Vandforsyningen stod for blotlægning af røret, afspærring af rørstrækningen ved lukning af ventiler, anboring og montering af prøvetagningshanen.

Der er tale om en anboringsbøjle som fabrikat Hawle med spærre. Prøvetagningshanen blev fremstillet af Lasse Nielsen Stålmontage efter anvisning fra NIRAS, jf. figur 4.3 og bilag D. Prøvetagningsudstyret blev udformet, så vandprøven udtages i midten af røret og således at der undgås kontakt med plastmaterialer. Baggrunden for designet er kendskab til lignende udstyr hos Københavns Energi.

Alle dele var rene indvendigt (afsprittet og skyllet grundigt) og anbragt uden brug af smøremidler.

Hos en af de vandforsyninger, der deltog i undersøgelsen, fandtes der udskylningsarrangementer på fire af ledningsstrækningerne, jf. bilag D. Prøverne blev på disse fire ledningsstrækninger udtaget fra udskylningsarrangementet i stedet for prøvetagningshanen.

Før prøvetagning blev ledningsstrækningen kortvarigt renskyttet (ca. 5 min). Dernæst blev der udtaget to vandprøver efter henholdsvis 10 l og 40 l til vurdering af variationen i resultater fra prøvetagningsstedet. Formålet med de to målinger var at bekræfte stofniveauet i vandprøverne på to uafhængige målinger fra ledningstrækningen. Vandets temperatur blev målt i forbindelse med prøvetagningen.



Figur 4.3: Prøvetagningsshanen (jf. bilag D)

Prøverne blev udtaget d. 23.-26. maj 2005 og d. 2. juni 2005. Vandprøverne blev så vidt muligt udtaget midt på dagen, hvor vandforbruget normalt ikke er så stort og opholdstiden derfor størst.

Efter feltundersøgelsen har vandforsyningerne ved hjælp af ledningsnetmodeller beregnet opholdstider for de enkelte strækninger for at undersøge, om den ønskede opholdstid er opfyldt, jf. kapitel 7. I modellerne er forsyningssituationerne forsøgt tilpasset de givne forhold, der var på dagen for udtagelse af vandprøver.

Tabel 4.3 viser rørtyperne på de ledningsstrækninger, hvor der blev udtaget vandprøver fra det eksisterende ledningsnet.

Ledningsstrækning	Materiale	Anlagt år	Dimension	Fabrikat
1	PVC	1991	ø 90 mm PN 6	2
2	PE100	2002	ø 90 mm PN 10	3
3	PE	2002	ø 63 mm PN 10	2
4	PE	2004	ø 75 mm	2
5	PE	2004	ø 90 mm PN 10	3
6	PVC	1999	ø 110 mm PN 6	2
7	PVC	1989	ø 90 mm PN 6	2
8	PE100	2004	ø 63 mm PN 10	2
9	PE80	2004	ø 63 mm PN 10	1
10	PE100	2004	ø 110 mm PN 10	1

Tabel 4.3: Rørtyper på de 10 udvalgte ledningsstrækninger fra det eksisterende ledningsnet

#### 4.5.2 Prøvetagning og prøvebehandling

Prøvetagningen blev udført af Eurofins' personale som akkrediterede prøver.

Selve prøvetagningen blev gennemført efter gældende procedurer og i standardemballage. Til alle organiske analyser blev anvendt udglødede glasflasker.

Efter prøvetagning blev prøverne opbevaret i køletasker. Samme dag blev prøverne transporteret afkølet til Eurofins' laboratorier, hvor analyserne er blevet udført, således at hasteanalyser og konservering af prøverne kunne foretages hurtigt efter prøvetagning.

#### 4.5.3 Udsækning af eksisterende ledningsstykker

Senest dagen efter udtagning af vandprøver, udsæk de deltagende vandforsyninger et ledningsstykke, jf. figur 4.4. Røret blev afproppet med pap, der blev tapet fast for at undgå, at der kom snavs i røret. Derefter sendte vandforsyningen rørene til migrationstest hos Eurofins.



Figur 4.4: Prøvetagning fra brandhane og udkæring af rørstykke

#### 4.5.4 Reference-vandprøver

Der blev udtaget prøver fra brandhanen nærmest indløbet til den udvalgte ledningsstrækning. Prøven havde til formål at registrere koncentrationen af de aktuelle stoffer i drikkevandet, inden det løber ind i det udvalgte område, hvor typen af plastrør er kendt (f.eks. PE-rør). Dagen inden prøvetagningen blev brandhanen skyllet grundigt igennem for at eliminere afsmitning fra selve brandhanen og stikledningen.

Der blev udtaget én vandprøve ved afgang fra det vandværk, der leverer vand til det område, der blev undersøgt. Prøven havde til formål at registrere koncentrationen af de aktuelle stoffer i drikkevandet, når det forlader vandværket.

# 5 Analyseprogram

## 5.1 Generelt omfang

De stoffer, der potentielt kan afgives fra plastrør, er additiver eller deres nedbrydningsprodukter. Plastrør tilsættes en lang række additiver for at opfylde de mange krav til kvaliteten af rørene, såsom styrke, stabilitet, bearbejdelighed og farve. Additiverne kan alt efter formål klassificeres i tre hovedgrupper /Ref.1/:

- Stabilisatorer, der aktivt beskytter plasten mod nedbrydning og ældning i løbet af produktionen, oplagring eller i brug. Hovedgruppen af stabilisatorer er for PE rør antioxidant, der hindrer eller forsinker oxidationen og spaltningen af polymerer, og derved minimerer de skader, som ellers ville forringe plastens fysiske egenskaber. Når ilten reagerer med antioxidant, dannes nedbrydningsprodukter. Phenoler og phenollignende stoffer er nedbrydningsprodukter af de primære antioxidant /Ref. 1/. Andre typer stabilisatorer er f.eks. organotin-forbindelser, som beskytter mod nedbrydning enten på grund af varme eller UV-stråling.
- Farvestoffer, der tilsættes for at give plasten den ønskede farve. Disse er som udgangspunkt kemisk stabile stoffer.
- Hjælpestoffer, der tilsættes for at lette rørproduktionen. Hjælpestofferne udgør en meget bred gruppe af stoffer, med meget forskellige funktioner og kemiske sammensætninger. Flere hjælpestoffer er dog kemisk stabile.

Tidligere undersøgelser har vist, at der fra plastrør afgives nedbrydningsprodukter fra antioxidant. Analyseprogrammet for migrationstestene og feltundersøgelserne er sammensat ud fra den eksisterende viden og indsamlede erfaringer fra andre undersøgelser af afsmitning af stoffer fra plastrør til drikkevand.

Analyseprogrammet er opdelt i følgende analysepakker:

- Nedbrydningsprodukter fra antioxidant
- Organotin stabilisatorer
- Phthalater
- Flygtige organiske stoffer
- GC-MS screening for andre organiske stoffer.
- Den samlede mængde af organiske stoffer (NVOC, AOC)
- Bly (kun ældre PVC-rør, da bly tidligere har været brugt som stabilisator)
- Parametre til kontrol af vandtyperne

### 5.1.1 Nedbrydningsprodukter fra antioxidant

Analysepakken indeholder nedbrydningsprodukter fra de antioxidant, der antages at være tilsat PE-rør. Vandprøver fra PVC-rør er også analyseret for

nedbrydningsprodukter fra antioxidant. De følgende stoffer er udpeget i vandpanelets rapport /Ref. 1/:

Stof id. jf. /ref. 1/	Kemisk navn
I	4-ethylphenol
II	4-tert-butylphenol
III	2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon
IV	2,4-di-tert-butylphenol
V	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren
VI	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd
VII	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon
VIII	7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)-deca-6,9 dien-2,8-dion/ Cyclo hexa 1,4 dien, 1,5-bis (tert-butyl), 6-on,4-(2-carboxyl-ethylidene)
IX	3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat
X	3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)-propanoic acid
XI	4-methyl-2,6-di-tert-butyl-phenol (BHT)

Stof VIII er ved de tidligere undersøgelser hos Brocca /Ref. 12 og 13/ blevet identificeret som Cyclo hexa 1,4-dien, 1,5-bis (tert-butyl), 6-on,4-(2-carboxyl-ethylidene), men er i denne undersøgelse på grundlag af vurdering af mass-spektre identificeret som 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion som også er udpeget ifølge tyske erfaringer /Ref. 17/.

Stof X: 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)-propanoic acid er tidligere fundet ved undersøgelser af Brocca /Ref. 12 og 13/. Dette stof foreligger som standardstof og er søgt medtaget ved nærværende analyse. Komponent X kan ikke bestemmes ved analysen, idet stoffet ikke kan gaskromatograferes uden f.eks. en methylering, hvorved det kan omdannes til komponent IX. I et eksamensprojekt om afgivelse af organiske stoffer fra PE-rør er det ligeledes erfaret, at selv høje koncentrationer af en standardopløsning af stof X ikke kunne analyseres ved GC-MS teknikker /Ref. 15/. Dette er også bekræftet ved personlige oplysninger fra Hans Mosbæk, E&R på DTU. Stof X er derfor udgået fra analyseprogrammet og de tidligere resultater af Brocca et al /Ref. 12 og 13/ anses for at være fejlbehæftet.

Stof XI er ikke tidligere identificeret hos Brocca /Ref. 12 og 13/, men er fundet ved undersøgelser udført af Skjevraak /Ref. 28/ og er derfor inkluderet i analyseprogrammet.

### 5.1.2 Organotinstabilisatorer

Analyseprogrammet for organotinstabilisatorer omfatter følgende organiske tinforbindelser:

Dibutyltin (DBT)  
Tributyltin  
Monobutyltin  
Diocetyl tin

### 5.1.3 Phthalater

Phthalater er medtaget i analyseprogrammet for at kunne underbygge plastindustriens oplysninger om, at der ikke anvendes blødgørere i drikkevandsrør. Der er analyseret for følgende phthalater:

Diethylphthalat (DEP)  
Di-n-butylphthalat (DBP)  
Benzylbutylphthalat (BBP)  
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)  
Dioctylphthalat (DOP)  
Di-iso-nonylphthalat (DINP)  
Diisodecylphthalat

### 5.1.4 Flygtige stoffer

Da en række flygtige stoffer er nævnt i litteraturen, jf. tabel 3.1, er der på vandprøverne fra 1. ekstraktion i migrationstests for de nye rør udført analyse for flygtige kulbrinter, herunder benzen, toluen, xylen, trichlormethan (chloroform), tetrachlormethan og vinylchlorid. Der er kun analyseret for flygtige stoffer i forbindelse med migrationstests, da stofferne som udgangspunkt forventes at blive nedbrudt ved længere opholdstid som f.eks. i drikkevandsledninger.

### 5.1.5 GC-MS screening

Der er gennemført en screening for beslægtede stoffer (andre organiske stoffer). Screeningsmetoden har til formål at medtage en bred vifte af organiske stoffer med henblik på at påvise og identificere stoffer, som ikke på forhånd er kendt. Screeningsmetoderne har højere detektionsgrænser end ved de specifikke analyser, og detektionsgrænserne for forskellige stoffer ved screening varierer fra 0,5-5 µg/liter. I tabel 3.1, afsnit 3.9, er der angivet en samlet oversigt over de stoffer, der i litteraturen er nævnt vedr. afsmitning fra plastrør.

### 5.1.6 NVOC og AOC

Den samlede afgivelse af organiske stoffer er analyseret ved måling af NVOC og AOC.

NVOC analysen bestemmer den samlede mængde ikke-flygtigt organisk kulstof i prøven. I godkendelsesproceduren for plastrør er der en grænseværdi på 0,3 mg/l for den samlede mængde af organisk kulstof efter 3. ekstraktion i migrationstesten. Summen af de organiske stoffer, der er medtaget i analyseprogrammet, er typisk mindre end de målte NVOC indhold, idet de specifikke analyser og GC-MS screeningen kun dækker en mindre vifte af den samlede mængde af stoffer, der afgives fra plasten.

AOC-analysen bestemmer indholdet af assimilerbart organisk kulstof. Et forhøjet AOC-indhold i vandet kan forøge den mikrobielle eftervækst. Mikrobiel eftervækst kan skabe kvalitetsproblemer, hvis opholdstiden er lang og/eller temperaturen høj. Afgivelsen af AOC fra rørmaterialet kan i Danmark have stor betydning for drikkevandkvaliteten, idet eftervækst ofte er substratbegrænset og vandet almindeligvis ikke desinficeres. I en undersøgelse fra 2002 var AOC-indholdet i vand i afgang fra 9 danske vandværker

grupperet omkring 4-6 µg/l AOC og 20-39 µg/l AOC /Ref. 4/. Vand med et AOC-indhold på under 10 µg/l klassificeres generelt som biologisk stabilt /Ref. 5/.

### 5.1.7 Bly

I migrationstests fra de ældre eksisterende PVC-rør er der også analyseret for bly. Det skyldes, at bly tidligere har været brugt som stabilisator i PVC-rør, og det er anbefalet af den hollandske organisation KIWA at analysere herfor /Ref. 25/. PVC-rør har været bly-fri siden 2001.

### 5.1.8 Kontrol af vandtypen

Endelig er der gennemført en udvidet drikkevandskontrol på prøverne fra vandværkerne for at få beskrevet de aktuelle vandtyper. Der analyseres for følgende parametre:

Ledningsevne	Nitrit
Temperatur °C	Nitrat
pH	Total-fosfor
Lugt/smag	Calcium
Turbiditet	Klorid
Farve	Fluorid
Inddampningsrest	Jern
Ilt	Kalium
Aggressiv kuldioxid	Magnesium
Hydrogenkarbonat	Mangan
Hårdhed, total	Natrium
Ammonium	Sulfat

## 5.2 Analysemetoder

Alle analyser på nær AOC er udført på Eurofins' laboratorier. Analyserne er i videst muligt omfang udført med akkrediterede analysemetoder, og i alle tilfælde er analyserne udført efter Eurofins' normale QC/QA-procedurer. Dette omfatter bl.a. brugen af kontrolprøver og kontrolkort i den interne kvalitetskontrol.

I det følgende er analysemetodernes usikkerhed anført som % RSD (relativ standardafvigelse). De anførte RSD'er gælder for koncentrationer over 10 gange metodens detektionsgrænse. Ved lavere koncentrationer stiger RSD, for de fleste af analyserne op imod 50%.

**Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidanter** analyseres ved ekstraktion med dichlormethan efterfulgt af inddampning og GC-MS-analyse. Ved metoden bestemmes 12 "phenolforbindelser" – de 10 fra analysepakken til PE-rør samt 4-butoxy phenol og 5-methyl-2-hexanon. Metodens detektionsgrænse er 0,05-0,2 µg/liter, dog har den for enkelte komponenter været højere i nogle af prøverne. Komponent V og VIII har ikke kunnet fremskaffes som standardstof, og identifikationen af stoffet er derfor alene baseret på forholdet mellem udvalgte massespektrometriske ioner samt en omtrentlig retentionstid – og ikke en sammenligning mellem retentionstiden for stoffet i prøven og standardstoffet. Indholdet af stof V og VIII er beregnet i forhold til henholdsvis komponent VI og IX. Usikkerhed: 15% RSD.

**Organotin-forbindelser (PVC rør)** analyseres ved derivatisering med natrium tetraethylborat efterfulgt af ekstraktion med pentan, inddampning og GC-MS-analyse. Ved metoden bestemmes de 4 anførte organotinforbindelser med en detektionsgrænse på 0,002-0,007 µg Sn/liter for de enkelte forbindelser. Usikkerhed: 20% RSD.

**Phthalater** analyseres ved ekstraktion med toluen efterfulgt af GC-MS-analyse. I projektet er der gennemført forbedringer af metoden for at opnå lavere blindværdier og derved lavere detektionsgrænser for de kritiske stoffer som DBP og DEHP. Ved metoden bestemmes de 7 anførte phthalater med en detektionsgrænse på 0,1-0,3 µg/liter for de enkelte phthalater. For enkelte prøver har detektionsgrænsen været 0,4 µg/liter for DEHP. Usikkerhed: 15% RSD.

**Flygtige stoffer** analyseres ved Purge & Trap GC-MS-analyse. Her bestemmes BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener), vinylchlorid, trichlormethan (chloroform) og tetrachlormethan. Metodens detektionsgrænse er 0,02 µg/liter, dog 0,03 µg/liter for vinylchlorid. Usikkerhed: 20% RSD.

**GC-MS screeningen** udføres ved gentagen ekstraktion af prøven med dichlormethan. Først gøres prøven basisk (pH>11) og ekstraheres 3 gange med dichlormethan, derefter gøres vandfasen sur og ekstraheres på ny 3 gange med dichlormethan. Ekstrakterne blandes, de inddampes og methyleres med diazomethan, og der udføres GC-MS-analyse. Ved metoden kan bestemmes middelflygtige stoffer, såvel sure som basiske og neutrale. Derimod medtages ikke letflygtige komponenter, idet disse tabes ved inddampningen. Metodens detektionsgrænse varierer for de forskellige komponenter, men er for de fleste omkring 0,2-2 µg/liter. Metoden er semikvantitativ.

**NVOC (ikke-flygtigt organisk kulstof)** bestemmes efter DS/EN 1484 med en detektionsgrænse på 0,1 mg C/liter. Usikkerhed: 10% RSD.

**AOC (Assimilerbart Organisk Kulstof)** analyseres på DHI, Institut for Vand og Miljø. Den pasteuriserede prøve tilsættes en blanding af 2 bakteriekulturer med kendt udbyttekonstant. De to bakteriers vækst i prøven måles og det højeste antal, N<sub>max</sub>, bestemmes for hver bakterie. Koncentrationen af AOC udregnes ved multiplikation af N<sub>max</sub> med de tilsatte bakteriers respektive udbyttekonstant. Ref.: DHI intern metode M 19.1.

Parametrene i den **udvidede drikkevandskontrol** bestemmes efter de normalt anvendte standardmetoder.

### 5.3 Migrationstest - nye rør

For de nye rør blev der analyseret på både 1. og 3. ekstrakt. Røret fyldes med prøvevand og står i 72 timer ved 23°C. Dette kaldes 1. ekstraktion. Røret tømmes og proceduren gentages for 2. og 3. ekstraktion.

En samlet oversigt over analyseprogrammet for migrationstest på nye rør er vist i tabel 5.1.

	PE	PVC
Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	X	X
Organisk tin		X
Phthalater***	X	X
Flygtige stoffer	X	X
GC-MS***	X	X
NVOC + AOC**	X	X
Bly		
Udvidet drikkevand*		

\* inkl. NVOC \*\* på 3. ekstraktion \*\*\* på 1. ekstraktion

Tabel 5.1: Analyseprogram for migrationstest nye rør

#### 5.4 Migrationstest eksisterende rør

Røret fyldes med filtreret destilleret/ionbyttet vand kaldet prøvevand og står i 72 timer ved 23° C. Dette kaldes 1. ekstraktion. Der blev kun analyseret på 1. ekstrakt ved migrationstest på de eksisterende rør, idet det blev vurderet, at der ikke er væsentlig forskel på 1. og 3. ekstraktion, da rørene har været i brug i længere tid og derved er blevet skyllet igennem i op til flere år.

Ligesom ved migrationstest på nye rør, blev der også udført GC-MS screening på 1. ekstraktion ved migrationstesten for de eksisterende rør.

En samlet oversigt over analyseprogrammet for migrationstest på eksisterende rør er vist i tabel 5.2.

	PE	PVC
Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	X	X
Organisk tin		X
Phthalater***	X	X
Flygtige stoffer		
GC-MS***	X	X
NVOC + AOC**		
Bly		X
Udvidet drikkevand*		

\* inkl. NVOC \*\* på 3. ekstraktion \*\*\* på 1. ekstraktion

Tabel 5.2: Analyseprogram for migrationstest eksisterende rør

#### 5.5 Fel tundersøgelse

For alle vandprøver blev der målt både temperatur (i felten) og ledningsevne (på laboratoriet). Desuden blev der udført udvidet drikkevandskontrol på vandprøver udtaget ved afgang fra vandværk (baggrunds niveauet) ved de respektive vandværker.

Udover kontrolanalyser af specifikke organiske forbindelser på vandprøver fra vandværket, blev der også udtaget kontrolanalyser fra brandhanerne lige før de rørsektioner, der er undersøgt.

NVOC/AOC-analyser blev kun udført på vandprøver udtaget på ledningsnettet (dvs. ikke fra de to øvrige målesteder ved indgangen til området og ved afgang fra vandværket).

Der blev også udført GC-MS screening på den første af to vandprøver udtaget fra ledningstrækningerne.

En samlet oversigt over analyseprogrammet for feltundersøgelsen er vist i tabel 5.3.

	PE			PVC		
	Afgang vandværk	Ved indløb til området	Vand udtaget i området	Afgang vandværk	Ved indløb til området	Vand udtaget i området
Temperatur	X	X	X	X	X	X
Ledningsevne	X	X	X	X	X	X
Nedbrydningsprodukter fra antioxidant	X	X	X			
Organisk tin				X	X	X
Phthalater***						
Flygtige stoffer						
GC-MS***			X			X
NVOC + AOC**			X			X
Bly						
Udvidet drikkevandskontrol*	X			X		

\* inkl. NVOC      \*\* på 3. ekstraktion      \*\*\* på 1. ekstraktion

Tabel 5.3: Analyseprogram for feltundersøgelsen

## 6 Resultat af migrationstest

I det følgende afsnit beskrives resultaterne af migrationstests på nye rør (PE- og PVC rør) og på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet (PE- og PVC rør).

Ud fra datamaterialet har det ikke været muligt at vise en tydelig forskel mellem resultaterne for de forskellige rørfabrikater. Derfor er det besluttet, at rørfabrikaterne er anonymiseret i resultatbehandlingen og diskussionsafsnittet.

Resultaterne er angivet som en koncentration i vandet. Resultaterne fra migrationstests kan omregnes fra en koncentration til en flux, dvs. en enhed, som beskriver mængden af stoffer (f.eks.  $\mu\text{g}$ ), der afgives fra et overfladeareal på plastrøret ( $\text{dm}^2$ ) pr. tidsinterval (dag). Fluksen beregnes som koncentrationen divideret med overflade-volumenforholdet og opholdstiden jf. figur 6.1. Formålet er at kunne sammenligne forskellige rørdimensioner og opholdstider.

$$C_v = J * \frac{O}{V} * T_h$$

$C_v$	stofkoncentration i vandet [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
$J$	fluksen [ $\mu\text{g}/(\text{dm}^2 * \text{d})$ ]
$O$	rørets indvendige overflade [ $\text{dm}^2$ ]
$V$	rørets volumen [l]
$T_h$	opholdstiden for vandet i røret [d]

Figur 6.1: Beregning af koncentrationen af stofferne

### 6.1 Migrationstest - PE rør

#### 6.1.1 Nye PE-rør

Der blev udført migrationstest på tre forskellige fabrikater af nye PE-rør, jf. afsnit 4.3.

#### **Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidant**

Analyseresultaterne for nedbrydningsprodukter er vist i tabel 6.1, hvor koncentrationen er angivet i  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Der blev fundet 6 af de 10 nedbrydningsprodukter i koncentrationer, som overstiger detektionsgrænsen.

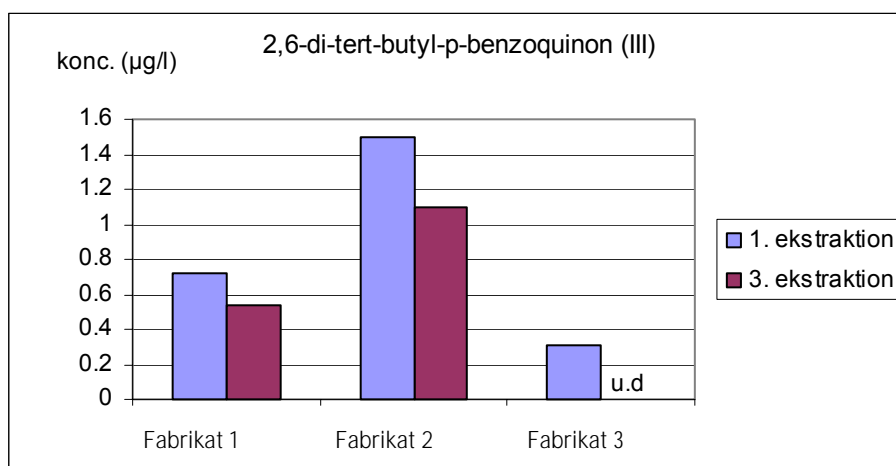
Koncentrationerne var mellem 0,05 og 1,5  $\mu\text{g}/\text{l}$ . De højeste koncentrationer blev målt for stofferne 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) og 2,4-di-tert-butylphenol (IV), hvor koncentrationsintervallet var mellem detektionsgrænsen på 0,2  $\mu\text{g}/\text{l}$  og 1,5  $\mu\text{g}/\text{l}$ . På figur 6.2 og 6.3 er grafisk vist koncentrationen for de 2 stoffer III og IV fordelt på fabrikat samt de 2 ekstraktioner. Af figurerne ses, at der er et markant fald i koncentrationen fra 1. ekstraktion til 3. ekstraktion. Stoffluksene for de enkelte stoffer er beregnet i tabel 2 i bilag B.

Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	Fabrikat 1		Fabrikat 2		Fabrikat 3	
	1.*	3.**	1.*	3.**	1.*	3.**
(I) 4-ethylphenol	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(II) 4-tert-butylphenol	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(III) 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon	0,72	0,54	1,5	1,1	0,31	<0,2
(IV) 2,4-di-tert-butylphenol	1,3	0,33	1,4	0,56	0,68	0,18
(V) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(VI) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd	0,15	0,07	0,28	0,16	<0,05	<0,05
(VII) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon	0,22	0,10	0,35	0,21	<0,05	<0,05
(VIII) 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]deca-6,9 dien-2,8-dion	0,78	0,53	0,28	0,15	<0,05	<0,05
(IX) 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat	0,05	<0,05	0,64	0,47	0,32	0,23
(XI) 4-methyl-2,6-di-tert-butyl-phenol (BHT)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

\* 1. ekstraktion (efter 3 døgn)

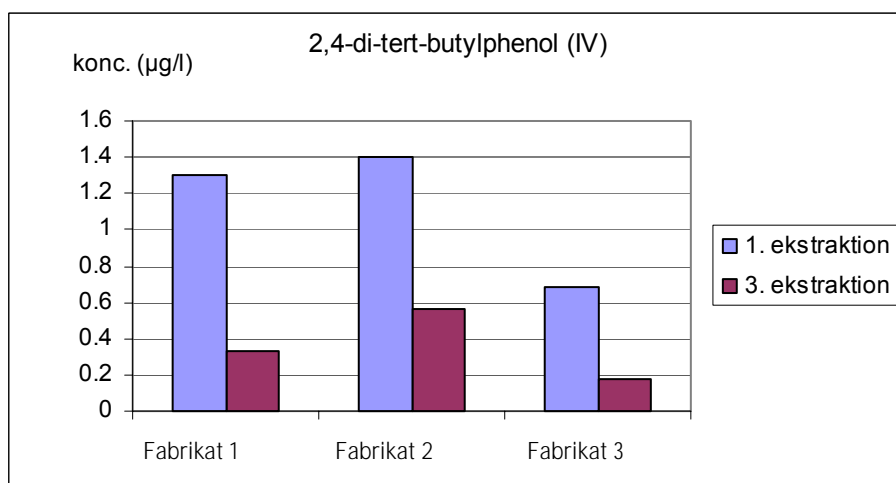
\*\* 3. ekstraktion (efter 3x3 døgn)

Tabel 6.1: Analyseresultater i µg/l ved migrationstest på nye PE rør



u.d. under detektionsgrænsen

Figur 6.2: Koncentrationen af 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) ved migrationstest på nye PE-rør



Figur 6.3: Koncentrationen af 2,4-di-tert-butylphenol (IV) ved migrationstest på nye PE-rør

### **Phthalater**

Der blev ikke fundet phthalater i de undersøgte prøver.

### **Flygtige organiske stoffer**

Der blev heller ikke målt flygtige organiske stoffer over detektionsgrænsen på nær trichlormethan, som blev målt i koncentrationer mellem 0,03 og 0,07 µg/l i alle tre rørfabrikater samt m/p-xylen, der blev målt til 0,07 µg/l i et af rørene.

### **GC-MS screening**

Ved screening ved GC-MS blev der ikke påvist andre stoffer end de ovennævnte nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidant. Detektionsgrænsen ved screeningen var 0,2-2 µg/l.

### **NVOC og AOC**

Der er ikke målt nogen afgivelse af NVOC, idet de målte koncentrationer er mindre end eller lig med koncentrationen af blindprøven på 0,1 mg/l. Koncentrationen var dermed for alle nye PE-rør under det danske krav til den totale mængde af organisk stof på 0,3 mg/l ved 3. ekstraktion /Ref. 1/.

Afgivelsen af AOC var 8,8 µg/l for to ud af tre rør og 2,3 µg/l for et rør. AOC-stoffluksene var 540 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) og 152 ng/(dm<sup>2</sup>\*d).

#### **6.1.2 Udtagne PE-rørstykker fra eksisterende ledningsnet**

Der blev udtaget PE-rørstykker fra 7 forskellige ledningsstrækninger, jf. afsnit 4.4.

Ved migrationstesten på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet blev der kun analyseret på 1. ekstraktion. Det vurderes, at der ikke er stor forskel på 1. og 3. ekstraktion, da PE-rørene har været i brug mellem 1 og 3 år.

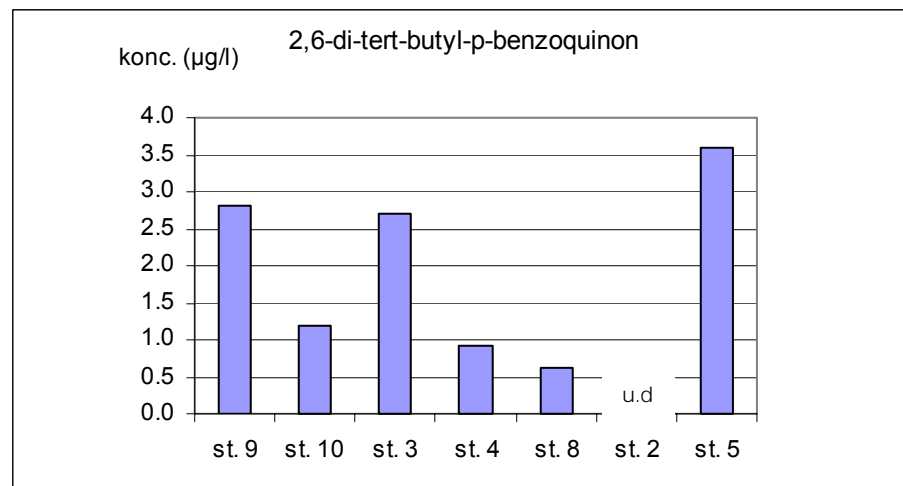
#### **Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidant**

Analyseresultaterne for nedbrydningsprodukter er vist i tabel 6.2, hvor koncentrationen er angivet i µg/l. Der er fundet 7 af de 10 nedbrydningsprodukter over detektionsgrænsen. Koncentrationerne var mellem 0,06 og 3,6 µg/l. De højeste koncentrationer blev målt for stofferne 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) og 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion (VIII). På figur 6.4 er grafisk vist koncentrationen for 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) som er påvist i højest koncentration. Figuren viser, at afgivelsen varierer meget for de 7 PE rør, der er udtaget på ledningsnettet. Stoffluksene for de enkelte stoffer er beregnet i tabel 4, bilag B.

Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	St. 2 ø 90 2002	St. 3 ø 63 2002	St. 4 ø 75 2004	St. 5 ø 90 2004	St. 8 ø 63 2004	St. 9 ø 63 2004	St. 10 ø 110 2004
(I) 4-ethylphenol	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(II) 4-tert-butylphenol	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<0,1	<0,1
(III) 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon	<0,4	2,7	0,91	3,6	0,62	2,8	1,2
(IV) 2,4-di-tert-butylphenol	<0,3	0,54	<0,3	0,40	<0,3	1,0	<0,3
(V) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren	<0,05	0,062	<0,05	<0,05	<0,05	0,16	<0,05
(VI) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd	<0,05	0,28	0,31	<0,05	0,10	1,2	0,11
(VII) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon	<0,05	0,68	0,38	<0,05	0,083	1,1	0,062
(VIII) 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion	<0,1	1,9	0,76	<0,05	0,27	3,0	0,36
(IX) 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat	<0,05	0,49	0,56	<0,05	0,18	1,2	0,10
(XI) 4-methyl-2,6-di-tert-butyl-phenol (BHT)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

St. Strækning

Tabel 6.2: Analyseresultater i µg/l ved migrationstest på udtagne PE rørstykker fra det eksisterende ledningsnet.



st.: strækning  
u.d.: under detektionsgrænsen

Fabrikat 1: Strækning 9 og 10  
Fabrikat 2: Strækning 3, 4 og 8  
Fabrikat 3: Strækning 2 og 5

Figur 6.4: Koncentrationen af 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon ved migrationstest på udtagne PE-rør

### Phthalater

Der blev ikke fundet phthalater i nogle af prøverne, bortset fra prøverne fra fabrikat nr. 1, hvor der blev målt diethylphthalat (DEP) på 0,22 µg/l i prøverne fra ø 63 mm røret og 0,11 µg/l i prøverne fra ø 110 mm røret. Stoffluksene var henholdsvis 9,4 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) og 8,9 ng/(dm<sup>2</sup>\*d).

### GC-MS screening

Ved de i alt 7 migrationstest på de udtagne PE-rørstykker fra det eksisterende ledningsnet blev der intet påvist i de 3 af rørene. I de 4 øvrige rør blev fundet følgende stoffer ved GC-MS screeningen:

- Strækning 4: Cyclosiloxaner
- Strækning 5: Naphthalen
- Strækning 9: Octanol, benzoesyre, nonansyre og benzoethiazol
- Strækning 10: Benzothiazol

Koncentrationerne af nonansyre var ca. 1-2 µg/l og for de øvrige stoffer mellem 0,3 og 0,5 µg/l, jf. tabel 5, bilag B.

## 6.2 Migrationstest – PVC-rør

### 6.2.1 Nye PVC-rør

Der blev udført migrationstest på to forskellige fabrikater af nye PVC-rør (Wavin og Uponor), jf. afsnit 4.3.

#### **Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidant**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **Organotin**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **Phthalater**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **Flygtige organiske stoffer**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **GC-MS screening**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen på 0,5-2 µg/l.

#### **NVOC og AOC**

Der blev ikke målt nogen afgivelse af NVOC, idet de målte koncentrationer svarede til blindprøven på 0,1 mg/l i 3. ekstraktion for begge rør. Koncentrationen er dermed under det danske krav til den totale mængde af organisk stof på 0,3 mg/l ved 3. ekstraktion /Ref. 1/. Afgivelsen af AOC var 7,8 µg/l og 0,5 µg/l.

AOC-stoffluksen var 550 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) og 35 ng/(dm<sup>2</sup>\*d), dvs. at der var en væsentlig forskel i afgivelse af AOC.

### 6.2.2 Udtagne PVC-rørstykker fra det eksisterende ledningsnet

Der blev udtaget PVC-rørstykker fra tre forskellige ledningsstrækninger, jf. afsnit 4.4.

Ved migrationstesten på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet blev der kun analyseret på 1. ekstraktion. Det vurderes, at der ikke er stor forskel på 1. og 3. ekstraktion, da PVC-rørene har været i brug mellem 6 og 16 år.

#### **Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidant**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

### Organotin

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

### Phthalater

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

### GC-MS screening

Ved migrationstest på to af de tre PVC-rørstykker udtaget fra det eksisterende ledningsnet blev der intet påvist ved GC-MS screeningen. Metodens detektionsgrænse var 0,2-2 µg/l.

Ved migrationstest på det udtagne rørstykke fra ledningsstrækning 1 blev der påvist ca. 0,7 µg/l dodecamethyl-cyclohexa siloxane og ca. 0,3 µg/l tetradecamethyl-cyclohepta siloxane.

### Bly

Analyseresultaterne for bly er vist i tabel 6.3. Koncentrationen af bly i prøverne var mellem 0,09 og 0,8 µg/l. Efter år 2001 er det ikke længere tilladt at tilsætte bly i PVC rør til drikkevand.

		Strækning 1 Anlagt 1991	Strækning 6 Anlagt 1999	Strækning 7 Anlagt 1989
Bly	Konc. (µg/l)	0,82	0,091	0,21
	Flux (ng/(dm <sup>2</sup> *d))	58	8,0	15

Tabel 6.3: Analyseresultater for bly ved migrationstest på udtagne rørstykker af PVC.

## 7 Resultat af feltundersøgelser

I det følgende afsnit er resultaterne af feltundersøgelserne beskrevet. Undersøgelserne har omfattet vandprøver fra eksisterende ledningsnet med PE- og PVC-rør samt referencevandprøver fra vandværkerne og brandhanerne ved indløbet til de pågældende ledningsstrækninger.

Ud fra datamaterialet har det ikke været muligt at vise en tydelig forskel mellem resultaterne for de forskellige rørfabrikater. Derfor er det besluttet, at rørfabrikaterne er anonymiseret i resultatbehandlingen og diskussionsafsnittet.

Resultaterne er angivet som en koncentration i vandet. Desuden er resultaterne omregnet til en fluks. Fluksen beregnes som koncentrationen divideret med overflade-volumenforholdet for rørstrækningen og opholdstiden. Formålet med beregningerne er at kunne sammenligne ledningsstrækninger med forskellige rørdimensioner og opholdstider. Afgivelsen af stoffer fra den pågældende ledningsstrækning er beregnet som forskellen mellem koncentrationen i vandprøven fra brandhanen ved indgangen til området og koncentrationen i vandprøven ved prøveudtagningsstedet.

Efter feltundersøgelsen har vandforsyningerne beregnet opholdstiderne for de enkelte strækninger ved hjælp af ledningsnetmodeller for at undersøge, om den ønskede opholdstid er opfyldt, jf. tabel 7.1. I modellerne er forsynings-situationerne forsøgt tilpasset de givne forhold, der var på dagen for udtagelse af vandprøver. Opholdstiderne ligger generelt mellem et  $\frac{1}{2}$  og  $2\frac{1}{2}$  døgn mod forventet 1-2 døgn. På ledningsstrækningerne 6-8 er opholdstiden dog kun 7-8 timer. Resultaterne fra disse ledningsstrækninger har ikke været anderledes end fra de øvrige ledningsstrækninger, bortset fra strækning nr. 8, hvor indholdene af NVOC og AOC var forholdsvis lave jf. afsnit 7.1.1. og bilag B.

Ledningsstrækning	Materiale	Anlagt år	Fabrikat	Dimension (mm)	Opholdstid (timer) Vandværk til området	Opholdstid (timer) Indenfor området med den udvalgte ledningsstrækning
1	PVC	1991	2	ø 90	125	58
2*	PE	2002	3	ø 90	16	13
3*	PE	2002	2	ø 63	70	31
4*	PE	2004	2	ø 75	4	41
5*	PE	2004	3	ø 90	15	11
6	PVC	1999	2	ø 110	32	8
7	PVC	1989	2	ø 90	32	7
8	PE	2004	2	ø 63	32	7
9	PE	2004	1	ø 63	93	38
10	PE	2004	1	ø 110	14	40

\* prøve udtaget fra eksisterende udskylningsarrangement på ledningsnettet

Tabel 7.1: Opholdstiderne for de enkelte strækninger beregnet v.h.a. ledningsnetmodeller

## 7.1 PE-rør

### 7.1.1 Vandprøver fra ledningsnet med PE-rør

Der blev udtaget vandprøver fra 7 forskellige ledningsstrækninger med PE-rør, jf. afsnit 4.5.

#### Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidanter

På 2 ud af i alt 7 ledningsstrækninger med PE rør blev der målt koncentrationer over detektionsgrænsen ved analyserne for nedbrydningsprodukter. Resultaterne for disse to strækninger (3 og 4) er vist i tabel 7.2. Det var kun i den første vandprøve, som blev udtaget efter 10 l, at der blev målt koncentrationer over detektionsgrænsen. På strækning 3 (ø 63 mm) var koncentrationen af 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) 1,2 µg/l. På strækning 4 (ø 75 mm) blev der fundet 4 stoffer ud af de i alt 10 nedbrydningsprodukter fra antioxidanter. Den højeste koncentration var 2,6 µg/l af stoffet 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III). De øvrige 3 stoffer blev fundet i meget lave koncentrationer mellem 0,07 og 0,2 µg/l, jf. tabel 7.2. Den beregnede fluks er vist i tabel 7, bilag B.

Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	Strækning 3 (ø 63 mm)		Strækning 4 (ø 75 mm)	
	1.*	2.**	1.*	2.**
(I) 4-ethylphenol	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(II) 4-tert-butylphenol	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(III) 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon	1,20	<1	2,6	<1
(IV) 2,4-di-tert-butylphenol	<0,1	<0,1	0,20	<0,1
(V) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(VI) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(VII) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon	<0,05	<0,05	0,07	<0,05
(VIII) 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
(IX) 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat	<0,05	<0,05	0,07	<0,05
(XI) 4-methyl-2,6-di-tert-butyl-phenol (BHT)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

\* Udtaget vandprøve efter 10 l

\*\* Udtaget vandprøve efter 40 l

Tabel 7.2: Analyseresultater i µg/l for vandprøver fra ledningsnet med PE rør

### GC-MS screening

Ved GC-MS screening blev der påvist diphenyl 2-ethylhexyl phosphat i prøverne fra strækning 8 (ø 63 mm) og strækning 10 (ø 110 mm). Koncentrationerne var henholdsvis ca. 0,2 µg/l og ca. 0,3 µg/l. I vandprøverne fra de øvrige ledningsstrækninger blev der intet påvist. Metodens detektionsgrænse var ca. 0,2-2 µg/l.

### NVOC og AOC

NVOC-koncentrationerne var mellem 0,6 og 1,8 mg/l og AOC koncentrationen var mellem 3 og 33 µg/l på ledningsstrækningerne.

#### 7.1.2 Reference-vandprøver (vandværk, brandhaner)

##### Nedbrydningsprodukter fra de phenolbaserede antioxidanter

Analyseresultaterne for nedbrydningsprodukter fra antioxidanter i reference-vandprøverne, dvs. fra afgang fra vandværkerne og fra brandhanerne ved indløbet til de valgte ledningsstrækninger, var alle under detektionsgrænsen på 0,05 µg/l<sup>1</sup>.

##### NVOC og AOC

Der blev ikke målt for NVOC og AOC i vandprøverne fra vandværkerne og brandhanerne ved indløbet til de udvalgte ledningsstrækninger. Årsagen til dette er, at der er en stor naturlig variation i såvel NVOC- som AOC-indholdet i drikkevand. Det vil derfor ikke kunne afgøres, om en ændring af NVOC og AOC skyldes afsmitning fra plastrør eller en variation i vandkvaliteten fra vandværket.

<sup>1</sup> Detektionsgrænsen for 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) og 2,4-di-tert-butylphenol (IV) var henholdsvis 0,5 µg/l og 0,1 µg/l.

### **Udvidet drikkevandskontrol**

Analyseresultaterne fra den udvidede drikkevandskontrol, jf. afsnit 5.1.8, af vandprøverne fra vandværker viste, at alle parametre lå under grænseværdierne i bekendtgørelse nr. 871 /Ref. 6/. Et par af målingerne lå lige omkring grænseværdierne, men dette har ingen betydning for undersøgelsen.

## **7.2 PVC-rør**

### **7.2.1 Vandprøver fra ledningsnet**

Der blev udtaget vandprøver fra tre forskellige ledningsstrækninger med PVC-rør, jf. afsnit 4.4.

#### **Organotin**

Analyseresultaterne for organotin, jf. afsnit 5.1.2, var alle, bortset fra strækning 6 (ø 110 mm), under detektionsgrænsen på 0,003 µg Sn/l for DBT og dioctyltin, 0,002 µg Sn/l for TBT og 0,007 µg Sn/l for MBT. Indholdet af dibutyltin i vandprøverne fra strækning 6 (ø 110 mm) var efter 10 l og 40 l henholdsvis 0,031 µg Sn/l og 0,008 µg Sn/l.

#### **GC-MS screening**

Ved GC-MS screening blev der påvist diphenyl 2-ethylhexyl phosphat i prøverne fra strækning 1 (ø 90 mm) og strækning 6 (ø 110 mm). Koncentrationen var ca. 0,2 µg/l. I vandprøverne fra strækning 7 (ø 90 mm) blev der intet påvist. Metodens detektionsgrænse var ca. 0,2-2 µg/l.

#### **NVOC og AOC**

NVOC koncentrationen var mellem 0,7 og 1,2 mg/l og AOC koncentrationen var mellem 2,5 og 4,6 µg/l på ledningsstrækningerne.

### **7.2.2 Reference-vandprøver (vandværk, brandhaner)**

#### **Organotin**

Analyseresultaterne for organotin i reference-vandprøverne, dvs. ved afgang fra vandværkerne og fra brandhanerne ved indløbet til de valgte ledningsstrækninger, var alle under detektionsgrænsen på 0,005 µg/l for DBT og TBT og 0,01 µg/l for MBT.

#### **NVOC og AOC**

Der blev ikke målt for NVOC og AOC i vandprøverne fra vandværkerne og fra brandhanerne ved indløbet til de udvalgte ledningsstrækninger. Årsagen til dette er, at der er en stor naturlig variation i såvel NVOC- som AOC-indholdet i drikkevand. Det vil derfor ikke kunne afgøres, om en ændring af NVOC og AOC skyldes afsmitning fra plastrør eller en variation i vandkvaliteten fra vandværket.

### **Udvidet drikkevandskontrol**

Analyseresultaterne fra den udvidede drikkevandskontrol, jf. afsnit 5.1.8, af vandprøverne fra vandværker viste, at alle parametre lå under grænseværdierne i bekendtgørelse nr. 871 /Ref. 6/.

## 8 Diskussion

De følgende afsnit indeholder en vurdering af resultaternes betydning for vandkvaliteten i ledningsnet med plastrør af PE og PVC. Desuden er der foretaget sammenligning i forhold til resultaterne af migrationstesten for de forskellige rør ligesom resultaterne er sammenlignet med resultaterne af tidligere undersøgelser.

### 8.1 PE-rør

#### 8.1.1 Vurdering af afsmitning i forhold til kravværdier

Undersøgelsen har vist, at der afgives nedbrydningsprodukter fra antioxidant fra PE-rør. Ved migrationstests på både de nye PE-rør og de udtagne rørstykker fra ledningsnettet blev der fundet nedbrydningsprodukter fra antioxidant i 12 af 13 vandprøver fra PE-rørstykker, hvorimod der i feltundersøgelsen kun blev fundet nedbrydningsprodukter i 2 af 14 vandprøver fra de 7 ledningsstrækninger med PE-rør.

Migrationstestene viser, at der kan afgives organiske stoffer til vandet, mens disse generelt ikke kan måles i vandprøverne udtaget i felten. Denne forskel kan skyldes,

at migrationstesten generelt er udført under mere ekstreme forhold end der normalt findes i ledningsnetterne, som fx længere opholdstid, højere vandtemperatur mm.

#### **Phenolbaserede nedbrydningsprodukter fra antioxidant**

Undersøgelsen har påvist, at der sker en afsmitning fra PE-rør med følgende nedbrydningsprodukter fra de antioxidant, som er anvendt i PE rørene:

- (III) 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon
- (IV) 2,4-di-tert-butylphenol
- (VIII) 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion
- (VI) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd
- (VII) 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon
- (IX) 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat

Koncentrationerne var højst for de første tre stoffer, men generelt er niveauerne lave. Detektionsgrænsen for analyserne var stofafhængig og ligger mellem 0,05 og 0,5 µg/l. Mens der for en række af additiverne er foretaget toksikologiske studier, er der kun meget få toksikologiske undersøgelser af de stoffer, der kan dannes ved nedbrydning. Miljøstyrelsen har fået foretaget en foreløbig toksikologisk vurdering af nedbrydningsproduktet 2,4-di-tert-butylphenol (IV). Der foreligger kun få undersøgelser, der kan lægges til grund for en vurdering af en sundhedsmæssigt baseret grænseværdi for stoffets tilstedeværelse i drikkevand. De foreløbige overvejelser peger i retning af et forslag om, at en grænseværdi for drikkevand, ud fra en sundhedsmæssig synsvinkel, bør ligge i størrelsesordenen 20 µg/l drikkevand /Ref. 1/.

Nedbrydningsprodukter fra de antioxidanter, som er anvendt i PE-rørene, blev målt i koncentrationer på højst 3,6 µg/l i migrationstestene og højst 2,6 µg/l i feltundersøgelsen. Sammenlignet med et forslag om en grænseværdi i størrelsesordenen 20 µg/l, er resultaterne, fundet ved denne undersøgelse, omkring 5-8 gange lavere.

For at kunne sammenholde resultatet fra migrationstesten med resultatet af feltundersøgelsen, er der foretaget omregning af resultatet af migrationstesten til fluksen af de påviste stoffer. Fluksen kan ud fra data om rørets dimension og opholdstid anvendes til beregning af den teoretiske koncentration for de enkelte stoffer i rør af given dimension og med en given opholdstid. Derved har det været muligt, at sammenligne resultaterne.

I tabel 8.1 er koncentrationen af 2,4-di-tert-butyl-phenol (IV) ved forskellige ledningsdimensioner og opholdstider beregnet ud fra den højst målte fluks på 92 ng/(dm<sup>2</sup>\*d). I tabel 7.1 er der angivet opholdstider for de ledningstrækninger, der er anvendt til feltundersøgelsen. Opholdstiderne ligger generelt mellem et ½ og 2½ døgn. Selv ved lave dimensioner og lange opholdstider på 3 - 6 døgn er den forventede maksimale koncentration ca. 5-10 gange lavere end de 20 µg/l, som muligvis indikerer et acceptabelt niveau ud fra en sundhedsmæssig synsvinkel jf. tabel 8.1.

Ledningsdimension	Opholdstid	
	3 døgn	6 døgn
Ø 63 mm PN 10	2,2	4,3
Ø 90 mm PN 10	1,4	2,8
Ø 110 mm PN 10	1,1	2,3
Overvejelser om forslag til grænseværdi for 2,4-di-tert-butyl-phenol (IV): 20 µg/l		

Tabel 8.1: Beregnet koncentration (µg/l) af 2,4-di-tert-butyl-phenol (IV) ved forskellige ledningsdimensioner og opholdstider

### Phthalater

Der blev ikke fundet phthalater i de undersøgte prøver fra feltundersøgelsen og ved migrationstest på nye rør. Detektionsgrænsen var 0,1 - 0,3 µg/l og grænseværdien er 1 µg/l for sum af phthalater /Ref. 6/.

Ved migrationstests på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet blev der i prøverne fra Ø 63 mm rør (strækning 9) målt diethylphthalat (DEP) på 0,22 µg/l og 0,11 µg/l i prøverne fra Ø 110 mm rør (strækning 10). Fluksen er beregnet til ca. 9 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) for begge rør.

I tabel 8.2 er koncentrationen af phthalater i vandet beregnet på baggrund af en fluks på 9 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) for forskellige ledningsdimensioner og opholdstider. Selv ved høje opholdstider og små ledningsdimensioner er den forventede maksimale koncentration under grænseværdien på 1,0 µg/l for summen af phthalater, jf. tabel 8.2 /Ref. 6/.

Ledningsdimension	Opholdstid	
	3 døgn	6 døgn
Ø 63 mm PN 10	0,21	0,42
Ø 90 mm PN 10	0,14	0,27
Ø 110 mm PN 10	0,11	0,22
Grænseværdi i bekendtgørelse nr. 871 sum af phthalater: 1,0 µg/l		

Tabel 8.2: Beregnet koncentration (µg/l) af diethylphthalat ved forskellige ledningsdimensioner og opholdstider

### Flygtige organiske stoffer

Der blev ikke fundet flygtige organiske stoffer over detektionsgrænsen i feltundersøgelsen og ved migrationstestene, på nær trichlormetan og m/p-xylen, som blev målt i meget lave koncentrationer mellem 0,03 og 0,07 µg/l ved migrationstestene på nye PE-rør.

I tabel 8.3 er koncentrationen af trichlormetan i vandet beregnet på baggrund af en fluks på 33 ng/(dm<sup>2</sup>\*d) for forskellige ledningsdimensioner og opholdstider. Selv ved lange opholdstider og små ledningsdimensioner er den forventede maksimale koncentration under grænseværdien på 1 µg/l for flygtige organiske klorforbindelser, jf. tabel 8.3 /Ref. 6/.

Ledningsdimension	Opholdstid	
	3 døgn	6 døgn
Ø 63 mm PN 10	0,11	0,22
Ø 90 mm PN 10	0,07	0,14
Ø 110 mm PN 10	0,06	0,11
Grænseværdien 1 µg/l i bkg. nr. 871 for flygtige organiske klorforbindelser		

Tabel 8.3 Beregnet koncentration (µg/l) af trichlormetan ved forskellige ledningsdimensioner og opholdstider

### GC-MS screening

Kun i migrationstest fra de udtagne PE-rørstykker fra det eksisterende ledningsnet er der påvist andre stoffer end de ovennævnte nedbrydningsprodukter fra antioxidanter. Der er påvist, cyclosiloxaner, naphthalen, octanol, benzoesyre, nonansyre og benzoethiazol samt benzothiazol i koncentrationer fra 0,3 - 2 µg/l. Cyclosiloxaner stammer fra silicone, hvilket tyder på, at vandet har været i kontakt med silicone. Det har dog ikke været muligt at finde en kilde til siliconen.

Ved feltundersøgelsen blev der påvist diphenyl 2-ethylhexyl phosphat i prøverne fra to ledningsstrækninger med en koncentration på ca. 0,2 µg/l. Stoffet er kendt som et erstatningsmiddel for phthalater i bl.a. maling og lak.

### NVOC og AOC

I migrationstests på nye PE-rør blev der ikke fundet nogen afgivelse af NVOC idet den målte koncentration svarede til blindprøven på 0,1 mg/l.

Koncentrationen var dermed under det danske krav om en total mængde af organisk stof på 0,3 mg/l ved 3. ekstraktion /Ref. 1/.

Afgivelsen af AOC ved migrationstest på nye rør var mellem 2,3 µg/l og 8,8 µg/l, svarende til en fluks mellem 150 og 580 ng/(dm<sup>2</sup>\*d). I en undersøgelse i 2002 /Ref. 4/ blev afgivelse af organisk stof fra polymere materialer undersøgt med henblik på mikrobiel vækst, og afgivelsen af AOC fra PE- og PVC-rør var 350-550 ng/(dm<sup>2</sup>\*d).

NVOC-koncentrationerne var mellem 0,6 og 1,8 mg/l på ledningsstrækningerne. Det er forholdsvis lave NVOC-koncentrationer, og alle resultater er under grænseværdien for NVOC på 4 mg/l /Ref. 6/.

I vandprøverne fra feltundersøgelsen var AOC-koncentrationen 3-33 µg/l. I undersøgelsen fra 2002 /Ref. 4/ omkring mikrobiel karakteristisk og eftervækst i

drikkevand var AOC-indholdet i 9 danske vandværkers vand i området 4-6  $\mu\text{g/l}$  og 20-39  $\mu\text{g/l}$  /Ref. 4/. Dette svarer meget godt til AOC-indholdet i denne undersøgelse. Vand med et AOC-indhold på under 10  $\mu\text{g/l}$  klassificeres generelt som biologisk stabilt, selvom betydelig mikrobiologisk vækst er iagttaget under denne værdi.

Afgivelsen fra plastrør kan for vand med lavt AOC-indhold således fordoble den samlede mængde af AOC, hvis afgivelsen i ledningsnettet er ligeså høj som i laboratorieforsøgene. Det kan eksempelvis være tilfældet, hvis AOC indholdet fra vandværket er i området 4-6  $\mu\text{g/l}$  og afgivelsen af AOC fra plastrør er 2-9  $\mu\text{g/l}$  jf. ovenstående målinger.

### 8.1.2 Migrationstest på nye og udtagne rørstykker

På figur 8.1 er optegnet den beregnede fluks for de 3 forskellige undersøgte PE rørfabrikater på henholdsvis nye rør og rør udtaget fra ledningsnettet.

Der var generelt ikke forskel på resultaterne fra migrationstest på nye PE-rør og på udtagne rørstykker, jf. figur 8.1. Der var således ikke væsentlig forskel på afgivelsen fra nye rør og rør, der har været i brug. For nogle rør var der en større afgivelse fra et af de udtagne rørstykker end fra de nye rør. Tidligere undersøgelser har i modsætning hertil vist en faldende afgivelse med tiden.

### 8.1.3 Sammenligning mellem migrationstest og feltundersøgelse

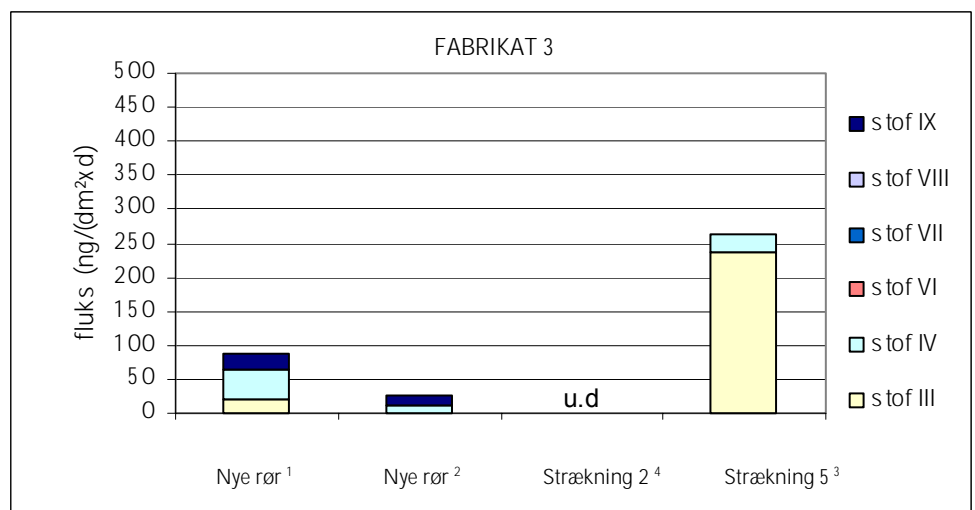
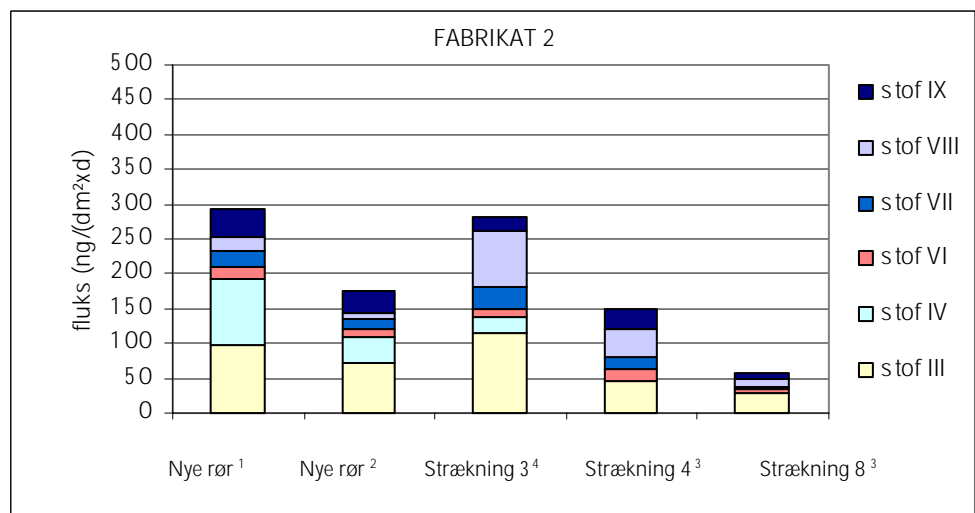
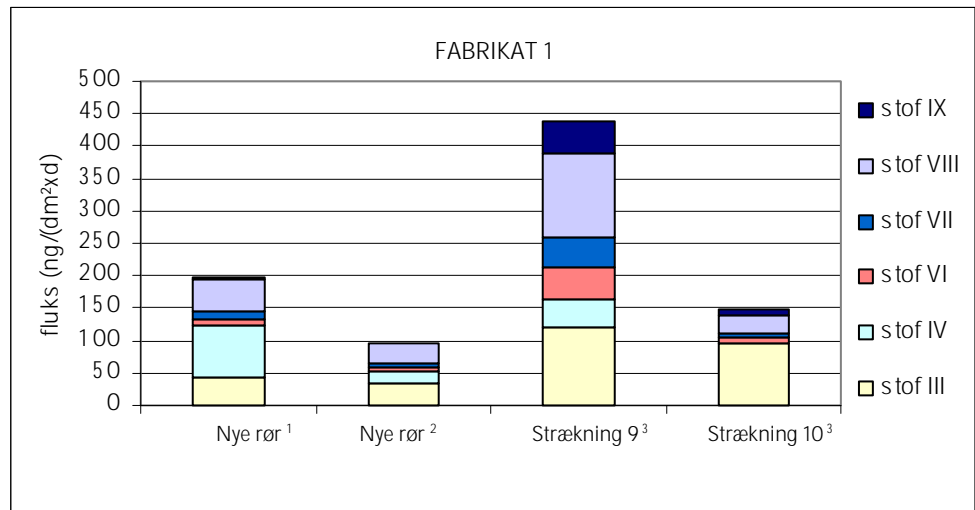
For at vurdere resultaterne fra migrationstestene i forhold til koncentrationerne i drikkevandet er der gennemført en række beregninger, hvor der er lagt vægt på nedbrydningsprodukter fra antioxidanter. Ved disse beregninger fås en teoretisk koncentration i ledningsnettet og da temperaturen i vandet i ledningerne er væsentlig lavere end de 23° C som anvendes til migrationstest forventes i praksis en væsentlig lavere afgivelse.

Den højeste fluks målt i migrationstestene var for stofferne 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III), 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion (VIII) og 2,4-di-tert-butylphenol (IV). Den totale fluks for nedbrydningsprodukter af antioxidanter i PE-rør var mellem 0 - 447  $\text{ng}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$ , med en medianværdi på 150  $\text{ng}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$ .

For at kunne beregne størrelsesordenen for den forventelige koncentration i drikkevand i ledningsnettet kan fluksen omregnes til en koncentration i ledningsvandet, hvor fluksen er målt ved migrationstestene.

Koncentrationerne i ledningsnettet er afhængig af dimensionen af plastrør, opholdstider og fluks. Jo længere opholdstider, jo større er koncentrationen i ledningsvandet. Derimod er koncentrationen i ledningsvandet lavere i rør af større dimension.

Figur 8.2 og 8.3 illustrerer beregninger for forskellige opholdstider og forskellige rørdimensioner. Der er foretaget beregninger for en fluks på 100  $\text{ng}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$ , som repræsenterer den gennemsnitlige fluks for det mest dominerende stof, 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III), og for en fluks på 500  $\text{ng}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$ , som repræsenterer den maksimale fluks for summen af nedbrydningsprodukter fra antioxidanter.



Noter:

1) 1. ekstraktion

2) 3. ekstraktion

3) Anlagt 2004

4) Anlagt 2002

u.d. under detektionsgrænsen

Stof III: 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon

Stof IV: 2,4-di-tert-butylphenol

Stof VI: 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd

Stof VII: 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon

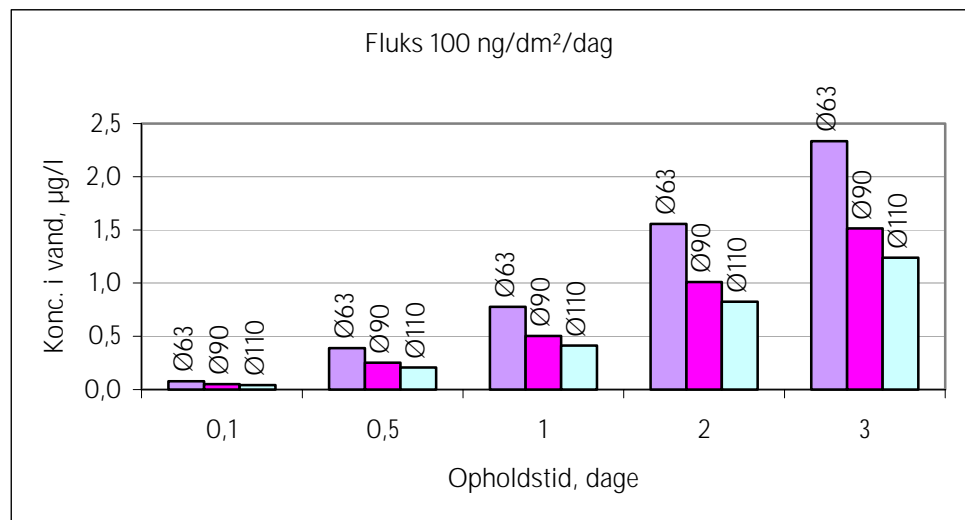
Stof VIII: 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]-deca-6,9 dien-2,8-dion

Stof IX: 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat

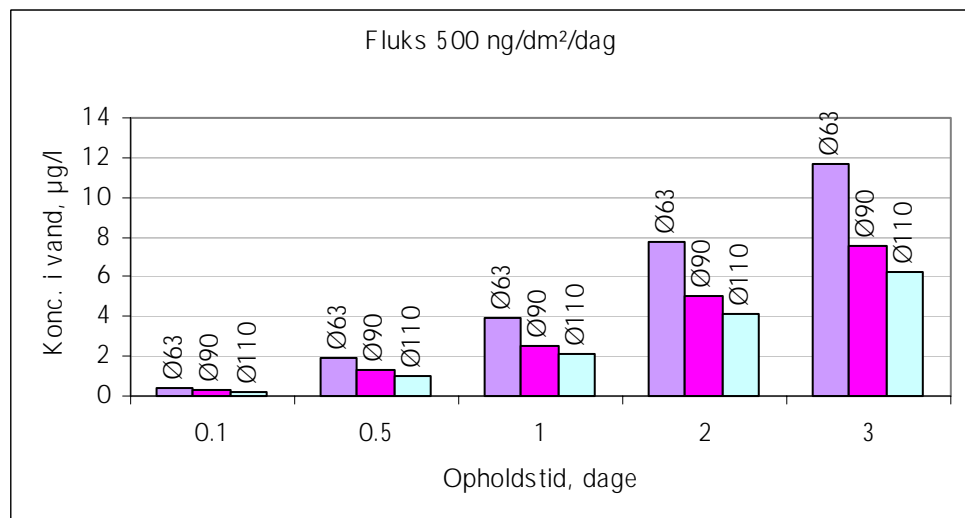
Figur 8.1: Migrationstest på nye og udtagne PE rør for de tre fabrikater.

Som det ses af figur 8.2 og 8.3, er den forventelige koncentration lavest for et  $\varnothing$  110 mm rør i forhold til et  $\varnothing$  63 mm rør, og vil være endnu lavere i rør af større dimension. Fra vandværket til forbrugeren vil der være forskellige ledningsdimensioner, idet der på hovedledningerne findes rør med dimensioner på typisk  $\varnothing$  160 – 400 mm og mindre dimension på de yderste strækninger. Derfor vil påvirkningen generelt forventes at være væsentlig mindre end vist i figur 8.2 og 8.3.

Ligeledes er koncentrationerne forventeligt højest for ledningstrækninger med lange opholdstider. Da detektionsgrænsen for det dominerende stof 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) er på 0,2-1,0  $\mu\text{g/l}$ , kan det ikke forventes, at der kan måles en afsmitningseffekt i vandprøver fra ledningstrækninger, der har mindre end 2 dages opholdstid, eller hvor ledningsdimensionen er større end  $\varnothing$  110 mm. Ved opholdstider på omkring 3 døgn viser de teoretiske beregninger, at summen af nedbrydningsprodukter fra antioxidant potentielt kan ligge på mellem 10 og 20  $\mu\text{g/l}$ , jf. figur 8.3.



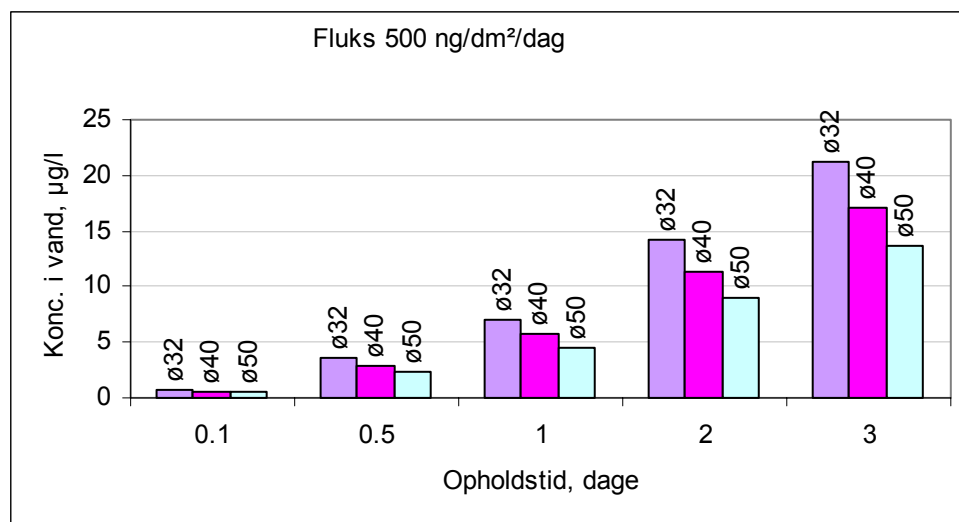
Figur 8.2: Skøn over forventelige koncentrationer i ledningsnettet baseret på den beregnede gennemsnitlige fluks af nedbrydningsprodukter fra antioxidant ved migrationstests. Ledningsdimension  $\varnothing$  63 mm –  $\varnothing$  110 mm.



Figur 8.3: Skøn over forventelige koncentrationer i ledningsnettet baseret på beregnet fluks for summen af nedbrydningsprodukter fra antioxidant ved migrationstests. Ledningsdimension  $\varnothing$  63 mm –  $\varnothing$  110 mm.

I det følgende beskrives en mere ekstrem forsyningssituation med meget lange ledninger til vandforsyning af enkelte forbrugere. Beregningerne tager udgangspunkt i den samlede maksimale afgivelse af nedbrydningsprodukter fra antioxidanter, som er målt ved migrationstestene.

Med udgangspunkt i en mindre dansk vandforsyning beliggende i landzone vurderes det, at der vil forekomme stikledninger på mellem 100 og 500 m. Dimensionen af disse er mellem 32 og 50 mm. Under antagelse af et årsforbrug på 100 m<sup>3</sup> pr husstand, og dermed pr. stikledning, kan man estimere opholdstiden i stikledningen. Den vil ofte ligge under 2 døgn, og kun under meget ekstreme forhold komme op på 3 døgn. Figur 8.4 viser koncentrationen i vandet ved forskellige opholdstider og ledningsdimensioner.



Figur 8.4: Skøn over forventelige koncentrationer i ledningsnettet baseret på beregnet fluks for summen af nedbrydningsprodukter fra antioxidanter ved migrationstests. Ledningsdimension  $\varnothing$  32 mm –  $\varnothing$  50 mm.

Figur 8.4 viser at afsmitning af nedbrydningsprodukter fra antioxidanter i PE rør, vil være mindre end eller lig 20 µg/l hos forbrugerne selv i landdistrikterne, hvor der forekommer de længste opholdstider i ledningsnettet.

#### 8.1.4 Tidligere undersøgelser

Inden for de sidste par år er der fremkommet et par artikler /Ref. 13, 15, 28/, hvor afsmitning af organiske stoffer fra PE-rør, som anvendes til vandforsyningsformål, er undersøgt.

Resultaterne fra denne undersøgelse er generelt på niveau med resultaterne fra tidligere undersøgelser bortset fra et par enkelte stoffer.

I en tidligere undersøgelse af Brocca et al. /Ref. 12, 13/ er afsmitning undersøgt fra to forskellige PEM-rør og et PEL-rør. Beregnet fluks af de undersøgte stoffer er vist i tabel 8.4. For 5 af stofferne er koncentrationsniveauet generelt det samme som i denne undersøgelse. Afgivelsen af 4-tert-butylphenol (II) og 2,4-di-tert-butyl-phenol (IV) er højere i undersøgelsen udført af Brocca et al.. Dette kan skyldes forskelle i afsmitning fra forskellige rørtypen eller analysemetoder, herunder metoder for identifikation og

kvantificering af stoffer. Som redegjort i afsnit 5.1.1 har Brocca et al. fundet høje koncentrationer af stof X (3-(3,5-di-tert.butyl-4-hydroxyphenyl)-propanoic acid), men dette stof kan ikke analyseres ved den angivne metode og derfor anses identifikationen og kvantificeringen af stof X for fejlagtig.

Ligeledes har Brocca et al. fundet høje koncentrationer af stof VIII. Ved de tidligere undersøgelser hos Brocca /ref. 12 og 13/, er stof VIII blevet identificeret som Cyclohexa-1,4-dien-1,5-bis(tert.butyl)-6-on-4-(2-carboxyethylidene), men er i denne undersøgelse på grundlag af vurdering af massespektre identificeret som 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion. Denne identifikation er i overensstemmelse med tyske erfaringer /Ref. 17/.

I undersøgelsen udført af Brocca et al. /Ref. 12, 13/ blev der gennemført en udvaskningstest, som er modificeret i forhold til EN 12873-1. Rørene blev vasket én gang, og herefter fyldt med nyt vand, der havde henstået i 7 dage ved 23°C, dvs. opholdstiden var længere end ved EN 12873-1.

Stof id.	Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter	Brocca et al. /Ref. 13/			Denne undersøgelse
		PEM	PEL	PEM	PE
I	4-ethylphenol	u.d.	130	u.d.	u.d.
II	4-tert-butylphenol	16	1,2	62	u.d.
III	2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon	u.d.	85	4,7	u.d.-238
IV	2,4-di-tert-butylphenol	40	u.d.	1524	u.d.-92
V	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren	4,0	7,3	2,8	u.d.-6,8
VI	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxybenzaldehyd	9,0	56	6,6	u.d.-51
VII	3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyacetophenon	8,0	39	16	u.d.-47
VIII	7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4,5]deca-6,9 dien-2,8-dion /Cyclo hexa 1,4dien, 1,5-bis (ter-butyl) 6-on, 4-(2-carboxyl-ethyliden)*	93	6539	2910	u.d.-128
IX	3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropanoat	22	43	33	u.d.-51
XI	4-methyl-2,6-di-tert-butyl-phenol (BHT)	i.m.	i.m.	i.m.	u.d.

i.m. : ikke målt

u.d. : under detektionsgrænsen

\* Tidligere fejlidentifikation af stof VIII.

Tabel 8.4: Beregnet fluks (ng/dm<sup>2</sup>\*d) af de undersøgte organiske stoffer i vand efter 7 dages migrationstest (Brocca et. al /Ref. 13/) sammenlignet med resultaterne fra denne undersøgelse.

Skjevrak et al. /Ref. 28/ undersøgte 7 forskellige fabrikater af HDPE-rør (PN10, PE50, ø 63 mm med en godstykkelse på 5,8 mm) for afgivelse af flygtigt organisk kulstof (VOC). HDPE-rørene afgav fenoler, estere, aldehyder, ketoner, aromatiske kulbrinter og terpenoide. Af de undersøgte stoffer var der størst afgivelse af stofferne 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon (III) og 2,4-di-tert-butyl-phenol (IV), med koncentrationer på hhv. 0,06-0,6 og 0,06-5,0 µg/l, svarende til en fluks på hhv. 2-20 og 2-160 ng C/(dm<sup>2</sup>\*d), hvilket generelt svarer til denne undersøgelse. I forhold til denne undersøgelse er afgivelsen af stof III: 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon lidt lavere.

Undersøgelsen af Skjevrak et al. /Ref. 28/ svarede til EN 12873-1 med 3 stagnationsperioder på 3 døgn. Analysemetoden var anderledes end den

analysemetode, der benyttes i Danmark. Stofferne blev ekstraheret fra testvandet ved anvendelse af "purge and trap" og efterfulgt af analyser og identifikation ved GC/MS. Ved anvendelse af "purge and trap" til ekstraktion, vil man kun få analyseret for lavmolekylære stoffer med begrænset vandopløselighed, dvs. andre stofgrupper end der er undersøgt ved denne undersøgelse.

## 8.2 PVC-rør

### 8.2.1 Vurdering af afsmitning i forhold til kravværdier

Som det fremgår af nedenstående, er der generelt ikke fundet afsmitning af organiske stoffer fra PVC-rør.

#### **Nedbrydningsprodukter fra antioxidanter**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **Organotin**

Alle målingerne i migrationstestene var under detektionsgrænsen på 0,002-0,007 µg/l, men der er fundet dibutyltin på 0,008 og 0,031 µg Sn/l i de to prøver fra samme ledningsstrækning. Dibutyltin har vist sig at kunne have neurotoksiske effekter på cellekulturer i koncentrationer ned til 30 µg/l, hvilket er langt over de koncentrationer, der blev målt i feltundersøgelsen /Ref. 1/.

Forskellen på feltundersøgelsen og migrationstestene var, at der blev fundet lave koncentrationer af organotin (dibutyltin) ved 1 ud af 3 ledningsstrækninger i feltundersøgelsen. Det er forholdsvis lave koncentrationer sammenlignet med grænseværdien i bekendtgørelse nr. 871 for tin på 10 µg/l /Ref. 6/. Resultaterne er i samme størrelsesorden som i en canadisk undersøgelse fra 1999, hvor den højeste koncentration af dibutyltin var 0,053 µg Sn/l, men hvor de fleste vandprøver var under detektionsgrænsen på 0,005 µg/l. I undersøgelsen fra Canada var vandprøverne taget fra ledningsnet med nye PVC-rør /Ref. 7/.

Da migrationstesten af det udtagne rør ikke kunne påvise organotinforbindelser, kan det ikke umiddelbart afgøres, om fundet stammer fra røret eller en anden kilde.

#### **Phthalater**

Alle målingerne var under detektionsgrænsen.

#### **GC-MS screening**

Ved migrationstest blev der generelt intet påvist ved GC-MS screeningen, men for et af de udtagne rørstykker er der påvist ca. 0,7 µg/l dodecamethylcyclohexa siloxane og ca. 0,3 µg/l tetradecamethyl-cyclohepta siloxane. Cyclosiloxaner stammer fra silicone, hvilket tyder på, at vandet har været i kontakt med silicone. Det har dog ikke været muligt at finde en kilde til siliconen.

Desuden blev der i feltundersøgelsen ved GC-MS screeningen påvist diphenyl 2-ethylhexyl phosphat i prøverne fra 2 ud af 3 ledningsstrækninger. Koncentrationen var ca. 0,2 µg/l. Stoffet er kendt som et erstatningsmiddel for phthalater i bl.a. maling og lak.

## Bly

Der blev målt en afsmitning med bly fra de ældre PVC-rør udtaget fra ledningsnettene. Koncentrationerne af bly i prøverne var mellem 0,09 og 0,8 µg/l. Koncentrationen var væsentlig lavere for røret fra 1999 i forhold til rørene fra 1989 og 1991. Selv ved høje opholdstider og mindre ledningsdimensioner er koncentrationen beregnet til at være under grænseværdien som gælder ved indgang til ejendom på 5 µg/l jf. tabel 8.5 /Ref. 6/.

Ledningsdimension	Opholdstid	
	3 døgn	6 døgn
Ø 63 mm PN 10	1,4	2,7
Ø 90 mm PN 10	0,9	1,8
Ø 110 mm PN 10	0,7	1,4
Grænseværdien 5 µg/l i bkg. nr. 871 for bly ved indgang til ejendom		

Tabel 8.5: Beregnet koncentration (µg/l) af bly ved forskellige ledningsdimensioner og opholdstider

## NVOC og AOC

Ved migrationstest på nye PVC rør blev der ikke fundet nogen afgivelse af NVOC, idet koncentrationen svarede til blindprøven på 0,1 mg/l. Koncentrationen var dermed under det danske krav om en total mængde af organisk stof på 0,3 mg/l ved 3. ekstraktion.

Afgivelsen af AOC var ved migrationstesten på nye rør mellem 0,5 µg/l og 7,8 µg/l, svarende til en fluks mellem 35 og 550 ng/(dm<sup>2</sup>\*d). I Miljøprojekt nr. 718 fra 2002 / Ref. 4/ blev afgivelsen af organisk stof fra polymere materialer undersøgt med henblik på mikrobiel vækst, og der blev påvist en afgivelse af AOC fra PE- og PVC-rør på 350-550 ng/(dm<sup>2</sup>\*d).

NVOC-koncentrationerne var mellem 0,7 og 1,2 mg/l på ledningsstrækningerne. Det er forholdsvis lave NVOC-koncentrationer, og alle resultater er under grænseværdien for NVOC på 4 mg/l /Ref. 6/.

I vandprøverne fra feltundersøgelsen var AOC-koncentrationerne mellem 2,5 og 4,6 µg/l. I en undersøgelse fra 2002 omkring mikrobiel karakteristisk og eftervækst i drikkevand var AOC-indholdet i 9 danske vandværkers vand i området 4-6 µg/l og 20-39 µg/l /Ref. 4/. AOC-indholdet i denne feltundersøgelse er derfor forholdsvis lavt. Vand med et AOC-indhold under 10 µg/l klassificeres generelt som biologisk stabilt, selvom betydelig mikrobiologisk vækst er iagttaget under denne værdi.

### 8.2.2 Migrationstest på nye og udtagne rørstykker

Analyseresultaterne var de samme for migrationstestene på både nye og udtagne rørstykker, bortset fra GC-MS screeningen. Ved migrationstest på det udtagne rørstykke fra ledningsstrækning nr. 1 blev der påvist ca. 0,7 µg/l dodecamethyl-cyclohexa siloxane og ca. 0,3 µg/l tetradecamethyl-cyclohepta siloxane. Cyclosiloxaner stammer fra silicone, hvilket tyder på, at vandet har været i kontakt med silicone. Det har dog ikke været muligt at finde en mulig kilde hertil.

Desuden blev der ved migrationstesten fundet lave koncentrationer af bly på udtagne rørstykker fra det eksisterende ledningsnet. Der blev ikke analyseret

for bly ved migrationstest på nye rør, da bly ikke længere anvendes som stabilisator.

### 8.2.3 Tidligere undersøgelser

Skjevrak et al. har medtaget to fabrikater af PVC-rør i deres undersøgelse. Der er identificeret et mindre antal flygtige organiske stoffer. Disse er identificeret som aldehyder (hexanal, octanal, nonanal og decanal). Hexanal og octanal forekom i meget lave koncentrationer, mens nonanal og decanal forekom i koncentrationer fra under detektionsgrænsen og op til 0,28 µg/l. Det viser, at afgivelsen af flygtige organiske stoffer fra PVC rør er meget lav.

Jones-Lepp et al., 2001 har undersøgt afgivelse af organiske tinnerforbindelser fra 2 fabrikater af PVC-rør. Der blev gennemført 4 på hinanden efterfølgende ekstraktioner af vand fra rørene. Koncentrationen af DBT lå mellem 0,4 og 1,3 µg/l /Ref. 1/. I denne undersøgelse blev der fundet koncentrationer på 0,008 og 0,031 µg Sn/l af organotin (DBT) ved 1 ud af 3 ledningsstrækninger i feltundersøgelsen, hvilket er lavt sammenlignet med de tidligere undersøgelser.

# 9 Konklusion

## 9.1 PE-rør

Resultaterne fra migrationstest af PE-rør viser, at der afgives stoffer fra PE-rør, men generelt på et lavt niveau op til 3,6 µg/l. De stoffer, der afgives er nedbrydningsprodukter af de antioxidanter, som tilsættes PE-rør for at stabilisere plasten mod ældning. Ved migrationstests på både nye PE-rør og udtagne rørstykker fra ledningsnettet blev der fundet nedbrydningsprodukter fra antioxidanter i 12 af 13 PE-rørstykker. Der ses ikke en væsentlig forskel på afgivelsen fra nye PE-rør og PE-rør, der har været i brug.

Undersøgelsen af vandprøver udtaget fra ledningsnet med PE-rør viser, at de stoffer, der findes ved migrationstestene, generelt ikke findes i de eksisterende ledningsnet. I feltundersøgelsen var der 7 ledningsstrækninger med PE-rør, hvor der blev udtaget to vandprøver fra hver ledningsstrækning. I de 7 feltprøver blev der kun påvist nedbrydningsprodukter på 2 strækninger og kun i den første af to prøver der blev udtaget. Der blev påvist henholdsvis 1 og 3 stoffer på de to strækninger og den højeste koncentration var 2,6 µg/l. Beregninger viser, at de to vandprøver har haft en høj opholdstid i forhold til de øvrige ledningsstrækninger med PE-rør. Den beregnede opholdstid kan være underestimeret, da prøven på disse to strækninger er taget i enden af en ledningsstrækning med få forbrugere.

Forskellen mellem resultaterne fra laboratorieforsøg og feltundersøgelsen vurderes at skyldes lavere temperatur, større nedbrydning samt lavere opholdstid i ledningsnettene end under laboratorieforsøgene.

Undersøgelsen viser ingen klar forskel mellem rør fra de forskellige fabrikanter.

Det vurderes, at der under normale opholdstider ikke kan findes en målbar afsmitning fra PE-rør i de eksisterende ledningsnet. I store hoved- og forsyningsledninger er opholdstiden kort og overflade-volumen forholdet relativt lille, og disse forhold resulterer i en relativt mindre koncentration i vandet.

I tyndt befolkede områder med små vandforbrug er opholdstiden derimod ofte høj, samtidig med at overflade-volumen forholdet er relativt stort. I disse tilfælde er der risiko for at vandkvaliteten vil blive påvirket måleligt på grund af afsmitning fra PE-rørene.

På baggrund af de foreliggende resultater kan afsmitningen beregnes for andre rørdimensioner og for andre opholdstider. Beregninger baseret på den højeste samlede afsmitning målt i laboratorietest, indikerer at afsmitningen af nedbrydningsprodukter ikke vil udgøre noget sundhedsmæssigt problem under normale forhold. Hos forbrugere med en meget lang stikledning (flere hundrede meter) og deraf lange opholdstider vil afsmitningen af nedbrydningsprodukter fra antioxidanter i PE-rør ligge under 20 µg/l.

Der foreligger meget begrænset viden om den toksiske effekt af de målte nedbrydningsprodukter fra de tilsatte antioxidant. Miljøstyrelsen ligger inde med en foreløbig vurdering af ét af de nedbrydningsprodukter, der er påvist. Denne vurdering peger på, at en grænseværdi, baseret på en sundhedsmæssig vurdering, for drikkevand bør ligge i størrelsesordenen 20 µg/l.

## 9.2 PVC-rør

Der er ikke fundet målbar afgivelse af miljøfremmede stoffer, herunder nedbrydningsprodukter fra antioxidant, organotin eller flygtige organiske stoffer ved migrationstest på PVC-rør.

Der er dog ved migrationstests på udtagne PVC-rørstykker (anlagt 1989-99) fra det eksisterende ledningsnet fundet afgivelse af lave koncentrationer af bly. Teoretiske beregninger viser, at koncentrationen af bly i ledningsvand vil være væsentlig mindre end grænseværdien på 5 µg/l ved indgang til ejendomme. Siden 2001 har det ikke længere været tilladt at tilsætte bly til PVC rør til drikkevand.

På 1 ud af 3 ledningsstrækninger med PVC-rør, blev der i vandprøver udtaget fra ledningsnettene fundet meget lave koncentrationer af organotin (dibutyltin) på mellem 0,008 og 0,031 µg/l. Dette var ikke forventeligt ud fra de gennemførte migrationstest, hvor der ikke er påvist organotin. Der findes ikke i dag grænseværdier for dette stof.

Det er i undersøgelsen blevet bekræftet, at der ikke afgives phthalater fra hverken PE- eller PVC-rør.

Afgivelsen af de undersøgte stoffer fra PVC-rør er mindre end afgivelsen fra PE-rør. Denne undersøgelse har dermed i lighed med tidligere, nyere undersøgelser, vist, at der generelt er en lav afgivelse af stoffer fra PVC-rør.

# 10 Referencer

- /Ref. 1/ Vandpanelet, "Afsmitning til drikkevand fra plastrør anvendt til vandforsyningsformål – Identifikation af potentielle stoffer", September 2004.
- /Ref. 2/ DANVA, "Vandstatistik 2002", Oktober 2003
- /Ref. 3/ DS/EN 12873-1, "Materialers påvirkning af drikkevand – Påvirkning pga. migration – Del 1: Prøvningsmetode for ikke-metalliske og ikke-cementbundne fabriksfremstillede produkter", Februar 2004
- /Ref. 4/ Jørgensen, C., Boe-Hansen, R., Arvin, E., Albrechtsen, H.J. og Corfitzen, C.B. "Undersøgelse af bakterieantal og eftervækstpotentiale i vandværksvand", Miljøprojekt 719, Miljøstyrelsen 2002
- /Ref. 5/ Boe-Hansen, R. "Microbial growth in water distribution systems", DHI – Vand & Miljø og DTU – Miljø & Ressourcer, 2001
- /Ref. 6/ Bekendtgørelse nr. 871, "Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg", 2001
- /Ref. 7/ Sadiki, A og D. Williams, D. "A study on organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes", 1999
- /Ref. 8/ Arvin, E., Brocca, D. & Mosbæk, H. (2000): Afgivelse af organiske additiver fra rør af polyethylen til drikkevand. In: NVK-2000. 2. Nordiske vandforsyningskonference. Drikkevandets kvalitet, pp. 57-62. Danske Vandværkers Forening, Århus.
- /Ref. 9/ Arvin, E., Brocca, D. & Mosbæk, H. (2001a): Forurening af drikkevand fra plastrør. Dansk Kemi, 82, (Tillæg 3), 3-4.
- /Ref. 10/ Arvin, E., Brocca, D. & Mosbæk, H. (2001b): Forurening af drikkevand fra plastrør. VVS, 38, 8-20.
- /Ref. 11/ Brocca, D., Arvin, E. & Mosbæk, H. (2000): Migration of organic additives from polyethylene pipelines into drinking water. In: 1st World Water Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 July, 2000. CD-ROM, AGHTM, Paris.
- /Ref. 12/ Brocca, D., Arvin, E. & Mosbæk, H. (2002): Identification of organic compounds migrating from polyethylene pipelines into drinking water. Water Research, 36, 3675-3680.
- /Ref. 13/ Brocca, D., Arvin, E. & Mosbæk, H. (in rev.): Quantification of organic compounds being released from polyethylene pipelines

into drinking water. Environmental Science and Technology, (in rev.).

- /Ref. 14/ Mørkebjerg Nielsen, L. og Heyer, C. Afgivelse af organiske stoffer fra rør af polyethylen til drikkevand, Eksamensprojekt, Miljø og Ressourcer, DTU, Marts 2004.
- /Ref. 15/ Mørkebjerg Nielsen, L., Heyer, E., Arvin, E. og Albrechtsen, H-J. Afgivelse af organiske stoffer fra PE-rør til drikkevand, artikel til Dansk Vand, forventes publiceret foråret 2005.
- /Ref. 16/ Koch, A. & Duemann, L. Abgabe von Inhaltstoffen aus Kunststoffmaterialien an Trinkwasser. BBR januar 2005.
- /Ref. 17/ Stetter, D. Personlig kommunikation om afgivelse af stoffer fra plastrør og prøvetagning. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut fuer Wasser. 23-02-2005.
- /Ref. 18/ US EPA- Permeation and Leaching. 20.august 2002.  
<http://www.epa.gov/safewater/tcr/pdf/permeleach.pdf>
- /Ref. 19/: Boettner E.A., Ball G.L., Hollingworth Z., Aquino R. (1981). Organic and Organotin Compounds Leached from PVC and PVC Pipe. U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-Leco/1-81-082. U.S. E.P.A., Cincinnati, Ohio 45288.
- /Ref. 20/ NSF ANSI 61-2004. **Drinking Water System Components - Health Effects NSF International.** [www.nsf.org](http://www.nsf.org). 15-Nov-2004
- /Ref. 21/ NSF International. (1999). Summary Report. NSF International Extraction Results (1991 to 19898). ANSI/NSF Standard 61. Health Effects. Prepared for Health Canada. Health Protection Branch [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/mater/index\\_e.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/mater/index_e.html)
- /Ref. 22/ Canadian Environmental Protection Act, 1999. Priority substance list assessment report .Non-pesticidal Organotin Compounds. Health Canada.
- /Ref. 23/ Sadiki, A.-I. & Williams, D. 1999. A study on organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes. Chemosphere 38(7): 1541-1548.
- /Ref. 24/ Rigal, S; Danjou, J. Tastes and odors in drinking water distribution systems related to the use of synthetic materials. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY, 40 (6): 203-208 1999.
- /Ref. 25/ Knijff, J. Personlig kommunikation om afgivelse af stoffer fra plastrør: KIWA-ATA product certification group. 6-4-2005.
- /Ref. 26/ Impellitteri, C. J. Personlig kommunikation om afgivelse af stoffer fra plastrør: US EPA. 11-01-2005.

- /Ref. 27/ Cooper.M. Personlig kommunikation om afgivelse af stoffer fra plastrør Information Officer, Toronto city hall, Toronto, Ontario, Canada. 03-02-2005.
- /Ref. 28/ Skjevrak I, Due A, Gjerstad KO, Herikstad H. Volatile Organic Components migrating from plastic pipes ( HDPE, PEX and PVC) into drinking water. Water Research. 2003;37:1912-20.
- /Ref. 29/ Koch A and Dunemann L. Abgabe Von Inhaltsstoffen Aus Kunststoffmaterialien an Trinkwasser. Fachmagasin Für Brunnen- Und Leitungsbau, BBR 2005;in press:
- /Ref. 30/ Hem LJ, Skjevrak I. Potential Water quality deterioration of drinking water caused by leakage of organic compounds from materials in contact with the water. In: 2002.
- /Ref. 31/ Wilson P, Mallory R. State of California ,Department of Housing and Community Development, editors. Draft environmental rapport for Chlorinated polyvinyl chlorid (CPVC) pipe use for potable water piping in residential buildings 1998. State Clearinghouse number 970820040)
- /Ref. 32/ The Ends report 293 J1. Plastics contaminate tap water with hormone disruptors. 2005.
- /Ref. 33/ Wenzel, A. Müller, J.; Ternes T. Study on endocrine disrupters in drinking water. Final report. ENV.D.1/ETU/2000/0083. Schallenberg and Wiesbaden, February 26, 2003.
- /Ref. 34/ James, H., Bondant, M., Hoekstra, E.J., Langer, S., van Leerdam, T., Noif, Th., Stottmeister, E. og Veschetti, E. CPDW project. Assessemnet of migration of non-suspected compounds from products in contact with drinking water by GC-MS. Development of a harmonised test to be used in the European Acceptance Scheme concerning CPDW. EVK1-CT2000- 00052. July 2003.