



## Teknisk rapport: Undersøgelse af afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand – Gummi, polyethylen og epoxy

**Thomsen, Anne H.; Karlby, Lone T.; Christensen, Peter; Hansen, Jane B.; Trettenes, Ulla B.; Dideriksen, Knud; Diera, Tomás; Rosshaug, Per S.; Christensen, Jan H.; Albrechtsen, Hans-Jørgen**

*Publication date:*  
2023

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Thomsen, A. H., Karlby, L. T., Christensen, P., Hansen, J. B., Trettenes, U. B., Dideriksen, K., Diera, T., Rosshaug, P. S., Christensen, J. H., & Albrechtsen, H.-J. (2023). Teknisk rapport: Undersøgelse af afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand – Gummi, polyethylen og epoxy. Dansk Vand- og Spildevandsforening - DANVA.

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

## Teknisk rapport

### Undersøgelse af afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand

– Gummi, polyethylen og epoxy



Billeder: Anne H. Thomsen.

*Anne H. Thomsen<sup>1</sup>, Lone T. Karlby<sup>2</sup>, Peter Christensen<sup>3</sup>, Jane B. Hansen<sup>4</sup>, Ulla B. Trettenes<sup>5</sup>, Knud Dideriksen<sup>6</sup>, Tomás Diera<sup>3</sup>, Per S. Rosshaug<sup>2</sup>, Jan H. Christensen<sup>3</sup> og Hans-Jørgen Albrechtsen<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> DTU Sustain, Danmarks Tekniske Universitet, <sup>2</sup> HOFOR A/S, <sup>3</sup> KU PLEN, Københavns Universitet, <sup>4</sup> Aarhus Vand, <sup>5</sup> VandCenter Syd og <sup>6</sup> GUES, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.

Forskning udført med finansiel støtte fra Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram (VUDP-Projekt ID 4304.2018), Dansk Vand- og Spildevandsforening, DANVA.

## Forord

Denne rapport udgør den tekniske afrapportering af migrationstests og feltundersøgelser udført i VUDP-projektet: *Bedre vandkvalitet til forbrugerne* (ID 4304.2018). Projektet er udført i perioden november 2018 til december 2021 med støtte fra VUDP (Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram). Projektet er et samarbejde mellem 3Vands partnere: HOFOR A/S, Aarhus Vand og VandCenter Syd, samt forskningsinstitutionerne: GEUS (De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland), KU PLEN, Institut for Plante og Miljøvidenskab på Københavns Universitet og DTU Sustain, Institut for Miljø- og Ressourceteknologi på Danmarks Tekniske Universitet.

Projektgruppen har bestået af:

- Lone T. Karlby (Projektleder) og Per S. Rosshaug, HOFOR A/S.
- Flemming F. Pedersen og Jane B. Hansen, Aarhus Vand
- Finn Møllerup og Ulla B. Trettenes, VandCenter Syd
- Knud Dideriksen, GEUS, Afdeling for Geokemi
- Jan H. Christensen, Peter Christensen, Selina Tisler og Tomás Diera, KU PLEN, Institut for Plante- og Miljøvidenskab Københavns Universitet.
- Anne H. Thomsen og Hans-Jørgen Albrechtsen, DTU Sustain, Institut for Miljø- og Ressourceteknologi, Danmarks Tekniske Universitet

Projektet har desuden haft en referencegruppe bestående af:

- Anne C. Duer og Jette R. L. Heltved, Miljøstyrelsen
- Sten Kloppenborg og Dorte Skræm, DANVA, Dansk Vand- og Spildevandsforening

## Sammenfatning

Materialer i kontakt med drikkevand afgiver stoffer, som kan påvirke drikkevandets kvalitet. Uønsket eksponering til miljøfremmede stoffer via drikkevand har stor mediebevågenhed for tiden med flere historier om bl.a. pesticider og PFAS. Kvaliteten af det danske drikkevand er underlagt omfattende kontrol jf. drikkevandsbekendtgørelsen, som bl.a. opfordrer branchen til at afdække behovet for nye analyseparametre på baggrund af mistanke om afsmitning fra de materialer, der anvendes i forsyningen. I 2021 trådte et nyt europæisk drikkevandsdirektiv i kraft med øget fokus på regulering af materialer i kontakt med drikkevand, hvilket nu skal implementeres i den danske drikkevandsbekendtgørelse. Der er således et aktuelt behov for viden om afsmitning fra materialer, så forsyningerne aktivt kan begrænse påvirkningen og sikre en *bedre vandkvalitet til forbrugerne*.

Projektets formål har været 1) at bidrage med konkret viden til forsyningerne om, hvordan det er muligt at minimere afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand, og 2) at give input til kommende danske krav i en ny drikkevandsbekendtgørelse, som følge af et nyt EU drikkevandsdirektiv. Projektet har gjort dette ved at udfordre den typiske tilgang til kvalitetskontrol og materialegodkendelse, ved i stedet for at analysere for specifikke, kendte stoffer, at undersøge alle stoffer, der potentielt kan afsmitte fra materialer i kontakt med drikkevand. Dette er muligt ved at udføre migrationstests og feltundersøgelser af forskellige materialer og ved at anvende nye non-target screenings analysemetoder.

I laboratoriet på DTU Sustain er der udført migrationstests af en række forskellige gummi-pakninger, af polyethylen (PE)-rør i forskellige dimensioner samt af epoxy-belægning. I feltundersøgelser er der prøvetaget vand hos forsyningerne efter implementering af nye PE-rør og idriftsættelse af nye filtertanke med epoxy. Prøver fra både migrationstests og feltundersøgelser er analyseret for kendte, uønskede stoffer på kommercielle, akkrediterede analyselaboratorier samt for afsmitning af andre og ukendte stoffer via nye non-target analysemetoder udviklet på KU PLEN. Der er desuden udført modellering på GEUS for at simulere stofafsmitning fra PE-rør på baggrund af enkelte analyseresultater, hvilket er afrapporteret i en selvstændig rapport (Dideriksen et. al., 2023).

Projektet har succesfuldt udviklet og testet en protokol for non-target analyse af drikkevand (Christensen, 2023). Indledende, accelererede migrationstests af PE-rør og gummipakninger har vist afsmitning af mange stoffer, som er påvist via non-target (GC-MS) analyse i kombination med omfattende databehandling og fortolkning af kromatogrammer. Der blev i de indledende undersøgelser fundet markant flere stoffer end forventet, især fra gummipakninger af ethylen, propylen, dien og monomer (EPDM) og nitrilgummi (NBR). Flere af disse stoffer blev desuden genfundet i feltundersøgelserne på vandværket og i ledningsnettet. Resultaterne har understreget vigtigheden af at undersøge den akkumulerede afsmitning fra materialer med mindre overflader og kortere kontakttid (som fx gummipakninger), og stiller således spørgsmålstejn ved, om det fortsat er rimeligt at fritage dem fra migrationstests, som det er tilfældet i flere godkendelsesordninger i dag. Accelererede migrationstests af PE-rør viste, at afsmitningen ændrer sig i løbet af PE-rørets kontakttid med drikkevand, herunder både en udvikling i koncentrationen af kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidant og en udvikling i sammensætningen af andre og ukendte stoffer, der afsmitter fra PE-rør. Dette bør ligeledes adresseres i godkendelsen af materialet.

Projektet har bidraget med vigtig ny viden om materialers afsmitning til drikkevand. Gennem standardiserede migrationstests og feltundersøgelser har projektet belyst, hvorvidt laboratorietest anvendt i materialegodkendelsen kan beskrive den forventede afsmitning under dets faktiske brug i

vandforsyningen. Koncentrationer af kendte stoffer er generelt målt højere i migrationstesten, som er udført under standardiserede testforhold (fx med hensyn til overfladeareal og kontakttid), og som er forskellige fra forholdene i feltundersøgelserne. Standardiserede migrationstests af epoxy har fx vist afsmitning af Bisphenol A (BPA), og at denne koncentration aftager fra 1. til 3. migrationsperiode. På baggrund af disse resultater vil der forventeligt ikke kunne måles afsmitning af BPA ved dets faktiske brug i vandforsyningen. BPA kunne da heller ikke genfindes i feltundersøgelserne ved implementering af nye epoxy-belagte filtertanke (<0,01 µg/L). Samtidig viste migrationstests af PE-rør afsmitning af kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidanter, og at koncentrationen i flere tilfælde steg fra 1. til 3. migrationsperiode, fx stoffet 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren. I feltundersøgelser i ledningsnettet umiddelbart efter installation af nye PE-rør blev nogle kendte nedbrydningsprodukter påvist under tre døgnns henstand men ikke genfundet ved efterfølgende idriftsættelse. Et år efter installationen blev der i drift gjort fund af nogle nedbrydningsprodukter fx 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren. Resultaterne peger således på, at der sker en udvikling i afsmitningen fra PE-rør over dets brugstid, som både kan påvises i migrationstesten og i feltundersøgelserne, hvilket bør inddrages og vurderes i en endelig godkendelse af materialet. Projektet har endvidere påvist, at gummimaterialer udgør en væsentlig kilde til afsmitning fra materialer anvendt i forsyningen, da stoffer fra migrationstesten genfindes på både vandværk og i ledningsnettet.

Nye non-target analysemetoder har muliggjort identifikation af mange og flere nye stoffer, men også påvisning af en lang række fortsat ukendte stoffer, der kan afsmitte fra materialer i kontakt med drikkevand. Et vigtigt resultat fra projektet er således oprettelse af helt nye lister over stoffer, der potentielt kan afsmitte fra relevante materialer i danske vandforsyninger (gummi, epoxy og PE). Projektet har succesfuldt udviklet og testet en protokol, og på denne baggrund bidrager med analyseteknisk viden inden for brug af non-target screening. Det er fx essentielt at udføre analysen i replikater samt at inddrage metode- og analyseblindprøver, for en korrekt påvisning af stoffer i en given vandprøve. Da analysemetoden er meget følsom, og resultaterne er semikvantitative, kan denne metode ikke stå alene som kontrol og i regulering. Der udestår en sundhedsmæssig vurdering af stofferne på de nye lister, som bør identificere behovet for koncentrationsbestemmelser. I denne forbindelse er det essentielt at udvikle referencestandarder og kommercielle analysemetoder for at kunne inddrage nye parametre i fremtidig materiale godkendelse og/eller i kontrolprogram for drikkevand.

## Indhold

|                                  |           |
|----------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b> .....              | <b>2</b>  |
| <b>Sammenfatning</b> .....       | <b>3</b>  |
| <b>Indhold</b> .....             | <b>5</b>  |
| <b>1. Introduktion</b> .....     | <b>6</b>  |
| 1.1 Lovgrundlag.....             | 6         |
| 1.2 Certificeringsordninger..... | 7         |
| 1.3 Baggrund.....                | 8         |
| 1.4 Formål.....                  | 9         |
| <b>2. Metode</b> .....           | <b>10</b> |
| 2.1 Materialer.....              | 10        |
| 2.2 Migrationstest.....          | 11        |
| 2.3 Feltundersøgelser.....       | 14        |
| 2.5 Kemiske analyser.....        | 16        |
| <b>3. Resultater</b> .....       | <b>17</b> |
| 3.1 Gummipakninger.....          | 17        |
| 3.2 PE-rør.....                  | 21        |
| 3.3 Epoxy-belægning.....         | 28        |
| <b>4. Opsamling</b> .....        | <b>33</b> |
| <b>5. Konklusioner</b> .....     | <b>35</b> |
| <b>Referencer</b> .....          | <b>36</b> |
| <b>Bilag</b> .....               | <b>39</b> |

# 1. Introduktion

I den danske vandforsyning anvendes der stadig flere forskellige produkter og materialer i kontakt med drikkevandet fra indvinding, gennem behandling og ved distribution, inden det når ud til forbrugerne. Der introduceres løbende nye produkter ved renovering og udbygning af den danske drikkevandsforsyning fx under etablering af nye kildepladser, renovering af eksisterende eller etablering af nye vandværker, eller under udbygning af ledningsnettet. I Aarhus Vand opføres et nyt vandværk (Bederværket) fx med nye filtertanke i stål belagt med epoxy, og i HOFOR udskiftes gamle rør af fx støbejern med nye af plast i ledningsnettet. Produkter, fremstillet med organiske materialer fx ventiler med gummipakninger, belægning af epoxy eller rør af plast, bruges ofte på grund af deres gode egenskaber som fleksibilitet og termisk stabilitet, foruden deres lange levetid og relative lave omkostninger fx sammenlignet med rustfri stål. Når organiske materialer er i kontakt med drikkevand, kan de afgive stoffer, der kan påvirke vandets kvalitet. Det kan fx betyde en forringelse af den mikrobiologiske stabilitet eller ændringer i smag/lugt og udseende, men det kan også give anledning til forekomst af uønskede, toksiske stoffer (Stern & Lagos, 2008).

## 1.1 Lovgrundlag

Opindeligt reguleredes brugen af materialer i kontakt med drikkevand i EU via drikkevandsdirektivet (Council Directive 98/83/EC af 3. november 1998). Det har givet anledning til etablering af forskellige nationale godkendelsesordninger i medlemslandene. Godkendelsesordningerne har til formål at vurdere, hvorvidt materialer kan godkendes til brug i kontakt med drikkevand med henblik på at forhindre, at de påvirker kvaliteten af drikkevandet. I Danmark har GDV-ordningen (tidligere VA-godkendelse) siden 2013 omfattet vurdering og godkendelse af byggevarer, så de lovligt kan markedsføres og sælges i landet (Trafik- og byggestyrelsen, 2016). GDV-ordningen er reguleret gennem Bekendtgørelse om markedsføring og salg af byggevarer i kontakt med drikkevand (BEK nr. 1007 af 29/06/2016). GDV-ordningen henviser imidlertid til en historisk definition af kvalitetskrav fra tidligere gældende drikkevandsbekendtgørelse, hvorfor ordningens lovgrundlag er under fornyet eftersyn. Dertil kommer at ordningen udelukkende vurderer og godkender byggevarer, der er tiltænkt installation fra indgang til ejendom og til og med taphanen. Dette betyder samlet set, at dansk vandforsyning står uden en anvendelig, national godkendelsesordning for de materialer, der anvendes i drikkevandsbehandling og distribution, og som er baseret på de gældende kvalitetskrav for drikkevand jf. drikkevandsbekendtgørelsen. Af den danske drikkevandsbekendtgørelse (BEK nr. 1023 af 29/06/2023) fremgår det desuden, at det er forsyningernes pligt at inkludere relevante analyseparametre i kontrollen af drikkevandet, hvis der er mistanke om, at der i et vandforsyningsanlæg kan ske afsmitning af et stof fra anvendte materialer og produkter (Miljøministeriet, 2023). Det er således en bunden opgave for forsyningerne at undersøge, hvorvidt deres valg og brug af nye materialer påvirker drikkevandets kvalitet.

I 2020 blev det europæiske drikkevandsdirektiv revideret, og her blev der udformet nye krav til regulering af materialer i kontakt med drikkevand i form af en ny artikel 11 (Directive (EU) 2020/2184 af 16. december 2020). Dette inkluderer indførelse af en fælles europæisk positivliste over stoffer, der kan anvendes til fremstilling af produkter i kontakt med drikkevand, samt fælles krav til migration fra materialer. Det nye drikkevandsdirektiv fordrer således en harmonisering af certificeringsordninger på tværs af medlemslandene.

## 1.2 Certificeringsordninger

DK-Vand er en privat dansk certificeringsordning, etableret af danske vandforsyningselskaber og de danske plastrørsproducenter i samarbejde med Teknologisk Institut. DK-Vand certificeringsordningen blev etableret i 2015 og dækker primært plastrør, der anvendes i de danske vandforsyninger (DK-VAND, 2023a). DK-Vand baserer sine test og analysekrav på den gældende danske drikkevandsbekendtgørelse, og den er således direkte anvendelig for de danske vandforsyninger. Men da ordningen er begrænset til plastrør, kan den ikke anvendes til de mange andre produkter, der desuden bruges i vandforsyningen. Derfor må forsyningerne ofte gøre brug af andre europæiske certificeringsordninger herunder fx den hollandske Kiwa (Watermark) og den tyske DVGW.

De fleste certificeringsordninger tager udgangspunkt i en vurdering af materialets kemiske sammensætning og produktion, som samtidig sikrer overholdelse af gældende positivlister. Der foretages en toksikologisk vurdering af ingredienslisten, som identificerer, hvilke relevante kendte stoffer, der potentielt kan afgives under materialets kontakt med vand. På denne teoretiske baggrund bliver der udviklet et testprogram for materialet, hvor det igennem laboratorietest undersøges, i hvilket omfang kendte stoffer afgives og i hvilken koncentration. Resultaterne fra denne laboratorietest sammenholdes med kravværdier, som angiver en bestemt koncentration eller et krav om et fald i koncentrationer over kontakttid, og på denne baggrund tildes materialet en endelig godkendelse. Denne fremgangsmåde beror på en fortløbig ingrediensliste, som kun certificeringsordningens toksikologer får adgang til. Forsyningerne har ikke kendskab til de ingredienser eller stoffer, som er vurderet i godkendelsen, og de kan derfor ikke inkluderes som analyseparametre i deres kontrolprogram.

I takt med implementering og harmonisering af en fælles europæisk positivliste, skal godkendelsesordningerne sikre, at disse bliver overholdt af producenterne. Såfremt der indgår ingredienser med migrationskrav, skal der udføres test, som påviser, at disse er overholdt. Ingredienser skal imidlertid ikke oplyses, såfremt et enkelt stof udgør  $\leq 0,02$  % af den totale vægt og summen af enkeltstoffer udgør  $\leq 0,1$  %. Testkravene afhænger af produktets risiko-kategorisering, hvor dets overfladeareal-volumen-forhold (S/V-forhold) og kontakttid estimeres (Umwelt Bundesamt, 2023). Det gælder generelt, at jo mindre S/V-forhold og jo kortere kontakttid, desto færre testkrav. Nogle produkter er helt undtaget fra laboratorietest, såfremt det er vurderet, at der er minimal kontakt med drikkevand. Derudover gælder det ofte i europæiske certificeringsordninger, at produkterne godkendes som komponenter eller materialer, og derfor ikke testes som hele, intakte produkter. Desuden kan det i visse tilfælde være tilstrækkeligt at retfærdiggøre, at migrationskravene er overholdt via en matematisk simulering dvs. teoretisk modellering i stedet for en migrationstest i laboratoriet.

4MSi er et europæisk netværk (initieret af fire medlemslande Tyskland, Frankrig, Holland, og England), der samarbejder om fælles tilgange til at vurdere materialer i kontakt med drikkevand (Umwelt Bundesamt, 2023). Danmark og Portugal har efterfølgende tilsluttet sig netværket. Som noget helt nyt, er der i 4MSi samarbejdet foreslået, at der udføres en generel screening af migration af ukendt stoffer via GC-MS analyse. Det er samtidig foreslået, at der som udgangspunkt fastsættes et migrationskrav for ukendte, identificerede stoffer på  $0,1$   $\mu\text{g/L}$ , såfremt der ikke foreligger de nødvendige sundhedsmæssige vurderinger heraf (4MSi, 2021).



### 1.3 Baggrund

Tidligere studier har undersøgt afsmitning af stoffer fra materialer i kontakt med drikkevand, men primært for plastmaterialer og primært migration af kendte, uønskede stoffer. Der er imidlertid generelt meget begrænset viden om afsmitning fra andre produkter anvendt i forsyningen.

Afsmitning fra epoxy har været undersøgt i forbindelse med dets anvendelse i fødevareemballage fx som belægning i aluminiumdåser. Typiske ingredienser i epoxy omfatter bl.a. Bisphenol A (BPA) eller Bisphenol F (BPF) og deres reaktive præpolymere diglycidether (hhv. BADGE og BFDGE). Det er således kendt og forventeligt, at disse stoffer kan afsmitte fra epoxy ved kontakt med vand. Både BPA og BPF kan skade fertiliteten og er hormonforstyrrende, og derfor har EU's drikkevandsdirektiv fastsat et kvalitetskrav på 2,5 µg/L (Directive (EU) 2020/2184). EU har desuden forbudt brug af epoxy i plastmaterialer og fødevareemballage, der anvendes til spædbørn og børn under 3 år (Commission Directive 2011/8/EU). Både BPA og BADGE kan afsmitte fra epoxy til drikkevand (Lane et al., 2015; Tillner & Grob, 2014). For BPA er afsmitning fra epoxy-belægning estimeret til ca. 0,03 mg/cm<sup>2</sup> (Romero et al., 2002). Der er endvidere fundet afsmitning af andre, uønskede stoffer fra epoxy herunder phthalater, 4-nylonphenol og t-butylphenol (Romero et al., 2002). I en nyere dansk undersøgelse blev der imidlertid ikke påvist BPA (> 0,13 ng/L) i en screening af 26 vandværker som følge af kontakt med epoxybelægning og andre potentielle kilder til BPA (Møller et al., 2023).

Der er overordnet set begrænset viden om afsmitning fra gummimaterialer til drikkevand. Men det er bl.a. vist, at antioxidanter kan afsmitte fra gummimaterialer af ethylen, propylen, dien og monomer (EPDM) (Lu et al., 2022). Der er ikke fundet afsmitning af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er) fra gummimaterialer i kontakt med drikkevand (Hamm et al., 2009). Både laboratorietest og feltundersøgelser har sandsynliggjort, at nitrosaminer kan afsmitte fra gummipakninger af styren-butadien-gummi (SBR) og EPDM, og at disse stoffer kan være til stedet i ledningsnettet op til flere år efter installation (Morran et al., 2011).

Plastrør er det hyppigst undersøgte produkt i vandforsyningen, sandsynligvis pga. dets udbredte anvendelse og dets akkumulerede høje kontakttid med drikkevand under distribution til forbrugerne. I forsyningerne bliver ældre rør af støbejern eller eternit løbende udskiftet med rør af plast. Det skønnes, at der hvert år udskiftes ca. 400 km forsyningsledning i Danmark. Den samlede andel af polyethylen (PE)-rør i det danske ledningsnet er således steget med 9 % fra 2011 til 2021 (DANVA, 2022). Tilsætningsstoffer i plast giver materialet en lang række gode egenskaber i form af styrke, stabilitet, bearbejdighed og farve. Antioxidanter sikrer fx polymerens holdbarhed under både produktion og anvendelse, når den udsættes for UV-lys, ilt og varme, og forlænger dermed levetiden af plastrørene. De tilsatte antioxidanter nedbrydes i stedet for selve polymeren, og det er derfor ikke overraskende, at disse frigives fra plastrør ved brug. Derudover tilsættes der en række forskellige hjælpestoffer, som skal igangsætte og accelerere polymeriseringen under forarbejdelse og produktion af plastrørene, stoffer som potentielt også kan afsmitte. Farvestoffer tilsættes for at give rørene den ønskede farve, men disse består ofte af mere kemisk stabile stoffer (Fischer et al., 2012).

Flere studier har undersøgt afsmitning fra plastrør og identificeret stoffer, som potentielt kan ende i drikkevandet hovedsageligt antioxidanter og nedbrydningsprodukter fra antioxidanter (Brocca et al., 2002; Skjevraak et al., 2003; Lüzhøft et al., 2013). Der har bl.a. været en række danske undersøgelser, som har bidraget til at kvalificere relevante analyseparametre til vurdering af afsmitning fra plastrør (Nielsen et al., 2005; Fischer et al., 2012). I et projekt for Miljøstyrelsen i 2012 blev 12 nedbrydningsprodukter fremhævet for PE-rør, hvoraf 6 blev fundet over detektionsgrænsen i migrationsforsøg. En litteraturgennemgang i samme studie påpegede, at mere end 100 stoffer

potentielt kan afsmitte fra plastrør, men at stofferne ikke bliver undersøgt. Et dansk studie har samtidigt bekræftet, at det kun er en begrænset del af den totale afsmitning, der udgøres af de kendte stoffer. Denberg, 2009 estimerede, at de kendte stoffer, der kvantificeres i en laboratorieundersøgelse udgør knap 2 % af den totale afsmitning. Dette rejser uden tvivl spørgsmålet: Hvad er de resterende 98 % af afsmitningen fra plastrør så?

Dette spørgsmål kan måske besvares gennem en ny tilgang til kemisk analyse kaldet fingerprint eller non-target screening. I stedet for at analysere for et bestemt stof eller stofgruppe, forsøger non-target analyser at opspore og identificere alle stoffer der er til stede i en given vandprøve. Her foretages en bredere screening af vandprøven, hvor stofferne separeres og detekteres på instrumentet, og ved fortolkning og databehandling af kromatogrammerne kan stofferne identificeres bl.a. på baggrund af deres retentionstid/eksakte masse. Non-target analyser er generelt forbundet med en højere usikkerhed end stofspekifikke analyser, der kan verificere og kvantificere ved brug af kommercielle referencestandarder. Non-target analyser er semi-quantitative, dvs. at koncentrationerne af stoffer kan vurderes relativt til koncentrationen i andre vandprøve (relativt signal). Non-target analyser er ikke én metode men nærmere en metodisk tilgang, som består af en sammensætning af forskellige metoder, hvor fx valg af ekstraktionsprocedure, separationsteknik og ioniseringsprincip er afgørende for, hvilke stoffer, der påvises i en non-target screening.

Brug af non-target screening til at undersøge for stoffer i vand er en relativ ny analyseteknisk metodetilgang, som stadig er under udvikling. I Schweiz blev non-target analyser første gang brugt til massescreening af mikroforureninger i overflade- og grundvand i 2009 (Kern et al., 2009), og deres arbejde hos Eawag har senere ført til udvikling af standardiserede principper om sikkerhedsniveauer for identifikation af stoffer (Schymanski et al., 2014). I en undersøgelse for miljøstyrelsen, er non-target analyser først for nyligt blevet anvendt til screening af drikkevand, og her har resultaterne vist op mod 1000 stoffer, hvoraf ca. 2 % er af stofferne blev identificeret (sikkerhedsniveau 1 eller 2), og resten var fortsat ukendte stoffer (Hansen et al., 2021).

## 1.4 Formål

Ambitionen med dette projekt har været at udfordre den typiske tilgang til materialegodkendelse ved i stedet for at kigge udelukkende på specifikke, kendte stoffer, at undersøge for alle organiske stoffer, der potentielt kan afsmitte fra materialer i kontakt med drikkevand. Dette har været muligt gennem udvikling og anvendelse af nye non-target analysemetoder. Projektets oprindelige formål, som var at danne grundlag for en ny dansk godkendelsesordning, blev revurderet på grund af det omfattende analysearbejde og en ændring af den regulatorisk kontekst med et nyt EU drikkevandsdirektiv.

Projektets formål har således været at:

- 1) bidrage med konkret viden til forsyningerne om, hvordan det er muligt at minimere afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand fx ved opstilling af kravspecifikationer, skylletider og procedurer ved indkøring af værker, rør-renoveringer m.m. med henblik på bedre vandkvalitet til forbrugerne
- 2) give input til kommende danske krav i en ny drikkevandsbekendtgørelse, som følge af det nye EU drikkevandsdirektiv.

## 2. Metode

Projektet har undersøgt og vurderet afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand gennem både laboratorieforsøg og feltundersøgelser. Laboratorieforsøgene blev udført som migrationstests, med udgangspunkt i den europæiske metodestandard EN 12873-1:2014. Under udvikling og test af non-targetet analysemetoden blev der indledningsvist udført migrationstests i laboratoriet under testforhold, der afveg fra metodestandarden. Disse er benævnt *accelererede migrationstests*.

Feltundersøgelserne blev foretaget ved prøvetagning hos forsyninger umiddelbart efter implementering af nye materialer. Materialerne, som blev undersøgt i laboratorieforsøgene svarede til de materialer, der blev undersøgt i felten. Således kunne projektet sammenligne stoffer og koncentrationer påvist i migrationstests med fundene ved faktisk brug af materialet hos forsyningerne.

### 2.1 Materialer

De undersøgte materialer blev udvalgt af de tre forsyninger, der deltog i projektet. Materialerne blev udvalgt på baggrund af deres anvendelse i forsyningerne og ved mistanke om afsmitning. Alle materialer var indkøbt og anvendt af og hos forsyningerne, og de repræsenterede således materialer, som allerede var i brug. Fælles for materialerne var desuden, at de alle er godkendt til brug i kontakt med drikkevand gennem én eller flere (europæisk eller amerikansk) certificeringsordning.

**2.1.1 Gummipakninger** Undersøgelserne omfattede fem forskellige gummimaterialer fra HOFORs materialelager, herunder ethylen, propylen, dien og monomer (EPDM) og nitrilgummi (NBR) fra forskellige koblinger og reparationsbøjler samt materiale anvendt til fremstilling af specialpakninger (Figur 1). Flere af disse materialer er godkendt til kontakt med drikkevand gennem DVGW, Kiwa, NSF/ANSI 61, WRAS eller anden ordning.



**Figur 1:** Forskellige gummipakninger fra venstre: Hawle reparationsbøjle, Hawle reparationskobling, Waga Multijoint, Klinger flangepakning og pakningsplade fra ukendt fabrikant.

**2.1.2 Epoxy** Hempadur 35560, opløsningsmiddelfri, 2-komponent epoxy fra Hempel (Figur 2). Produktet har britisk WRAS og amerikansk NSF/ANSI 61 godkendelse til brug i kontakt med drikkevand. Testplader blev fremstillet i forbindelse med etablering af epoxy-belagte filtertanke på Bederværket.



**Figur 2:** Hvidt epoxy-belægning på testplader af stål.

**2.1.3 PE-rør** Plastrør af polyethylen (PE) fra Uponor i 6 forskellige størrelser til distribution af drikkevand godkendt med dansk DK-VAND og hollandsk Kiwa certificering (Figur 3).



Figur 3: Uponor plastrør af PE, stykker i forskellige dimensioner 32-320 DN (mm).

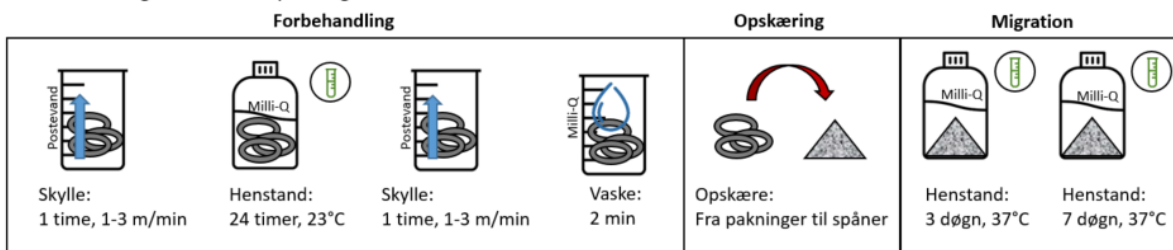
## 2.2 Migrationstest

Afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand blev undersøgt i laboratorieforsøg ved at udføre migrationstests (europæiske metodestandard EN 12873-1:2014, *Materialers påvirkning af vand anvendt som drikkevand – Påvirkning pga. migration*). Samme metodestandard anvendes i europæiske certificeringsordninger, når materialerne skal vurderes og godkendes til brug i kontakt med drikkevand. Migrationstesten som den er foreskrevet i metodestandarden, blev i projektet udført i flere trin. Først blev der foretaget en forbehandling af materialet i fire trin: 1) Skylle med vand i 1 time, 2) Henstå med vand i 24 timer, 3) Skylle med vand i 1 time og 4) Vaske med vand i 2 min. Efter denne forbehandling blev den egentlige migrationstest udført i migrationsperioder, hvor materialet henstod i kontakt med vand i 72 timer (3 døgn). Efter hver migrationsperiode blev vandet udskiftet, inden næste migrationsperiode startede.

I migrationstesten blev der anvendt vand fra vandhanen i forbehandlingens to skylle-trin og Milli-Q vand i de øvrige forbehandlingstrin samt i testens migrationsperioder. ELGA Purelab Flex 2 vandbehandlingsanlæg blev anvendt til produktion af Milli-Q vand (18.2 M $\Omega$ .cm, 5 ppm TOC). Alt glasudstyr anvendt i migrationstesten og til opbevaring af vandprøver var syrevasket (HOCl 1%) og glødet (ved 550 °C i 4 timer), for at minimere baggrundsforureningen. I migrationstests blev der inddraget metodeblanke, som er var opstillet og udført under samme forhold men uden kontakt med det undersøgte materiale.

**2.2.1 Gummipakninger** Der blev udført laboratorieundersøgelser som accelererede migrationstests herunder øget temperatur, overfladeareal-volumen-forhold (S/V-forhold) og migrationstid ift. metodestandarden (Figur 4). S/V-forholdet blev øget ved opskæring af gummimaterialerne med en rengjort saks umiddelbart efter forbehandling, dvs. at gummimaterialerne blev testet som små stykker ( $\leq 0,5 \text{ cm}^2$ ) og ikke som reelle gummipakninger. Vandprøver blev udtaget og analyseret efter forbehandlingens henstand (24 timer), og efter to migrationsperioder, hhv. 1. migrationsperiode på 3 døgn (72 timer) og 2. migrationsperiode på 7 døgn (168 timer) ved 37 °C. Afsmitningen fra gummipakninger blev undersøgt gennem NVOC og non-target analyser (Tabel 1).

Accelereret migrationstest af pakninger



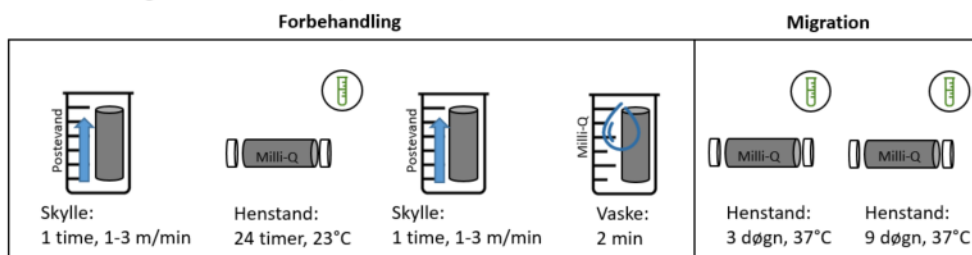
Figur 4: Procedure for accelererede migrationstests af gummipakninger.

Tabel 1: Prøvetagning og analyse af afsmitning fra gummi.

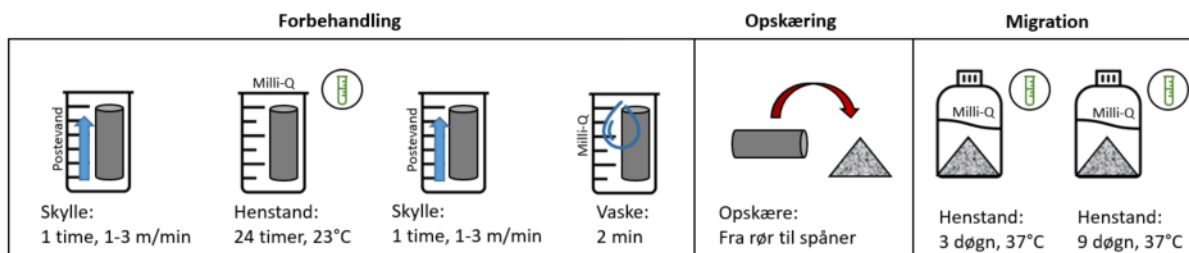
| PRØVE / ANALYSE |       | LABORATORIET               |            |            |
|-----------------|-------|----------------------------|------------|------------|
|                 |       | Accelereret migrationstest |            |            |
|                 |       | Forbehandling              | 1. periode | 2. periode |
|                 |       | 1 døgn                     | 3 døgn     | 7 døgn     |
| NVOC            |       | X                          | X          | X          |
| NON-TARGET      | GC-MS | X                          | X          | X          |

**2.2.2 PE-rør** Afsmitning fra PE-rør blev undersøgt både i laboratorietest og feltundersøgelser (Tabel 2). Der blev indledningsvist udført accelererede migrationstests med forskellige PE-rør udtaget fra HOFORs materialelager. Alle PE-rør var fra samme producent (Uponor), men havde forskellig styrke (hhv. PE80 og PE100) og dimension (DN 32-320 mm). I accelererede migrationstests blev der anvendt øget temperatur, øget S/V-forhold samt øget migrationstid ift. metodestandarden (Figur 5). S/V-forholdet blev øget ved at opskære/flænse rørene med en rengjort stiksav efter forbehandlingen. To rør (nr. 1, 32 DN og nr. 4, 90 DN) blev ikke opskåret men undersøgt som intakte rør, hvor rørstykket blev lukket med rene (syrevaskede og brændte) messingpropper. Vandprøver blev udtaget og analyseret efter forbehandlingens henstand (24 timer), og efter to migrationsperioder hhv. 1. migrationsperiode på 3 døgn (72 timer) og 2. migrationsperiode på 9 døgn (216 timer).

Accelereret migrationstest af PE-rør, intakte



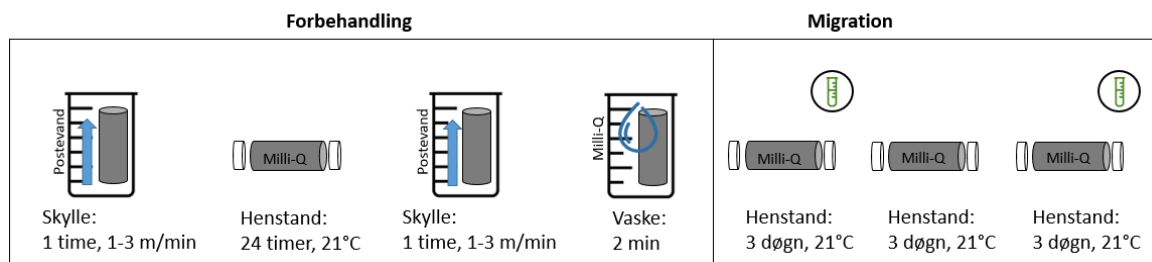
Accelereret migrationstest af PE-rør, spåner



Figur 5: Procedure for accelererede migrationstests af PE-rør hhv. som intakte rørstykker og som spåner.

Der blev endvidere udført standardiserede migrationstests direkte efter metodestandarden EN12783-1 (Figur 6) af PE-rør udtaget i forbindelse med renovering af en rørledning ved Vestre Kirkegård i København (HOFOR). Det skal bemærkes, at PE-rørene fra Vestre Kirkegård blev produceret mere end 6 mdr. før den udførte migrationstest, hvilket jf. DK-VANDs prøvebestemmelser betragtes som værende over den normale "aldersgrænse" for test af rør (DK-VAND, 2023b). I standardiserede tests blev vandprøver udtaget til analyse fra 1. og 3. migrationsperiode af hver 3 døgn (72 timer) og afsmittningen blev vurderet gennem både kvantitativ analyse af kendte stoffer (plastpakken) og non-target analyser (Tabel 2).

Standardiseret migrationstest af PE-rør



Figur 6: Procedure for standardiserede migrationstests af PE-rør.

Tabel 2: Prøvetagning og analyse af afsmittning fra polyethylen (PE) i laboratorieundersøgelser.

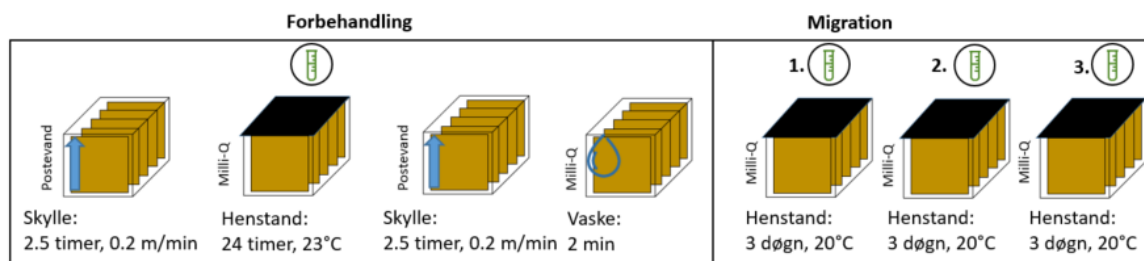
| PRØVE / ANALYSE           | ACCELERERET MIGRATIONSTEST |            |            | STANDARDISERET MIGRATIONSTEST |            |
|---------------------------|----------------------------|------------|------------|-------------------------------|------------|
|                           | For-behandling             | 1. periode | 2. periode | 1. periode                    | 3. periode |
|                           | 24 timer                   | 3 døgn     | 7 døgn     | 3 døgn                        | 3 døgn     |
| NVOC                      | X                          | X          | X          | X                             | X          |
| PLASTPAKKEN <sup>1)</sup> |                            |            |            | X                             | X          |
| NON-TARGET GC-MS          | X                          | X          | X          | X                             | X          |

Note:

- 1) Plastpakken består af 12 kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidant (Bilag 1)

**2.2.3 Epoxy** For at undersøge afsmittning fra epoxy-belægning blev der udført både laboratorietest og feltundersøgelser. Standardiserede migrationstests blev udført i overensstemmelse med metodestandarden EN12783-1 (Figur 7). Den organiske afsmittning fra epoxy blev målt som NVOC gennem hele migrationstesten inkl. henstand i forbehandling. Der blev udtaget og analyseret vandprøver til kvantificering af kendte stoffer fra 1. migrationsperiode og 3. migrationsperiode af hver 3 døgn (72 timer) (Tabel 3).

Standardiseret migrationstest af Epoxy



Figur 7: Procedure for standardiserede migrationstests af epoxy.

**Tabel 3:** Prøvetagning og analyse af afsmitning fra epoxy-belægning i laboratorieundersøgelser.

| PRØVE / ANALYSE          | STANDARDISERET MIGRATIONSTEST |            |            |
|--------------------------|-------------------------------|------------|------------|
|                          | For-behandling                | 1. periode | 3. periode |
|                          | 24 timer                      | 3 døgn     | 3 døgn     |
| NVOC                     | X                             | X          | X          |
| EPOXYPAKKEN <sup>1</sup> |                               | X          | X          |
| NON-TARGET <sup>2</sup>  | GC-MS                         | X          | X          |

**Noter:**

- 1) Enkeltbestemmelse for epoxy og blindprøve
- 2) Udført i triplikater for både epoxy og blindprøve

### 2.3 Feltundersøgelser

I feltundersøgelserne blev der som minimum udtaget to vandprøver, der repræsenterede en indløbskoncentration før kontakt og en udløbskoncentration efter kontakt med det undersøgte materiale (epoxy-belægning eller PE-rør). Der blev udtaget vandprøver umiddelbart efter implementering af materialet, samt vandprøver efter en måned og et år i drift. Vandprøverne blev analyseret både på kommercielt laboratorium for kvantificering af afsmitningen af specifikke, kendte stoffer og på KU PLEN ved non-target analyser. I feltundersøgelserne blev der inddraget metodeblanke prøver bestående af tomme flasker, der blev åbnet og lukket på lokaliteten af prøvetageren og påfyldt Milli-Q vand i analyselaboratoriet, for at vurdere baggrundsforurening som resultat af prøvetagning og -håndtering.

**2.3.1 Bederværket, Aarhus Vand: Epoxy** Det nye vandværk, Bederværket (Aarhus Vand), 12 km syd for Aarhus, blev indviet i 2020. I 2022 indvinder Bederværket vand fra 14 borerer fordelt på 3 kildepladser og producerer ca. 2,1 mio. m<sup>3</sup>/år. Værket består af tre linjer: Linje 1, linje 2 og linje 3, der hver har to serier af filtertanke (for- og efterfilter) samt en rentvandstank. Filtertankene i linje 1 og linje 2 er 3 m høje og 3,2 m i diameter, imens filtertankene i linje 3 er 2,2 m i diameter. Alle filtertanke er af stål og indersiden af filtertankene er belagt med 2-komponent epoxy (Hempadur 35560). Epoxy-belægningen er udført af autoriseret personale efter påføringsvejledning og ved overholdelse af hærdere- og anvendelsestider.



**Figur 8:** Filtertanke på Bederværket, Aarhus Vand med epoxy-belægning anvendt til feltundersøgelser.

Feltundersøgelser på Bederværket omfattede prøvetagning før og efter kontakt med de epoxy-belagte filtertanke (Figur 8). Der blev udtaget prøver over værkets tre linjer før og efter kontakt med både for- og efterfilter. Der blev prøvetaget under indkøring og efter idriftsættelse af vandværket

(Tabel 4). Prøvetagningen startede i indkøringens fase 3, hvor proceslinjerne blev indkørt med råvand, efter at bakteriologien var på plads i filtrene.

**Tabel 4:** Prøvetagningsplan for Bederværket (Aarhus Vand) i forbindelse med undersøgelse af epoxy, Der er udtaget prøver før og efter filterpar, Dato for prøvetagning til kommerciel analyse (Epoxy pakken).

| LINJE /                        | LINJE 1                 | LINJE 2                 | LINJE 3                  |
|--------------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|
| DRIFTSSÆTTELSE                 | Filterpar 1: Filtre 1+2 | Filterpar 1: Filtre 5+6 | Filterpar 1: Filtre 9+10 |
| <b>FASE 3</b>                  |                         |                         |                          |
| START                          |                         | 08-04-2020              | 25-02-2020               |
| EFTER 1 MÅNED                  | 02-06-2020              | 07-05-2020              | 26-03-2020               |
| <b>I DRIFT – TIL FORBRUGER</b> |                         |                         |                          |
| START                          | 27-08-2020              | 1                       | 14-05-2020               |
| EFTER 1 MÅNED                  | 24-09-2020              | 24-09-2020              | 15-06-2020               |

**Note:**

- 1) Prøver gemt til non-target analyse, opbevaret i 1 måned ved 5 °C.

**2.3.2 Ledningsnet Herlev N og Vestre Kirkegård, HOFOR: PE-rør** Ved feltundersøgelserne blev der foretaget prøvetagningskampagner på to lokaliteter i HOFORs ledningsnet ved installation af nye PE-rør i Herlev Nord og ved Vestre Kirkegård i København. Der blev prøvetaget før installation af nye PE-rør og efter installation: Ved henstand i tre døgn (72 timer), under flow ved forsyning til forbrugerne, samt efter 1 måned og 1 års drift (Tabel 5). For hver prøvetagning blev der udtaget minimum to vandprøver, som repræsenterede indløbskoncentrationen til den renoverede rørledning og udløbskoncentrationen efter kontakt med de nye PE-rør.

**Tabel 5:** Prøvetagningsplan og analyse af afsmitning fra PE-rør, feltundersøgelser (HOFOR).

| PRØVE / ANALYSE | FELTUNDERSØGELSE |          |       |      |      |                             |          |       |       |      |
|-----------------|------------------|----------|-------|------|------|-----------------------------|----------|-------|-------|------|
|                 | Herlev Nord      |          |       |      |      | Vestre Kirkegård, København |          |       |       |      |
|                 | Før              | 3 døgn   | 1 uge | 1 md | 1 år | Før                         | 3 døgn   | 1 dag | 3 dag | 1 år |
|                 | Flow             | Henstand | Flow  | Flow | Flow | Flow                        | Henstand | Flow  | Flow  | Flow |
| PLASTPAKKEN     | X                | X        | X     | X    | X    | X                           |          |       | X     | X    |
| NON-TARGET      | GC-MS            |          | X     | X    | X    |                             |          |       |       | X    |
|                 | LC-MS            |          |       |      |      |                             |          |       |       | X    |

HOFOR renoverede ledningsnettet i Herlev Nord, nord for Ringvej 4, i forsommeren 2019. Her blev ældre rør af inertol-belagt støbejern eller af eternit udskiftet med PE-rør (PE-100 med en ydre diameter på 63 mm (DN 63)). I forbindelse med de første prøvetagninger før renoveringen i Herlev Nord, blev der set forurening af vandprøver som resultat af trykstød i brandhanen. Derfor blev der i projektet udviklet en speciel prøvetagningshane (Figur 9).



**Figur 9:** Prøvetagningshane anvendt i ledningsnettet i Herlev Nord og ved Vestre Kirkegård i København (HOFOR) til feltundersøgelser af migration fra PE-rør.



HOFOR renoverede ligeledes en 300 meter drikkevandsledning ved Vestre Kirkegård i København i foråret 2020. Ledningen har to aftagere og et lavt årligt forbrug på 1400 m<sup>3</sup>, hvorfor opholdstiden kan være relativt højere end andre steder i forsyningsnettet. Ved renoveringen blev ældre PE-rør erstattet med nye PE-rør. Der blev desuden installeret en vandmåler umiddelbart før ledningen for at kunne måle flow i forbindelse med prøvetagningen til vurdering af kontakttiden.

## 2.5 Kemiske analyser

Efter prøvetagning blev prøverne opbevaret i køletaske eller i køleskab ved max 5 °C. Vandprøver til kommerciel analyse blev analyseret indenfor 24 timer efter de er udtaget. Alle vandprøver fra migrationstests til non-target analyser blev leveret til KU og forbehandlet/ekstraheret samme dag. Vandprøver fra feltundersøgelserne til non-target analyser blev så vidt mulig leveret til KU og forbehandlet/ekstraheret inden for 24 timer, med udtagelse af fx prøver fra Bederværket, som blev opbevaret ved 5 °C og først leveret og analyseret ca. 1 måned efter.

Der blev sammensat analyseprogram for PE-rør og epoxy, til kvantificering af afsmitningen af kendte stoffer og stofgrupper. Analyseprogrammerne er inkluderet i Bilag 1. For epoxy blev analyseprogrammet sammensat på baggrund af indsigt i resultater fra tidligere migrationstests af lignende produkt foretaget af Eurofins for HOFOR, og programmet dækkede bl.a. kendte ingredienser som fx Bisphenol A og Benzen, toluen, and xylener (BTX'er). Analyseprogrammet for PE-rør kaldet "plastpakken" bestod af 12 kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidanter tidligere påvist i forbindelse med afsmitning fra plastrør (PE eller tværbundet polyethylen (PE-X)), og stoffer som også er inkluderet i DK-VANDs certificeringsbestemmelser (DK-VAND, 2023b). Prøverne fra de indledende feltundersøgelser i Herlev og København blev analyseret af ALS, og de resterende prøver fra de standardiserede migrationstests såvel som 1 års drift i Herlev og København blev analyseret af Eurofins, da HOFOR overgik til nyt analyselaboratorie i sommeren 2020. Under analyserne på Eurofins er prøverne blevet forurenede, formentlig ved forbehandlingen, og derfor er resultaterne opgjort som koncentrationsændringer. For feltundersøgelser blev afsmitningen således opgjort som differensen mellem koncentrationer målt i indløb- og udløbsprøver efter kontakt med PE-rør. For de standardiserede migrationstests blev afsmitningen beregnet som forskel i koncentration i tests med PE-rør og koncentration i metodeblinde uden kontakt med PE-rør. I standardiserede migrationstests blev vandprøverne analyseret for organisk stof (ikke flygtigt kulstof (NVOC)) på DTU Sustain.

Non-target analyser fulgte protokollen udviklet på KU PLEN, hvor prøverne først blev opkoncentreret via en fast-fase ekstraktion, Solid Phase Ekstraktion (SPE)-forbehandling, inden de blev analyseret. Det skal bemærkes, at prøverne udelukkende blev analyseret via gaskromatografisk-massespektrometri (GC-MS) analyse, hvilket har betydning for hvilke, og hvor mange stoffer, der kan påvises. En mindre delmængde af prøver, fra feltundersøgelsen i ledningsnettet ved Vestre Kirkegård i København, blev desuden analyseret ved væskechromatografisk-massespektrometri (LC-MS) for suspekt screening af stoffer påvist i migrationstests af gummipakninger. Protokollen for non-target analyser er beskrevet i detaljer separat fra denne rapport (Christensen, 2023; Diera et al., 2023).

### 3. Resultater

Indledende, accelererede migrationstests af gummi og PE blev anvendt til udvikling og test af protokollen for non-target analyse (Christensen, 2023). Projektet har gennem standardiserede migrationstests og feltundersøgelser belyst følgende to forhold:











- 1) I hvilket omfang migrationstest, som de også er anvendt i godkendelsesordninger, kan anvendes til at beskrive afsmitningen fra et materiale under dets faktiske brug.
- 2) Sammenspil mellem kendte stoffer, der kvantificeres via stofspecifikke analyser som led i godkendelse af et materiale, og identifikation af alle stoffer, som potentielt kan afsmitte fra et materiale.

Resultaterne for både stofspecifikke og non-target screening analyser er præsenteret i de efterfølgende afsnit for hvert af de undersøgte materialer: Gummipakninger, epoxy-belægning og PE-rør. Projektet har endvidere udarbejdet en simulering af migration fra PE-rør i laboratorie- og i fuldskala, hvilket er afrapporteret separat (Dideriksen et al., 2023).

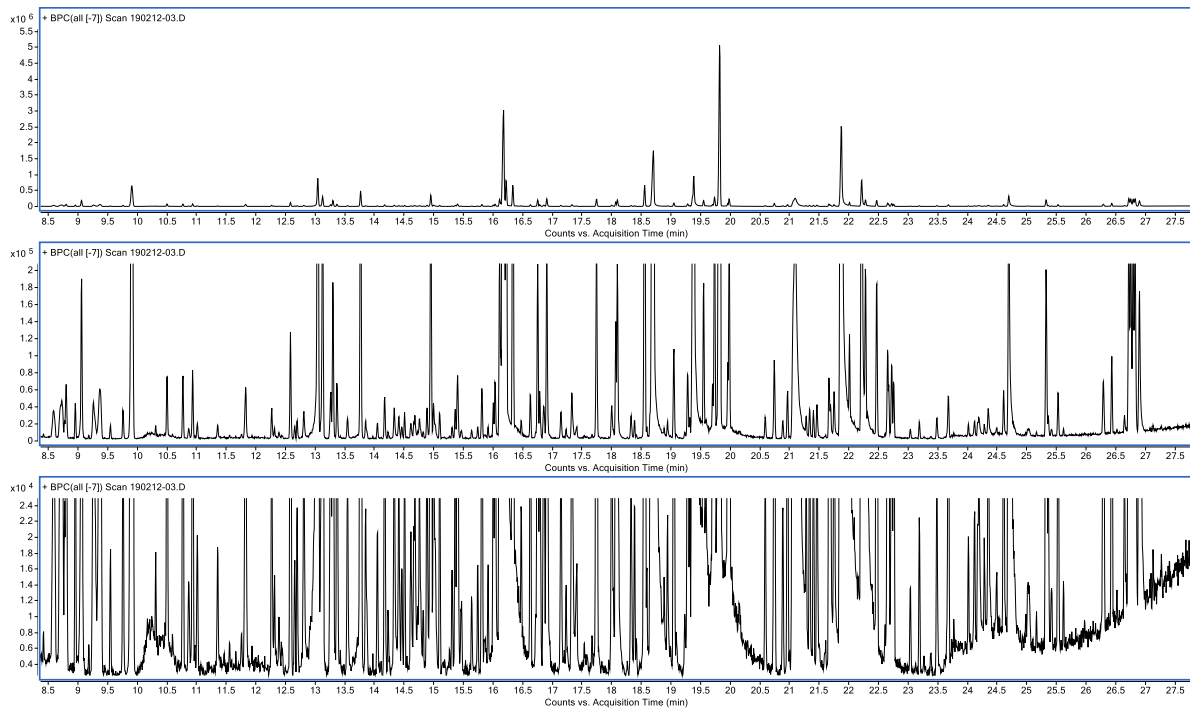
#### 3.1 Gummipakninger

De accelererede migrationstests af gummipakninger gav høj afsmitning af organisk stof med koncentrationer op til 27 mg NVOC/L (Tabel 6). For de undersøgte gummimaterialer var afsmitningsraten (mg NVOC L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) højest under 1. migrationsperiode ved henstand i 3 døgn. Migrationsraten faldt i 2. migrationsperiode ved henstand i 7 døgn, men den resulterende afsmitning (målt mg NVOC/L) var uændret. De accelererede migrationstests gav generelt høje koncentrationer af organisk stof i vandprøverne, hvilket tyder på en stor risiko for målbar afsmitning, og dermed et godt udgangspunkt for påvisning af stoffer via non-target analyser.

**Tabel 6:** Afsmitning af organisk stof, NVOC (mg/L) ved accelererede migrationstests af gummipakninger. Parentes angiver den Relative usikkerhed (RSD) ved NVOC-analysen for triplikatbestemmelser. Afsmitningen kan heraf udledes som forskellen mellem prøver med (ID 1-5) og uden (ID 0A-0C) kontakt med gummimaterialer.

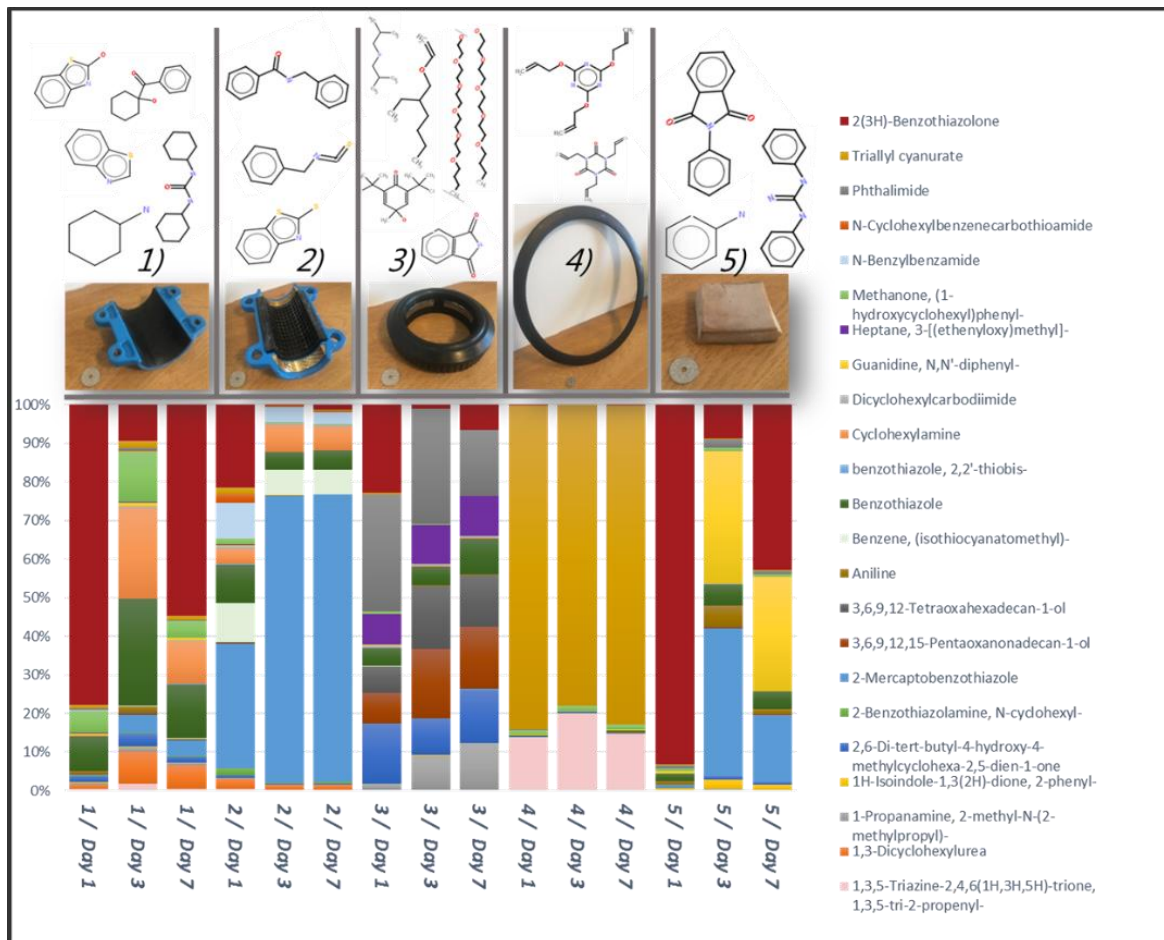
| ID | INFORMATION<br><br>(Produktbeskrivelse, HOFOR)  | HENSTAND<br><br>(billede)   |   | NVOC            |                 |                 |
|----|---|---|---|-----------------|-----------------|-----------------|
|    |   |   |   | mg/L (RSD)      |                 |                 |
|    |   |   |   | 1 døgn          | 3 døgn          | 7 døgn          |
| 1  | Hawle reparationsbøjle med anbringsbøjle.   |    |    | 0,52<br>(±2,3%) | 1,74<br>(±1,7%) | 1,63<br>(±7,1%) |
| 2  | Hawle reparationskobling. Duktiljær med sprøjte-epoxy og indvendig membran/pakning. Bruges typisk på PVC- og PE-rør i forbindelse med lækager. Hos HOFOR kaldes den "bandagemuffe". |    |    | 1,23<br>(±0,8%) | 6,97<br>(±0,2%) | 7,96<br>(±0,4%) |
| 3  | Waga multijoint. Pakningen fås både i EPDM og NBR (der står NBR på den fremsendte pakning, selvom producenten anbefaler EPDM til vand og NBR til gas).                              |    |    | 5,13<br>(±0,1%) | 25,6<br>(±1,3%) | 26,8<br>(±4,8%) |
| 4  | Ukendt producent. Flangepakning med stålindlæg. Bruges typisk på værker.  |   |   | 2,83<br>(±1,6%) | 4,70<br>(±2,2%) | 4,65<br>(±0,3%) |
| 5  | Ukendt producent. Gummi pakningsplade i EPDM, som bruges til at fremstille specialpakninger, typisk på værker.  |  |  | 2,24<br>(±1,5%) | 15,3<br>(±2,0%) | 12,9<br>(±0,8%) |
| 0A | Blindprøve  | -   | -   | <0,06<br>MDL    | 2,85<br>(±0,5%) | <0,09<br>MDL    |
| 0B | Blindprøve  | -   | -   | <0,06<br>MDL    | 1,53<br>(±1,7%) | <0,09<br>MDL    |
| 0C | Blindprøve  | -   | -   | <0,06<br>MDL    | <0,06<br>MDL    | <0,09<br>MDL    |

Non-target analyser af afsmitning fra gummipakningerne viste generelt mange og langt flere stoffer end forventet. Grundet det høje indhold af organisk stof i de accelererede migrationstests blev prøverne ikke opkoncentreret via SPE før kemiske analyser. I prøverne blev der samlet set fundet mere end 800 stoffer med et signal (relativ koncentration) 10 gange højere end det i blindprøven (heraf uddrag >80 stoffer, Figur 10). Stofferne var overvejende unikke for de enkelte gummipakninger, og kun ca. 10 % af stofferne var fælles for de forskellige undersøgte gummipakninger.



**Figur 10:** Eksempel på kromatogram (GC-MS) af et kombineret SPE ekstrakt af fittings (blanding af vandprøver) fra accelererede migrationstests af gummipakninger, i de to nederste kromatogrammer er det zoomet ind – så man bedre kan se de mange toppe (stoffer).

På grund af omfanget af stoffer fundet i accelererede migrationstests af gummipakningerne, blev databehandlingen fokuseret på de stoffer, der var fundet i mere end ét materiale samt stoffer fundet i de højeste relative koncentrationer (signaler) til blindprøven (Figur 11). Resultaterne viste fx, at stofferne 2(3H)-benzothiazolone og Triallyl cyanurate var blandt de, der afsmittede i relativt højeste koncentrationer fra nogle af de undersøgte gummimaterialer. Resultaterne viste desuden, at for de fleste gummimaterialer ændredes afsmitningen over kontakttiden med vand, da fordelingen af stofferne ændredes fra første henstand på 1 døgn ved forbehandlingen til 2. migrationsperiode på 7 døgn (Diera et al., 2023).



**Figur 11:** Akkumuleret fordeling af de største signaler (relative koncentrationer) af stoffer fundet med non-target analyser i vand fra accelererede migrationstests af gummipakninger hhv. forbehandling i 1 døgn (Day 1), 1. migrationsperiode i 3 døgn (Day 3) og 2. migrationsperiode i 7 døgn (Day 7), fra Diera et al., 2023.

### 3.1.1 Delkonklusioner - Gummipakninger:

- Høj migration af organisk stof (NVOC) fra gummipakninger af EPDM og NBR ved accelererede migrationstests.
- Mere end 800 unikke stoffer er påvist gennem non-target analyser (GC-MS). Størstedelen af de tilstedeværende stoffer er ukendte. Gummipakninger kan således være kilde til afsmittning af mange og primært ukendte stoffer.
  - Der er fx fundet og identificeret, et stof i de accelererede afsmittningstests (Triallyl Isocyanurate, CAS-nr. 1025-15-6). ECHA har klassificeret Triallyl Isocyanurate som "acute toxicity category 4", hvilket betyder "harmful if swallowed". Der findes dog ikke megen viden om stoffet, og der foreligger ikke yderligere sundhedsmæssig vurdering.
- Et lavt S/V-forhold og en lav kontakttid for gummipakninger anvendt i vandforsyningen betyder, at der generelt forventes at være en lav risiko for at finde stoffer fra gummipakninger i målbare koncentrationer i vandforsyningen. På samme baggrund er materialerne også ofte fritaget fra laboratorietest i flere godkendelsesordninger.
- Der er tidligere påvist afsmittning fra gummimaterialer, fx nitrosaminer, hvorfor selv en lav total afsmittning ved faktisk brug kan påvirke vandets kvalitet. På baggrund af resultaterne i dette projekt anbefales 1) en sundhedsmæssig vurdering af de identificerede stoffer, samt 2) en undersøgelse af stoffernes koncentrationsniveauer for at udelukke, at vandets kvalitet påvirkes af brugen af gummipakninger.

## 3.2 PE-rør

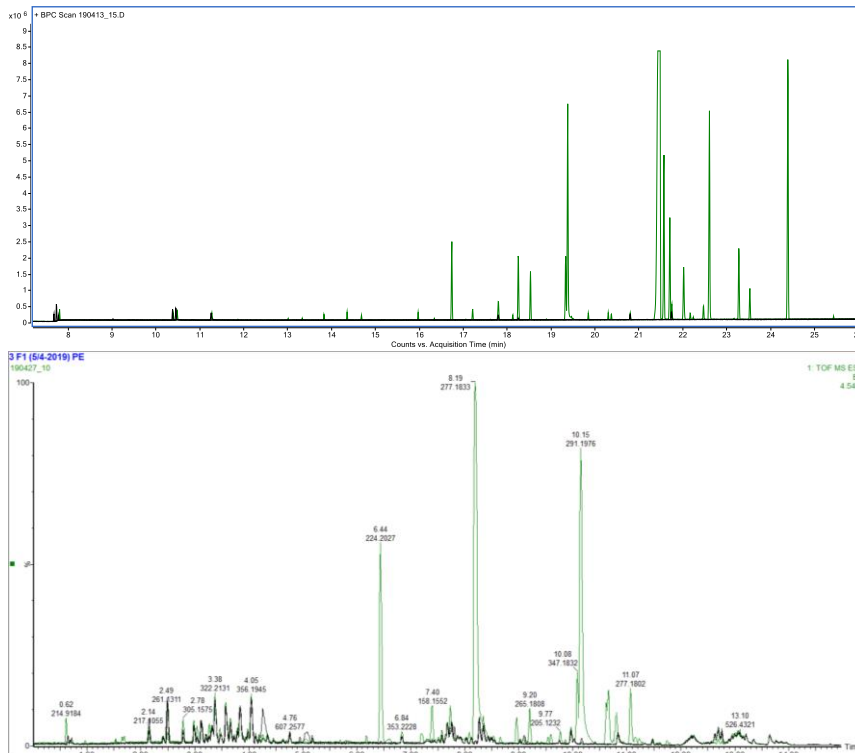
Resultater fra både accelererede migrationstest, feltundersøgelser og standardiserede migrationstests er præsenteret herunder. For en mere detaljeret gennemgang af non-target analyserne henvises til Diera et al., 2023. Derudover er stofflister fra non-target analyserne samlet i Bilag 2.

**3.2.1 Accelererede migrationstests** De opskårne PE-rør i accelererede migrationstests gav afsmitning af organisk stof (NVOC), som i modsætning til migrationstests med intakte rør kunne kvantificeres (NVOC  $\geq$  Detektionsgrænse) (Tabel 7). Afsmitning af NVOC var relativt lav sammenlignet med afsmitning fra gummipakninger under lignende testforhold. Afsmitningen af organisk stof var generelt størst ved forbehandlingen eller ved 1. migrationsperiode, hvorefter migrationsraten var faldende.

**Tabel 7:** Afsmitning af organisk stof, NVOC (mg/L) ved accelererede migrationstests af PE-rør, S/V er overfladeareal/volumenforhold,  $\text{dm}^{-1}$ :  $\text{dm}^2/\text{L} > 10^2 \text{ cm}^2/\text{L}$ , RSD: Relativ usikkerhed ved NVOC-analysen for triplikatbestemmelser. Afsmitningen kan heraf udledes som forskellen mellem prøver med (ID 1-6) og uden (ID 0A-0C) kontakt med PE-rør.

| ID | INFORMATION                              | HENSTAND  | S/V-FORHOLD      | NVOC            |                  |                 |
|----|--|---|------------------|-----------------|------------------|-----------------|
|    |  |   |                  | mg/L (RSD)      |                  |                 |
|    |  |   |                  | 1 døgn          | 3 døgn           | 9 døgn          |
|    | HDPE type og DN (cm)                     | Billede   | $\text{dm}^{-1}$ |                 |                  |                 |
| 1  | PE-80<br>3,2                             |    | 15               | 0,12<br>(±6,3%) | <0,07<br>(±3,0%) | 0,10<br>(±3,5%) |
| 2  | PE-80<br>5,0                             |    | 5,<br>(spåner)   | 0,06<br>(±3,9%) | 0,24<br>(±1,2%)  | 0,12<br>(±0,1%) |
| 3  | PE-100<br>6,4                            |    | 5,<br>(spåner)   | 1,74<br>(±3,3%) | 0,31<br>(±2,6%)  | 0,14<br>(±2,5%) |
| 4  | PE-100<br>9,0                            |  | 5                | 0,05<br>(±1,2%) | 0,09<br>(±2,4%)  | 0,09<br>(±6,2%) |
| 5  | PE-100<br>16                             |  | 5,<br>(spåner)   | 0,09<br>(±3,2%) | 0,48<br>(±3,0%)  | 0,12<br>(±5,6%) |
| 6  | PE-100<br>32                             |  | 7,<br>(spåner)   | 0,14<br>(±3,7%) | 0,36<br>(±3,5%)  | 0,11<br>(±2,0%) |
| 0A | Blindprøve                               |  | -                | <0,04<br>MDL    | 0,10<br>(±3,0%)  | 0,10<br>(±0,9%) |
| 0B | Blindprøve                               |  | -                | <0,04<br>MDL    | <0,08<br>MDL     | 0,10<br>(±1,4%) |
| 0C | Blindprøve<br>(inkl. messing<br>propper) |  | -                | <0,04<br>MDL    | 0,09<br>(±0,4%)  | 0,10<br>(±2,9%) |

De accelererede migrationstests og non-target analyser påviste (via. GC-MS) i alt 127 stoffer, som potentielt kan afsmitte fra PE-rør i kontakt med vand (Figur 12). Af de 127 identificerede stoffer var 31 kendte stoffer (*ID niveau 2*), som blev fundet via en liste af stoffer fra litteraturen (såkaldt suspect screening). De restende 96 stoffer, der blev fundet med non-target analyse, var nye stoffer, som ikke før har været påvist i forbindelse med afsmitning fra PE-rør (Diera et al., 2023). Af de nye stoffer blev ca. halvdelen identificeret (*ID niveau 2-3*) imens den anden halvdel forsat består af ukendte stoffer (*ID niveau 4*) (Bilag 2).



**Figur 12:** Eksempel på kromatogrammer (øverst GC-MS, nederst LC-MS) fra non-target analyse af vand fra accelererede migrationstests af PE-rør for forbehandling (1 døgn), PE-rør ID nr. 3. Grønne kromatogrammer er prøve, og sorte kromatogrammer er blindprøver.

Non-target analyserne viste en udvikling i afsmitning fra første henstand i forbehandlingen til 1. migrationsperiode (Diera et al., 2023). Samlet set viste den første henstand i 1 døgn det laveste antal stoffer, og den efterfølgende 3 døgnns henstand i 1. migrationsperiode viste det største antal af stoffer. I 2. migrationsperiode blev der ikke fundet afsmitning af stoffer, som ikke blev fundet i 1. migrationsperiode, men det samlede signal fra afsmitningen af de identificerede stoffer (herunder stofgrupperne aldehyder/ketoner, carboxylsyrer, ester og phenoler/alkohol) var højere. Signalet fra kendte stoffer (suspect screening) kunne samlet set forklare 42 % af afsmitningen i 2. migrationsperiode. Således udgjorde størstedelen af afsmitning fra PE-rør helt nye stoffer, som ikke tidligere har været fundet, beskrevet og/eller identificeret. Resultaterne er yderligere præsenteret i Diera et al., 2023.

**3.2.2 Feltundersøgelser, Herlev Nord** Feltundersøgelserne i Herlev Nord under installation af nye PE-rør viste, at der ved henstand i 3 døgn måles afsmitning af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-acetophenon, 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyd og 2,4-di-tert-butylphenol (Tabel 8). Afsmitningen ved henstand i 3 døgn i feltundersøgelsen oversteg dog ikke DK-VANDs acceptkrav for



specifikke stoffer eller for summen af phenoler (2,0 µg/L), der gælder for laboratorietest med henstand i ligeledes 3 døgn (DK-VAND, 2023b). Samtidig viste feltundersøgelserne, at der under efterfølgende drift i en måned ikke kunne genfindes kendte stoffer fra plastpakken. Efter 1 års drift blev der imidlertid målt afsmitning af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren og 4-tertbutylphenol. Imens ændringen fra indløb til udløb for koncentrationen af 4-tertbutylphenol blev vurderet inden for analyseusikkerheden, er koncentrationen af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren tydeligt stigende fra indløb til udløb og dermed et resultat af afsmitning efter kontakt med de nyligt installerede PE-rør i Herlev Nord (Tabel 8).

**Tabel 8:** Resultater for feltundersøgelser i Herlev Nord target analyser af kendte stoffer fra "Plastpakken" (µg/l),

Δ er koncentrationsændringen fra indløbsprøve udtaget ved brandhane til udløbsprøve

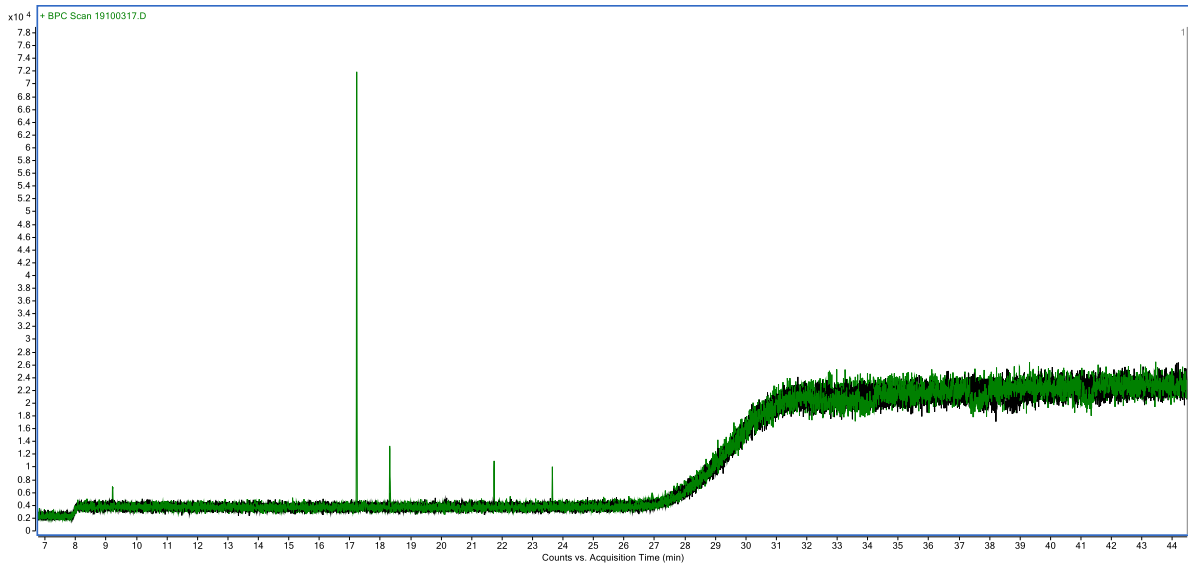
udtaget ved brandhane og - angiver at stofferne er påvist under detektionsgrænsen i begge prøver.

| TIDSPUNKT/STED  | FØRPRØVE<br>(GL. RØR) | HENSTAND<br>(3 DØGN) | DRIFT 1<br>MD   | DRIFT 1<br>ÅR <sup>1)2)</sup> |
|---|-----------------------|----------------------|-----------------|-------------------------------|
| DATO  | 22-05-2019            | 09-09-2019           | 14-10-2019      | 15-09-2020                    |
|   | Δ <sup>1)</sup>       | Δ <sup>1)</sup>      | Δ <sup>1)</sup> | Δ <sup>1)</sup>               |
| 3-(3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropan      | -                     | -                    | -               | -                             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-acetophenon                 | -                     | 0,03                 | -               | -                             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyd                 | -                     | 0,05                 | -               | -                             |
| 7,9-di-tert-Butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion | -                     | -                    | -               | 0,01                          |
| 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinone                        | -                     | -                    | -               | -                             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren                       | -                     | -                    | -               | 0,50                          |
| BHT (Butylhydroxytoluen)                                | -                     | -                    | -               | -                             |
| 5-methyl-2-hexanon                                      | -                     | -                    | -               | -                             |
| 4-ethylphenol   | -                     | -                    | -               | -                             |
| 4-tertbutylphenol                                       | -                     | -                    | -               | 0,08                          |
| 4-butoxyphenol  | -                     | -                    | -               | -                             |
| 2,4-di-tert-butylphenol                                 | -                     | 0,57                 | -               | -                             |
| Sum af phenoler <sup>3)</sup>                           | -                     | 0,65                 | -               | 0,64                          |

**Noter:**

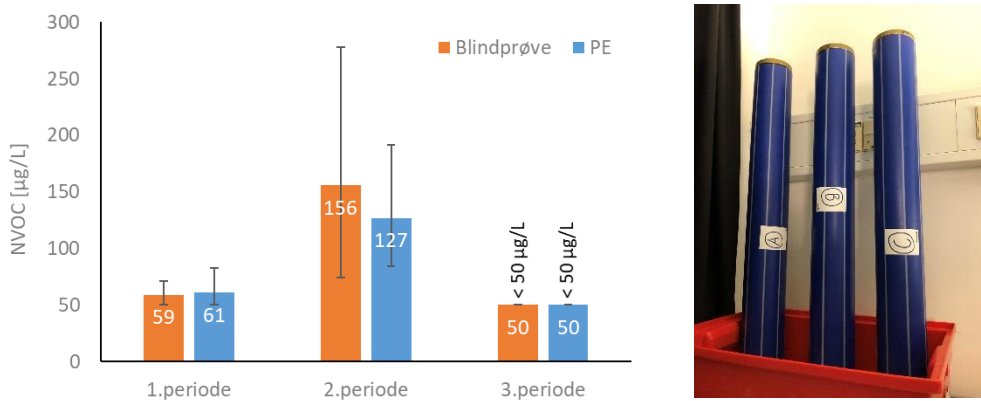
- 1) Ændringen (Δ) er beregnet konservativt, ved koncentrationer målt under detektionsgrænsen, er detektionsgrænsen fratrukket den målte koncentration.
- 2) Skift af analyselaboratorie fra prøvetagning 1 md drift til 1 års drift. Se afsnit 2.5.
- 3) Sum af phenoler baseret på målte koncentrationer af stoffer i plastpakken.

I non-target analyser af vand fra ledningsnettet i Herlev Nord blev der i krommatogrammerne fundet nedbrydningsprodukter fra antioxidanter, herunder bl.a. 2,4-di-tert-butylphenol (Figur 13). Dog var signalet fra stofferne ikke til stede i alle triplikater og/eller ikke 10 gange større end signalet målt i blindprøverne, og dermed kunne stofferne ikke påvises i feltundersøgelserne jf. protokollen (Christensen, 2023). I dette tilfælde med non-target analyse via GC-MS demonstrerede resultaterne, at analysemetoderne kan være mindre følsomme end de stofs specifikke analyser, og dermed også at et stof, der ikke påvises med non-target analysemetoderne, godt kan være til stede i prøven. I denne sammenhæng vil en påvisning med non-target analysemetoder modsat bekræfte og dokumentere tilstedeværelsen af et givent stof.



**Figur 13:** Eksempel på kromatogram (GC-MS) fra non-target analyse af vand fra Herlev (9/9-2019), Grønne kromatogrammer er prøver, mens de sorte kromatogrammer er blindprøver.

**3.2.3 Standardiserede migrationstests** I standardiserede migrationstests af PE-rør kunne der ikke måles en samlet afsmitning af organisk stof i form af NVOC, som resultat af kontakt med plastrørene. Koncentrationen af NVOC blev målt i samme størrelsesorden i blindprøverne uden PE-rør, hvorfor metode- og analyseusikkerheden må vurderes større end en eventuel resulterende afsmitning fra PE-rørene (Figur 14).



**Figur 14:** Afsmitning af organisk stof, NVOC (µg/L) ved standardiserede migrationstests af PE-rør, DL: Detektionsgrænse ved analysemetode 50 µg/L, Errorbar angiver standardafvigelse på analysetriplikater.

I vandprøverne fra de standardiserede migrationstests blev der målt flere nedbrydningsprodukter fra antioxidant, stoffer fra den såkaldte plastpakke (Tabel 9). Der blev samtidig gjort mindre fund i målbare koncentrationer i metodeblindprøver uden kontakt med PE-rør. Dette kan imidlertid skyldes, at migrationstesten har anvendt Milli-Q vand, der på trods af en behandling gennem UV- og filtreringsanlæg tidligere har været i kontakt med lignende PE-rør i distributionsnettet. Dette kan være årsag til baggrundskoncentration/-forurening i migrationstesten. Specielt stoffet 4-tertbutylphenol blev målt i høje koncentrationer i både metodeblindprøver og i prøver med PE-rør. I den videre fortolkning blev resultaterne derfor korrigeret for metodeblindprøver dvs. at baggrundskoncentrationen målt i blindprøverne blev fratrukket, og afsmitningen er således opgjort som en koncentrationsændring (Tabel 9).

**Tabel 9:** Resultater fra standardiserede migrationstests af PE-rør target analyser af kendte stoffer fra "Plastpakken" ( $\mu\text{g/l}$ ),  $\Delta$  er koncentrationsændringen fra metodeblindprøver uden kontakt til prøver med PE-rør, og - angiver at stofferne er påvist under detektionsgrænsen i begge prøver. Afsmitning er et gennemsnit af metodetriplikater både for blind- og PE-prøver ved migrationsperioder af 3 døgn (72 timer).

| KOMPONENT   | 1. PERIODE       | 3. PERIODE       |
|---|------------------|------------------|
|   | $\Delta^1$       | $\Delta^1$       |
| 3-(3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropan      | 0,43             | 0,65             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-acetophenon                 | 0,10             | 0,24             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyd                 | 0,12             | 0,21             |
| 7,9-di-tert-Butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion | 0,09             | 0,19             |
| 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinone                        | -                | 0,20             |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren                       | 1,31             | 2,34             |
| BHT (Butylhydroxytoluen)                                | -                | .. <sup>2)</sup> |
| 5-methyl-2-hexanon                                      | -                | -                |
| 4-ethylphenol   | -                | 0,01             |
| 4-tertbutylphenol                                       | .. <sup>2)</sup> | 0,20             |
| 4-butoxyphenol  | -                | -                |
| 2,4-di-tert-butylphenol                                 | 0,27             | 0,57             |

**Note:**

- 1) Ændringen ( $\Delta$ ) er beregnet konservativt, ved koncentrationer målt under detektionsgrænsen, er detektionsgrænsen fratrukket den målte koncentration og/eller inkluderet i gennemsnittet.
- 2) Koncentrationen af stoffet er målt højere i blindprøver end i PE-prøver, hvorfor der ikke er påvist en afsmitning i migrationstesten.

Den største afsmitning i standardiserede migrationstests blev målt for stofferne 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren, 3-(3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropan og 2,4-di-tert-butylphenol. Afsmitningen af flere af de kendte stoffer steg fra 1. til 3. migrationsperiode (Tabel 9). Fx steg afsmitningen af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren fra ca. 1,3  $\mu\text{g/L}$  i 1. migrationsperiode til 2,3  $\mu\text{g/L}$  i 3. migrationsperiode (Tabel 8). Dette indikerer, at afsmitningen fra nye PE-rør udvikler sig over tid, hvilket er i konflikt med godkendelsesordningernes acceptkrav, hvor der skal påvises et fald i koncentrationer fra én periode til den næste, såfremt der ønskes en materialegodkendelse (DK-Vand, 2023b; Thomsen et al., 2019).

Resultaterne fra non-target analyser af standardiserede migrationstests af PE-rør foreligger endnu ikke, men analyserne blev foretaget og resultaterne afventer databehandling.

**3.2.4 Feltundersøgelser ved Vestre Kirkegård i København** I feltundersøgelser fra Vestre Kirkegård blev der påvist en mindre afsmitning af ét af de 12 kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidant (2,4-di-tert-butylphenol) ved 3 døgn henstand efter installation. Ved drift umiddelbart derefter (1 og 3 døgn) blev der dog ikke påvist afsmitning fra de nye PE-rør. Efter 1 års drift blev der imidlertid målt 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren, 4-tertbutylphenol og 2,4-di-tert-butylphenol i prøver fra Vestre Kirkegård (Tabel 10). Prøverne efter 1 år blev analyseret af et andet analyselaboratorie, da HOFOR overgik til en ny kontrakt. Efter dialog med det pågældende analyselaboratorie og gennemgang af de bagvedliggende kromatogrammer, blev fundene af de tre stoffer i vandet fra Vestre Kirkegård verificeret af KU PLEN. Koncentrationsændringen fra indløb til udløb for 4-tertbutylphenol og 2,4-di-tert-butylphenol efter 1 års drift lå imidlertid inden for afvigelsen på triplikaterne udtaget og analyseret, og det blev derfor ikke vurderet som en målbar afsmitning.

Derimod blev 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren målt markant højere i udløbsprøver ( $\Delta = 0,3 \mu\text{g/L}$ ), hvilket indikerer en afsmitning af dette stof fra de nye PE-rør. Resultaterne fra de standardiserede migrationstests bekræftede, at netop afsmitningen af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren stiger i løbet af PE-rørets brugstid.

**Tabel 10:** Resultater for feltundersøgelser ved Vestre Kirkegård i København, Target analyser af "Plastpakken" ( $\mu\text{g/l}$ ).

$\Delta$  er koncentrationsændringen fra indløbsprøve til udløbsprøve, og - angiver at stofferne er påvist under detektionsgrænsen i begge prøver.

| TIDSPUNKT/STED  | HENSTAND<br>(3 DØGN) | DRIFT 1<br>DØGN | DRIFT 3<br>DØGN | DRIFT 1<br>ÅR <sup>1) 2)</sup> |
|---|----------------------|-----------------|-----------------|--------------------------------|
| DATO  | 20-03-2020           | 24-03-2020      | 27-03-2020      | 13-04-2021                     |
|   | $\Delta^3$           | $\Delta^3$      | $\Delta^3$      | $\Delta^3$                     |
| 3-(3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyphenyl) methylpropan      | -                    | -               | -               | -                              |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-acetophenon                 | -                    | -               | -               | -                              |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyd                 | -                    | -               | -               | -                              |
| 7,9-di-tert-Butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion | -                    | -               | -               | -                              |
| 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinone                        | -                    | -               | -               | -                              |
| 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren                       | -                    | -               | -               | 0,34                           |
| BHT (Butylhydroxytoluen)                                | -                    | -               | -               | -                              |
| 5-methyl-2-hexanon                                      | -                    | -               | -               | -                              |
| 4-ethylphenol   | -                    | -               | -               | -                              |
| 4-tertbutylphenol                                       | -                    | -               | -               | 0,01                           |
| 4-butoxyphenol  | -                    | -               | -               | -                              |
| 2,4-di-tert-butylphenol                                 | 0,05                 | -               | -               | 0,03                           |
| Sum af phenoler   | 0,05                 | -               | -               | 0,38                           |

**Noter:**

- 1) Skift af analyselaboratorie fra prøvetagning 3 døgn drift til 1 års drift.
- 2) Gennemsnit af triplikater udtaget i København.
- 3) Ændringen ( $\Delta$ ) er beregnet konservativt, ved koncentrationer målt under detektionsgrænsen, er detektionsgrænsen fratrukket den målte koncentration.

De målte koncentrationer af kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidanter i de standardiserede migrationstests af PE-rør var et resultat af kontakt i 3 døgn (72 timer). I feltundersøgelserne ved Vestre Kirkegård blev opholdstiden i den nye ledning estimeret til ca. 9,5 timer baseret på HOFORs egne distributionsmodeller og flowmålere installeret ved prøvestedet. Hvis disse forhold tages i betragtning, vil et overslag fra migrationstesten til en forventet afsmitning under faktisk brug for stoffet 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren være:  $2,3 \mu\text{g/L} \cdot \frac{9,5 \text{ timer}}{72 \text{ timer}} = 0,3 \mu\text{g/L}$ , , hvilket stemmer overens med koncentrationsændringen i feltundersøgelserne, hvor der er målt en afsmitning fra PE-rørene på  $0,34 \mu\text{g/L}$  (Tabel 10).

Non-target analyser af vandprøverne fra Vestre Kirkegård kunne overordnet set ikke påvise en forskel i stoffer eller i det samlede signal fra stofferne fra indløb og til udløb af den 300 meter nye ledning af PE-rør. Der blev genfundet nedbrydningsprodukter fra antioxidanter fra plaskpakken herunder fx 2,4-di-tert-butylphenol og 4-tertbutylphenol, men som i Herlev Nord blev disse ikke målt 10 gange over blindprøverne. Det eneste nedbrydningsprodukt, der blev påvist var 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione. I modsætning til de accelererede migrationstests af PE-rør,

udgjorde antioxidant og deres nedbrydningsprodukter i feltundersøgelserne ikke de primære stoffer i vandprøverne.

Der blev fundet 42 stoffer ved non-target analyser (GC-MS) af vand fra ledningsnettet i Vestre Kirkegård, 9 af disse stoffer blev også påvist i accelererede migrationstests af PE-rør (Diera et al., 2023). Dvs. at hovedparten af de stoffer, der blev påvist i ledningsnettet, enten ikke stammer fra PE-rør, eller at stofferne ikke kan forudsiges gennem en laboratorietest. Resultaterne viste samtidig, at 22 af de 42 påviste stoffer (GC-MS) fra ledningsnettet kan stamme fra gummimaterialer anvendt i forsyningen, da de svarede til stoffer, der blev påvist i accelererede migrationstests af gummipakninger. Her gav cyanoethyl ether og cyclohexyl isocyanate de relativt højeste signaler, hvilke var stoffer som i migrationstesten blev påvist og identificeret i Hawle reparationbøjle og reparationsskobling. Resultaterne er yderligere beskrevet i Diera et al., 2023.

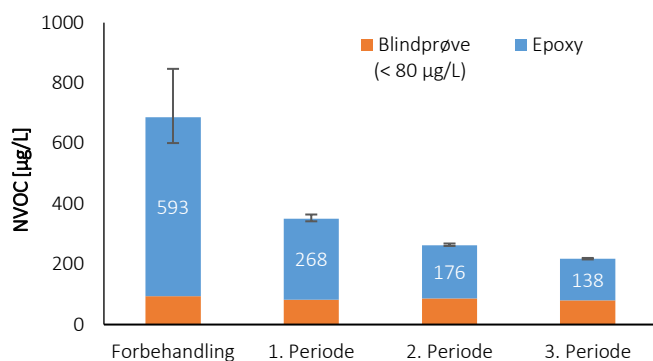
### 3.2.5 Delkonklusioner – PE-rør:

- I accelererede migrationstests og med non-target analyser er der påvist mere end 100 organiske stoffer, der potentielt kan afsmitte fra PE-rør. Størstedelen af disse stoffer er nye og ukendte.
- Afsmitningen fra PE-rør udvikler sig over kontakttiden med vand. Non-target analyser af accelererede migrationstests viser, at den relative sammensætning af stoffer, der afsmitter fra PE-rør er forskellig fra forbehandlingen og til migrationsperioderne.
  - Resultaterne peger på en initial afsmitning fra PE-rør, der ikke er identisk med afsmitningen over dets levetid. Dvs. at der vil være en afsmitning fra nye PE-rør, som man ikke kan forhindre ved ændring af skylletider mm. under installation.
- Nyligt installerede PE-rør i ledningsnettet afsmitter målbare koncentrationer af kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidant under henstand i 3 døgn. Under almindelig drift umiddelbart efter installation er der imidlertid ikke målt afsmitning af de 12 stoffer.
  - Resultaterne tyder på, at der ved længerevarende stilstand eller i områder med lavt forbrug vil være en større risiko for afsmitning fra nye PE-rør.
- I standardiserede migrationstests er der observeret en udvikling i koncentrationerne, hvor afsmitning af nogle kendte nedbrydningsprodukter fra antioxidant stiger fra 1. til 3. migrationsperiode, hvilket er i konflikt med de generelle testkrav i flere certificeringsordninger.
- I feltundersøgelser er der observeret tilsvarende mønster, hvor der er målt afsmitning af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren 1 år efter installation af nye PE-rør.
- Non-target analyser i ledningsnettet påviser 42 stoffer, hvoraf kun 9 stoffer er genfundet i migrationstesten. Derimod viser non-target analyseresultaterne, at det primære bidrag og ca. halvdelen af stofferne potentielt kan stamme fra afsmitning af gummimaterialer, der bliver anvendt i forsyningen.

## 3.3 Epoxy-belægning

Afsmitning fra epoxy-belægning blev undersøgt i standardiserede migrationstests og feltundersøgelser på Bederværket, Aarhus. Stoffister fra non-target analyserne af epoxy-belægning er samlet i Bilag 2.

**3.3.1 Standardiserede migrationstests** I standardiserede migrationstests af epoxy-belægning blev der observeret en afsmitning af organisk stof (NVOC), som aftog i løbet af kontakttiden med vand. Koncentrationen af NVOC blev allerede halveret under metodestandardens forbehandling, og derefter halveret igen fra 0,27 mg NVOC/L i 1. migrationsperiode til 0,14 mg NVOC/L i 3. migrationsperiode (Figur 15).



Figur 15: Afsmitning af organisk stof, NVOC (µg/L) ved standardiserede migrationstests af epoxy.

I standardiserede migrationstests af epoxy-belægning blev der påvist afsmitning af Bisphenol A (BPA) i både 1. og 3. migrationsperiode (Tabel 11). Afsmitningen af BPA fra epoxy-belægningen faldt fra 1,1 µg/L i 1. migrationsperiode til 0,17 µg/L i 3. migrationsperiode. Der blev endvidere fundet afsmitning af aromatiske kulbrinter heriblandt toluen, som i 3. migrationsperiode blev målt til 1,8 µg/L, samt mindre fund af xylen'er på 0,08-0,03 µg/L. Resultaterne kan således indikere, at der skete en umiddelbar initial afsmitning af BPA, der faldt markant under epoxyens brugstid. Og samtidig at afsmitningen af kulbrinter (toluen og xylen'er) forløb mere kontinuert.

Tabel 11: Resultater fra standardiserede migrationstests af epoxy afsmitning af kendte stoffer (µg/L), Afsmitning er et gennemsnit af metodetriplikater både for epoxy- og for blindprøver ved migrationsperioder af 3 døgn (72 timer),

DL: Detektionsgrænse, RU: Relativ usikkerhed ved analysemetode.

| PRØVE / ANALYSEPARAMETER    | 1. PERIODE |            |                 | 3. PERIODE |            |                 |
|-----------------------------|------------|------------|-----------------|------------|------------|-----------------|
|                             | Epoxy - B1 | Blind - 0B | Δ <sup>1)</sup> | Epoxy - B1 | Blind - 0B | Δ <sup>1)</sup> |
| Epichlorhydrin              | <0,2       | <0,2       | -               | <0,2       | <0,2       | -               |
| Benzen                      | <0,02      | <0,02      | -               | <0,02      | <0,02      | -               |
| Toluen                      | 2,2        | <0,02      | 2,18            | 1,8        | <0,02      | 1,78            |
| Ethylbenzen                 | 0,024      | <0,02      | 0,004           | 0,025      | <0,02      | 0,005           |
| o-Xylen                     | 0,03       | <0,02      | 0,01            | 0,029      | <0,02      | 0,009           |
| m+p-Xylen                   | 0,081      | <0,02      | 0,06            | 0,075      | <0,02      | 0,055           |
| Napthalen                   | <0,02      | <0,02      | -               | <0,02      | <0,02      | -               |
| Chlorbenzen                 | <0,02      | <0,02      | -               | <0,02      | <0,02      | -               |
| Trichlormethan (chloroform) | <0,02      | <0,02      | -               | <0,02      | <0,02      | -               |
| BPA                         | 1,1        | <0,01      | 1,09            | 0,17       | <0,01      | 0,16            |
| Øvrige Bisphenoler          | <0,01      | <0,01      | -               | <0,01      | <0,01      | -               |

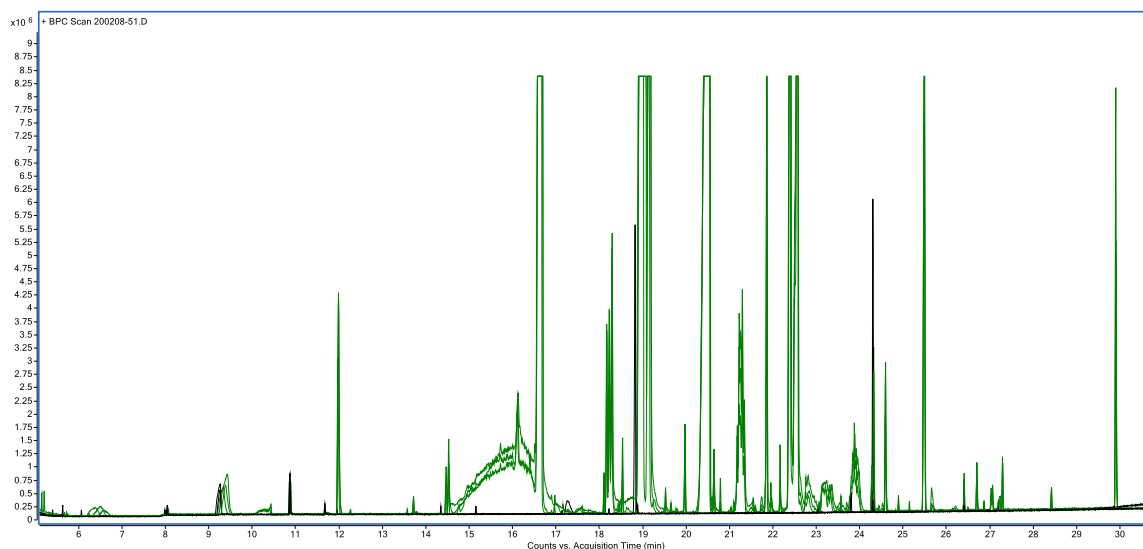
**Noter:**

- 1) Ændringen (Δ) er beregnet konservativt, ved koncentrationer målt under detektionsgrænsen, er detektionsgrænsen fratrukket den målte koncentration.

Non-target analyser af standardiserede migrationstests af epoxy-belægning påviste i alt 93 stoffer, der var til stede i både 1. og 3. migrationsperiode (Figur 16). Ud af de 93 påviste stoffer var 80 af stofferne ukendte (*ID niveau 4*), og 13 stoffer blev identificeret (*ID niveau 2-3*). Blandt de uidentificerede blev der påvist flere stoffer, der formodes at være isomerer eller derivater af oligo propylenglycol. Non-target analyser kunne ikke genfinde afsmitning af BPA fra epoxy-belægning,

sandsynligvis på grund af en baggrundsforurening under opkoncentrering og/eller ved analyse af prøven. For at undersøge om der sad stoffer tilbage på indersiden af prøveflaskerne, efter ekstraktionen af vandet, blev flaskerne rensed med metanol. Efterfølgende blev metanol-koncentratet også analyseret på GC-MS sammen med vandekstrakterne. KU PLEN fortolkede på resultaterne, at metanol-koncentratet indeholdte epoxy resin (herunde bisphenol A-epichlorohydrin), som er en ingrediens i epoxymalingen. Da disse stoffer i resinen ikke er flygtige bliver de i lineren på analyseinstrumentet, hvor de over tid og særligt i forbindelse med analyse af rent vand nedbrydes til bl.a. BPA. Derfor er det sandsynliggjort, at BPA er til stede både i selve metanol-koncentratet samt i de efterfølgende vandprøver og blindprøver, og derfor ikke påvises som resultat af afsmitning.

I non-target analyserne (GC-MS) blev der imidlertid påvist Bisphenol A Diglycidyl Ether (BADGE), hvilket omvendt ikke blev fundet i kommercielle analyser fra migrationstesten (<0,01 µg/L). Non-target analyserne har desuden påvist afsmitning af 1,6-Hexanediol, et typisk opløsningsmiddel anvendt i epoxy-belægninger, samt afsmitning af en antioxidant 7,9-Di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione, som tidligere er påvist i forbindelse med afsmitning fra fødevareemballage (Kalweit et al., 2023).



**Figur 16:** Eksempel på kromatogram (GC-MS) fra non-target analyse af vand fra standardiserede migrationstests af epoxy-belægning, 1. migrationsperiode (3 døgn), hvor grønne kromatogrammer er prøver, mens de sorte er blindprøver.

**3.3.2 Feltundersøgelser, Bederværket** I feltundersøgelserne på Bederværket, Aarhus kunne der ikke måles en organisk afsmitning (NVOC < 0,1 mg/L) efter idriftsættelse af nye epoxy-belagte filtertanke. Samtidig blev der ikke fundet målbare koncentrationer af kendte organiske mikroforureninger fra de kommercielle analyser, herunder BPA, som blev ikke påvist dvs. koncentrationen var under detektionsgrænsen på 0,01 µg/L (Tabel 12).

**Tablet 12:** Resultater feltundersøgelser på Bederværket af epoxy afsmitning af kendte stoffer ( $\mu\text{g/L}$ ), Koncentrationer målt i udløb fra parallelle filtre i linjen, hvor alle prøver var under detektionsgrænsen (som angivet <), og NVOC uændret fra indløb.

| PRØVE /<br>ANALYSEPARAMETER | LINJE 1 |                |       | LINJE 2 |       |                | LINJE 3 |       |                |       |
|-----------------------------|---------|----------------|-------|---------|-------|----------------|---------|-------|----------------|-------|
|                             | Fase 3  | Idriftsættelse |       | Fase 3  |       | Idriftsættelse | Fase 3  |       | Idriftsættelse |       |
|                             | 1 md    | start          | 1 md  | start   | 1 md  | 1 md           | start   | 1 md  | start          | 1 md  |
| NVOC                        | 1,30    | 1,40           | 1,40  | 1,60    | 1,90  | 1,60           | 0,86    | 0,67  | 0,96           | 0,96  |
| Epichlorhydrin              | <0,2    | <0,2           | <0,2  | <0,2    | <0,2  | <0,2           | <0,2    | <0,2  | <0,2           | <0,2  |
| Benzen                      | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| Toluen                      | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| Ethylbenzen                 | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| o-Xylen                     | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| m+p-Xylen                   | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| Naphthalen                  | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| Chlorbenzen                 | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| Trichlormethan (chloroform) | <0,02   | <0,02          | <0,02 | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02   | <0,02 | <0,02          | <0,02 |
| BPA                         | <0,01   | <0,01          | <0,01 | <0,01   | <0,01 | <0,01          | <0,01   | <0,01 | <0,01          | <0,01 |
| Øvrige Bisphenoler          | <0,01   | <0,01          | <0,01 | <0,01   | <0,01 | <0,01          | <0,01   | <0,01 | <0,01          | <0,01 |

Forholdene under feltundersøgelserne var markant forskellige fra de standardiserede forhold i laboratorietesten bl.a. med hensyn til kontakttid og S/V-forhold. Det var således forventeligt, at den resulterende koncentrationen af en given afsmitning vil være markant højere i migrationstesten end ved faktisk brug. Hvis disse forhold tages i betragtning, vil et overslag fra migrationstesten til en forventet afsmitning under faktisk brug for BPA svare til:

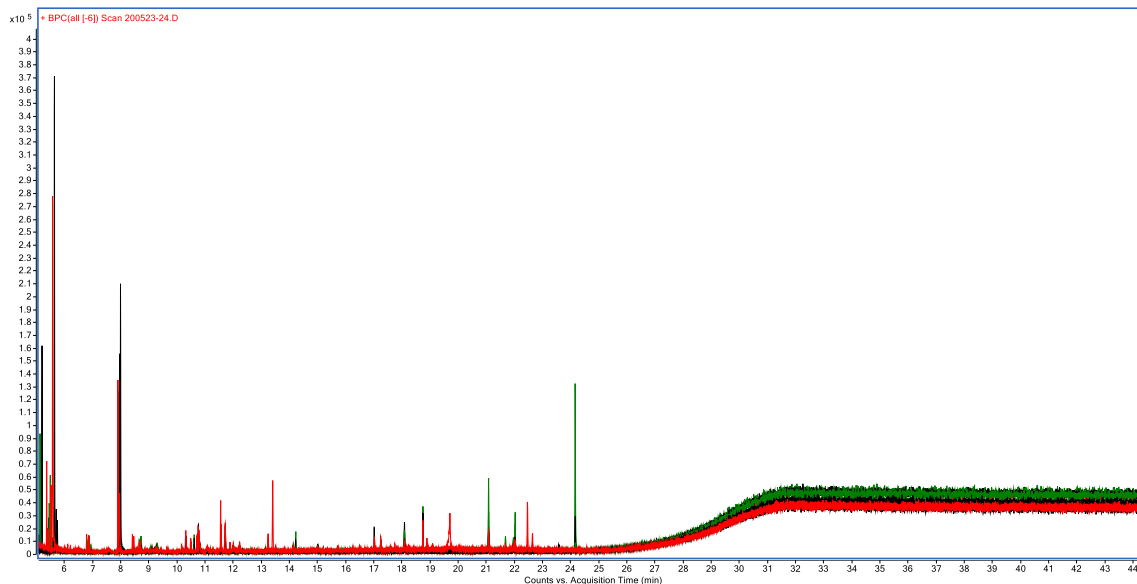
$$1,1 \mu\text{g/L} \cdot \frac{0,2 \text{ timer}}{72 \text{ timer}} \cdot \frac{0,6 \text{ dm}^{-1}}{10 \text{ dm}^{-1}} = 0,2 \text{ ng/L}, \text{ hvorfor koncentrationen vil være markant under}$$

detektionsgrænsen (10 ng/L), og dermed i overensstemmelse med de kommercielle analyser i feltundersøgelserne. Forud for prøvetagningen på Bederværket havde tankene desuden været gennemskyllet med vand i ca. 3 måneder som led i idriftsættelsesproceduren. Til sammenligning var skylleproceduren i de standardiserede migrationstests 1 døgn inden 1. migrationsperiode, hvilket ydermere svarer til en fortynding i de resulterende afsmitninger fra epoxy-belægningen. Det skal bemærkes, at projektet er udført med en BPA analyse med en detektionsgrænse på 0,01  $\mu\text{g/L}$ . Da EFSA har udsendt en revurdering af BPA, med forslag til en ny grænse for dagligt indtag (0,04 ng/kg/dag), er detektionsgrænsen for nye tilgængelige analyser af BPA lavere. Det kan derfor være relevant at foretage supplerende undersøgelser.

I feltundersøgelserne på Bederværket blev der udtaget og opbevaret to prøver til non-target analyser, men grundet fejl i kommunikation og/eller analyseplanlægning, blev de to prøver først analyseret en måned senere. Analyseresultaterne er derfor meget mere usikre, og konklusioner bør drages med store forbehold, da det er sandsynligt at stoffer er tabt grundet kemiske, fysiske og biologiske omdannelsesprocesser under langvarig opbevaring af vandprøverne uden konservering (SPE-forbehandling jf. protokollen). Non-target analyserne fra Bederværket påviste da også kun 5 stoffer, og kunne ikke genfinde stoffer fundet i de standardiserede migrationstests (Figur 17). Ud af de 5 stoffer var 4 ukendte (*ID niveau 4*), og kun et enkelt blev identificeret som 1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tri-2-propenyl (*ID niveau 3*). Samme stof blev også fundet i de accelererede migrationstests af gummi samt i ledningsnettet i VK-KBH, og stoffet stammer sandsynligt fra afsmitning af gummipakninger. At der kun blev påvist 5 stoffer i prøverne fra



Bederværket skyldes uden tvivl, at de ikke blev konserveret og analyseret i tidsnok for en repræsentativ beskrivelse. Der findes ikke et konserveringsmiddel, der kan bruges til alle grupper af organiske stoffer, som ikke påvirker analysen. Nedkøling kan i et vist omfang sænke hastigheden af kemiske og biologiske reaktioner, men kan ikke forhindre dem. Disse resultater understreger vigtigheden af, at vandprøver til non-target screening forbehandles og/eller analyseres inden for kort tid efter prøvetagning.



Figur 17: Eksempel på kromatogram (GC-MS) fra non-target analyse af vand fra Bederværket efter idriftsættelse af Linje 2, hvor røde kromatogrammer er prøver før filtre, grønne er efter filtre, og de sorte kromatogrammer er blindprøver.

### 3.3.4 Delkonklusioner - Epoxy:

- Epoxy-belægning godkendt til kontakt med drikkevand (WRAS og NSF/ANSI 61), kan potentielt afsmitte Bisphenol A (BPA). I standardiserede migrationstests er der målt en afsmitning af BPA fra epoxy-belægning, som er markant faldende fra 1,1 µg/L i 1. migrationsperiode til 0,17 µg/L i 3. migrationsperiode. Da de standardiserede migrationstests er udført under forhold, hvor kontakttid og S/V-forhold er højere, er det forventeligt, at der ikke måles afsmitning fra epoxy-belægning af kendte stoffer over de analytiske detektionsgrænser.
- Non-target analyser påviser afsmitning af mange og primært ukendte stoffer fra epoxy-belægning i standardiserede migrationstests, hvorfor der potentielt kan være flere stoffer, der bør undersøges og vurderes under dets godkendelse til brug i kontakt med drikkevand.
- I feltundersøgelserne på Bederværket er der i kommercielle analyser ikke målt afsmitning af kendte stoffer herunder BPA. Non-target analyser påviser afsmitning af 4 ukendte stoffer, samt identificerer et kendt stof, der formodes at stamme fra gummipakninger. Vandprøverne til non-target analyser blev imidlertid ikke analyseret tidsnok efter prøvetagning, hvorfor resultaterne skal tolkes med store forbehold.

## 4. Opsamling

Dette projekt har undersøgt afsmitning fra gummipakninger, PE-rør og epoxy-belægning i kontakt med drikkevand gennem både laboratorietests og feltundersøgelser. De undersøgte materialer er alle godkendt til brug i kontakt med drikkevand gennem én eller flere certificeringsordninger (fx DK-Vand, Kiwa, WRAS eller NFS/ANSI 61). I godkendelsen har materialet typisk gennemgået en migrationstest, der følger samme metodestandard som anvendt i indeværende projekt. Da en migrationstest udføres under standardiserede forhold, der er forskellige fra forholdene under materialets faktiske brug, vil en godkendelse af materialet bero på en omregning af de målte stofkoncentrationer. I europæiske godkendelsesordninger anvendes såkaldte omregningsfaktorer (Conversion Factors, CF), der er fastlagt ud fra for forskellige produktkategorier, deres relative overflade/volumen-forhold og kontakttid med drikkevand. Projektet har imidlertid belyst forskellige forhold, der kan udfordre brugen af omregningsfaktorer i migrationstesten, som de også bliver anvendt i materialegodkendelsen. Dette kan fx omfatte tilfælde, hvor de målte koncentrationer i migrationstesten ikke er aftagende dvs. at de ikke falder fra en migrationsperiode til den næste, hvilket betyder, at man overser og/eller underestimerer afsmitningen ved faktisk brug. Det kan også være tilfælde, hvor der ikke tages højde for utilsigtet brug eller worst-case scenarier, fx ved stilstand i ledningsnettet. Samtidig tager godkendelsen ikke højde for den akkumulerede eksponering, når materialer med omregningsfaktorer under en hvis størrelse ikke er underlagt samme krav til migrationstest, som det er tilfældet med gummipakninger i flere certificeringsordninger.

Under feltundersøgelserne har forsyningerne foretaget rutinemæssige tiltag, der kan have bidraget til at minimere afsmitning fra nye materialer fx gennem overholdelse af skylletider i nyt/renoveret ledningsnet og procedurer for indkøring af nye vandværker. Laboratorieundersøgelserne tyder på, at der kan afvaskes og udgås en eventuel første afsmitning fra et nyt materiale. Den samlede afsmitning af organisk stof (NVOC) fra både gummipakninger og fra epoxy falder fra forbehandlingen og over migrationsperioderne. Imidlertid er den første afsmitning ikke altid repræsentativ for afsmitningen i hele materialets brugstid, da der kan ske en ændring i hvilke stoffer, der afsmitter fra et materiale. Især nedbrydningsprodukter fra antioxidant, som netop tilsættes materialer for at forlænge levetiden, kan have uhomogene afsmitningsmønstre.

Non-target analyserne har haft fokus på GC-MS og dermed overvejende de flygtige og semi-flygtige stoffer, der kan detekteres med denne kemiske analysemetode. Valg af ekstraktionsprocedure, separations- og ioniseringsmetode vil alt andet lige udgøre en vis selektion, så det ikke er alt i en given vandprøve, der påvises. Samtidig har metoden vist udfordringer med at genfinde afsmitning af kendte stoffer herunder hhv. BPA i forbindelse med afsmitning fra epoxy-belægning og nedbrydningsprodukter fra antioxidant i forbindelse med afsmitning fra PE-rør. Dette kan delvist skyldes kontaminering af prøven og/eller en uundgåelig baggrundsforurening, fx koncentrationer i blindprøver, hvor vand har været i kontakt med mange kilometer rør af plast.

Projektet har demonstreret hvorledes nye non-target analysemetoder kan give vigtig og ny indsigt i afsmitning fra materialer i kontakt med drikkevand. Non-target analyser kan imidlertid ikke stå alene i en regulering af materialer eller i materialegodkendelsen. Dette skyldes først og fremmest, usikkerheden forbundet med identifikation og koncentration af stofferne. I dette projekt er alle stoffer påvist med non-target analysemetoder blevet påvist på sikkerhedsniveau (ID Niveau) 2 og derover (Bilag 2). Da reguleringen af og kvalitetskravene til drikkevand generelt set baserer sig på en sundhedsmæssig risikovurdering af enkeltstoffer, vil det kræve et stofkendskab og tilgængelige data herom. Stoffer identificeret på sikkerhedsniveau (ID Niveau) 1 (Schymanski et al., 2014) kan direkte

understøtte en regulering. Da stofferne er kendte, vil der højst sandsynligt være tilgængelige, kommercielle analysemetoder. Stoffer identificeret på sikkerhedsniveau 2 og derover vil i bedste fald kunne bidrage til prioritering af nuværende analyseparametre og behovet for udvikling af referencestandarder og analysemetoder (Miljøstyrelsen, 2022).

Udvikling, harmoniseringen samt tilgængelighed og deling af databaser på tværs af laboratorier, forskningsinstitutioner og regulatorer vil kunne styrke brugen af non-target analysemetoder i fremtidig regulering af drikkevand (Hollender et al., 2019). 4MSi har foreslået, at ukendte stoffer fundet via non-target screening (GC-MS) reguleres ud fra et forsigtigheds-hensyn, med en migrationsgrænse på 1,0 µg/L per påvist ukendt stof og 5,0 µg/L for summen af ukendte stoffer, hvor koncentrationerne baseres relativt til nærmeste intern standard. Dette kan være en mulig tilgang til brug af non-target analysemetoder i fremtidig regulering af materialer i kontakt med drikkevand.

På baggrund af projektets resultater er der formuleret en række **anbefalinger til fremtidige aktionspunkter**:

- Foretage toksikologiske vurderinger af de nye identificerede stoffer.
- Udvikle nye akkrediterede analyser, så afsmitningen af de stoffer, der er fundet kritiske i de toksikologiske vurderinger, kan kvantificeres.
- Undersøge afsmitningen fra gummimaterialer (pakninger mm.) og deres betydning for den samlede drikkevandskvalitet, så det kan afklares, hvorvidt de fortsat bør være fritaget fra test, som det er tilfældet i flere godkendelsesordninger.
- Vurdere koncentrationen af alle kendte stoffer i forhold til den totale afsmitning, så man evt. kan formulere et forsigtighedsprincip om, at summen af uidentificerede stoffer ikke må overstige en given koncentration (4MSi, 2021; Hollender et al., 2019).

## 5. Konklusioner

Projektet konkluderer, at standardiserede migrationstest, som anvendes i certificeringsordningerne, i et vist omfang kan anvendes til at beskrive og forudsige afsmittningen fra et materialer under dets faktiske brug. De målte koncentrationer i feltundersøgelserne er i flere tilfælde i overensstemmelse med de forventede koncentrationer omregnet fra migrationstesten. Non-target analyser påviser afsmittning af mange og primært ukendte stoffer fra gummipakninger, PE-rør og epoxy-belægning, hvorfor der potentielt kan være flere stoffer, der bør undersøges og vurderes under materialernes godkendelse til brug i kontakt med drikkevand.

Projektet har bidraget til følgende konklusioner:

- Indledende accelererede migrationstests af gummimaterialer og polyethylen påviser mange og flere ukendte stoffer via nye non-target analysemetoder udviklet af KU PLEN:
  - o Høj migration af organisk stof (NVOC) og flere end 800 unikke stoffer er påvist i accelererede migrationstests af gummimaterialer brugt i fx pakninger, som er godkendt til kontakt med drikkevand. Stoffer fra gummipakningerne er genfundet i feltundersøgelser både på vandværk og i ledningsnettet, og det bør derfor vurderes om det samlede forbrug af gummimaterialer i forsyningen udgør et problem, og om det fortsat er rimeligt at fritage dem fra migrationstests, som det er tilfældet i flere godkendelsesordninger i dag.
  - o Lav migration af organisk stof, men flere end 100, hovedsageligt ukendte stoffer er påvist i accelererede migrationstests af PE-rør. Afsmittningen fra PE-rør udvikler sig over dets kontakttid med vand.
- Standardiserede migrationstests af PE-rør og epoxy-belægning viser afsmittning af kendte uønskede stoffer via stofspecifikke analyser:
  - o Der sker en udvikling i koncentrationer, hvor afsmittningen af nogle nedbrydningsprodukter fra antioxidant stiger fra 1. til 3. migrationsperiode fx 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren, hvorfor de potentielt vil findes i ledningsnettet.
  - o Afsmittning af Bisphenol A (BPA) fra epoxy-belægning falder markant fra 1. til 3. migrationsperiode, hvorfor det forventeligt ikke kan påvises i feltundersøgelserne.
- Feltundersøgelser viser afsmittning af kendte, uønskede stoffer, men der er ikke påvist afsmittning over kvalitetskrav (BEK. 1023 af 29/06/2023) eller i konflikt med materialernes godkendelse til brug i kontakt med drikkevand (DK-VAND, 2023b):
  - o I ledningsnettet er der efter installation af nye PE-rør målt nedbrydningsprodukter fra antioxidant efter 3 døgn henstand og efter 1 års drift. Især afsmittningen af 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxystyren bør undersøges nærmere.
  - o På vandværket er der efter installation af nye epoxy-belagte filtertanke ikke målt afsmittning af kendte stoffer inkl. BPA og BADGE (<0,01 µg/L).

Projektet har således bidraget med ny indsigt i afsmittning fra materialer herunder en hel generel forståelse for, hvordan laboratorietests beskriver materialers afsmittning ved faktisk brug, udvikling af en ny protokol for non-target analyser af drikkevand samt opdatering af lister over stoffer, der kan afsmitte fra udvalgte materialer i forsyningen. Denne nye indsigt er relevant for den fremtidige regulering af materialer i kontakt med drikkevand med henblik på at opnå en *bedre vandkvalitet til forbrugerne*.

## Referencer

4MSi. (2021). Requirements and test methods for products made of Organic Materials in Contact with Drinking Water. 4MSI Draft Common Approach on Organic Materials– Part C. Februar 2021.

Brocca, D., Arvin, E., & Mosbæk, H. (2002). Identification of organic compounds migrating from polyethylene pipelines into drinking water. *Water Research*, 36(15), 3675–3680.  
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00084-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00084-2)

Christensen, P. (2023). Protokol for Non-target screening. Bilag 2, til VUDP-Slutrapport projekt Bedre vandkvalitet til forbrugerne, DANVA.

Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, *Official Journal of the European Communities*, 5.12.98, L330/32. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=EN>)

Commission Directive 2011/8/EU of 28 January 2011 amending Directive 2002/72/EC as regards the restriction of use of Bisphenol A in plastic infant feeding bottles Text with EEA relevance. *Official Journal of the European Union*, 29.1.2011, L26/11. (<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:026:0011:0014:EN:PDF>)

DANVA (2022). Vand i tal 2022 Danmark – statistik og benchmarking. Hjemmeside: <https://www.e-pages.dk/danva/258/>, sidst besøgt 7.2.2023.

Denberg, M. (2009). Release of organic compounds from polymer pipes used in drinking water distribution. Technical University of Denmark.

Diera, T., Thomsen, A. H., Tisler, S., Karlby, L. T., Christensen, P., Rosshaug, P. S., ... Christensen, J. H. (2023). A non-target screening study of high-density polyethylene pipes revealed rubber compounds as main contaminant in a drinking water distribution system. *Water Research*, 229, 119480. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119480>

Dideriksen, K., Karan, S., Karlby, L. T., and Rosshaug, P. S. (2023). Simulering af migration i eksperimenter og vandbaner. Bilag 3, til VUDP-Slutrapport projekt Bedre vandkvalitet til forbrugerne, DANVA.

Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance), *Official Journal of the European Union*, 23.12.2020, L435/1. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184>)

DK-VAND (2023a). Baggrund for DK-VAND - En ny og stærkere mærkning. Hjemmeside: <https://dk-vand.org/om-dk-vand/om-dk-vand/>, sidst besøgt 7.2.2023.

DK-VAND (2023b). Prøvetagningsbestemmelser for plastrør. Hjemmeside: <https://dk-vand.org/bestemmelser/provningsbestemmelser/>, sidst besøgt 7.2.2023.

Fischer, L. M., Fuglsang, I. A., & Denberg, M. (2012). Statusvurdering vedr. afgivelse af organiske stoffer fra plastrør til drikkevand. Miljøprojekt nr. 1443, 2012. Miljøstyrelsen.  
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2012/09/978-87-92903-53-2.pdf>

- Hamm, S., Frey, T., Weinand, R., Moninot, G., & Petiniot, N. (2009). Investigations on the extraction and migration behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from cured rubber formulations containing carbon black as reinforcing agent. *Rubber Chemistry and Technology*, 82(2), 214–228. <https://doi.org/10.5254/1.3548246>
- Hansen, M., Frøkjær, E. E., Aggerbeck, M. R., Gravert, T., Martin, J. D., Young, R. B., Vorkamp, K., Bossi, R. (2021). HITLIST: holistic non-targeted approach to determine pesticide and biocide residues in the aquatic environment. The Danish Environmental Protection Agency, Pesticide Research no. 193, March 2021.
- Hollender, J., van Bavel, B., Dulio, V., Farmen, E., Furtmann, K., Koschorreck, J., ... Tornero, V. (2019). High resolution mass spectrometry-based non-target screening can support regulatory environmental monitoring and chemicals management. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 42. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0225-x>
- Kalweit, C., Berger, S., Kämpfe, A., & Rapp, T. (2023). Quantification and stability assessment of 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione leaching from cross-linked polyethylene pipes using gas and liquid chromatography. *Water Research*, 243, 120306. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120306>
- Kern, S., Fenner, K., Singer, H. P., Schwarzenbach, R. P., & Hollender, J. (2009). Identification of transformation products of organic contaminants in natural waters by computer-aided prediction and high-resolution mass spectrometry. *Environmental Science and Technology*, 43(18), 7039–7046. <https://doi.org/10.1021/es901979h>
- Lane, R. F., Adams, C. D., Randtke, S. J., & Carter, R. E. (2015). Bisphenol diglycidyl ethers and bisphenol A and their hydrolysis in drinking water. *Water Research*, 72(Sp. Iss. SI), 331–339. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.043>
- Lu, L., Cheng, C., Xu, L., Pan, L., Xia, H. F., & Lu, L. (2022). Migration of antioxidants from food-contact rubber materials to food simulants. *Journal of Food Engineering*, 318, 110904. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2021.110904>
- Lützhøft, H.-C. H., Waul, C. K., Andersen, H. R., Seredynska-Sobecka, B., Mosbæk, H., Christensen, N., ... Arvin, E. (2013). HS-SPME-GC-MS analysis of antioxidant degradation products migrating to drinking water from PE materials and PEX pipes. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 93(6), 593–612. <https://doi.org/10.1080/03067319.2012.727805>
- Miljøministeriet, 2023. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK nr 1023 af 29/06/2023, Drikkevandsbekendtgørelsen. <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2023/1023>
- Miljøstyrelsen, 2022. Miljøstyrelsens holdning til "Non target" og suspect screening. Præsentation af Helle Rüz Hansen ATV møde 10. maj 2022. Hjemmeside: <https://www.atv-jord-grundvand.dk/wp-content/uploads/2022/05/Moede-88-Helle-Rusz-Hansen-Miljoestyrelsens-holdning-til-NTA.pdf> (sidst besøgt 17. februar 2023)
- Morran, J., Whittle, M., Fabris, R. B., Harris, M., Leach, J. S., Newcombe, G., & Drikas, M. (2011). Nitrosamines from pipeline materials in drinking water distribution systems. *Journal - American Water Works Association*, 103(10), 76–83. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2011.tb11549.x>

Møller, L., Semark, I. D., Tørsløv, J., Møller, S. S., & Andersen, J. R. (2023). Kortlægning af kilder og niveauer af Bisphenol A i drikkevand. Miljøstyrelsen. Grundvand og drikkevand nr. 6. Maj 2023.

Nielsen, L. M., Falkenberg, J., Fuglsang, I. A., Christensen, A. G., Fischer, E. V., & Hansen, N. (2005). Feltundersøgelse af vandforsyningernes plastrør. Miljøprojekt nr. 1049, 2005.

<https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-863-7/pdf/87-7614-864-5.pdf>

Romero, J., Ventura, F., & Gomez, M. (2002). Characterization of paint samples used in drinking water reservoirs: Identification of endocrine disruptor compounds. *Journal of Chromatographic Science*, 40(4), 191–197. <https://doi.org/10.1093/chromsci/40.4.191>

Skjevraak, I., Due, A., Gjerstad, K. O., & Herikstad, H. (2003). Volatile organic components migrating from plastic pipes (HDPE, PEX and PVC) into drinking water. *Water Research*, 37(8), 1912–1920.

[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00576-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00576-6)

Schymanski, E. L., Jeon, J., Gulde, R., Fenner, K., Ruff, M., Singer, H. P., & Hollender, J. (2014). Identifying Small Molecules via High Resolution Mass Spectrometry: Communicating Confidence. *Environmental Science and Technology*, 48(4), 2097–2098. <https://doi.org/10.1021/es5002105>

Stern, B. R., & Lagos, G. (2008). Are there health risks from the migration of chemical substances from plastic pipes into drinking water? A review. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14(4), 753–779. <https://doi.org/10.1080/10807030802235219>

Thomsen A. H., Karlby, L. T., Albrechtsen, H-J. (2019). Notat om: Godkendelsesordninger for organiske materialer i kontakt med drikkevand.

Tillner, J., & Grob, K. (2014). Compliance work for food contact materials: Feasibility of the legally required safety assessment of an epoxy/amine-based coating for domestic water pipe restoration. *Food Additives and Contaminants - Part a*, 31(7), 1310–1323.

<https://doi.org/10.1080/19440049.2014.916421>

Trafik- og Byggestyrelsen, 2016. Bekendtgørelse om markedsføring og salg af byggevarer i kontakt med drikkevand. BEK nr. 1007 af 29/06/2016. <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2016/1007>

Umwelt Bundesamt, 2023. Approval and Harmonization – 4MS Initiative. Hjemmeside:

<https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/water/drinking-water/distributing-drinking-water/approval-harmonization-4ms-initiative>, sidst besøgt: 7.2.2023.

## Bilag

### Bilag 1: Analyseprogram for PE-rør og epoxy

**Table B1.1:** Analyseprogram for PE-rør: *Plastpakken*. Enhed µg/L.

Urel. (%) er den relative analyseusikkerhed som den er oplyst af analyselaboratoriet.

| Kategori    | Parameter   | DL   | Urel. (%) |
|-------------|---|------|-----------|
| Tilstand    | Temperatur  |      |           |
| Plastpakken | 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)methylpropanoat    | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 3,5-di.tert-butyl-4-hydroxy-acetophenon                 | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 3,5-di.tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyd                 | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-dien-2,8-dion | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 2,6-di-tert-butyl-p-benzoquinon                         | 0,1  | 30        |
| Plastpakken | 3,5-di.tert-butyl-4-hydroxy-styren                      | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | BHT (4-methyl-2,6-di-tert-butylphenol)                  | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 5-methyl-2-hexanon                                      | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 4-ethylphenol   | 0,1  | 30        |
| Plastpakken | 2,4-Di-tert-butylphenol                                 | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 4-butoxyphenol  | 0,05 | 30        |
| Plastpakken | 4-tert-butylphenol                                      | 0,05 | 30        |

**Table B1.2:** Analyseprogram for Epoxy. Enhed µg/L.

Urel. (%) er den relative analyseusikkerhed som den er oplyst af analyselaboratoriet.

| Kategori              | Parameter   | DL    | Urel. (%) |
|-----------------------|---|-------|-----------|
| Organoleptisk         | Lugt  |       |           |
| Organoleptisk         | Smag  |       |           |
| Organisk ikke-flygtig | NVOC mg/l   | 0,1   | 15        |
| Metaller              | Barium µg/l   | 1     | 20        |
| Metaller              | Bly µg/l  | 0,025 | 20        |
| Metaller              | Cd µg/l   | 0,003 | 20        |
| Metaller              | Jern mg/l   | 0,01  | 20        |
| Metaller              | Kviksølv µg/l   | 0,002 | 20        |
| Organiske             | Epichlorhydrin µg/l   | 0,2   | 30        |
| Organiske             | Benzen µg/l   | 0,02  | 20        |
| Organiske             | Toluen µg/l   | 0,02  | 15        |
| Organiske             | Ethylbenzen µg/l  | 0,02  | 20        |
| Organiske             | O-xylen µg/l  | 0,02  | 20        |
| Organiske             | M+p-xylen µg/l  | 0,02  | 20        |
| Organiske             | Naphtalen µg/l  | 0,02  | 20        |
| Organiske             | Chlorbenzen µg/l  | 0,02  | 20        |
| Organiske             | Chloroform (=trichlormethan) µg/l   | 0,02  | 15        |
| Organiske             | Bisphenol-A (BPA) <0,01µg/l   | 0,01  |           |
| Organiske             | Screening af 12 forskellige bisphenoler i vand viser alle <0,01 mg/kg= µg/l | 0,01  |           |
| Organiske             | Screening af BADGE (Bisphenyl-A-Di-Glycidyl-Ether)viser <0,05 mg/kg = µg/l  | 0,05  |           |



## Bilag 2: Stoflister fra non-target analyser

### Ordforklaringer:

|                          |   |
|--------------------------|---|
| RI                       | Retentionsindeks  |
| NIST                     | National Institute of Standards and Technology, mass spectral library 2020  |
| NIST20 RI                | Retentionsindeks fra NIST20 biblioteket - eksperimentel RI<br>median±afvigelse (antal målinger som tallene er baseret på) |
| Fold change              | Antal fold som toparealet i prøverne er større end i blindprøverne  |
| Detekteret i blindprøver | Markeres med "Ja" hvis stoffet er detekteret i mindst en blindprøve   |
| Høj intensitet           | Indikerer at der er relativt meget af et stof - højden af signalet af taget ionen er højere end 1000 000                  |
| ID Niveau                | Kvaliteten af identifikationen (Sikkerhedsniveau)<br>- se Tomas Diera et al., Water Research 229 (2023) 119480            |

**Note:** Fold change skal være større end 2 før et stof medtaget i en tabel. Desuden skal stoffet ses i alle tre replikater af en prøve.

**Tabel B2.1:** Stoffer fundet i accelererede migrationstests af PE-rør med non-target analyser, Tabel redigeret fra Diera et al., 2023: Supporting information: *Table S2 SS-NTS PE Migration*.

| Afsmitning fra PE – Accelererede migrationstests                           |            |                     |         |              |                    |  |           |
|--|------------|---------------------|---------|--------------|--------------------|--|-----------|
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS<br>Dataanalyse: NTS                              |            |                     |         |              |                    |  |           |
| Suspect search   |            |                     |         |              |                    |  |           |
| Navn   | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI      | RI-NIST20 RI | NIST20 Matchfaktor |  | ID Niveau |
| 1-Hexanol, 2-ethyl-  | 104-76-7   | 9,817               | 1027,8  | -2,2         | 875,3              |  | 2         |
| 2,2,4-Trimethyl-1,3-pentanediol diisobutyrate                              | 6846-50-0  | 17,83               | 1603,65 | 15,65        | 825                |  | 2         |
| 2,4-Di-tert-butylphenol  | 96-76-4    | 16,74               | 1512,8  | -6,2         | 952,2              |  | 2         |
| 2,5-Cyclohexadiene-1,4-dione, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-                  | 719-22-2   | 16,34               | 1480,35 | 9,35         | 925                |  | 2         |
| 3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyacetophenone                                    | 14035-33-7 | 20,37               | 1834    |              | 881,4              |  | 2         |
| 3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxybenzaldehyde                                    | 1620-98-0  | 19,85               | 1783,7  | 11,7         | 953                |  | 2         |
| 3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxyphenylpropionic acid                            | 20170-32-5 | 22,01               | 1996,7  |              | 866,1              |  | 2         |
| 3-Penten-2-one, 4-methyl-  | 141-79-7   | 6,245               | 805,7   | 7,7          | 950                |  | 2         |
| 7,9-Di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione                  | 82304-66-3 | 21,41               | 1935,5  | 12,5         | 932,9              |  | 2         |
| Acetophenone   | 98-86-2    | 10,54               | 1073,45 | 8,45         | 852,5              |  | 2         |
| Mesitylene   | 611-14-3   | 8,963               | 974,25  | 4,25         | 875                |  | 2         |
| Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, methyl ester | 6386-38-5  | 21,56               | 1951,75 | 8,75         | 942,5              |  | 2         |
| Benothiazole   | 95-16-9    | 13,09               | 1241,3  | 12,3         | 868,75             |  | 2         |
| Butylated Hydroxytoluene   | 128-37-0   | 16,85               | 1522    | 9            | 930                |  | 2         |
| Butyrolactone  | 96-48-0    | 8,197               | 927,25  | 12,25        | 840                |  | 2         |
| Cyclopentanone   | 120-92-3   | 6,214               | 803,1   | 12,1         | 800                |  | 2         |
| Decanal  | 112-31-2   | 12,57               | 1205,05 | -0,95        | 870                |  | 2         |
| Dodecanoic acid  | 143-07-7   | 17,20               | 1551,3  | -16,7        | 905,2              |  | 2         |
| Ethanone, 1-(3-hydroxyphenyl)-   | 121-71-1   | 15,79               | 1438,7  | -0,3         | 857,5              |  | 2         |
| Ethanone, 1,1'-(1,4-phenylene)bis-   | 1009-61-6  | 15,88               | 1443,95 | -17,05       | 904,1              |  | 2         |
| Hexadecane   | 544-76-3   | 17,74               | 1596,05 | 3,95         | 825                |  | 2         |
| Hexanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester                                  | 103-23-1   | 25,54               | 2396,15 | -1,85        | 892,5              |  | 2         |
| n-Decanoic acid  | 334-48-5   | 14,67               | 1353,55 | -19,45       | 886,6              |  | 2         |

| Nonanal   | 124-19-6   | 11,03               | 1103,65  | -0,35        | 852,5              |  |  |  | 2         |
|---|------------|---------------------|----------|--------------|--------------------|--|--|--|-----------|
| Octanoic acid   | 124-07-2   | 11,89               | 1160,55  | -19,45       | 950                |  |  |  | 2         |
| Phenol  | 108-95-2   | 9,028               | 978,7    | -1,3         | 914,1              |  |  |  | 2         |
| Phenol, 2-(1,1-dimethylethyl)-  | 88-18-6    | 13,52               | 1292,9   | 18,9         | 870,9              |  |  |  | 2         |
| Phenol, 2-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-                                       | 2409-55-4  | 14,65               | 1351,8   | -2,2         | 885                |  |  |  | 2         |
| Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-   | 128-39-2   | 15,97               | 1451,8   | 11,8         | 908                |  |  |  | 2         |
| Phenol, 3,5-dimethyl-   | 123-07-9   | 11,97               | 1165     | -4           | 853,75             |  |  |  | 2         |
| Phenol, m-tert-butyl-   | 585-34-2   | 13,85               | 1293,875 | -1,125       | 927                |  |  |  | 2         |
| <b>Non-target screening</b>   |            |                     |          |              |                    |  |  |  |           |
| Navn  | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI       | RI-NIST20 RI | NIST20 Matchfaktor |  |  |  | ID Niveau |
| 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester                       | 84-69-5    | 20,80               | 1875,9   | 5,9          | 915                |  |  |  | 2         |
| 1-Dodecanethiol   | 112-55-0   | 17,11               | 1543,6   | 7,6          | 913                |  |  |  | 2         |
| 1-Propanol, 2,2'-oxybis-  | 108-61-2   | 10,06               | 1043,2   | 1,2          | 965                |  |  |  | 2         |
| 2(3H)-Benzothiazolone   | 934-34-9   | 18,71               | 1681,6   |              | 934                |  |  |  | 2         |
| 2(3H)-Furanone, 5-butylidihydro-  | 104-50-7   | 13,41               | 1263,55  | 2,55         | 902                |  |  |  | 2         |
| 2(3H)-Furanone, 5-heptyldihydro-  | 104-67-6   | 17,56               | 1581,6   | 7,6          | 907                |  |  |  | 2         |
| 2(3H)-Furanone, 5-hexyldihydro-   | 706-14-9   | 16,26               | 1474,85  | 4,85         | 946                |  |  |  | 2         |
| 2(3H)-Furanone, dihydro-5-pentyl-   | 104-61-0   | 14,87               | 1368,6   | 5,6          | 922                |  |  |  | 2         |
| 2,5-Cyclohexadien-1-one, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-ethylidene-             | 6738-27-8  | 18,33               | 1648,45  | 0,45         | 832                |  |  |  | 2         |
| 2-Methoxy-4-vinylphenol   | 7786-61-0  | 14,23               | 1321,5   | 4,5          | 905                |  |  |  | 2         |
| 2-Propanol, 1,1'-oxybis-  | 110-98-5   | 9,733               | 1022,5   | -15,5        | 957                |  |  |  | 2         |
| 2-Pyrrolidinone   | 616-45-5   | 10,46               | 1067,9   | -8,1         | 955                |  |  |  | 2         |
| 3-Methyl-4-(3,7,7-trimethyl-2-oxabicyclo[3.2.0]hept-3-en-1-yl)-but-3-en-2-one | -          | 16,23               | 1472,6   | -56,4        | 745                |  |  |  | 3         |
| 3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxycinnamic acid TP3                                  | 95602-92-9 | 24,38               | 2259,2   |              |                    |  |  |  | 4         |
| PE3 RI=2383 TP3   | -          | 25,43               | 2383,3   |              |                    |  |  |  | 4         |
| 4-Piperidinone, 2,2,6,6-tetramethyl-  | 826-36-8   | 11,34               | 1124,05  | 4,05         | 887                |  |  |  | 2         |
| Apocynin  | 498-02-2   | 16,54               | 1496,8   | 7,8          | 912                |  |  |  | 2         |
| Benzaldehyde, 4-hydroxy-3,5-dimethoxy-  | 134-96-3   | 18,52               | 1664,6   | 1,6          | 860                |  |  |  | 2         |
| Benzenesulfonamide, 4-methyl-   | 98-10-2    | 18,70               | 1679,75  | -12,25       | 967                |  |  |  | 2         |
| Benzenesulfonamide, N-ethyl-2-methyl-   | 1077-56-1  | 18,63               | 1674,4   | -36,6        | 788                |  |  |  | 3         |
| PE3 RI=1597.1 TP3   |            | 17,74               | 1597,1   |              |                    |  |  |  | 4         |
| Caprolactam   | 105-60-2   | 13,34               | 1258,8   | 5,8          | 916                |  |  |  | 2         |
| Decanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester                                     | 122-62-3   | 28,60               | 2808,1   | 30,1         | 940                |  |  |  | 2         |
| Formamide, N,N-dibutyl-   | 761-65-9   | 14,02               | 1306,2   | -3,8         | 895                |  |  |  | 2         |
| Glycerin  | 56-81-5    | 8,843               | 966,9    | -0,1         | 925                |  |  |  | 2         |
| Heptaethylene glycol  | 5617-32-3  | 25,24               | 2360,7   | -3,3         | 856                |  |  |  | 2         |
| Heptanoic acid  | 111-14-8   | 10,36               | 1063     | -15          | 920                |  |  |  | 2         |
| Hexadecanoic acid, methyl ester   | 112-39-0   | 21,25               | 1921,2   | -4,8         | 910                |  |  |  | 2         |
| Hexanoic acid   | 142-62-1   | 8,849               | 967      | -23          | 890                |  |  |  | 3         |
| Methyl stearate   | 112-61-8   | 23,16               | 2121,8   | -6,2         | 911                |  |  |  | 2         |
| Nonanoic acid   | 112-05-0   | 13,31               | 1256,15  | -16,85       | 913                |  |  |  | 2         |
| Octanoic acid   | 124-07-2   | 11,86               | 1158,5   | -21,5        | 931                |  |  |  | 2         |
| PE1 RI=1629.2 TP3   | -          | 18,12               | 1629,9   |              |                    |  |  |  | 4         |

|   |            |       |         |       |     |  |  |   |
|---|------------|-------|---------|-------|-----|--|--|---|
| PE1 RI=1696 TP3   | -          | 18,89 | 1696,8  |       |     |  |  | 4 |
| PE1 RI=1730.6 TP2                                       | -          | 19,27 | 1730,6  |       |     |  |  | 4 |
| PE1 RI=1750.2 TP2                                       | -          | 19,46 | 1748,5  |       |     |  |  | 4 |
| PE1 RI=2452.3 TP2                                       | -          | 25,97 | 2452,1  |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=1408.9 TP2                                       | -          | 15,42 | 2113,45 |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=1694.1 TP2                                       | -          | 18,86 | 1694,05 |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=1701.1 TP2                                       | -          | 18,94 | 1701,1  |       |     |  |  | 4 |
| N-Butyl-2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinamine, N-acetyl- | 67778-07-8 | 19,9  | 1788,35 | -26   | 915 |  |  | 2 |
| PE2 RI=1755.8 TP2                                       | -          | 19,54 | 1755,5  |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=1767 TP3   | -          | 19,69 | 1769,25 |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=1990 TP3   | -          | 21,94 | 1990,75 |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=2031.6 TP2                                       | -          | 22,32 | 2031,35 |       |     |  |  | 4 |
| PE2 RI=2151 TP3   | -          | 23,43 | 2151,9  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1257 TP3   | -          | 13,33 | 1257,6  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1274 TP3   | -          | 13,57 | 1274,5  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1292 TP3   | -          | 13,82 | 1292    |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1330 TP3   | -          | 14,35 | 1330,5  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1408 TP3   | -          | 15,41 | 1408,75 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1640 TP3   | -          | 18,25 | 1640,9  |       |     |  |  | 4 |
| Syringaldehyd   | 134-96-3   | 18,58 | 1670,6  | 7     | 793 |  |  | 3 |
| PE3 RI=1735 TP3   | -          | 19,32 | 1736    |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1740.4 TP3                                       | -          | 19,36 | 1740    |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1826 TP3   | -          | 20,3  | 1826,75 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1893 TP3   | -          | 20,98 | 1894,25 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1903 TP3   | -          | 21,08 | 1903,2  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1966.5 TP2                                       | -          | 21,69 | 1965,95 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=1971 TP3   | -          | 21,74 | 1970,55 |       |     |  |  | 4 |
| Ethyl 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyhydrocinnamate         | 36294-24-3 | 22,16 | 2014    | -30   | 835 |  |  | 2 |
| PE3 RI=2020 TP3   | -          | 22,23 | 2020,1  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=2045 TP3   | -          | 22,46 | 2059,85 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=2060 TP3   | -          | 22,59 | 2059,5  |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=2133.0 TP3                                       | -          | 23,27 | 2133,55 |       |     |  |  | 4 |
| PE3 RI=2160 TP3   | -          | 23,52 | 2160,85 |       |     |  |  | 4 |
| PE4 RI=1500.1 TP3                                       | -          | 16,59 | 1500,1  |       |     |  |  | 4 |
| PE4 RI=1391.4 TP2                                       | -          | 15,19 | 1391,7  |       |     |  |  | 4 |
| PE4 RI=1985.3 TP2                                       | -          | 21,89 | 1985,3  |       |     |  |  | 4 |
| PE4 RI=1999.0 TP3                                       | -          | 22,03 | 2000    |       |     |  |  | 4 |
| PE4 RI=2392.6 TP2                                       | -          | 25,5  | 2392,6  |       |     |  |  | 4 |
| 4,4'-Stilbenediol, 3,3'-dimethoxy-, (E)-                | 7329-69-3  | 27,77 | 2689,85 | -20   | 826 |  |  | 2 |
| PE5 RI=1235.3 TP3                                       | -          | 13,00 | 1235,4  |       |     |  |  | 4 |
| PE6 RI=1538 TP3   | -          | 17,05 | 1539,55 |       |     |  |  | 4 |
| Pentaethylene glycol                                    | 4792-15-8  | 19,93 | 1791,45 | -3,55 | 950 |  |  | 2 |
| Phenol, 2,4,6-tri-tert-butyl-                           | 732-26-3   | 20,64 | 1860,4  | -21,6 | 754 |  |  | 3 |
| Phenol, 2-methoxy-                                      | 90-05-1    | 10,89 | 1094,7  | 4,7   | 935 |  |  | 2 |
| PE3 RI=2200.1 TP3                                       | -          | 23,87 | 2200,1  |       |     |  |  | 4 |

|  |             |       |         |       |     |  |  |  |  |   |
|--|-------------|-------|---------|-------|-----|--|--|--|--|---|
| RI=2051.6, 22.5262 min 190407-13                       | -           | 22,51 | 2051,55 |       |     |  |  |  |  | 4 |
| Succinimide  | 123-56-8    | 11,26 | 1118,8  |       | 943 |  |  |  |  | 2 |
| Tetradecanoic acid                                     | 544-63-8    | 19,48 | 1750,5  | -17,5 | 891 |  |  |  |  | 2 |
| Tetraethylene glycol                                   | 112-60-7    | 16,63 | 1503,7  | -7,3  | 880 |  |  |  |  | 2 |
| Tri(2-chloroethyl) phosphate                           | 115-96-8    | 19,67 | 1767,8  | -9,2  | 928 |  |  |  |  | 2 |
| PE3 RI=1407.9 TP3                                      |             | 15,40 | 1407,9  |       |     |  |  |  |  | 4 |
| Vanillyl methyl ketone                                 | 2503-46-0   | 17,07 | 1541,15 | 7,15  | 908 |  |  |  |  | 2 |
| 1-(2,4-Dimethyl-furan-3-yl)-ethanone                   | 32933-07-6  | 10,88 | 1094    |       | 730 |  |  |  |  | 3 |
| 1,8-Diazacyclotetradecane-2,9-dione                    | 5776-79-4   | 24,78 | 2300    |       | 802 |  |  |  |  | 2 |
| 1H-Benzotriazole, 4-methyl-                            | 27799-90-2  | 17,02 | 1535    |       | 831 |  |  |  |  | 2 |
| 2H-Pyran-2-one, 5,6-dihydro-4,6,6-trimethyl-           | 6970-56-5   | 13,12 | 1243    |       | 729 |  |  |  |  | 3 |
| 4-Hydroxy-2-methoxycinnamaldehyde                      | 127321-19-1 | 19,47 | 1749    | 9     | 752 |  |  |  |  | 3 |
| 5,6-Decanedione  | 5579-73-7   | 14,47 | 1339    |       | 798 |  |  |  |  | 3 |
| Benzaldehyde, 4-hydroxy-                               | 123-08-0    | 14,72 | 1358    | -6    | 750 |  |  |  |  | 3 |
| Benzenesulfonamide, N-butyl-                           | 3622-84-2   | 20,03 | 1800    | 4     | 822 |  |  |  |  | 2 |
| Benzenesulfonamide, N-ethyl-4-methyl-                  | 80-39-7     | 19,28 | 1732    |       | 855 |  |  |  |  | 2 |
| Benzoic acid, methyl ester                             | 93-58-3     | 10,98 | 1101    | 7     | 773 |  |  |  |  | 3 |
| Cyclopentaneacetic acid, 3-oxo-2-pentyl-, methyl ester | 24851-98-7  | 18,47 | 1660    | 11    | 701 |  |  |  |  | 3 |
| Dodecanamide   | 1120-16-7   | 19,63 | 1762    |       | 725 |  |  |  |  | 3 |
| Hexanoic acid, 2-ethyl-                                | 149-57-5    | 11,07 | 1106    | -17   | 752 |  |  |  |  | 3 |
| Phenol, 2-(1,1-dimethylethyl)-4-ethyl-                 | 96-70-8     | 15,64 | 1426    | -13   | 720 |  |  |  |  | 3 |
| Phenol, 2-methoxy-4-(1-propenyl)-                      | 97-54-1     | 16,05 | 1459    | 9     | 726 |  |  |  |  | 3 |
| Phenol, 4-ethenyl-2,6-dimethoxy-                       | 28343-22-8  | 17,45 | 1572    | 9     | 726 |  |  |  |  | 3 |
| γ-Dodecalactone  | 2305-05-7   | 18,79 | 1688    | 10    | 824 |  |  |  |  | 2 |

**Tabel B2.2:** Stoffer fundet i ledningsnettet under installation af PE-rør i Herlev med non-target analyser.

| Ledningsrenovering, Herlev Nord - feltundersøgelser (ALLE rør er PE100 - DN63 fra Uponor) |            |               |      |              |                    |             |                          |                |           |
|---|------------|---------------|------|--------------|--------------------|-------------|--------------------------|----------------|-----------|
| Prøverne blev udtaget den 22/5-2019 (ifølge mærkaterne på prøveflaskerne)                 |            |               |      |              |                    |             |                          |                |           |
| Sted: Herlev(brandhane)   |            |               |      |              |                    |             |                          |                |           |
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS   |            |               |      |              |                    |             |                          |                |           |
| Dataanalyse: NTS  |            |               |      |              |                    |             |                          |                |           |
| Navn  | CAS nummer | Retentionstid | RI   | NIST20 RI    | NIST20 Matchfaktor | Fold change | Detekteret i blindprøver | Høj intensitet | ID Niveau |
| Fluoranthene  | 206-44-0   | 23,716        | 2035 | 2059±17 (42) | 754                | >10         | Nej                      | Nej            | 3         |
| Pyrene  | 129-00-0   | 24,264        | 2095 | 2103±20 (40) | 730                | >10         | Nej                      | Nej            | 3         |

| Prøverne blev udtaget den 9/9-2019 (ifølge mærkaterne på prøveflaskerne) |            |               |    |           |                    |             |                          |                |           |
|--|------------|---------------|----|-----------|--------------------|-------------|--------------------------|----------------|-----------|
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS  |            |               |    |           |                    |             |                          |                |           |
| Dataanalyse: NTS   |            |               |    |           |                    |             |                          |                |           |
| Navn   | CAS nummer | Retentionstid | RI | NIST20 RI | NIST20 Matchfaktor | Fold change | Detekteret i blindprøver | Høj intensitet | ID Niveau |
| Ingen stoffer/toppe opfylder kriterierne                                 |            |               |    |           |                    |             |                          |                |           |

**Tabel B2.3:** Stoffer fundet i ledningsnettet efter installation af PE-rør i København med non-target analyser, Tabel redigeret fra Diera et al., 2023: Supporting information: *Table S3 Field study results.*

| Ledningsrenovering, Vestre Kirkegård, København – feltundersøgelser (ALLE rør er PE100 – DN90 Uponor) |            |                     |         |              |                    |  |  |           |
|---|------------|---------------------|---------|--------------|--------------------|--|--|-----------|
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS<br>Dataanalyse: NTS   |            |                     |         |              |                    |  |  |           |
| Non-target GC   |            |                     |         |              |                    |  |  |           |
| Navn  | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI      | RI-NIST20 RI | NIST20 Matchfaktor |  |  | ID Niveau |
| 1,2-Ethanediol  | 107-21-1   | 5,49                | 749,9   | 47           | 80                 |  |  | 3         |
| 1,4-Cyclohexanedione, 2,2,6-trimethyl-  | 20547-99-3 | 12,35               | 1177,5  | 5            | 77                 |  |  | 3         |
| 1H-Benzotriazole  | 95-14-7    | 16,43               | 1472,5  | 3            | 76                 |  |  | 3         |
| Methylethylmaleimide  | 20189-42-8 | 13,20               | 1234,6  | 16           | 73                 |  |  | 3         |
| Pyruvamide  | 631-66-3   | 6,72                | 825,5   |              | 81                 |  |  | 3         |
| 2-Propanone, 1-hydroxy-   | 116-09-6   | 5,26                | 733,7   | 67           | 89                 |  |  | 3         |
| 3-Ethylbenzoic acid   | 619-20-5   | 14,80               | 1348,0  | 45           | 73                 |  |  | 3         |
| 4-Methyl-5H-furan-2-one   | 6124-79-4  | 10,42               | 1053,3  | 5            | 85                 |  |  | 2         |
| Acetamide   | 60-35-5    | 6,35                | 799,4   | 79           | 90                 |  |  | 3         |
| Aminocyclopropane Carboxylic Acid   | 22059-21-8 | 11,01               | 1091,0  |              | 90                 |  |  | 3         |
| Ethanol, 2-[2-(2-butoxyethoxy)ethoxy]-  | 143-22-6   | 16,41               | 1471,7  | 7            | 80                 |  |  | 2         |
| Hydroquinone  | 123-31-9   | 13,63               | 1264,5  | 18           | 71                 |  |  | 3         |
| 2-Cyanoethyl ether  | 1656-48-0  | 13,75               | 1272,7  | 1            | 91                 |  |  | 2         |
| Propanoic acid  | 79-09-4    | 5,31                | 736,9   | 5            | 83                 |  |  | 2         |
| 2,5-Hexanedione   | 110-13-4   | 8,49                | 937,2   | 17           | 90                 |  |  | 2         |
| Acetophenone, 4'-hydroxy-   | 99-93-4    | 16,03               | 1441,2  | 0            | 73                 |  |  | 3         |
| Benzenesulfonamide  | 1678-25-7  | 22,92               | 2071,4  |              | 90                 |  |  | 2         |
| Cyclohexane, isocyanato-  | 3173-53-3  | 9,68                | 1006,5  |              | 90                 |  |  | 3         |
| Cyclohexane, isothiocyanato-  | 1122-82-3  | 13,45               | 1251,8  | 0            | 88                 |  |  | 2         |
| Unknown RI=1680   |            | 13,69               | 1268,6  |              | 74                 |  |  | 3         |
|   |            |                     |         |              |                    |  |  |           |
| Suspect screening   |            |                     |         |              |                    |  |  |           |
| Navn  | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI      | RI-NIST20 RI | NIST20 Matchfaktor |  |  | ID Niveau |
| Benzenesulfonamide, 4-methyl-   | 70-55-3    | 18,98               | 1684,75 | 7            | 71                 |  |  | 3         |
| Dimethyl sulfone  | 67-71-0    | 8,35                | 926,60  | 2            | 89                 |  |  | 2         |
| Succinimide   | 123-56-8   | 11,49               | 1120,64 | 10           | 90                 |  |  | 2         |
| Unknown PE RI=2452  |            | 26,26               | 2459,69 |              | -                  |  |  | 4         |
| 2(3H)-Benzothiazolone   | 934-34-9   | 18,99               | 1685,98 | 55           | 71                 |  |  | 3         |
| Benzaldehyde, 4-hydroxy-  | 123-08-0   | 14,72               | 1357,00 | 7            | 70                 |  |  | 3         |
| Benzothiazole   | 95-16-9    | 13,36               | 1245,56 | 16           | 75                 |  |  | 3         |
| Ethanone, 1,1'-(1,4-phenylene)bis-  | 1009-61-6  | 16,13               | 1466,50 | 3            | 74                 |  |  | 3         |
| Nonanoic acid   | 112-05-0   | 13,53               | 1256,00 | 22           | 70                 |  |  | 3         |
|   |            |                     |         |              |                    |  |  |           |

**Tabel B2.4:** Stoffer fundet i standardiserede migrationstests af epoxy-belægning med non-target analyser.

| Afsmitning fra epoxy – standardiserede migrationstests            |            |                     |      |              |                    |                            |   |                               |           |
|---|------------|---------------------|------|--------------|--------------------|----------------------------|---|-------------------------------|-----------|
| Afsmitningstest epoxy plader DTU, 1. migration                    |            |                     |      |              |                    |                            |   |                               |           |
| Afsmitningstest epoxy plader DTU, 3. migration                    |            |                     |      |              |                    |                            |   |                               |           |
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS<br>Dataanalyse: NTS                     |            |                     |      |              |                    |                            |   |                               |           |
| Navn  | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI   | NIST20 RI    | NIST20 Matchfaktor | Fold change 1. Mig; 3. Mig | Detekteret i blindprøver 1. Mig; 3. Mig | Høj intensitet 1. Mig; 3. Mig | ID Niveau |
| Ukendt  |            | 5,37                | 731  |              |                    | 2-10; 2-10                 | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Ukendt  |            | 6,383               | 795  |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Benzyl alcohol  | 100-51-6   | 10,2                | 1031 | 1036±4 (186) | 917                | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 2         |
| Heptanoic acid  | 111-14-8   | 10,76               | 1066 | 1080±7 (43)  | 764                | 2-10; 2-10                 | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 3         |
| Hexanoic acid, 2-ethyl-   | 149-57-5   | 11,45               | 1109 | 1123±5 (30)  | 725                | 2-10; 2-10                 | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 3         |
| 1,6-Hexanediol  | 629-11-8   | 11,99               | 1144 | 1093±N/A (1) | 928                | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 3         |
| Octanoic acid   | 124-07-2   | 12,26               | 1162 | 1180±7 (114) | 829                | 2-10; 2-10                 | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 2         |
| Ukendt  |            | 12,73               | 1193 |              |                    | 2-10; <2                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Isophthalaldehyde   | 626-19-7   | 13,58               | 1251 | Ukendt       | 847                | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 3         |
| Ukendt  |            | 13,65               | 1256 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Nonanoic acid   | 112-05-0   | 13,72               | 1261 | 1273±6 (110) | 900                | 2-10; 2-10                 | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 2         |
| Ukendt  |            | 13,76               | 1264 |              |                    | >10; 2-10                  | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Ukendt  |            | 13,78               | 1265 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Ukendt  |            | 13,88               | 1272 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 14,47               | 1314 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Ja                       | 4         |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 14,53               | 1318 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 16,11               | 1437 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 16,62               | 1477 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 18,11               | 1599 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 18,17               | 1604 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 18,23               | 1609 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 18,29               | 1615 |              |                    | >10; >10                   | Nej; Nej                                | Nej; Nej                      | 4         |
| N,N-Dimethyldecanamide  | 14433-76-2 | 18,53               | 1636 | 1635±N/A (1) | 824                | >10; >10                   | Nej; Nej                                | Ja; Nej                       | 2         |
| Ukendt  |            | 18,89               | 1667 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 19,12               | 1687 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ethanol, 2-(dodecyloxy)-  | 4536-30-5  | 19,52               | 1723 | 1719±N/A (1) | 839                | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 2         |
| Ukendt  |            | 19,64               | 1734 |              |                    | >10; >10                   | Nej; Nej                                | Nej; Nej                      | 4         |
| Ukendt  |            | 19,97               | 1765 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 20,08               | 1775 |              |                    | <2; 2-10                   | Ja; Ja                                  | Nej; Nej                      | 4         |
| Ukendt  |            | 20,38               | 1802 |              |                    | >10; >10                   | Ja; Ja                                  | Ja; Ja                        | 4         |
| Ukendt  |            | 20,64               | 1828 |              |                    | >10; >10                   | Nej; Nej                                | Ja; Nej                       | 4         |
| Ukendt  |            | 20,78               | 1841 |              |                    | >10; >10                   | Nej; Nej                                | Nej; Nej                      | 4         |

|   |            |       |      |            |     |            |          |          |   |
|---|------------|-------|------|------------|-----|------------|----------|----------|---|
| Ukendt  |            | 20,98 | 1861 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 21,03 | 1866 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 21,1  | 1872 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 21,18 | 1880 |            |     | >10; >10   | Ja; Nej  | Ja; Ja   | 4 |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 21,23 | 1885 |            |     | >10; >10   | Ja; Ja   | Ja; Ja   | 4 |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 21,26 | 1888 |            |     | >10; >10   | Ja; Nej  | Ja; Ja   | 4 |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 21,3  | 1892 |            |     | >10; >10   | Ja; Nej  | Ja; Ja   | 4 |
| Formodes at være en isomer eller derivat af oligo(propylenglycol) |            | 21,34 | 1896 |            |     | >10; >10   | Ja; Nej  | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 21,54 | 1916 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 21,73 | 1935 |            |     | >10; >10   | Ja; Nej  | Nej; Nej | 4 |
| 7,9-Di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione         | 82304-66-3 | 21,82 | 1944 | 1923±6 (2) | 806 | 2-10; 2-10 | Ja; Ja   | Nej; Ja  | 2 |
| Ukendt  |            | 21,85 | 1947 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 21,96 | 1958 |            |     | >10; >10   | Nej; Ja  | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 22,16 | 1978 |            |     | >10; 2-10  | Ja; Ja   | Ja; Nej  | 4 |
| Ukendt  |            | 22,37 | 2000 |            |     | >10; >10   | Ja; Ja   | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 22,5  | 2014 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 22,54 | 2018 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 22,63 | 2027 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 22,81 | 2047 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,13 | 2081 |            |     | >10; 2-10  | Ja; Ja   | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,24 | 2093 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,28 | 2097 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,33 | 2102 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,57 | 2129 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,77 | 2151 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,81 | 2156 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,84 | 2159 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,88 | 2163 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 23,92 | 2168 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Nej  | 4 |
| Ukendt  |            | 23,96 | 2172 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 23,99 | 2175 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 24,28 | 2208 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis-                             | 80-05-7    | 24,31 | 2211 | Ukendt     | 961 | <2; <2     | Ja; Ja   | Ja; Ja   | 3 |
| Ukendt  |            | 24,6  | 2245 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Triethylene glycol monododecyl ether                              | 3055-94-5  | 24,89 | 2279 | Ukendt     | 844 | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 3 |
| Ukendt  |            | 25,14 | 2308 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 25,32 | 2330 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 25,47 | 2348 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Ja; Ja   | 4 |
| Ukendt  |            | 25,65 | 2370 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 25,83 | 2391 |            |     | >10; 2-10  | Ja; Ja   | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt  |            | 26,21 | 2439 |            |     | >10; >10   | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |

|  |           |       |      |        |     |          |          |          |   |
|--|-----------|-------|------|--------|-----|----------|----------|----------|---|
| Ukendt   |           | 26,5  | 2476 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 26,57 | 2485 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 26,7  | 2501 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 26,97 | 2536 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,03 | 2544 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,07 | 2549 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,15 | 2560 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,22 | 2569 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,25 | 2573 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 27,29 | 2578 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Ja; Nej  | 4 |
| Ukendt   |           | 28,2  | 2701 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 28,24 | 2707 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 28,29 | 2714 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 28,42 | 2732 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 29,2  | 2844 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 29,4  | 2873 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 29,9  | 2946 | Ukendt | 933 | >10; >10 | Nej; Nej | Ja; Ja   | 3 |
| Oxirane, 2,2'-[(1-methylethylidene)bis(4,1-phenyleneoxymethylene)]bis- | 1675-54-3 | 29,9  | 2946 | Ukendt | 933 | >10; >10 | Nej; Nej | Ja; Ja   | 3 |
| Ukendt   |           | 30,33 | 3005 |        |     | <2; 2-10 | Ja; Ja   | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 30,61 | 3044 |        |     | <2; 2-10 | Ja; Ja   | Nej; Nej | 4 |
| Ukendt   |           | 30,95 | 3091 |        |     | >10; >10 | Nej; Nej | Nej; Nej | 4 |

**Tabel B2.5:** Stoffer fundet på Bederværket efter idriftsættelse af epoxy-belagte filtertanke med non-target analyser,

| Idriftsættelse af vandværk, Beder Værket - feltundersøgelser, epoxy  |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |
|--|------------|---------------------|------|--------------|--------------------|------------------------------|--------------------------|----------------|-----------|
| Bederværket, Linie 2, idriftsætning start, før filtre  |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |
| Bederværket, Linie 2, idriftsætning start, efter filtre  |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |
| Kemisk analyse: SPE-GC-MS  |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |
| Dataanalyse: NTS   |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |
| Navn   | CAS nummer | Retentionstid [min] | RI   | NIST20 RI    | NIST20 Matchfaktor | Fold change Før f.; Efter f. | Detekteret i blindprøver | Høj intensitet | ID Niveau |
| Ukendt   |            | 6,87                | 830  |              |                    | >10; >10                     | Nej                      | Nej            | 4         |
| Ukendt   |            | 13,25               | 1237 |              |                    | 2-10; 2-10                   | Ja                       | Nej            | 4         |
| 1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tri-2-propenyl*   | 1025-15-6  | 18,89               | 1678 | 1661±N/A (1) | 666                | <2; >10                      | Nej                      | Nej            | 4         |
| Ukendt   |            | 22,45               | 2022 |              |                    | <2; >10                      | Nej                      | Nej            | 4         |
| Ukendt   |            | 22,65               | 2044 |              |                    | 2-10; >10                    | Ja                       | Nej            | 4         |
| Bemærk, at der gik noget med den ene GC-MS analysen af de tre replikater *) Stoffet blev fundet i andre prøver (laboratorieforsøget med membraner). Her var ID niveauet 2. |            |                     |      |              |                    |                              |                          |                |           |