Regionernes Videncenter for
Miljø og Ressourcer

Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser

Teknik og Administration
Nr. 2 2018

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. Forord ... 3

2. Indledning ... 5
   - 2.1 Baggrund og formål ... 5
   - 2.2 Husk at holde viden ajour ... 5
   - 2.3 Læsevejledning ... 6

3. PFAS – anvendelse, farlighed og grænseværdier ... 9
   - 3.1 Generelt om PFAS-forbindelser ... 9
   - 3.2 Nomenklatur ... 9
     - 3.2.1 Perfluoralkyl-forbindelser ... 13
     - 3.2.2 Polyfluoralkyl-forbindelser ... 14
     - 3.2.3 Andre fluorerede forbindelser ... 15
     - 3.2.4 Nomenklatur i forhold til overfladeaktive egenskaber ... 15
     - 3.2.5 Nyere PFAS-forbindelser ... 15
   - 3.3 Historisk udvikling og regulering ... 16
     - 3.3.1 Historisk udvikling ... 16
     - 3.3.2 Regulering ... 18
   - 3.4 Brancheanvendelser ... 21
   - 3.5 Miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser ... 22
   - 3.6 Grænseværdier: jord, vand og biota ... 26

4. Udpegning af relevante PFAS-forbindelser ... 29
   - 4.1 Relevante PFAS-forbindelser ... 29

5. PFAS egenskaber ... 35
   - 5.1 Fysisk-kemiske egenskaber ... 35
   - 5.2 Nedbrydelighed ... 41
   - 5.3 Opsummering ... 43

6. Fordeling i jord, grundvand, overfladevand og luft ... 47
   - 6.1 Teoretisk fasefordeling ... 47
   - 6.2 Jord ... 55
   - 6.3 Grundvand ... 56
   - 6.4 Overfladevand ... 59
   - 6.5 Luft ... 62
   - 6.6 Optagelse i biota og fødekæden ... 65
   - 6.7 Opsummering ... 67

7. Analytiske teknikker og krav til prøvetagning ... 69
   - 7.1 Analyse teknikker ... 69
     - 7.1.1 Kommercielt tilgængelige analysemetoder ... 69
     - 7.1.2 Analysemetoder under udvikling ... 70
     - 7.1.3 Analyse af luftprøver ... 71
     - 7.1.4 Feltmetoder ... 72
   - 7.2 Prøvetagning af forskellige media: luft, vand og jord og biota ... 72

7.3 Prøvetagningsmateriale og risiko for krydskontaminering, afgivelse og optagelse. ... 74
7.4 Opbevaring af prøvemateriale ... 76
7.5 Udvaskningstests ... 76
7.6 Opsummering ... 77

8. Konceptuelle modeller ... 79
8.1 Konceptuel model – Spild på terræn ved punkt- og fladekilder ... 80
8.2 Konceptuel model – Fyldpladser/gamle lossepladser ... 83
8.3 Konceptuel model – Diffuse kilder ... 86

9. Indledende undersøgelser ... 89
9.1 Strategier for indledende undersøgelser ... 89
9.2 Typiske undersøgelsestiltag ... 91
9.3 Datahåndtering og risikovurdering ... 94
9.4 Gode råd og faldgruber. ... 95

10. Videregående/detaljerede undersøgelser ... 97
10.1 Strategier for videregående undersøgelser ... 97
10.2 Afgrænsning af forurening ... 98
10.2.1 Stofsammensætning ... 98
10.2.2 Kildeafgrænsning ... 103
10.2.3 Afgrænsning af jordforurening ... 103
10.2.4 Faneafgrænsning ... 104
10.3 Undersøgelse af PFAS-belastning i miljøet ... 108
10.3.1 Udvaskning ... 108
10.3.2 Undersøgelse af overfladevand ... 109
10.3.3 Undersøgelse af biota ... 110
10.3.4 Undersøgelse af ude- og indeluft ... 111
10.3.5 Monitering af grundvand og overfladevand ... 112
10.4 Risikovurdering ... 112
10.5 Gode råd og faldgruber ... 114

11. Afværgeforanstaltninger ... 115
11.1 “State of art” for afværgeteknologier ... 115
11.1.1 Oprensning af jord ... 115
11.1.2 Oprensning af grundvand ... 116
11.2 Fremtidsmuligheder ... 122
11.3 Opsummering ... 123

12. Litteratur- og referenceliste ... 125

Bilag

Bilag 1 Forkortelser og definitioner
Bilag 1-1 De anvendte forkortelser for PFAS-forbindelser
Bilag 1-2 Ordliste og forkortelser for termer og teknikker

Bilag 2 PFAS og anvendelsesformål
Bilag 2-1 Tabel over de benævnte PFAS-typer, deres forkortelse, formel og anvendelsesformål
Bilag 2-2 Stofkrydsreferencer mellem branchekortlægning og listen over relevante PFAS-forbindelser
Bilag 2-3 Stofkrydsreferencer mellem og listen over relevante PFAS-forbindelser, branchekortlægning og fund af PFAS i miljøprøver

Bilag 3 Eksempler på grænseværdier for PFAS i forskellige lande

Bilag 4 Fysisk-kemiske egenskaber
Bilag 4-1 De vigtigste fysisk-kemiske egenskaber
Bilag 4-2 Andre fysisk-kemiske egenskaber herunder CAS og formel

Bilag 5 Baggrundsniveauer i luftprøver
Bilag 5-1 Baggrundsniveauer i indeklimaet
Bilag 5-2 Baggrundsniveauer i udeluft
Bilag 5-3 Baggrundsniveauer i atmosfæren

Bilag 6 Analysemetoder

1. Forord

Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR) og regionerne har besluttet, at der skal udarbejdes en håndbog om undersøgelse og afværge af forureninger med PFAS-forbindelser.

PFAS-forbindelser er en gruppebetegnelse for et stort antal fluorerede stoffer, der betegnes som **P**er**F**luor**A**lkyl- og **P**oly**F**luor**A**lkyl-forbindelser. Disse typer af stoffer har været anvendt i mange produkter i mere end 60 år, men er nu kommet i fokus som persistente og problematiske miljøgifte, da stofferne selv ved meget lave koncentrationer kan medføre sundheds- og miljømæssige effekter. Årsagen, til at man ønsker håndbogen udarbejdet, skyldes, at disse PFAS-forbindelser adskiller sig fra de traditionelle forureningsparametre, som træffes ved jord- og grundvandsundersøgelser.

Håndbogen repræsenterer status for viden i foråret 2017, og der kommer løbende ny viden til om PFAS-forbindelser, hvorfor læseren opfordres til at se nærmere på nogle af de kilder, der henvises til i indledningen.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Lisbeth Fomsgaard Bergman	Region Sjælland
Hanne Bahne Jensen	Region Sjælland
Agnieszka T. Bentzen	Region Syddanmark
Klaus Bundgaard Mortensen	Region Syddanmark
Arne Rokkjær	Region Hovedstaden
Rikke Mosevang Vinten Howitz	Region Hovedstaden
Henrik Nordtorp	Region Nordjylland
Karsten Munch Andersen	Region Midtjylland
Nanna Isbak Thomsen	Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer

Håndbogen er udarbejdet af NIRAS og Rambøll for Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer.

2. Indledning

2.1 Baggrund og formål

Formålet med håndbogen er at beskrive bedste praksis for undersøgelser og afværge af PFAS-forureninger i jord og grundvand, således at medarbejdere i regionerne og deres rådgivere har et godt grundlag for at planlægge/tilrettelægge, udføre og evaluere sådanne projekter.

Håndbogen har fokuseret på de særlige egenskaber ved PFAS-forureninger, som adskiller sig fra almindelige forhold ved traditionelle undersøgelser af jord og grundvand. Dette betyder, at håndbogen ikke omfatter detaljerede beskrivelser af standardundersøgelsesteknikker. Den fokuserer på de aspekter og problemstillinger, som er væsentlige for forståelse af den konceptuelle model og for at tilrettelægge, gennemføre og evaluere forureningsundersøgelser.

Håndbogen indeholder mange informationer, idet PFAS-forbindelser udgør en meget stor og kompliceret stofgruppe, men mange af disse oplysninger er ikke nødvendige for at gennemføre en standardundersøgelse. Derimod er det muligt for læseren at finde mange oplysninger og litteraturhenvisninger, som kan give en dybere forståelse i forbindelse med tolkning af forureningsdata og belysning af forureningsforhold.

2.2 Husk at holde viden ajour

Nye stoffer

Miljøundersøgelser af PFAS-forureninger er under konstant udvikling. I mange år har undersøgelserne set på de historiske PFAS-forbindelser, som blev anvendt i produkter før regulering af PFOS og PFOA. PFOS og PFOA anses pt. som de mest problematiske PFAS-forbindelser. Disse historiske PFAS-forbindelser kaldes på engelsk “legacy PFAS” (dvs. forurening vi har arvet) og indgår i de fleste moniterings- eller undersøgelsesprogrammer (Pancras et al. 2016), (Pettersson et al. 2015).

Men mange af de historiske PFAS-forbindelser er erstattet med andre fluorerede forbindelser. Nogle af disse nye stoffer er blevet undersøgt i den videnskabelige litteratur, men der mangler et klart overblik over, hvor mange af stofferne der er behov for at medtage i moniteringsprogrammerne. Ligeledes kan de kommercielle laboratorier sjældent tilbyde disse analyser (se kapitel 7.1). Desuden er sammensætningen af PFAS-forbindelser, som findes i lossepladser eller afløb fra rensningsanlæg, anderledes end de PFAS-forbindelser, som findes i grundvand ved punktkilder (se kapitel 4).

Ud over litteratursøgning i den videnskabelige litteratur udgør Miljøstyrelsens strategier og miljøprojekter under LOUS (Listen over uønskede stoffer) en god kilde til den nyeste viden om PFAS-forbindelser. Desuden holder den svenske

kemikalieinspektions PFAS-nåtverk regelmæssige møder om status for undersøgelse af PFAS-forbindelser og præsentationer. Resuméer af drøftelserne er publiceret på deres webside.

Afværge

Læseren skal være opmærksom på, at afværgeteknologien over for PFAS-forbindelser er i rivende udvikling, og der gives i kapitel 11 en status over viden i foråret 2017. Der findes i dag forskellige afværgetiltag, men pt. mangler der viden om forudsætninger ved valg af teknik og teknikernes effektivitet.

2.3 Læsevejledning

Håndbogens indledende kapitler 3-6 indeholder en gennemgang af viden om PFAS. I kapitel 3 beskrives således anvendelse og farlighed af samt grænseværdier for PFAS-forbindelser. I kapitel 4 diskuteres og udpeges de PFAS-forbindelser, der vurderes at være relevante at undersøge i jord og grundvand. PFAS egenskaber gennemgås i kapitel 5 efterfulgt af en gennemgang af, hvordan PFAS-forbindelser fordeler sig i jord- og vandmiljøet (kapitel 6).

Nyeste viden om analyse- og prøvetagningsmetoder gengives i kapitel 7, herunder en beskrivelse af kommercielt tilgængelige metoder på tidspunktet for håndbogens færdiggørelse. I kapitel 8 er der opstillet overordnede konceptuelle modeller for spild på terræn ved punkt/fladekilder, fyld-/lossepladser og diffuse kilder.

Specifikke anbefalinger til gennemførelse af indledende og videregående undersøgelser over for PFAS-forureninger er givet i kapitel 9 og 10. Anbefalingerne er baseret på de foregående kapitler 1-8 og på erfaringer fra andre PFAS-undersøgelser. Endelig gives i kapitel 11 en overordnet oversigt over viden om afværgemetoder og deres effektivitet over for PFAS.

Håndbogen består af tolv hovedkapitler som følger:

Kapitel 3	I kapitel 3 er der opsummeret baggrundsviden om PFAS-forbindelser, herunder nomenklatur, opdeling i forskellige grupper og den historiske udvikling i forhold til brancheanvendelse. Regulering og forbud mod anvendelse af PFOS og PFOA i produkter er gennemgået. Miljø- og sundhedsmæssige effekter er skitseret og udgør grundlaget for fastsættelse af grænseværdier i jord, grundvand, overfladevand og biota (fisk).
Kapitel 4	I kapitel 4 er der udarbejdet en liste over 32 PFAS-forbindelser, som vurderes at være relevante ved undersøgelse af jord- og grundvandsforureninger. Forslaget er foretaget på det foreliggende vidensgrundlag, men ny viden eller konkret kendskab til anvendelse af et PFAS-holdigt produkt med en kendt sammensætning bør inddrages i undersøgelsesstrategien.

Kapitel 5	I kapitel 5 er fysisk-kemiske egenskaber for de 32 PFAS-forbindelser (identificeret i kapitel 4), gennemgået og sammenlignet med 4 almindeligt forekommende forureningsstoffer.
Kapitel 6	I kapitel 6 er der foretaget en teoretisk vurdering af fordeling og spredning i jord og grundvand samt foretaget et resumé over fund i jord, grundvand og overfladevand samt biota og fødekæden.
Kapitel 7	I kapitel 7 er de analytiske teknikker til kvantificering af PFAS-forbindelser gennemgået, og de særlige forhold, der gælder ved prøvetagning med henblik på analyse af PFAS-forbindelser, er beskrevet.
Kapitel 8	I kapitel 8 beskrives 3 konceptuelle modeller for PFAS-forurening, henholdsvis en punkt/fladekilde, en fyldpladser/losseplads og en diffus kilde.
Kapitel 9	I kapitel 9 er de særlige aspekter, som gælder for PFAS-forbindelser i forbindelse med indledende undersøgelser, gennemgået.
Kapitel 10	I kapitel 10 er undersøgelsesstrategier og –teknikker ved videregående undersøgelser for PFAS-forurenede lokaliteter skitseret i relation til konceptuelle modeller og mulighed for spredning i miljøet samt i forhold til en risikovurdering.
Kapitel 11	I kapitel 11 er der foretaget en status over mulige afværgeforanstaltninger baseret på vidensniveau 2017.
Kapitel 12	I kapitel 12 gengives en litteratur- og referenceliste.

Der findes herudover vigtige hjælpemidler i følgende bilag:

Bilag 1	Alfabetisk oversigt over alle anvendte forkortelser for PFAS og en særskilt liste over andre forkortelser eller definitioner anvendt i rapporten
Bilag 2	Oversigt over PFAS og anvendelsesformål Krydsreference mellem hhv.: • branchekortlægning og listen over relevante PFAS-forbindelser • listen over relevante PFAS-forbindelser og branchekortlægning samt fund af PFAS i miljøprøver
Bilag 3	Eksempler på grænseværdier for PFAS i forskellige lande
Bilag 4	Oversigt over fysisk-kemiske egenskaber
Bilag 5	Oversigt over baggrundsniveauer i luftprøver
Bilag 6	Oversigt over analysemetoder

3. PFAS – anvendelse, farlighed og grænseværdier

3.1 Generelt om PFAS-forbindelser

PFAS er en forkortelse for **P**er**F**luor**A**lkyl-forbindelser (**S**ubstances) og **Po**ly**F**luor**A**lkyl-forbindelser, dvs. fluorerede organiske stoffer, hvor kulstofkædens brintatomer delvist (poly) eller helt (per) er erstattet af fluor.

PFAS-forbindelser er en gruppe på omkring 6.000 forskellige stoffer, hvis skadelige effekt på miljø og helbred først er kommet i fokus i starten af det 21. århundrede, (Pancras et al. 2016). PFAS-forbindelser har specielle fysisk-kemiske egenskaber, der gør, at de skyer både fedt og vand. De fleste PFAS-forbindelser er således overfladeaktive stoffer (surfaktanter/tensider). Grundet deres specielle fysiske egenskaber har de været brugt inden for mange industrielle områder, f.eks. i brandslukningsskum.

PFAS-forbindelser kan i naturen omsættes til andre PFAS-forbindelser, men nedbrydes ikke fuldstændigt og kan modstå hydrolyse og fotolyse. Af samme grund kan PFAS-forbindelser ophobes i blod, lever og galde, hvis PFAS-forbindelser bliver absorberet af dyr og mennesker. Toksicitet af PFAS-forbindelser er nærmere beskrevet i kapitel 3.5. Generelt antages det, at visse PFAS-forbindelser herunder PFOS og PFOA kan indvirke skadeligt i forbindelse med fertilitet samt mental og fysisk udvikling af fostre. Nogle PFAS-forbindelser er desuden mistænkt for at være kræftfremkaldende. Der er stadig mangel på enighed blandt forskerne om deres effekt på miljø og helbred, samt hvilke PFAS-forbindelser der skal reguleres og afværges overfor.

3.2 Nomenklatur

Nomenklatur af PFAS-forbindelser varierer i litteraturen, og man støder ofte på den uofficielle forkortelse PFC for *perfluorinated chemicals*. PFC er dog et uklart udtryk med varierende definition, som ikke anvendes i nyere litteratur. Nomenklaturen er i det følgende baseret på et opsamlingsværk af (Buck et al. 2011), der oftest er refereret til i litteraturen, og som er blevet mere og mere udbredt.

Ifølge (Buck et al. 2011) består PFAS-forbindelser af en alifatisk kulstofkæde, hvor brintatomer på mindst et af kulstofatomerne er blevet erstattet af fluoratomer.

Nærmere defineret er:

Per- og polyfluor-alkyl-forbindelser

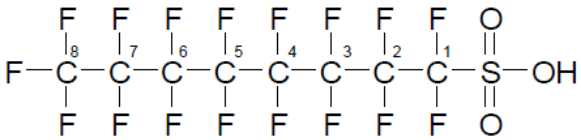
En perfluoralkyl-forbindelse er en forbindelse, hvor alle brintatomer, der sidder på kulstofatomerne, er blevet erstattet af fluoratomer undtagen de brintatomer, der sidder på funktionelle grupper som f.eks. hydroxylgruppen (-OH).

En polyfluoralkyl-forbindelse er en forbindelse, hvor alle brintatomer bundet til mindst et kulstofatom er blevet erstattet af fluoratomer, dvs. at der fortsat findes mindst et kulstofatom uden fluoratomer.

Både perfluoralkyl- og polyfluoralkyl-forbindelser vil dermed indeholde en perfluoralkyldel, der kan udtrykkes som $C_nF_{2n+1}^-$ R, hvor R[1] er den funktionelle gruppe, herunder eventuelt den del af kulstofkæden uden fluor.

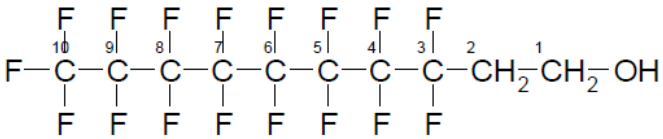
Eksempler:

Perfluoralkyl-forbindelsen; PFOS med formlen $C_8F_{17}SO_3H$



PFOS

Polyfluoralkyl-forbindelsen 8:2 FTOH med formlen $C_8F_{17}C_2H_4OH$



8:2 FTOH

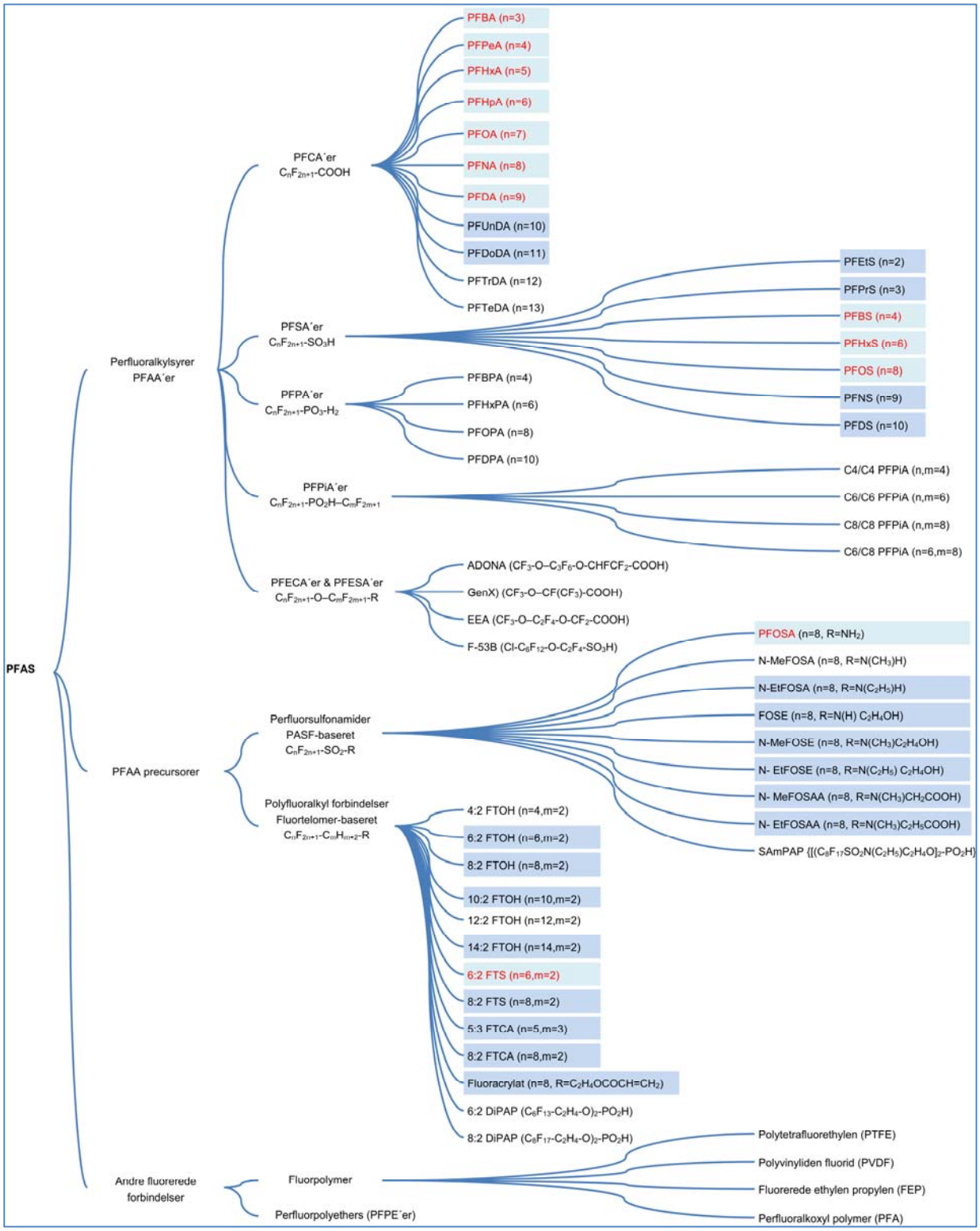
En oversigt over forkortelserne for de mest kendte PFAS-forbindelser er givet i bilag 1, og i bilag 2-1 findes en oversigt over de benævnte PFAS-typer, formel og anvendelsesformål.

Der findes mindst 42 forskellige PFAS-familier fordelt på perfluoralkyl og polyfluoralkyl-forbindelserne (Pancras et al. 2016), (Buck et al. 2011), (Wang et al. 2017) og (Barzen-Hanson et al. 2017).

[1] Den funktionelle gruppe, R, er ofte carboxylsyre (COOH), sulfonsyre (SO_3H) eller fosfonsyre (PO_3H_2), men der findes flere varianter, jf. (Ding & Peijnenburg 2013), (ATSDR 2009) og (Z. Wang et al. 2011).

Hovedgrupperne er vist i Figur 3.1 og omfatter;

- Perfluoralkylsyrer (PFAA'er)
- PFAA precursorer fordelt på perfluorsulfonamider og polyfluoralkyl-forbindelser
- Andre fluorerede forbindelser



De 12 PFAS-forbindelser, som indgår i Miljøstyrens kvalitetskriterium, er vist med lyseblå baggrund og rød tekst.
Yderligere 20 PFAS-forbindelser er foreslået som relevante ifm. undersøgelser, jf. Tabel 4.2 og er vist med mørkeblå baggrund.
Bemærk, at antal kulstofatomer i fluorkulstof-kæden (n) er angivet ud for hver PFAS-forbindelse.

Figur 3.1 Oversigt over gruppeopdeling af PFAS-forbindelser - Modificeret efter (Wang et al. 2017)**.**

3.2.1 Perfluoralkyl-forbindelser

De mest almindelige perfluoralkyl-forbindelser er PFAA'er og perfluorsulfonamider som følger:

Perfluoralkylsyrer (PFAA'er)

PFAA'er inkluderer perfluoralkyl carboxylsyrer (PFCA'er), sulfonsyrer (PFSA'er), fosfonsyrer (PFPA'er), fosfinsyrer (PFPIA'er), ether carboxylsyrer (PFECA'er) og ether sulfonsyrer (PFESA'er). Da disse forbindelser findes i ionform (dissocieret) i vand omtales de i litteraturen som f.eks. carboxylater eller sulfonater såvel som carboxylsyrer og sulfonsyrer.

Typisk defineres perfluoralkylcarboxylsyrer med 7 eller flere fluorkulstof-enheder på kæden (dvs. alkylkæder på 8 eller flere kulstofatomer) eller perfluoralkylsulfonsyrer med 6 eller flere fluorkulstof-enheder på kæden som langkæde PFAS-forbindelser, men med hensyn til fysisk-kemiske egenskaber er grænsen flydende.

De mest hyppigt forekommende PFCA'er er perfluoroktansyre (PFOA). De hyppigst forekommende PFSA'er er perfluoroktansulfonsyre (PFOS). Disse indgår i en lang række produkter. Desuden kan de omdannes fra andre PFAS-forbindelser, de såkaldte precursorer.

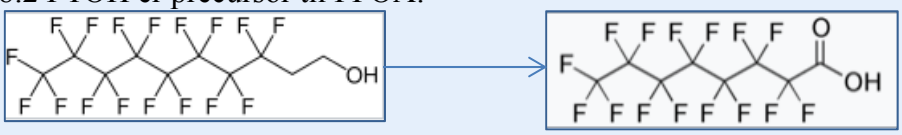
Såfremt der sker omsætning af precursorer er det perfluoralkyldelen af molekylet, som er persistent. Afhængig af længden af fluorkulstofkæden i den oprindelige PFAS-forbindelse kan der dannes både langkædede og kortkædede PFCA'er og PFSA'er som slutprodukter gennem biotisk og abiotisk nedbrydning (Pancras et al. 2016), (Buck et al. 2011). De kortkædede PFCA'er og PFSA'er med mindre end 4 kulstoffer i fluorkulstofkæden er svære at spore, da analysemetoder til meget kortkædede PFCA endnu ikke er fuldt udviklede, (Pancras et al. 2016).

Precursorer er PFAS-forbindelser, som kan transformeres (delvis nedbrydes) til persistente PFAS-metabolitter, herunder evt. PFOS og PFOA eller andre PFAS-forbindelser (typisk PFAA-forbindelser). Der findes mere end 600 precursorer til PFOS og PFOA, (OECD Environment Directorate 2007).

Eksempler på precursorer;

PFOSA er precursor til PFOS

8:2 FTOH er precursor til PFOA:



Flere af de nyere PFAS som ADONA og GenX hører under gruppen perfluoralkyl ether carboxyl- og sulfonsyrer (PFECA og PFESA).

Perfluorsulfonamider
Flere sulfonamid derivater har perfluoralkan sulfonyl fluorid (PASF) som stamforbindelse (Buck et al. 2011). Derivaterne inkluderer blandt andet perfluoralkan sulfonamider (FASA'er) og sulfonamidoethanol'er (FASE'er), (Buck et al. 2011). FASA'er blev brugt som byggesten til FASE'er (Buck et al. 2011). Nogle af de mest hyppige FASA derivater er:

- Perfluoroktan sulfonamid (FOSA, også kendt som PFOSA)
- N-alkyl fluoroktansulfonamider, for eksempel N-methyl-FOSA (N-Et-FOSA) og N-ethyl-FOSA (N-EtFOSA)
- N-alkyl fluoroktansulfonamidethanoler, f.eks. N-MeFOSE og N-EtFOSE
- N-alkyl fluoroktansulfonamidoeddikesyre, f.eks. N-MeFOSAA og N-Et-FOSAA

Disse er, jf. Figur 3.1, precursorer for bl.a. PFOS og PFOA. PFOSA (FOSA) er en af de mest almindelige precursorer til PFOS, (Larsen & Giovalle 2015).

Diverse perfluorerede forbindelser
Der findes mange andre forskellige PFAS-forbindelser blandt andet sulfonamidoethyl akrylat (FASAC) og sulfonamidoethyl methakrylat (FASMAC), som anvendes som tensider og til overfladebeskyttelse i produkter (Buck et al. 2011).

3.2.2 Polyfluoralkyl-forbindelser

I (Buck et al. 2011) er polyfluoralkylforbindelser opdelt på fluortelomerer (sulfonater og alkoholer) og diverse andre polyfluorerede forbindelser. Polyfluoralkylforbindelser består typisk af precursorer til PFAA.

Fluortelomer-baserede produkter
Fluortelomer-baserede produkter er en familie af forbindelser, som stammer fra telomerisering[2] af perfluoralkyl iodid (PFAI), (Buck et al. 2011). Fluortelomer indeholder en ethyl-gruppe uden fluoratomer mellem hovedkæden og den funktionelle gruppe. Fluortelomererne indeholder stoffer som fluortelomer alkoholer (FTOH'er) og fluortelomer sulfonsyrer (FTS'er også kaldt FTSA'er) foruden gruppen fluortelomer alkohol fosfatestere, f.eks. PAP'er og DiPAP'er (polyfluoralkylfosforsyre diestere), som anvendes ved overfladebehandling af pap, papir m.v.

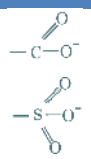
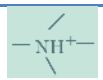
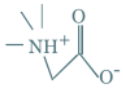
[2] Telomerisering er en proces, hvor tetrafluorethen reagerer med iodid og danner ligekædede perfluorerede iodider med kædelængder, der generelt har et lige antal. De perfluorerede iodider

3.2.3 Andre fluorerede forbindelser

I gruppen indgår også fluorpolymererne, der inkluderer bl.a. polytetrafluorethylen (PTFE) også kendt som Teflon®, polyvinyliden fluorid (PVDF), polyvinyl fluorid (PVF), tetrafluorethylen (TFE) og hexafluorpropylen (HFP). Andre bemærkelsesværdige PFAS-polymerer inkluderer perfluorpolyethere (PFPE'er), fluoreret polymer med sidekæde, fluoreret akrylat polymer, fluoreret urethan polymer og fluoreret oxetan polymer (Buck et al. 2011).

3.2.4 Nomenklatur i forhold til overfladeaktive egenskaber

Da PFAS-forbindelser generelt er overfladeaktive stoffer, kan de desuden opdeles i anioniske, kationiske og zwitterioniske tensider, (Backe et al. 2013), jf. Tabel 3.1.

Tensider	Ladning		Eksempler
Anioniske	Negativ ladning		Perfluoralkylsyrer (PFAA) Perfluor- og fluortelomer forbindelser med carboxylsyre, sulfonsyre grupper, m.fl. PFOS, PFOA, PFHpS, PFHpA, 6:2 FTS, 8:2 FTS
Kationiske	Positiv ladning		Perfluor- og fluortelomer sulfonamido aminer PFOSA 6:2 FTSaAm 8:2 FTSaAm
Zwitterioniske	Negativ og positiv ladning		Perfluor- og fluortelomer sulfonamido betaines[3] 6:2 FTSaB 8:2 FTSaB

Tabel 3.1 PFAS-forbindelser inddelt i forhold til overfladeaktive egenskaber (tensidtyper), fra (Backe et al. 2013), (Falkenberg et al. 2016).

Det danske kvalitetskriterie for PFAS-forbindelser i jord, grundvand og poreluft omfatter anioniske PFAA-tensider og PFOSA, der er kationisk.

3.2.5 Nyere PFAS-forbindelser

I (Wang et al. 2017) er der argumenteret for, at der igennem tiden er fokuseret meget på PFOS og PFOA, og at der er en tendens til, at mange nyere PFAS-

bruges til at danne ligekædede perfluorerede carboxylsyrer, fluortelomer alkoholer og olefiner. Processen danner ikke precursors til PFOS og PFOA.

[3] Betainer er kvarternære ammonium-forbindelser med en negativt ladet carboxylsyreion og en positivt ladet kvarternær ammonium, dvs. de er zwitterioniske stoffer.

forbindelser overses. Mange af de historiske PFAS-forbindelser er erstattet med andre fluorerede forbindelser. For eksempel nævnes en række alternativer til PFOS og PFOA i (Gomis et al. 2015), herunder Adona og GenX, som er fluorether-forbindelser, se Figur 3.1.

3.3 Historisk udvikling og regulering

3.3.1 Historisk udvikling

Den første PFAS (PTFE) blev opdaget i 1938, og PFAS er produceret siden 1949. Brugen af PFAS slår for alvor igennem i perioden 1966-1990, og produktionen stiger i årene indtil 2000, hvorefter en regulering af anvendelsen påbegyndes, og forbruget falder.

Historisk set produceres PFAS hovedsageligt ved to forskellige processer; elektrokemisk fluorering (ECF) og telomerisering (TM), (Buck et al. 2011).

ECF processen danner perfluoralkylforbindelser med både lige og ulige antal kulstofatomer i kulstofkæden og både lineære og forgrenede isomere. ECF er brugt indtil 2002 (Buck et al. 2011), og mange af de tidligere PFAS-holdige produkter er produceret ved denne metode, der også er ansvarlig for produktionen af PFAS-precursorer, dvs. PFAS-forbindelser, som kan transformeres (delvis nedbrydes) til persistente PFAS-metabolitter, herunder evt. PFOS, PFOA og andre PFAA-forbindelser, (Lindstrom et al. 2011).

TM-processen danner PFAS-forbindelser med et lige antal kulstofatomer i en lineær kulstofkæde. TM anvendes desuden ved produktion af fluortelomere, dvs. polyfluoralkylforbindelser, hvor kulstofkæden kun delvis er mættet med fluor. Disse polyfluoralkylforbindelser kan være precursorer til en række andre PFAS-forbindelser (Pancras et al. 2016).

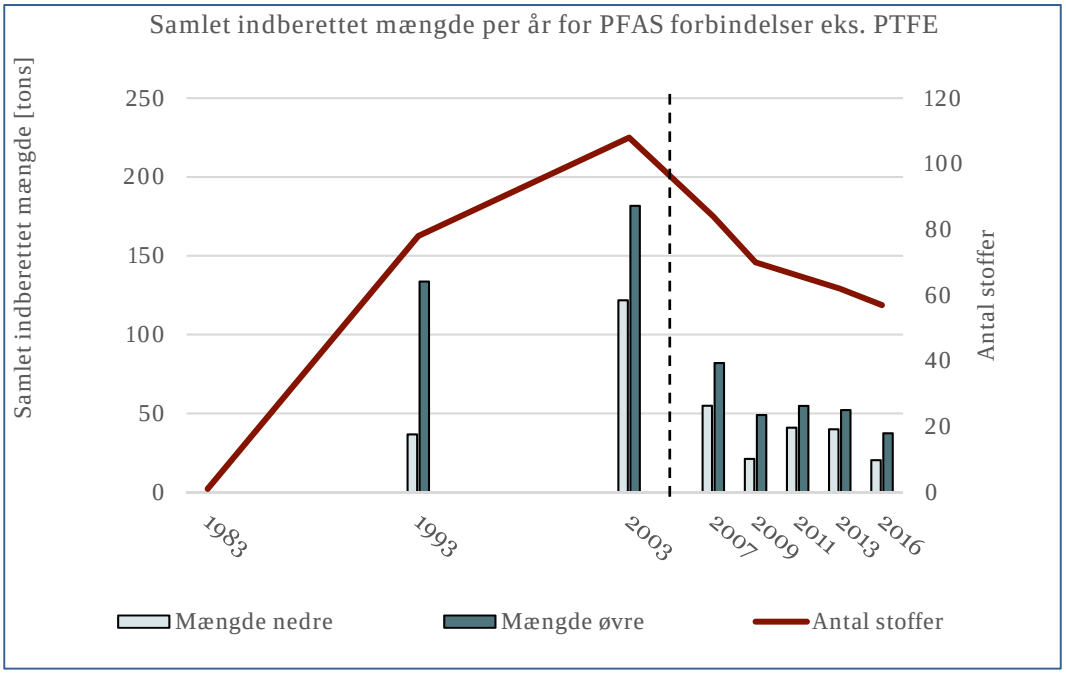
PFAS-forbindelser er ikke produceret i Danmark. Det højeste registrerede, men ikke nødvendigvis det faktiske forbrug af PFAS-forbindelser i Danmark, var i 2003, hvor der blev anvendt op til 230 tons fordelt på 109 stoffer, (Nicolajsen & Tsitonaki 2016), se Figur 3.2. Herefter er forbruget faldende.

Teflon - PTFE

Stoffet PTFE (polytetrafluoroethylen også kaldet Teflon®) udgør op mod 60 % af den samlede mængde PFAS-forbindelser, der er indberettet i Danmark. PTFE er ikke medtaget på Figur 3.2 (PTFE er en stabil fluorpolymer og omdannes ikke til andre persistente PFAS-forbindelser).

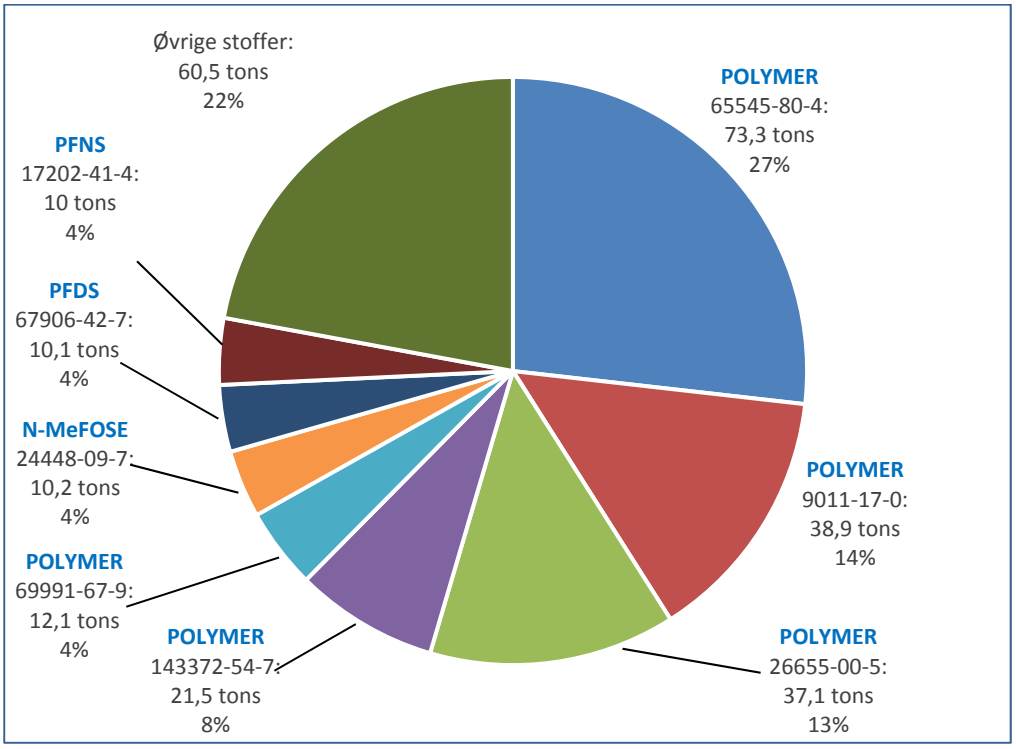
Figur 3.2 er baseret på et dataudtræk fra Produktregisteret for 8 udvalgte år i perioden 1983 til 2016. Produktregisteret blev oprettet i 1979, hvorfor data for 1983 vurderes at være misvisende. Regler om ajourføring af registeret blev indført i 2004, hvorfor data før 2004 ikke er fyldestgørende. Desuden indberettes kun stoffer, der anvendes i mængder over 100 kg/år eller indeholder mere end

1 % af et miljøfarligt/CLP-klassificeret stof. Figur 3.2 giver således kun et retningsgivende overblik over anvendte mængder for de indberettede stoffer.



Figur 3.2 Antal PFAS-forbindelser indberettet (ekskl. PTFE) og samlet estimeret mængde af importeret stof indberettet per år ud fra hhv. øvre og nedre indberettet koncentrationsinterval til det danske produktregister i udvalgte år i perioden 1983-2016. Data fra 1983 er vurderet at være misvisende. Den lodrette stiplede streg illustrerer år 2004, hvor nye regler om ajourføring af indberettede data trådte i kraft, fra (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

Data i Figur 3.2 viser, at både mængden og antal PFAS-forbindelser, der anvendes, er faldet siden 2003.



Figur 3.3 Samlet indberettet mængde (øvre) for de undersøgte 8 år i perioden 1983-2016 for de 8 mest indberettede stoffer samt for øvrige stoffer, fra (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Bemærk, at PTFE (teflon) ikke er medtaget i figuren.

Otte PFAS-forbindelser, udover PTFE, udgør 78 % af den samlede indberettede mængde PFAS-forbindelser i Danmark og udgør således den største mængde, jf. Figur 3.3 Flere af stofferne i Figur 3.3 er polymerer, men 3 stoffer; PFNS, PFDS og N-MeFOSE er kendte PFAS-forbindelser, som findes i miljøprøver. I 2016 udgør et enkelt stof (CAS nr. 65545-80-4, polyethylenglycolmono (2-(perfluoralkyl)ethyl)ether) 70 % af det samlede PFAS-forbrug i Danmark. En nærmere beskrivelse af stofferne er givet i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Bemærk, at CAS-nr. er angivet, hvor stofnavnet er meget langt, og hvor en almindelig PFAS-forkortelse ikke findes.

Disse 8 PFAS-forbindelser er ikke omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand og er typisk ikke medtaget i gængse analyseprogrammer.

3.3.2 Regulering

De sundheds- og miljømæssige problemer ved PFAS-forbindelser, især PFOS, har været kendt i mange år, og det er årsagen til, at PFOS blev udfaset i mange produkter i begyndelsen af det 21. århundrede. Siden er reguleringen af stoffernes anvendelse optrappet på både internationalt og nationalt niveau i takt med, at vidensniveauet om stoffernes mobilitet og farlighed øges.

PFOS udfases 2006	2006	EU-regulering (2006/122/EF) (PFOS m.fl. er udfaset i bl.a. brandslukningsskum).
	2009	PFOS defineres som POP (Persistente Organiske miljøgifte) under Stockholm Konventionen og ved EU POP-forordningen (EU nr. 850/2004 med ændringer i EU nr. 757/2010).
	2011	Anvendelse af restlagre af PFOS-holdigt brandslukningsskum (> 0,001 wt %) forbydes efter 27. juni 2011 iht. EU Kommissionens forordning (EU) Nr. 757/2010 af 24. august 2010.
	2011	Dansk bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger, nr. 231, af 05-03-2014, og den tidligere version, nr. 900, af 17-08-2011, stiller kvalitetskrav om analyse af 7 PFAS-forbindelser ved kontrol/overvågning af "anden biota" (PFAS-forbindelser i grundvand og drikkevand nævnes ikke).
	2012	PFOS, PFOA og andre PFAS-forbindelser indgår i Miljøstyrelsens Liste Over Uønskede Stoffer (LOUS), pulje 1, hvor der er foretaget kortlægning og udarbejdet strategier for produkter (Falkenberg et al. 2016).
	2012-13	PFOA og 4 andre perfluorcarboxylsyrer (C_{11}, C_{12}, C_{13} og C_{14}) kommer på EU's kandidatliste som SVHC (Substances of Very High Concern).
	2013-15	EU-miljøkvalitetskrav for overfladevand som et årligt gennemsnit på hhv. 0,65 og 0,13 ng/l samt som korttids-maksimalt tilladelige værdier på 36.000 og 7.200 ng/l for PFOS og dens derivater i ferskvand og saltvand, (2013/39/EU). Disse krav til overfladevand implementeres og tages i anvendelse fra december 2018 ved den danske bekendtgørelse nr. 1070 af 09.09.2015.
	2015	Miljøstyrelsen har fået udført en vurdering af sundhedsmæssige effekter af PFAS-forbindelser, og der er fastsat et kvalitetskriterie for sum af 12 PFAS-forbindelser i drikkevand (100 ng/l) og jord (0,4 mg/kg TS), (Larsen & Giovalle 2015). Da datagrundlaget kun tillader fastsættelse af sundhedsbaserede kvalitetskriterier for 3 PFAS-forbindelser (100 ng/l for PFOS, 100 ng/l for PFOSA, som transformeres til PFOS og 300 ng/l for PFOA), og der typisk optræder flere PFAS-forbindelser i en forurening, er der fastsat et administrativt sumkriterium for 12 PFAS-forbindelser, svarende til kriteriet for PFOS, (Kjølholt et al. 2015).
PFOA udfases 2020	2017	PFOA-holdige produkter (>25 ppb PFOA) må ikke fremstilles eller markedsføres efter 4.juli 2020 iht. EU Kommissionens forordning (EU) nr. 1000 /2017 af 13. juni 2017.

Baggrunden for ovennævnte reguleringer er, at der i slutningen af 90'erne blev fundet PFOS i blodplasma hos mennesker. De fleste toksikologiske vurderinger

er baseret på data for PFOS og PFOA, der er reproduktionstoksiske og akut giftige samt mistænkte for at være hormonforstyrrende. PFOA er desuden mistænkt for at være kræftfremkaldende. Desuden sker der bioakkumulering i mennesker og dyr. Imidlertid er der kun begrænsede sundhedsmæssige og miljømæssige data på andre PFAS-forbindelser, og forbud mod PFOS og PFOA har ført til anvendelse af andre PFAS-forbindelser i produkter, ofte de kortkædede PFAS-forbindelser (C_4 og C_6-forbindelser). Der er således en tendens til, at anvendelsen af C_8-forbindelser er faldet. Overvågning af PFAS-forbindelser i blodserum hos mennesker har indikeret et faldende indhold af PFOS og PFOA i perioden 2002 til 2013, (Eriksson et al. 2017).

PFAS-forbindelser indgår i en NOVANA-screening fra 2012-2015 (7 PFAS-forbindelser i spildevand fra rensningsanlæg og PFOS i skrubber og ålekvabber), udført af Naturstyrelsen, (Naturstyrelsen 2011).

Naturstyrelsen har i 2014 indskærpet over for kommunerne, at den regelmæssige kontrol af forsyningerne også skal omfatte PFAS-forbindelser, såfremt der inden for en vandforsynings indvindingsopland eksisterer, eller tidligere har eksisteret en eller flere af brancher, som kan have anvendt PFAS-forbindelser (Naturstyrelsen 2014). Dette inkluderer følgende brancher:

- Brandøvelsespladser for træning i slukning af oliebrande eller lignende
- Forkromningsindustri
- Tæppeindustri
- Malingsindustri
- Fyldpladser for byggeaffald og ældre lossepladser for dagrenovation. Særligt maling anvendt i byggeindustrien før 2002 kan have indeholdt PFAS-forbindelser.

Desuden har Naturstyrelsen i efteråret 2014 udført en screening for 11 PFAS-forbindelser i grundvandsovervågningsboringer (45 boringsindtag), (Naturstyrelsen 2015b). Undersøgelsen er udført, før kvalitetskriteriet for PFAS-forbindelser blev fastsat af Miljøstyrelsen, og kun 9 af de 12 PFAS-forbindelser, som indgår i kriteriet, er medtaget i analyserne. Der er fundet PFAS-forbindelser i 6 ud af de 45 boringsindtag, men kun én havde et indhold over kvalitetskriteriet på 100 ng/l for sum af 9 PFAS-forbindelser, (Naturstyrelsen 2015b).

Naturstyrelsen har ligeledes implementeret kvalitetskrav til de 12 PFAS-forbindelser i Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, (Miljø- og Fødevareministeriet 2016) samt Vejledning om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, (Naturstyrelsen 2016). Vejledningen omfatter blandt andet den ovennævnte indskærpelse om PFAS-forbindelser ved kontrol af vandforsyninger, (Naturstyrelsen 2014).

På baggrund af det danske kvalitetskriterium er det i dag almindeligt i Danmark at analysere for de 12 PFAS-forbindelser, som er omfattet af det fastsatte kriterium, (Larsen & Giovalle 2015), jf. Tabel 3.4.

3.4 Brancheanvendelser

I miljøprojekt 1600, 2014, (Tsitonaki et al. 2014), er følgende brancher udpeget som potentielle kilder til PFAS forurening:

- Brandøvelsespladser for træning i slukning af oliebrande eller lignende
- Forkromningsindustri
- Tæppeindustri
- Malingsindustri
- Fyldpladser for byggeaffald og ældre lossepladser for dagrenovation

Listen over brancher, der er potentielle kilder til PFAS forurening, er i miljøprojekt 1905, 2016, (Nicolajsen & Tsitonaki 2016), suppleret med følgende brancher:

- Træindustri og møbelindustri
- Kemisk industri
- Jern- og metalindustri
- Gummi- og plastindustri
- Tekstil- og læderindustri
- Lokaliteter, hvor en større kemikalie/oliebrand er slukket.

I miljøprojektet (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) gennemgås de vigtigste anvendelsesformål af hovedtyper af PFAS-forbindelser. En tabel over nævnte PFAS-forbindelser og deres anvendelsesområder kan ses i bilag 2-1, bilag 2-2 og bilag 2-3.

PFOA
PFOA bruges i produktionen af Teflon® samt i saltet ammonium perfluoroktanoat (APFO). APFO bruges som tensid, non-stick-belægning og til imprægnering af papir osv. (Pancras et al. 2016). APFO blev produceret gennem elektrokemisk fluorinering (ECF) fra 1949-2002 fra en række forskellige firmaer men hovedsageligt firmaet 3M (Buck et al. 2011). Fra 2002 blev PFOA produceret gennem telomerisering af perfluoroktyl iodid (PFOI) (Buck et al. 2011). Perfluornonansyre (PFNA) har været produceret siden 1975 i form af ammonium salt (APFN) som tensid og produktion af fluorpolymerer (Buck et al. 2011).

PFOS
PFOS, perfluorhexan sulfonsyre (PFHxS) og perfluordecan sulfonsyre (PFDS) blev også hovedsageligt produceret af 3M, som stoppede sin produktion af disse i 2002 (Buck et al. 2011). Ligesom PFOA blev disse produkter primært anvendt som tensid. Tilmed nedbrydes eller transformeres POSF (perfluoroktan

sulfonfluorid) til PFOS (Lindstrom et al. 2011). PFOS og afledte stoffer produceredes stadig i Kina i 2011 (Buck et al. 2011). Indtil 2001 blev PFOS anvendt i brandslukningsskum af typerne *Aqueous Film Forming Foam (AFFF), Fluoroprotein (FP) og Film Forming Fluoroprotein Foam (FFFP)* (Pancras et al. 2016). Det er estimeret, at områder udsat for brandøvelser indeholder den største fare for PFAS-forurening af miljøet (Pancras et al. 2016).

Fluortelomer-baserede produkter
n:2 FTAC og n:2 FTMAC er reagenter i produktionen af polymere, som anvendes i vand, olie og smudsafvisende tekstiler, læder og papir (Buck et al. 2011). PAP'er (polyfluorerede fosfater) bruges som tensid og som komponent i papir, der bruges til indpakning af fødevarer (Buck et al. 2011). Derudover har diverse fluortelomer sulfonater erstattet PFOS i bl.a. brandslukningsskum.

Andre anvendte PFAS typer
PFPA'er og PFPIA'er bliver også anvendt som tensid (Buck et al. 2011). Semifluorineret alkan og alken (SFA) har siden 1990'erne været brugt i skivoks og medicinindustrien (Pancras et al. 2016). FTSA opstår gennem nedbrydning af precursor-forbindelser i brandslukningsskum og madindpakning (Buck et al. 2011). FASAC'er og FASMAC'er blev anvendt inden for overfladebeskyttelsesapplikationer samt papir- og pakkebeskyttelse (Buck et al. 2011), se bilag 2-1.

Fluorpolymerer anvendes typisk til samme formål som nonpolymer PFAS-forbindelser. Flere typer af fluorpolymere anvendes ofte til vandtæt tøj. PTFE er en hovedbestanddel i Teflon® og andre former for non-stick-belægning af køkkenudstyr, (Pancras et al. 2016).

3.5 Miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser

PFOS og PFOA foruden andre PFAS-forbindelser er optaget på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (LOUS) på grund af deres persistens og bioakkumulerende potentiale.

Generelt findes der tilgængelige data om miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser for PFOS, PFOA og PFHxS. For de øvrige PFAS-forbindelser findes der kun sporadiske data, der ofte ikke er bekræftede. Der er desuden manglende kendskab til mekanismerne bag de konstaterede skadelige virkninger.

I (Pancras et al. 2016) er givet en oversigt over eksisterende human toksicitet og økotoksicitetsdata for PFOS og PFOA, samt økotoksicitetsdata for de kortkædede PFBA, PFHxA, PFBS og PFHxS, de langkædede PFNA, PFDA og PFDS og for precursoren 8:2 FTOH. For de kortkædede PFAS-forbindelser findes desuden en god oversigt og gennemgang af toksicitetsdata i (Kjølholt et al. 2015).

Nedenfor er givet et kort sammendrag af viden om optag af PFAS-forbindelser i planter, bioakkumulering, økotoksicitet og humantoksicitet.

Optag i planter
PFAS-forbindelser kan opkoncentreres i planter og derved indgå i ernæringskæden for dyr og mennesker. Optag af PFAS-forbindelser i planter anhænger bl.a. af plantetype, jordarten og PFAS-forbindelsen.

Ifølge (Held 2016) er optag af PFAS-forbindelser i planter lineært afhængig af jordkoncentrationen og af PFAS-forbindelsens hydrofobicitet. Optaget af PFSA'er i planter er 2-3 gange højere end optaget af PFCA'er. De kortkædede PFAS-forbindelser ophobes især i blad- og frugtdelen, hvorimod de langkædede især ophobes i rødderne.

PFAS bindes især til proteiner

Bioakkumulering
PFAS-forbindelser bindes især til proteiner, og de er derfor konstateret i blod, lever og nyre og til dels i milten, knoglemarv, testikler, lunger, hjerne og muskler hos mennesker og dyr. PFOS og PFOA kan krydse moderkagen, og stofferne er påvist i brystmælk. PFAS-forbindelser udskilles hovedsageligt via urinen (FTOH via afføring). De kortkædede PFAS-forbindelser udskilles i løbet af dage, hvorimod udskilning af de langkædede PFAS-forbindelser tager nogle år, (Held 2016), (Pancras et al. 2016).

Bioakkumuleringen er generelt højere i vandlevende organismer end i jordlevende organismer, (Larsen & Giovalle 2015).

Bioakkumuleringen er bl.a. afhængig af halveringstiden, der i mennesker er (Held 2016):

- Længere for sulfonater end for carboxylater
- Kortere for forgrenede isomere end for lige-kædede forbindelser
- Ofte lavere i kvinder end i mænd
- Stigende med kædelængden for carboxylater

Eksempler på halveringstider for mennesker, der har arbejdet med PFAS-forbindelser, er vist i Tabel 3.2.

Stof	Halveringstid i mennesker
PFOS	5,4 år
PFHxS	8,5 år
PFOA	3,8 år
PFBS	1 måned
PFBA	2-4 dage

Tabel 3.2 Halveringstider for udvalgte PFAS-forbindelser i mennesker, der har arbejdet med PFAS-forbindelser, fra (Held 2016). En lav halveringstid betyder, at stoffet hurtigere udskilles fra kroppen, og at bioakkumuleringen dermed er lavere end ved en højere halveringstid.

For PFOS er der i litteraturen angivet bioakkumulationsfaktorer i mennesker på 720 til 10.964. Stoffer med en bioakkumuleringsfaktor over 5.000 betegnes som meget bioakkumulerbare, baseret på akkumulering i fedtvæv. Da PFOS og øvrige PFAS-forbindelser især bindes til proteiner, vil bioakkumuleringspotentialet ved benyttelse af de gængse grænseværdier blive underestimeret. PFOS er derfor optaget på Stockholm Conventionens liste over persistente organiske stoffer (POP) og må betegnes som meget bioakkumulerbar, (Held 2016).

PFOA er pt. ikke omfattet af Stockholm Conventionens liste over POP, men er på grund af fund af PFOA øverst i fødekæden foreslået defineret som bioakkumulerbar og persistent, (Stockholm Convention 2016).

For de kortkædede PFAS-forbindelser er der mistanke om, at data fra dyreforsøg underestimerer akkumulering i mennesker, (Kjølholt et al. 2015).

Effekter i vandlevende organismer
PFOS er klassificeret som moderat akut toksisk og svagt kronisk toksisk over for vandlevende organismer.

Miljøkvalitetskrav for PFOS i ferskvand og marint vand er fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). De generelle miljøkvalitetskrav for ferskvand og marint vand og miljøkvalitetskravet for akvatiske biota er baseret på menneskers konsum af fisk (kvalitetskravet for biota gælder for fisk). De maksimale miljøkvalitetskrav er baseret på laveste NOEC (ingen effekt koncentrationsniveau) for at beskytte de mest følsomme arter (European Commission 2011b).

De øvrige langkædede PFAS-forbindelser, der også har et højt potentiale for opkoncentrering i fødekæden, forventes at have lav-moderat akut toksicitet over for vandlevende organismer, (Larsen & Giovalle 2015). Der er meget lidt økotoksikologisk viden om de kortkædede PFAS-forbindelser.

Effekter i mennesker
Mennesker udsættes for PFAS-forureninger ved indtag/spisning af forurenet mad og drikkevand og ved indånding af støv, inde- og udeluft. I (Held 2016) er

givet en opgørelse over dagligt indtag af PFOS fordelt på de forskellige kilder, og heraf fremgår det, at indtag via mad er langt den største kilde til menneskers indtag af PFAS-forbindelser. Fisk, andre fødevarer fra havet og frugt udgør de største kilder, (Miljøstyrelsen 2015).

Bioakkumuleringspotentialet for udvalgte PFAS-forbindelser baseret på halveringstid i mennesker, der arbejder med PFAS-forbindelser, er vist i Tabel 3.2.

Generelt er PFOS mere toksisk end PFOA. PFHxS ligner PFOS for så vidt angår human toksikologi, (Larsen & Giovalle 2015). PFOSA kan omdannes til PFOS, og de sundhedsmæssige effekter ved udsættelse for PFOSA kan derfor sammenlignes med effekter fra PFOS, (Larsen & Giovalle 2015).

PFOA er mistænkt for at være kræftfremkaldende

PFOA er mistænkt for at være kræftfremkaldende i mennesker (kategori CARC2b). PFOS er pt. ikke klassificeret som kræftfremkaldende i mennesker, (IARC 2016). PFOS og PFOA er reproduktionstoksiske akut giftige (bl.a. påvirkning af indre organer) og er desuden mistænkt for at være hormonforstyrrende, (Larsen & Giovalle 2015).

TDI-værdier (tolerabelt dagligt indtag) for PFOS og PFOA er vist i Tabel 3.3. I tabellen er angivet såvel TDI-værdier vurderet af den Europæiske Fødevaresikkerhedsorganisation EFSA (Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain, 2008), den amerikanske Miljøstyrelse (USEPA) (Epa & of Water 2016), som TDI-værdier anvendt af Miljøstyrelsen til fastsættelse af de danske jord- og grundvandskvalitetskriterier, (Larsen & Giovalle 2015) (Miljøstyrelsen 2015). I (Larsen & Giovalle 2015) er desuden givet en oversigt over midlertidige TDI-værdier for PFHxS, PFHxA, PFNA, PFDA og PFDoDA.

Stof	TDI µg/kg legemsvægt pr. dag		
	EFSA (European Food Safety Authority 2008)	**USEPA (2014)** (USEPA; Water Research Foundation 2016)	**MST** (Miljøstyrelsen 2015)
PFOS	0,15	0,03	0,03*
PFOA	1,5	0,02	0,1

*gælder også for PFOSA

Tabel 3.3 TDI for PFOS og PFOA, fra (Larsen & Giovalle 2015). EFSA er European Food Safety Authority, USEPA er den amerikanske miljøstyrelse, MST er den danske miljøstyrelse.

De kortkædede PFAS-forbindelser ser ud til at være mindre toksiske og mindre bioakkumulerbare end PFOS/PFOA, men der mangler generelt data, og der findes undtagelser (Larsen & Giovalle 2015).

3.6 Grænseværdier: jord, vand og biota

I det følgende er givet en oversigt over nationale og internationale grænseværdier for PFAS-forbindelser. Generelt findes der grænseværdier for drikkevand, grundvand og overfladevand med tilhørende dokumentation, der beskriver baggrunden for grænseværdiernes fastsættelse. I Danmark og Tyskland findes desuden grænseværdier for PFAS-forbindelser i jord.

Der er ved litteraturgennemgangen ikke fundet grænseværdier for PFAS-forbindelser i luft.

Danmark
I Danmark har Miljøstyrelsen fastsat kvalitetskriterier for jord, grundvand og drikkevand omfattende 12 PFAS-forbindelser, (Miljøstyrelsen (Danish EPA) 2015), (Miljøministeriet 2016), jf. Tabel 3.4 og Tabel 3.5. Kriterierne for grundvand og drikkevand er ens i Danmark, og baggrunden for kvalitetskriterierne er beskrevet i (Larsen & Giovalle 2015). Miljøstyrelsen har på dette grundlag vurderet, at børns indtag af jord er den kritiske eksponeringsvej, og jord- og grundvandskvalitetskriterierne er således fastsat ud fra TDI-værdierne i Tabel 3.3.

Gruppe	Forkortelse	Navn	Formel	Antal C i C-F-kæden
PFCA'er	PFBA	Perfluorbutancarboxylsyre	C_3F_7•COOH	3
	PFPeA	Perfluorpentancarboxylsyre	C_4F_9•COOH	4
	PFHxA	Perfluorhexancarboxylsyre	C_5F_{11}•COOH	5
	PFHpA	Perfluorheptancarboxylsyre	C_6F_{13}•COOH	6
	PFOA	Perfluoroktancarboxylsyre	C_7F_{15}•COOH	7
	PFNA	Perfluornonancarboxylsyre	C_8F_{17}•COOH	8
	PFDA	Perfluordecancarboxylsyre	C_9F_{19}•COOH	9
PFSA'er	PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	C_4F_9•SO_3H	4
	PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre	C_6F_{13}•SO_3H	6
	PFOS	Perfluoroktansulfonsyre	C_8F_{17}•SO_3H	8
Precursorer	PFOSA (FOSA)	Perfluoroktansulfonamid	C_8F_{17}•SO_2•NH_2	8
	6:2 FTS (6:2 FTSA)	6:2 Fluortelomersulfonat (1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre)	C_6F_{13}•C_2H_4•SO_3H	6

Tabel 3.4 De 12 PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium.

Herudover følger vi i Danmark EU's miljøkvalitetskrav for PFOS i overfladevand og biota, jf. (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Miljøkvalitetskravene er anført i Tabel 3.5 og gælder fra 22. december 2018.

Danmark				PFOS#	Sum af PFAS *
Drikkevand/ grundvand			µg/l		0,1
Jord			mg/kg TS		0,4
Overfladevand	Generelt kvalitetskrav	Indlandsvand	µg/l	0,00065	
		Andet overfladevand	µg/l	0,00013	
	Maksimum-koncentration	Indlandsvand	µg/l	36	
		Andet overfladevand	µg/l	7,2	
Biota			µg/kg vådvægt	9,1	

*Sum af PFAS-forbindelser omfatter de 12 stoffer, jf. Tabel 3.4.
#Gælder fra 22. december 2018

Tabel 3.5 Kvalitetskriterier for jord, drikkevand/grundvand, overfladevand og biota for PFAS-forbindelser i Danmark.

Miljøkvalitetskravene for overfladevand er jf. Tabel 3.5 opdelt på et generelt kvalitetskrav (års gennemsnit) og en maksimumværdi for såvel indlandsvand som andet overfladevand. Indlandsvand defineres som vandløb og søer og dertil knyttede kunstige eller stærkt modificerede vandområder. Kvalitetskravet for biota gælder for fisk. Kvalitetskravene er generelt baseret på indtag af fisk og EFSA's TDI-værdi vist i Tabel 3.3.

Udlandet
Nedenfor i Tabel 3.6 er givet et udsnit af udenlandske grænseværdier for PFAS-forbindelser. Grænseværdierne udgør et sammenligningsgrundlag i forhold til de danske kvalitetskriterier.

Som det ses af Tabel 3.6 har Sverige, Tyskland og USA grænseværdier for drikkevand, der er sammenlignelige med de danske. I Tyskland og USA har enkelte stater andre værdier, der som oftest er højere og mere differentierede, se f.eks. bilag 3.

Bemærk dog, at grænseværdierne i udlandet ofte omfatter andre PFAS-forbindelser end de danske grænseværdier. Bemærk også, at grænseværdierne er forskellige i landene i Tabel 3.6, bl.a. fordi de er beregnet på baggrund af forskellige TDI'er (se Tabel 3.3), er baseret på vidensgrundlag af forskellig alder og på forskellige nationale politikker (herunder fastsættelse af sikkerhedsfaktorer).

	Drikkevand (µg/l)		Jord (mg/kg)		Overfladevand (µg/l)		Reference
	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	
Sverige	0,09#		0,03/ 0,02$		Som DK		(Pancras et al. 2016)
Norge			0,1$$		Som DK		
Holland	0,53	-	0,1 bære-dygtig brug af jord				(Larsen & Giovalle 2015)
Tyskland	0,3/0,1*		0,1***				(Held 2016)
England	0,3	0,3			<1 (fersk-vand) 2,5 (marin)		(Pancras et al. 2016)
USA	0,07*						(Epa & of Water 2016)
Australien¤¤/§	0,5¤	5	22¤	220	0,021 (fersk-vand) 0,616 (marin)¤	0,21 (ferskvand) 6,1 (marin)	(Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment 2017)

* Gælder for sum af PFAS-forbindelser
\# Gælder for sum af 11 PFAS-forbindelser; PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA og PFDA
Gælder for sum af PFOS of PFOA
$ Første værdi gælder for følsom arealanvendelse, anden værdi for mindre følsom arealanvendelse
$$ Baseret på ormestudier
** 0,3 µg/l er fastsat af sundhedsmæssige hensyn (sum af PFOS og PFOA og andre PFAS-forbindelser), 0,1 µg/l er fastsat som en langsigtet grænseværdi (årlig gennemsnitsværdi) som sum af 11 PFAS-forbindelser: PFOS, PFOA, PFBA, PFBS, PFPA, PFPS, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFHpS, H4PFOS (6:2 FTS).
*** gælder for sum af PFOS og PFOA.
¤ omfatter også PFHxS.
¤¤ Værdierne for jord gælder for mest følsomme anvendelse og tager ikke hensyn til optag i grøntsager og udvaskning til grundvandet. Australien har grænseværdier for 3 andre kategorier af arealanvendelse.
§ Værdier for overfladevand er fastsat under hensyntagen til menneskers konsum af fisk.

Tabel 3.6 Grænseværdier for PFAS-forbindelser i andre udvalgte lande, se i øvrigt bilag 3.

I bilag 3 er givet baggrunden for nogle af grænseværdierne vist i Tabel 3.6, og der er vist eksempler på mere differentierede grænseværdier (f.eks. jordkvalitetskriterier for forskellige arealanvendelser).

Sammenlignes de udenlandske grænseværdier for jord og grundvand med de danske, ses det, at de danske grænseværdier ligger på niveau med andre europæiske landes og USA's værdier. Dog ligger det danske jordkvalitetskriterie over gennemsnittet.

4. Udpegning af relevante PFAS-forbindelser

Som det fremgår af kapitel 3.1, er PFAS en stofgruppe på omkring 6.000 forskellige stoffer. I dette afsnit er der derfor udarbejdet forslag til afgrænsninger af stofgruppen til anvendelse ved jord- og grundvandsundersøgelser. Forslaget er foretaget på det foreliggende vidensgrundlag, men ny viden eller konkret kendskab til anvendelse af et PFAS-holdigt produkt med en kendt sammensætning bør inddrages i undersøgelsesstrategien.

4.1 Relevante PFAS-forbindelser

I Danmark er kvalitetskriterierne for jord, drikkevand og grundvand baseret på et administrativt sumkriterium for 12 specifikke per- og polyfluoralkyl-forbindelser (PFAS-forbindelser), jf. Tabel 3.4. Der foreligger pt. intet afdampningskriterium eller B-værdi for PFAS-forbindelser i poreluften eller atmosfærisk luft. Det er typisk de 12 PFAS forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium, der analyseres for i den indledende undersøgelse, jf. kapitel 9.

Udover de 12 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium kan der være flere andre PFAS-forbindelser i miljøprøverne, men som redegjort for i et internationalt litteraturstudie over fund af PFAS-forbindelser i grundvand (Falkenberg et al. 2016), har der tidligere kun været analyseret for et begrænset antal PFAS-forbindelser og med fokus på PFOS og PFOA. Dette betyder, at erfaringsgrundlaget for, hvad der kan forventes i miljøprøver ved forskellige typer kilder, er ufuldstændigt. I forbindelse med videregående undersøgelser kan det være relevant at undersøge for et udvidet antal PFAS-forbindelser, jf. kapitel 10.

I Tabel 4.2 er der på grundlag af litteraturen udarbejdet et forslag til 32 relevante PFAS-forbindelser. Listen er ikke udtømmende, idet der løbende kommer ny viden om relevante forbindelser. Desuden skal der altid tages hensyn til lokalitetsspecifikt kendskab til anvendelse af PFAS-holdige produkter.

Fysisk-kemiske egenskaber og fordeling i miljøet for disse i alt 32 PFAS-forbindelser er efterfølgende evalueret i kapitel 5 og 6.

Grundlaget for udvælgelsen af de 32 PFAS-forbindelser beskrives nedenfor.

PFAS fundet i miljøprøver

I (Falkenberg et al. 2016) er der på basis af litteraturstudiet og fund af PFAS i miljøprøver ud over de 12 MST PFAS-forbindelser udpeget følgende 9 relevante stoffer: 8:2 FTS, 8:2 FTOH, 6:2 FTOH, 8:2 FTCA, N-MeFOSAA, N-EtFOSAA, 5:3 FTCA, PFEtS (C2) og PFPrS (C3).

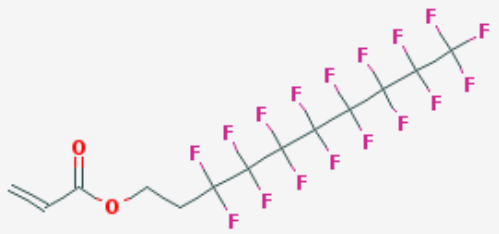
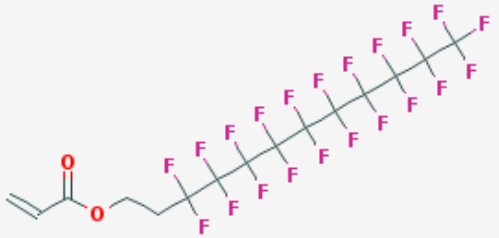
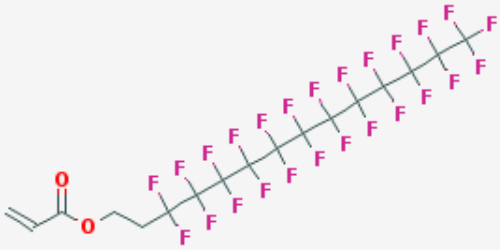
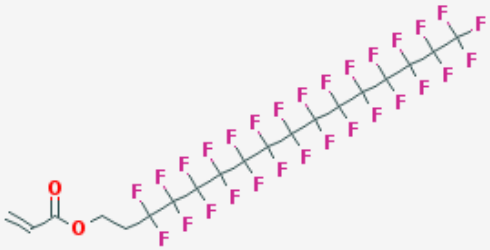
FTOH'er og flere perfluorsulfonamider (FOSA'er, FOSE'er og FOSAA'er) kan også betegnes som flygtige forbindelser, jf. Tabel 6.3. Flygtige PFAS-forbindelser er ikke undersøgt i forbindelser med jord- og grundvandsforurening. Flygtige PFAS-forbindelser er dog fundet i luftprøver fra de arktiske og antarktiske regioner, i udeluften i EU og i indeklimaet i forretninger, institutioner og boliger, hvor kilden antages at være inventar og materialer, jf. afsnit 6.5 og bilag 5.

PFAS anvendt i brancher

I miljøprojektet over kortlægning af brancher, der anvender PFAS (Nicolajsen & Tsitonaki 2016), er der (jf. afsnit 3.3.1 og Figur 3.3) peget på 8 PFAS-forbindelser, som udgør de største indberettede mængder anvendt af brancherne. Af disse er 5 polymerforbindelser med ukendt struktur, men 3 af stofferne kan identificeres og er kendt i forbindelse med udenlandske miljøundersøgelser: N-MeFOSE, ammoniumsalt af PFDS og ammoniumsalt af PFNS.

Herudover er der en række andre stoffer, der er indberettet ved branchekortlægning (jf. tabel 5.1 i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)), som også kendes fra miljøundersøgelser og dermed kan være interessante at medtage ved kildeundersøgelser. Blandt disse kan nævnes APPO (ammoniumsalt af PFOA og derfor omfattet af MST-kvalitetskriteriet), N-MeFOSE, N-EtFOSA, 8:2 FTOH, 14:2 FTOH og 6:2 FTSA (også kaldet 6:2 FTS og indgår i MST-kvalitetskriteriet).

Blandt andet er 4 forholdsvis langkædede polyfluoralkylforbindelser, jf. Tabel 4.1, identificeret i produktregisteret jf. tabel 5.1 i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) som mulige precursorer. Som det fremgår af (Nicolajsen & Tsitonaki 2016), kan disse 4 stoffer være mulige precursorer til PFCA'er, men med undtagelse af stof 1 (CAS nr. 27905-45-9) vil de forventelige slutprodukter være langkædede PFCA'er med 10, 12 og 14 kulstoffer i fluorkulstofkæden. Disse nedbrydningsprodukter vil derfor have en begrænset mobilitet i jorden. De er ikke omfattet af det danske jordkvalitetskriterium. Stof 1 i Tabel 4.1, (CAS nr. 27905-45-9) med 8 kulstoffer i fluorkulstofkæden kan eventuelt nedbrydes til PFNA, og ét af de mulige nedbrydningsprodukter af stof 2, PFUnDa (C_{10}) er medtaget i listen over relevante PFAS-forbindelser i Tabel 4.2.

	CAS nr.	Navn	Formel	Antal C i C-F kæden	Struktur
1	27905-45-9	1,1,2,2-Tetrahydroper-fluorodecyl acrylate (se under fluoracrylat (n=8, R= $C_2H_4OCOCH{=}CH_2$) i Figur 3.1 og Tabel 4.2	$C_8F_{17}C_2H_4OC$ OCH=CH2	8	
2	17741-60-5	1,1,2,2-Tetrahydroper-fluorododecyl acrylate	$C_{10}F_{21}C_2H_4OC$ $OCH{=}CH_2$	10	
3	34395-24-9	1,1,2,2-Tetrahydroper-fluorotetradecyl acrylate	$C_{12}F_{25}C_2H_4OC$ $OCH{=}CH_2$	12	
4	34362-49-7	1,1,2,2-Tetrahy-droperfluorohexadecyl acrylate	$C_{14}F_{29}C_2H_4OC$ $OCH{=}CH_2$	14	

Tabel 4.1 Øvrige mulige precursorer identificeret i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)**.**

Baseret på nuværende viden (2017) foreslås det, at de følgende 32 PFAS-forbindelser kan være relevante ved udførelse af miljøundersøgelser, jf. Tabel 4.2. Der er sket en løbende udvikling i anvendelse af nye PFAS-forbindelser i produkter, som tyder på en stigende anvendelse af bl.a. de kortkædede fluortelomerer. Såfremt der findes viden om PFAS-sammensætningen i et PFAS-holdigt produkt, bør disse stoffer så vidt muligt inddrages i analyseprogrammet.

Listen over de 32 stoffer omfatter næsten alle stoffer på den svenske bruttoliste over 19 PFAS-forbindelser, udarbejdet af SGI (Pettersson et al. 2015), undtagen PFHpS (C7). Der er dog ikke fundet oplysninger om fund af dette stof i miljøprøver, formentlig fordi det ikke er omfattet af standard analysepakker.

Gruppe	Navn	Formel	CAS	Antal C i C-F-kæden		J	V	L
PFCA'er	PFBA	C_3F_7•COOH	375-22-4	3	DK-kvalitetskriteriet	J	V	
	PFPeA	C_4F_9•COOH	2706-90-3	4		J	V	
	PFHxA	C_5F_{11}•COOH	307-24-4	5		J	V	
	PFHpA	C_6F_{13}•COOH	375-85-9	6		J	V	L
	PFOA	C_7F_{15}•COOH	335-67-1	7		J	V	
	PFNA	C_8F_{17}•COOH	375-95-1	8		J	V	L
	PFDA	C_9F_{19}•COOH	335-76-2	9		J	V	L
PFSA'er	PFBS	C_4F_9•SO_3H	375-73-5	4		J	V	
	PFHxS	C_6F_{13}•SO_3H	432-50-8	6		J	V	
	PFOS	C_8F_{17}•SO_3H	1763-23-1	8		J	V	L
Precursorer	PFOSA	C_8F_{17}•SO_2•NH_2	754-91-6	8		J	V	L
	6:2 FTS	C_6F_{13}•C_2H_4•SO_3H	27619-97-2	6		J	V	
PFCA'er	PFUnDA	$C_{10}F_{21}$•COOH	2058-94-8	10	Fundet i miljøprøver (Ahrens et al. 2016)	J	V	L
	PFDoDA	$C_{11}F_{23}$•COOH	307-55-1	11		J	V	L
PFSA'er	PFEtS (C_2)#	C_2F_5•SO_3H	-	2	Mobile C2 og C3 forbindelser (Barzen-Hanson & Field 2015)		V	
	PFPrS (C_3)#	C_3F_7•SO_3H	-	3			V	
	PFNS	C_9F_{19}•SO_3H	17202-41-4	9	Anvendt i brancher (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)	J	V	L
	PFDS	$C_{10}F_{21}$•SO_3H	333-77-3 67906-42-7	10		J	V	L
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH*	C_6F_{13}•C_2H_4•OH	647-42-7	6	Flygtige PFAS-forbindelser som findes i indeklima og udeluft Anvendt i brancher (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)	J	V	L
	8:2 FTOH*	C_8F_{17}•C_2H_4•OH	678-39-8	8		J	V	L
	10:2 FTOH*	$C_{10}F_{19}$•C_2H_4•OH	865-86-1	10		J	V	L
	14:2 FTOH*	$C_{14}F_{21}$•C_2H_4•OH	60699-51-6	14		J	V	L
Precursorer	N-EtFOSA	C_8F_{17}•SO_2•N(C_2H_5) •C_2H_5	4151-50-2	8	Anvendt i brancher (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) (Pancras et al. 2016)	J	V	L
	FOSE#	C_8F_{17}•SO_2•N(H) •C_2H_4•OH	10116-92-4	8		J	V	
	N-MeFOSE	C_8F_{17}•SO_2•N(CH_3) •C_2H_4•OH	24448-09-7	8		J	V	
	N-EtFOSE	C_8F_{17}•SO_2•N(C_2H_5) •C_2H_4•OH	1691-99-2	8		J	V	
	Fluoracrylat 27905-45-9#	C_8F_{17}•C_2H_4•O •CO•CH•CH_2	27905-45-9	8		J		
	8:2 FTS	C_8F_{17}•C_2H_4•SO_3H	39108-34-4	8	Fundet i overfladevand (Ahrens et al. 2016)	J	V	
	N-MeFOSAA	C_8F_{17}•SO_2•N(CH_3) •CH_2•COOH	2355-31-9	8		J	V	L
	N-EtFOSAA	C_8F_{17}•SO_2•N(C_2H_5) •CH_2•COOH	2991-50-6	8		J	V	L
	8:2 FTCA	C_8F_{17}•CH_2•COOH	27854-31-5	8	Fundet i lossepladsperkolat (Benskin et al. 2012)	J	V	L
	5:3 FTCA#	C_5F_{11}•C_2H_4•COOH	-	5		J	V	L

I afsnit 6.1 og Tabel 6.3 er fasefordelingen mellem jord, vand og luft vurderet. Vurderingen er meget usikker, men har til formålet, at identificere, om et stof kan forventes i vand, jord eller luftfasen. Et stof kan i princippet fordeles til alle tre faser.

J: kan forventes i jordprøver **V:** kan forventes i vand **L:** kan forventes i luft

pt. ingen kommercielle analyser tilgængelige

* kan ikke analyseres i samme analysepakke som de andre stoffer

Tabel 4.2 Listen over relevante PFAS-forbindelser ved miljøundersøgelser.

Tabel 4.2 er baseret på de stoffer, som enten er konstateret i miljøprøver (Falkenberg et al. 2016) eller stoffer, som er identificeret ved kortlægning af danske brancher, hvor PFAS-forbindelser er blevet anvendt (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Listen over de 32 stoffer i Tabel 4.2 omfatter hovedsagelig mobile stoffer med mindre end 10 til 14 kulstofatomer i fluorkulstofkæden. Andre langkædede PFAS-forbindelser med mere end 10 til 14 kulstofatomer i fluorkulstofkæden, herunder polymerforbindelser, kan være anvendt i PFAS-holdige produkter, men i kapitel 6 vurderes det, at langkædede stoffer vil have en meget begrænset mobilitet i miljøet. Generelt er der ikke analyseret for langkædede PFAS-forbindelser i forbindelse med jord- og grundvandsforureninger. Ved de få undersøgelser, hvor der er analyseret for PFCA'er med 12 til 14 kulstofatomer i fluorkulstofkæden, er disse ikke fundet (Falkenberg et al. 2016) og (Ahrens et al. 2016). Langkædede PFAS-forbindelser kan dog bindes til jord og sediment eller optages i biota (Pettersson et al. 2015). Hvorvidt disse stoffer skal medtages i undersøgelsesprogrammer, er dermed afhængig af undersøgelsesformålet.

5. PFAS-egenskaber

Udarbejdelse af en god konceptuel model er baseret på en forståelse af stoffernes fysisk-kemiske egenskaber og muligheden for spredning fra en kilde til andre media.

I dette afsnit opsamles viden om egenskaber for primært de 32 stoffer i Tabel 4.2, dvs. stoffer som enten er konstateret i miljøprøver eller stoffer, som er identificeret ved beskrivelse af danske brancher, hvor PFAS-forbindelser er blevet anvendt. I kapitel 6 opsamles viden om fordelingen af PFAS-forbindelser i jord, vand og luft. I bilag 4.1 findes en mere detaljeret oversigt over fysisk-kemiske egenskaber for flere PFAS-forbindelser.

Spild af PFAS-forbindelser ved punktkilder er typisk i form af vandige opløsninger. For eksempel anvendes brandslukningsskum som en 1 %, 3 % eller 6 % opløsning af et koncentrat, som indeholder 5-10 % PFAS-forbindelser. Ved hård forkromning anvendes en 5-10 % PFOS-opløsning.

Derimod vil PFAS-forbindelser ofte være bundet i produkter og belægninger, som findes i affaldsfraktioner ved fyldpladser og lossepladser/deponier, hvorfra der kan ske udvaskning i nedsivende regnvand til jord og grundvand.

5.1 Fysisk-kemiske egenskaber

Indledningsvis er det vigtigt at understrege, at der er meget få eksperimentelle data om fysisk-kemiske egenskaber for PFAS-forbindelser, men at der i litteraturen findes mange estimerede værdier, som kan være fejlbehæftede, såfremt de anvendes til modellering af stoffernes opførsel i miljøet.

Som redegjort for i kapitel 3 er PFAS-forbindelser organiske forbindelser med kulstofkæder, hvor brintatomer på kulstof-kæden helt eller delvis erstattes af fluor. PFAS-forbindelser er opdelt i grupper, afhængig af arten af de funktionelle grupper på kulstofkæden, og hvor der inden for hver gruppe findes en serie af homologe forbindelser med stigende længder af kulstofkæden, f.eks. 4:2 FTOH, 6;2 FTOH, 8:2 FTOH og 10:2FTOH.

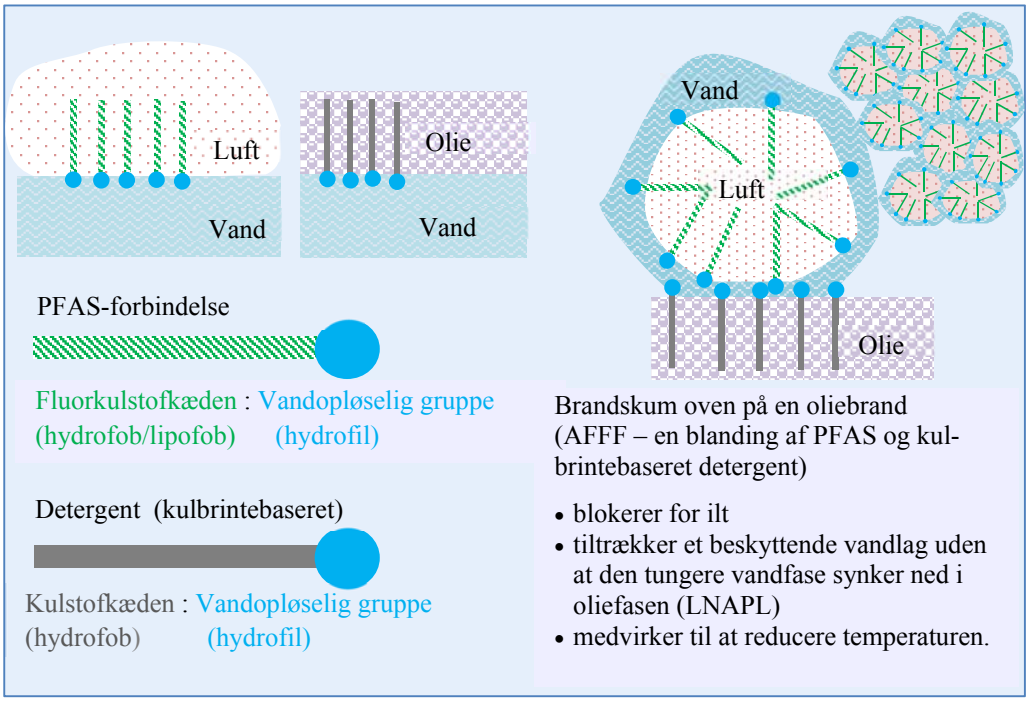
Ingen fri fase

Forureningen med PFAS-forbindelser adskiller sig fra forureninger med chlorerede opløsningsmidler, tjære og olie, idet PFAS-forbindelser ikke kan danne frie faser som DNAPL eller LNAPL. De fleste PFAS-forbindelser er faste stoffer, typisk salte, som opløses med fuld dissociering i vand, og det er disse egenskaber, som er bestemmende for deres fysisk-kemiske egenskaber. Kun fluortelomer-alkoholer med mindre end 8 kulstoffer i kæden (f.eks. 4:2 FTOH, 6:2 FTOH) er væske ved stuetemperatur.

Overflade-aktive egenskaber

De fleste PFAS-forbindelser (dog ikke FTOH'er) har overfladeaktive egenskaber. De funktionelle grupper for enden af kulstofkæden betyder, at stofferne er vandopløselige (hydrofile), men da fluorkulstofkæden er både hydro- og lipofob (skyr vand og fedt, dvs. snavs), vil stofferne samles ved grænseflader, f.eks. mellem vand og fedt (Lassen et al. 2013), (Tsitonaki et al. 2014), (Jensen et al. 2008) og (Jensen et al. 2008). Se Figur 5.1.

Disse egenskaber betyder, at PFAS-forbindelser ved højere koncentrationer kan opnå den kritiske micelle-koncentration (CMC) eller det kraftpunkt, hvorved der dannes miceller. Miceller består af molekyler, som samler sig i lag eller kugler, fordi en del af molekylet afskyr vand. CMC-værdier er lavere, (dvs. der dannes miceller ved lavere koncentrationer), jo længere kulstof-kæden er. CMC for PFOS og PFOA er henholdsvis omkring 4.000 mg/l og 10.350 mg/l. Derfor forventes der ikke dannelse af miceller ved typiske niveauer for PFAS-forbindelser i miljøet (F. Wang et al. 2012) og (Krafft & Riess 2015).



Figur 5.1 Illustration af overfladeaktive egenskaber (BundesverbandTechnischerBrandschutz 2010), (Moody & Field 2000).

Standard-egenskaber

I bilag 4-1 er angivet en oversigt over de fysisk-kemiske standard egenskaber, der anvendes i forbindelse med undersøgelsesstrategier og risikovurderinger, dvs. vandopløselighed, damptryk, log K_{ow} og syrestyrkeeksponent (pKa) samt molvægt og formel. Enhederne i de oprindelige kilder er omregnet til de enheder, som anvendes i Miljøstyrelsens risikovurderingsprogram JAGG 2.1, og de kan dermed sammenlignes med andre kendte forureningsstoffer. Flere andre

egenskaber som densitet, smeltepunkt og kogepunkt er angivet i bilag 4-2 (Z. Wang et al. 2011), (Pancras et al. 2016), (Ding & Peijnenburg 2013) og (Bhhatarai & Gramatica 2011), men disse er ikke så betydende for risikovurderinger.

I Tabel 5.1 er disse egenskaber opsummeret for de 32 relevante PFAS-forbindelser i Tabel 4.2, herunder de 12 PFAS-forbindelser, der er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskrav.

		Antal C i C-F-kæden	Vand-opløselig-hed mg/l	Damptryk Pa	K_{aw} (Henry) Dimensions-løs	Log K_{ow}	K_d	pKa, Styrke-eksponent
PFCA'er	PFBA	3	Blandbart[4]	1.307	0,0006	2,82	-	-0,2 til 0,7
	PFPeA	4	112.600	1.057	0,001	3,43	-	-0,06
	PFHxA	5	21.700	457	0,003	4,08	-	-0,13
	PFHpA	6	4.200	158	0,006	4,67	0,4 – 1,1	-0,15
	PFOA	7	3.400 til 9.500	4 til 1.300	$2e^{-5}$ til 0,001	5,3	0 - 3,4	-0,16 til 3,8
	PFNA	8	130	1,3	0,03	5,92	2,6 – 5,9	-0,17
	PFDA	9	25	0,2	0,05	6,5	2 - 31	-0,17
PFSA'er	PFBS	4	46.200 til 56.000	631	0,003	3,9	-	-6 til -5
	PFHxS	6	2.300	58,9	0,004	5,17	0,6 - 2	-6 til -5
	PFOS	8	520 til 570	$3,3e^{-4}$ til 6,7	$1e^{-7}$ til 0,02	6,43	0,1 - 97	-6 til -2,6
Precursorer	PFOSA	8	4,5	0,25	0,01	5,62	35 - 56	6,24
	6:2 FTS	6	1.300	0,11	0,00001	4,44	-	1,31
PFCA'er	PFUnDA	10	4	0,1	0,03	7,15	12 - 103	-0,17
	PFDoDA	11	0,7	0,005	0,09	7,77	24 – 269	-0,17 -0,8
PFSA'er	PFEtS (C_2)	2	-	-		-	-	-
	PFPrS (C_3)	3	-	-		-	-	-
	PFNS	9	0,013	0,61		5,16	-	-5,7
	PFDS	10	0,002 til 2	0,71	0,07	7,66		-5,7
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6	20	18,2	0,27	4,54		13,5
	8:2 FTOH	8	0,2	3,98	3,8	5,58		13,5
	10:2 FTOH	10	0,01	0,2	39,8	6,63		13,5
	14:2 FTOH	14	1,9e-7	0,009	1.400	9,76		13,5
Precursorer	N-EtFOSA	8	0,06	0,12	0,43	6,71		-
	FOSE	8	0,9	5e-3	0,001	5,78		-
	N-MeFOSE	8	0,3	$4e^{-4}$	0,005	6,00		-
	N-EtFOSE	8	0,1	$2e^{-3}$	0,008	6,52		-
	Fluoracrylat 27905-45-9	8	4,7e-4	44		7,11		-
	8:2 FTS	8	60	0,01	0,00003	5,66		1,32
	N-MeFOSAA	8	-	-	-	-		-
	N-EtFOSAA	8	0,0024	0,0043	0,42	6,22		1,4
	8:2 FTCA	8	17	0,78	0,009	5,48		-
	5:3 FTCA	5	-	-		-	-	-
Andre typiske forureninger	*Benzen**	*0*	*1.790*	*12.639*	*0,22*	*2,13*	-	-
	*TCE**	*0*	*1.280*	*9.199*	*0,38*	*2,42*	-	-
	*Phenol**	*0*	*82.800*	*46*	*0,00002*	*1,46*	-	
	*Dichlorprop**	*0*	*350*	*0,00001*	*$2,7e^{-9}$*	*1,77*	-	-

De røde værdier er estimerede værdier (Pancras et al. 2016), (National Food Institute 2015), (Z. Wang et al. 2011), (Ding & Peijnenburg 2013). De estimerede værdier kan være fejlbehæftede, og derfor skal der vises forsigtighed ved modellering af stoffernes opførsel i miljøet.

*Data fra Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj, JAGG 2.1 - Ingen data haves

Tabel 5.1 Fysisk-kemiske egenskaber for de 32 udvalgte PFAS-forbindelser i Tabel 4.2 sammenlignet med benzen, TCE, phenol og dichlorprop, se også bilag 4-1.

I Tabel 5.1 og bilag 4-1 skelnes mellem de estimerede fysisk-kemiske værdier og værdier baseret på eksperimentelle data (Z. Wang et al. 2011), (Pancras et al. 2016), (Vierke et al. 2014) og (Ding & Peijnenburg 2013).

[4] Blandbart betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100%

pKa

Som det ses af Tabel 5.1, har alle de stoffer, der er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium, på nær PFOSA, pKa-værdier, som er meget lave og evt. negative (Vierke et al. 2013). Dette betyder, at disse stoffer er stærke syrer og fuldt dissocieret ved normale pH-værdier (5–9) i grundvand.

For PFOSA med en pKa på 6,24 vil både det neutrale molekyle og anionen være til stede i nogenlunde lige forhold i vandfasen ved normale pH-værdier. Derimod vil FTOH'er kun findes som ikke-dissocierede, dvs. neutrale molekyler, i vandfasen.

pH i grundvand

På trods af at PFAS-forbindelser ofte er stærke syrer, ses der ikke ændringer af pH i grundvand ved PFAS-forureninger, idet der typisk er tale om forholdsvis begrænsede forureningsniveauer på µg/l- eller mg/l-niveau, hvorved grundvandets pH ikke påvirkes.

PFAS-forbindelser omfatter mange forskellige stoffer, og der er meget få eksperimentelle data om deres fysisk-kemiske egenskaber.

QSAR for neutrale molekyler

En række fysisk-kemiske egenskaber er estimeret (QSAR-modellering - Quantitative structure–activity relationship models) baseret på strukturen af de neutrale molekyler, dvs. uden dissociering (Z. Wang et al. 2011). Flere af disse beregnede fysisk-kemiske egenskaber er gengivet i bilag 4-1, og et bud på fysisk-kemiske egenskaber for en række stoffer kan også fås via DTU, Fødevareinstituttets (Q)SAR Database (National Food Institute 2015) og (Bhhatarai & Gramatica 2011). Fysisk-kemiske egenskaber for en række fluorholdige og ikke-fluorholdige forbindelser som erstatter de traditionelle PFAS-forbindelser i produkter, er beregnet i (Gomis et al. 2015).

Disse beregnede egenskaber er desværre ikke nødvendigvis repræsentative for de opløste ioner i vandfasen. De beregnede fysisk-kemiske egenskaber kan være unøjagtige og viser indbyrdes afvigelser i flere størrelsesordener, afhængig af det anvendte beregningsværktøj (EPISuite, COSMOtherm og SPARC) (Z. Wang et al. 2011).

De beregnede værdier for de neutrale molekyler er især problematiske for vurdering af damptryk, fordeling mellem luft og vandfasen (K_{aw}, Henrys konstant) og for vand-oktanol fordelingskoefficienten (log K_{ow}). Modellering af fasefordelingen af PFAS-forbindelser i jord, grundvand og luft, baseret på beregnede værdier, er ikke nødvendigvis repræsentativ for, hvordan de enkelte PFAS-forbindelser opfører sig i miljøet.

Vandopløselighed

Ved anvendelse af QSAR-beregninger fås en vandopløselighed for PFOS på ca. 0,05 – 0,100 mg PFOS/l med (Q)SAR model (EPISuite) (National Food Institute 2015) og ca. 60 mg PFOS/l med COSMOtherm model (Z. Wang et al. 2011), mens eksperimentelle data indikerer en opløselighed på 520 – 570 mg

PFOS/l for PFOS som kaliumsalte. Generelt kan det ses af Tabel 5.1, at vandopløseligheden falder med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden for alle PFAS-grupper, som ses af følgende:

- Fra fuldt blandbar til 25 mg/l for stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden for de perfluorerede carboxylsyrer (PFCA'er): PFBA (C_3) til PFDA (C_9)

- Fra ca. 50.000 mg/l til 550 mg/l for de perfluorerede sulfonsyrer (PFSA'er): PFBS (C4) til PFOS (C_8)

- Fra 20 mg/l til 0,0000002 mg/l for de fluortelomer alkoholer: 6:2 FTOH (C_6) til 14:2 FTOH (C_{14})

Damptryk

Der kan beregnes et damptryk på 6,7 Pa for det neutrale PFOS-molekyle (Z. Wang et al. 2011) og (Pancras et al. 2016), mens andre referencer angiver et damptryk på $3{,}3e^{-4}$ Pa (European Food Safety Authority 2008), (OECD 2002) og (Brooke et al. 2004). Generelt er damptryk for PFAS-forbindelser væsentlig lavere end for typiske forureningskomponenter som benzen og trichlorethylen (TCE), dvs. de fleste PFAS-forbindelser er mindre flygtige end benzen og TCE, jf. Tabel 5.1.

Generelt kan det ses af Tabel 5.1, at damptryk ligesom vandopløselighed falder med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden for alle PFAS-grupper.

K_{aw}

Der findes kun få eksperimentelle værdier for fordelingen mellem luft- og vandfasen (K_{aw}, Henrys konstant), men disse er estimeret for en række PFAS-forbindelser af (Z. Wang et al. 2011), baseret på de neutrale molekyler. Det skal bemærkes, at der ikke er en lineær sammenhæng mellem et stofs damptryk og stoffets fordeling mellem luft og vand (Henrys konstant), da fordelingen også er afhængig af stoffets vandopløselighed og pKa (dissociationskoefficient) (Johansson et al. 2017). For eksempel har 8:2 FTOH et forholdsvis lavt damptryk på ca. 4 Pa og en lav opløselighed på 0,2 mg/l, mens K_{aw} bliver 3,8, hvilket er 10 gange højere end for den mere flygtige trichlorethylen (TCE), som har et damptryk på 9.200 Pa.

Log K_{ow}

For de fleste PFAS-forbindelser (undtagen de FTOH'er) er det ikke muligt at måle log K_{ow} direkte på grund af deres overfladeaktive egenskaber, hvorfor log K_{ow} er estimerede værdier.

Som det ses af Tabel 5.1 og bilag 4-1, er de estimerede log K_{ow}-værdier for PFAS-forbindelser generelt større end værdierne for benzen eller TCE, dvs. de bindes mere til jorden. Desuden er der en tydelig tendens til, at log K_{ow} stiger inden for hver PFAS-gruppe for stoffer med et stigende antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden, dvs. der ses en stigning inden for en serie af homologe forbindelser i takt med stigende længder til fluorkulstofkæden.

For de fleste organiske stoffer som BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener) og de chlorerede opløsningsmidler (PCE, TCE, 111-TCA m.fl.) anvendes log K_{ow} til at beregne stoffets fordeling mellem vand og jordens organiske materiale, som benævnes log K_{oc}. Herefter kan stoffets fordeling mellem vand og log K_d beregnes i forhold til det procentmæssige indhold af organisk kulstof i den pågældende jord.

K_d

Da K_d beskriver fordelingen mellem stoffet, som er sorberet på jorden, og stoffet, som er opløst i vand, kan det måles, men vil være specifikt for den aktuelle jordtype. Der er målt eksperimentelle værdier for K_d for nogle PFAS-forbindelser, og på dette grundlag er der beregnet log K_{oc} - såvel som log K_{ow} -værdier (Liu & Lee 2007), (Higgins & Luthy 2006) og (Johnson et al. 2007).

Eksperimentelle K_d-værdier i forskellige media er opsummeret i (Vierke et al. 2014) og (Milinovic et al. 2015) og viser stor spredning, f.eks. er log K_d for PFOS mellem 7,9 og 3,7.

I (Milinovic et al. 2015) angives, at K_d korreleres med jordens indhold af organisk kulstof, men at korrelationskoefficienten er stofafhængig, dvs. forskellig for de enkelte PFAS-forbindelser.

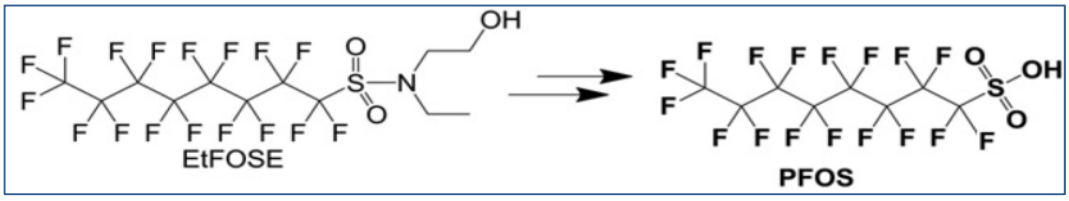
Jo højere jordens indhold af organisk kulstof er, jo større adsorption til jorden.

5.2 Nedbrydelighed

Perfluoralkyl-forbindelser

Generelt er de fleste PFAS-forbindelser ikke nedbrydelige, idet det kræver et højt oxidationspotentiale at bryde den stærke kulstof-fluor-binding (C-F) i fluorkulstofkæden, som er kernen i perfluorforbindelser. For reduktiv defluorinering kræves et meget lavt potentiale, hvorved der sker en trinvis fjernelse af fluoratomer, som erstattes af brint. Dette betyder, at der hverken under anaerobe eller aerobe forhold sker nedbrydning af perfluoralkylkæder i jord og grundvand (Liu & Mejia Avendaño 2013), (Wang et al. 2009), (N. Wang et al. 2012), (Zhang et al. 2013) og (Rhoads et al. 2008).

Såfremt perfluoralkylforbindelser er substitueret med mættede eller umættede funktionelle grupper, kan disse grupper fraspaltes. F.eks. kan sulfonamid-grupper transformeres biotisk til sulfonsyrer, som illustreres af transformationssvejen for N-ethylperfluoroctansulfonamido ethanol (EtFOSE) til PFOS, jf. Figur 5.2.



Figur 5.2 Transformationsvejen for EtFOSE til PFOS, fra (Liu & Mejia Avendaño 2013)

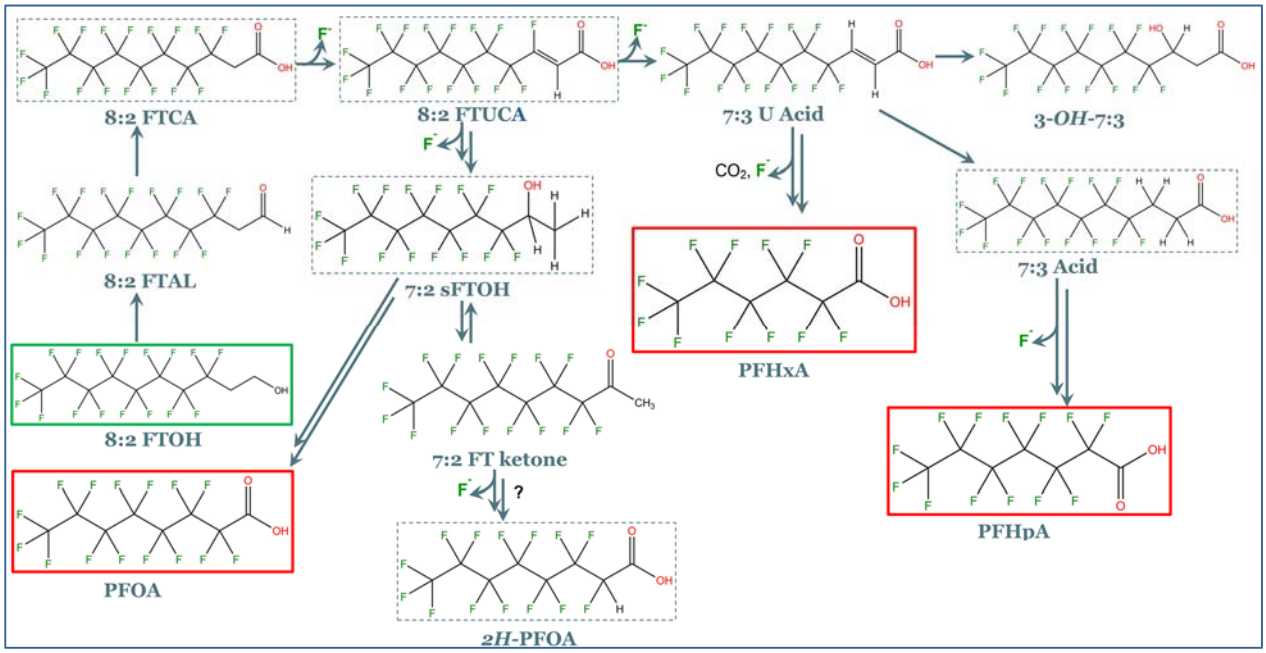
Polyfluoral-kylforbindel-ser

Herudover findes en lang række polyfluoralkylforbindelser, hvor kulstofkæden kun delvis er mættet med fluor, hvorved den ikke-fluorerede del af kulstofkæden kan brydes biotisk (under aerobe eller anaerobe forhold) (Liu & Mejia Avendaño 2013) eller abiotisk (kemisk).

Precursorer

I den internationale litteratur er der meget fokus på de såkaldte PFAA-precursorer. PFAA-precursorer er PFAS-forbindelser, som kan transformeres (delvis nedbrydes) til persistente metabolitter, dvs. "dead-end" PFAA-forbindelser.

Polyfluoralkylforbindelser og visse substituerede perfluoralkylforbindelser kan derfor være forstadier ("precursorer") til perfluorforbindelser som f.eks. PFOS og PFOA (Lassen et al. 2013). Et eksempel er 8:2 FTOH, (8:2 fluortelomer alkohol – en C_{10}-forbindelse med 8 kulstoffer i fluorkulstofkæden), der kan transformeres til PFOA (en C_8-forbindelse med 8 kulstoffer i fluorkulstofkæden) (Lassen et al. 2013) og (Pancras et al. 2016), jf. Figur 5.3.



Figur 5.3 Aerobe transformationsveje for 8:2 FTOH i jord markeret med grønt.
PFAS-forbindelser, som indgår i det danske sumkriterium, er markeret med rødt. Baseret på (Liu & Mejia Avendaño 2013) modificeret fra (Wang et al. 2009). (Dobbelt pil indikerer multi-transformationstrin. Stabile eller semistabile stoffer er vist i de stiplede bokse).

Eksempel
Figur 5.3 viser, at transformation af 8:2 FTOH muligvis kan medføre dannelse af PFHxA, PFHpA og PFOA. Disse mulige omdannelsesprodukter af 8:2 FTOH er omfattet Miljøstyrelsens sum-kriterium og er medtaget i de nuværende analysepakker, men 8:2 FTOH er pt. ikke medtaget i analysepakkerne, og der kan teoretisk ske en stigning i sum-værdien, såfremt der over tid sker nedbrydning. 8:2 FTOH er omfattet af listen over relevante PFAS-forbindelser i Tabel 4.2.

5.3 Opsummering

Som det fremgår af Tabel 5.1 og bilag 4-1, ændres egenskaberne for en serie af homologe forbindelser parallelt med ændringer i antal kulstoffer i fluorkulstofkæden, f.eks. faldende vandopløselighed og damptryk i takt med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden.

Fluortelomer-alkoholer (FTOH'er) er ikke omfattet af MST-kvalitetskriteriet og kan være precursorer til PFCA'er. FTOH'er er mindre overfladeaktive og mere hydrofobe end PFCA'er og PFSA'er. FTOH'er er syrer og dissocierer ikke i vand. FTOH'er er væsentligt mindre opløselige i vand end f.eks. PFOA og de andre PFCA'er, men vil have en væsentlig større tendens til at fordele sig i luftfasen, jf. Tabel 5.1, bilag 4-1 og kapitel 6.5.

Generelt vil transformation af precursorer betyde, at der dannes mere vandopløselige og persistente PFAA-forbindelser med lidt kortere fluorkulstofkæder end moderstoffet, dvs. at der dannes PFAS-forbindelser, som er mere mobile i grundvandet. Transformation af precursorer betyder desuden, at der nedstrøms for kilden kan ske en stigning i koncentrationen af sum af de 12 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium i forhold til koncentrationen ved kilden.

I kapitel 6.1 behandles betydningen af de fysisk-kemiske egenskaber for den teoretiske fasefordeling.

Hovedpunkter vedrørende PFAS egenskaber kan opsummeres som følger:

Opsummering

De 12 PFAS-forbindelser, omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium:

- danner ikke fri fase som DNAPL eller LNAPL
- er overfladeaktive
- er vandopløselige (5–120.000 mg/l) og vil spredes i vandfasen
- vandopløseligheden falder med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden
- stoffer er stærke syrer og fuldt dissocierede ved normale pH-værdier (5–9) i grundvand
- har høje Log K_{ow} (3–6) og vil trods deres høje opløselighed også binde til jordens organiske fase
- har lav flygtighed, idet damptrykket er forholdsvis lavt (<0,1–1.300 Pa), og derfor vil de generelt ikke afdampe til udeluften eller indeklimaet i gasfasen
- damptrykket falder med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden
- kan evt. spredes i luftfasen som partikelbåren forurening

De andre PFAS-forbindelser i Tabel 5.1 kan have andre egenskaber, men de har allesammen høje Log K_{ow}–værdier og vil binde til jordens organiske fase. For eksempel:

- Med undtagelse 6:2 FTOH, og 8:2FTS og 8:2 FTCA har de en begrænset opløselighed og derfor en lav mobilitet.
- FTOH'er, N-MeFOSAA og N-EtFOSAA er flygtige
- FTOH'er er mindre overfladeaktive
- FTOH'er dissocierer ikke i vand

PFCA'er og PFSA'er er ikke nedbrydelige, men de stoffer i Tabel 5.1, som omtales som precursorer eller FTOH'er, kan evt. under aerobe eller anaerobe forhold omdannes til de mere persistente PFCA'er og PFSA'er.

6. Fordeling i jord, grundvand, overfladevand og luft

Ved opstilling af en konceptuel model og en undersøgelsesstrategi skal det skitseres, hvordan de forskellige stofgrupper i forureningen forventes at spredes og opføre sig i jord og grundvand.

6.1 Teoretisk fasefordeling

Ofte anvendes en forholdsvis simpel vurdering af stoffets evne til at fordele sig i jord, vand og luft baseret på fysik-kemiske egenskaber som damptryk, vandopløselighed og Log K_{ow}, men PFAS-forbindelser har nogle særlige egenskaber, hvorfor der er behov en mere nuanceret vurdering.

Mobilitet

PFAS-forbindelser har et lavt kvalitetskriterium på 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l i grundvand og udgør en risiko over for grundvand. Der er dog forskel i mobiliteten af de enkelte PFAS-forbindelser, og mobiliteten er ofte klassificeret i forhold til følgende Log K_{ow}– skala, jf. Tabel 6.1.

Mobilitet	Høj	Mellem	Lav
Log K_{ow}	<3	3-4	>4

Tabel 6.1 Klassificering af mobilitet i forhold til grundvandsrisiko (Rambøll 2007).

Da stofferne er persistente, kan selv mindre mobile PFAS-forbindelser spredes i grundvandet. Stoffer med lav mobilitet bevæger sig dog langsomt. Dette betyder, at lange forureningsfaner kan dannes med tiden, hvor de mere mobile PFAS-forbindelser dominerer i fanefronten.

Sorption

Log K_{ow} er også anvendt til vurdering af, om stofferne sorberer til jorden i den umættede zone, dvs. om de er bundet til jorden (Rambøll 2007). For PFAS vil eksperimentelle værdier for log K_{oc} eller log K_d være mere relevante, men kun få værdier findes i litteraturen, jf. bilag 4-1. Generelt kan det konkluderes, at PFAS-stoffer vil findes i jordfasen, da de typisk har en Log K_{ow} på mere end 2. Men især de mere vandopløselige PFAS-forbindelser vil også udvaskes og spredes i vandfasen, jf. Tabel 5.1 og Tabel 6.3.

Afdampning

Fordelingskoefficienten mellem luft og vand (K_{aw}, Henrys konstant) giver et bedre bud på afdampningspotentialet for PFAS-forbindelser i jorden end damptrykket, da et stof kan have et lavt damptryk, men alligevel afdamper til poreluften, hvis det skyr vand. Ved vurdering af afdampningspotentialet for kemiske stoffer anvendes ofte en klassificeringsskala, hvor alle stoffer med K_{aw} på

mere 0,004 anses som flygtige og stoffer med en K_{aw} på mindre end 0,00005 ikke er flygtige (Rambøll 2007), jf. Tabel 6.2.

Afdampning	Høj	Mellem	Lav
K_{aw} (dimensionsløs)	>0,004	0,00004 - 0,004	<0,00004

Tabel 6.2 Klassificering af afdampningspotentialet (Rambøll 2007).

Baseret på ovennævnte klassificeringer er mobiliteten og afdampningspotentialet for de 32 relevante stoffer fra Tabel 4.2 skønnet i Tabel 6.3.

Ved hjælp af Miljøstyrelsens JAGG 2.1 kan fasefordelingen for udvalgte PFAS-forbindelser som enkeltstoffer (ikke som en stofblanding) i jordmatricen modelleres, dog med de begrænsninger, som ligger i JAGG-modellen, og de usikkerheder, som er tilknyttet de fysisk-kemiske egenskaber. De 8 udvalgte PFAS-forbindelser i Figur 6.1 repræsenterer følgende PFAS-grupper:

Stofgruppe	Stof	Antal C i C-F kæden-
PFCA'er	PFPeA	4
	PFOA	7
PFSA'er	PFOS	8
Precursorer	PFOSA	8
	6:2 FTS	6
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6
	8:2 FTOH	8
Precursorer	N-EtFOSAA	8

I Figur 6.1 er den maksimale fasefordeling mellem poreluften, porevandet og jordmatricen i sandjord illustrereret ved hjælp af JAGG-beregninger. Som det ses af figuren, vil PFAS-forbindelser - med undtagelse af de mere flygtige FTOH-forbindelser - hovedsagelig findes i jord- og vandfasen, men ikke i poreluften.

Derimod viser en modellering af fasefordelingen for udvalgte traditionelle forureningskomponenter (også som enkeltstoffer) en forholdsvis høj andel af trichlorethylen (TCE) og benzen i poreluften, mens stoffer som phenol og pesticider (repræsenteret af dichlorprop) hovedsagelig findes i porevand.

I lerjord er stofandelen i poreluften mindre for alle flygtige stoffer, mens der ses en stigende stofandel i vandfasen, jf. Figur 6.2. Derimod ses der i en sandmuld med 2 % organisk indhold en større fordeling til jordens organiske fase, jf. Figur 6.3.

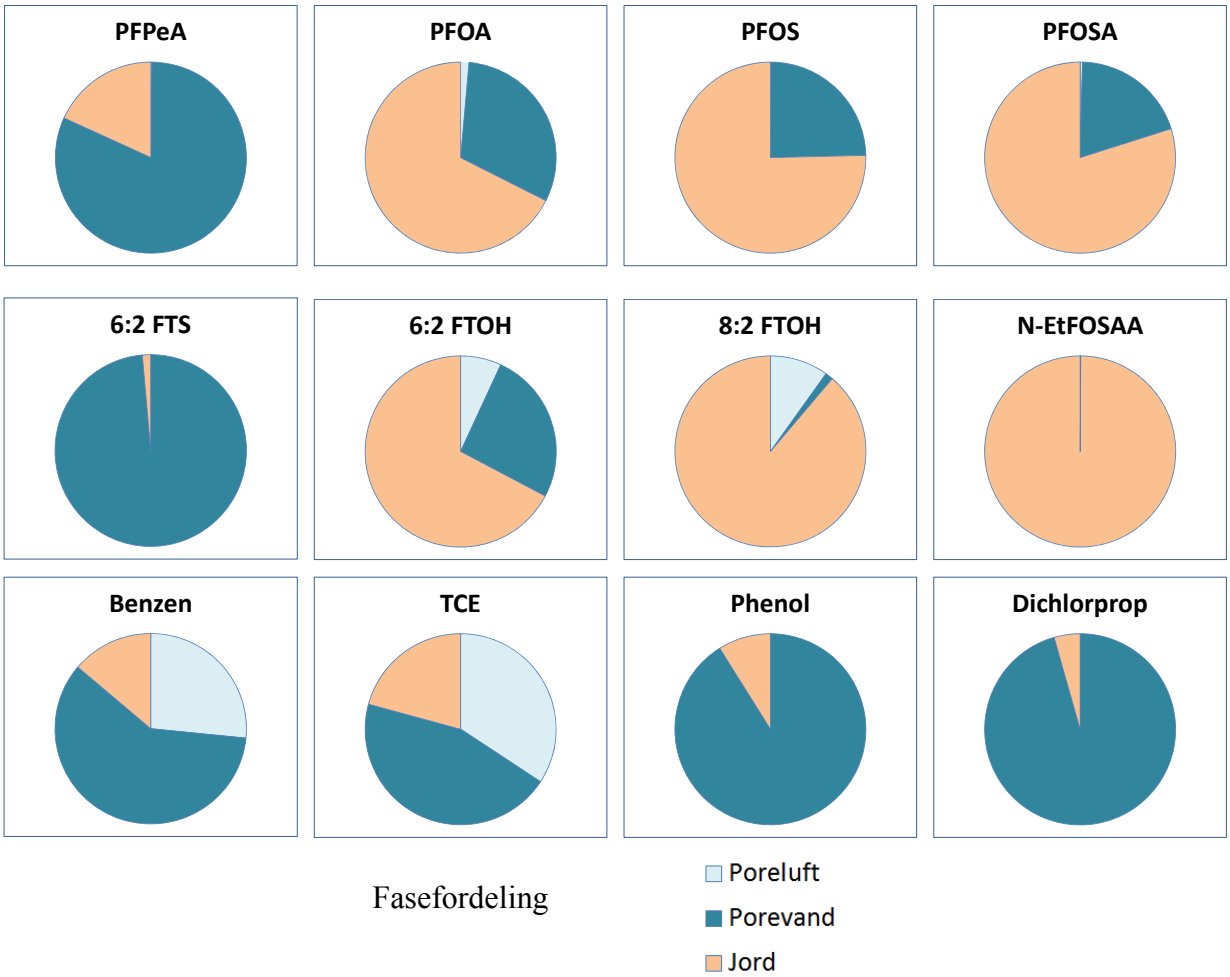
		Antal C i C-F-kæ-den	Stoffet kan forventes i jordfasen = J			Stoffet kan forventes i vandfasen = V		Stoffet kan forventes i poreluften = L		
			Log K_{ow}	Mobilitet i jord og grundvand		Vandopløselighed mg/l		K_{aw} (Henry) **Dimensionsløs**	Afdampnings-potentiale	
			>4	**Lav**				**>0,0041**	**Høj**	
			3-4	**Mellem**				**0,000041-0,0041**	**Mellem**	
			<3	**Høj**				**<0,000041**	**Lav**	
PFCA'er	PFBA	3	2,82	Høj	J	Blandbart[5]	V	0,0006	Mellem	
	PFPeA	4	3,43	Mellem	J	112.600	V	0,001	Mellem	
	PFHxA	5	4,08	Lav	J	21.700	V	0,003	Mellem	
	PFHpA	6	4,67	Lav	J	4.200	V	0,006	Høj	L
	PFOA	7	5,3	Lav	J	3.400 til 9.500	V	$2e^{-5}$ til 0,001	Lav / Mellem	
	PFNA	8	5,92	Lav	J	130	V	0,03	Høj	L
	PFDA	9	6,5	Lav	J	25	V	0,05	Høj	L
PFSA'er	PFBS	4	3,9	Lav	J	46.200 til 56.000	V	0,003	Mellem	
	PFHxS	6	5,17	Lav	J	2.300	V	0,004	Mellem	
	PFOS	8	6,43	Lav	J	520 til 570	V	$1e^{-7}$ til 0,02	Lav / Høj	L
Precursorer	PFOSA	8	5,62	Lav	J	4,5	V	0,01	Høj	L
	6:2 FTS	6	4,44	Lav	J	1.300	V	0,00001	Lav	
PFCA'er	PFUnDA	10	7,15	Lav	J	4	V	0,03	Høj	L
	PFDoDA	11	7,77	Lav	J	0,7	V	0,09	Høj	L
PFSA'er	PFEtS (C2)	2	-	(Høj)		-	V	-	(Lav)	
	PFPrS (C3)	3	-	(Høj)		-	V	-	(Lav)	
	PFNS	9	5,16	Lav	J	0,013	V	-	(Høj)	L
	PFDS	10	7,66	Lav	J	0,002 til 2	V	0,07	Høj	L
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6	4,54	Lav	J	20	V	0,27	Høj	L
	8:2 FTOH	8	5,58	Lav	J	0,2	V	3,8	Høj	L
	10:2 FTOH	10	6,63	Lav	J	0,01	V	39,8	Høj	L
	14:2 FTOH	14	9,76	Lav	J	1,9e-7	-	1.400	Høj	L
Precursorer	N-EtFOSA	8	6,71	Lav	J	0,06	V	0,43	Høj	L
	FOSE	8	5,78	Lav	J	0,9	V	0,001	Mellem	
	N-MeFOSE	8	6,00	Lav	J	0,3	V	0,005	Mellem	
	N-EtFOSE	8	6,52	Lav	J	0,1	V	0,008	Mellem	
	Fluoracrylat 27905-45-9	8	7,11	Lav	J	4,7e-4	-		(Mellem)	
	8:2 FTS	8	5,66	Lav	J	60	V	0,00003	Lav	
	N-MeFOSAA	8	-	(Lav)	J	-	V	-	(Høj)	L
	N-EtFOSAA	8	6,22	Lav	J	0,0024	V	0,42	Høj	L
	8:2 FTCA	8	5,48	Lav	J	17	V	0,009	Høj	L
	5:3 FTCA	5	-	(Lav)	J	-	V		(Høj)	L
Andre typiske forureninger	*Benzen**	*0*	*2,13*	Høj	J	*1.790*	V	*0,22*	Høj	L
	*TCE**	*0*	*2,42*	Høj	J	*1.280*	V	*0,38*	Høj	L
	*Phenol**	*0*	*1,46*	Høj	J	*82.800*	V	*0,00002*	Lav	
	*Dichlorprop**	*0*	*1,77*	Høj	J	*350*	V	*2,7e-9*	Lav	

* Fra stofdatabasen i JAGG 2.1. (Såfremt der ikke findes fysisk-kemiske værdier, er vurderingen foretaget baseret på homologe forbindelser vist i parentes). Fasefordelingen mellem jord, vand og luft er vurderet. Vurderingen er meget usikker, men har til formålet, at identificere, om et stof kan forventes i vand, jord eller luftfasen. Et stof kan i princippet fordeles til alle tre faser. Høj mobilitet eller flygtighed er vist med rødt.

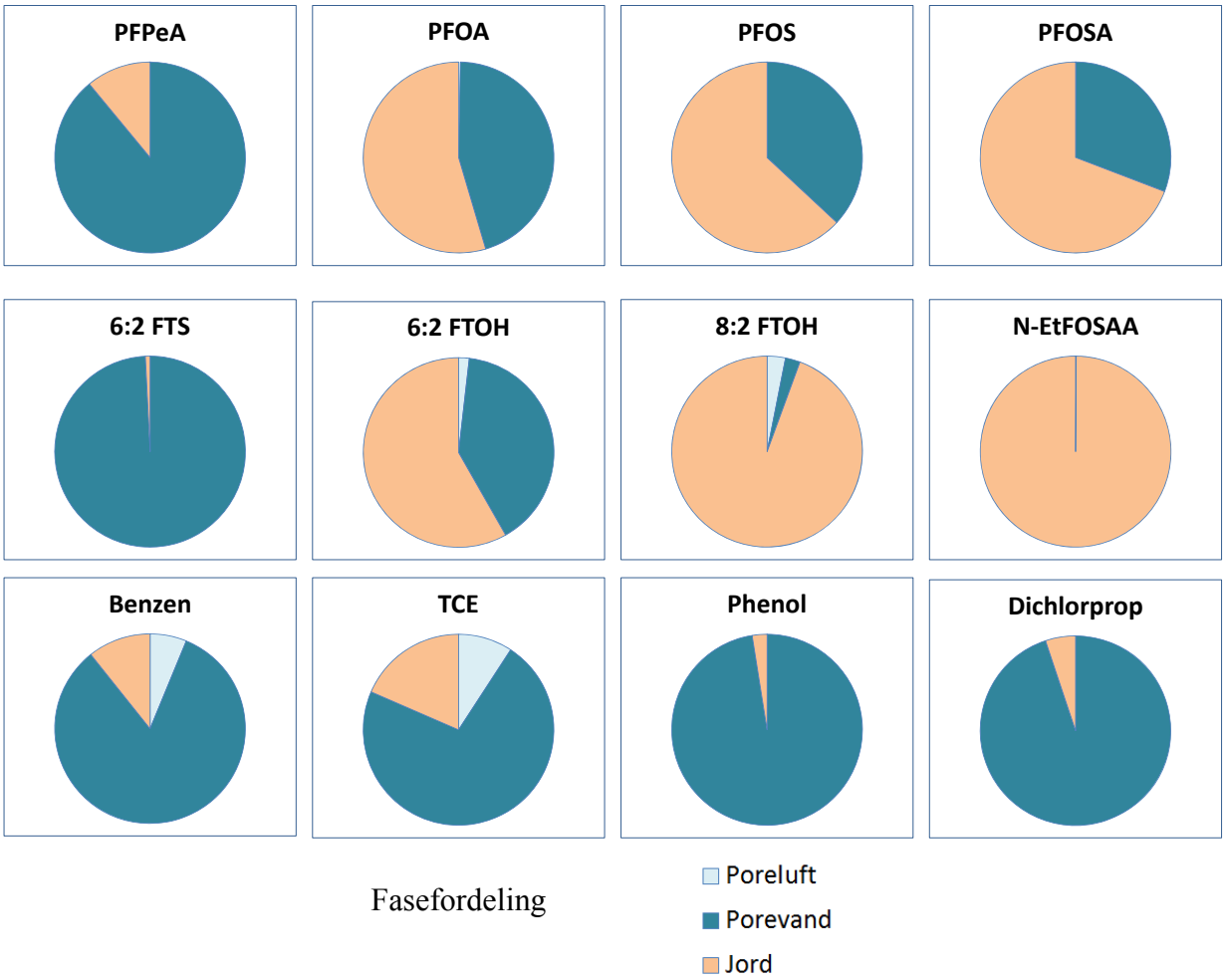
J: kan forventes i jordprøver **V:** kan forventes i vandprøver **L:** kan forventes i luftprøver

Tabel 6.3 Opdelingen af stofferne i henhold til mobilitet og afdampningspotentiale.

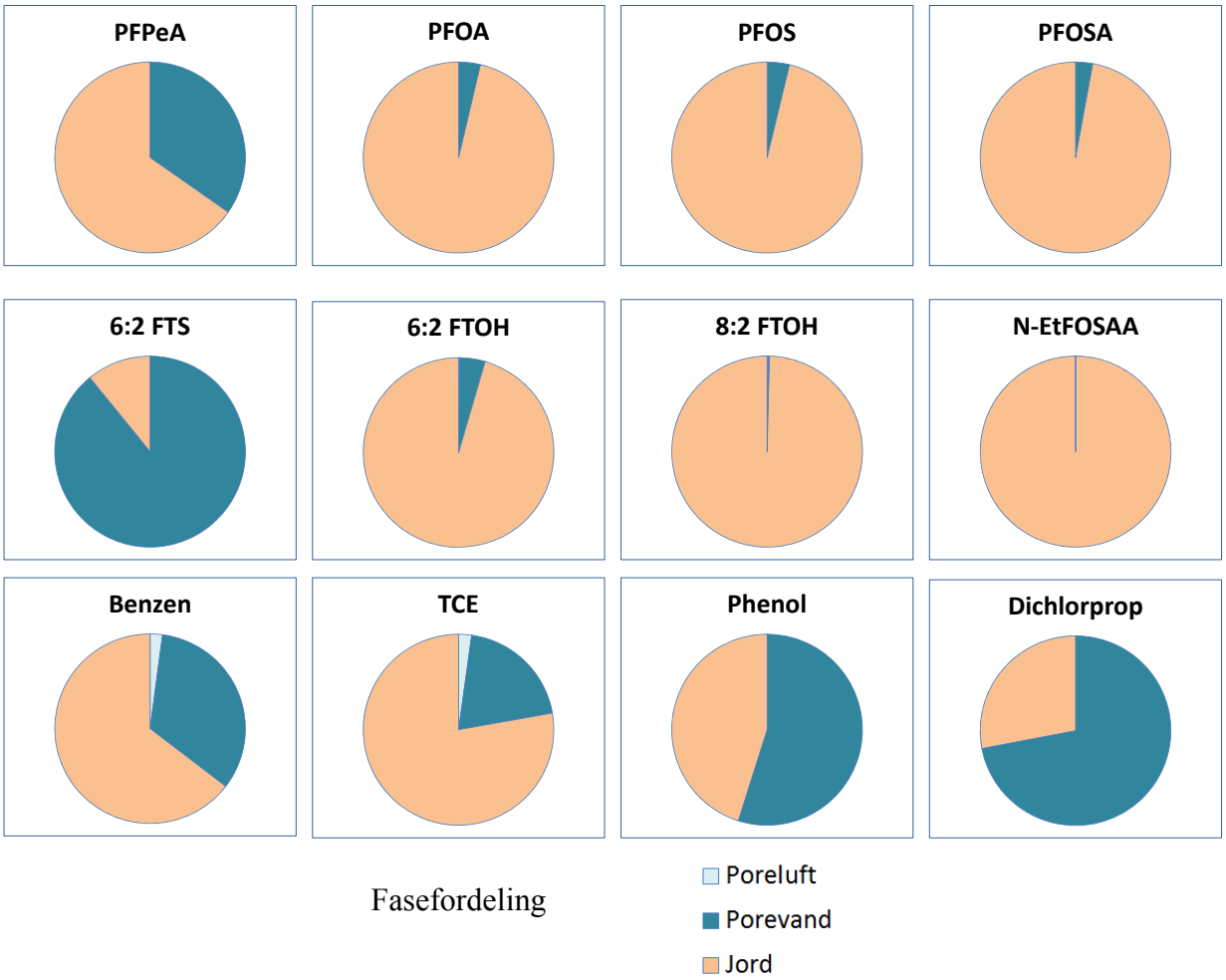
[5] Blandbart betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100 %.



Figur 6.1 Illustration af fasefordelingen mellem poreluft, porevand og jord i sandjord for 8 PFAS-forbindelser sammenlignet med benzen, trichlorethylen (TCE), phenol og dichlorprop.



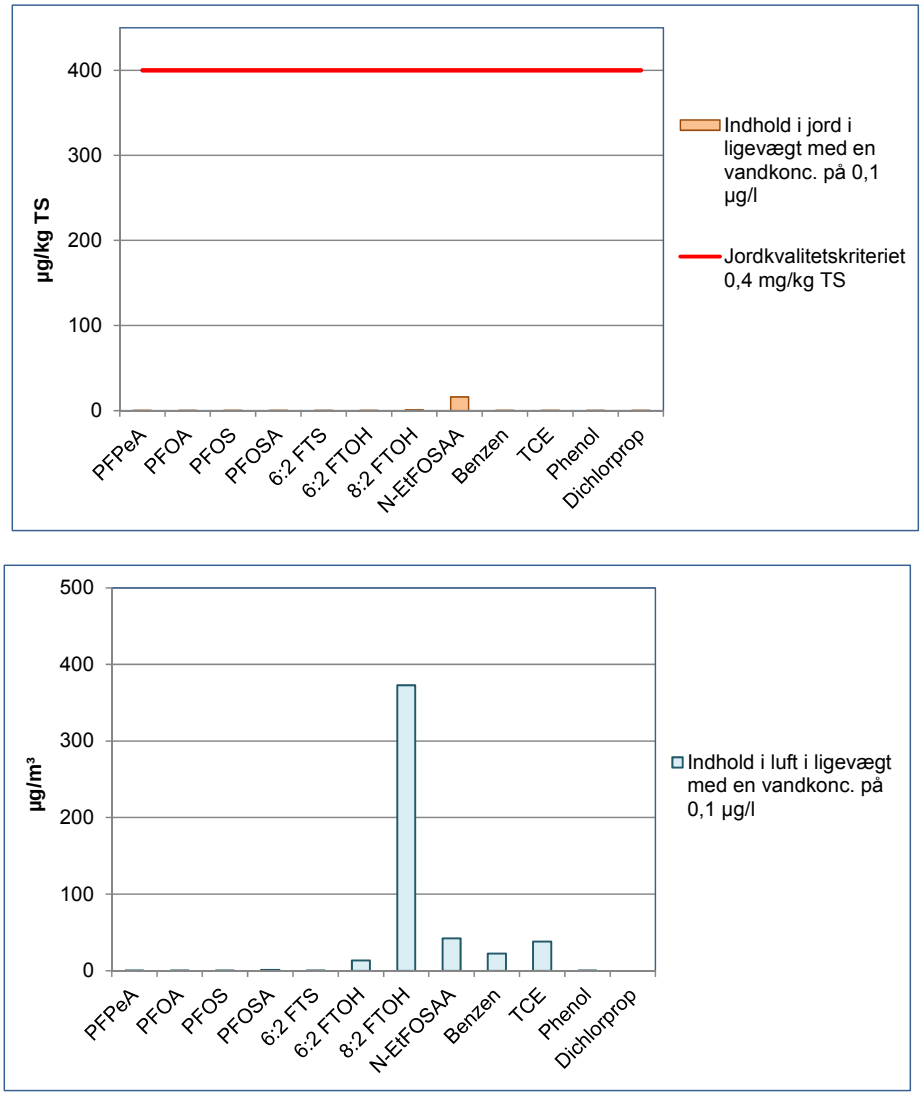
Figur 6.2 Illustration af fasefordelingen mellem poreluft, porevand og jord i lerjord for 8 PFAS-forbindelser sammenlignet med benzen, trichlorethylen (TCE), phenol og dichlorprop.



Figur 6.3 Illustration af fasefordelingen mellem poreluft, porevand og jord i en sandmuld (2 % organisk kulstof) for 8 PFAS-forbindelser sammenlignet med benzen, trichlorethylen (TCE), phenol og dichlorprop.

Desuden er der foretaget en simpel fasefordeling i sandjord, hvor der antages en koncentration for hvert stof på henholdsvis 0,1 µg/l i vand (svarende til kvalitetskriteriet for sum af 12 PFAS-forbindelser i grundvand) og 0,4 mg/kg TS i jord (svarende til kvalitetskriteriet for sum af 12 PFAS-forbindelser i jord).

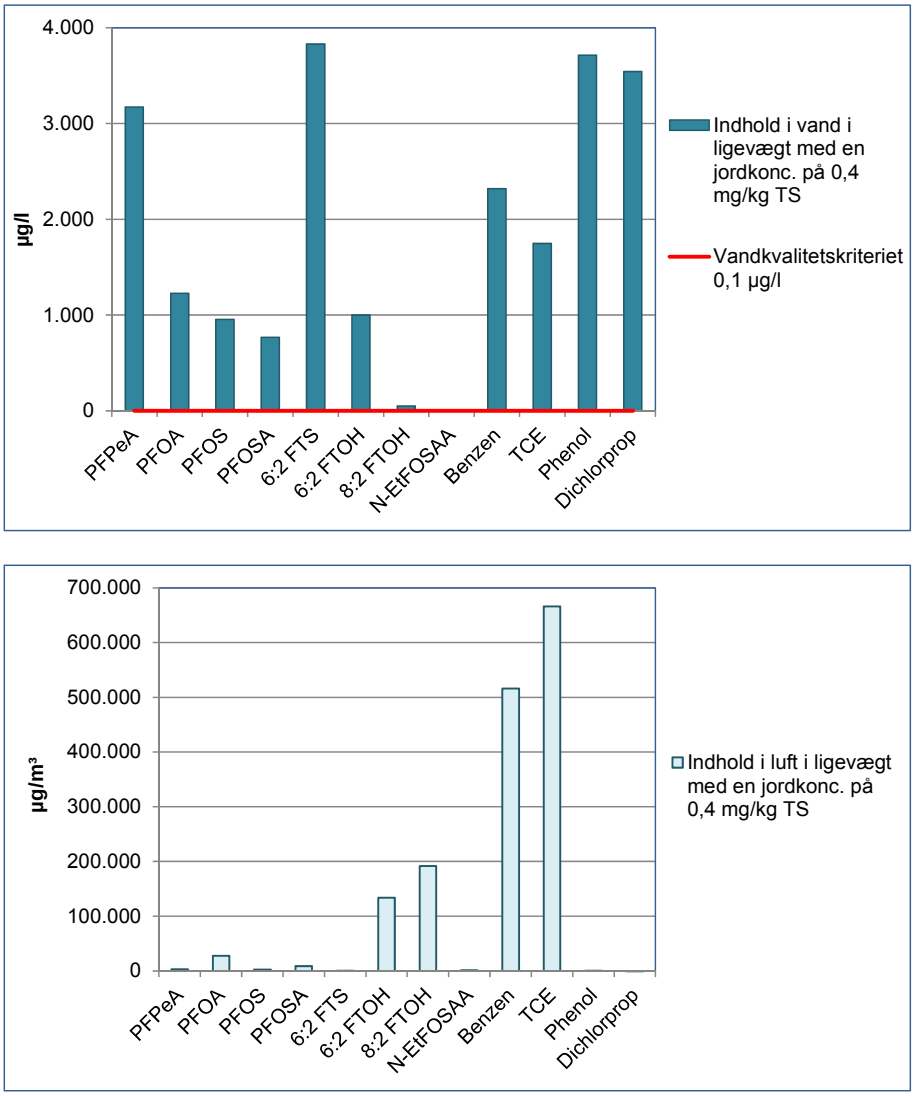
I Figur 6.4 illustreres det teoretiske indhold i jord og poreluft ved beregning af fasefordeling for en grundvandsforurening med 0,1 µg/l for de 12 enkeltstoffer fra Figur 6.1.



Figur 6.4 Fasefordeling i sandjord mellem jordfase og poreluftfase ved en vandkonc. på 0,1 µg/l (JAGG 2.1).

Som det ses af Figur 6.4, overholdes jordkvalitetskriteriet, svarende til 0,4 mg ∑12 MST PFAS/kg TS, for alle stoffer. Den højeste beregnede poreluftkoncentration er 370 µg/m³ for 8:2 FTOH, men pt. er der ikke fastsat et afdampningskriterium for PFAS-forbindelser.

I Figur 6.5 illustreres det teoretiske indhold i vand og poreluft ved beregninger af fasefordeling for en jordforurening med 0,4 mg/kg TS for 12 enkeltstoffer fra Figur 6.1.



Figur 6.5 Fasefordeling i sandjord mellem porevand og poreluft ved en jordkoncentration på 0,4 mg/kg TS (JAGG 2.1).

Som det ses af Figur 6.5, overskrides vandkvalitetskriteriet, svarende til 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l, for alle stoffer. På trods af at jordkvalitetskriteriet er overholdt, er der stadig en stor risiko for, at grundvandskvalitetskriteriet ikke overholdes. Den højeste beregnede poreluftkoncentration for PFAS-forbindelser er 200.000 µg/m³ for 8:2 FTOH, men pt. er der ikke fastsat et afdampningskriterium for PFAS-forbindelser. De beregnede poreluftkoncentrationer for benzen og TCE i sandjord er væsentligt højere end for 8.2 FTOH.

De samme tendenser ses for lerjord, dog er de teoretiske porevands- og poreluftskoncentrationer i ligevægt med lerjord henholdsvis ca. 40 % og 15 % min-

dre end i sandjord. De teoretiske porevands- og poreluftskoncentrationer i ligevægt med sandmuldjord med 2 % organisk kulstof er ligeledes mellem 30 til 75 % mindre end i sandjord, men reduktionen er stofafhængig.

6.2 Jord

Jordforurening

Som omtalt i kapitel 5.1 og 6.1 er de fleste PFAS-forbindelser vandopløselige og fuldt dissocierede ved normale pH-værdier (5–9), hvorfor de hovedsagelig kan forventes at findes i vandfasen og vil udvaskes fra jorden. De langkædede PFAS-forbindelser, dvs. med mere end 6–7 kulstofatomer i kulstofkæden, vil dog i stigende grad bindes til jorden i takt med et stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden og mobiliteten falde på grund af sorption til jordens indhold af organisk kulstof. Sorption til jordens organiske materiale er vurderet at være den dominerende proces, men de negative anioner af PFCA'er og PFSA'er vil også via svage elektrostatiske kræfter bindes til jordens ladede overflader, især ved højt indhold af jernoxider, (Pancras et al. 2016), (Johnson et al. 2007) og (Higgins & Luthy 2006).

I forbindelse med forureningsundersøgelser er det typisk grundvandsforurening, som er i fokus, og der findes kun få undersøgelser, hvor der er udtaget jordprøver.

Eksempel
Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse har udført en detaljeret screening for PFAS-forbindelser i grundvand på deres etablissementer (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016), og der er udført et forholdsvis begrænset antal jordanalyser (35 jordprøver).

Jordprøverne er udtaget ved brandøvelsespladser, og kun 4 jordprøver viser overskridelse af Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterium, hvor 3 af de 4 prøver er udtaget fra én håndboring på et areal, hvor der er foretaget brandøvelser (sigteøvelser) med skum.

Det højeste indhold i jorden på dette areal er 4,43 mg ∑12 MST PFAS/kg TS i 0,2 m´s dybde med aftagende koncentrationer i dybden, men jordkvalitetskriteriet overskrides stadigt i 1 m´s dybde. Den dominerende PFAS-forbindelse er 6:2 FTS. De øvrige jordprøver fra brandøvelsespladser viser lave indhold af PFAS-forbindelser, som ligger langt under jordkvalitetskriteriet, og de dominerende PFAS-forbindelser er PFOS og 6:2 FTS (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016).

Ved en tidligere svensk militærlufthavn (ikke i brug siden 1994) er der konstateret fra 2,18–8520 µg PFOS/kg TS og op til 287 µg PFOA/kg TS (Filipovic, Woldegiorgis, et al. 2015).

Udvaskning

Der findes kun nogle få publicerede undersøgelser af udvaskning af PFAS-forbindelser fra forurenet jord eller sediment. I (Gellrich et al. 2012) og (Vierke et al. 2014) er det konkluderet, at der ikke forventes forsinkelse (retardation) ved udvaskning af de kortkædede PFAS-forbindelser (med op til 6 fluor-kulstofkæder), dvs. at gennembrud til grundvandet sker med porevandshastigheden. Retardationen er større for andre PFAS-forbindelser med fluorkulstofkæder over 6 og stiger med længden af fluorkulstofkæden, idet K_{oc} også stiger (Higgins & Luthy 2006), jf. Tabel 5.1 og bilag 4-1.

Kortkædede precursorer (med op til 6-7 fluorkulstofkæder) er ligeledes mobile og viser gennembrud med porevandshastigheden (Vierke et al. 2014) (med op til 6 fluor-kulstofkæder). Desuden konkluderes i (Gellrich et al. 2012), at ud over den forskel, som skyldes kædelængden, er der forskel i udvaskning af carboxylsyrer (PFCA'er) og sulfonsyrer (PFSA'er), idet sulfonsyrer binder stærkere til jorden, hvorfor udvaskning sker langsommere (Higgins & Luthy 2006). Retardationen er større i jord med en større indhold af organisk kulstof (Gellrich et al. 2012) end i jord med lavt organisk indhold. I jordfasen kan der dog også findes en række precursorer med høje fordelingskoefficienter (Log K_d og Log K_{ow}). Stoffer med høje Log K_{ow} fordelingskoefficienter er mindre mobile, idet de sorberer til jorden, og udvaskning dermed er langsom. For precursorer kan der også ske en langsom omdannelse til mindre, mere mobile og persistente PFAS-forbindelser, som udvaskes over tiden. Dette betyder, at udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

Eksempel
I USA er der konstateret PFAS-forbindelser i jord som er behandlet med spildevandsslam. PFAS-forbindelser kan udvaskes til en dybde på op til 120 cm i den underliggende jord, dog aftager koncentrationerne til lave niveauer inden for de øverste 20-40 cm og de lang-kædede PFAS-forbindelser er mindre mobile end de kortkædede. Det højeste indhold i jord var for PFOS (2–483 µg PFOS/kg TS) (Sepulvado et al. 2011).

6.3 Grundvand

Grundvandsundersøgelser i både Danmark og udlandet har ofte dokumenteret fund af PFAS-forbindelser ved kendte kilder som brandøvelsespladser (anvendelse af brandslukningsskum-AFFF) og ved kilder, hvor der er anvendt PFOS-holdige produkter, f.eks. forkromningsindustrier og tæppeproducenter (Tsitonaki et al. 2014), (Falkenberg et al. 2016) samt ved gamle fyldpladser og ældre lossepladser/deponier (jf. afsnit 3.4).

Eksempel
På grund af den øgede fokus på PFAS-forbindelser over de sidste 10 år har Naturstyrelsen (nu Miljøstyrelsen) i 2014 indskærpet over for kommunerne, at den regelmæssige kontrol af forsyningerne også skal omfatte PFAS-forbindelser, såfremt der inden for en vandforsynings indvindingsopland eksisterer, eller tidligere har eksisteret, en eller flere brancher, som kan have anvendt PFAS-forbindelser (Naturstyrelsen 2014), (Naturstyrelsen 2015a).

Ifølge rapporten over grundvandsovervågning 1989-2015 (Thorling et al. 2016) er der siden 2013 og frem til marts 2016 undersøgt for PFAS-forbindelser i 116 vandprøver (boringskontrol) fra vandværkerne, uden at der er fundet overskridelser af Miljøstyrelsens sumkriterium for 12 PFAS-forbindelser på 0,1 µg/l.

I 2015 er der fundet PFAS-forbindelser over detektionsgrænsen i 18 ud af de 116 prøver, og de fleste fund over detektionsgrænsen har omfattet PFBS, PFHxS, PFOS, PFOSA, PFBA, PFHxA og PFOA. Det højeste sumindhold var på 0,0557 µg/l, herunder 0,022 µg PFHxA/l, og det højeste PFOS indhold på 0,0087 µg PFOS/l.

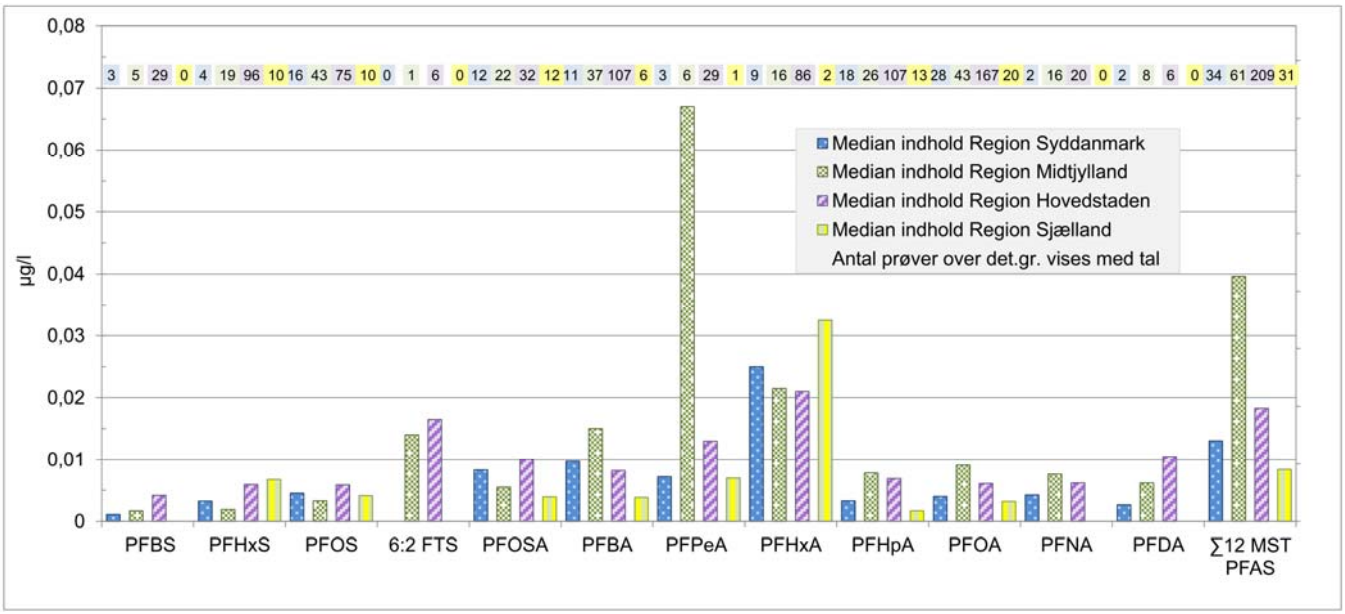
I forbindelse med grundvandsundersøgler har regionerne i de seneste år fået udført analyser (primært vandanalyser) for PFAS-forbindelser. Nogle af disse undersøgelser har været målrettet mod bestemte kilder, primært de 5 brancher/aktiviteter udpeget i Miljøprojekt 1600, 2014, (Tsitonaki et al. 2014) (se afsnit 3.4), andre har været med henblik på en mere generel screening af PFAS-belastning i forbindelse med undersøgelser og moniteringsprogrammer.

I Tabel 6.4 er resultaterne opsummeret, men der skal bemærkes, at datagrundlag ikke er fuldstændigt og kun anvendes til at belyse at PFAS-forbindelser konstateres ved grundvandsundersøgelser. Ved databehandling er der kun summeret indhold af PFAS-forbindelser over detektionsgrænsen, og det er noteret, at detektionsgrænserne i perioder har ligget højt for nogle stoffer, herunder 6:2 FTS (også kaldte 6:2 FTSA og 1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroktansulfonsyre H4PFOS).

	Antal analyser	% med mindst ét stof over detekti-onsgrænsen	% over kriterium for ∑12 MST PFAS	% 10 gange over kriterium for ∑12 MST PFAS
Region Hovedstaden (2014-2016)	391	53%	13%	5%
Region Sjælland (kun egne data)	52	60%	6%	-
Region Syddanmark (2013-2017)	79	43%	4%	1%
Region Midtjylland (2014-2017)	115	53%	15%	2%
Region Nordjylland (2015 lossepladser)	21	24%	14%	
Region Nordjylland (2016 brancher)	21	71%	5%	

Tabel 6.4 Oversigt over regionsanalyser for PFAS-forbindelser i grundvand (juni 2017).

Baseret på data fra Region Syddanmark, Region Midtjylland, Region Hovedstaden og Region Sjælland kan PFAS-sammensætningen for de parametre, som ligger over detektionsgrænsen, illustreres som medianindhold i Figur 6.4. På Figur 6.6 er der for nogle parametre kun få målte værdier over detektionsgrænsen, hvorfor medianen ikke er repræsentativ.



Figur 6.6 PFAS-sammensætning i grundvand for Region Syddanmark, Region Midtjylland, Region Hovedstaden og Region Sjælland. PFAS-sammensætningen er illustreret som medianværdien bestemt ud fra analyseresultaterne på de vandprøver, hvor der er påvist et indhold.

Som det fremgår af Figur 6.6, er der nærmest ingen fund af 6:2 FTS og PFDA. Derimod er der mange fund af PFOA og PFOS samt PFBA, PFHxA, PFHpA og PHHxS.

6.4 Overfladevand

PFAS-forbindelser er fundet i overfladevand i vandløb og søer (Falkenberg et al. 2016) og (Ahrens et al. 2016). Kilderne til PFAS-belastning er mange og kan omfatte følgende (Falkenberg et al. 2016), (Strynar et al. 2015) og (Houtz & Sedlak 2012):

- Udledning af spildevand fra rensningsanlæg
- Afstrømning fra nærliggende affaldsdeponeringer
- Overfladeafstrømning, emissioner eller spildevand fra industrier, som anvender PFAS
- Afstrømning fra tæt bebyggelse i byerne
- Tilstrømning fra forurenet grundvand
- Atmosfæriske nedfald

Industrielle kilder, hvor der er anvendt PFAS, kan bidrage til forurening af overfladevand enten ved afstrømning af regnvand, spildevand eller grundvandsforurening. Herudover sker der også bidrag fra kilder som lossepladser, hvor der sker bortskaffelse af PFAS-holdige produkter, samt fra rensningsanlæg, hvor spildevand og spildevandsslam kan være forurenet med PFAS, som udvaskes fra husholdningsprodukter (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

Herudover omtales de diffuse bidrag fra atmosfærisk nedfald, idet bl.a. visse flygtige fluortelomer-forbindelser spredes i atmosfæren, jf. kapitel 6.5. I atmosfæren kan de ved fotooxidation omdannes til bl.a. fluortelomer carboxylsyrer, som ligeledes kan omdannes til de mere persistente perfluoralkyl-forbindelser og udgøre et forureningsbidrag til overfladevand (Ahrens & Bundschuh 2014), (Stock et al. 2007) og (Vento et al. 2012).

Eksempel
I Sverige er der foretaget en screening af 502 vandprøver med analyse for 26 PFAS-forbindelser (Ahrens et al. 2016). Vandprøverne er udtaget af svensk grundvand (n=164), overfladevand (n=285), søer uden væsentlige menneskelige påvirkninger (n=10), spildevand fra rensningsanlæg (n=13) og lossepladsperkolat (n=10).

Det højeste gennemsnitsindhold blev fundet i lossepladsperkolat (487 ng ∑26 PFAS /l), efterfulgt af overfladevand (112 ng ∑26 PFAS /l), grundvand (49 ng ∑26 PFAS /l), udledning fra rensningsanlæg (35 ng ∑26 PFAS /l) og søer uden væsentlig menneskelig påvirkning (3,4 ng ∑26 PFAS /l).

42 % af overfladevandprøverne overskred miljøkvalitetskravet for ferskvand på 0,65 ng PFOS/l (dansk og EU-kravværdi).

I grundvand var der en jævn fordeling mellem PFCA'er, PFSA'er og percursorer, mens PFCA'erne dominerede i de andre vandtyper. Med undtagelse af lave indhold af N-EtFOSAA, N-MeFOSAA og FOSAA i nogle få vandprøver, er der ikke konstateret andre precursorer end PFOSA og 6:2 FTS.

Rensningsanlæg

Tidligere NOVANA-screeningsundersøgelser har dokumenteret, at PFAS-forbindelser kan findes i både indløb, udløb og slam fra kommunale rensningsanlæg. Der er konstateret koncentrationsniveauer fra 10–75 ng ∑PFAS/l i indløb, fra 10–40 ng ∑PFAS/l i udløb og 12–150 µg ∑PFAS/kg TS i slam. I visse tilfælde, og for nogle stoffer (især PFOA og PFOS), er der dog fundet højere koncentrationer i udløb end indløb (Strand et al. 2007).

Under NOVANA-programmet blev der i 2014 analyseret for 7 PFAS-forbindelser (Jensen et al. 2016) i udløb fra 27 danske renseanlæg, hvor middelværdien for PFOS var på 9,5 ng/l (interval på 3,5-65 ng/l), dvs. over miljøkvalitetskravet på 0,65 ng/l (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Herudover er der fundet PFOA med en middelværdi på 12,9 ng/l (8,7-68 ng/l) og forholdsvis lavere indhold af PFNA, PFDA og PFHxS. Indholdet af PFOSA og PFUnA var under detektionsgrænsen på 1-2 ng/l (Jensen et al. 2015) og (Miljø- og Fødevareministeriet 2015).

Spildevandsslam

Udledning af spildevand og udlægning af spildevandsslam kan medføre en belastning af kystvand, vandløb og søer såvel som grundvand.

Eksempel
I USA er der i spildevandsslam målt mellem 176-3.390 ng/g (dvs. 0,176-3,39 mg/kg) for sum af 12 PFAS-forbindelser, inklusiv precursorer som FOSAA, N-MeFOSAA og N-EtFOSAA, samt 14-2.610 ng/g (dvs. 0,014-2,6 mg/kg) PFOS (Higgins et al. 2005).

PFOS-precursorer som N-MeFOSAA og EtFOSAA udgjorde op til henholdsvis 36 % og 62 % af de samlede PFOS-ækvivalenter. Desuden er der målt PFAS-forbindelser i sediment i vandløb nedstrøms for udledninger (Higgins et al. 2005).

Lossepladsperkolat

I litteraturen findes en række artikler om fund af PFAS-forbindelser i lossepladsperkolat. PFAS-sammensætning og -niveauer er afhængige af, hvilke PFAS-forbindelser der er analyseret.

I Danmark er der foretaget undersøgelser af PFAS-forbindelser i lossepladsperkolat.

Region Midt har undersøgt perkolat fra 6 lossepladser for miljøfremmede stoffer og fundet indhold af PFAS-forbindelser ved 5 af de 6 pladser. Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for PFAS-forbindelser var desuden overskredet med op til 2,82 µg ∑MST12 PFAS/l ved 4 af de 6 lossepladser, hvor især PFHxA dominerer (Harrekilde 2017).

Region Nordjylland har ligeledes konstateret indhold af PFAS-forbindelser ved 2 ud af 6 lossepladser/fyldpladser, men kun overskridelse af kvalitetskriteriet ved én losseplads med op til 0,18 µg ∑MST12 PFAS/l.

Eksempel
Perkolat fra en kommunal losseplads i Canada blev analyseret for 24 forskellige PFAS-forbindelser, herunder 10 precursorer (fluortelomere - FTA og N-alkyl perfluoroctansulfonamider) over en periode på 5 måneder (Benskin et al. 2012). Det samlede indhold varierede fra 2,5 til 36 µg/l, mellem 1-10 µg/l for enkeltstoffer. Det højeste indhold forekom, da indholdet af precursorer var mere end 50 % af PFAS-sammensætningen.

I perioden med højt indhold af precursorer blev desuden målt de højeste indhold af PFOS og PFOA. Blandt precursorerne var EtFOSAA, MeFOSAA samt 8:2 FTCA dominerende. De mest almindeligt forekommende PFAS-forbindelser var PFCA'er (f.eks. PFPeA, PFHxA og PFOA).

6.5 Luft

Afdampning

Der er pt. ikke fastsat et dansk afdampningskriterie for PFAS-forbindelser, og der findes heller ikke luftkvalitetskriterier i andre lande, jf. kapitel 3.6 og bilag 3-1.

Som omtalt i kapitel 5.1 er damptryk og fordelingskoefficient mellem luft og vand (K_{aw}, Henrys konstant) meget lavt for de fleste almindelige PFAS-forbindelser. Dette betyder, at de 12 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium ikke forventes at afdampe i betydelig grad til poreluften eller atmosfæren.

For eksempel er K_{aw} for PFOA omkring 0,001-1e^{-5} og dermed på samme niveau som for phenol og dichlorprop, dvs. stoffer som ikke afdamper til poreluften (jf. JAGG 2.1 og Tabel 6.3).

Fluortelomer-alkoholer (FTOH'er) er dog mere flygtige og har en lavere vandopløselighed, da de ikke dissocierer i vand, jf. Tabel 5.1. Eksperimentelle data (målte data) for FTOH'er viser en K_{aw} (Henrys konstant) omkring 0,3-40 (Z. Wang et al. 2011). Til sammenligning er K_{aw} for BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener) og chlorerede forbindelser som PCE og TCE i størrelsesordenen 0,2-0,8. Dette betyder, at FTOH'er har et højere potentiale for at afdampe fra vandfasen til luftfasen end BTEX og de chlorerede opløsningsmidler, jf. kapitel 6.1 og Figur 6.4. FTOH'er vil dog på grund af deres høje Log K_{ow} i højere grad binde til jordens organiske indhold og derfor bidrage mindre til poreluften ved fasefordeling i jorden end BTEX og de chlorerede opløsningsmidler, jf. Figur 6.5.

Indeklimaet

Tilstedeværelse af flygtige PFAS-forbindelser i indeklimaet i skoler og boliger er undersøgt i Tyskland, hvor der er fundet enkelte FTOH'er på 2.000-9.000 pg/m³ (0,002-0,009 µg/m³), mens FASA'er og FASE'er fandtes på væsentligt lavere niveauer, henholdsvis 270 og 550 pg/m³ (Fromme et al. 2015), jf. bilag 4.

Interne kilder i private boliger medfører en indeklimabelastning med PFAS-forbindelser i husstøv og som gasarter. Dette betyder, at det vil være svært at skelne et bidrag fra jord- og grundvandsforurening i forhold til baggrundsniveauet i indeklimaet. Det skal dog bemærkes, at der pt. ikke er fastsat et luftkvalitetskriterium for PFAS-forbindelser.

Eksempel
I 2016 har Greenpeace (Santen et al. 2016) foretaget målinger for PFAS-forbindelser i indeklimaet i en række butikker i Europa og i Østen, hvor der sælges fritidsudstyr til udendørsaktiviteter, dvs. produkter som ofte er imprægneret, såsom rygsække, jakker, bukser, telte m.v.

Der er målt indeklimaniveauer på mellem 16-297 ng/m³ for sum af en række fluortelomer alkoholer, især 6:2 FTOH, mens baggrundskoncentrationer i kontorer, huse og skoler lå på 12-13 ng/m³. I udeluft blev der konstateret mindre end 0,1 ng/m³ (Santen et al. 2016).

Atmosfæriske bidrag

PFAS-forbindelser findes overalt i miljøet, også i fjerne områder som de arktiske, dog i lave koncentrationer (Ahrens & Bundschuh 2014). Som omtalt i kapitel 5.1 har de fleste PFAS-forbindelser lave damptryk, og en stor del af transporten i atmosfæren sker i form af indirekte spredning af partikler ved emission fra industrier, hvor der produceres fluorkemikalier.

Eksempel
De flygtige fluortelomer-forbindelser er konstateret på pikogramniveau (pg) i luftfasen i de arktiske og antarktiske områder, f.eks. er der for sum FTOH'er målt op til 140 pg/m³, dvs. $1{,}4e^{-7}$ mg/m³ = 0,00000014 mg/m³, se bilag 5.

Andre mindre flygtige PFAS-forbindelser som PFCA'er og PFSA'er findes ikke i gasfasen, men PFCA'er kan spores bundet til partikler i endnu mindre mængder på mindre end 0,1 pg/m³ (Ahrens, Shoeib, Del Vento, et al. 2011) og (Vento et al. 2012).

Til forklaring af den atmosfæriske transport er der opstillet en teori om, at FTOH'er transporteres i gasfasen og kan omdannes og nedfalde som PFAA'er (PerFluorAlkylsyrer som PFCA'er og PFSA'er) i regn og sne. Endvidere kan dissocierede (ioner) PFAS-forbindelser være sorberet til luftbårne partikler, hvorved der kan ske atmosfærisk transport over lange afstande. Atmosfærisk nedfald kan bidrage signifikant til forurening af jordmiljøet og overfladevand med PFAS-forbindelser i fjerne områder langt fra potentielle kilder (Filipovic, Laudon, et al. 2015).

Transport af PFAS-forbindelser over lang afstand kan skyldes industriemissioner, frigivelse fra produkter eller bortskaffelse af affald, herunder deponier og spildevandsanlæg. Den atmosfæriske transport kan ske i form af aerosoler og partikler og evt. ved afdampning af de flygtige PFAS-forbindelser. Flygtige fluortelomer-forbindelser som fluortelomer-alkoholer (FTOH'er), fluortelomer-sulfonamider (FASA'er) og fluortelomer-sulfonamidoethanoler (FASE'er) kan i atmosfæren nedbrydes ved fotooxidation til bl.a. fluortelomer carboxylsyrer

(FTCA'er). Fluortelomer carboxylsyrer kan nedbrydes til de mere persistente perfluoralkylforbindelser (Ahrens & Bundschuh 2014), (Stock et al. 2007) og (Vento et al. 2012).

I artikler, hvor den globale PFAS-belastning estimeres, er det ofte angivet, at forbrænding af PFAS-holdigt affald i forbrændingsanlæg ikke medfører betydende emission af PFAS-forbindelser. Dette er, fordi det antages, at disse destrueres ved høje temperaturer (Armitage et al. 2009). Dannelse af drivhusgasser som CF_4 og C_2F_6 ved forbrændingsanlæg er dog rapporteret. I en forsøgsopstilling er der dokumenteret mineralisering af PFOS og PFHxS ved 450°C og for PFOA og FOSA ved lavere temperatur (Wang et al. 2015). I forbrændingsanlæg med temperaturer mellem 850-1200°C vil der sandsynligvis ikke frigives PFAS-forbindelser ved forbrænding af PFAS-holdigt affald.

I atmosfæren over Europa er der i landlige områder såvel som i byerne fundet FTOH'er på op til 250 pg/m³ i gasfasen (Barber et al. 2007).

Eksempel
I udeluftsprøver udtaget ved renseanlæg og lossepladser er der konstateret forhøjede indhold af PFAS-forbindelser, herunder FTOH'er (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011) og (Weinberg et al. 2011).

Koncentrationsniveauerne i udeluftsprøver ved to lossepladser i Nordtyskland var typisk 10-440 pg/m³ for de enkelte FTOH'er (Weinberg et al. 2011), mens der i Canada er målt op mellem 300-24.000 pg /m³ for sum af FTOH'er ved renseanlæg og mellem 500-26.000 pg/m³ på selve lossepladspladsen (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011). Indholdet af FOSA'er og FOSE'er var væsentligt mindre, mellem 10-100 pg/m³ (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011).

Regnvand

I 2004 er der analyseret 7 regnvandsprøver fra 7 DMU baggrundsstationer fordelt over Danmark og konstateret indhold af PFOS, PFDA og PFUnA i enkelte prøver med op til 23 ng/l. Det højeste indhold var for PFDA (23 ng/l) og PFUnA (15 ng/l) og PFOS (2,4 ng/l) (Strand et al. 2007).

Som nævnt i kapitel 6.4 kan afdampning af de flygtige fluortelomer-alkoholer, f.eks. 6:2 FTOH og 8:2 FTOH, og omsætningen i atmosfæren, være årsagen til den diffuse belastning med PFAS i overfladevand i områder langt fra industrielle eller bynære kilder (Filipovic 2015) og (Filipovic & Berger 2015).

Eksempel
I en fjern del af det nordlige Sverige (Krycklan Catchment Study site) er der i 2011-2012 fundet et gennemsnitligt indhold i regnvand af PFHxA og PFOA på henholdsvis 826 og 650 pg/l, men indholdet i smeltet sne var signifikant lavere, 227 og 270 pg/l. Desuden blev der konstateret PFHpA og PFNA i både regnvand og sne, mens indholdet af lineær og forgrenet PFOS var væsentligt lavere (Filipovic, Laudon, et al. 2015).

6.6 Optagelse i biota og fødekæden

Årsagen til det oprindelige forbud mod PFOS skyldes, at der blev konstateret PFOS i blod og væv hos mennesker. Herudover har talrige undersøgelser vist, at PFAS-forbindelser har en tendens at ophobe i biota og i fødekæden.

- BCF definerer et stofs evne til at ophobe i biota (biokoncentrationsfaktoren, f.eks. koncentrationen i en fisk divideret med koncentrationen i vandet).
- BMF definerer et stofs evne til at ophobe højere oppe i fødekæden (biomagnifikation factor, f.eks. koncentrationen i dyret divideret med koncentrationen i føden). I saltvand anvendes yderligere et led i fødekæden; således er der tale om en BMF1 for primærkonsumenter og en BMF2 for fiskeædere (sekundærkonsumenter).

Ved fastsættelse af miljøkvalitetskrav til overfladevand for PFOS (European Commission 2011b) er der anvendt en BCF på 2.696, en BMF1 på 5 og en BMF2 på 5. Disse meget høje BCF- og BMF-værdier betyder, at miljøkvalitetskravet til PFOS sættes meget lavt, til 0,65 ng PFOS/l i ferskvand og 0,13 ng PFOS/l i saltvand (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

Generelt er det vurderet, at de forholdsvis kortkædede PFAS-forbindelser (C2 – C6/7) spredes i vand og via vandfasen kan optages af akvatiske organismer såsom fisk, mens de langkædede (>C6/7) i stigende grad i takt med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden kan bindes til partikler og optages i biota via fødekæden.

I Danmark er der i forbindelse med NOVANA-screeningen foretaget undersøgelser af PFAS-forbindelser i bl.a. fisk, ålekvabbe, sediment og muslinger (Jensen et al. 2016), (Strand et al. 2007), (Dahllöf & J. Strand 2010), (Dahllöf & Strand 2010) og (Würgler Hansen 2017). Generelt har PFOS-niveauerne ligget under EU's EQS-værdi på 9,1 µg/kg vådvægt for biota (Miljø- og Fødevareministeriet 2016), og i 2015 udgjorde PFOS 60-76 % af den samlede mængde af PFAS-forbindelser (sum af 7 PFAS-forbindelser), efterfulgt af stofferne PFNA (9-19 %), PFDA (7-12 %), PFUnDA (6-12 %) og PFOA (1-3 %).

Eksempel
Der foreligger flere detaljerede studier af PFAS i de marine biota i de arktiske områder, hvor PFOS er den mest dominerende forbindelse med typiske stofniveauer omkring 0,2-2 ng PFOS/g vådvægt (Ahrens et al. 2015) og (Butt et al. 2010).

PFAS-sammensætningen domineres af PFOS, med lavere niveauer for PFOSA. Bioakkumulering er størst ved de langkædede PFAS-forbindelser (Butt et al. 2010), og nogle studier noterer, at de ulige antal kulstofatomer i fluorkulstofkæder, f.eks. PFNA(C9) og PFUnA (C11), dominerer i forhold til fluorkulstofkæder med et lige antal kulstofatomer, f.eks. PFDoA (C12). Dette kan ifølge (Butt et al. 2010) skyldes transformation af langkædede FTOH'er.

PFOA og mindre PFCA'er er ikke fundet, eller kun i meget lave niveauer (Butt et al. 2010), som antagelig skyldes, at de har et lavere bioakkumulationspotentiale.

Der er kun få undersøgelser af PFAS-precursorer i biota, men FOSA, FOSAA, Me-FOSAA og Et-FOSAA såvel som PFOS og PFCA'er er konstateret (Gebbink et al. 2016). Endvidere er der også konstateret diPAP'er i zooplankton.

I forbindelse med risikovurdering ved forureningsundersøgelser i Norge og Sverige, og især i sager, hvor der er konstateret høje niveauer af PFAS-forbindelser i jord og grundvand, er der også foretaget undersøgelser af biota, f.eks. pattedyr, fisk, muslinger, snegle, orme, tang, græs og træer (Kaasa 2017).

Disse biologiske undersøgelser er typisk foretaget ved lufthavne, hvor der er foretaget brandslukningsøvelser (Ahrens et al. 2015). For eksempel ved Arlanda lufthavn, i Stockholm, hvor der er foretaget målinger af overfladevand og fisk i forbindelse med en større forurening med PFOS-holdigt AFFF ved en brandslukningsøvelsesplads. Af de 11 PFAS-forbindelser analyseret i prøver ved Arlanda lufthavn var PFOS, PFHxS, PFOA og PFHxA dominerende i overfladevand med procentandele på 36 %, 29 %, 20 % og 8 %, mens PFOS-indholdet i henholdsvis sediment og fisk udgjorde op mod henholdsvis 86 % og 99 % af det samlede PFAS-indhold (Ahrens et al. 2015). Der er målt op til 6.000 ng/g vådvægt (6.000 µg/kg vådvægt) for sum af PFAS-forbindelser i fiskeblod, dvs. PFOS-indholdet var langt over EU's EQS-værdi på 9,1 µg/kg vådvægt for biota (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

Desuden er der i USA fundet PFAS-forbindelser i grøntsager dyrket på jord, hvor der over mange år er udlagt slam fra et kommunalt rensningsanlæg. Med jordkoncentrationer på henholdsvis 266 og 236 µg /kg for PFBA og PFPeA er der fundet 56 og 211µg /kg i tomat og salat, som tyder på bioakkumulering i afgrøder (Blaine et al. 2013).

6.7 Opsummering

PFAS-forbindelser, som spildes på jorden i form af vandige opløsninger eller udvaskes fra affald, vil i en vis grad binde til jordfasen og spredes opløst i vand til grundvand og overfladevand.

På grund af den større spredning i de fysisk-kemiske egenskaber vil der være forskel på, hvordan de forskellige PFAS-forbindelser fordeler sig i jord og grundvand. PFAS-forureninger kan forventes at findes både i jord og grundvand, men i forbindelse med undersøgelser vil de hovedsagelig konstateres i vandfasen frem for jordfasen. Ved undersøgelse af jordfasen vil der ofte være tale om en diffus belastning over et større areal, og PFAS-sammensætningen kan bestå af en række stoffer, herunder precursorer, som ikke identificeres ved standard analyser.

Afhængig af kilden kan PFAS-sammensætningen i jorden være forskellig fra sammensætningen i grundvand og nedstrøms for kilden. Blandt andet kan der i jordfasen findes mindre mobile PFAS-forbindelser, herunder precursorer, som sorberer til jorden og udvaskes langsomt. For precursorer kan der også ske en langsom omdannelse til mindre, mere mobile og persistente PFAS-forbindelser, som udvaskes over tiden. Dette betyder, at udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

Det forventes ikke, at PFAS-forbindelser vil optræde i betydende koncentrationer i poreluften.

Hovedpunkter vedrørende fordeling i jord, grundvand, overfladevand og luft kan opsummeres som følger:

Opsummering

- Især de langkædede PFAS-forbindelser, dvs. med mere end 6–7 kulstoffer i kulstofkæden, vil i stigende grad bindes til jorden og betragtes derfor som lavmobile i jord og vandfase. Dette betyder, at der sker forsinkelse (retardation) i forhold til porevandshastighed ved både udvaskning og spredning i grundvandszonen.

- Retardationen stiger med længden af fluorkulstofkæden for PFAS-forbindelser med fluorkulstofkæder over 6/7, og jo større jordens indhold af organisk kulstof, jo større retardation.

- De fleste PFAS-forbindelser er vandopløselige og fuldt dissocierede ved normale pH-værdier (5–9) i grundvand, hvorfor de kan forventes at findes i vandfasen og udvaskes - dog langsomt på grund af retardation - fra jorden.

- Gennembrud til grundvandet kan være en langsom proces for især de lang-kædede PFAS-forbindelser, og udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

- Da stofferne er persistente, kan selv mindre mobile PFAS-forbindelser langsomt spredes i grundvandet. Lange forureningsfaner kan dannes med tiden, hvor de mere mobile PFAS-forbindelser dominerer i fanefronten.

- Alle de 32 PFAS-forbindelser, jf. Tabel 4.2, kan forventes at udgøre en risiko over for grundvand og overfladevand, idet de er persistente og har væsentlig højere vandopløseligheder end kvalitetskriterier for grundvand, drikkevand og overfladevand.

- De flygtige fluortelomer alkoholer (FTOH'er), fluortelomer sulfonamider (FASA'er), fluortelomer sulfonamidoethanoler (FASE'er) og FTOH'er kan afdampe ved lave niveauer til luften, men der findes p.t. intet luftkvalitetskriterium.

- De forholdsvis kortkædede PFAS-forbindelser (C2–C6/7) spredes i vand og kan via vandfasen optages af akvatiske organismer såsom fisk, mens de langkædede (>C6/7) i stigende grad kan bindes til partikler og optages i biota via fødekæden.

7. Analytiske teknikker og krav til prøvetagning

7.1 Analyse teknikker

Analysemetoder til kvantificering og kvalificering af PFAS i jord og vand er i stadig udvikling, og der er i de sidste år set en tendens til, at antallet af PFAS, der kan analyseres, stiger. I det følgende gives en gennemgang af kommercielt tilgængelige analysemetoder og metoder, der pt. anvendes af forskere og/eller er udviklet til brug i felten. Analysemetoder for luftprøver er beskrevet sidst i afsnittet.

7.1.1 Kommercielt tilgængelige analysemetoder

LC-MS/MS som standard

Danske laboratorier benytter typisk væskekromatografi tandem massespektrometri (LC-MS/MS) til akkrediteret analyse af jord- og vandprøver for PFAS med detektionsgrænser på ca. 0,01 mg/kg TS og 0,001-0,005 µg/l. Denne metode lader sig kun udføre på PFAS-forbindelser med polære grupper inkluderende PFCA'er (carboxylsyrer) og PFSA'er (sulfonsyrer). Metoden omfatter fast fase ekstraktion (SPE) til opkoncentrering af stofferne og LC-MS/MS til kvantificering og kvalificering. Metoden er baseret på standarderne ISO 25101:2009, DIN 38407-42 (vand) og DIN 38414-14 (jord, kompost, slam).

Den dansk akkrediterede metode inkluderer de 12 PFAS omfattet af kvalitetskriterierne for jord og drikkevand. Ifølge (Eurofins 2017) er det muligt pt. at analysere op til 32 PFAS–forbindelser i jord og vand i Danmark pr. marts 2017. I bilag 6 er givet en oversigt over analysérbare PFAS og deres detektionsgrænser.

TOP

Herudover tilbyder nogle laboratorier i Europa desuden TOP-analyser (Total Oxidation af Precursorer). Denne metode omfatter precursor-forbindelser, som ikke kan analyseres direkte, men som kan omdannes ved oxidation med en hydroxyl-gruppe til PFAA (PFCA og PFSA), hvorefter PFAA kan analyseres ved standard LC-MS/MS (kræver to analyser; før og efter oxidation). Metoden giver således det samlede indhold af PFAA i en prøve. TOP-analyser kan dermed bruges til at belyse potentialet for omsætning af precursorer i et givent medie.

TOP-analyser af grundvand forurenet med brandslukningsskum har vist, at standard LC-MS/MS-metoder typisk kun vil påvise ca. 30 % af den totale mængde PFAA i det PFAS-forurenede grundvand, idet den resterende andel udgøres af precursorere, der først bliver analyserbare, når de omdannes til PFAA'er ved TOP-metoden. Samme analyser har også vist, at der ved TOP-analysen er opnået et indhold af PFHxA 200 gange større end ved standard LC-MS/MS, hvilket er vurderet at skyldes, at oxidationen ved TOP-metoden omdanner precursorer til den analyserbare PFHxA, (Suthersan et al. 2016).

TOP-metoden mangler generelt en grundig validering og har ifølge (Houtz & Sedlak 2012) og (Banzhaf et al. 2016) følgende usikkerheder;

- Metoden er ikke valideret i forhold til en lang række precursorer.
- Naturligt indhold af organisk stof og måske andre forureningskomponenter kan bruge oxidanten og dermed er det usikkert, hvorvidt oxidanten er effektiv overfor alle tilstedeværende precursorer.
- Oxidationsprocessen er svær at kontrollere, hvilket medfører at kvalificering af enkeltkomponenter kan være fejlbehæftet.

7.1.2 Analysemetoder under udvikling

Der er flere forskellige typer analysemetoder, som kan bruges til analyse af PFAS, og som endnu ikke er kommercielt tilgængelige i Danmark (nogle er kommercielt tilgængelige i USA), men som bruges i forskningsøjemed. Følgende metoder er beskrevet i det følgende;

- Videreudviklede LC-MS/MS metoder til bestemmelse af ukendte PFAS-forbindelser
- PIGE (Particle Induced Gamma Emission)
- AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser)
- HRMS og LC-QTOF-MS/MS. (Hign resolution massespektrometri og quadrupole time-of-flight massespektrometri)

LC-MS/MS-metoder er under kraftig udvikling med henblik på at kunne kvantificere flere PFAS (39 stoffer kan kvantificeres ved udgangen af 2016, (Suthersan et al. 2016)) og sænke detektionsgrænser samt med henblik på bl.a. at øge sikkerheden ved kvantificering af forgrenede PFOS isomerer. Derudover forskes der i anvendelse af forskellige ekstraktionsmidler afhængig af PFAS-produkt og medie. F.eks. viser forsøg med LC-MS/MS-analyse af jord forurenet med PFAS fra brandslukningsskum bl.a., at højt lerindhold og højt naturligt indhold af organisk stof samt blandingsforurening med bl.a. oliekomponenter, kan medføre underestimering af nogle af de nyere PFAS-forbindelser fundet i brandslukningsskum (Mejia-Avendano et al. 2017).

PIGE-metoden (Particle Induced Gamma Emission) er en metode, der måler gammastråler frigivet fra en overflade ved proton bombardement. Metoden måler således det samlede indhold af organiske fluorforbindelser i materialets overflade f.eks. på overfladen af jord eller vand, jf. (Lang et al. 2016), (Hashiguchi et al. 2013). Metoden kan påvise fluor ned til omkring 1 µg/l, (Lang et al. 2016; DiGiuseppi & Carey 2016).

AOF

Samleparameteren adsorberbare organiske fluorforbindelser (AOF) kan anvendes til at måle summen af fluorforbindelser i vand (og i ekstrakter af jordprøver). Fluorkoncentrationen kan måles gennem sorption af organiske fluorerede stoffer til aktivt karbon og efterfølgende Combusion Ion Chromatography (CIC) (Pancras et al. 2016), (Willach et al. 2016). Banzhaf angiver, at metoden

medtager C4-C14, (Banzhaf et al. 2016). Detektionsgrænsen for AOF-metoden er ca. 1 µg/l for fluor. Kvantifikationen af fluor kan muligvis påvirkes i prøver, hvor der er et højt indhold af organisk stof, der kan binde PFAS (Pancras et al. 2016). AOF-analyser forventes at blive kommercielt tilgængelige i nærmeste fremtid (Held 2016).

I forskningen anvendes også andre analysemetoder, navnlig *High Resolution* massespektrometri (HRMS) (Liu et al. 2015). Liu et al. argumenterer i (Liu et al. 2015) for, at HRMS er den nemmeste måde at analysere nye PFAS-molekyler på, se bilag 6 for 26 nyligt identificerede PFAS. HRMS dækker over *quadrupole time-of-flight* massespektrometri (QTOF), Orbitrap MS, og *Fourier-transform ion cyclotron resonance* massespektrometri (FTICR-MS). HPLC-Orbitrap-MS har været anvendt på prøver af vand, biota og sediment (Liu et al. 2015)/, (Munoz et al. 2015), (Y. Lin et al. 2016), (Zacs & Bartkevics 2016). Orbitrap-MS har en meget høj sensitivitet på mellem 0,003-0,2 µg/l for fluor og en nøjagtighed på ≤5 ppm (Liu et al. 2015). QTOF, der giver en nøjagtig bestemmelse af de enkelte PFAS, har for nylig været anvendt til at kvalificere 40 nye typer PFAS i grundvand, (Barzen-Hanson et al. 2017).

Til analyse af precursorer er følgende metoder udviklet, men så vidt vides ikke kommercielt tilgængelige i Danmark (i Sverige udføres GC-MS analyser af FTOH'er kommercielt). Metoderne er begrænset af, om der findes en tilgængelige standard for de søgte stoffer, (Pancras et al. 2016), (Backe et al. 2013);

- HPLC-MS/MS, f.eks. PFAS i brandslukningsskum, men ikke anvendelig overfor apolære PFAS og fluortelomer alkoholer.
- GC-MS ved hjælp af MTBE ved væske/væske-ekstraktion, f.eks. apolære PFAS og fluortelomer alkoholer.
- Headspace GC-MS.
- GC-PCI-MS (gas chromatografi positiv kemisk ionisering og tandem massespektrometri) for flygtige forbindelser som FTOH'er, FASE'er og FASA 'er.

7.1.3 Analyse af luftprøver

Der er ingen kommercielle analysemetoder for luftanalyse af PFAS i Danmark, og heller ingen kommercielt tilgængelige opsamlingsmedier.

Ved litteraturgennemgangen er luftanalyser typisk foretaget med gaskromatografi og massespektrometri (GC-MS), (Dimzon et al. 2017) (Jahnke et al. 2007). GC-MS kan kombineres med forskellige andre metoder og ekstraktionsteknikker alt efter den PFAS type, der ønskes analyseret. F.eks. kan neutrale og ioniske PFAS-forbindelser, som findes i gasform, ekstraheres ved bl.a. SPE (solid phase extraction), kolonne ekstraktion og sonisk ekstraktion. De neutrale PFAS-forbindelser kan herefter analyseres med GC-MS, og de ioniske PFAS-forbindelser kan analyseres gennem HPLC kombineret med MS, (Barber et al. 2007), (Jahnke et al. 2007).

Der er ved litteraturgennemgangen ikke fundet yderligere publicerede oplysninger om analyse af poreluft/luft for flygtige PFAS.

7.1.4 Feltmetoder

I (DiGiuseppi & Carey 2016) er 5 feltmetoder til analyse af PFAS i vand sammenlignet. Metoderne, der er i forskellig grad af udvikling, omfatter:

- astkCARE^{TM} Test Kit (påvisning af anioniske overfladeaktive stoffer), farve respons på strips, detektionsgrænse omkring 3 µg/l.
- Methylene Blue Active Substances Test Kit (MBAS) (DIN EN 903), hvor overfladeaktive PFAS bindes til methylenblåt dvs. en farverespons test, detektionsgrænse uden opkoncentrering er på ca. 100 µg/l.
- Foam Height Shaker Test (skumhøjde udrystelsestest), høj detektionsgrænse, lav nøjagtighed.
- Surface Tension (overfladespænding).
- Microfluidic paper-based analytical devices.

Metoderne er afprøvet på laboratorieprøver. Sammenligningen viser, at;

- MBAS og Foam Height Shaker Test kan være brugbare til at finde hotspots i kildeområder.
- Detektionsgrænser er generelt høje dvs. på µg/l-niveau, men opkoncentrering af prøven er en mulighed (kan være vanskeligt i felten).
- Ikke alle metoderne er egnede til felten pt (2017).
- Metodesammenligningen mangler at blive udført på feltprøver.

7.2 Prøvetagning af forskellige media: luft, vand og jord og biota

I dette afsnit beskrives de særlige forhold, der gælder ved prøvetagning med henblik på analyse af PFAS. Generelle retningslinjer for prøvetagning af jord og grundvand er beskrevet i Miljøstyrelsens Vejledning nr. 6/1998, (Miljøstyrelsen 1998), og i Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand nr. 3/2003, (Grøn et al. 2003).

I Reflabs metodedatablad for de 12 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens kvalitetskriterie, (Reflab 2016), er det foreskrevet, at beholdertype skal være valideret til det måleområde, der er nødvendigt til det ønskede formål.

Ligeledes anbefales, at prøvetageren vasker hænder inden prøvetagning og evt. anvender nitril-handsker ved prøvetagningen, bl.a. for at undgå evt. kontaminering fra bl.a. madpakkepapir. Endelig anbefales, at regntøj, fleece og andre tekstiler, der kan være behandlet med PFAS, ikke anvendes ved prøvetagning, og at prøvetageren, hvor der er tvivl om, f.eks. regntøjet indeholder PFAS, noterer det i prøvetagningsskemaet og søger for at undgå dryp fra tøj til prøve mm.

Prøvetagning af vand
Af litteraturen fremgår det, at der er foretaget prøveindsamling for PFAS i både grundvand, spildevand, kloakslam, floder, søer, regn, sne, hav og overfladeafstrømning (Yamashita et al. 2004), (Kim & Kannan 2007), (Sáez et al. 2008), (Weiss et al. 2015) (Munoz et al. 2016), (Lin et al. 2016).

PFAS er overfladeaktive stoffer og kan derfor danne et lag i vandoverfladen eller nemt binde sig til partikler, (Kallenborn et al. 2004). Det er derfor vigtigt at overveje og notere sig, hvilket dybdeniveau vandprøverne tages fra (og inden analyse at laboratoriet sikrer, at prøven er rystet grundigt inden en delprøve udtages). For en repræsentativ analyse af såvel grundvand som overfladevand kan der tages prøver i forskellige dybder, (Kallenborn et al. 2004), (Kim & Kannan 2007).

Der er imidlertid ikke gennemført undersøgelser, hvor grundvandsprøver udtaget ved vandspejlet er sammenlignet med prøver udtaget efter en forpumpning (dvs. vandprøven repræsenterer et mere gennemsnitligt indhold i den dybde forpumpen har omfattet). Der er således ikke data til at give en klar anbefaling til, hvordan grundvandsprøver skal udtages. Ud fra ovenstående overvejelser kan det dog anbefales at udtage en grundvandsprøve efter den normale forpumpning i henhold til retningslinjerne i (Grøn et al. 2003), hvis prøven skal repræsentere en gennemsnitlig belastning af grundvandsmagasinet eller hvis prøven udtages i en nedstrøms boring.

Er formålet at udtage en prøve af overfladevand, der skal repræsentere den gennemsnitlige belastning med PFAS, er det i forbindelse med den globale monitering af overfladevand anbefalet, at vandprøven ikke tages i vandoverfladen (Weiss et al. 2015). I dette tilfælde skal der anvendes en prøvebeholder, der først åbnes under vandoverfladen, således at den koncentrerede fase ved vandoverfladen ikke forurener prøven. Prøvetagning i overfladevand skal desuden tage hensyn til viden om opblanding og lagdeling i vandsøjlen.

Kallenborn et al. anbefaler i (Kallenborn et al. 2004) en mængde på 500-1000 ml per vandprøve. Tab af flygtige PFAS f.eks. FTOH'er kan forebygges ved at fylde prøveflasken helt med vand. Ved tilsætning af syre og lav pH f.eks. i forbindelse med konservering, kan der forekomme tab af PFCA'er gennem afgasning (Leeuwen & Boer 20017).

I (Weiss et al. 2015) er givet en række generelle anbefalinger til prøvetagning af overfladevand i forbindelse med monitering af PFOS.

Prøvetagning af biota og sedimenter
For biota anbefaler Kallenborn et al. min. 5 g for biota og 100 g for sediment og jord, som efterfølgende homogeniseres før kemisk analyse (Kallenborn et al. 2004). Dette kan gøres effektivt ved pulverisering i morter og efterfølgende filtrering med si (Villagrasa et al. 2006).

I norske undersøgelser af biota i forbindelse med forurening fra PFAS-holdigt brandslukningsskum på lufthavne er det erfaret, at det er vigtigt at udtage prøver af forskellige typer biota for at belyse spredning og optag af PFAS, og at valg af biota afhænger af formålet med undersøgelsen og af dyrelivet på og omkring den konkrete lokalitet. Undersøgelserne viser også, at udtagning og analyse af biota kan belyse spredning af forureningen med PFAS, (Kaasa 2017).

Eksempel
Brandslukningsskum med PFAS har været anvendt på de norske lufthavne. I forbindelse med undersøgelser af forureningens omfang, udbredelse og risici er der udtaget prøver af biota, bl.a. fisk, muslinger, snegle, tang og græs. Type af biota er udvalgt på baggrund af risikovurderingen.

Risikoen i forhold til menneskers optag af PFAS via fisk og skaldyr er undersøgt ved at udtage prøver af muskelvæv fra fisk og total blød biomasse fra skaldyr.

Risikoen i forhold til økosystemet og bioakkumulering er undersøgt ved at udtage prøver fra lokale dyr, der befinder sig lavt i fødekæden, og rovdyr, der spiser disse dyr, (Kaasa 2017).

Prøvetagning i luft
Luftprøvetagning synes at være svært underrepræsenteret i litteraturen. Generelt udføres prøvetagning aktivt med et glas fiber filter (GFF), XAD-2 harpiks og dobbelt polyurethan skum (PUF) sandwich system (Barber et al. 2007), (Jahnke et al. 2007). Dog bliver der også analyseret med passive luftsamplere (PAS) (Wilford et al. 2004), (Kim et al. 2012). I et tilfælde blev luftopsamling foretaget over 3-14 dage med et opsamlet luftvolumen på 500-1800 m^3 og passive luftsamplere blev kørt over 20-90 dage perioder. Luftprøverne blev omgående nedfrosset til minus 20 °C for at sikre prøvernes holdbarhed inden analyse, (Kim et al. 2012).

7.3 Prøvetagningsmateriale og risiko for krydskontaminering, afgivelse og optagelse.

Ved prøvetagning af alle medier er der risiko for krydskontaminering og afgivelse/optagelse, hvis prøvetagningsudstyr og -emballage indeholder teflon, vitongummi eller andre PFAS, (Pancras et al. 2016), (Kallenborn et al. 2004).

I (Pancras et al. 2016) er det angivet, at glasbeholdere ikke bør anvendes til prøver, eftersom PFAS muligvis kan adsorbere til glas, (Pancras et al. 2016), ligesom låget i glasflasker kan indeholde PFAS (Weiss et al. 2015). Det samme problem kan forekomme ved filtrering gennem glasfiltre. Schultz et al. (2006)

fandt i (Schultz et al. 2006) at både glasfiber, nylon, cellulose acetat, og polyethersulfon filtre fjernede eller forøgede koncentrationen af PFAS.

Generelt anvendes polypropylen eller polyethylen flasker med PE skruelåg til udtagning af vandprøver. Jord- og sedimentprøver anbefales i (Pancras et al. 2016) ligeledes udtaget og opbevaret i PE eller PP flasker med PE-låg.

Eurofins DK har oplyst, at de anvender glasflasker til jord- og vandprøver, da ekstraktionen sker i flasken, og da en undersøgelse har vist, at der ikke sker tab ved denne procedure, (Andersen 2017). Ved brug af glasflasker til udtagning af prøver bør det altid sikres og dokumenteres, at låg og flaske ikke ødelægger prøven. Dokumentation kan opnås ved at udføre kontrolforsøg med analyse af uforurenet vand og af forurenet vand med kendt indhold af PFAS opbevaret i glasflaskerne.

Uanset prøvetype skal kontakt med udstyr, der indeholder fluorpolymerer såsom Teflon® og Viton gummi, undgås for at hindre krydskontaminering og adsorption af PFAS. Derudover skal det sikres, at der ikke anvendes andre PFAS-holdige dele som o-ringe, pipetter, overfladebehandlet aluminiumsfolie mv. (Pancras et al. 2016), (Kallenborn et al. 2004).

Ydermere bør alle beholdere og andre genstande, der kommer i kontakt med prøver først renses med de-ioniseret vand og methanol (Pancras et al. 2016), (Weiss et al. 2015) (Kallenborn et al. 2004). Rensning har desuden været succesfuldt foretaget med andre semi-polære opløsningsmidler som acetone, MTBE og methanol (González-Barreiro et al. 2006), (Leeuwen & Boer 20017). Generelt anbefales det at anvende beholdere leveret af laboratoriet til prøvetagningerne.

Ved analyse af AOF skal det desuden sikres, at prøvetagningsudstyr og -emballage ikke indeholder fluorpolymerer, da det forstyrrer CIC-analysen (Banzhaf et al. 2016). Ved analyse af vandprøver for AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser) er det anbefalet at anvende silikoneslanger ved prøvetagningen (Pancras et al. 2016).

Endelig anføres i Reflabs metodedatablad for PFAS, (Reflab 2016), at renhed jævnligt skal kontrolleres med blindprøver;

- Blindprøve, som – i det omfang det er hensigtsmæssigt – har fulgt prøveserien gennem hele proceduren, herunder været anvendt i samme tidsrum som prøveserien, skal indgå i hver analyseserie
- Blindprøver skal repræsentere anvendte beholdere, anvendt opløsningsmiddel, øvrige kemikalier og udstyr anvendt ved prøveforberedelse og analyse

Det fremgår af høringsmateriale til Reflabs metodeblad, at det i praksis er vanskeligt at håndtere en blindprøve igennem hele proceduren fra forberedelse af prøvetagningsemballage, transport, prøvetagning og analyse.

Under alle omstændigheder er det en god idé at anvende blindprøver i de tilfælde, hvor nyt prøveudtagningsudstyr skal tages i brug som generel check af udstyrets og materialets evt. indhold af PFAS. Blindprøver kan desuden anbefales anvendt i moniteringsrunder, hvor der udtages vandprøver til PFAS-analyse, og hvor de forventede indhold af PFAS enten er lave, eller hvor der kan være risiko for krydskontaminering pga. høje PFAS i enkeltprøver.

7.4 Opbevaring af prøvemateriale

Vand- og sedimentprøver anbefales afkølet til under 4°C direkte efter prøveindsamling, hvorimod biogene prøver bør fryses til ca. -20°C, (Kallenborn et al. 2004).

Vand- og sedimentprøver anbefales opbevaret i højest 2 uger inden ekstraktion/analyse, da længere opholdstid kan medføre adsorption af PFAS til beholderen, (Beuth 2011). I (Pancras et al. 2016) er det vurderet, at tilsætning af 5 vol.% methanol til vandprøver reducerer adsorptionen af PFAS. Tab af flygtige PFAS er dog observeret allerede efter 24 timers opbevaring, (Pancras et al. 2016). Vandprøver, der kan indeholde flygtige PFAS, bør derfor analyseres hurtigst muligt efter prøvetagning.

Ved prøver indeholdende biogent aktive elementer, såsom kloakslam og biota, er det i ældre litteratur fundet, at kan der være fare for omdannelse af nogle PFAS-forbindelser, bl.a. er det vist, at FTOH er omdannet til PFCA, (Leeuwen & Boer 20017). Generelt anbefales det, at denne type prøver fryses eller konserveres.

Det er blevet observeret, at jord-, biota- og sedimentprøver kan holdes stabile i 6 måneder eller op mod 9 måneder i fryser, (Leeuwen & Boer 20017). Tidligere er der anvendt formalin til stabilisering af biota. Tilsætning af formalin kan dog påvirke analyseresultaterne, (Schultz et al. 2006).

7.5 Udvaskningstests

De danske laboratorier, der udfører udvaskningstests som batch-tests eller kolonneudvaskningstests, har telefonisk oplyst, at de ikke har erfaring med at udføre udvaskningstests i forhold til PFAS. Der er ligeledes ikke fundet væsentlig litteratur, der beskriver procedure for udvaskning af PFAS fra faste materialer. I (Kalbe et al. 2014) er det vurderet, at kolonneudvaskningstests er et godt og reproducerbart værktøj til at vurdere udvaskning af PFAS.

Som ved prøvetagning af forskellige typer af prøver i naturen skal det ved udvaskningstests sikres, at der ikke indgår PFAS-holdige materialer i udstyr, slanger, fittings, prøvetagningshaner mm. Da det må forventes (Gellrich et al.

2012), at der er stor forskel i transporttid mellem kort- og langkædede PFAS igennem en kolonne, skal kolonneudvaskningstests indrettes under hensyntagen hertil.

En af de store udfordringer ved udvaskningstests over for PFAS er, at udgangsstofferne i jord, sediment eller andet materiale ikke nødvendigvis er de samme som de stoffer, der ender med at kunne detekteres i eluatet/vandet, f.eks. kan precursorer i systemet omdannes til bl.a. PFAA. Da kun et begrænset antal PFAS kan kvantificeres ved tilgængelige analysemetoder, bør det overvejes at supplere standardanalysemetoden med analyse af TOP (total oxiderbare precursorer) eller AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser) med henblik på at opsætte en massebalance.

7.6 Opsummering

Litteraturgennemgangen viser, at analysemetoder over for PFAS tidligere især har fokuseret på analyse af PFOS og PFOA og ikke på precursorerne, der typisk fandtes i mange produkter, og som kan omdannes til PFOS og PFOA. I takt med, at PFOS og PFOA udfases, og med at der opnås flere erfaringer med PFAS-sammensætning i miljøet, bliver der udviklet nye analysemetoder, der fokuserer på precursorer og de nye typer af PFAS bl.a. kortkædede fluortelomerer.

Nedenfor er givet en opsamling af de væsentligste aspekter ved valg af analysemetoder, prøvetagning og -håndtering.

Opsummering

- LC-MS/MS bruges i Danmark i dag til akkrediteret analyse af op til 30 PFAS-forbindelser i jord og vand, og er velegnet til indledende og afgrænsende forureningsundersøgelser.

- En TOP-analyse (total oxiderbar precursor) kan vise, om der i jord eller vand findes PFAS, som LC-MS/MS-metoden ikke medtager. Metoden er velegnet til at belyse potentialet for omsætning af precursorer til PFAA, men er ikke valideret i forhold til en lang række precursorer. Metoden er pt. ikke kommercielt tilgængelig i Danmark.

- En AOF-analyse (total adsorberbare organiske fluorforbindelser) kan være anvendelige til at belyse summen af PFAS (C4-C14) i en prøve og til at vurdere, om der i jord eller vand findes PFAS, som LC-MS/MS-metoden ikke medtager. Metoden er pt. ikke kommercielt tilgængelig i Danmark.

- Der findes en række feltmetoder, der er under udvikling, til bestemmelse af PFAS med forskellig grad af følsomhed og nøjagtighed. Metodernes detektionsgrænser vurderes umiddelbart for høje i forhold til de hidtidige erfaringer med PFAS-forureninger i Danmark.

- Der findes ingen kommercielt tilgængelig metode til analyse af poreluft, inde- og udeluft i Danmark. Inde- og udeluft kan analyseres ved GC-MS.

- I bilag 6 er givet en liste over PFAS, der kan analyseres i 2016, inkl. analysemetode og medie. Analysemetoder er i rivende udvikling, og der kommer løbende nye PFAS og analysemetoder til.

- Prøvetagning anbefales foretaget under skærpet hensyn til såvel prøvetagningsmateriale og beklædning, der kan indeholde PFAS.

- Generelt anbefales prøver opbevaret i PP eller PE-emballager. Glasflasker kan anvendes sålænge ekstraktion af prøven sker i flasken under omrystning. Anvender laboratoriet andre typer emballager anbefales dokumentation for analysesikkerhed fremskaffet.

8. Konceptuelle modeller

I det følgende skitseres 3 forskellige konceptuelle modeller:

- Spild på terræn ved punktkilder
- Fyldpladser/gamle lossepladser
- Diffuse kilder

Disse tre konceptuelle modeller er kun til inspiration, idet lokalitetsspecifikke forhold som PFAS-kildetype, de anvendte PFAS-produkter og alder af spild samt de hydrogeologiske og geologisk forhold kan have stor betydning for de aktuelle forhold.

I bilag 2-1 findes oversigter over, hvilke typer PFAS-forbindelser der har været anvendt til forskellige formål, og i bilag 2-2 vises en krydsreference mellem branchekortlægning (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) og listen over relevante stoffer, jf. Tabel 4.2. I bilag 2-3 er der en krydsreference mellem liste over relevante stoffer i Tabel 4.2, branchekortlægning og fund af PFAS i miljøprøver, hvor der ligeledes forsøges at skelne mellem PFAS-forbindelser, som kan forventes i kilden, og PFAS-forbindelser, som ses i forureningsfanen eller spredes til andre media. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, om stofsammensætningen i produkterne har ændret sig i takt med den historiske udvikling og regulering, jf. kapitel 3.3.

Som det fremgår af kapitel 6.2 ændres egenskaberne for en serie af homologe forbindelser i takt med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden. Dette betyder, at især de langkædede PFAS-forbindelser (>C6/7) kan forventes at have forholdsvis høje fordelingskoefficienter i jord (K_d) og vil sorbere til jordfasen. De langkædede PFAS-forbindelser er desuden væsentligt mindre vandopløselige end PFAS-forbindelser med kortere fluorkulstofkæder. Blandt de mindre mobile PFAS-forbindelser, som sorberer til jordfasen, kan der være en væsentlig andel precursorer, som ikke identificeres ved standardanalysepakker. Disse precursorer kan omdannes til mindre, mere mobile og persistente PFAS-forbindelser, som udvaskes over tiden. Dette betyder, at udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

PFAS-forbindelser med kortere fluorkulstofkæder har lavere fordelingskoefficienter i jord (K_d) end de langkædede PFAS-forbindelser. Dette betyder, at de kortkædede PFAS-forbindelser kan forventes at være forholdsvis mobile i jord- og grundvandsmiljøet. De mere langkædede forbindelser vil langsomt udvaskes med en betydende forsinkelse (retardation, R) i forhold til porevandshastigheden.

PFAS-sammensætningen på langs af forureningsfanen vil på grund af retardation ændres i retning af en højere andel af de mere mobile kortkædede PFAS-

forbindelser i fanefronten. I fanen kan der desuden ske omsætning af precursorer til mindre og mere mobile kortkædede PFAS-forbindelser, som bevæger sig hurtigere end moderstofferne (precursorer).

8.1 Konceptuel model – Spild på terræn ved punkt- og fladekilder

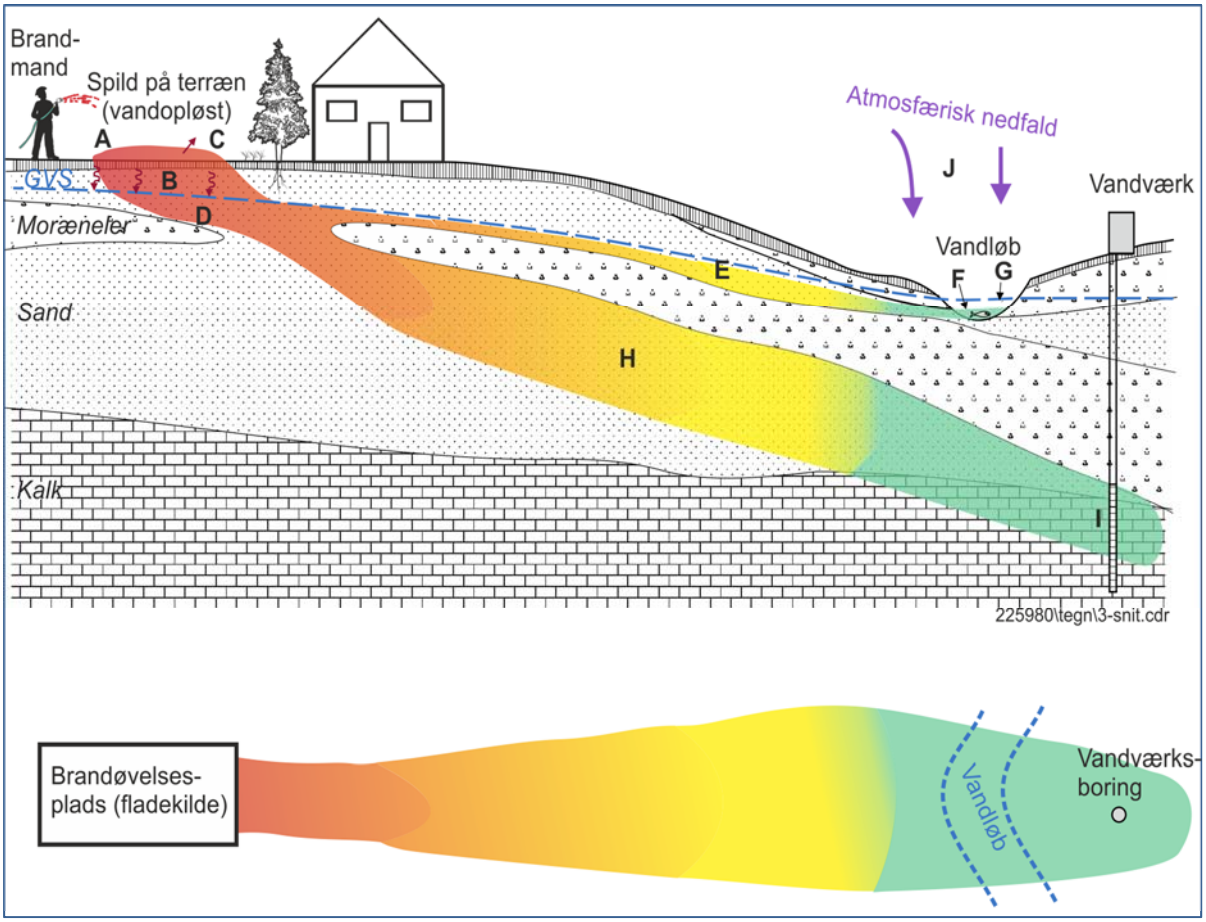
Terrænnært spild vil typisk ske ved brug af produkter, hvor PFAS er opløst i vand som for eksempel brandslukningsskum (AFFF), der bruges ved brandslukningsaktioner og brandøvelsespladser ved lufthavne og ved Forsvarets og Beredskabsstyrelsens brandøvelsespladser. Spild med vandige opløsninger af PFAS-forbindelser kan desuden være sket ved industrier, hvor disse produkter blev anvendt i produktion (galvanisering, forkromning, tæppeproducenter m.fl.).

Da PFAS-forbindelser tilføjes jord og grundvand som vandige opløsninger, sker der en umiddelbar nedsivning til grundvandet, hvor der sker fortynding og spredning i grundvandsmagasinet, også mod evt. overfladerecipienter, som er grundvandsfødte.

Ved brandøvelsespladser kan der gennem tiden være anvendt forskellige produkter, hvorfor PFAS-sammensætningen kan være meget forskellig i de forskellige dele af forureningsfanen. Flere af produkterne kan have indeholdt PFAS-forbindelser, som ikke er omfattet af standardanalysepakkerne, og der vil sandsynligvis være precursorer, som langsomt kan omdannes til mere persistente perfluoralkylforbindelser, herunder en række PFAS-forbindelser (PFCA'er) (Houtz et al. 2013). Uidentificerede PFAS-precursorer kan være tilstede ved kilden, men nedstrøms for denne sker der en vis omdannelse til PFAS-forbindelser, som kan måles ved standardanalysepakkerne, dvs. sammensætningen ændres nedstrøms for kilden. Der kan være en større andel af PFAS-forbindelserne i forureningsfanen, som ikke er omfattet af standardanalysepakkerne.

Brandslukningsskum vil ofte indeholde nedbrydelige kulbrintedetergenter, som medfører forbrug af oxidationsmidler (ilt og nitrat), hvorved der skabes anaerobe forhold, ligesom der ved brandøvelsespladser eller aktuelle brande kan være spildt nedbrydelige olieprodukter. Hvorvidt dette har betydning for omsætningen af precursorer, er dog usikkert.

På Figur 8.1 skitseres en konceptuel model for spild på terræn ved en punkt/fladekilde.



Figur 8.1 Konceptuel model for spild på terræn ved punkt/fladekilder.

Se figur 8-1	Beskrivelser	Koncentrationsniveau
A Jord	Vandig opløsning. PFAS-sammensætningen er afhængig af kilden. For brandslukningsskum er der tale om en bred palet af PFAS-forbindelser, men for forkromnings-industrien er der typisk tale om PFOS. Ved kilder kan der være et højt indhold af PFOS og PFOA. Kan også omfatte en del PFAS-forbindelser, som ikke detekteres ved standardanalyser. Uidentificerede precursorer kan være til stede i jordfa-sen og i grundvand tæt på kilden. De langkædede (>C6/7) PFAS'er vil i stigende grad blive tilbageholdt i jorden i takt med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden.	0,3 - >5.000 µg ∑PFAS/kg TS (Houtz et al. 2013) Jordkvalitetskriteriet er 0,4 mg ∑12 MST PFAS/kg TS
B Poreluft	Ubetydeligt - Kun ved væsentlige mængder flygtige PFAS'er som FTOH'er. De flygtige forbindelser vil afdampe.	<15 µg FTOH/m³ (teoretisk fasefordeling ved 0,1 µg 6:2 FTOH/l) Ingen miljøkrav
C Atmosfærisk luft	Kun ved væsentlige mængder FTOH'er, FASE'er og FASA'er. Kun ifm. spild (især brandslukning) -	<15 µg FTOH/m³ Ingen miljøkrav

Se figur 8-1	Beskrivelser	Koncentrationsniveau
D Terrænnært grundvand	Kan være meget belastet da spildet er vandopløst. PFAS-sammensætningen er afhængig af kilden, men kan have et højt indhold af PFOS og PFOA. Kan også omfatte en del PFAS-forbindelser, som ikke detekteres ved standardanalyser. Forskellige produkter kan have været anvendt gennem tiden.	0,001 - >2.000 µg/l for sum af PFAS (Houtz et al. 2013)(Backe et al. 2013) PFOS mellem 0,001- 100 µg/l Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS /l
E Nedstrøms i terrænnært grundvand	PFAS-sammensætningen er afhængig af kilden, men typisk findes flere af de 12 MST PFAS-forbindelser: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS og 6:2 FTS. Ofte sker der omdannelse af precursorer til PFCA'er som PFBA, PFPeA og PFHxA, som dominerer i fanen. Især de kortkædede PFAS-forbindelser er mobile. C3- og C2-forbindelser på op til 10 µg/l (Barzen-Hanson & Field 2015) er fundet i brandslukningsskum og kan evt. dannes fra precursorer. Disse er fundet nedstrøms for forurening med brandslukningsskum og medtages ikke i standard analyser, og er heller ikke omfattet af MST´s grundvandskriterium.	0,001 – 100 µg/l for sum af PFAS (Barzen-Hanson & Field 2015)(Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016) Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS /l
F Overfladevand	Meget lave koncentrationer med sammensætning som for terrænnært grundvand (E). Påvirkning af sediment.	Typisk mindre end 1-10 ng/l for sum af PFAS 150 – 350 ng/l (Ahrens et al. 2016) Miljøkvalitetskrav i ferskvand er 0,65 ng PFOS/l og 0,13 ng PFOS/l i saltvand
G Biota	Optagelse i fisk og andre akvatiske organismer. Især tæt på kraftige punktkilder kan der forventes optagelse og påvirkning af biota. Optagelse i planter, afgrøder og landdyr samt f.eks. regnorme, som spises af fugle.	Påvirkning af fisk 300 - 2.000 µg ∑ PFAS/kg w/w (Ahrens et al. 2015), (Kaasa 2017) Miljøkvalitetskrav i biota (fisk) 9,1µg PFOS/kg vådvægt Regnorme 40 - 2600 µg ∑ PFAS/kg w/w (Kaasa 2017)
H Dybtliggende grundvand	Forholdsvis moderate koncentrationer. PFAS-sammensætning er afhængig af kilden. Ofte sker der omdannelse af precursorer til PFCA'er som PFBA, PFPeA og PFHxA, som dominerer i fanen. Evt. spredning/dannelse af C3- og C2-forbindelser på op til 10 µg/l (Barzen-Hanson & Field 2015). Disse medtages ikke i standard analyser, og er ikke omfattet af MST´s grundvandskriterium.	0,001 – 10 µg/l for sum af PFAS (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016) Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l
I Indvindingsboringer	Forholdsvis lave koncentrationer i drikkevand (dog afhængig af kildestyrken – forholdsvis høje niveauer er fundet i drikkevand i Sverige). Mulig påvirkning af mennesker og landdyr gennem drikkevand. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er som PFBA, PFPeA og PFHxA som dominerer i fanen, dog også PFOA og PFOS. Evt. dannelse af C3- og C2-forbindelser på op til 10 µg/l (Barzen-Hanson & Field 2015). Disse medtages ikke i standard analyser, og er ikke omfattet af MST´s grundvandskriterium.	0,001 – 0,06 µg/l for sum af PFAS (Thorling et al. 2016) Drikkevandkvalitetskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS /l.
J Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand.	I fjerne områder Typisk ca. 2 ng/l for sum af 8 PFAS'er i regnvand, heraf ca. 826 PFHxA pg/l og 650 pg PFOA/l.(Filipovic, Laudon, et al. 2015) (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011)

I forbindelse med undersøgelsen skal alle oplysninger om de anvendte produkter selvfølgelig indsamles, og ud over standardanalysepakken til afgrænsning af forureningsfanen bør der foretages stikprøveanalyser med udvidede analytiske teknikker til vurdering af sammensætningen ved kilden langs forureningsfanen og i fanefronten. Herudover anbefales det, at der, som ved traditionelle undersøgelser, måles redoxforhold opstrøms for og ved kilden samt i forureningsfanen nedstrøms kilden, med henblik på at vurdere muligheden for omdannelse af PFAS precursorer. PFAS-sammensætningen i de forskellige dele af forureningsfanen kan dermed fortolkes i forhold til omsætning.

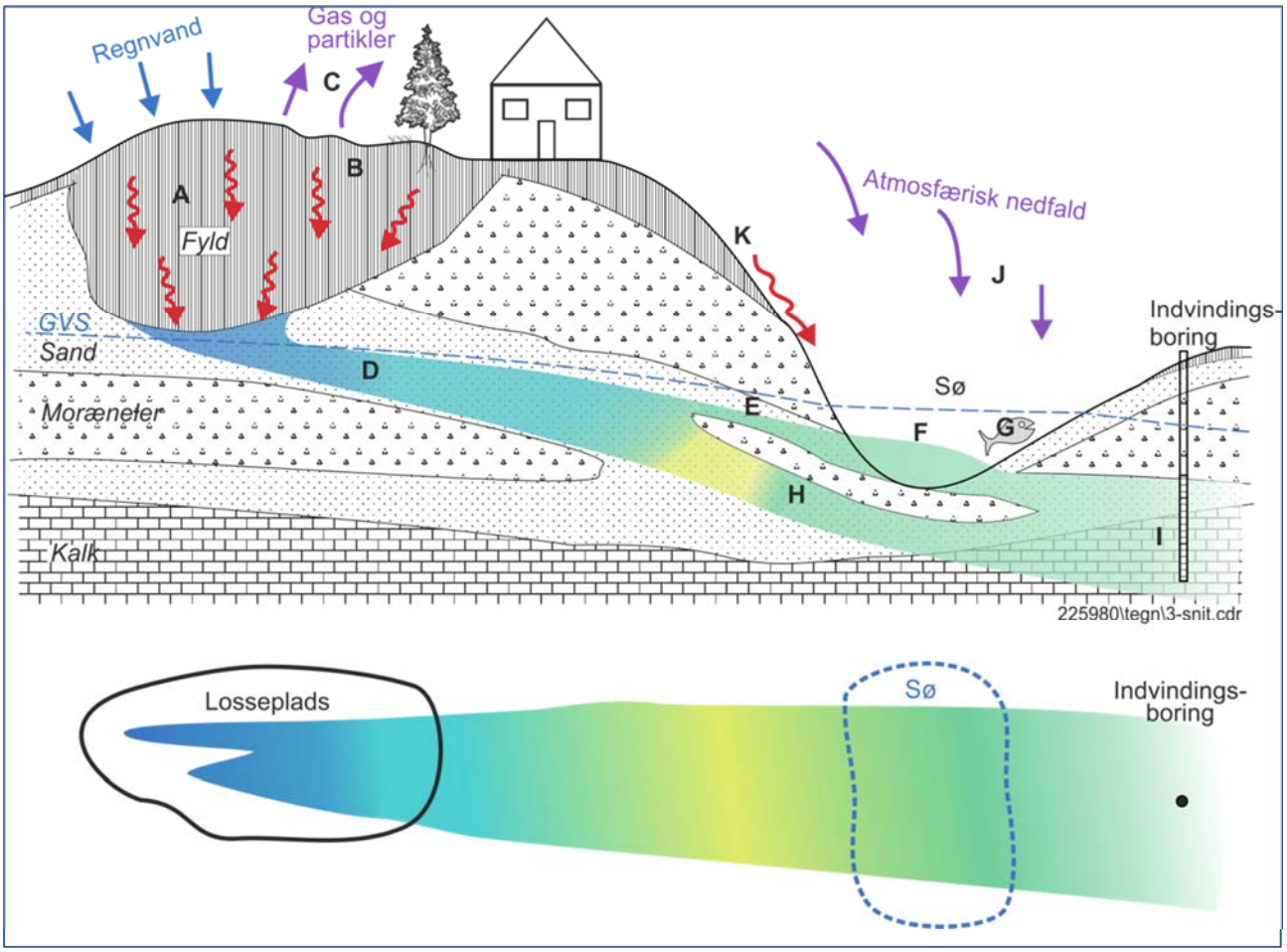
8.2 Konceptuel model – fyldpladser/gamle lossepladser

På gamle lossepladser/fyldpladser kan der være deponeret produkter, som er blevet behandlet med PFAS-forbindelser, f.eks. gl. tæpper, overfladebehandlet papir og pap, imprægneret tøj, eller rester af tidlige produkter anvendt til imprægnering samt byggeaffald med PFAS-holdig maling. Eventuelle flygtige PFAS-forbindelser (FTOH'er, FASA'er og FASE'er) kan afdampe fra affald, men ved gamle nedlagte og overdækkede pladser forventes ikke emissioner af betydning.

Infiltration af nedbør kan føre til udvaskning af PFAS-forbindelser, hvorfor perkolat kan indeholde PFAS-forbindelser. Fund af PFAS-forbindelser i perkolat fra gamle lossepladser er dokumenteret ved flere undersøgelser, såfremt disse forbindelser er medtaget i analyseprogrammet (Harrekilde 2017), (Lang et al. 2017) (Mckay Allred et al. 2014) og (Mckay Allred et al. 2015).

Umiddelbart vil forureningsniveauet forventes at være forholdsvis lavt og omfatte et bredt spektrum af PFAS-forbindelser, hvoraf mange stoffer ikke er omfattet af standardanalysepakker (Falkenberg et al. 2016), (Mckay Allred et al. 2015) og (Mckay Allred et al. 2014).

På Figur 8.2 skitseres en konceptuel model for forurening fra fyldpladser/gamle lossepladser.



Figur 8.2 Konceptuel model - fyldpladser/gamle lossepladser.

Se figur 8-2		Beskrivelse	Koncentrationsniveau?
A	Fyld	PFAS-sammensætning er afhængig af kilden. Flere PFAS-forbindelser kan være bundet til affald og udvaskes kun langsomt. Kan også omfatte en del PFAS-forbindelser, som ikke detekteres ved standardanalyser. De langkædede (>C6/7) PFAS'er vil i stigende grad blive tilbageholdt i jorden i takt med stigende antal kulstoffer i fluorkulstofkæden.	<0,3 - 5 µg/kg TS som eluat fra affald (Mckay Allred et al. 2015) Jordkvalitetskriteriet er 0,4 mg ∑12 MST PFAS/kg TS
B	Poreluft	Kun PFAS i poreluften ved væsentlige mængder flygtige PFAS som FTOH'er.	Ingen miljøkrav
C	Atmosfærisk luft	Kun ved væsentlige mængder flygtige PFAS som FTOH'er i affalds-mængder. Hovedsagelig 8:2 FTOH og 6:2 FTOH samt MeFOSA, MeFOSE, Et-FOSA og EtFOSE samt PFBA (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011).	2.780 - 26.430 pg/m³ for sum af PFAS Ingen miljøkrav
D	Terrænnært grundvand	Vil ofte være belastet med mange forureningsparametre udover PFAS-forbindelser. PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere af de 12 MST PFAS-forbindelser: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS og 6:2 FTS. Især de kortkædede PFAS-forbindelser (<C6/7) er mobile.	0,001 - 160 µg/l for sum af PFAS PFOS mellem 0,001- 0,5 µg/l

Se figur 8-2		Beskrivelse	Koncentrationsniveau?
		8.2 FTCA, 5:3 FTCA, EtFOSAA og MeFOSAA findes ofte i forholdsvis høje konc. på op til 36 µg/l (Benskin et al. 2012). Forureningsniveauet i perkolat kan være højt, og op til 160 µg/l for sum af PFAS (Mckay Allred et al. 2014), og grundvandskriteriet var overskredet nedstrøm for lossepladsen. Kan også omfatte en del PFAS-forbindelser, som ikke detekteres ved standardanalyser. Da forskellige produkter kan have været anvendt, kan sammensætningen i forureningsfanen med tiden ændres. Svenske erfaringer: Op til 0,5 µg/l for sum af 26 PFAS. Danske undersøgelser: Op til 2,8 µg ∑MST 12 PFAS/l (Harrekilde 2017).	Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l
E	Nedstrøms i terrænnært grundvand	PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere af de 12 MST PFAS-forbindelser: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS og 6:2 FTS. Især de kortkædede PFAS-forbindelser (<C6/7) er mobile, og der kan forventes indhold af 8.2 FTCA, 5:3 FTCA, EtFOSAA, og MeFOSAA. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er som PFBA, PFPeA og PFHxA som dominerer i fanen.	001 - 10 µg/l for sum af PFAS Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l
F	Overflade-vand	Forholdsvis lave koncentrationer med sammensætning som for terrænnært grundvand (E).	Typisk mindre end 1-100 ng/l for sum af PFAS Miljøkvalitetskrav i ferskvand er 0,65 ng PFOS/l og 0,13 ng PFOS/l i saltvand
G	Biota	Optagelse i fisk og andre akvatiske organismer. Især tæt på kraftige punktkilder kan der forventes optagelse og påvirkning af biota. Optagelse i planter, afgrøder og landdyr samt f.eks. regnorme, som spises af fugle.	Påvirkning af fisk 300 - 2.000 µg ∑ PFAS/kg w/w (Ahrens et al. 2015), (Kaasa 2017) Miljøkvalitetskrav i biota (fisk) 9,1µg PFOS/kg våd-vægt Regnorme 40 - 2600 µg ∑ PFAS/kg w/w (Kaasa 2017)
H	Dybtliggende grundvand	Lave koncentrationer. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er. PFBA, PFPeA, og PFHxA begynder at dominere.	0,001 – 10 µg/l for sum af PFAS Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l
I	Indvindings-boringer	Lave koncentrationer under drikkevandskvalitetskriteriet. (dog afhængig af kildestyrken – forholdsvis høje niveauer er fundet i drikkevand i Sverige). Mulig påvirkning af mennesker og landdyr gennem drikkevand. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er. PFBA, PFPeA, og PFHxA begynder at dominere.	0,001 – 0,06 µg/l for sum af PFAS Drikkevandkvalitetskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS /l
J	Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand.	I fjerne områder. Typisk ca. 2 ng/l for sum af 8 PFAS'er i regnvand, heraf ca. 826 PFHxA pg/l og 650 pg PFOA/l (Filipovic, Laudon, et al. 2015), (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011)
I	Overfladeaf-strømning	PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere af de 12 MST PFAS-forbindelser	

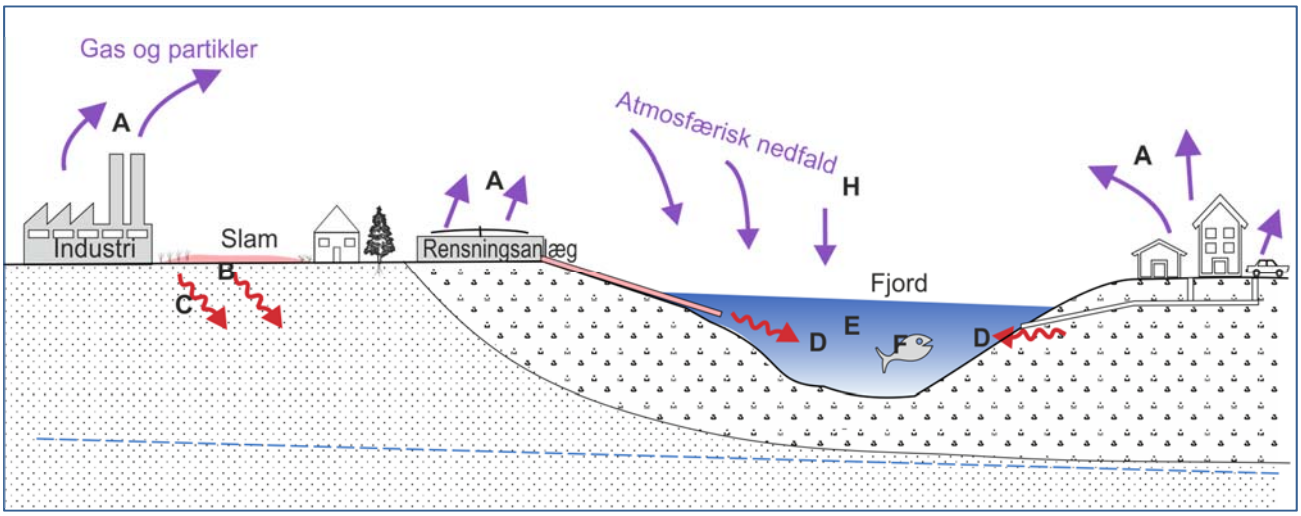
8.3 Konceptuel model – diffuse kilder

Diffuse kilder som luftemission (gas og/eller partikler) fra rensningsanlæg, industrier og lossepladser kan bidrage til atmosfærisk nedfald af PFAS-forbindelser til jord og overfladevand, jf. kapitel 6.5.

Udlægning af slam fra rensningsanlæg på landbrugsjord, overfladeafstrømning af regnvand og udledning af renset vand fra rensningsanlæg kan bidrage til den diffuse belastning i jord og grundvand.

Umiddelbart vil forureningsniveauerne forventes at være meget lave og omfatter et bredt spektrum af PFAS-forbindelser, hvoraf mange stoffer ikke forventes at være omfattet af standardanalysepakker.

På Figur 8.3 skitseres en konceptuel model for forurening fra diffuse kilder.



Figur 8.3 Konceptuel model – diffuse kilder.

Se figur 8-3		Beskrivelse	Koncentrationsniveau?
A	Emissioner og fjerntransport	Bidrag af PFAS-forbindelser fra produktioner, hvor der anvendes PFAS-holdige materialer, enten som flygtige gasser eller bundet til partikler.	∑FTOH/FOSA/FOSE ca. 700 pg/m³ (Mckay Allred et al. 2015)
		Afdampning fra rensningsanlæg og lossepladser.	∑PFCA'er ca. 200 pg/m³
		Afdampning fra tøj, imprægnerede materialer, husholdningsprodukter.	PFOS ca. 4 pg/m³
		PFAS-forbindelser spredes i atmosfæren, både som gasfase og bundet til partikler. Hovedsagelig FTOH'er samt MeFOSA, MeFOSE, EtFOSA og EtFOSE spredes i atmosfæren og kan omdannes til de mere persistente PFSA'er og PFCA'er (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011).	Ingen miljøkrav

Se figur 8-3		Beskrivelse	Koncentrationsniveau?
		Der sker også atmosfærisk transport af de mindre flygtige PFAS-forbindelser som PFOS, PFOA, PFDA som partikelbundet forurening (Barber et al. 2007).	
B	Jordforbedring med slam fra rensningsanlæg	Jordforbedring med slam fra rensningsanlæg kan bidrage til en jordbelastning med en bred sammensætning af PFAS-forbindelser, inklusive FTOH'er.	0,300 - 0,400 µg ∑7 PFAS/kg (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011) Jordkvalitetskrav = 0,4 mg ∑12 MST PFAS/kg TS
C	Nedsivning til grundvand efter jordforbedring med slam fra rensningsanlæg	Udvaskning fra svagt forurenet jord kan påvirke grundvandet.	Grundvandskriteriet er 0,1 µg ∑12 MST PFAS/l
D	Overfladeafstrømning	Meget afhængig af afstand til bynære områder, potentielle kilder m.v.	(Ahrens et al. 2016)
E	Overfladevand	Forholdsvis lave koncentrationer.	Typisk mindre end 1-100 ng/l for sum af PFAS (Ahrens et al. 2016) Miljøkvalitetskrav i ferskvand er 0,65 ng PFOS/l og 0,13 ng PFOS/l i saltvand
F	Biota	Optagelse i fisk og andre akvatiske organismer. Optagelse i planter, afgrøder og landdyr, samt f.eks. regnorme, som spises af fugle. Jordforbedring med slam fra rensningsanlæg kan medføre, at PFAS-forbindelser optages i afgrøder, og at der sker bioakkumulering.	Påvirkning af fisk 1 – 20 µg ∑PFAS /kg w/w. (Kaasa 2017) Miljøkvalitetskrav i biota (fisk) 9,1µg PFOS/ kg våd-vægt Påvirkning af afgrøder mellem 20 – 1.000 µg ∑7 PFAS/kg TS (Blaine et al. 2013)
H	Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand. Våd/tørdeposition på jord og overfladevand.	I fjerne områder. Typisk ca. 2 ng/l for sum af 8 PFAS'er i regnvand, heraf ca. 826 PFHxA pg/l og 650 pg PFOA/l (Filipovic, Laudon, et al. 2015) Bidrag fra våddeposition 100-5.000 pg/l.

9. Indledende undersøgelser

Indledende undersøgelser, ofte omtalt som kortlægningsundersøgelser, udføres typisk offentligt i regi af de fem regioner for at afklare om en grund er forurenet, og om den skal kortlægges på vidensniveau 2 i henhold til Jordforureningsloven. Indledende undersøgelser udføres også i privat regi, f.eks. i forbindelse med en grundejers ansøgning om en § 8-tilladelse til ændret arealanvendelse på en V1-kortlagt grund.

Indledende undersøgelser følger retningslinjerne i Miljøstyrelsens kortlægningsvejledning nr. 8/2000 og Videncenter for Jordforurenings checklister for undersøgelser, (AVJ 2007).

9.1 Strategier for indledende undersøgelser

Formålet med en indledende undersøgelse er iht. kortlægningsvejledningen;

- at tilvejebringe et dokumentationsgrundlag, der gør, at der med høj grad af sikkerhed kan tages stilling til, om der på arealet er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forureningen kan have skadelig virkning på mennesker og miljø eller ej, dvs. om der er grundlag for at kortlægge grunden, eller der ikke er.

Strategien for en indledende undersøgelse vil derfor være rettet mod at afklare, om de tidligere aktiviteter (se afsnit 3.4) på en grund kan have medført forurening med PFAS i et omfang, der kan udgøre en risiko for miljø og menneskers sundhed, dvs. at;

- identificere lokaliteter, hvor der har været brancher eller aktiviteter, som kan være årsag til forurening med PFAS.
- undersøge, om der er forurenet med PFAS ved de udpegede potentielle kilder.
- undersøge, hvorvidt forureningen spredes til f.eks. grundvandet.
- vurdere indledningsvist, om forureningen kan udgøre en risiko.

I det følgende beskrives specifikke forhold, for så vidt angår PFAS, der skal afklares, før de efterfølgende undersøgelser igangsættes. Generelle forhold er beskrevet i (AVJ 2007). På en del lokaliteter forventes PFAS at findes sammen med andre miljøfremmede organiske stoffer, og undersøgelse af sidstnævnte er omfattet af de enkelte branchevejledninger.

Inden undersøgelser igangsættes skal det afklares, hvis muligt, hvilke PFAS der har været anvendt hvordan, hvor og hvornår. Redegørelsen tager udgangspunkt i branchebeskrivelser i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016), i arkivgennemgang af

den pågældende virksomhed/aktivitet, i interview af ansatte (i den tid, hvor PFAS blev anvendt) og i en besigtigelse af ejendommen.

Bemærk, at der fokuseres på punktkilder i forbindelse med arkivgennemgangen. På steder, hvor der er anvendt brandslukningsskum (brandøvelsespladser, lufthavne, slukning af brande i oplag af olie og kemikalier), kan den udsprøjtede skumvæske eller det udspredte spildevand udgøre en fladekilde, der også skal indgå og beskrives i den historiske redegørelse. Diffuse kilder skal beskrives, hvis det vurderes, at de kan bidrage væsentligt til potentiel forurening på ejendommen.

Af hensyn til de kommende undersøgelser er det vigtigt at afklare, hvilke typer PFAS der har været anvendt igennem tiden, da stofsammensætninger erfaringsmæssigt kan variere. I bilag 2 er givet en oversigt over typiske brancheanvendelser af PFAS. Det er også vigtigt i arkivgennemgangen at afklare, om andre miljøfremmede organiske stoffer kan være anvendt samme steder som PFAS-forbindelserne.

Er den forurenede lokalitet en losseplads, vil det ofte være vanskeligt ud fra en historisk gennemgang at få tilstrækkelig præcis viden om, hvilke PFAS-holdige produkter eller -stoffer der kan være deponeret. Her vil deponeringsperioden, og oprindelsen af det deponerede affald kunne give en idé om, hvilke typer PFAS der kan forekomme. Der vil desuden ofte være en del andre lossepladsstoffer til stede, som vil være udslagsgivende for de efterfølgende undersøgelser.

Indledende undersøgelser ∑12 PFAS

PFAS-forureninger skyldes ofte produkter med forholdsvis komplekse PFAS-stofblandinger, og ud over de 12 PFAS-forbindelser i det danske administrative sumkriterium kan forureninger indeholde en række ukendte PFAS-forbindelser. I (Falkenberg et al. 2016) er det vurderet, at det danske administrative sumkriterium betyder, at der vil kunne identificeres væsentlige grundvandsforureninger med PFAS-forbindelser. Årsagen er, at både danske og udenlandske erfaringer viser, at disse komplekse stofblandinger næsten altid vil domineres af nogle af de 12 PFAS-forbindelser i sumkriteriet. Disse 12 PFAS-forbindelser vurderes derfor som velegnede ved undersøgelser af jord- og grundvandsforurening. Derfor foreslås det, at der i de indledende undersøgelser omkring potentielle kilder kun analyseres for de 12 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium, med mindre der er kendskab til anvendelse af et PFAS-holdigt produkt med en kendt sammensætning.

9.2 Typiske undersøgelsestiltag

Inden undersøgelserne igangsættes udføres en besigtigelse af ejendommen med henblik på at lokalisere de potentielle forureningskilder udpeget ved den historiske redegørelse.

Som beskrevet i kapitel 8 forventes hovedparten af punktkilderne at udgøres af spild/lækager med vandige opløsninger af PFAS, herunder bl.a. ved slukning af brande i oplag af olie/kemikalier.

Typiske undersøgelsestiltag for en industri, der har anvendt PFAS-forbindelser, vil derfor oftest bestå i udførelse af;

- 1-3 lokaliseringsboringer ved hver kilde for at afklare forureningsstyrken i jord og jordlagenes sammensætning.
- I alt 1-3 filterboringer placeret ved kilderne og gerne i en trekant med henblik på bestemmelse af grundvandets potentiale og strømningsretning og afklaring af kildestyrken i grundvandet.

Ved fladekilder bør undersøgelsen også omfatte inddeling af området i passende felter (f.eks. 50-100 m^2) og udtagning af overfladenære jordprøver (blandeprøve bestående af 5 nedstik). Desuden anbefales filterboringer placeret i og nedstrøms kildeområdet.

På lossepladser vil tilstedeværelsen af perkolatstoffer og andre miljøfremmede organiske stoffer ofte være tilstrækkelige til at vurdere, om lossepladsen udgør en miljømæssig risiko. Det anbefales dog under alle omstændigheder at udføre filtersatte boringer nedstrøms lossepladsen til belysning af grundvandets belastning med PFAS-forbindelser og at udtage perkolatprøver, om muligt, til vurdering af risikoen for grundvandsforurening, jf. (Ejlskov et al. 1998).

På virksomheder, hvor der er anvendt flygtige PFAS-forbindelser, f.eks. FTOH'er, og som ligger tæt på beboelser eller børneinstitutioner, kunne det være hensigtsmæssigt at udføre poreluftmålinger for at belyse afdampningsrisikoen. Kommercielle analysemetoder for poreluft/indeluft er dog ikke tilgængelige pt. Som det fremgår af bilag 2-2, er FTOH'er især anvendt på jern- og metalindustrier sammen med en mængde andre ikke-flygtige PFAS. Manglen på analysemetoder forventes ikke at være kritisk, da forekomsten af ikke-flygtige PFAS vil være dominerende og udslagsgivende for risikovurderingen (se kap 5 og 6).

Filtersætning af boringer

Filtersætning af boringer i vandførende lag (oftest terrænnært grundvand) anbefales udført, så filterets top står ca. 20 cm over højeste grundvandsspejls niveau. Dette vil jf. kapitel 7 sikre, at de overfladeaktive PFAS, der vil søge mod grænsefladen vand-luft og opkoncentreres her, inkluderes i vandprøven (Kallenborn et al. 2004). Dog bemærkes, at forekomsten af andre måske mere kritiske miljøfremmede stoffer skal inddrages i vurderingen heraf, da det kan

vise sig, at filtersætningen bør placeres af hensyn til disse stoffer. Det skal sikres, at filterrør er uden indhold af PFAS, f.eks. ved brug af PE-rør.

Vandprøvetagning for PFAS skal følge anbefalingerne i kapitel 7.2 og 7.3, dvs. at prøvetageren skal vaske hænder inden prøvetagningen og bære nitril-handsker, og at regntøj og overtøj, der kan indeholde PFAS, skal undgås. Det skal desuden sikres, at alt prøvetagningsudstyr er PFAS-frit. Prøvetagningsskemaer for vandprøvetagning bør suppleres med angivelse af vejrforhold og et bemærkningsfelt i forbindelse med evt. regntøj/fleecetrøjer og andre evt. usikkerheder/afvigelser. Vandprøver udtages i emballage leveret af laboratoriet og opbevares køligt inden analyse. Vandprøvetagning i velydende boringer bør generelt suppleres med feltmålinger af pH, ledningsevne, redoxpotentiale og ilt.

PID'en måler ikke PFAS

PFAS er generelt lugtfri og kan være usynlige i jord, med mindre de er spildt i en opløsning med et farvestof eller et synligt følgestof. PFAS kan ikke måles med en PID. Det må derfor forventes, at jordprøver til PFAS-analyse skal udtages i dybder, der tager hensyn til spildets og jordlagenes karakter. Det kan derfor være nødvendigt at udtage flere jordprøver pr. boring til analyse for at afklare, om der er forurenet eller ej. Prøverne vil oftest skulle tages terrænnært ved spildet.

I det tilfælde, hvor der ligger en overfladevandsrecipient tæt på lokaliteten, kan recipienten muligvis være påvirket af overfladeafstrømning fra forureningskilden. Her vil en filtersat boring ikke altid kunne anvendes til at belyse påvirkningen af recipienten, og der bør i stedet udtages repræsentative prøver af overfladevandet og evt. af biota (se kapitel 7.2).

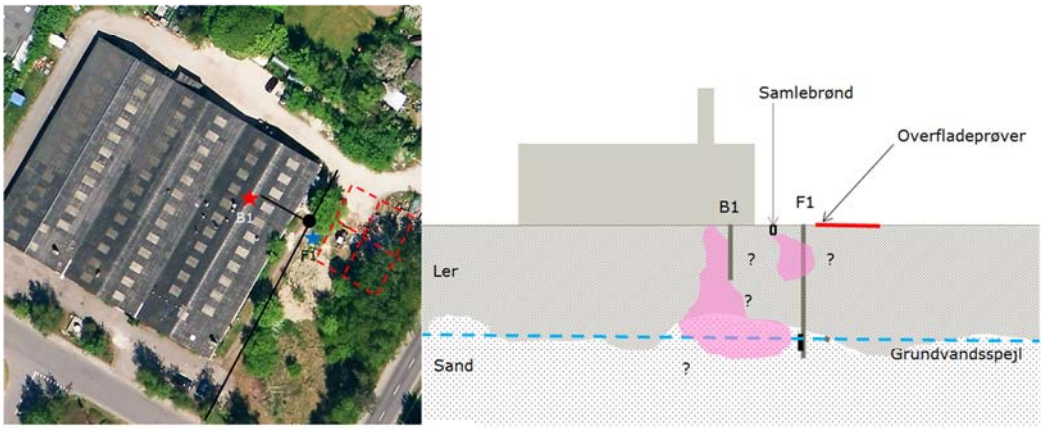
Indledende undersøgelser fokuserer på forureningskilderne, og omfang af analyser tager derfor også udgangspunkt i de konceptuelle modeller for PFAS-forureningers spredning i kapitel 8. PFAS-forbindelser i kildeområder vil afhænge af PFAS-forbindelserne anvendt i produktionen, og evt. metabolitter heraf. Standardanalysepakken, der omfatter 12 PFAS, jf. Tabel 3.4, vurderes erfaringsmæssigt at repræsentere forureningsniveauet for jord i kildeområdet samt grundvand og overfladevand tæt på kilden, jf. kapitel 9.1. Desuden vil anvendelse af standardanalysepakken gøre det muligt umiddelbart at sammenligne analyseresultaterne med Miljøstyrelsens kvalitetskriterier og miljøkvalitetskravet for PFOS. For så vidt angår analyse af PFOS i overfladevand, skal det sikres, at analyselaboratoriet anvender den lavest mulige detektionsgrænse (miljøkvalitetskravene er 0,00013-0,00065 µg/l, jf. Tabel 3.5).

Det kan i undersøgelsesforløbet vise sig, at standardanalysepakken ikke er tilstrækkelig, f.eks. fordi forureningsfanen indeholder store mængder af PFAS-forbindelser, f.eks., de kationiske og zwitterioniske PFAS-forbindelser, jf. Tabel 3.1, som ikke medtages i analysepakken (Ross 2016). I disse tilfælde bør det overvejes, om der skal suppleres med f.eks. en TOP-analyse (total oxiderbar precursor), jf. kapitel 7.1.

Biota-analyser kan være gavnlige for at belyse evt. påvirkninger med PFAS, herunder belyse de PFAS, der er optaget af levende organismer. Denne type analyse kan således være et godt indledende værktøj til at afklare, om forureningen udgør en miljømæssig risiko. Biota-analyser er imidlertid ikke kommercielt tilgængelige i Danmark endnu, og de anbefales kun anvendt (ved brug af udenlandske laboratorier), hvor den miljømæssige påvirkning ellers ikke kan vurderes.

Eksempel – Indledende undersøgelser af en tæppefabrik

Tæppefabrikken har været i drift i perioden 1986-2011 og har bl.a. anvendt PFOS og 8:2 FTOH. Herudover har virksomheden anvendt en række mindre kendte PFAS, heriblandt precursorer. V1-kortlægningen viser, at stofferne i flydende form er anvendt i overfladebehandlingsafdelingen, hvori der er en afløbsrist tæt på det sted, hvor PFAS håndteres. Spildevandet herfra ledes via en samlebrønd videre til det offentlige kloaksystem. Herudover har der tidligere været oplag af tromler med flydende PFAS på et mindre område udendørs umiddelbart øst for fabriksbygningen. Figuren nedenfor viser kloaksystemet (sort streg) med samlebrønd (sort cirkel) foruden området med tidligere PFAS oplag (røde felter).



Den indledende undersøgelse anbefales at omfatte lokaliseringsboringer omkring afløbet (B1) og filterboring (F1) nedstrøms virksomheden og tæt på samlebrønden. Filteret i boringen ved samlebrønden anbefales placeret ved grundvandsspejlet. Desuden anbefales udtaget overfladeprøver i 4 felter à 50 m^2 i området med tidligere oplag. Prøver udtages i to dybder 0,2 og 0,5 m u.t. som blandeprøver bestående af 5 stik hver. En poreluftundersøgelse for de flygtige PFAS, heriblandt FTOH, kunne være relevant, hvis der findes følsomme arealanvendelser tæt på virksomheden og der kan være indeklimaproblemer. Opsamlings- og analysemetode er pt. ikke udviklet hertil. Analyseprogrammet for jord- og vandprøver anbefales at omfatte standardanalysepakken på de 12 PFAS, til trods for, at virksomheden kan have anvendt stoffer, der ikke er omfattet af analysepakken, jf. (Nicoajsen & Tsitonaki 2016).

Undersøgelsen viser et indhold af PFOS i vandprøven udtaget fra F1 på 0,063 µg/l og sum af PFAS på 0,073 µg/l, dvs. under grundvandskvalitetskriteriet på 0,1 µg/l. Analyse af jordprøver viser PFOSA indhold på 0,5 mg/kg TS dvs. over jordkvalitetskriteriet på 0,4 mg/kg TS. Ved undersøgelsen er der også påvist en udbredt jord- og grundvandsforurening med opløsningsmidler. Undersøgelsesgrundlaget giver basis for kortlægning af lokaliteten på baggrund af forureningen med opløsningsmidler, men giver ikke tilstrækkeligt grundlag for risikovurdering af forureningen med PFAS – her vil afgrænsende undersøgelser og udvidede analyser være nødvendige.

Figur 9.1 Eksempel på et typisk undersøgelsesomfang på en industri, der har anvendt PFAS-forbindelser.

9.3 Datahåndtering og risikovurdering

Da erfaringerne med indledende undersøgelser af PFAS endnu er begrænsede, anbefales det, at undersøgelserne og datahåndteringen dokumenteres grundigt. Endvidere anbefales der udført en erfaringsopsamling også i forhold til evt. kommende afgrænsende undersøgelser.

Undersøgelsesresultaterne skal vurderes i forhold til den historiske redegørelse og de PFAS-forbindelser, der er oplyst anvendt på virksomheden. Endvidere skal resultaterne vurderes i forhold til, hvor (horisontalt og vertikalt) prøverne er udtaget.

Da undersøgelsen foregår i kildeområdet må det forventes, at der er en sammenhæng mellem jord- og vandanalyser, og at eventuelle afvigelser afspejler de geologiske forhold (transporttid) og de anvendte PFAS's egenskaber, f.eks. kan PFAS-sammensætning ændre sig med dybden. Sammenhænge/afvigelser skal vurderes i undersøgelsesrapporten.

Bemærk, at undersøgelsesdata ikke skal kunne afgrænse eventuel funden forurening, og ej heller skal kortlægge de geologiske og hydrogeologiske forhold detaljeret.

En konceptuel model, der beskriver forureningens spredning, skal opstilles på det foreliggende grundlag, og det skal angives, hvor der er usikkerheder i datagrundlaget. Modellen skal omfatte evt. andre påviste forureninger på ejendommen.

Indledende risikovurdering

Analysedata skal sammenlignes med Miljøstyrelsen kvalitetskriterier for jord og grundvand samt miljøkvalitetskravene for overfladevand (og evt. biota). På dette grundlag og ud fra PFAS'ernes fysisk-kemiske egenskaber (se kapitel 5) foretages en overordnet risikovurdering i forhold til arealanvendelse, grundvandsressource, eksisterende indvinding i området og nærtliggende overfladevandsrecipienter.

Risikovurderingen kan suppleres med en stoftransportberegning i JAGG 2.1 for PFOS og PFOA (forbindelserne er ikke med i JAGG 2.1, og fysisk-/kemiske data skal derfor indtastes), hvis det viser sig, at disse forbindelser er udslagsgivende for risikovurderingen.

Der kan være sager, hvor analyseresultaterne er tæt på kvalitetskriterier/miljøkvalitetskravene og/eller sager, hvor det viser sig, at standardanalysepakken ikke er tilstrækkelig, f.eks. hvis der er anvendt mange ukendte precursorer. I disse tilfælde anbefales risikovurderingen udført med forsigtighed, da det kan være vanskeligt at vurdere potentialet for omsætning af f.eks. precursorer til PFAS omfattet af kvalitetskriterierne. Det kan ligeledes vise sig nødvendigt at supplere med andre analyser f.eks. en TOP-analyse som beskrevet ovenfor (Lindof & Olsen 2017) og (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016).

9.4 Gode råd og faldgruber

Identificer kilden
PFAS-produkter omfatter ofte komplicerede sammensætninger af PFAS. Det er derfor kritisk ved opsætning af undersøgelsesprogrammer for indledende undersøgelser, at det er afklaret, hvilke PFAS har været anvendt og hvordan. Anvend bl.a. bilag 2 til at sammenholde, hvilke PFAS kan være anvendt, og hvilke der evt. er oplyst anvendt.

Prøvetagning
Følg anbefalingerne til prøvetagning og -håndtering i kapitel 7 og sørg for en grundig dokumentation af prøvetagningsforholdene.

Forurening med PFAS skyldes oftest overfladespild, og jordprøver skal derfor udtages terrænnært. Udtag gerne flere jordprøver pr. boring til analyse. Brug overfladeprøver/blandeprøver i områder, hvor det er hensigtsmæssigt.

Udtag altid vandprøver fra mindst en filtersat boring til analyse.

Analysepakker
Anvend standardanalysepakken for jord og grundvand/overfladevand omfattende de 12 PFAS (se Tabel 3.4). Vær opmærksom på, at standardanalysepakken ikke omfatter en lang række precursorer og andre PFAS, og at analyseresultaterne derfor i nogle tilfælde kan være vildledende. Anvend evt. andre analysemetoder som beskrevet i kapitel 7.1.

Vær opmærksom på andre forureningskomponenter i områder med PFAS-kilder, da andre forureninger end PFAS kan være udslagsgivende i forbindelse med risikovurderingen.

Risikovurdering
Ved fortolkning af analyseresultaterne tæt på kvalitetskriterier/miljøkvalitetskravene skal der udvises forsigtighed, idet forurening kan omfatte flere PFAS-stoffer, som ikke medtages i analyserne, og som med tiden kan omdannes til de PFAS-forbindelser, som indgår i kriterierne.

Ajourfor vidensgrundlag
På grund af det begrænsede videns- og erfaringsniveau med gennemførelse af indledende undersøgelser af PFAS-forureninger anbefales det at revurdere og justere ovennævnte anbefalinger til indledende undersøgelser, når et mere detaljeret erfaringsgrundlag er opnået.

10. Videregående/detaljerede undersøgelser

Ved videregående/detaljerede undersøgelser forstås undersøgelser på lokaliteter, hvor der er påvist forurening med PFAS ved de indledende undersøgelser, jf. kapitel 9. Disse videregående undersøgelser skal kunne uddybe vores afgrænsning af forureningen og forbedre vores viden til brug for vurdering af en egnet afværgeløsning.

Formålet med de videregående/detaljerede supplerende undersøgelser er blandt andet at afklare spredningsveje og uklarheder i den konceptuelle model.

De videregående undersøgelser kan omfatte en detaljeret kortlægning af forureningsfanen i jord, grundvand, og målsat overfladevand. Undersøgelserne tilrettelægges på baggrund af den reviderede konceptuelle model, hvor spredningsveje undersøges nærmere. Der kan ligeledes være behov for en detaljeret karakterisering af sammensætningen af PFAS-forbindelserne for afklaring af dimensioneringsparametre ift. muligt afværgetiltag samt en vurdering af stofflux og udvaskning.

Ved de videregående undersøgelser skal regionernes gældende generelle retningslinjer og krav til kvalitet og detaljeringsgrad overholdes. Dette betyder, at undersøgelserne skal planlægges og gennemføres i overensstemmelse med regionernes krav og forventninger vedrørende planlægning og udførelse af en række forskellige undersøgelsesaktiviteter, som bl.a. boringer, analyser, databearbejdning, risikovurdering og rapportering.

10.1 Strategier for videregående undersøgelser

I det følgende afsnit gennemgås de væsentligste aspekter ved en videregående undersøgelse med fokus på de særlige egenskaber, som er gældende for PFAS-forbindelser.

For det første skal det afklares, om der er afgørende branchespecifikke forhold, og om der er tale om en punktkilde, en fladekilde, et deponi eller en mere diffus kilde.

Ligeledes skal det vurderes, om der er behov for en revision af den konceptuelle model samt en udvidelse af antallet af PFAS-forbindelser i analysepakkerne. Der bør foretages en vurdering af, om der er precursorer i kilden og grundvandsfanen, og om der kan ske omdannelse i forureningsfanen til de mere persistente PFAS-forbindelser. Uidentificerede PFAS-forbindelser i forureningsfanen kan være precursorer, som kan omdannes til stoffer, der er omfattet af Miljøstyrelsens sumkriterium (de 12 PFAS-forbindelser, jf. Tabel 3.4) eller til andre mere persistente PFAS-forbindelser. Dette betyder, at den samlede PFAS-belastning bør undersøges i forbindelse med videregående undersøgelser

for at kunne evaluere behovet for oprensning og valg af afværgetiltag, jf. kapitel 11. Der henvises til kapitel 7, hvor der omtales metoder til vurdering af precursorer og totalt PFAS-indhold.

Såfremt der i jord- eller grundvandsprøver konstateres PFAS-forbindelser, som ikke er omfattet af Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterium, vil der være behov for at udføre en konkret risikovurdering.

10.2 Afgrænsning af forurening

10.2.1 Stofsammensætning

Branchespecifikke forhold

Der kan være branchespecifikke forhold, herunder hvilke stoffer der er anvendt og hvornår, der vil være afgørende for, hvilke PFAS-forbindelser der skal medtages i de videre undersøgelser. Ved en udvidet litteratursøgning, og evt. supplerende historik, kan der muligvis klarlægges nærmere detaljer om stofanvendelse i den enkelte branche, jf. branchekortlægning (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). I bilag 2-2 og 2-3 angives en oversigt over brancher og kritiske stoffer i henhold til listen over relevante stoffer i Tabel 4.2.

Udvidet analysepakke

Ved videregående undersøgelser er det vigtigt at kende den samlede PFAS-belastning med henblik på afgrænsning af forureningsfanen, vurdering af spredningsmønstret og potentielle omsætning samt udarbejdelse af moniterings- og afværgeprogrammer. Derfor bør analysepakken omfatte et udvidet antal PFAS-forbindelser.

Efter gennemgang af de branchespecifikke forhold bør der suppleres med evt. ekstra stoffer, anvendt ved den enkelte branche (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Såfremt den historiske redegørelse har belyst anvendelse af et bestemte PFAS-holdigt produkt med en kendt sammensætning, bør disse medtages i analysepakken. I bilag 2 ses tabeller over PFAS-typer og deres anvendelsesformål, ellers henvises der til branchekortlægning (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

I Tabel 4.2 er der udarbejdet et forslag til en række PFAS-forbindelser, som kan være relevante at medtage i analysepakken ved undersøgelse af jord- og grundvandsforurening. Begrundelsen for valg af stoffer er nærmere beskrevet i kapitel 4. Som det fremgår af Tabel 4.2 og Tabel 10.1, vil de fleste stoffer på stoflisten optræde i både jord- og vandfasen. Derimod er der ingen erfaring med undersøgelse af PFAS-forbindelser i poreluften ved jord- og grundvandsundersøgelser, jf. kapitel 10.3.4. I princippet kan flere PFAS-forbindelser være til stede i poreluften, men i meget lave koncentrationer, jf. kapitel 6.1.

Behov for en udvidet analysepakke understøttes af de konceptuelle modeller i kapitel 8, som illustrerer, at stofsammensætningen i forureningskilden (produkter eller affald i deponi), i jordfasen, i vandfasen tæt på kilden og nedstrøms for kilden ikke er ensartet. Der sker en udvikling og ændringer i sammensætningen

langs grundvandsfanen, som er afhængig af den oprindelige stofblanding, stoffernes fysisk-kemiske egenskaber og mulighed for omsætning. Ændringer i stofsammensætningen påvirker desuden udvaskningspotentialet fra jordfasen.

	Analyseparametre i jord (24 stk.)	Analyseparametre i vand (30 stk.)	Analyseparametre i overflade-vand (30 stk.)
PFCA'er	PFBA	PFBA	PFBA
	PFPeA	PFPeA	PFPeA
	PFHxA	PFHxA	PFHxA
	PFHpA	PFHpA	PFHpA
	PFOA	PFOA	PFOA
	PFNA	PFNA	PFNA
	PFDA	PFDA	PFDA
PFSA'er	PFBS	PFBS	PFBS
	PFHxS	PFHxS	PFHxS
	PFOS	PFOS	PFOS
Precurso-rer	PFOSA	PFOSA	PFOSA
	6:2 FTS	6:2 FTS	6:2 FTS
PFCA'er	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
PFSA'er		PFEtS (C2)#	PFEtS (C2)#
		PFPrS (C3)#	PFPrS (C3)#
	PFNS#	PFNS#	PFNS#
	PFDS	PFDS	PFDS
FTOH'er Precurso-rer	6:2 FTOH	6:2 FTOH	6:2 FTOH
	8:2 FTOH	8:2 FTOH	8:2 FTOH
	10:2 FTOH	10:2 FTOH	10:2 FTOH
	14:2 FTOH	14:2 FTOH	14:2 FTOH
Precurso-rer	N-EtFOSA	N-EtFOSA	N-EtFOSA
	FOSE#	FOSE#	FOSE#
	N-MeFOSE	N-MeFOSE	N-MeFOSE
	N-EtFOSE	N-EtFOSE	N-EtFOSE
	Fluoracrylat# 27905-45-9	Fluoracrylat# 27905-45-9	Fluoracrylat# 27905-45-9
	8:2 FTS	8:2 FTS	8:2 FTS
	N-MeFOSAA	N-MeFOSAA	N-MeFOSAA
	N-EtFOSAA	N-EtFOSAA	N-EtFOSAA
	8:2 FTCA	8:2 FTCA	8:2 FTCA
	5:3 FTCA#	5:3 FTCA#	5:3 FTCA#

Grå: Stoffer omfattet af det danske kvalitetskriterium.
Hvid: Øvrige relevante stoffer.
pt. ingen kommercielle analyser tilgængelige

Tabel 10.1 Forslag til analyseparametre ved videregående undersøgelser, jf. Tabel 4.2.

Da der sker en løbende udvikling inden for PFAS-forskning, bør listen over analyseparametre justeres i henhold til ny viden.

Alternative analysemetoder

Ved de videregående undersøgelser bør der også vurderes, om der er behov for at anvende alternative analysemetoder til vurdering af precursorer og total

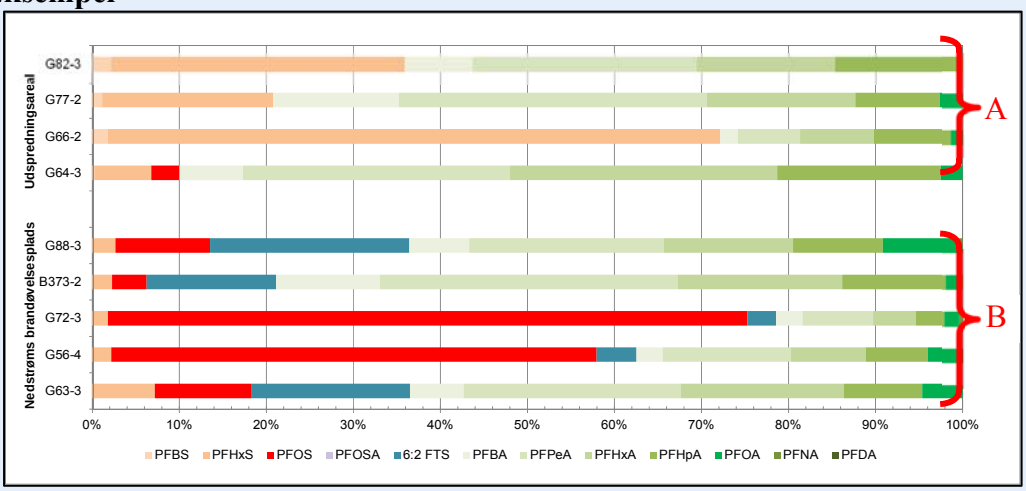
PFAS-indhold, hvilket er beskrevet i kapitel 7.1. Det anbefales, at der overvejes at kontrollere for total oxidisable precursor (TOP) og for samleparametre for total organiske fluorforbindelser som AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser) eller PIGE (Particle Induced Gamma Emission), jf. kapitel 7.1.

Der kan ligeledes være behov for en detaljeret karakterisering af sammensætningen af PFAS-forbindelserne, hvor der med fordel kan udarbejdes grafer med den procentvise sammensætning af disse, uafhængigt af koncentrationerne i de enkelte analyser.

Illustration af "PFAS-fingerprint" kan være et meget nyttigt værktøj til at sammenligne forureningssammensætningen ved kilden, i forureningsfanen og evt. illustrere den vertikale og horisontale udvikling på tværs af fanen såvel som nedstrøms for kilden.

Nedenfor ses et eksempel, hvor "PFAS-fingerprint" er anvendt til vurdering af, om der er flere kilder med forskellig PFAS-sammensætning. Såfremt der analyseres for flere PFAS-forbindelser, og såfremt der ved analysen kan skelnes mellem de lineære og forgrenede PFAS-forbindelser, er en "fingerprint-analyse" af sammensætningen endnu mere interessant.

Eksempel



PFSA'er	PFBS PFHxS PFOS
PFCA'er	PFBA PFPeA PFHxA PFHpA PFOA PFNA PFDA
Precursorer	PFOSA 6:2 FTS

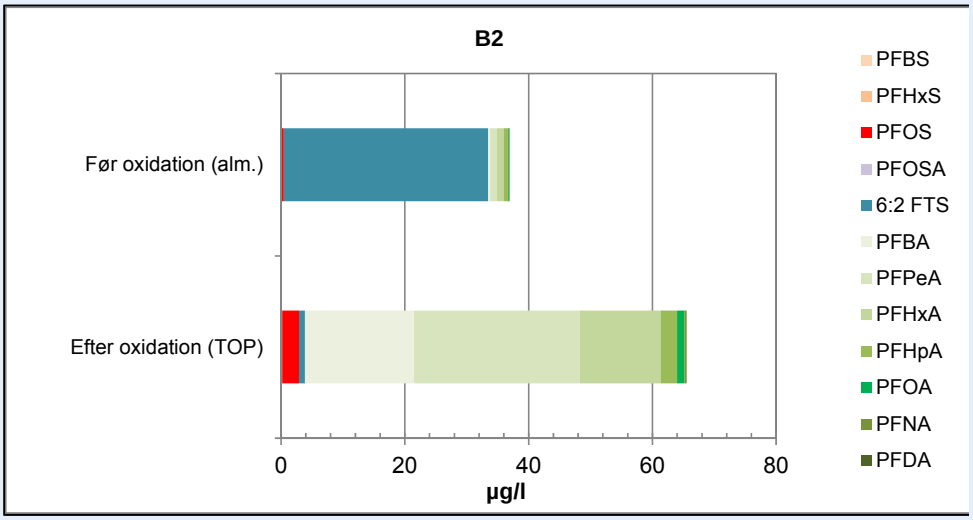
Der er udtaget vandprøver fra boringer og geoprobe-sonderinger fra to forureningskilder, nedstrøms en brandøvelsesplads (B) og ved et udspredningsareal (A), hvor der er udspredt spildevand fra en brandslukningsplads (Lindof et al. 2016). Figuren er optegnet med den procentvise sammensætning af PFAS-forbindelserne i forhold til totalkoncentration af PFAS. Det vil sige fordelingen er gjort uafhængig af de påviste koncentrationer.

Der ses en tydelige forskel i "PFAS-fingerprint" ved de to forureningskilder, idet kilde B indeholder PFOS (en "dead-end" persistent PFAS-forbindelser) og 6:2 FTS (en precursor, som kan omdannes til PFHxA). Kilde A indeholder ingen 6:2 FTS og kun en mindre andel PFOS i én af de 4 vandprøver.Vandprøverne ved hvert kildeområde har derimod et ens lignende "PFAS-fingerprint".

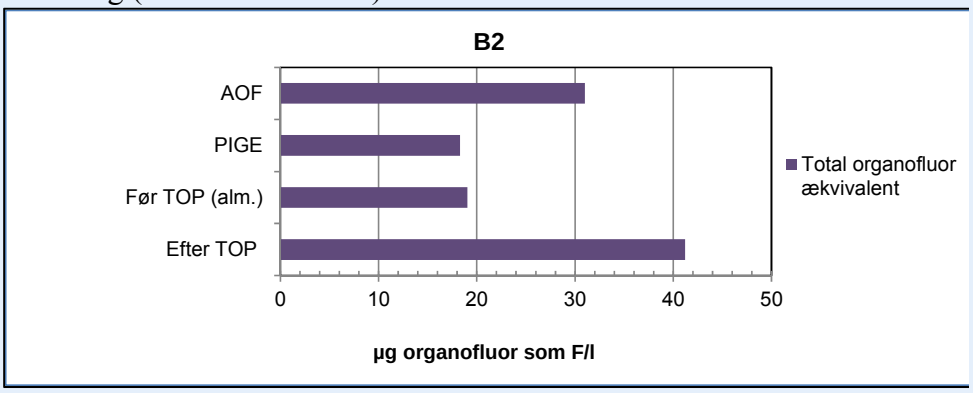
En illustration af "PFAS-fingerprint" kan desuden vise de ændringer, som sker i forbindelse med TOP-assay, idet der analyseres for en palet af PFAS-forbindelser både før og efter oxidation af precursorer. Et "PFAS-fingerprint" kan illustrere, at precursorerne forsvinder, og at det procentvise indhold af PFAA'er (perfluoralkylsyrer) stiger, jf. nedenstående eksempel.

Eksempel
Vandprøve fra boring (B2) ved idriftværende brandøvelsesplads, analyseret med TOP, PIGE og AOF.

I den øverste figur ses "PFAS-fingerprint" for TOP-analyser, dvs. sammensætningen af de påviste PFAS-forbindelser ved alm. analyse sammenlignet med sammensætningen efter oxideringen af vandprøven. "PFAS-fingerprint" illustrerer, at precursorer (6:2 FTS) forsvinder, og at indhold af PFAA'er (perfluoralkylsyrer) stiger. I prøven B2 er der tilsyneladende mange flere precursorer end 6:2 FTS, idet det samlede mængde PFAS-forbindelser (som PFAA'er) stiger efter oxidationstrin i TOP.



Ved den nederste figur ses det, at indholdet af total organisk fluor ikke er signifikant højere ved analyserne uden oxidering (før TOP og PIGE) end ved analysen efter oxidering (efter TOP), dvs. at der ikke umiddelbart er en masse ukendte PFAS-forbindelser, der er overset i ved alm. analyse uden oxidering (Lindof et al. 2016).



Husk at omregning til organisk fluor er stofafhængig.
f.eks. 1 µg PFOA = 0,69 µgPFOA som organofluor
*(PFOA (molvægt 414) indeholder 15 fluoratomer (molvægt 19*15 = 285) dvs. 1*285/414 = 0,69 µg organofluor som F).*

10.2.2 Kildeafgrænsning

Det er afgørende for de videregående undersøgelser at identificere, om der er tale om en punktkilde, en flade kilde, et deponi eller en mere diffus kilde, der spreder sig over større område, jf. konceptuel model i afsnit 8.3. Denne vurdering er vigtig for at kunne tilrettelægge den korrekte undersøgelsesstrategi, herunder om der ud over grundvandsforurening skal undersøges for forurening i jord, overfladevand eller eventuelt i poreluften eller biota, jf. kapitel 10.3.

Ved tilrettelæggelse af undersøgelsen og vurdering af de påviste koncentrationer skal der vurderes på evt. mulige diffuse kilder i nærheden, som f.eks. luftemission fra rensningsanlæg, industrier og lossepladser, samt udlægning af slam fra rensningsanlæg på landbrugsjord, mv. I dette tilfælde kan man overveje at udtage en prøve af jord, grundvand eller overfladevand til kontrol af den diffuse baggrundsbelastning.

Denne klarlægning af kildetypen på baggrund af de indledende undersøgelser kan lede til en revision af den konceptuelle model for hermed at visualisere mulige spredningsveje fra den påviste forurening.

10.2.3 Afgrænsning af jordforurening

Jordundersøgelser

Til undersøgelse af punkt- eller fladekilder kan med fordel anvendes forskellige undersøgelsesmetoder. Der kan anvendes punktprøver, der udtages fra lagfølgeboringer, kerner eller blandingsprøver.

Jordprøver kan anvendes til afgræsning af en punktkilde (hotspot) på en lokalitet eller til vurdering af den gennemsnitlige belastning over et udvalgt areal.

Vurdering af den gennemsnitlige belastning over en fladekilde kan være fordelagtig med hensyn til vurdering af massebalance og potentielt flux til grundvand eller overfladevand.

Ved de videregående undersøgelser kan der med fordel også foretages målinger af jordens organiske indhold, da flere af PFAS-forbindelserne bindes til dette i jorden, jf. kapitel 6.2, og dette kan have betydning for den vertikale fordeling og stofsammensætning i jorden.

Fordeling i jordprofilet

Den vertikale fordeling af PFAS-forurening i dybden i den umættede zone kan undersøges med mange af de traditionelle teknikker, som kendes fra andre forureningsundersøgelser. For eksempel som jordprøver fra lagfølgeboringer, intakte jordkerner, som udtages ved anvendelse af Direct Push teknikker (f.eks. Geoprobe eller SONIC drilling). Her er det vigtigt, at forureningsniveau og PFAS-sammensætning kan beskrives i forhold til de geologiske forhold og dybden i jordlag under punkt-, flade- eller diffuse kilder samt evt. i et deponi.

Overflade-prøver

Ved punkt-, flade- eller diffuse kilder bør PFAS-belastning og massebalance i overfladejorden beskrives. Blandeprøver kan udtages som traditionelle blandeprøver bestående af 5 nedstik eller udtages efter Multi Incremental Sampling, MIS-metoden, som giver en væsentlig bedre reproducerebar og repræsentativ vurdering af forureningsniveauer og massebalance.

PFAS-forurening i jord kan ofte udgøre en fladekilde, hvor forureningen er spredt over et større område, som f.eks. ved brandslukningsskum. Alternativ metoder (Dansk Standard 2013) kan med fordel tages i brug som prøvetagningsstrategier, hvor området opdeles i delarealer men en passende fordeling af enkelt- og/eller blandeprøver eller eventuelt ved MIS-metoden.

MIS

Multiple Incremental Sampling (forkortet MIS) er en prøvetagningsmetode, som er designet til statistisk at forbedre repræsentativiteten for prøver udtaget i områder med et inhomogent forureningsmønster. MIS-metoden finder primært anvendelse ved prøvetagning af overfladejord, udgravninger og oplagrede jordpartier, (Gy 1998), (Ramsey 2013), (Hawaii State Department of Health 2016) (State of Alaska Department of Environmental Concern 2009). Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse har dog ligeledes anvendt MIS- metoden i adskillige sager, herunder i forbindelse med PFAS-undersøgelser af områder, hvor der er anvendt brandslukningsskum på større arealer (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2016).

10.2.4 Faneafgrænsning

Ved videregående/detaljerede undersøgelser vil afgrænsning af forurening i grundvandsfanen udgøre en væsentlig del af undersøgelsesstrategien. Især for deponierne, hvor kendskabet til kilden/kilderne i jordmassen er usikker, er der behov for detaljerede grundvandsundersøgelser.

Der er nedenfor listet eksempler på supplerende undersøgelsestiltag over for grundvand.

- Filtersatte boringer til fastlæggelse af grundvandstrømning.
- Dybere boringer til afdækning af den eventuelle vertikale spredning.
- Niveauspecifik vandprøvetagning med direct push, f.eks. geoprobe-sonderinger eller SONIC drilling, til afdækning af den vertikale og horisontale spredning.

Som for traditionelle forureningsundersøgelser er der fordele og ulemper ved valg af boreteknik, for eksempel om der er mulighed for at foretage geologisk prøvebeskrivelse, bore til større dybder eller installere permanente filtre i en lidt større dimension, som kan anvendes ved en efterfølgende grundvandsmonitering. I direct push teknikker indgår der flere in-situ teknikker, som anvendes til vurdering af geologien og kan identificere betydende geologiske lagfølger,

der normalt ikke kan findes ved lagfølgeboringer. Her tænkes på kontinuerte målinger af ledningsevnelog (EC-elektrode) og HPT-logs, hvorved der kan opnås et næsten kontinuerligt profil af variationer i den hydrauliske ledningsevne samt udføres slugttests.

Det skal bemærkes, at MIP-sonder, hvorved der foretages kontinuerte målinger med PID-, FID- og XSD-detektorer af det totale indhold af flygtige stoffer, ikke kan anvendes til vurdering af PFAS-forureninger.

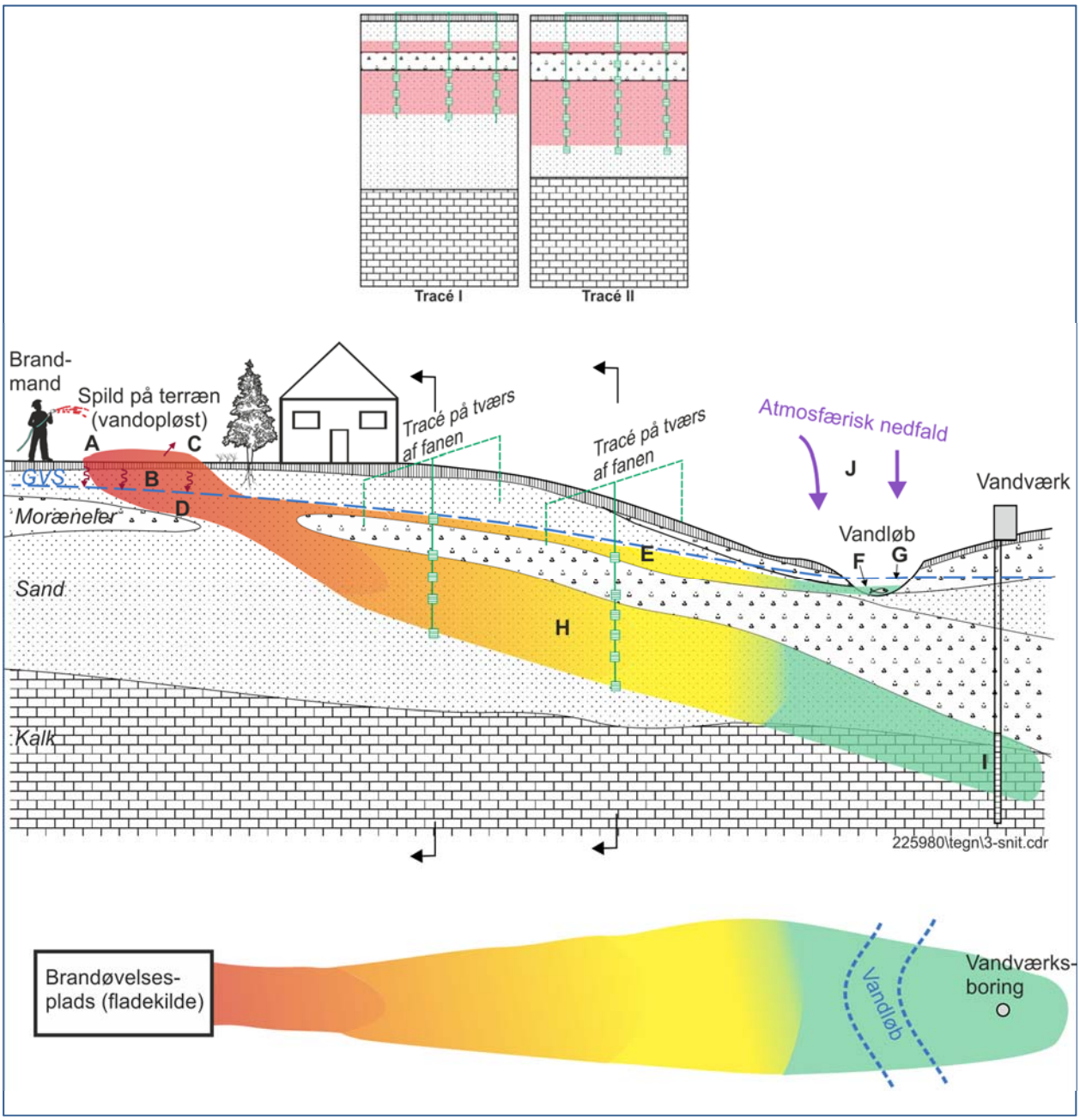
I forhold til anvendelse af diverse boreudstyr skal der på grund af de kritiske forureningskoncentrationer på nanogramniveau være ekstra opmærksomhed på eventuel kontaminering fra udstyr, der kan indeholde PFAS-forbindelser. Der skal f.eks. ikke anvendes teflon-tape, diverse pakninger skal også være PFAS-frit, mv. Der henvises desuden til afsnit 7.3 for nærmere detaljer vedr. krydskontaminering. Det anbefales at rådgive den enkelte boreentreprenør om anvendelse af materialer, der kan give afsmitning ved borearbejdet og prøvehåndteringen.

Flux-beregninger

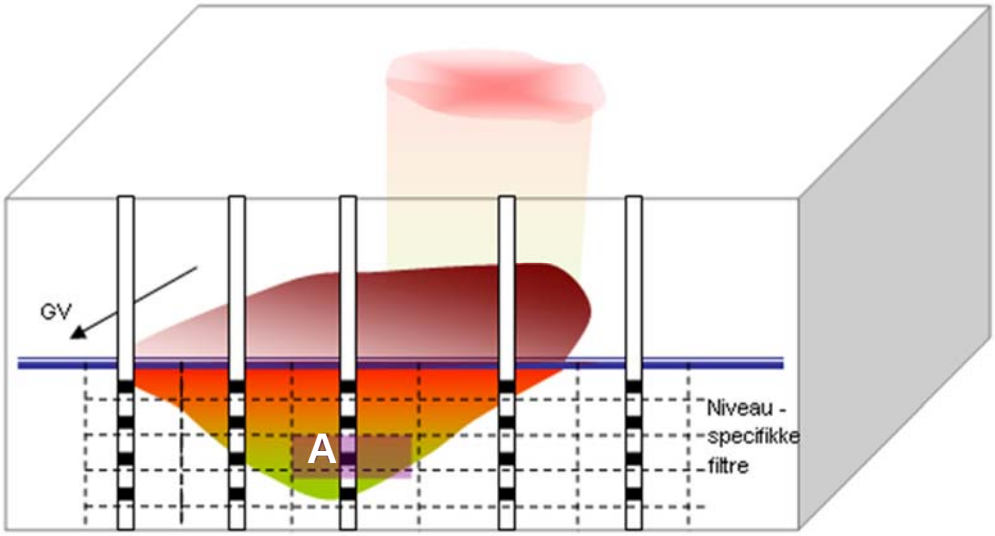
Grundvand og flux

Ved at etablere en række boringer eller geoprobe sonderinger (et transekt), der er filtersat i flere niveauer lige nedstrøms og på tværs af forureningsfanen, kan forureningsfluxen estimeres.

Transektmetoden med niveauspecifik prøvetagning giver detaljerede oplysninger vedrørende den vertikale og horisontale udbredelse af forureningsfanen og den resulterende forureningsflux. Konceptet er illustreret i Figur 10.1 og Figur 10.2.



Figur 10.1 Koncept til undersøgelse af PFAS-masse-flux (se også kapitel 8.1).



Figur 10.2 Transektmetoden til beregning af masse-flux.

Hvert filter i transektet tilknyttes en celle med et defineret areal (se A i Figur 10.2) svarende til et delareal i grundvandsprofilsnittet nedstrøms kilden. Derved kan den samlede PFAS-mængde eller mængde af de individuelle PFAS-forbindelser i hele transektet beskrives ved at summere PFAS-mængderne omkring de enkelte filtre. Metodens nøjagtighed afhænger af antallet og placeringen af filtre og vandprøver.

Antal sonderinger, prøvetagningsniveauer og analyser samt transektlængden er afhængig af forventningen til udbredelsen af forureningsfanen. De geologiske og hydrauliske oplysninger, den historiske redegørelse vedrørende antallet af punktkilder og resultater af screeningsundersøgelser er væsentlige oplysninger for planlægning af fluxbestemmelsen.

Ved udførelse af fluxberegninger er der ingen krav om, at transektet skal bestå af boringer i en lige linje, eller at vandprøverne skal udtages i samme dybde i alle boringer. Et transekt kan med fordel bøje og evt. omringe en punktkilde med henblik på at fange fanen eller undgå bygninger eller andre forhindringer.

Den samlede flux (g/år) kan beskrives som følger:

$$F = C \cdot Q \text{ [mg/s]},$$

hvor C [mg/m³] er vandkoncentrationen og Q [m³/s] er vandføringen gennem et tværsnitsareal A [m²]. Vandføringen kan beregnes som:

$$Q = A \cdot k \cdot i \text{ [m}^3\text{/s]},$$

hvor k er den hydrauliske konduktivitet [m/s] og i er vandspejlets gradient (dh/dl) [m/m], hvilket betyder, at fluxen kan beregnes som:

$$F = C \cdot A \cdot k \cdot i \text{ [mg/s]}$$

Dette betyder, at fluxen afhænger af følgende 4 parametre:

- C, grundvandskoncentrationen
- A, det forurenede tværsnit
- k, den hydrauliske konduktivitet
- i, gradient i vandspejlet

Metoder og værktøjer til beregning af flux kan findes hos American Petroleum Institute (Newell et al. 2003) og (Farhat et al. 2006). I GSI "Mass Flux Toolkit" (Farhat et al. 2006) findes både regneark til beregning af flux samt evaluering af datakrav og usikkerheder ved forskellige metoder til fluxbestemmelse.

Til etablering af transektet udføres direct push (fx geoprobe) eller lagfølgeboringer filtersat i flere niveauer. Ved geoprobe-sonderinger udtages der niveauspecifikke vandprøver uden brug af permanente filtre. Der udføres så mange sonderinger/boringer og vandprøvetagninger og i så mange dybder, som den fastlagte økonomiske ramme tillader. Der kan som nævnt f.eks. anvendes HPT-sonderinger til estimering af den hydrauliske ledningsevne eller slugtest ved filterboringer.

Det er vigtigt at have fokus på rengøring af prøvetagningsudstyr imellem målepunkterne for at undgå krydskontaminering, da de kritiske forureningskoncentrationer er på nanogramniveau.

10.3 Undersøgelse af PFAS-belastning i miljøet

Ud over afgrænsning af forurening i jord og grundvand kan det være nødvendigt at foretage en vurdering af PFAS-belastning i miljøet. Disse aspekter kan efter behov inddrages ved de videregående/detaljerede undersøgelser.

10.3.1 Udvaskning

Udvaskningstests

Med hensyn til vurdering af udvaskningspotentiale kan der udføres udvaskningstests enten som batch- eller kolonneforsøg, jf. kapitel 7.5.

Vurdering af udvaskningspotentiale kan anvendes i risikovurdering af grundvandsbelastning og massebalance.

Udvaskningstests kan udføres i forhold til europæiske (CEN) og globale (ISO) standarder enten som batchtests, som gennemføres under (kemiske) ligevægtslignende tilstande eller kolonnetests, som gennemføres under (dynamiske) forhold, hvor der ikke opnås kemisk ligevægt mellem forureningskomponenterne i faststoffasen og væskefasen. Som nævnt i kapitel 7.5 har danske laboratorier pt. ikke erfaring med udvaskningstests for PFAS-forbindelser.

Stofudvaskningen kan undersøges under forskellige forhold, hvor betydning for udvaskning af ændringer i parametre som væske/faststof-forholdet (liquid/solid forholdet, L/S, f.eks. 0,2, 2, 5 og 10), pH, udvaskningsmængder i forhold til udvaskningsvolumen (tid) og den kemiske sammensætning i væsken (f.eks. kunstig regnvand eller perkolat) kan vurderes. Desuden kan jordprøvens pH, organiske indhold (TOC), kornstørrelsesfordeling og mineralindholdet påvirke udvaskningspotentialet og bør dokumenteres (Hjelmar 2007). Det er vigtigt at være opmærksom på, at forskellige jordarter vil give forskellige udvaskningspotentialer, ligesom tilstedeværelse af andre forureningskomponenter kan påvirke udvaskningen.

Ved en batchtest kan et stofs fordelingskoefficient, K_d, mellem faststof og væske under de givne forudsætninger evalueres:

$$K_d = C_s / C_w$$

hvor
C_s er koncentrationen af stoffet i jorden (mg/kg).
C_w er koncentrationen af stoffet i udvaskningsvæsken (mg/l).

K_d er fordelingskoefficienten under ligevægtsforhold for det givne stof (l/kg).

Kolonnetests ved forskellige L/S forhold tillader en vurdering af udvaskningspotentiel over tid.

Erfaring fra NIRAS-Sverige indikerer, at de kortkædede PFAS-forbindelser udvaskes allerede ved L/S 0,2, dvs. under initialudvaskningen, mens udvaskning af PFOS fortsættes ved L/S 10, som indikerer, at udvaskning kan forventes at fortsætte i mere end 100 år. Dette betyder, at PFAS-belastningen og risikoen over for grundvand, drikkevand, overfladevand og biota såvel som mennesker kan fortsætte i mange år.

10.3.2 Undersøgelse af overfladevand

Prøvetagning i overfladevand kan blive aktuelt for de lokaliteter, hvor der konstateres en forurening, og hvor der er tvivl, om der kan være en påvirkning af det nærliggende målsatte overfladevand. Inden prøvetagningen er det dog vigtigt at foretage en vurdering af, hvorvidt der kan forventes et gennembrud til det nærliggende overfladevand ud fra forureningsstyrke, afstand, grundvandspotentiale, afgrænsning af forureningsfane og masseflux mv.

Overflade-vand

Viser det sig ikke at være muligt at risikovurdere på baggrund af de indledende eller videregående undersøgelser, kapitel 9.3, vil det være nødvendigt at gennemføre feltundersøgelser i forhold til overfladevand.

Påvirkningen af en recipient kan opstå ved overfladeafstrømning fra kilden eller tager afsæt i en udvaskning fra et kildeområde og dennes transport, via grundvandsmagasinet, til recipienten og opblanding i recipienten. Under transporten påvirkes forureningen af forskellige nedbrydningsprocesser, herunder omsætning af PFAS-precursorer til persistente PFAA'er, sorption, opblanding/-fortynding mv.

Undersøgelsesteknikker for overfladevand findes i en række rapporter, Miljøprojekt med vejledning i prøvetagning af overfladevand (Nielsen et al. 2014) og vejledning om prøvetagning og monitering i blandt andet overfladevand findes i (Weiss et al. 2015).

Generelt vil undersøgelser for PFAS-forbindelser ikke afvige fra de teknikker, som bruges for andre stoffer, dog er kvalitetskriteriet for PFOS meget lavt (0,65 ng PFOS/l (0,00065µg PFOS/l), hvorfor der stilles krav til den analytiske detektionsgrænse og til prøvetagning og prøvetagningsudstyr for at forhindre kontaminering af prøver, jf. afsnit 7.3.

Der skal ligeledes foretages en vurdering af den samlede forureningspåvirkning af overfladevandet. Dvs. at der skal tages højde for spildevandsudledninger, dambrug eller andre nærliggende kilder, der påvirker den samme recipient. Der kan med fordel opstilles en konceptuel model for illustration og vurdering af spredningsvejene og recipientrisikoen, jf. kapitel 8.

10.3.3 Undersøgelse af biota

Biota

PFAS-forbindelser kan bioakkumulere i biota, jf. kapitel 6.6. Biota er alle levende organismer i et bestemt miljø (planter, dyr, svampe, bakterier mv.), men ofte vil en undersøgelse af biota kun fokusere på spiselige afgrøder og fisk. Andre biota kan dog være interessante, såfremt de indgår i fødekæden (Weiss et al. 2015).

Indtagelse af fisk eller skaldyr (muslinger, krebsdyr) fanget i en nærliggende sø eller vandløb kan medføre en betydende belastning for en lokal befolkning. Man udfører derfor typisk en vurdering af PFAS-belastningen i diverse spiselige fisk og krebsedyr samt i fødekæden.

Der foreligger begrænsede erfaringer om påvirkning af biota, som skyldes PFAS-forbindelser, men kravene til de data, som skal anvendes ved vurdering af miljøeffekter af biota, er blandt andet beskrevet i EU-vejledninger (European Commission 2011a). Der findes kun et EU-fastsat miljøkvalitetskrav for PFOS i biota (som anvendes i forhold til fisk) på 9,1µg/kg vådvægt gældende fra den

22. december 2018 (Miljø- og Fødevareministeriet 2016) og (European Commission 2011b).

I de nordiske lande Sverige, Norge og Finland er der en tradition for undersøgelse af biota i forbindelse med videregående forureningsundersøgelser, idet miljøbelastninger indgår i risikovurderingen.

Generelt er den nordiske erfaring, at en PFAS-belastning bør undersøges i flere individer og i flere arter, samt at fordeling i organer skal dokumenteres (Kaasa 2017).

Det er vigtigt, at de fisk som prøvetages, er fisk som findes i en pågældende sø eller vandløb og ikke fisk (vandrefisk), som vandrer fra havet til vandløb og tilbage igen. Desuden skal der analyseres på den spiselige del af fisken.

Prøvetagning og analyse af biota og sediment er beskrevet i kapitel 7.2.

Umiddelbart indgår undersøgelse af biota, herunder fisk, normalt ikke i de danske videregående undersøgelser, som udføres i medfør af Jordforureningsloven. Disse typer undersøgelser anses som et særligt tiltag, som udføres efter aftale med den pågældende region, såfremt det vurderes relevant, f.eks. ved søer eller vandløb, hvor der kan være spiselige fisk.

10.3.4 Undersøgelse af ude- og indeluft

Ude- og indeluft

Der er ikke danske eller internationale kriterier for indhold af PFAS-forbindelser i ude- og indeluft, og på nuværende tidspunkt findes kun meget begrænsede erfaringer med undersøgelser af ude- og indeluft på lokaliteter forurenet med PFAS-forbindelser.

Som nævnt i kapitel 6.5, kan PFAS-forbindelser findes i udeluft ved lossepladser og rensningsanlæg samt i indeklimaet, hvor der anvendes materialer og tøj, der er imprægneret.

Umiddelbart vurderes det ikke, at poreluftundersøgelser vil bidrage ved vurdering af forureningsforhold ved forurenede lokaliteter.

Poreluft- eller indeklimaundersøgelser anses som et særligt tiltag, som udføres efter aftale med den pågældende region, såfremt det vurderes som relevant, f.eks. ved fund af væsentlig jordforurening med flygtige PFAS-forbindelser ved eller i nærheden af boligområder. Prøvetagning og analyseteknikker for PFAS-forbindelser er beskrevet i kapitel 7.2.

Umiddelbart vurderes det, at risikovurdering i forbindelse med indeklimaundersøgelser kan være problematisk på grund af interferens fra baggrundsniveauerne i boliger, jf. kapitel 6.5.

10.3.5 Monitering af grundvand og overfladevand

Monitering

Ved videregående undersøgelser, hvor der er fundet betydende forurening, er det på grund af precursorer relevant at monitere på forureningsudviklingen for at holde øje med en eventuel omsætning til mere uønskede og persistente stoffer. Der kan som nævnt anvendes forskellige analyseteknikker for på forhånd at vurdere mængden af total fluorerede stoffer og precursorer, jf. afsnit 9.1.

Denne monitering gælder både ved grundvandsforurening og forurening af overfladevand.

GSI Mann Kendall toolkit for Constituent Trend Analysis (Conor et al. 2012) kan anvendes til vurdering af udviklingen i moniteringsresultater. Ved minimum fire målerunder kan værktøjet anvendes til at vurdere, om der er en stigende, faldende eller stabil udviklingstendens i en koncentration.

Ved videregående undersøgelser udføres moniteringsprogrammer i henhold Jordforureningsloven, men der findes mere generelle anbefalinger til moniteringsprogrammer i (Weiss et al. 2015) og (UNEP/WHO 1996).

10.4 Risikovurdering

Med afsæt i undersøgelsesresultaterne kan der opstilles en revideret konceptuel model, som redegør for forureningens opståen, dens styrke og udbredelse samt dens spredningsmuligheder.

Den konceptuelle model skal bekræfte eventuelle antagelser, som er gjort ved opstillingen af undersøgelsesstrategien og besvare de spørgsmål, som er formuleret i undersøgelsens formål.

En risikovurdering ved de videregående undersøgelser kan i sin simpleste form bestå i at sammenholde undersøgelsens resultater med gældende kvalitetskriterier. Ofte skal der dog foretages en egentlig vurdering, som kombinerer de påviste PFAS-forbindelsers farlighed med de mulige spredningsveje, som er beskrevet i den reviderede konceptuelle model. Det er ligeledes nødvendigt i en risikovurdering i forbindelse med videregående undersøgelser at foretage en vurdering af omdannelse af precursorer og den samlede PFAS-belastning til estimering af en evt. ukendt pulje af precursorer og den totale pulje af fluorerede forbindelser, hvilket med fordel kan gøres ved alternative analysemetoder, såsom TOP, AOF og PIGE, jf. kapitel 7.1.

Beregninger af masseflux kan anvendes i forbindelse prioritering af indsats, der skal udføres samt i forbindelse med en udvidede risikovurdering over for vandværker og overfladevand. I de fleste tilfælde vil det dog være nødvendigt at supplere med monitering for at holde øje med forureningsudviklingen af hensyn til risiko for omsætning og ændringer i PFAS-sammensætningen.

Risikovurderingen kan eventuelt suppleres med en stoftransportberegning ved hjælp af en grundvandsmodel eller evt. ved en JAGG-beregning for udvalgte PFAS-forbindelser, hvis det viser sig, at disse forbindelser er udslagsgivende for risikovurderingen. PFAS-forbindelserne er pt. ikke med i JAGG, men kan indsættes baseret på de fysisk-kemiske parametre angivet i Tabel 5.1 og bilag 4. JAGG 2.1 er anvendt til illustration af fasefordeling ved udarbejdelse af Figur 6.1, Figur 6.4 og Figur 6.5.

10.5 Gode råd og faldgruber

Kildeafgrænsning og stofsammensætning
Undersøgelsen skal afklare usikkerheder i den konceptulle model, herunder kildetype og spredningsveje fra jord til grundvand, og evt. overfladevand samt identificere udvikling i stofsammensætningen nedstrøms kilden.

Udvidede analysepakker baseret på den nyeste viden, herunder vurdering af precursorer (TOP) og evt. samleparametre (AOF/PIGE), bør anvendes.

Massebalance
PFAS belastning og massebalance i overfladejord bør bestemmes. Forurening i jordlagene bør beskrives i forhold til de geologiske forhold, dybden i jordlagene og jordlagenes organiske indhold, da disse forhold kan have betydning for den vertikale fordeling og stofsammensætning i jorden.

Afgrænsning af grundvandsfane
Den vertikale og horisontale udvikling i PFAS-sammensætningen og forureningsniveau bør beskrives på tværs af fanen såvel som nedstrøms for kilden. Illustration og vurdering af "PFAS -fingerprint" anbefales. Forureningsflux kan bestemmes ved analyse af vandprøver fra filtre i flere niveauer lige nedstrøms og på tværs af forureningsfanen. Flere in-situ-teknikker kan anvendes til vurdering af de betydende geologiske lagfølger.

Risikovurdering
En vurdering af udvaskningspotentiale kan bidrage til risikovurdering over for grundvand og overfladevand, men der mangler danske erfaringer.

Prøvetagning af overfladevand kan blive aktuel, og der findes flere velkendte traditionelle undersøgelsesteknikker, som kan anvendes.

Undersøgelse af biota, herunder fisk, indgår normalt ikke i de videregående undersøgelser, som udføres i medfør af Jordforureningsloven, men udføres ofte i de øvrige nordiske lande.

Poreluft- eller indeklimaundersøgelser vurderes ikke at være nødvendige tiltag ved videregående undersøgelser, og risikovurdering er problematisk på grund af baggrundsniveauerne i boliger.

Beregninger af masseflux kan anvendes i forbindelse med risikovurdering over for vandværker og overfladevand.

Baseret på det nuværende vidensniveau anses det for nødvendigt at monitere forureningsudviklingen over længere tid og med fokus på ændringer i stofsammensætningen.

11. Afværgeforanstaltninger

PFAS har meget stærke bindinger mellem kulstof- og fluoratomerne, og de er dermed meget stabile og modstår almindelig hydrolyse, fotolyse, oxidation, mikrobiel omsætning og stripning (ved beluftning). PFAS-forbindelser har derudover generelt lave damptryk. Disse kemiske egenskaber, som gør PFAS velegnede i mange produkter, forårsager samtidig komplikationer i forbindelse med afværgeforanstaltninger over for jord- og grundvandsforureninger med PFAS.

I det følgende gives en status over afværgeteknologier, der er afprøvet eller er under afprøvning overfor PFAS-forureninger.

11.1 "State of art" for afværgeteknologier

Jordforureninger med PFAS kan oprenses ved følgende metoder:

- Opgravning og bortskaffelse til deponi eller forbrænding.
- Stabilisering / immobilisering.

Afværgeteknologier over for PFAS-forurenet grundvand omfatter en lang række metoder, der er baseret på:

- Adsorption.
- Separation.
- Omdannelse/nedbrydning.

I det følgende beskrives disse teknologier nærmere, inkl. oplysninger om effektivitet, usikkerheder og udfordringe, samt om de er afprøvet i praksis.

11.1.1 Oprensning af jord

Erfaringsmæssigt fjernes mange jordforureninger i den umættede zone ved opgravning eller opboring. Dette er også en afprøvet og velegnet metode over for PFAS-forurenet jord.

Afgravet jord kan bortskaffes til forbrænding ved 1000-1200°C for at undgå farlige biprodukter (Pancras et al. 2016). Afbrændingen fjerner også precursorer i jorden, men det er en forholdsvis omkostningskrævende bortskaffelsesmetode.

Afgravet jord kan også bortskaffes ved deponering. PFAS vil på et deponeringsanlæg til dels blive opløst i perkolatet og vil i anlæggets driftstid blive bortledt til renseanlæg. De resterende PFAS-forbindelser vil på sigt blive udva-

sket fra deponiet og kan på det tidspunkt muligvis udgøre en miljømæssig risiko. Der er så vidt vides ikke eksempler på deponering af PFAS-forurenet jord i Danmark endnu, men det forventes, at deponeringsprisen vil være forholdsvis høj.

Alternativt kan PFAS-forbindelser immobiliseres in situ med f.eks. RemBIND™ og MatCARE™. RemBind™ er et adsorberende pulver (blanding af aktiveret karbon, aluminium hydroxid, organisk materiale), som binder en række af PFAS og kan anvendes i både grundvand og jord. RemBind™ har en højere effektivitet end aktiveret karbon i forhold til PFAS med korte kæder. RemBind™ er under udviklingsstadiet hos Ziltek. MatCare™ er et adsorberende pulver baseret på modificeret ler, som har en hurtigere adsorptionshastighed end GAC (granular activated carbon) med etableret ligevægt på 60 minutter (Das et al. 2013). Das et al. (Das et al. 2013) undersøgte jordprøver behandlet med MatCare™ over et år. Her observeredes det, at ubehandlede prøver havde et PFOS-indhold på 13,2-14,8 %, mens behandlede prøver havde et PFOS-indhold på 0,07-0,57 % (ved 25°C).

PFAS-forbindelser kan også stabiliseres med cement mikstur (Pancras et al. 2016).

Immobilisering og stabilisering fjerner ikke PFAS, men udvaskning af PFAS forventes at blive reduceret/hindret i mange år fremad.

Adsorptionsteknologier som immobilisering/stabilisering er afprøvet ex-situ og medtager tilsyneladende alle PFAS, men der mangler endnu dokumenteret afprøvning af metoderne in-situ og dokumentation for deres effektivitet over tid.

Derudover er et oxidationsmiddel, ScisoR®, under afprøvning. ScisoR® kan bruges i kildeområder til kemisk oxidation af PFAS-forbindelser ved at opblande eller injicere en specifik type aktiveret persulfat i den forurenede jord eller vand (Ross 2016). ScisoR® er under udviklingsstadiet hos ARCADIS og kan tilsyneladende fjerne 100 µg/l over 1-2 dage (Ross 2016). Produktet kan tilsyneladende også anvendes til regenerering af adsorptionsmidler on-site.

11.1.2 Oprensning af grundvand

I forbindelse med afværge af PFAS i grundvand er den mest afprøvede metode oppumpning og efterfølgende behandling af grundvand med aktiveret kul. En række behandlingsmetoder er afprøvet, og indtil nu er de mest effektive behandlingsmetoder: granular activated carbon (GAC), ionbytning, nanofiltrering og omvendt osmose.

Det bemærkes, at Appleman et al. (Appleman et al. 2014) har foretaget en evaluering af 15 amerikanske afværgeanlæg. På baggrund af dette studie blev det konkluderet, at de fleste vandbehandlingsteknikker var ineffektive til afværge af PFAS.

Disse teknikker, der ikke behandles yderligere, inkluderede:

- Koagulering (med aluminium sulfat, polyaluminium chlorid).
- Fysisk separation (granulær filtrering med sand, anthracit/sand, lavtryksmembran).
- Almindelig oxidation og desinfektion (ozonering, kaliumpermanganat, UV, AOP, chlorering).

P&T med GAC eller syntetisk resin
Oppumpning og behandling (P&T – Pump and Treat) med aktiveret carbon er velafprøvet. Der har både været brugt granulært aktiveret carbon (GAC) og pulveriseret aktiveret carbon (PAC) samt pulveriseret aktiveret polymer, aluminium oxid, silicium oxid, zeolit og montmorillonit (Pancras et al. 2016). GAC og PAC fjerner PFOS og PFOA effektivt (>90 %), men kommer til kort over for korte PFAS-kæder. Sorptionshastigheden af forskellige PFAS-forbindelser kan også være markant anderledes, og optimeret GAC vil derfor have sværere ved at fjerne andre typer PFAS, (Eschauzier et al. 2012) og (Pancras et al. 2016). Desuden er sorptionspotentialet mindre for PFAS-forbindelser end mange andre organiske stoffer, som også adsorberer til GAC, og som derfor kan optage sorptionspladserne.

Appleman et al. (Appleman et al. 2014) observerede, at GAC fjernede PFAA mere effektivt i vand med lavt organisk indhold og anførte derfor vigtigheden af at undersøge forskellige organiske stoffers påvirkning af GAC-behandling af PFAS. (Hansen et al. 2010) brugte naturlige prøver fra forurenet grundvand og fandt, at 20-40 % af 8 forskellige PFAA blev adsorberet på GAC og 60-90 % vha. PAC.

Brugt GAC skal om muligt regenereres, hvis det skal genbruges. Forskning viser, at GAC overfladebehandlet med degenererende katalysatorer kan nedbryde PFAS før kontakt med GAC, hvorved GAC regenereres automatisk (Du et al. 2014).

P&T med GAC kan til dels medtage precursorer, men er som nævnt kun lidt effektiv over for de kortkædede PFAS, og erfaringer har vist, at PFAS kan desorbere fra kullene. Metoden er forholdsvis dyr, primært fordi der er tale om en afskærende metode, der over en lang række år fjerner forurening fra grundvandsmagasinet, og fordi kullene pt. ikke kan regenereres.

Der bliver også udviklet andre adsorberende produkter med bedre effektivitet for PFAS med korte kæder, men der kan være store omkostninger ved bortskaffelse af disse typer af adsorberende medier (Pancras et al. 2016). Alternativt har porøse chitosan-korn en høj adsorptionskapacitet for PFOA og PFOA (Du et al. 2014). Wang et al. (Wang et al. 2014) udviklede en ny type adsorbant kaldet *permanently confined micelle array* (PCMA). Denne kan adsorbere PFOS,

PFHxS og PFBS. Derudover blev effektiviteten af adsorbanten PCMA ikke nedsat efter 5 runder regenerering (Wang et al. 2014).

P&T med filtrering
Oppumpet grundvand kan også behandles ved filtrering, hvorved forurenings-komponenterne separeres fra. Filtrering kan ske ved nanofiltrering eller ved omvendt osmose.

Nanofiltrering har vist sig at være effektiv (90-99 %) til PFAS-fjernelse. Appleman et al. (Appleman et al. 2013) fandt, at NF270 membraner kan fjerne næsten alle PFAA. Hang et al.(Hang et al. 2015) fandt, at NF90 membraner havde en effektivitet på 99,3 % fjernelse af PFOA. Zhao et al. undersøgte NF270 membraners effekt på PFOS i kombination med tilsætning af Mg^{2+}-ioner i opløsningen. Dette forsøg viste en forbedring af afvisningseffektiviteten, som steg fra 94,3 % til 99,5 % med en forøgelse af Mg^{2+}-ioner fra 0-2 mM grundet nanofiltrerings afhængighed af molekylestørrelse (Zhao et al. 2016). Nanofiltrering vil i mange tilfælde kræve en forudgående behandling af grundvandet for at frafiltrere andre stoffer, der ellers vil mindske effektiviteten af nanofiltreringen.

I litteraturen er der en generel konsensus om, at omvendt osmose membraner har en afvisningseffektivitet på 99-100 % og sandsynligvis er den mest effektive vandbehandlingsmetode i forbindelse med afskæring (Tang et al. 2007), (Pancras et al. 2016). I forsøg af Appleman et al. og et studie af australske oprensningsanlæg viste omvendt osmose, at alle undersøgte PFAA blev fjernet til under rapporteringsniveau, (Thompson et al. 2011; Appleman et al. 2014).

Filtreringsmetoderne er endnu på udviklingsstadiet, og data viser, at omvendt osmose kan vise sig at være den mest effektive filtreringsmetode – metoden er dog stadig under udvikling.

P&T med filtrering forventes at være moderat dyr, fordi der er tale om en afskærende metode, der over en lang række fjerner forurening fra grundvandsmagasinet.

P&T med harpiks – ionbytning
Der bruges både anion-bytningsharpiks og non-ion harpiks til at fjerne PFAS, hvor anion-bytningsharpiks har større adsorptionskapacitet (Du et al. 2014). Ionbytningsmetoden anvendes i forbindelse med P&T og er endnu under udvikling.

Et studie viser desuden, at anion-bytningsharpiks også virker mere effektivt på PFOA end GAC (Du et al. 2014). Non-ion harpiks kan regenereres med methanol. Anion-bytningsharpiks kan regenereres med en methanol- og salt-opløsning (Du et al. 2014) og genbruges. Den resterende PFAS-holdige opløsning kan efterfølgende brændes, udvaskes med syre og/eller salt eller blandes med alkohol, destilleres og forsæbes (Du et al. 2014), (Pancras et al. 2016). Anion-bytningsharpiks og non-ion harpiks anslås at være mest effektive under lave PFAS-koncentrationer og store vand volumener (Pancras et al. 2016).

Omdannelses-/nedbrydningsteknikker
En række ex-situ og in-situ omdannelses-/nedbrydningsteknikker er under udvikling bl.a. avanceret oxidation, fotolyse, fotokatalyse, sonolyse, reduktion, elektrokemisk behandling og biobaseret nedbrydning.

Avanceret kemisk oxidation
PFAS-oxidation har en meget langsom reaktionshastighed grundet de elektronegative fluor-atomer. Derfor vil andre organiske materialer blive oxideret først og dermed forbruge oxidationsmidlet.

Oxidationsprocesser, der anvender persulfat eller UV-aktiveret Fenton, kan nedbryde PFOA. Et fælles problem ved oxidation er, at forbindelser med funktionelle grupper kan blive oxideret og skabe PFCA og PFSA (Pancras et al. 2016).

Persulfat kan aktiveres vha. varme, UV-lys, baser og overgangsmetaller. UV-aktiveret og varmeaktiveret persulfat kan oxidere PFOA og kan fjerne 96,7 - 98,2% af hydroperfluorcarboxylsyre (H-PFCA) med forskellige kædelængder over 6 timer ved 80˚C (Hori et al. 2010). Fe-aktiveret persulfat kan ligeledes oxidere PFOA. Disse oxidationsmekanismer er dog en funktion af temperatur og pH.

Park et al. (Park et al. 2016) undersøgte varme-aktiveret persulfat-baseret oxidation af PFOA, PFOS og 6:2 fluortelomer sulfonat (6:2 FTSA). Her blev det observeret, at PFOS ikke blev oxideret selv under høje temperaturer på 85-90°C. Derfor ville der skulle bruges flere former for nedbrydningsmetoder sammen med persulfat-baseret oxidation til oprensning af PFAS. Dog konkluderes det, at PFOA kunne oxideres med en halveringstid på 01,-7 dage ved 30-60˚C med 42 mM persulfat. 98 % af 6:2 FTSA oxiderede direkte efter tilsætning af 42 mM persulfat ved 40-50˚C (Park et al. 2016). Samme oxideringsmekanismer kan forventes at gælde for FTSA med andre kædelængder. UV-Fenton oxiderede 87,9 % PFOA over 1 time og 95 % PFOA over 5 timer (Tang et al. 2012).

Sammenfattende kan avanceret kemisk oxidation foregå in-situ og erfaringer indtil videre viser, at metodens effektivitet er afhængig af oxidationsmiddel, og at det er vanskeligt med et oxidationsmiddel at nedbryde alle precursorer og

andre PFAS på en gang. Desuden er der konstateret vanskeligheder ved at overføre metoden til fuldskala. Metoden viser sig derudover at have den væsentlige ulempe, at precursorer kan nedbrydes til mere persistente PFAS, og at indholdet af analyserbare PFAS-forbindelser dermed stiger.

Der forskes kraftigt i at finde kombinationer af oxidationsmidler, der vil kunne fjerne PFAS. Ingen af disse er så vidt vides afprøvet i felten endnu.

Fotolyse og fotokatalyse
Foruden UV-aktiveret Fenton oxidation har der været udført direkte fotolyse, hydrogen peroxid fotolyse, persulfat fotolyse, fotokatalyse og alkalin isopropanol fotolyse (Arvaniti & Stasinakis 2015). Disse kan under laboratorieforhold nedbryde PFAS til F^-, CO_2 og PFCA med korte kæder (Arvaniti & Stasinakis 2015). Direkte fotolyse med UV-stråling forårsagede en 44-90 % dekomposition af PFOA på 24-72 timer, mens hydrogen peroxid UV-fotolyse kun skabte en dekomposition af PFOA på 35,6 % over 24 timer (Hori et al. 2004). Anvendelse af heteropolyacid fotokatalyse forårsagede 100% dekomposition af PFOA på 24 timer (Hori et al. 2004).

I de seneste år har der været et stort fokus på at effektivisere fotokatalyse, hvor bl.a. CeO_2-dopet indium oxid fotokatalyse, ædelmetal nanopartikel modificeret TiO_2 fotokatalyse, Pb-modificeret TiO_2 og β-Ga_2O_3 fotokatalyse har vist sig at være potentielle nedbrydningsmetoder for PFOA (Shao et al. 2013; Liu & Liu 2016; Jiang et al. 2016; J. C. Lin et al. 2016)

Jin & Zhang observerede, at PFOS kan nedbrydes ved UV-bestråling under anaerobe tilstande i alkalin, høj pH opløsning med en halveringskonstant på 8,6 min ved en pH-værdi på 12,5 (Jin & Zhang 2015). Dertil fandt Jin et al. (Jin et al. 2014), at tilsætning af Fe^{3+} vil forårsage en accelereret dekomposition af PFOS under UV-bestråling. En koncentration på 20 µM PFOS blev reduceret til under detektionsgrænsen på 48 timer (Jin et al. 2014). I (Yamamoto et al. 2007) viste forsøg, at 40 µM PFOS blev reduceret med 68 % over 10 dage vha. UV-bestråling. Dog blev den samme koncentration af PFOS reduceret med 76 % og 92 % efter respektivt 1 og 10 dage i en alkalin 2-propanol opløsning.

Sonolyse
Vha. ultralyd kan der skabes et sæt af sub-mikroskopiske bobler, som kollapser ved temperaturer nær 4.700°C, hvorved PFAS-strukturer degenereres (Pancras et al. 2016). Tilstedeværelsen af andre organiske materiale og uorganiske forbindelse (f.eks. bikarbonat) har en stærkt reducerende effekt på effektiviteten af sonokemisk nedbrydning af PFAS (Pancras et al. 2016). Campbell et al. (Campbell et al. 2009) undersøgte sonokemisk nedbrydningskinetik for forskellige PFAS: PFBA, PFBS, PFHA, PFHS, PFOS og PFOA. Fordelingskoefficienten mellem boble og overflade forøges med forlængelse af den hydrofobiske kædelængde. Nedbrydningsraten for sonokemisk behandling af PFAS observeres at være mest afhængig af antallet af bobledannelsesepisoder pr. tid og forøget masseoverførelse til boble-vand-grænsen (Campbell et al. 2009).

Lin et al. (Lin et al. 2015) undersøgte effekten af tilsætning af sulfat-ioner under ultralyd sonolyse af PFOA. Nedbrydningspotentialet forøgedes ved forøget sulfat-ion koncentration og aftagende temperatur. Op mod 100 % PFOA blev nedbrudt på 90 min. ved 25°C med en sulfat-ion koncentration på 117 mM (Lin et al. 2015). Overfladeaktive stoffer (f.eks. hexadecyl trimethyl ammonium bromid, CTAB) kan også forøge nedbrydningseffektiviteten af PFOA under ultralyd sonolyse som funktion af CTAB koncentration (Lin et al. 2016). Tilsætning af periodat kan også forøge nedbrydningsraten til 96,5 % på 120 min. med 45 mM periodat (Lee et al. 2016).

Sonolyse er endnu på forskningsstadiet, og der mangler afprøvning og dokumentation af metodens effektivitet over for en bred vifte af PFAS. Sonolyse forventes generelt ikke at være effektiv over for en bred vifte af PFAS.

Reduktion

Der findes begrænset litteratur omhandlende reduktion af PFAS, eftersom der er meget lavt potentiale for reduktion. Eksperimentelt har der hovedsageligt været fokuseret på nul-valent Jern (ZVI) reduktion, som delvist kan nedbryde PFOS, PFOA, PFNA, PFDA og PFOS (Arvaniti et al. 2015), (Arvaniti & Stasinakis 2015). Arvaniti et al. (Arvaniti et al. 2015) undersøgte nano-ZVI dækket med Mg-aminoler og fandt en nedbrydning på 38-96 % af ovenstående PFAS over 1 time ved en pH-værdi på 3,0. Desuden har der været anvendt alkalin 2-propanol fotolyse reduktion og vitamin B12 reduktion, som er meget dyre metoder (Arvaniti et al. 2015; Arvaniti & Stasinakis 2015; Pancras et al. 2016).

Reduktionsmetoder er på forskningsstadiet og forventes generelt ikke at være effektive til afværge af PFAS-forureninger generelt.

Elektrokemisk behandling

Inden for de sidste par år har flere studier fokuseret på elektrokemisk behandling af PFAS. Der er blevet observeret effektiv defluorering af PFOA og PFOS vha. bor-dopet diamant (BDD) eller specifikke mixed metal oxid (MMO) anoder i u-opdelte celler (*undivided cells)* (Schaefer et al. 2015). BDD nedbrydningsrate af PFOS er pseudo første orden med en halveringstid på 5,3 min ved 20 mA/cm^2 (Carter & Farrell 2008). Kommercielt tilgængelige MMO anoder i u-opdelte celler har dog en ringe effektivitet i forbindelse med nedbrydning af PFAS. (Schaefer et al. 2015) undersøgte elektrokemisk behandling med kommerciel Ti/RuO_2 anode i en opdelt celle med PFOA, PFOS og 10 andre typer PFAA. Defluorering ved dannelse af fluorid blev observeret. Nedbrydningseffektiviteten afhang betydeligt af strømtæthed.

Metoden er fortsat på forskningsstadiet, og der mangler afprøvning og dokumentation af metodens effektivitet over for en bred vifte af PFAS. Metoden forventes umiddelbart ikke velegnet over for en bred vifte af PFAS.

Bionedbrydning
Aerobe bakterier kan transformere PFAS som 6:2 FTSA, 6:2 FTOH, N-EFASE og 8:2 FTOH m.m. (Rhoads et al. 2008), (Wang et al. 2009), (Wang et al. 2011) og (Liu et al. 2010). Tilmed kan forbindelser som H-PFOS og 2,2,2-trifluorethen defluoreres under aerob metabolisme (Tseng 2012). Det er dog vigtigt at understrege, at bionedbrydning af de fleste PFAS-forbindelser ikke finder sted. Af disse grunde er litteraturen angående bionedbrydning af PFAS sparsom. Kwon et al. (Kwon et al. 2014) undersøgte den aerobe mikrobakterie *Pseudomonas aeruginosa*, som nedbrød ca. 67 % PFOS over 48 timer. Dog blev der i løbet af biotransformationen dannet PFBS og PFHxS.

Tseng (Tseng 2012) undersøgte fungus (*Phanerochaete chrysosporium (PC) og Aspergillus niger*) og oxygenase-brugende bakterier (*Pseudonocardia dioxanivorans, Methylosinus trichosporium, Burkholderia cepacia og Pseudomonas putida*). Selvom de bakterie-fokuserede studier havde negative resultater, konkluderede Tseng (Tseng 2012), at PC-type fungus transformerede 50 % 6:2 FTOH og 70 % 8:2 FTOH i løbet af 28 dage. Efter nedbrydning af især 6:2 FTOH var der dog en substantiel mængde nedbrydningsprodukter i form af polyfluorerede syrer, 5:2 sFTOH, PFHxA, 7:2 sFTOH, PFOA m.m. Ifølge dette opsamlingsstudie har der endnu ikke været foretaget yderligere eksperimenter inden for fungus-området, og det ligger stadigt åbent til diskussion, om fungus kan være en mulig kilde til biobaseret afværge af PFAS.

Generelt konkluderes, at bionedbrydningsmetoder ikke er velegnet til afværge af PFAS, primært fordi de kun er effektive over for meget få PFAS, og fordi der kan dannes persistente PFAS ved nedbrydningen.

11.2 Fremtidsmuligheder

Udvaskning af PFAS fra jorden med eller uden adsorberende materiale er også en mulig løsning til at oprense PFAS-forurenet jord (Pancras et al. 2016). Pan et al. (Pan et al. 2009) undersøgte effekten af overfladeaktive stoffer – navnlig cetyltrimethylammonium bromid (CTAB) og natrium dodecylbenzen sulfonat (SDBS) – i forbindelse med sorption af PFOS i sediment. CTAB kan forøge sorptionspotentialet af PFOS i sediment, mens SDBS kan forøge opløseligheden af PFOS (Pan et al. 2009). Af denne grund kan overfladeaktive stoffer muligvis spille en rolle i forbindelse med fremtidig afværgemetoder i jord (Pan et al. 2009).

Permeable Reactive Barriers (PRB) er blevet afprøvet for PFAS i grundvand i mindre skala. Der er anvendt adsorberende materialer som GAC, RemBind™, MatCare™ eller PlumeStop™, og forsøg viser, at disse adsorbenter kan tilbageholde PFAS med en vis effektivitet. Forsøgene har dog ikke belyst, hvorvidt PFAS på sigt desorberer. De nyeste patenter inden for PFAS-afværge inkluderer – foruden RemBind™, MatCare™, PlumeStop™ og ScisoR® – oxy-

gen/ozon gas bobler med oxiderende hydroperoxid overfladebehandling opfundet af W. Kerfoot i 2014 samt anvendelse af OxyZone®, en blanding af forskellige oxiderende midler, opfundet af R. Ball fra EnChem Engineering i 2010 (Strong & No 2016).

Dertil udføres der yderligere undersøgelse af fungus-baseret transformation af PFAS på University of California Los Angeles under Dr. Shaily Mahendra.

11.3 Opsummering

I dag er opgravning og deponering den mest benyttede metode til bortskaffelse af jordforureninger. Ligeledes er P&T med efterfølgende vandbehandling den mest benyttede metode til fjernelse af PFAS fra grundvand. Afværgeteknikker til PFAS i miljøet er stadigt under udvikling og tager vidt forskellige udgangspunkter.

En opsamling af metodernes egnethed i jord og vand, in-situ og ex-situ, samt udviklingsstadie og pris er givet nedenfor.

Metode	Status	Medie		In-situ	Ex-situ	Teknik	Medtager alle PFAS	Pris	Effektivitet	Bemærkninger
		J	GV							
P&T med GAC	+		+	-	+	A	-	Høj	(Høj)	Ikke effektiv for mange almindelige PFAS heriblandt kortkædede. Adsorbent skal bortskaffes.
P&T med syntetiske resiner (ionbytning)	-		+	-	+	A	-	Middel	Høj?	Effektiv overfor langkædede PFSA'er, mindre effektive overfor PFCA'er og ikke effektive overfor kortkædede PFAS. Adsorbent regenerering kan muligvis foretages on-site
Avanceret kemisk oxidation	-	(+)	+	+	-	T	-	Høj	Lav	Endnu på test stadiet
Sonokemisk omdannelse	-		+		+	T	-	Middel?	(Høj?)	Kun testet overfor få PFAS. Mange inteferenser. Fare for omdannelse til kortkædede PFAS
Luft stripning	-		+	(+)	+	S	-	Høj	(Høj)	Kun effektiv overfor flygtige PFAS. Fase med PFAS skal bortskaffes
Filtrering, omvendt osmose	-		+		+	S	+	Høj	Høj	Forbehandling nødvendig for at øge filtreringens effektivitet. Koncentrat skal bortskaffes.
Nanofiltrering	-		+		+	S	+	Høj-middel	Høj-middel	Forbehandling nødvendig for at øge filtreringens effektivitet. Koncentrat skal bortskaffes.
Opgravning og forbrænding /deponering	+	+			+	T	+	Middel-lav	Middel	Høj-temperatur forbrænding påkrævet for at fjerne PFAS
Stabilisering	-	+	+	+	+	A	+	Middel-lav	?	Mange nye adsorbenter på markedet. Dokumentation mangler for effektivitet. Tilbageholder PFAS, men reducerer dem ikke

J: Jord GV: Grundvand
A: adsorption T: transformation/omdannelse S: separering
+: Angiver at metoden er i brug (status), at den er anvendelig i det pågældende medie, og at metoden medtager alle PFAS
-: Angiver at metoden er under udvikling (status), at den ikke er anvendelig i det pågældende medie, og at metoden ikke medtager alle PFAS.

Tabel 11.1 Oversigt over afværgeteknikker.

12. Litteratur- og referenceliste

Ahrens, L. & Bundschuh, M., 2014. Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(9), pp.1921–1929.

Ahrens, L., Hedlund, J., Dürig, W., Trö-, R. & Wiberg, K., 2016. Screening of PFASs in groundwater and surface water. *SLU. Swedish University of Agricultural Sciences, Vatten och miljö: Rapport 2016:2*. Available at: https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:915446/FULLTEXT01.pdf.

Ahrens, L., Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P. & Josefsson, S., 2015. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*, 129, pp.33–38. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.136.

Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S.C., Guo, R. & Reiner, E.J., 2011. Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere †. *Environmental Science & Technology*, 45(19), pp.8098–8105. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es1036173.

Ahrens, L., Shoeib, M., Del Vento, S., Codling, G. & Halsall, C., 2011. Polyfluoroalkyl compounds in the Canadian Arctic atmosphere. *Environmental Chemistry*, 8(4), pp.399–406.

Andersen, K.F., 2017. Personlig kommunikation med Eurofins.

Appleman, T.D., Dickenson, E.R. V, Bellona, C. & Higgins, C.P., 2013. Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *Journal of Hazardous Materials*, 260, pp.740–746.

Appleman, T.D., Higgins, C.P., Quin, O., Vanderford, B.J., Kolstad, C., Zeigler-holady, J.C., et al., 2014. Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U. S. full-scale water treatment systems. *Water Research*, 51, pp.246–255.

Armitage, J.M., Schenker, U., Scheringer, M., Martin, J.W., Macleod, M. & Cousins, I.T., 2009. Modeling the global fate and transport of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and precursor compounds in relation to temporal trends in wildlife exposure. *Environmental Science and Technology*, 43(24), pp.9274–9280. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es901448p.

Arvaniti, O.S., Hwang, Y., Andersen, H.R., Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S. &

Aloupi, M., 2015. Reductive degradation of perfluorinated compounds in water using Mg-aminoclay coated nanoscale zero valent iron. *Chemical Engineering Journal*, 262(February), pp.133–139.

Arvaniti, O.S. & Stasinakis, A.S., 2015. Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 524–525, pp.81–92.

ATSDR, 2009. *Draft toxicological profile for Perfluoroalkyls*,

AVJ, 2007. Teknik og Administration, Nr. 1; Checklister ved undersøgelser. , (1).

Backe, W.J., Day, T.C. & Field, J.A., 2013. Zwitterionic, cationic, and anionic fluorinated chemicals in aqueous film forming foam formulations and groundwater from U.S. military bases by nonaqueous large-volume injection HPLC-MS/MS. *Environmental Science and Technology*, 47, pp.5226–5234.

Banzhaf, S., Filipovic, M., Lewis, J., Sparrenbom, Charlotte, J. & Barthel, R., 2016. A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio*.

Barber, J.L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., et al., 2007. Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(6), pp.530–541.

Barzen-Hanson, K.A. & Field, J.A., 2015. Discovery and Implications of C 2 and C 3 Perfluoroalkyl Sulfonates in Aqueous Film-Forming Foams and Groundwater. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(4), pp.95–99. Available at: http://dx.doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00049.

Barzen-Hanson, K.A., Roberts, S.C., Choyke, S., Oetjen, K., McAlees, A., Riddell, N., et al., 2017. Discovery of 40 Classes of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Historical Aqueous Film-Forming Foams (AFFFs) and AFFF-Impacted Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 51(4), pp.2047–2057. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.6b05843.

Benskin, J.P., Li, B., Ikonomou, M.G., Grace, J.R. & Li, L.Y., 2012. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Landfill Leachate: Patterns, Time Trends, and Sources. *Environmental Science & Technology*, 46(21), pp.11532–11540. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es302471n.

Beuth, 2011. DIN 38407-42.German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Jointly determinable substances (group F)

- Part 42: Determination of selected polyfluorinated compounds (PFC) in water - Method using high performance liquid chro.

Bhhatarai, B. & Gramatica, P., 2011. Prediction of Aqueous Solubility, Vapor Pressure and Critical Micelle Concentration for Aquatic Partitioning of Perfluorinated Chemicals. *Environmental Science & Technology*, 45(19), pp.8120–8128. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101181g.

Blaine, A.C., Rich, C.D., Hundal, L.S., Lau, C., Mills, M.A., Harris, K.M., et al., 2013. Uptake of perfluoroalkyl acids into edible crops via land applied biosolids: Field and greenhouse studies. *Environmental Science and Technology*, 47(24), pp.14062–14069.

Brooke, D., Footitt, A. & Nwaogu, T.., 2004. *Environmental risk evaluation report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS)*, Available at: https://www.gov.uk/government/publications/environmental-risk-evaluation-reports.

Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J.M., Cousins, I.T., de Voogt, P., et al., 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), pp.513–541. Available at: http://doi.wiley.com/10.1002/ieam.258.

BundesverbandTechnischerBrandschutz, 2010. An overview of extinguishing agents. *Brandschutzspezial Feuerlöschgeräte bvfa*, pp.1–6.

Butt, C.M., Berger, U., Bossi, R. & Tomy, G.T., 2010. Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the arctic environment. *Science of the Total Environment*, 408(15), pp.2936–2965. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.015.

Campbell, T.Y., Vecitis, C.D., Mader, B.T. & Hoffmann, M.R., 2009. Perfluorinated surfactant chain-length effects on sonochemical kinetics. *Journal of Physical Chemistry A*, 113(36), pp.9834–9842.

Carter, K.E. & Farrell, J., 2008. Oxidative destruction of perfluorooctane sulfonate using boron-doped diamond film electrodes. *Environmental Science and Technology*, 42(16), pp.6111–6115. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es703273s.

Conor, J.A., Farhat, S.K. & Vanderford, M., 2012. Gsi Mann-Kendall Toolkit for Constituent Trend Analysis.User's manual. *GSI, Groundwater Services Inc*, (November).

Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, 2017. Assessment , management and remediation for

PFOS and PFOA Part 4 : application of HSLs and ESLs. , Part 4(38).

Dahllöf, I. & Strand, 2010. Miljøfarlige stoffer i sediment og muslinger Delrapport III. *Naturstyrelsen*.

Dahllöf, I. & Strand, J., 2010. Miljøfarlige stoffer i ålekvabbe. Delrapport 1. *Naturstyrelsen*.

Dansk Standard, 2013. Repræsentativ prøvetagning – Horisontal standard. *DS 3077*.

Das, P., Arias E., V.A., Kambala, V., Mallavarapu, M. & Naidu, R., 2013. Remediation of Perfluorooctane Sulfonate in Contaminated Soils by Modified Clay Adsorbent—a Risk-Based Approach. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(12), p.1714. Available at: http://link.springer.com/10.1007/s11270-013-1714-y.

DiGiuseppi, W. & Carey, T., 2016. Assessment of Screening Technologies for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Battelle. 8th. International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds.*

DiGuiseppi, W., Locsey, K., Thomas, D., Danon-Schaffer, M. & Marinetti, M., 2016. A Survey of International Regulation and Operational Guid-ance Related to Aqueous Film-Forming Foams and Per- and Polyfluoroalkyl Sustances (PFASs). *Battelle. 8th. International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds.*

Dimzon, I.K., Westerveld, J., Gremmel, C., Frömel, T., Knepper, T.P. & Voogt, P. De, 2017. Sampling and simultaneous determination of volatile per- and polyfluoroalkyl substances in wastewater treatment plant air and water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, pp.1395–1404.

Ding, G. & Peijnenburg, W.J.G.M., 2013. Physicochemical Properties and Aquatic Toxicity of Poly- and Perfluorinated Compounds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(6), pp.598–678. Available at: http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389.2011.627016.

Directorate, E., Meeting, J., The, O.F., Committee, C., Working, T.H.E., On, P., et al., 2007. THE WORKING PARTY ON CHEMICALS , PESTICIDES AND BIOTECHNOLOGY ENV / JM / MONO (2006) 15 Unclassified. , (April 2006).

Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., et al., 2014. Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents-A review. *Journal of Hazardous Materials*, 274(December), pp.443–454. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.038.

Ejlskov, P., Bjerg, P.L. & Kjeldsen, P., 1998. Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser.

Epa, U. & of Water, O., 2016. FACT SHEET PFOA & PFOS Drinking Water Health Advisories. , (May), pp.1–4.

Eriksson, U., Mueller, J.F., Toms, L.L. & Hobson, P., 2017. Temporal trends of PFSAs , PFCAs and selected precursors in Australian serum from 2002 to 2013 *. , 220, pp.168–177.

Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P. & De Voogt, P., 2012. Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environmental Science & Technology*, 46(3), pp.1708–1715. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es201662b.

Eurofins, 2017. *Personlig oplysning til Rambøll, marts 2017*,

European Commission, 2011a. *Common Implementation Strategy for the WFD, Guidance Document No . 27, Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards*, Available at: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm.

European Commission, 2011b. *EQS dossier for PFOS*, Available at: http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/lib_pri_substances.htm.

European Food Safety Authority, 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA Journal*, 653, pp.1–131.

Falkenberg, J.A., Christensen, A.G. & Filipovic, M., 2016. Spredning og sammensætning i grundvand ved PFAS-forureninger - Litteraturstudie. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1892*, (1892).

Farhat, S.K., Newell, C.J., Nichols, E.M. & Levine-fricke, L.F.R., 2006. Mass Flux Toolkit. User´s manual. *GSI, Groundwater Services Inc*.

Filipovic, M., 2015. *Fate of perfluoroalkyl acids in the aquatic environment with a focus on mass balance studies. Thesis.* Stockholm University.

Filipovic, M. & Berger, U., 2015. Are perfluoroalkyl acids in waste water treatment plant effluents the result of primary emissions from the technosphere or of environmental recirculation? *Chemosphere*, 129, pp.74–80. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004565351400945X.

Filipovic, M., Laudon, H., McLachlan, M. & Berger, U., 2015. Mass Balance

of Perfluorinated Alkyl Acids in a Pristine Boreal Catchment. *Environmental Science & Technology*, 49(20), pp.12127–12135. Available at: http://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b03403.

Filipovic, M., Woldegiorgis, A., Norström, K., Bibi, M., Lindberg, M. & Österås, A.-H., 2015. Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere*, 129, pp.39–45. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653514010650.

Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, 2016. Screening for PFAS-forbindelser.

Fromme, H., Dreyer, A., Dietrich, S., Fembacher, L., Lahrz, T. & Völkel, W., 2015. Neutral polyfluorinated compounds in indoor air in Germany - The LUPE 4 study. *Chemosphere*, 139, pp.572–578. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.024.

Gebbink, W.A., Bignert, A. & Berger, U., 2016. Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) and Selected Precursors in the Baltic Sea Environment: Do Precursors Play a Role in Food Web Accumulation of PFAAs? *Environmental Science and Technology*, 50(12), pp.6354–6362.

Gellrich, V., Stahl, T. & Knepper, T.P., 2012. Behavior of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments. *Chemosphere*, 87(9), pp.1052–1056. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.011.

Gomis, M.I., Wang, Z., Scheringer, M. & Cousins, I.T., 2015. A modeling assessment of the physicochemical properties and environmental fate of emerging and novel per- and polyfluoroalkyl substances. *Science of the Total Environment*, 505, pp.981–991.

González-Barreiro, C., Martínez-Carballo, E., Sitka, A., Scharf, S. & Gans, O., 2006. Method optimization for determination of selected perfluorinated alkylated substances in water samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 386(7–8), pp.2123–2132.

Grøn, C., Falkenberg, J.A. & Weber, K., 2003. Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand. *Amternes Videncenter for Jordforurening*, (3). Available at: http://www.jordforurening.info/filer/udgivelser/rapporter/11/HBproevetaghovedny.pdf.

Gy, P., 1998. *Sampling for Analytical Purposes* -, Wiley.

Hang, X., Chen, X., Luo, J., Cao, W. & Wan, Y., 2015. Removal and recovery of perfluorooctanoate from wastewater by nanofiltration. *Separation and*

Purification Technology, 145(March 2015), pp.120–129.

Hansen, M.C., Børresen, M.H., Schlabach, M. & Cornelissen, G., 2010. Sorption of perfluorinated compounds from contaminated water to activated carbon. *Journal of Soils and Sediments*, 10(2), pp.179–185.

Harrekilde, D., 2017. Danske lossepladser, PFAS i perkolat. In *ATV Vintermøde 2017. Fagsession 3 - PFAS - den nye trussel - hvad gør vi*.

Hashiguchi, A., Yoneda, M., Fujikawa, Y., Ozaki, H., Taniguchi, S., Raj Giri, R., et al., 2013. Fluorine mass balance in electrolytic degradation of perfluorooctane sulfonate in aqueous solution. *International Journal of PIXE*, 23(03n04), pp.153–170. Available at: http://www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/s0129083513410088.

Hawaii State Department of Health, 2016. Decision Unit Characterization. *HEER Office Technical Guidance Manual (TGM)*, Section 4(August). Available at: http://www.hawaiidoh.org/.

Held, T., 2016. Länderfinanzierungsprogramm „ Wasser , Boden und Abfall " Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen Arbeitshilfe zur flächendeckenden Erfassung , standortbezogenen historischen Erkundung un. *Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz*, (Projektstufe 1), pp.1–85. Available at: http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_4.14/index.jsp.

Higgins, C.P., Field, J.A., Criddle, C.S. & Luthy, R.G., 2005. Quantitative Determination of Perfluorochemicals in Sediments and Domestic Sludge. *Environmental Science & Technology*, 39(11), pp.3946–3956. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es048245p.

Higgins, C.P. & Luthy, R.G., 2006. Sorption of Perfluorinated Surfactants on Sediments †. *Environmental Science & Technology*, 40(23), pp.7251–7256. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es061000n.

Hjelmar, O., 2007. Udvaskningstest - Værktøj til risikovurdering. *ATV Jord og Grundvand. Udvaskning fra forurenet jord*.

Hori, H., Hayakawa, E., Einaga, H., Kutsuna, S., Koike, K., Ibusuki, T., et al., 2004. Decomposition of environmentally persistent perfluorooctanoic acid in water by photochemical approaches. *Environmental Science and Technology*, 38(22), pp.6118–6124.

Hori, H., Murayama, M., Inoue, N., Ishida, K. & Kutsuna, S., 2010. Efficient mineralization of hydroperfluorocarboxylic acids with persulfate in hot water. *Catalysis Today*, 151(1–2), pp.131–136.

Houtz, E.F., Higgins, C.P., Field, J.A. & Sedlak, D.L., 2013. Persistence of Perfluoroalkyl Acid Precursors in AFFF-Impacted Groundwater and Soil. *Environmental Science & Technology*, 47(15), p.130725144806004. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es4018877.

Houtz, E.F. & Sedlak, D.L., 2012. Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff. *Environmental Science & Technology*, 46(17), pp.9342–9349. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es302274g.

IARC, 2016. IARC MONOGRAPHS ON THE EVALUATION OF CARCINOGENIC RISKS TO HUMANS - Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture. , 110, p.Volume 110, pp 37-110. Available at: http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol110/mono110-01.pdf.

Jahnke, A., Huber, S., Temme, C., Kylin, H. & Berger, U., 2007. Development and application of a simplified sampling method for volatile polyfluorinated alkyl substances in indoor and environmental air. *Journal of Chromatography A*, 1164, pp.1–9.

Jensen, A.A., Poulsen, P.B. & Bossi, R., 2008. Kortlægning og miljø- og sundhedsmæssig vurdering af fluorforbindelser i imprægnerede produkter og imprægneringsmidler. *Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, nr. 99*.

Jensen, P.N., Boutrup, S., Fredshavn, J.R., Vestergaard Nielsen, V., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., et al., 2015. *Vandmiljø og natur 2014. NOVANA Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning*,

Jensen, P.N., Boutrup, S., Fredshavn, J.R., Vestergaard Nielsen, V., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., et al., 2016. *Vandmiljø og natur 2015. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning.*,

Jiang, F., Zhao, H., Chen, H., Xu, C. & Chen, J., 2016. Enhancement of photocatalytic decomposition of perfluorooctanoic acid on CeO_2/In_2O_3. *RSC Adv.*, 6(76), pp.72015–72021. Available at: http://xlink.rsc.org/?DOI=C6RA09856H.

Jin, L. & Zhang, P., 2015. Photochemical decomposition of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in an anoxic alkaline solution by 185nm vacuum ultraviolet. *Chemical Engineering Journal*, 280(December 2014), pp.241–247.

Jin, L., Zhang, P., Shao, T. & Zhao, S., 2014. Ferric ion mediated photodecomposition of aqueous perfluorooctane sulfonate (PFOS) under UV irradiation and its mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 271(February), pp.9–15. Available at:

http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.061.

Johansson, J.H., Yan, H., Berger, U. & Cousins, I.T., 2017. Water-to-air transfer of branched and linear PFOA: Influence of pH, concentration and water type. *Emerging Contaminants*, (March). Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405665016300592.

Johnson, R.L., Anschutz, A.J., Smolen, J.M., Simcik, M.F. & Lee Penn, R., 2007. The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 52(4), pp.1165–1170.

Kalbe, U., Bandow, N., Bredow, A., Mathies, H. & Piechotta, C., 2014. Column leaching tests on soils containing less investigated organic pollutants. *Journal of Geochemical Exploration*, 147(PB), pp.291–297.

Kallenborn, R., Berger, U. & Järnberg, U., 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. *Nordic Council of Ministers*.

Kim, S.K. & Kannan, K., 2007. Perfluorinated acids in air, rain, snow, surface runoff, and lakes: Relative importance of pathways to contamination of urban lakes. *Environmental Science and Technology*, 41(24), pp.8328–8334.

Kim, S.K., Shoeib, M., Kim, K.S. & Park, J.E., 2012. Indoor and outdoor poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in Korea determined by passive air sampler. *Environmental Pollution*, 162(March), pp.144–150. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.037.

Kjølholt, J., Jensen, A.A. & Warmning, M., 2015. Short-chain Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). A literature review on human health effects and environmental fate and effect aspects of short-chain PFAS. *Danish Environmental Protection Agency. Environmental project No. 1707, 2015*, (1707).

Krafft, M.P. & Riess, J.G., 2015. Selected physicochemical aspects of poly- and perfluoroalkylated substances relevant to performance, environment and sustainability-Part one. *Chemosphere*, 129, pp.4–19. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.039.

Kwon, B.G., Lim, H.J., Na, S.H., Choi, B.I., Shin, D.S. & Chung, S.Y., 2014. Biodegradation of perfluorooctanesulfonate (PFOS) as an emerging contaminant. *Chemosphere*, 109, pp.221–225. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653514001635 [Accessed March 9, 2017].

Kaasa, H., 2017. PFAS Experience from Norway. *ATV Vintermøde 2017*.

Fagsession 3 - PFAS - den nye trussel - hvad gør vi, p.2017.

Lang, J.R., Allred, B.M., Field, J.A., Levis, J.W. & Barlaz, M.A., 2017. National Estimate of Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Release to U.S. Municipal Landfill Leachate. *Environmental Science & Technology*, 51(4), pp.2197–2205. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.6b05005.

Lang, J.R., Allred, B.M., Peaslee, G.F., Field, J.A. & Barlaz, M.A., 2016. Release of Per- and polyfluoroalkyl Substances (PFASs) from Carpet and Clothing in Model Anaerobic Landfill Reactors. *Environmental Science & Technology*, 50(10), pp.5024–5032. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.5b06237.

Larsen, P.B. & Giovalle, E., 2015. Perfluoroalkylated substances: PFOA , PFOS and PFOSA. Evaluation of health hazards and proposal of a health based quality criterion for drinking water, soil and ground water. *Danish Ministry of the Environment. Environmental project 1665*.

Lassen, C., Jensen, A.A., Potrykus, A., Christensen, F., Kjølholt, J., Jeppesen, C.N., et al., 2013. Survey of PFOS , PFOA and other perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl sub- stances. Lous-review. *Danish Ministry of the Environment. Environmental project 1475*.

Lee, Y.C., Chen, M.J., Huang, C.P., Kuo, J. & Lo, S.L., 2016. Efficient sonochemical degradation of perfluorooctanoic acid using periodate. *Ultrasonics Sonochemistry*, 31(April), pp.499–505.

Leeuwen, van S.P.J. & Boer, J. de, 20017. Extraction and clean-up strategies for the analysis of poly- and perfluoroalkyl substances in environmental and human matrices. *Journal of Chromatography A*, 1153, pp.172–185. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967307003779.

Lin, J.C., Hu, C.Y. & Lo, S.L., 2016. Effect of surfactants on the degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) by ultrasonic (US) treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 28(September), pp.130–135. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.07.007.

Lin, J.C., Lo, S.L., Hu, C.Y., Lee, Y.C. & Kuo, J., 2015. Enhanced sonochemical degradation of perfluorooctanoic acid by sulfate ions. *Ultrasonics Sonochemistry*, 22(June 2014), pp.542–547. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.06.006.

Lin, Y., Liu, R., Hu, F., Liu, R., Ruan, T. & Jiang, G., 2016. Simultaneous qualitative and quantitative analysis of fluoroalkyl sulfonates in riverine water by liquid chromatography coupled with Orbitrap high resolution mass spectrometry. *Journal of chromatography. A*, 1435(November),

pp.66–74.

Lindof, A.M. & Olsen, J.K., 2017. Danske erfaringer med forureningsspredning af PFAS i grundvand og overfladevand. In *ATV Jord og Grundvand. Vintermøde 2017*.

Lindof, A.M.B., Olsen, J.K., Morten, O. & Falkenberg, J., 2016. PFAS: A threat to our groundwater resource? Screening of Danish Defense Sites. Poster præsentation. In *NORDROCS. 6th. Joint Nordic meeting on Remediation of Contaminated Sites*. Available at: http://nordrocs.org/.

Lindstrom, A.B., Strynar, M.J. & Libelo, E.L., 2011. Polyfluorinated Compounds: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45(19), pp.7954–7961. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2011622.

Liu, C. & Liu, J., 2016. Aerobic biotransformation of poly fl uoroalkyl phosphate esters (PAPs) in soil *. *Environmental Pollution*, 212, pp.230–237.

Liu, J. & Lee, L.S., 2007. Effect of Fluorotelomer Alcohol Chain Length on Aqueous Solubility and Sorption by Soils. *Environmental Science & Technology*, 41(15), pp.5357–5362. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es070228n.

Liu, J. & Mejia Avendaño, S., 2013. Microbial degradation of polyfluoroalkyl chemicals in the environment: A review. *Environment International*, 61, pp.98–114. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.022.

Liu, J., Wang, N., Szostek, B., Buck, R.C., Panciroli, P.K., Folsom, P.W., et al., 2010. 6-2 Fluorotelomer alcohol aerobic biodegradation in soil and mixed bacterial culture. *Chemosphere*, 78(4), pp.437–444. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653509012703.

Liu, Y., Pereira, A.D.S. & Martin, J.W., 2015. Discovery of C5-C17 Poly- and perfluoroalkyl substances in water by in-line SPE-HPLC-Orbitrap with in-source fragmentation flagging. *Analytical Chemistry*, 87(8), pp.4260–4268.

Mckay Allred, B., Lang, J.R., Barlaz, M.A. & Field, J.A., 2014. Orthogonal zirconium diol/C18 liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of poly and perfluoroalkyl substances in landfill leachate. *Journal of Chromatography A*, 1359, pp.202–211. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2014.07.056.

Mckay Allred, B., Lang, J.R., Barlaz, M.A. & Field, J.A., 2015. Physical and Biological Release of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) from Municipal Solid Waste in Anaerobic Model Landfill Reactors.

Environmental Science & Technology, 49(13), pp.7648–7656. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.5b01040.

Mejia-Avendano, S., Munoz, G. & Liu, J., 2017. Assessment of the In fl uence of Soil Characteristics and Hydrocarbon Fuel Cocontamination on the Solvent Extraction of Per fl uoroalkyl and Poly fl uoroalkyl Substances. *Analytical Chemistry*, 89, pp.2539–2546.

Milinovic, J., Lacorte, S., Vidal, M. & Rigol, A., 2015. Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils. *Science of The Total Environment*, 511, pp.63–71. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714017197.

Miljø- og Fødevareministeriet, 2016. Bekendtgørelse nr. 439 af 19/05/2016 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvand og grundvand. , (439).

Miljø- og Fødevareministeriet, 2015. *Punktkilder 2014*,

Miljø-og Fødevareministeriet, 2016. Bekendtgørelse nr. 802 af 01/06/2016 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. , p.8. Available at: https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=138647.

Miljøministeriet, 2016. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg nr. 802 af 1.6.2016. , 802.

Miljøstyrelsen, 2015. Datablade: Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser) incl. PFOA, PFOS og PFOSA. *Miljøstryrelsen*, pp.1–4. Available at: http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/datablade-for-stoffer-med-jord-og-drikkevandskvalitetskriterier/.

Miljøstyrelsen, 1998. Vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter, nr. 6 og 7.

Miljøstyrelsen (Danish EPA), 2015. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. , June(12), pp.1–13.

Moody, C. a & Field, J. a, 2000. Perfluorinated Surfactants and the Environmental Implications of Their Use in Fire-Fighting Foams. *Environmental Science & Technology*, 34(18), pp.3864–3870. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es991359u.

Munoz, G., Duy, S.V., Labadie, P., Botta, F., Budzinski, H., Lestremau, F., et al., 2016. Analysis of zwitterionic, cationic, and anionic poly- and perfluoroalkyl surfactants in sediments by liquid chromatography polarity-switching electrospray ionization coupled to high resolution mass spectrometry. *Talanta*, 152, pp.447–456.

Munoz, G., Vo Duy, S., Budzinski, H., Labadie, P., Liu, J. & Sauv??, S., 2015. Quantitative analysis of poly- and perfluoroalkyl compounds in water matrices using high resolution mass spectrometry: Optimization for a laser diode thermal desorption method. *Analytica Chimica Acta*, 881(May), pp.98–106. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2015.04.015.

National Food Institute, 2015. *User Manual for the Danish (Q)SAR Database*, Available at: http://qsardb.food.dtu.dk/Danish_QSAR_Database_Draft_User_manual.pdf.

Naturstyrelsen, 2014. Brev til Danske kommuner: Undersøgelse for perfluorerede stoffer i grundvand. *Naturstyrelsen*.

Naturstyrelsen, 2015a. Hvad kontrolleres drikkevand for ? *Naturstyrelsen*. Available at: http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vand-i-hverdagen/drikkevand/kontrol-af-drikkevand/hvad-kontrolleres-drikkevandet-for/.

Naturstyrelsen, 2015b. Notat: Screening for perfluorforbindelser i grundvandsovervågningsboringer i efteråret 2014. *Naturstyrelsen*.

Naturstyrelsen, 2011. *NOVANA - Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen 2011-2015. Programbeskrivelse del 1*,

Naturstyrelsen, 2016. Vejledning: Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. *Naturstyrelsen*.

Newell, C.J., Conner, J.A. & Rowen, D.L., 2003. Groundwater Remediation Strategies Tool. *API Publication*, 4730(4730), pp.1–80. Available at: papers2://publication/uuid/98200B9E-EC67-4727-A4D4-D6051F91016F.

Nicolajsen, E.S. & Tsitonaki, K., 2016. Kortlægning af brancher der anvender PFAS. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1905*.

Nielsen, S., Tuxen, N., Frimodt, O., Bjerg, P., Sonne, A., Binning, P., et al., 2014. Risikovurdering af overfladevand , som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1575*, (1575).

OECD, 2002. *HAZARD ASSESSMENT OF PERFLUOROOCTANE SULFONATE (PFOS) AND ITS SALTS. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL*,

OECD Environment Directorate, 2007. Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, Related Compounds and Chemicals that may degrade to PFCA. *JM / MONO (2006) 15 Unclassified*, (April 2006).

Pan, G., Jia, C., Zhao, D., You, C., Chen, H. & Jiang, G., 2009. Effect of cationic and anionic surfactants on the sorption and desorption of

perfluorooctane sulfonate (PFOS) on natural sediments. *Environmental Pollution*, 157(1), pp.325–330. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.035.

Pancras, T., Schrauwen, G., Held, T., Baker, K., Ross, I. & Slenders, H., 2016. Environmental fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS). *Concawe Soil and Groundwater Taskforce (STF/33)*, (8), p.121. Available at: https://www.concawe.eu/publications/558/16/Environmental-fate-and-effects-of-poly-and-perfluoroalkyl-substances-PFAS-report-no-8-16.

Park, S., Lee, L.S., Medina, V.F., Zull, A. & Waisner, S., 2016. Heat-activated persulfate oxidation of PFOA, 6:2 fluorotelomer sulfonate, and PFOS under conditions suitable for in-situ groundwater remediation. *Chemosphere*, 145, pp.376–383.

Pettersson, M., Ländell, M., Ohlsson, Y., Kleja, D.B. & Tiberg, C., 2015. Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten.

Rambøll, 2007. GISP - Prioriteringssystem for kortlagte ejendomme. Dokumentationsrapport ver. Oe. *Danske Regioner*.

Ramsey, C., 2013. Sampling for Defensible Environmnetal Decision. *EnviroStat Inc*.

Reflab, 2016. Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS- forbindelser) i grundvand og drikkevand. *Metodedatablade MO68.*, p.2016.

Rhoads, K.R., Janssen, E.M.-L., Luthy, R.G. & Criddle, C.S., 2008. Aerobic Biotransformation and Fate of N -Ethyl Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N -EtFOSE) in Activated Sludge. *Environmental Science & Technology*, 42(8), pp.2873–2878. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es702866c.

Ross, I., 2016. The Emerging Issue PFAS – Poly- and perfluoralkyl substances. Big Picture, Challenges and Solutions. *ARCADIS*, (August).

Sáez, M., De Voogt, P. & Parsons, J.R., 2008. Persistence of perfluoroalkylated substances in closed bottle tests with municipal sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 15(6), pp.472–477.

Santen, M., Cobbing, M. & Brigden, K., 2016. Hidden in plain sight Polyfluorinated chemicals (PFCs) in the air of outdoor stores. *Greenpeace*.

Schaefer, C.E., Andaya, C., Urtiaga, A., Mckenzie, E.R. & Higgins, C.P., 2015. Electrochemical treatment of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) in groundwater impacted by

aqueous film forming foams (AFFFs). *Journal of Hazardous Materials*, 295, pp.170–175.

Schultz, M.M., Barofsky, D.F. & Field, J.A., 2006. Quantitative Determination of Fluorinated Alkyl Substances by Large-Volume-Injection Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry -Characterization of Municipal Wastewaters. *Environ. Sci. Technol.*, 40, pp.289–295.

Sepulvado, J.G., Blaine, A.C., Hundal, L.S. & Higgins, C.P., 2011. Occurrence and Fate of Perfluorochemicals in Soil Following the Land Application of Municipal Biosolids. *Environmental Science & Technology*, 45(19), pp.8106–8112. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es103903d.

Shao, T., Zhang, P., Li, Z. & Jin, L., 2013. Photocatalytic decomposition of perfluorooctanoic acid in pure water and wastewater by needle-like nanostructured gallium oxide. *Cuihua Xuebao/Chinese Journal of Catalysis*, 34(8), pp.1551–1559.

State of Alaska Department of Environmental Concern, 2009. *Draft Guidance on MULTI INCREMENT Soil Sampling*,

Stock, N.L., Furdui, V.I., Muir, D.C.G. & Mabury, S.A., 2007. Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian arctic: Evidence of atmospheric transport and local contamination. *Environmental Science and Technology*, 41(10), pp.3529–3536.

Stockholm Convention, 2016. SC.

Strand, J., Bossi, R., Sortkjær, O., Landkilehus, F. & Larsen, M.M., 2007. PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. *Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 608*. Available at: http://www.dmu.dk/Pub/FR608.pdf.

Strong, C. & No, H., 2016. Why is PFAS remediation difficult? , pp.1–5.

Strynar, M., Dagnino, S., McMahen, R., Liang, S., Lindstrom, A., Andersen, E., et al., 2015. Identification of Novel Perfluoroalkyl Ether Carboxylic Acids (PFECAs) and Sulfonic Acids (PFESAs) in Natural Waters Using Accurate Mass Time-of-Flight Mass Spectrometry (TOFMS). *Environmental Science & Technology*, 49(19), pp.11622–11630. Available at: http://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b01215.

Suthersan, S., Quinnan, J., Horst, J., Ross, I., Kalve, E., Bell, C., et al., 2016. Making Strides in the Management of “Emerging Contaminants.” *Groundwater Monitoring and Remediation*, 36(1), pp.15–25.

Tang, C.Y., Fu, Q.S., Criddle, C.S. & Leckie, J.O., 2007. Effect of flux

(transmembrane pressure) and membrane properties on fouling and rejection of reverse osmosis and nanofiltration membranes treating perfluorooctane sulfonate containing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 41(6), pp.2008–2014.

Tang, H., Xiang, Q., Lei, M., Yan, J., Zhu, L. & Zou, J., 2012. Efficient degradation of perfluorooctanoic acid by UV – Fenton process. *Chemical Engineering Journal*, 184, pp.156–162. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.020.

Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., et al., 2011. Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere*, 82(1), pp.9–17.

Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., Mielby, S., et al., 2016. Grundvand. Status og udvikling 1989-2015. Teknisk rapport GEUS. *Teknisk rapport GEUS*. Available at: http://www.geus.dk/DK/water-soil/monitoring/groundwater-monitoring/Sider/default.aspx.

Tseng, N.S., 2012. *Feasibility of Biodegradation of Polyfluoroalkyl and Perfluoroalkyl Substances*. University of California.

Tsitonaki, K., Jepsen, T.S. & Larsen, T.H., 2014. Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS- forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1600*.

UNEP/WHO, 1996. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes* 1st. editi. J. Bartrum & R. Ballance, eds., TJ Press (Padstow).

US EPA, 2016. New Jersey Department of Environmental Protection Standards & Guidance Values for PFAS NEWMAO States. *EPA Meeting on PFAS What is the basis of NJDEP PFOA, Worcester, MA.*

USEPA; Water Research Foundation, 2016. FACT SHEET PFOA &PFOS Drinking Water Health Advisories. , (May), pp.1–4.

Vento, S. Del, Halsall, C., Gioia, R., Jones, K. & Dachs, J., 2012. Volatile per- and polyfluoroalkyl compounds in the remote atmosphere of the western Antarctic Peninsula: an indirect source of perfluoroalkyl acids to Antarctic waters? *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), pp.450–455. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1309104215304190.

Vierke, L., Berger, U. & Cousins, I.T., 2013. Estimation of the Acid Dissociation Constant of Per fl uoroalkyl Carboxylic Acids through an

Experimental Investigation of their Water-to-Air Transport.

Vierke, L., Möller, A. & Klitzke, S., 2014. Transport of perfluoroalkyl acids in a water-saturated sediment column investigated under near-natural conditions. *Environmental Pollution*, 186(December), pp.7–13. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.011.

Villagrasa, M., López De Alda, M. & Barceló, D., 2006. Environmental analysis of fluorinated alkyl substances by liquid chromatography-(tandem) mass spectrometry: A review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 386(4), pp.953–972.

Wang, F., Liu, C. & Shih, K., 2012. Adsorption behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on boehmite. *Chemosphere*, 89(8), pp.1009–1014. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.071.

Wang, F., Lu, X., Li, X.Y. & Shih, K., 2015. Effectiveness and mechanisms of defluorination of perfluorinated alkyl substances by calcium compounds during waste thermal treatment. *Environmental Science and Technology*, 49(9), pp.5672–5680. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es506234b.

Wang, F., Lu, X., Shih, K.M., Wang, P. & Li, X., 2014. Removal of perfluoroalkyl sulfonates (PFAS) from aqueous solution using permanently confined micelle arrays (PCMAs). *Separation and Purification Technology*, 138, pp.7–12.

Wang, N., Buck, R.C., Szostek, B., Sulecki, L.M. & Wolstenholme, B.W., 2012. 5:3 Polyfluorinated acid aerobic biotransformation in activated sludge via novel “one-carbon removal pathways.” *Chemosphere*, 87(5), pp.527–534.

Wang, N., Liu, J., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Wolstenholme, B.W., Folsom, P.W., et al., 2011. 6:2 Fluorotelomer sulfonate aerobic biotransformation in activated sludge of waste water treatment plants. *Chemosphere*, 82(6), pp.853–858. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653510012634.

Wang, N., Szostek, B., Buck, R.C., Folsom, P.W., Sulecki, L.M. & Gannon, J.T., 2009. 8-2 Fluorotelomer alcohol aerobic soil biodegradation: Pathways, metabolites, and metabolite yields. *Chemosphere*, 75(8), pp.1089–1096.

Wang, Z., DeWitt, J.C., Higgins, C.P. & Cousins, I.T., 2017. A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.6b04806.

Wang, Z., Dewitt, J.C., Higgins, C.P. & Cousins, I.T., 2017. A Never-Ending Story of Per- and Poly fl uoroalkyl Substances (PFASs)?

Wang, Z., MacLeod, M., Cousins, I.T., Scheringer, M. & Hungerbühler, K., 2011. Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environmental Chemistry*, 8(4), pp.389–398.

Weinberg, I., Dreyer, A. & Ebinghaus, R., 2011. Landfills as sources of polyfluorinated compounds, polybrominated diphenyl ethers and musk fragrances to ambient air. *Atmospheric Environment*, 45(4), pp.935–941. Available at: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231010009660.

Weiss, J., Boer, J. De, Berger, U., Muir, D., Ruan, T., Torre, A., et al., 2015. PFAS analysis in water for the Global Monitoring Plan of the Stockholm Convention: Set-up and guidelines for monitoring. *UNEP Chemicals Branch*, (April), pp.1–26. Available at: http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/POPs/Guide PFAS water_UNEP 2015.pdf.

Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M. & Jones, C.R., 2004. Passive Sampling Survery of Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in Indoor and Outdoor Air in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure. *Environmental Science and Technology*, 38(20), pp.5312–5318.

Willach, S., Brauch, H.-J. & Lange, F.T., 2016. Contribution of selected perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances to the adsorbable organically bound fluorine in German rivers and in a highly contaminated groundwater. *Chemosphere*, 145, pp.342–350.

Würgler Hansen, J., 2017. *MARINE OMRÅDER 2015 NOVANA*,

Yamamoto, T., Noma, Y., Sakai, S.I. & Shibata, Y., 2007. Photodegradation of perfluorooctane sulfonate by UV irradiation in water and alkaline 2-propanol. *Environmental Science and Technology*, 41(16), pp.5660–5665. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0706504.

Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Okazawa, T., Petrick, G., et al., 2004. Analysis of Perfluorinated Acids at Parts-Per-Quadrillion Levels in Seawater Using Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry Analysis of Perfluorinated Acids at Parts-Per-Quadrillion Levels in Seawater Using Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrom. *Environmental Science & Technology*, 38(21), pp.5522–5528.

Zacs, D. & Bartkevics, V., 2016. Trace determination of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid in environmental samples (surface water, wastewater, biota, sediments and sewage sludge) using liquid

chromatography - Orbitrap mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1473, pp.109–121.

Zhang, S., Szostek, B., McCausland, P.K., Wolstenholme, B.W., Lu, X., Wang, N., et al., 2013. 6:2 and 8:2 Fluorotelomer Alcohol Anaerobic Biotransformation in Digester Sludge from a WWTP under Methanogenic Conditions. *Environmental Science & Technology*, 47(9), pp.4227–4235. Available at: http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es4000824.

Zhao, C., Tang, C.Y., Li, P., Adrian, P. & Hu, G., 2016. Perfluorooctane sulfonate removal by nanofiltration membrane-the effect and interaction of magnesium ion / humic acid. *Journal of Membrane Science*, 503(April), pp.31–41. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2015.12.049.

Bilag 1

Forkortelser og definitioner

Bilag 1-1 De anvendte forkortelser for PFAS-forbindelser (alfabetiske)

PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium er vist med rødt.
Forslag til de øvrige 20 stoffer, jf. Tabel 4.2 er vist med blåt.

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	Formel	Antal C i C-F-kæden
4:2 FTOH	4:2 Fluorotelomer alcohol	S	$C_4F_9•C_2H_4•OH$	4
5:3 FTCA	**5:3 Fluorotelomercarboxylic acid**	**S**	**$C_5F_{11}•C_2H_4•CO_2H$**	**5**
6:2 DiPaP	6:2 Fluorotelomer phosphate diester	S	$C_6F_{13}•C_2H_4•O)_2•PO_2H$	6
6:2 FTOH	**6:2 Fluorotelomer alcohol**	**S**	**$C_6F_{13}•C_2H_4•OH$**	**6**
6:2 FTS	**6:2 Fluorotelomer sulfonater**	**S**	**$C_6F_{13}•C_2H_4•SO_3H$**	**6**
6:2 FtTAoS	6:2 Fluorotelomer thioamido sulfonate	S	$C_6F_{13}•C_2H_4•S•C_2H_4•CO•NH•C(CH_3)_2•CH_2•SOO^-$	6
6:2FTSAB	6:2 fluorotelomer sulfonamide betaine	S	$C_6F_{13}•C_2H_4•SO_2•NH•C_3H_6•N(CH_3)_2•CH_2•COO^-$	6
8:2 DiPaP	8:2 Fluorotelomer phosphate diester	S	$C_8F_{17}•C_2H_4•O)_2•PO_2H$	8
8:2 FTCA	8:2 fluorotelomer saturated acid	S	$C_8F_{17}•CH_2•COOH$	8
8:2 FTCA	**8:2 Fluorotelomercarboxylic acid**	**S**	**$C_8F_{17}•C_2H_4•CO_2H$**	**8**
8:2 FTOH	**8:2 Fluorotelomer alcohol**	**S**	**$C_8F_{17}•C_2H_4•OH$**	**8**
8:2 FTS	**8:2 Fluorotelomer sulfonate**	**S**	**$C_8F_{17}•C_2H_4•SO_3H$**	**8**
8:2 FtTAoS	8:2 Fluorotelomer thioamido sulfonate	S	$C_8F_{17}•C_2H_4•S•C_2H_4•CO•NH•C(CH_3)_2•CH_2•SOO^-$	8
10:2 FTOH	**10:2 Fluorotelomer alcohol**	**S**	**$C_{10}F_{21}•C_2H_4•OH$**	**10**
12:2 FTOH	12:2 Fluorotelomer alcohol	S	$C_{12}F_{25}•C_2H_4•OH$	12
14:2 FTOH	**14:2 Fluorotelomer alcohol**	**S**	**$C_{14}F_{29}•C_2H_4•OH$**	**14**
Adona	4,8-dioxa-3H-perfluorononanoic acid	S	$CF_3•O•C_3F_6•O•CHFCF_2•COOH$	6
AFFN	Ammoniumperfluorononanoate	S		8
DiPAP'er	Polyfluoroalkylphosphoric acid diesters	G	$(O)P(OH)(OCH_2CH_2C_nF_{2n+1})(OCH_2CH_2C_mF_{2m+1})$	n,m
EEA	Perfluoro[(2-ethyloxy-ethoxy)acetic acid (Cas 908020-52-0)	S	$CF_3•O•C_2F_4•O•CF_2•COOH)$	4
F-53B	6-chlor-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodecafluorhe-xyl)oxy]-1,1,2,2-tetrafluorethansulfonic acid CAS 73606-19-6	S	$Cl•C_6F_{12}•O•C_2F_4•SO_3H$	10
FASA'er	Perfluoroalkyl sulfonamides	G		n
FASAC'er	Perfluoroalkane sulfonamidoethyl methacrylates (også som n:2 fluorotelomer)	G		n
FASE'er	Perfluoroalkyl sulfonamidoethanols	G		n
FASMAC'er	Perfluoroalkane sulfonamidoethyl methacrylates	G		n
FASAA	Fluoroalkyl sulfonamide acetic acids	G		n
FOSA	**se PFOSA**	**S**		**8**
FOSAM	Perfluorooctane sulfonamide	G		8
FOSE	**Perfluorooctane sulfonamidoethanol**	**S**	**$C_8F_{17}•SO_2•NH•C_2H_5•OH$**	**8**
FOSE'er	Perfluoroalkyl sulfonamidoethanols	G		n
FOSAA	Perfluorooctanesulfonamidoacetate	S	$C_8F_{17}•SO_2•NH•(CH_2•CO_2H)$	8
Fluoracrylat	**CASnr. 27905-45-9**	**S**	**$C_8F_{17}•C_2H_4•O•CO•CH•CH_2$**	**8**

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	Formel	Antal C i C-F-kæden
FTA'er	Fluorotelomer acids	G		n
FTCA'er	Fluorotelomercarboxylic acids	G		n
FTMAP'er	Fluorotelomer mercaptoalkyl phosphate esters	G		n
FTP	Fluortelomer polymer	G		n
FtTAoS'er	Fluorotelomer thioamido sulfonates	G		n
GenX	Perfluoro(2-methyl-3-oxahexanoic) acid	S	CF_3•O•$CF(CF_3)$•COOH	3
H4PFUnA	2H,2H,3H,3H-perfluorooundecanoic acid	S	C_8F_{17}•C_2H_4•COOH	8
HFP	Hexafluorpropylen (Polymer)	G		n
n:2 FASAC'er	n:2 fluorotelomer alkane sulfonamidoethyl methacrylates (også som n:2 fluorotelomer)	G		n
n:2 FAS-MAC'er	n:2 fluortelomer alkane sulfonamidoethyl methacrylates	G		n
N-EtFOSA	***N*-Ethyl perfluorooctane sulfonamide**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•NH•(C_2H_5)**	**8**
N-EtFOSE	**N-ethyl perfluorooctane sulfonamidoethanol**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•N(C_2H_5)•C_2H_5•OH**	**8**
N-EtFOSAA	***N*-Ethyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•N(C_2H_5)•CH_2•COOH**	**8**
N-MeFOSA	*N*-Methyl perfluorooctane sulfonamide	S	C_8F_{17}•SO_2•NH•(CH_3)	8
N-MeFOSE	***N*-Methyl perfluorooctane sulfonamidoethanol**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•N(CH_3)•C_2H_4•OH**	**8**
N-MeFOSAA	***N*-Methyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•N(CH_3)•CH_2•COOH**	**8**
PAP'er	Polyfluoroalkyl phosphoric acid esters / Polyfluoroalkylphosphates /(n:2) Fluorotelomer phosphates	G	(O)P(OH)$_3$•x(O•$CH_2CH_2C_nF_{2n+1}$)x	n
PASF	Perfluoroalkane sulfonyl fluorid	G		n
PFAI'er	Perfluoralkyl iodid	G	C_mF_{2m+1}I	n
PFAS	Perfluoro and polyfluoroalkyl substances	G		n
PFBA	**Perfluorobutanoic acid**	**S**	**C_3F_7•COOH**	**3**
PFBS	**Perfluorobutane sulfonic acid**	**S**	**C_4F_9•SO3H**	**4**
PFCA'er	Perfluoralkyl carboxylic acids	G		n
PFDA	**Perfluorodecanoic acid**	**S**	**C_9F_{19}•COOH**	**9**
PFDoDA	**Perfluorododecanoic acid**	**S**	**C11F23•COOH**	**11**
PFDoDS	Perfluorododecane sulfonic acid	S	$C_{12}F_{25}$•SO_3H	12
PFDS	**Perfluorodecan sulfonic acid**	**S**	**C10F21•SO3H**	**10**
PFECA'er	Perfluoroalkyl ether carboxylic acids	G	C_nF_{2n+1}•O•C_mF_{2m+1}•R	n
PFECHS	Perfluoroethylcyclohexane sulfonate	S	C_2F_5•C_6F_{10}•SO_3H	8
PFESA'er	Perfluoralkyl ether sulfonic acids	G	C_nF_{2n+1}•O•C_mF_{2m+1}•R	n
PFEtS	**Perfluorethylsulfonate (C2)**	**S**	**C2F5•SO3H**	**2**
PFHpA	**Perfluoroheptanoic acid**	**S**	**C_6F_{13}•COOH**	**6**
PFHpS	Perfluoroheptane sulfonic acid	S	C_7F_{15}•SO_3H	7
PFHxA	**Perfluorohexanoic acid**	**S**	**C_5F_{11}•COOH**	**5**
PFHxS	**Perfluorohexane sulfonic acid**	**S**	**C_6F_{13}•SO_3H**	**6**
PFNA	**Perfluorononanoic acid**	**S**	**C_8F_{17}•COOH**	**8**
PFNS	**Perfluorononane sulfonic acid**	**S**	**C9F19•SO3H**	**9**
PFO	Perfluorooctanate (ion form of PFOA)	S	C_7F_{15}•COO-	7
PFOA	**Perfluorooctanoic acid**	**S**	**C_7F_{15}•COOH**	**7**
PFOS	**Perfluorooctane sulfonic acid**	**S**	**C_8F_{17}•SO_3H**	**8**
PFOSA (FOSA)	**Perfluorooctane sulfonamide**	**S**	**C_8F_{17}•SO_2•NH_2**	**8**
PFPA'er	Perfluorophosphonates	G	C_nF_{2n+1}•PO_3•H_2	n
PFPE	Perfluorpolyethere (PFPE'er),	G		n
PFPeA	**Perfluoropentanoic acid**	**S**	**C_4F_9•COOH**	**4**

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	Formel	Antal C i C-F-kæden
PFPeS	Perfluoropentane sulfonic acid	S	C_5F_{11}•SO_3H	5
PFPIA'er	Perfluorophosphinates	G	C_nF_{2n+1}•PO_2H•C_mF_{2m+1}	n,m
PFPrS	**Perfluorpropansulfonate (C3)**	**S**	**C3F7•SO3H**	**3**
PFSA'er	Perfluoralkyl sulfonic acids	G		n
PFTeDA	Perfluorotetradecanoic acid	S	$C_{13}F_{27}$•COOH	13
PFTrDA	Perfluorotridecanoic acid	S	$C_{12}F_{25}$•COOH	12
PFUnDA (PFUnA)	**Perfluoroundecanoic acid**	**S**	**C10F21•COOH**	**10**
PFUnDS	Perfluoroundecane sulfonic acid	S	$C_{11}F_{23}$•SO_3H	11
PFAA'er	Perfluoralkyl acids	G		n
POSF	Perfluorooctane sulfonic fluoride	S	C_8F_{17}•SO_2•F	8
PTFE	Polytetrafluorethylen Teflon® (Polymer)	G		n
PVDF	Polyvinyliden fluorid (Polymer)	G		n
PVF	Polyvinyl fluorid (Polymer)	G		n
TFE	Tetrafluorethylen (Polymer)	G		n

Bilag 1-2 Ordliste og forkortelser for termer og teknikker (alfabetiske)

Ordliste /forkortelse	Definition
Abiotisk	Ikke biologisk
AFFF	Aqueous Film Forming Foam
Anioniske tensider	Overfladeaktivstof med en negativ ladning
AOF	Adsorberbare organiske fluorforbindelser- en analysemetode til at måle summen af fluorforbindelser
Biota	Biota er alle de levende organismer i et bestemt miljø (planter, dyr, svampe, bakterier m.v.) men ofte vil undersøgelse af biota fokusere på spiselige afgrøder og fiske. Andre biota kan være interessant såfremt de indgår i fødekæden.
Blandbart	Blandbart betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100%
B-værdier	B-værdien (bidragsværdien) er en grænseværdi for den enkelte virksomheds bidrag til luftforureningen i omgivelserne. B-værdier skal beskytte befolkningen mod skadelige effekter fra luftforurening. Derfor bliver der taget højde for, at særligt følsomme grupper (børn, ældre, syge) bliver beskyttet, og at borgerne ikke vedvarende bliver udsat for forureningen. B-værdier skal betragtes som sikkerhedsgrænser og ikke faregrænser - bliver en B-værdi overskredet, skal det derfor ses som et gult lys, som advarer om, at her er noget, der måske kan blive et problem. mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/graensevaerdier-for-luft/
CIC	Combustion ion chromatiografi - analyseteknik
CMC	Den koncentration, hvor der dannes miceller.
Damptryk	Damptrykket af et stof, er det tryk der opstår, når en væske eller fast stof er i ligevægt med sin egen damp.
Derivater	Et derivat er en forbindelse, der kan afledes af en anden. F.eks. er FOSA (perfluoralkan sulfonamid) et derivat af sulfonamid.
DNAFL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid. Tung ikke vandblandbar væske med en begrænset opløselighed og en større densitet end vand, hvorfor der dannes en vaskefase som synker til bunden af grundvandszonen,
DTS	DTS system (Distributed temperature sensing) - et fiber optisk kabel logge temperatur tidsligt og rumligt), kvalitativ metode
ECF	Elektrokemisk fluorering – en process til produktion af PFAS-forbindelser med fri radikaler. Processen producerer mange isomere og forgrende homologer.
EQSD	The Directive on Environmental Quality Standards - EU
EU	Den Europæsiske Union (European Union)
FFFP	Film Forming Fluoroprotein Foam - en brandslukningsskumtype
FP	Fluoroprotein - en brandslukningsskumtype
FTICR-MS	Fourier-transform ion cyclotron resonance massespektrometri - analyseteknik
GSI	GSI Mann Kendall toolkit for Constituent Trend Analysis
HED	Human equivalent dose - anvendes ved vurdering toksikologiske grænseværdier.

Ordliste /forkortelse	Definition
Homologe forbindelser	En serie af organiske forbindelser, fx PFCA –perfluoralkylcarboxylsyer, hvori forskellen mellem to på hinanden følgende forbindelser udgør en og samme atomgruppering. Således danner PFCA'er en serie af homologe forbindelser med atomgrupperingen CF_2 som forskel mellem PFBA (C_3F_7•COOH), PFPeA (C_4F_9•COOH) og PFHxA (C_5F_{11}•COOH Sådanne homologe forbindelser har som regel lignende kemiske egenskaber, og de fysiske egenskaber ændres ofte på en regelmæssig måde.
HPLC	High Performance Liquid Chromatography (højtryksvæskekromatografi) – analyseteknik
HRMS	High resolution massespektrometri - analyseteknik
Kationiske tensider	Overfladeaktivstof med en positiv ladning
K_{aw}	Fordelingskoefficient mellem luft og vand (dimensionsløs) (svarer til Henry´s konstant)
Kd	Fordelingskoefficient mellem sorberet og opløst stof
LC-MS/MS	Væske kromatografi tandem massespektrometri - analyseteknik
LC-QTOF-MS/MS	Væskekromatografi med quadrupole time-of-flight massespektrometri - analyseteknik
LHA	Liftime health advisory som udgivet af den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA) - anvendes ved vurdering toksikologiske grænseværdier.
LNAPL	Light Non-Aqueous Phase Liquid. Let ikke vandblandbar væske med en begrænset opløselighed og en densitet mindre end vand, hvorfor der dannes en vaskefase ovenpå vandspejlet.
Log Koc	Log af fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand
Log Kow	Log af fordelingskoefficient mellem oktanol og vand
LOUS	Listen over uønskede stoffer
LOUS	Listen Over Uønskede Stoffer (LOUS) er en signalliste udarbejdet af Miljøstyrelsen som en vejledning til danske virksomheder om hvilke stoffer, de på længere sigt bør bruge mindre – eller helt stoppe brugen – af. mst.dk/kemi
Masse flux	Masse flux er et mål for den stofmasse, der flytter sig pr. tidsenhed.
MBAS	Methylen blue active substances (test kit)
Micelle	Miceller består af molekyler, som samler sig i lag eller kugler, fordi en del af molekylet afskyr vand. PFAS-forbindelser ved højere koncentrationer kan opnå den kritiske micelle-koncentration (CMC) eller det kraftpunkt, hvorved der dannes miceller.
MIS	Multiple Incremental Sampling (forkortet MIS) er en prøvetagningsmetode, som er designet til statistisk at forbedre repræsentativiteten for prøver udtaget i områder med et inhomogent forureningsmønster.
NJDEP	Department of Environmental Protection of the State of New Jersey
NOEC	NOEC (No observed effect concentration) ingen effekt koncentrationsniveau - - anvendes ved vurdering af de toksikologiske grænseværdier.
NOEL	No observed effect level - anvendes ved vurdering af de toksikologiske grænseværdier.
NOVANA	Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA) overvåger vandmiljøets og naturens tilstand inden for de områder, der prioriteres i forhold til de politisk fastsatte økonomiske rammer. mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/
Orbitrap MS	Orbitrap massespektrometri - analyseteknik
Overfladeaktiv	Overfladeaktive stoffer nedsætter spændingen i overflader eller grænseflader mellem to faser, se **tensider**.

Ordliste /forkortelse	Definition
PFAS	PerFluoroAlkyl og PolyFluorAlkyl forbindelser
PFC	Perfluorinated Compounds - anvendt i ældre litteratur i stedet for PFAS. Kan også betyde PFC-gaser som f.eks. PFC-14 (CF_4) and PFC-116 (C_2F_6)
pH	Talværdi for surhedsgraden af en vandig opløsning. pH = −log[H^+].
Piezometre	Trykmåler til bestemmelse af væsketrykket i et system.
PIGE	Particle induced gamma inductioner en metode, der måler gammastråler frigivet fra en overflade ved proton bombardement. Metoden måler således det samlede indhold af organiske fluorforbindelser i materialets overflade f.eks. på overfladen af jord eller vand
pKa	Syrestyrkeeksponent. Stærke syrer har en er pKa negativ pKa.
POP	Persistente Organiske miljøgifte. Det er forbudt at fremstille, importere, markedsføre og anvende visse persistente organiske miljøgifte. Derudover skal utilsigtet produktion/udledning af bestemte stoffer begrænses mest muligt. mst.dk/kemi
Precursorer	Precursorer er PFAS-forbindelser, som kan transformeres (delvis nedbrydes) til persistente PFAS-metabolitter, herunder evt. PFOS og PFOA eller andre PFAS-forbindelser (typisk PFAA-forbindelser). (Der findes mere end 600 precursorer til PFOS og PFOA, (Directorate et al. 2007).
QSAR	Quantitative structure–activity relationship models Kvantitative struktur-aktivitetsrelations-(QSAR)modeller er matematiske modeller, der kan bruges til at forudsige de fysisk-kemiske og biologiske egenskaber samt egenskaberne med hensyn til skæbnen i miljøet af sammensætninger ud fra kendskabet til deres kemiske struktur
RfD	Udtrykket Reference Dose (RfD) anvendes af den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA), og er et sammenlignelig mål for den acceptabel daglig indtagelse (ADI)
Sonolyse	Sonolyse er brug af ultralyd til danne mikroskopiske bobler, som ved kollaps ved høje temperaturer igansætter kemiske reaktioner f.eks. degenerering af PFAS
SGI	Den svenske ”Statens geotekniska institut”
SPE	Fast fase ekstraktion - analyseteknik
TDI	tolerabelt dagligt indtag)
Telomerisering	Telomerisering **TM** er en proces til produktion af PFAS-forbindelser, hvor der tilføjes til 2 kulstofenheder til en kulstofkæde – for PFAS-forbindelse er der tale om 2 enheder til den fluorkulstofkæde. Processen omfatter en reaktion, hvor tetrafluorethen reagerer med iodid og danner ligekædede perfluorerede iodider med kædelængder, der generelt har et lige antal Ved processen dannes hovedsagelig linære PFAS-forbindelser med en lige antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden. Processen danner ikke precursorer til PFOS og PFOA
Tensider	Overfladeaktive stoffer (surfaktanter/tensider/detergent). Tensider er en fællesbetegnelse for stoffer, som kan nedsætte vands overfladespænding.
TM	Se **telomerisering**
TOF	Total organisk fluor - analyseteknik
TOP	Total Oxidation af Precursorer kræver to analyser LC-MS/MS, før og efter oxidation - analyseteknik
WFD	Water Framework Directive (WFD) hos EU
Zwitterioniske tensider	Overfladeaktivstof med både negativ og positiv ladning

Bilag 2

PFAS og anvendelsesformål

Bilag 2-1 Tabel over de benævnte PFAS-typer, deres forkortelse, formel og anvendelsesformål

Navn	Forkortelse	Formel	Anvendelse*
Perfluoralkyl syre	PFAA		
Perfluoralkyl carboxylsyre	PFCA	$C_nF_{2n+1}COOH$	Se PFOA
Perfluorbutansyre	PFBA	C_3F_7COOH	-
Perfluorpentansyre	PFPeA	C_4F_9COOH	-
Perfluoroktansyre	PFOA	$C_7F_{15}COOH$	Tensid, AFFF, madindpakning, tekstildækning, metaldækning, plastikdækning, papirdækning, fotografidækning, semikondukterer, produktion af polymerer, insektspray, ukrudtspray, Teflon.
Perfluorheptansyre	PFHpA	$C_6F_{13}COOH$	-
Perfluornonansyre	PFNA	$C_8F_{17}COOH$	Tensid, produktion af polymerer
Perfluordekansyre	PFDA	$C_9F_{19}COOH$	-
Perfluoralkan sulfonsyre	PFSA	$C_nF_{2n+1}SO_3H$	Se PFOS
Perfluorbutan sulfonsyre	PFBS	$C_4F_9SO_3H$	-
Perfluorhexan sulfonsyre	PFHxS	$C_6F_{13}SO_3H$	Tensid
Perfluoroktan sulfonsyre	PFOS	$C_8F_{17}SO_3H$	Tensid, AFFF, madinpakning, tekstildækning, kemisk produktion, produktion af endoskoper, rengøringsmidler, insektspray, shampoo, håndcreme, hydraulisk fluider til flyvemaskiner.
Perfluordekan sulfonsyre	PFDS	$C_{10}F_{21}SO_3H$	Tensid
Perfluoralkan sulfinsyre	PFSIA	$C_nF_{2n+1}SO_2H$	Transformationsprodukt
Perfluoralkyl fosforsyre	PFPA	$C_nF_{2n+1}P(=O)(OH)_2$	Tensid
Perfluoralkyl fosfinsyre	PFPIA	$C_nF_{2n+1}P(=O)(OH)_2(C_mF_{2m+1})$	Tensid
Perfluoralkan sulfonamid derivater			
Perfluoralkan sulfonamid	FASA	$C_nF_{2n+1}SO_2NH_2$	Tensid og overfladebeskyttelsesprodukter, se FOSA
Perfluoroktan sulfonamid	FOSA/PFOSA	$C_8F_{17}SO_2NH_2$	AFFF, madindpakning, læderbeskyttelse, metalbeskytteles, ECF processer, semikonduktorer, rengøringsmidler.
Perfluoralkan sulfonyl fluorid	PASF	$C_nF_{2n+1}SO_2F$	Tensid og overfladebeskyttelsesprodukter
Perfluoroktan sulfonfluorid	POSF	$C_8F_{17}SO_2F$	Tensid, AFFF, madindpakning, rengøringsmiddel, tekstildækning, semikonduktor
Perfluoralkan sulfonamidoethanol	FASE	$C_nF_{2n+1}SO_2NC_mH_{2m+1}CH_2CH_2OH$	Tensid og overfladebeskyttelse
Perfluoralkan sulfonamidoethyl akrylat	FASAC	$C_nF_{2n+1}SO_2NC_mH_{2m+1}CH_2CH_2O$-$C(O)CH=CH_2$	Tensid og overfladebeskyttelse
Perfluoralkan sulfoamidoethyl metakrylat	FASMAC	$C_nF_{2n+1}SO_2NC_mH_{2m+1}CH_2CH_2O$-$C(O)C(CH_3)=CH_2$	Tensid og overfladebeskyttelse
Fluortelomer produkter			
Semifluorineret alkaner	SFA	$C_nF_{2n+1}(CH_2)_mH$	Skivoks og medicinproduktion
Perfluoralkyl idodid	PFAI	$C_nF_{2n+1}I$	Tensid og overfladebeskyttelse
Perfluoroktyl iodid	PFOI	$C_8F_{17}I$	PFOA produktion
n:2 fluortelomer iodid	n:2 FTI	$C_nF_{2n+1}CH_2CH_2I$	Tensid og overfladebeskyttelse
Fluortelomer olefin	FTO	$C_nF_{2n+1}CH=CH_2$	Tensid og overfladebeskyttelse
n:2 fluortelomer alkohol	n:2 FTOH	$C_nF_{2n+1}CH_2CH_2OH$	Tensid, madindpakning, produktion af polymerer, galvanisering, rengøringsmidler, non-stick dækning af køkkenudstyr.
Perfluoralkyl aldehyd	PFAL	$C_nF_{2n+1}CHO$	Transformationsprodukt
n:2 fluortelomer sulfonsyre	FTSA	$C_nF_{2n+1}CH_2CH_2SO_3H$	Tensid og overfladebeskyttelse

Navn	Forkortelse	Formel	Anvendelse*
n:2 fluortelomer akrylat	n:2 FTAC	$C_nF_{2n+1}CH_2CH_2OC(O)CH{=}CH_2$	Tensid, madindpakning, produktion af polymerer, tekstil dækning,
n:2 fluortelomer methakrylat	n:2 FTMAC	$C_nF_{2n+1}CH_2CH_2OC(O)C(CH_3){=}CH_2$	Tensid, madindpakning, produktion af polymerer, tekstil dækning
Fluortelomer alkohol fosfatester	PAP	$C_nF_{2n+1}(CH_2CH_2O)_mP(=O)OH_{3-m}$	Tensid, overfladebeskyttelse, madindpakning

*Informationer om anvendelse fra Buck et al. (2011), (Buck et al. 2011), og Concawe (2016), (Pancras et al. 2016).

Bilag 2-2 Stofkrydsreferencer mellem branchekortlægning og og listen over relevante PFAS-forbindelser

Brancher	CAS. nr.	Tilsvarende stofnavne
Elektronikindustri	56773-42-3 2795-39-3 3825-26-1 4151-50-2 24448-09-7	PFOS (NEt_4-PFOS) PFOS PFOA (APFO) EtFOSA MeFOSE
Jern- og metalindustri	24448-09-7 56773-42-3 27619-97-2 3825-26-1 2795-39-3 60699-51-6 678-39-7	MeFOSE PFOS (NEt_4-PFOS) 6:2 FTS PFOA (APFO) PFOS 14:2 FTOH 8:2 FTOH
Kemisk industri	24448-09-7 27619-97-2 56773-42-3 56773-42-3	MeFOSE 6:2 FTS PFOS PFOS (NEt_4-PFOS)
Bygge- og anlægsvirksomhed	24448-09-7	MeFOSE
Træindustri	24448-09-7	MeFOSE
Papir- og grafisk industri	4151-50-2 24448-09-7	EtFOSA MeFOSE
Møbelindustri og anden industri	24448-09-7 27905-45-9	MeFOSE 27905-45-9*
Private husholdninger med ansat medhjælp og fast ejendom, udlejning, forretningsservice mv	67906-42-7	PFDS
Maskinindustri	2795-39-3 24448-09-7	PFOS MeFOSE
Handel og reparationsvirksomhed	2795-39-3 4151-50-2 3825-26-1 24448-09-7	PFOS EtFOSA PFOA (APFO) MeFOSE
Gummi- og plastindustri	-	-
Tekstil- og beklædningsindustri og læderindustri	1691-99-2	EtFOSE
Offentlig administration, forsvar og socialforsikring	2795-39-3	PFOS
Transportvirksomhed	-	-

Bilag 2-3 Stofkrydsreferencer mellem og listen over relevante PFAS-forbindelser, branchekortlægning og fund af PFAS i miljøprøver

Gruppe	Navn	CAS. nr.	Antal C i C-F-kæden	Henvisning i branchekort-lægning	Fundet i miljøet§* K = kilden / F = GV-fanen / S = Spredning i miljø				
					Jord	Grund-vand	Overfla-devand	Luft	Ref.
PFCA	PFBA	375-22-4	3		K	K/F	S		
	PFPeA	2706-90-3	4		K	K/F	S		
	PFHxA	307-24-4	5		K	K/F	S		
	PFHpA	375-85-9	6		K	K/F	S		
	PFOA	335-67-1	7	Elektronikindustri Handel og reparationsvirksomhed Jern- og metalindustri	K	K/F	S		
	PFNA	375-95-1	8		K	K/F	S		
	PFDA	335-76-2	9		K	K/F	S		
PFSA	PFBS	375-73-5	4		K	K/F	S		
	PFHxS	432-50-8	6		K	K/F	S		
	PFOS	1763-23-1	8	Elektronikindustri Handel og reparationsvirksomhed Jern- og metalindustri Kemisk industri Offentlig administration, forsvar og socialforsikring	K	K/F	S		
Precursor	PFOSA	754-91-6	8		K	K/F	S		
	6:2 FTS	27619-97-2	6	Jern- og metalindustri Kemisk industri	K	K/F	S		
PFCA'er	PFUnDA	2058-94-8	10			F/S	S		(Ahrens et al. 2016)
	PFDoDA	307-55-1	11			F/S	S		(Ahrens et al. 2016)
PFSA'er	PFEtS (C2)#	-	2			F			(Barzen-Hanson & Field 2015)
	PFPrS (C3)#	-	3			F			(Barzen-Hanson & Field 2015)
	PFNS	17202-41-4	9		K	K			
	PFDS	333-77-3 67906-42-7	10	Private husholdninger med ansat medhjælp og fast ejendom, udlejning, forretningsservice mv	K	K/F/S			(Ahrens et al. 2016)
FTOH'er Precursor	6:2 FTOH*	647-42-7	6		K			S	(Fromme et al. 2015)
	8:2 FTOH*	678-39-8	8	Jern- og metalindustri	K			S	(Fromme et al. 2015)

Gruppe	Navn	CAS. nr.	Antal C i C-F-kæden	Henvisning i branchekort-lægning	Fundet i miljøet§* K = kilden / F = GV-fanen / S = Spredning i miljø				
					Jord	Grund-vand	Overfla-devand	Luft	Ref.
	10:2 FTOH*	865-86-1	10		K			S	(Fromme et al. 2015)
	14:2 FTOH*	60699-51-6	14	Jern- og metalin-dustri	K				
Precursor	N-EtFOSA	4151-50-2	8	Elektronikindustri Handel og repara-tionsvirksomhed Papir- og grafisk industri Maskinindustri	K	K/F	S	K	(Fromme et al. 2015)
	FOSE#	10116-92-4	8		K				
	N-MeFOSE	24448-09-7	8	Bygge- og an-lægsvirksomhed Elektronikindustri Handel og repara-tionsvirksomhed Jern- og metal-in-dustri Kemisk industri Maskinindustri Møbelindustri og anden industri Papir- og grafisk industri Træindustri	K	K/F	S	S	(Fromme et al. 2015)
	N-EtFOSE	1691-99-2	8	Beklædnings-in-dustri og læderin-dustri	K	K/F	S		(Fromme et al. 2015)
	27905-45-9#	27905-45-9	8	Møbelindustri og anden industri	K				
	8:2 FTS	39108-34-4	8		K	F/F/S			(Houtz et al. 2013)
	N-MeFOSAA	2355-31-9	8		K	F/F/S	S		(Ahrens et al. 2016)
	N-EtFOSAA	2991-50-6	8		K	F/F/S	S		(Ahrens et al. 2016)
	8:2 FTCA	27854-31-5	8			F	S		(Benskin et al. 2012)
	5:3 FTCA#	-	5			F	S		(Mckay Allred et al. 2015)

pt. ingen kommercielle analyser tilgængelige
* kan ikke analyseres i samme analysepakke som de andre stoffer
§ Henvisning til fund i miljøprøver er baseret på tilgængelig litteratur og de anvendte analysepakker og udgør ikke en udtømmende status i 2017.

Bilag 3

Eksempler på grænseværdier for PFAS i forskellige lande

I det følgende er givet eksempler på grænseværdier for PFAS i jord, drikkevand og grundvand i forskellige lande. Bemærk, at grænseværdierne kan variere en del, bl.a. fordi grænseværdierne er beregnet ud fra forskellige TDI-værdier og ud fra vidensgrundlag af forskellig alder og i øvrigt er fastsat med udgangspunkt i forskellige politikker (f.eks. fastsættelse af sikkerhedsfaktorer).

I Tabel B3-1 vist grænseværdier for PFAS i jord i forskellige lande (Norge, Holland, USA og Vest Australien). I Tabel B3-2 er desuden vist grænseværdier for drikkevand i forskellige lande. Grænseværdier er nærmere beskrevet nedenfor for EU og de enkelte lande.

Land	PFOS (mg/kg)	PFOA (mg/kg)	Sum af PFAS (mg/kg)	Bemærkninger
Norge	0,1	-	-	
Holland	0,003	-	-	Fire forskellige kvalitetskriterier anvendes afhængig af arealanvendelse. 0,0023 er den laveste værdi
USA	0,66-11	0,3-16	-	Følsom arealanvendelse (beboelse), afhængig af stat
Vest Australien	4	-	-	

Tabel B3-1 Grænseværdier for jord, (Pancras et al. 2016), (Miljøstyrelsen 2015), (DiGuiseppi et al. 2016).

Land	PFOS (µg/l)	PFOA (µg/l)	Sum af PFAS (µg/l)
Sverige	0,09	-	0,09
Norge	-	-	-
Tyskland	-	-	0,3
Holland	0,53	-	-
England	0,3	0,3	-
USA	0,07	0,07	0,07

Tabel B3-2 Grænseværdier for drikkevand i udvalgte lande

EU

The Directive on Environmental Quality Standards' (EQSD) underafdeling inden for *Water Framework Directive (WFD)* fremsatte i 2013 et direktiv, som fordrer en gennemsnitlig årlig PFOS koncentration på 0,00065 µg/l for indlandsvand (ferskvand) og 0,00013 µg/l for og for andet overfladevand (f.eks. marint vand), (Pancras et al. 2016). Desuden er der beregnet en maxkoncentration på 36 µg/l for indlandsvand og 7,2 µg/l for andet overfladevand samt 9,1 µg/l i biota, (Pancras et al. 2016). Disse beregninger er baseret på et Totalt Dagligt Indtag (TDI) på 150 ng/kg bw/dag baseret på menneskers indtag af fisk, (Pancras et al. 2016).

Sverige

I 2014 satte *Livsmedelverket* en drikkevandsgrænse i Sverige på 0,09 µg/l for PFOS alene og summen af de 7 stoffer, (Larsen & Giovalle 2015)

PFBS
PFHxS
PFOS

PFPeA
PFHxA
PFHpA
PFOA

Drikkevandsgrænseværdien er siden udvidet og nu omfatter yderligere 4 PFAS-forbindelser, dvs. grænseværdi er for sum af 11 PFAS-forbindelser (Banzhaf et al. 2016).

PFBS
PFHxS
PFOS

6:2FTS

PFBA
PFPeA
PFHxA
PFHpA
PFOA
PFNA
PFDA

Desuden har Statens geoteknisk institut i Sverige (SGI) udarbejdet for Naturvårdsverket et jordkvalitetskriterium på 0,003 mg PFOS/kg TS for følsom arealanvendelse og 0,02 mg PFOS/kg TS for mindre følsom arealanvendelse (MKM) (Pettersson et al. 2015).

SGI har udarbejdet en bruttoliste over PFAS-forbindelser som bør medtages i det indledende arbejde (Pettersson et al. 2015).

- PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS
- PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA
- 6:2 FTS, PFOSA
- 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH

Norge
Det norske Miljøministerium har i 2014 bandlyst produkter indeholdende mere end 0,001 % PFOA eller 1µg/m^2 i tekstiler m.m., (Pancras et al. 2016). Der er også foreskrevet en maxkoncentration af PFOS i jord på 0,1 mg/kg baseret på ormestudier, (Larsen & Giovalle 2015).

Holland
I forbindelse med en PFOS-forurenet spildepisode fremsatte det hollandske *National Institute for Public Health* (RIVM) minimum aktionskriterier for PFOS koncentration. Disse kriterier blev udregnet ved risikovurdering af forskellige typer af scenarier Tabel B3-3 og er derfor udtryk for, hvornår en aktion (f.eks. oprensning af forurenet jord) er nødvendig af sundhedsmæssige hensyn. Grænseværdierne fra Tabel B3-3 er ikke omfattet af den hollandske miljølovgivning.

Scenarie	Jord risikobaseret kvalitetskriterie (µg/kg)	Grundvand risikobaseret kvalitetskriterie (µg/l)
Eliminering af økologiske risici	3,2	0,023-0,094*
Økologisk beskyttelse (baseret på økotoksikologiske undersøgelser) og kvalitet af grundvand sikrer overholdelse af kvalitetskriterier for drikkevand	10	0,53
Bæredygtig brug af jord (fri arealanvendelse) og kvalitet af grundvand sikrer overholdelse af kvalitetskriterier for drikkevand	100	4,7
	Rapporteringsgrænse / baggrund	
Rapporteringsgrænse eller baggrundsniveau (hvis denne er højest)	0,1	0,010

*afhængig af om der benyttes et forebyggelsesprincip eller en følsomhedsberegning

Tabel B3-3 Forskellige scenarier og tilsvarende aktionsværdier for PFOS i Holland. Tabel modificeret fra (Pancras et al. 2016).

RIVM har foreslået en maxkoncentration af PFOS på 0,53 µg/l i drikkevand, 2,3 µg/kg i jord og 0,023 µg/l i grundvand (Larsen & Giovalle 2015).

Tyskland
Siden 2006 har der i Tyskland været en anbefalet værdi på 0,3 µg/l PFAS (sum af PFOS og PFOA og andre PFAS) i drikkevand af sundhedsmæssige hensyn

samt en årlig gennemsnitsværdi på 0,1 µg/l (sum af 11 PFAS; PFOS, PFOA, PFBA, PFBS, PFPA, PFPS, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFHpS, H4PFOS). I Tyskland har der også været en grænse på 100 µg/kg for summen af PFOS og PFOA i jord siden 2012 (Pancras et al. 2016).

Den tyske stat Bayern har sine egne kriterier for grundvand, som er opsummeret i Tabel B3-4. Der findes desuden separate værdier for genbrug af spildevand. I kloakslam er grænsen 100 µg/kg for sum af PFOS og PFOA i Bayern (Pancras et al. 2016).

Stof	Kriterium (µg/l)
PFBS	3
PFOS	0,23
PFBA	7
PFPeA	3
PFHxA	1
PFHpA	0,3
PFNA	0,3
PFDA	0,3
$\sum \boldsymbol{PFOS + PFOA + PFHxS}$	0,3

Tabel B3-4 Bayerns grænseværdier for grundvand. Modificeret fra (Pancras et al. 2016).

Staten Baden-Württemberg har også separate publicerede kriterier for grundvand opsummeret i Tabel B3-5. Andre PFAS har en grænse på 1 µg/l, mens summen af de nævnte PFAS i Tabel B3-5 ikke må overstige 1 µg/l (hvis de alle 13 er tilstede).

Stof	Kriterium* (µg/l)
PFBS	3
PFPeS	1
PFHxS	0,3
PFHpS	0,3
6:2 FTS	0,3
PFOS	0,23*
PFBA	7
PFPeA	3
PFHxA	1
PFHpA	0,3
PFOA	0,3
PFNA	0,3
PFDA	0,3

*Hvis alle de viste 13 PFAS er til stede, så må summen af de 13 PFAS ikke overstige 1 µg/l, og så er grænseværdien for PFOS 0,3 µg/l. Grænseværdierne for sum af andre PFAS end de 13 nævnte er 1 µg/l for enkeltkomponenter

Tabel B3-5 Baden-Württembergs grænseværdier for grundvand. Modificeret fra (Pancras et al. 2016).

England

I 2009 blev der udstedt en række dekreter fra *The Drinking Water Inspectorate* om, hvilke forbehold der skal tages, hvis der påvises bestemte koncentrationer af PFOS og PFOA i drikkevand. Disse er opsummeret i Tabel B3-6 og Tabel B3-7.

Niveau	Koncentration	Minimums aktion
1	Potentiel fare	• Lovmæssig risikovurdering
2	>0,3 µg/l	• Søg rådgivning • Monitering af drikkevandskoncentrationer
3	>1,0 µg/l	Som niveau 2 plus: • Etabler afværgesystem til reduktion af koncentrationer til <1,0 µg/l
4	>9,0 µg/l	Som niveau 3 plus: • Søg omgående rådgivning • Sikre at drikkevandseksponering reduceres inden for 7 dage

Tabel B3-6 Reguleringskriterier for forskellige niveauer af PFOS-forurening i drikkevand i England. Tabel modificeret fra (Pancras et al. 2016).

Niveau	Koncentration	Minimums aktion
1	Potentiel fare	• Lovmæssig risikovurdering
2	>0,3 µg/l	• Søg rådgivning • Monitering af drikkevandskoncentrationer
3	>5,0 µg/l	Som niveau 2 plus: • Etabler afværgesystem til reduktion af koncentrationer til <1,0 µg/l
4	>45,0 µg/l	Som niveau 3 plus: • Søg omgående rådgivning • Sikre at drikkevandseksponering reduceres inden for 7 dage

Tabel B3-7 Reguleringskriterier for forskellige niveauer af PFOA-forurening i drikkevand i England. Tabel modificeret fra (Pancras et al. 2016).

USA

I 2016 har det amerikanske *Environmental Protection Agency* (EPA) udstedt et *liftime health advisory* (LHA), som fordrer en grænseværdi for drikkevandskoncentration på 0,07 µg/l for individuelt eller kombineret PFOA og PFOS (USEPA; Water Research Foundation 2016). Grænseværdierne er baseret på studier af laboratoriedyr og mennesker. Disse værdier er dog ikke lovpligtige.

EPA har i 2014 også beregnet en Reference Dosis (RfD) på 0,02 µg/kg/dag for PFOA baseret på laboratoriestudier af rotter (studie over >84 dage) og mus (studie over 17 dage) samt efterfølgende beregninger af en *human equivalent dose* (HED), (Larsen & Giovalle 2015). En RfD på 0,03 µg/kg/dag for PFOS blev ligeledes beregnet ud fra rottestudier, (Larsen & Giovalle 2015).

Minnesota Department of Health har i 2009 etableret helbredsrisikoværdier i grundvand på 0,3 µg/l for PFOA og PFOS. Derimod er der en grænse på 7 µg/l for perfluorbutan sulfonsyre (PFBS) og perfluorbutan syre (PFBA) fra 2011 (Pancras et al. 2016).

Department of Environmental Protection of the State of New Jersey (NJDEP) foreskriver siden 2007 et drikkevandskriterium på 0,04 µg/l for PFOA (US EPA 2016). Derudover fordrer NJDEP et PFNA kriterium i grundvand på 0,01 µg/l fra 2015, (US EPA 2016).

Vermont har udstedt drikkevandskriterier på 0,02 µg/l for PFOS og PFOA (Ross 2016). Texas har en lang række kriterier for grundvandsværdier og jordværdier, som ses i nedenstående tabel (Ross 2016).

Stof	Grundvand (µg/l)	Jord (mg/kg)
PFOS	0,56	1,5
PFOA	0,29	0,6
PFOSA	0,29	0,058
PFBS	34	73
PFBA	71	150
PFPeA	0,093	5,1
PFHxA	0,093	5,1
PFHpA	0,56	1,5
PFNA	0,29	0,76
PFDA	0,37	0,96
PFHxS	0,093	4,8

Tabel B3-8 Texas' grænseværdier for grundvand og jord. Modificeret fra (Ross 2016).

I USA i staten Maine er der fastsat kvalitetskriterier for sediment (rekreative områder (sopning), indtag/spisning og hudkontakt) på 1,5 mg PFOA/kg og 20 mg PFOS/kg, (DiGuiseppi et al. 2016).

Bilag 4

Fysisk-kemiske egenskaber

Bilag 4-1 De vigtigste fysisk-kemiske egenskaber

Alle værdier er fra (Pancras et al. 2016) via (Z. Wang et al. 2011) med mindre andet er angivet. Røde værdier er beregnet (Pancras et al. 2016), (Z. Wang et al. 2011), (National Food Institute 2015)og (Ding & Peijnenburg 2013).

Stofnavn	Mol-vægt mol	Vand opløselighed mg/l	Damp-tryk Pa	K_{aw}, Fordelings koefficient-luft/vand (Henry) dimensionsløs	$LogK_{ow}$	$LogK_{oc}$	K_d	pKa Syrestyre-eksponent
PFCA'er:	**Perfluorcarboxylsyrer**							
PFBA	214,04	Blandbare	1307	0,006	2,82	1,88	-	-0,2 til 0,7
PFPeA	264,05	112.600	1057	0,001	3,43	1,37	-	-0,06
PFHxA	314,05	21.700	457	0,003	4,06	1,91	-	-0,13
PFHpA	364,06	4.200	158	0,006	4,67	2,19	0,4 til 1,1	-0,15
PFOA	414,07	3.400 til 9.500	4 til 1.300	$2,5e^{-5}$ til 0,001	5,3	1,31 til 2,35	0 til 3,4	-0,16 til 3,8
PFNA	464,08	9.500	1,3	0,03	5,92	2,39	2,6 til 5,9	-0,17
PFDA	514,09	9.500	0,2	0,05	6,5	2,76	2 til 31	-0,17
PFUnA	564,09	4	0,1	0,03 - 0,12	7,15	3,3	12 til 103	-0,17
PFDoA	614,1	0,7	0,01	0,09 – 0,26	7,77	-	24 til 269	-0,17 til 0,8
PFTrDA	664,11	0,2	0,3	0,42	8,25	-	-	-
PFTeDA	714,12	0,03	0,1	1,07	8,90	-	-	-
PFPeDA	764,12	-	-	-	-	-	-	-
APFO	445,11	14.200	0,01	-	-	-	-	2,5
PFSA'er:	**Perfluorsulfonsyrer**							
PFBS	300,1	46.200 til 56.600	631	0,003	3,90	1	-	-6 til -5
PFHxS	400,11	2.300	58,9	0,004	5,17	1,78	0,6 til 3,2	-6 til -5
PFHpS	450,12	-	-	-	-	-	-	-
PFOS	500,13	520 til 570	$3,3e^{-4}$ til 6,7	$1e^{-7}$ til 0,02	6,43	2,5 til 3,1	0,1 til 97	-6 til -2,6
PFDS	600,14	2	0,71	0,07	7,66	3,53	-	-
Perfluorfosfonsyrer								
PFBPA	350,02	Blandbar	0,18	$2e^{-9}$	2,19	-	-	-
PFHxPA	400,03	515.300	0,04	$1e^{-8}$	3,48	-	-	-
PFOPA	500,05	24.500	0,01	$4e^{-8}$	4,73	-	-	-

Stofnavn	Mol-vægt mol	Vand opløselighed mg/l	Damp-tryk Pa	K_{aw}, Fordelings koefficient-luft/vand (Henry) dimensionsløs	$LogK_{ow}$	$LogK_{oc}$	K_d	pKa Syrestyre-eksponent
PFDPA	600,06	500	$2e^{-4}$	$1e^{-7}$	5,98	-	-	-
Perfluorsulfonamider								
PFOSA	499,14	4	0,24	0,011	-	2,5 til 2,62	35 til 56	6,24
FOSE	543,19	0,9	$5e^{-3}$	0,001	5,78	-	-	-
N-MeFOSA	513,17	0,2	0,3	0,26	6,07	3,14	-	-
N-EtFOSA	527,2	0,1	0,12	0,43	6,71	3,23	-	-
N-MeFOSE	557,22	0,3	$4e^{-4}$	0,045	6,00	-	-	-
N-EtFOSE	571,25	0,1	$2e^{-3}$	0,008	6,52	-	-	-
Fluortelomer sulfonsyrer								
2:2FTS	228,13	-	-	-	-	-	-	-
4:2FTS	328,15	27.900	0,33	$2e^{-6}$	3,21	-	-	-
6:2FTS	428,17	1.300	0,11	$1e^{-5}$	4,44	-	-	1,31
8:2FTS	528,18	60	0,01	$3e^{-5}$	5,66	0,01	-	1,32
10:2FTS	628,2	2	$1e^{-3}$	$1e^{-4}$	6,91	-	-	-
12:2FTS	728,21	0,2	$1e^{-3}$	$1e^{-3}$	7,94	-	-	-
Fluortelomer alkoholer								
2:2FTOH	164,08	-	-	-	-	-	-	-
4:2FTOH	264,09	980	214	-	3,3	0,93	-	-
6:2FTOH	364,11	20	18,2	2,31	4,54	2,43	-	-
8:2FTOH	464,12	0,1	3,98	2,03	5,58	3,84	-	-
10:2FTOH	564,14	0,01	0,2	3,14	6,63	6,2	-	-
12:2FTOH	664,15	-	-	-	-	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre estere								
4:2monoPAP	344,07	11.900	$9e^{-5}$	$1e^{-10}$	1,99	-	-	-
6:2monoPap	444,09	2.600	$3e^{-5}$	$5e^{-10}$	3,39	-	-	-
8:2monoPAP	544,1	160	$1e^{-5}$	$1e^{-8}$	4,67	-	-	-
10:2monoPAP	644,12	10	$3e^{-6}$	$7e^{-8}$	5,92	-	-	-
12:2monoPAP	744,13	0,3	$<1e^{-6}$	$3e^{-7}$	7,21	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre diestere								
4:2diPAP	590,15	0,4	$7e^{-5}$	$4e^{-5}$	6,16	-	-	-
6:2diPAP	790,18	$8e^{-4}$	$<1e^{-6}$	$7e^{-5}$	8,41	-	-	-
8:2diPAP	990,21	$5e^{-7}$	$<1e^{-6}$	$3e^{-3}$	10,93	-	-	-
10:2diPAP	1190,24	$2e^{-9}$	$<1e^{-6}$	$4e^{-3}$	12,88	-	-	-
12:2diPAP	1390,27	$3e^{-12}$	$<1e^{-6}$	0,1	15,15	-	-	-
Andre PFAS-forbindelser								
Fluorarcrylat 27905-45-9	518	$4,7e^{-4}$	44	-	7,11	-	-	-
N-MeFOSAA	571,21	-	-	-	-	-	-	-
N-EtFOSAA	585,23	0,0024	0,0043	0,42	6,22	-	-	1,4
8:2 FTCA	478	17	0,78	0,009	5,48	-	-	-
5:3 FTCA	342	-	-	-	-	-	-	-

Bilag 4-2 Andre fysisk-kemiske egenskaber herunder CAS og formel

Alle værdier er fra (Pancras et al. 2016)
Røde værdier er beregnet (Pancras et al. 2016), (Z. Wang et al. 2011), (National Food Institute 2015) og (Ding & Peijnenburg 2013).

Forkortelse	CAS nr.	Formel	Mole-vægt	Vægt-fyld g/ml	Smelte-punkt °C	Koge-punkt °C
PFCA'er:	**Perfluorcarboxylsyrer**					
PFBA	375-22-4	$F(CF_2)_3COOH$	214,04	1,65	-17,5	121
PFPeA	2706-90-3	$F(CF_2)_4COOH$	264,05	1,7	-	124,4
PFHxA	307-24-4	$F(CF_2)_5COOH$	314,05	1,72	14	143
PFHpA	375-85-9	$F(CF_2)_6COOH$	364,06	1,79	30	175
PFOA	335-67-1	$F(CF_2)_7COOH$	414,07	1,8	37 - 60	188 - 192
PFNA	375-95-1	$F(CF_2)_8COOH$	464,08	1,75	59 - 66	218
PFDA	335-76-2	$F(CF_2)_9COOH$	514,09	1,76	77 - 88	218
PFUnA	2058-94-8	$F(CF_2)_{10}$ COOH	564,09	1,76	83 - 101	160 - 230
PFDoA	307-55-1	$F(CF_2)_{11}COOH$	614,1	1,77	107 - 109	245
PFTrdA	72629-94-8	$F(CF_2)_{12}COOH$	664,11	1,77	-	
PFTeDA	376-06-7	$F(CF_2)_{13}COOH$	714,12	1,78	-	276
PFPeDA	141074-63-7	$F(CF_2)_{14}COOH$	764,12	-	-	-
APFO	3825-26-1	$C_8H_4NF_{15}NO_2$	445,11	-	157-165	-
PFSA'er:	**Perfluorsulfonsyrer**					
PFSA'er						
PFBS	375-73-5	$F(CF_2)_4SO_3H$	300,1	1,81	76 - 84	211
PFHxS	432-50-8	$F(CF_2)_6SO_3H$	400,11	-	-	-
PFHpS	357-92-8	$F(CF_2)_7SO_3H$	450,12	-	-	-
PFOS	1763-23-1	$F(CF_2)_8SO_3H$	500,13	-	54	>400
PFDS	333-77-3	$F(CF_2)_{10}$ SO_3H	600,14	-		
Perfluorfosfonsyrer						
PFBPA	52299-24-8	$F(CF_2)_4P(O)(OH)_2$	350,02	-	-	-
PFHxPA	40143-76-8	$F(CF_2)_6P(O)(OH)_2$	400,03	-	-	-
PFOPA	40143-78-0	$F(CF_2)_8P(O)(OH)_2$	500,05	-	-	-
PFDPA	52299-26-0	$F(CF_2)_{10}$ $P(O)(OH)_2$	600,06	-	-	-
Perfluorsulfonamider						
PFOSA	754-91-6	$F(CF_2)_8SO_2NH_2$	499,14	-	154 - 155	-
FOSE	10116-92-4	$F(CF_2)_8SO_2NH(CH_2)_2OH$	543,19	-	-	-
N-MeFOSA	31506-32-8	$F(CF_2)_8SO_2NHCH_3$	513,17	-	-	-
N-EtFOSA	4151-50-2	$F(CF_2)_8SO_2NHCH_2CH_3$	527,2	-	-	-
N-MeFOSE	24448-09-7	$F(CF_2)_8SO_2N(CH_3)(CH_2)_2OH$	557,22	-	-	-
N-EtFOSE	1691-99-2	$F(CF_2)_8SO_2N(CH_2CH_3)(CH_2)_2OH$	571,25	-	55 - 60	-
Fluortelomer sulfonsyrer						
2:2FTS	149246-63-9	$F(CF_2)_2CH_2CH_2SO_3H$	228,13	-	-	-
4:2FTS	757124-72-4	$F(CF_2)_4CH_2CH_2SO_3H$	328,15	-	-	-
6:2FTS	27619-97-2	$F(CF_2)_6CH_2CH_2SO_3H$	428,17	-	-	-
8:2FTS	39108-34-4	$F(CF_2)_8CH_2CH_2SO_3H$	528,18	-	-	-

Forkortelse	CAS nr.	Formel	Mole-vægt	Vægt-fyld g/ml	Smelte-punkt °C	Koge-punkt °C
10 :2FTS	120226-60-0	$F(CF_2)_{10}CH_2CH_2SO_3H$	628,2	-	-	-
12:2 FTS	149246-64-0	$F(CF_2)_{12}CH_2CH_2SO_3H$	728,21	-	-	-
Fluortelomer alkoholer						
2:2 FTOH	54949-74-5	$F(CF_2)_2CH_2CH_2OH$	164,08	-	-	-
4:2 FTOH	2043-47-2	$F(CF_2)_4CH_2CH_2OH$	264,09	-	-	-
6:2 FTOH	647-42-7	$F(CF_2)_6CH_2CH_2OH$	364,11	-	-33	172
8:2 FTOH	865-86-1	$F(CF_2)_8CH_2CH_2OH$	464,12	-	45	114
10:2 FTOH	678-39-8	$F(CF_2)_{10}CH_2CH_2OH$	564,14	-	-	-
12:2 FTOH	39239-77-5	$F(CF_2)_{12}CH_2CH_2OH$	664,15	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre estere						
4:2 monoPAP	150065-76-2	$F(CF_2)_4CH_2CH_2OP(O)(OH)_2$	344,07	-	-	-
6:2 monoPap	57678-01-0	$F(CF_2)_6CH_2CH_2OP(O)(OH)_2$	444,09	-	-	-
8:2 monoPAP	57678-03-2	$F(CF_2)_8CH_2CH_2OP(O)(OH)_2$	544,1	-	-	-
10:2 monoPAP	57678-05-4	$F(CF_2)_{10}CH_2CH_2OP(O)(OH)_2$	644,12	-	-	-
12:2 monoPAP	57678-07-6	$F(CF_2)_{12}CH_2CH_2OP(O)(OH)_2$	744,13	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre diestere						
4:2 diPAP	135098-69-0	$F(CF_2)_4CH_2CH_2OP(OH)OCH_2CH_2$	590,15	-	-	-
6:2 diPAP	57677-95-9	$F(CF_2)_6CH_2CH_2OP(OH)OCH_2CH_2$	790,18	-	-	-
8:2 diPAP	678-41-1	$F(CF_2)_8CH_2CH_2OP(OH)OCH_2CH_2$	990,21	-	-	-
10:2 diPAP	1895-26-7	$F(CF_2)_{10}CH_2CH_2OP(OH)OCH_2CH_2$	1190,24	-	-	-
12:2 diPAP	57677-99-3	$F(CF_2)_{12}CH_2CH_2OP(OH)OCH_2CH_2$	1390,27	-	-	-
Andre PFAS-forbindelser						
Fluorarcrylat	27905-45-9	$C_8F_{17}\bullet C_2H_4\bullet O\bullet CO\bullet CH\bullet CH_2$	518	-	18,63	201,82
N-MeFOSAA	2355-31-9	$F(CF_2)_8SO_2N(CH_3)CH_2COOH$	571,21	-		
N-EtFOSAA	2991-50-6	$F(CF_2)_8SO_2N(C_2H_5)CH_2COOH$	585,23	-		
8:2 FTCA	27854-31-5	$C_8F_{17}\bullet CH_2\bullet COOH$	478	-	-	-
5:3 FTCA	-	$C_5F_{11}\bullet C_2H_4\bullet COOH$	342	-	-	-

Bilag 5

Baggrundsniveauer i luftprøver

Bilag 5-1 Baggrundsniveauer i indeklimaet

	Indeklima Skole (n=14, gns.) Tyskland (Fromme et al. 2015) **pg/m³***	**Indeklima Bolig (n=13, gns.) Tyskland** (Fromme et al. 2015) **pg/m³***
4:2 FTOH	i.p.	i.p.
6:2 FTOH	7.853	2.058 (289-5.424)
8:2 FTOH	5.317	9.007 (4.702-21.698)
10:2 FTOH	2.066 (	3.296 (1.166-4.774)
MeFOSE	i.p.	552 (27-3.796)
EtFOSE	i.p,	69 (27-155)
EtFOSA	274	<54
MeFOSA	i.p.	<54

* 1.000 pg/m³ = 1 ng/m³ = 0,001 µg/m³ =1 e^{-6} mg/m³
(i /(Fromme et al. 2015) er der oplysning om andre indeklimamålinger for PFAS i andre lande)

Bilag 5-2 Baggrundsniveauer i udeluft

	Udeluft: 4 lokaliteter i EU (Barber et al. 2007)	
	Gasfase pg/m³*	**Partikelbundet pg/m³***
∑FTOH'er		
4:2 FTOH		
6:2 FTOH	5 - 189	
8:2 FTOH	5 – 243	
10:2 FTOH		
PFDA		1 - 818

* 1.000 pg/m³ = 1 ng/m³ = 0,001 µg/m³ =1 e^{-6} mg/m³

Bilag 5-3 Baggrundsniveauer i atmosfæren

	Arktiske områder (Ahrens & Bundschuh 2014)		Antarktiske områder (Vento et al. 2012)
	Gasfase	**Partikelbundet**	**Gasfase**
	pg/m³*	**pg/m³***	**pg/m³***
∑FTOH'er	20 – 138	<0,1 – 1,6	7,6 – 30,2
6:2 FTOH	<1,1 - 29	<0,6	0,4 – 1,9
8:2 FTOH	15 - 83	<0,1 – 1,0	3,9 – 15,4
10:2 FTOH	3,5 – 31	<0,1 – 0,6	3,3 – 10,8
∑FOSE'er	0,4 – 23	0,3 – 8,6	0,5 – 6,5
MeFOSE	<0,06 – 22	<0,4 – 7,4	0,06 – 0,9
EtFOSE	<0,06 – 1,4	<0,03 – 3,2	0,03 – 0,1
∑FOSA'er	0,5 – 4,7	<0,1 – 0,3	0,3 – 14,7
MeFOSA	<0,08 -3,6	<0,1 – 0,3	0,1 -0,2
EtFOSA	<0,04 – 1,7	<0,04 – 0,2	0,03 – 0,2
∑PFCA'er		<0,04 – 0,18	
PFDA	<0,1	<0,01 – 0,01	
PFUnDA	<0,2	<0,02 – 0,08	
PFDoDA	<0,2	<0,01 – 0,08	
PFTeDA	<0,1	<0,01 – 0,03	
∑PFSA'er	<0,1	<0,01	

* 1.000 pg/m³ = 1 ng/m³ = 0,001 µg/m³ =1 e^{-6} mg/m³

Bilag 6

Analysemetoder

Tabel over forskellige PFAS og kendt anvendelse af kemiske analysemetoder til disse. Mediespecifikation angiver, hvilken type medie analysemetoden kan anvendes på. Tabellen er en modificeret model baseret på Concawe (Pancras et al. 2016), Liu et al. (Liu et al. 2015) og Houtz & Sedlak (Houtz & Sedlak 2012). Analysemetode 1, 2 og 3 er beskrevet forneden.

Stof	Symbol	Analysemetode*	Mediespecifikation
Perfluor-n-butansyre	PFBA	1	Alle
Perfluor-n-pentansyre	PFPeA	1	Alle
Perfluor-n-heptansyre	PFHxA	1	Alle
Perfluor-n-oktansyre	PFOA	1	Alle
Perfluor-n-nonansyre	PFNA	1	Alle
Perfluor-n-dekansyre	PFDA	1	Alle
Perfluor-n-undekansyre	PFUnA	1	Alle
Perfluor-n-dodekansyre	PFDoA	1	Alle
Perfluor-n-tridekansyre	PFTrA	1	Alle
Perfluor-n-tetradekansyre	PFTA	1	Alle
Perfluor-n-butansulfonsyre	PFBS	1	Alle
Perfluor-n-hexansulfonsyre	PFHxS	1	Alle
Perfluor-n-heptansulfonsyre	PFHpS	1	Alle
Perfluor-n-oktansulfonsyre	PFOS	1	Alle
Perfluor-n-dekansulfonsyre	PFCeS	1	Alle
1H,1H,2H,2H-Perfluor-n-oktansulfonsyre	H4PFOS	1	Alle
2H,2H-Perfluorodekan syre	H2PFDA	1	Alle
7H-dodekafluorheptansyre	HPFHpA	1	Alle
Perfluor-3,7-dimethyloktansyre	PF37DMOA	1	Alle
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre	H4PFUnA	1	Alle
2H,2H-Perfluorhexansyre	4:2 FTCA	1	Alle
2H,2H-Perfluoroktansyre	6:2 FTCA	1	Alle
2H,2H-Perfluordekansyre	8:2 FTCA	1	Alle
2H,2H-Perfluordodekansyre	10:2 FTCA	1	Alle
2-Perfluorhexylethanol	6:2 FTOH	1	Alle
2-Perfluoroktylethanol	8:2 FTOH	1	Alle
2-Perfluordekylethanol	10:2 FTOH	1	Alle
2H,2H-Perfluordekylacylat	8:2 FTA	1	Alle
2H,2H-Perfluordelylmethacylat	8:2 FTMA	1	Alle
2H,2H-Perfluorokt-1-en	6:2 FTen	1	Alle
2H,2H-Perfluordek-1-en	8:2 FTen	1	Alle
Hydrosubstituerede perfluor carboxylsyrer (pentan-cetansyre)	H-PFCA	2	Kun undersøgt i vand

Stof	Symbol	Analysemetode*	Mediespecifikation
Chlorinsubstituerede perfluor carboxylsyrer (butan-undekansyre)	Cl-PFCA	2	Kun undersøgt i vand
Polyfluorineret sulfonat (methan-hexansulfonat)	PFS	2	Kun undersøgt i vand
Umættet hydrosubstitueret perfluorineret ether/alkohol	H-PFE/As	2	Kun undersøgt i vand
Umættet chlorinsubstitueret perfluorineret ether/alkohol	Cl-PFE_As	2	Kun undersøgt i vand
Ethylperfluoroktan sulfonamidethansyre	N-EtFOSAA	3	Kun undersøgt i vand
Ethylperfluoroktan sulfonamidethansyre	N-MeFOSAA	3	Kun undersøgt i vand
Perfluoroktan sulfonamid	FOSA	1 og 3	Kun undersøgt i vand
6:2 Fluortelomer sulfonsyre	6:2 FTSA	3	Kun undersøgt i vand
8:2 Fluortelomer sulfonsyre	8:2 FTSA	3	Kun undersøgt i vand
6:2 fluortelomer alkohol fosfat diester	6:2 diPAP	3	Kun undersøgt i vand
8:2 6:2 fluortelomer alkohol fosfat diester	8:2 diPAP	3	Kun undersøgt i vand

*

1) Væske kromatografi eller gas kromatografi (luftprøver) kombineret med tandem massespektrometri eller forskellige former for højopløselighedsmassespektrometri såsom Orbitrap- eller TOF-MS. Opsamling fra Concawe (2016) (Pancras et al. 2016).
2) Væske kromatografi og højopløselighedsmassespektrometri inkluderende Orbitrap-MS. Opsamling fra Liu et al. (Liu et al. 2015)
3) Oxidation og efterfølgende væske kromatografi kombineret med massspektrometri af PFAA oxidationsprodukter. Opsamling fra Houtz & Sedlak (Houtz & Sedlak 2012).