



Regionernes Videncenter for
Miljø og Ressourcer

Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser

**Teknik og Administration
Nr 1 2022**

Indholdsfortegnelse

1.	Forord	3
2.	Indledning	4
2.1	Baggrund og formål	4
2.2	Husk at holde viden ajour	4
2.3	Læsevejledning	5
3.	PFAS – definition, gruppeopdeling, regulering og anvendelse	7
3.1	Generelt om PFAS-forbindelser	7
3.2	Nomenklatur	7
3.2.1	Perfluoralkyl-forbindelser	11
3.2.2	Polyfluoralkyl-forbindelser	13
3.2.3	Andre fluorerede forbindelser	13
3.2.4	Nyere PFAS-forbindelser	14
3.3	Historisk udvikling og regulering	15
3.3.1	Historisk udvikling	15
3.3.2	Regulering	20
3.4	Brancheanvendelser	25
4.	Miljø- og sundhedsmæssige aspekter, kriterier og relevante PFAS-forbindelser	28
4.1	Miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser	28
4.2	Grænseværdier: jord, vand, biota og luft	34
4.3	Relevante PFAS-forbindelser i forbindelse med jord- og grundvandsundersøgelser	39
5.	PFAS-egenskaber	43
5.1	Fysisk-kemiske egenskaber	43
5.2	Nedbrydelighed	54
5.3	Opsummering	57
6.	Fordeling i jord, grundvand, overfladevand og luft	60
6.1	Teoretisk fasefordeling	60
6.2	Jord	69
6.3	Grundvand	73
6.4	Luft	74
6.5	Overfladevand	77
6.6	Optagelse i biota og fødekæden	81
6.7	JAGG-beregninger af fasefordeling	84
6.8	Opsummering	84
7.	Analytiske teknikker og krav til prøvetagning	87
7.1	Analyse teknikker	87
7.1.1	Kommercielt tilgængelige analysemetoder	87
7.1.2	Analysemetoder under udvikling	90
7.1.3	Analyse af luftprøver	92

7.1.4	Feltmetoder	93
7.2	Prøvetagning af forskellige media: luft, vand, jord og biota	93
7.2.1	Prøvetagning af grundvand	94
7.2.2	Prøvetagning af overfladevand	95
7.2.3	Prøvetagning af biota og sedimenter	96
7.2.4	Prøvetagning i luft	96
7.3	Prøvetagningsmateriale og risiko for krydskontaminering, afgivelse og optagelse	97
7.3.1	Krydskontaminering	97
7.3.2	Afgivelse af PFAS-forbindelser i forbindelse med prøvetagning	99
7.3.3	Akkreditering af PFAS analyser	99
7.4	Opbevaring af prøvemateriale	100
7.5	Udvaskningstests	100
7.6	Opsummering	102
8.	Konceptuelle modeller	104
8.1	Konceptuel model – Spild på terræn ved punkt- og fladekilder	105
8.2	Konceptuel model – fyldpladser/gamle lossepladser	108
8.3	Konceptuel model – diffuse kilder	110
9.	Indledende undersøgelser	112
9.1	Strategier for indledende undersøgelser	112
9.2	Typiske undersøgelsestiltag	114
9.3	Datahåndtering og risikovurdering	117
9.4	Gode råd og faldgruber	119
10.	Videregående/detaljerede undersøgelser	120
10.1	Strategier for videregående undersøgelser	120
10.2	Afgrænsning af forurening	121
10.2.1	Stofsammensætning	121
10.2.2	Kildeafgrænsning	126
10.2.3	Afgrænsning af jordforurening	127
10.2.4	Faneafgrænsning	128
10.3	Undersøgelse af PFAS-belastning i miljøet	132
10.3.1	Udvaskning	132
10.3.2	Undersøgelse af overfladevand	134
10.3.3	Undersøgelse af biota	135
10.3.4	Undersøgelse af græs og afgrøder	136
10.3.5	Undersøgelse af ude- og indeluft	137
10.3.6	Monitering af grundvand og overfladevand	138
10.4	Risikovurdering	138
10.5	Gode råd og faldgruber	140
11.	Afværgeforanstaltninger	141
	“State of art” for afværgeteknologier	141
11.1	Oprensning af jord	142
11.1.1	Immobilisering	142
11.1.2	Termisk behandling	143
11.1.3	Jordvask	144

11.1.4	Elektrokemisk oxidation.....	144
11.1.5	Opsummering	145
11.2	Orensning af grundvand	145
11.2.1	Pump and Treat	145
11.2.2	Aktiveret carbon eller syntetisk resin	145
11.2.3	Filtrering	147
11.2.4	Skumfraktionering – Surface Activated Foam Fractionation (SAFF®) 148	
11.2.5	Omdannelses-/nedbrydningsteknikker	149
11.2.6	Phytoremediering.....	153
11.2.7	Opsummering	153
12.	Litteratur- og referenceliste	156

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 samt analysemulighederne

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 i 2017/2018 fået udarbejdet en håndbog om undersøgelse og afværge af forureninger med PFAS-forbindelser. Da der siden er opnået meget ny viden om PFAS har VMR og regionerne i 2022 besluttet at opdatere håndbogen.

PFAS-forbindelser er en gruppebetegnelse for et stort antal fluorerede stoffer, der betegnes som PerFluorAlkyl- og PolyFluorAlkyl-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 har udarbejdet håndbogen er, at disse PFAS-forbindelser adskiller sig fra de traditionelle forureningsparametre, som træffes ved jord- og grundvandsundersøgelser.

Håndbogen repræsenterer status for viden i sommeren 2022, 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.

Den oprindelige version af håndbogen fra 2018¹ og nærværende revision fra 2022² er blevet fulgt af to følgegrupper med overlappende deltagere:

Lisbeth Fomsgaard Bergman ¹	Region Sjælland
Hanne Bahne Jensen ¹	Region Sjælland
Lene Søe Højbjerg ²	Region Sjælland
Agnieszka T. Bentzen ^{1,2}	Region Syddanmark
Klaus Bundgaard Mortensen ^{1,2}	Region Syddanmark
Arne Rokkjær ¹	Region Hovedstaden
Rikke Mosevang Vinten Howitz ^{1,2}	Region Hovedstaden
Ditte Lykkesborg Schrøder ²	Region Hovedstaden
Henrik Nordtorp ^{1,2}	Region Nordjylland
Karsten Munch Andersen ¹	Region Midtjylland
Thomas Ljungberg ²	Region Midtjylland
Nanna Isbak Thomsen ¹	Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer
Julie Kofoed ²	Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer

Håndbogen er udarbejdet af Rambøll og NIRAS 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, PFOA, PFNA og PFHxS 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 monitorings- eller undersøgelsesprogrammer (Pancras et al. 2016), (Pettersson et al. 2015).

Men mange af de historiske PFAS-forbindelser er erstattet med andre fluoreerede 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 monitoringsprogrammerne. 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 ved industrier (se afsnit 3.4 og 4.3).

Ud over litteratursøgning i den videnskabelige litteratur udgør Miljøstyrelsens nyhedsside (Miljøstyrelsen 2022a) "*Bliv klogere på PFAS-forurening*" en god kilde til den nyeste viden om PFAS-forbindelser. Desuden holder den svenske

kemikalieinspektions ”PFAS-nåtverk” (KEMI 2021) regelmæssige møder om status for undersøgelse af PFAS-forbindelser og præsentationer. Resuméer af drøftelserne er publiceret på deres webside. Endelig har den amerikanske Interstate Technology Regulatory Council (ITRC) (ITRC 2022a) ([ITRC](#)) en god hjemmeside med mange praktisk anvendelige faktablade og arbejdsprocedurer.

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 2022. Der findes i dag forskellige afværgetiltag, men pt. mangler der viden om forudsætninger ved valg af teknik og teknikkernes effektivitet.

2.3 Læsevejledning

Håndbogens indledende kapitler 3-6 indeholder en gennemgang af viden om PFAS. I kapitel 3 beskrives således navngivning og anvendelse af PFAS-forbindelser. I kapitel 4 diskuteres og udpeges de PFAS-forbindelser, der vurderes at være relevante at undersøge i jord og grundvand samt grænseværdier for disse. PFAS-egenskaber gennemgås i kapitel 5 efterfulgt af en gennemgang af, hvordan PFAS-forbindelser fordeler sig i jord, luft 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.
- Kapitel 4 I kapitel 4 beskrives de miljø- og sundhedsmæssige effekter af PFAS og dette udgør grundlaget for fastsættelse af grænseværdier i jord, grundvand, overfladevand og biota (fisk). Derudover er der udarbejdet lister over de mest relevante PFAS-forbindelser til brug i forbindelse med jord- og grundvandsundersøgelser.
- Kapitel 5 I kapitel 5 er fysisk-kemiske egenskaber for de 39 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 fyldplads/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 2022.
- 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, fund af PFAS i miljøprøver og analysemulighederne
- Bilag 3 Eksempler på grænseværdier for PFAS i forskellige lande
- Bilag 4 Oversigt over fysisk-kemiske egenskaber
- Bilag 5 Oversigt over baggrunds niveauer i luftprøver
- Bilag 6 Oversigt over analysemetoder

3. PFAS – definition, gruppeopdeling, regulering og anvendelse

3.1 Generelt om PFAS-forbindelser

PFAS er en forkortelse for **Per**Fluor**Alkyl**-forbindelser (Substances) og **Po**lyFluorAlkyl-forbindelser, dvs. fluorerede organiske stoffer, hvor kulstofkædens brintatomer helt (per) eller delvist (poly) er erstattet af fluor.

Vi kender ikke det totale antal PFAS forbindelser, men der er identificeret mere end 4700 forskellige stoffer (Glüge et al. 2020a) og (OECD 2018b). Men potentielt kan der forekomme op mod 5.000 – 10.000 stoffer, hvis skadelige effekt på miljø og helbred først er kommet i fokus i starten af det 21. århundrede (ITRC 2022b). PFAS-forbindelser har specielle fysiske-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.

Nogle 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 de bliver absorberet af dyr og mennesker. Toksicitet af PFAS-forbindelser er nærmere beskrevet i kapitel 4.1. Generelt antages det, at visse PFAS-forbindelser herunder PFOS og PFOA kan indvirke skadeligt på 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 (OECD 2021) kan PFAS defineres som fluorerede forbindelser, der indeholder mindst et fuldt fluoreret methyl- eller methylen-kulstofatom (uden en binding til andre atomer som brint, chlor, bromid eller jod). Det betyder, at ethvert kemikalie (med nogle få bemærkede undtagelser) med mindst en perfluoreret methylgruppe ($-\text{CF}_3$) eller en perfluoreret methylengruppe ($-\text{CF}_2-$) er en PFAS.

Bemærk, at et simpelt stof som TFA (trifluoreddikesyre /trifluoroacetic acid) er en PFAS-forbindelse. TFA betegnes som et industrikemikalie, som findes på lave niveauer overalt i det danske grundvand (Miljøministeriet 2021a).



Baseret på den oprindelige definition af PFAS af (Buck et al. 2011) kan PFAS opdeles i 2 hovedgrupper:

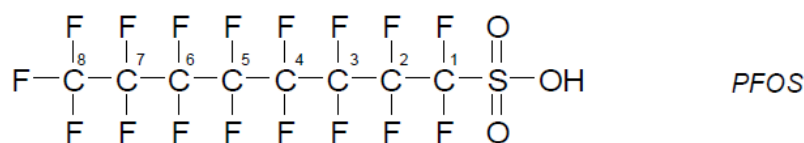
Per- og polyfluoralkylforbindelser

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).

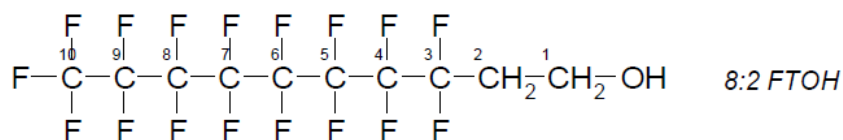
En polyfluoralkyl-forbindelse er en forbindelse, hvor der er mindst et fuldt fluoreret methyl- eller methylen-kulstofatom (uden en binding til andre atomer som brint, chlor, bromid eller jod), men mindst et kulstofatom er uden fluoratomer eller kun delvis fluorerede, dog undtagen kulstofatomer, som er tilknyttet funktionelle grupper som f.eks. carboxylsyre- (-COO⁻) eller hydroxylgruppen (-OH).

Eksempler:

Perfluoralkyl-forbindelsen PFOS med formelen C₈F₁₇SO₃H



Polyfluoralkyl-forbindelsen 8:2 FTOH med formelen C₈F₁₇C₂H₄OH

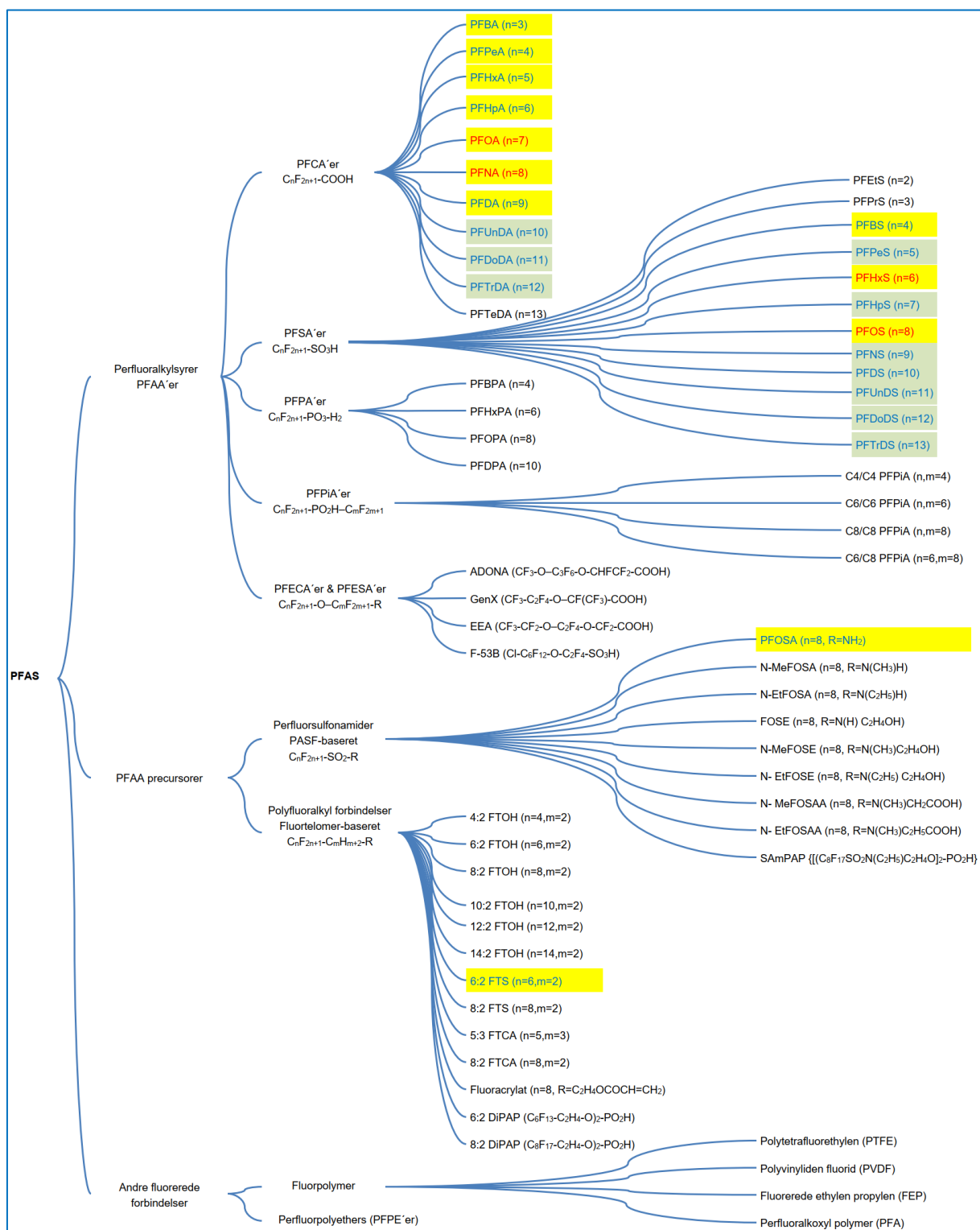


En oversigt over forkortelserne for de mest kendte PFAS-forbindelser er givet i bilag 1-1, og i bilag 2-1 findes en oversigt over de benævnte PFAS-typer, formuler og anvendelsesformål.

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).

Hovedgrupperne er vist i Figur 3.1 og omfatter;

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



De 22 PFAS-forbindelser (Miljø- og Fødevareministeriet 2021), som indgår i Miljøstyrelsens kvalitetskriterium, er markeret med en farvet baggrund. De 12 PFAS med gul baggrund er omfattet af det tidligere kriterie (2015-2021), men efter juli 2021 er der yderligere tilføjet 10 PFAS til kvalitetskriteriet, som er vist med en lysegrøn baggrund. Udover sumkriteriet for de 22 PFAS, findes et sumkriterie for 4 særlige PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS), og disse er mærkeret med rød tekst. Se afsnit 4.2.

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:

Perfluoralkylsyre (PFAA'er)

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

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

Som nævnt i afsnit 3.3.1 har ECF-processen (elektrokemiskfluorering), som er anvendt frem til ca. 2002, produceret PFAS-forbindelser med både lige og ulige antal kulstofatomer i kulstofkæden og både lineære og forgrenede isomere. Derimod har TM-processen (telomerisering¹) dannet PFAS-forbindelser med et lige antal kulstofatomer i en lineær kulstofkæde. Det vil sige, at der findes både lineære og forgrenede fluorkulstofkæder i ældre PFAS-forureninger.

Den mest kendte PFCA-forbindelse er perfluoroktansyre (PFOA). Den mest kendte PFSA-forbindelse er perfluoroktansulfonsyre (PFOS). Disse indgår i en lang række produkter. Desuden kan PFCA'er og PFSA'er dannes 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).

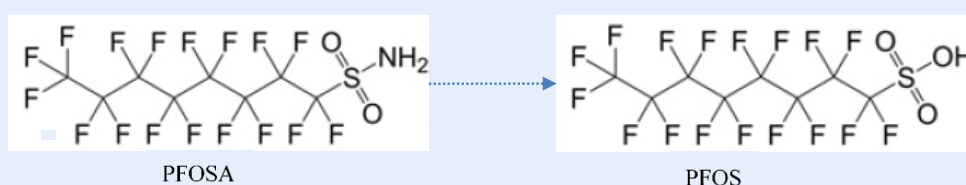
¹ Telomerisering (TM) er en proces, hvor tetrafluorethen reagerer med iodid og danner ligekædede perfluorerede iodider med kædelængder, der generelt har et lige antal. De perfluorerede iodider bruges til at danne ligekædede perfluorerede carboxylsyre, fluortelomer alkoholer og olefiner.

Boks 1

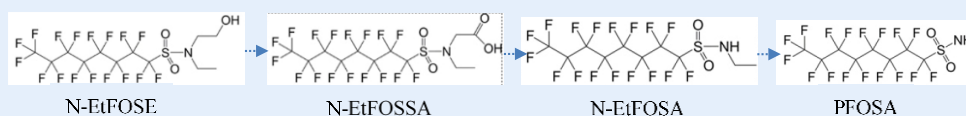
Precursorer er PFAS-forbindelser, som kan transformeres (delvis nedbrydes) til persistente PFAS-metabolitter, herunder evt. PFOS og PFOA eller andre PFAS-forbindelser (typisk PFSA-forbindelser). Der findes mere end 600 precursorer til PFOS og PFOA, (OECD Environment Directorate 2007).

Eksempler på precursorer:

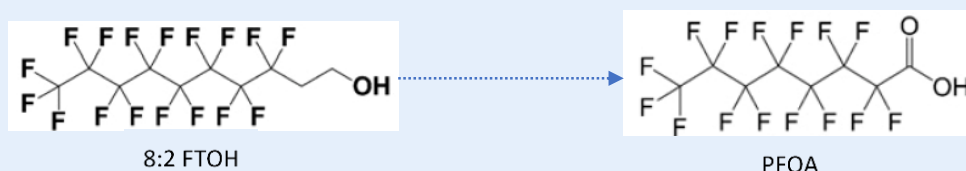
PFOSA er precursor til PFOS:



N-EtFOSE kan evt. omdannes til N-EtFOSAA og videre til N-EtFOSA og PFOSA og dermed til PFOS



8:2 FTOH er precursor til PFOA:



Bemærk at der kan være mange PFAS-omdannelsesprodukter (Liu & Mejia Avendaño 2013)

Flere af de nyere kortkædede PFAS som ADONA og GenX erstatter anvendelsen af PFOA og 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-Me-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.

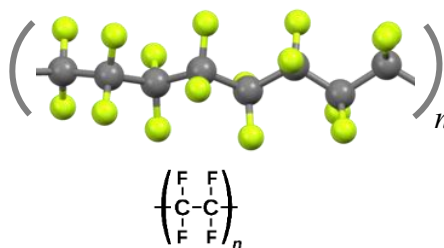
Fluortelomer-baserede produkter

Fluortelomer-baserede produkter er en familie af forbindelser, som stammer fra telomerisering² (TM-proces) af perfluoralkyl iodid (PFAI), (Buck et al. 2011). Fluortelomerer 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.

3.2.3 Andre fluorerede forbindelser

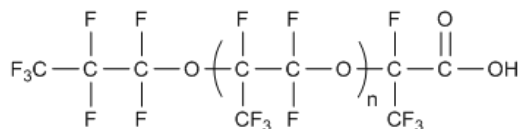
I gruppen indgår også fluorpolymere, der inkluderer bl.a. polytetrafluorethylen (PTFE) også kendt som Teflon®, polyvinyliden fluorid (PVDF), polyvinyl fluorid (PVF), polyvinylidene fluoride (PVDF), tetrafluorethylen (TFE) og hexafluorpropylen (HFP). Disse fluoropolymere har fluorbindinger direkte på kulstofkæden og anses som stabile. De anvendes ofte i membraner, belægning på køkkenudstyr, i medicinske produkter, i rør, tætninger, pakninger, kabler og som smøremidler i diverse produkter (kædeolie, motorolie).

² Telomerisering (TM) er en proces, hvor tetrafluorethen reagerer med iodid og danner ligekædede perfluorerede iodider med kædelængder, der generelt har et lige antal. De perfluorerede iodider bruges til at danne ligekædede perfluorerede carboxylsyrer, fluortelomer alkoholer og olefiner.



Teflon (PTFE) fra (Wikipedia 2022)

Derudover er der polymerer, hvor de fluorerede kulstofkæder kun findes som sidekæder til polymer-kulstofkæden (side-chain fluorinated polymers) og polymerer, som består af korte fluorerede kulstofkæder forbundet med ikke-fluorerede kulstofkæder eller andre funktionelle grupper, f.eks. perfluoropolyethere (PFPE'er) (Buck et al. 2011). Disse kan omdannes til persistente PFAS-forbindelse som PFCA'er.



Eksempel på PFPE'er fra (TOPDA 2022) ”Perfluoropolyether Carboxylsyrer CAS 51798-33-5”

Sidekædede fluorpolymerer anvendes ligeledes i smuds- og vandafvisende behandling af tekstiler, pap og papir og som belægninger på byggematerialer m.fl.

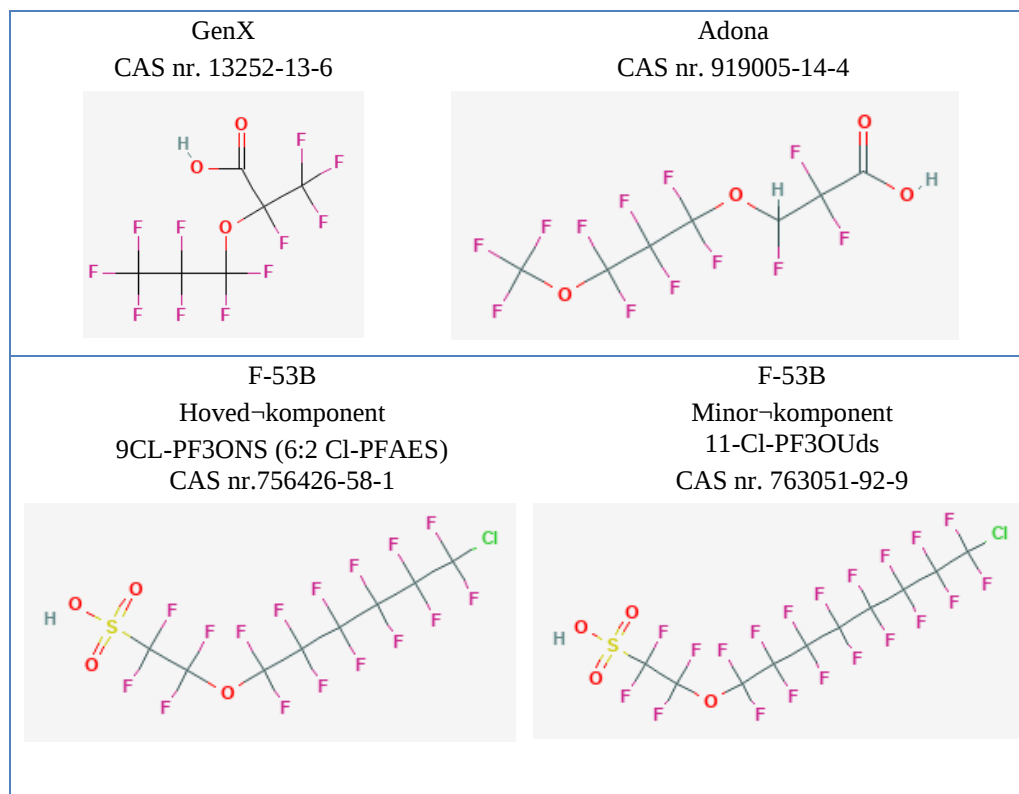
Perfluoropolyethere er blevet anvendt som smøremidler i biler, flyindustri og fødevareindustri, m.fl.

3.2.4 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-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 (også kaldt HFFO-DA introduceret i 2009), som er kortkædede fluorether-forbindelser. En anden PFAS-gruppe af interesse er de chlorerede fluorethersulfonsyrer som F-53B, som er blevet anvendt i Kina i over 30 år og findes i kinesiske miljøprøver, men som også findes på sporniveauer verden over (Pan et al. 2018), se

Figur 3.2 for strukturer. Herudover er der siden 2000-2006 observeret en tendens til, at man erstatter PFAS-forbindelser med mere end 6 (PFSA'er) eller 7 (PFCA'er) kulstofatomer i fluorkulstofkæden med andre PFAS-forbindelser med korte kulstofkæder, f.eks. PFHxS, PFBS og 6:2 FTS (Cousins et al. 2019).



Figur 3.2 Nye PFAS-forbindelser. Strukturer fra (National Library of Medicine 2022)

Som nævnt findes der mere end 4.700 identificerede PFAS-forbindelser (OECD 2021), og i det supplerende dataark fra (Glüge et al. 2020a) og (Glüge et al. 2020b) gives en oversigt over de mange forskellige typer PFAS, ofte med CAS nr., strukturer, handelsnavne og funktion under anvendelse samt kildeangivelsen.

I afsnit 4.3 og tabel 4.8 redegøres for og opstilles en oversigt over relevante PFAS-forbindelser.

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. I (Houtz et al. 2013) angives f.eks. at 3M anvendte en proces, hvorved ca. 30% af de producerede PFAA'er var forgrenede og 70% var lineære.

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 forbrug i Danmark

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 3.3. Herefter er forbruget faldende.

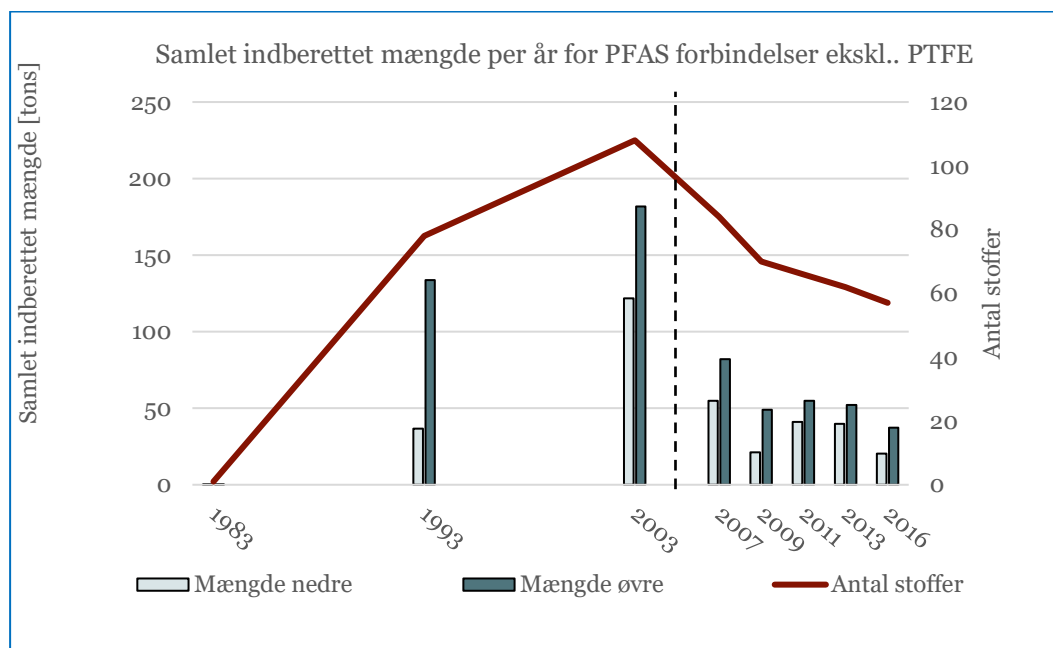
Figur 3.3 er baseret på et dataudtræk fra Produktregisteret for 8 udvalgte år i perioden 1983 til 2016. Produktregisteret blev oprettet i 1979 og data for 1983 vurderes at være misvisende.

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 3.3 (PTFE er en stabil fluorpolymer og omdannes ikke til andre persistente PFAS-forbindelser), se afsnit 3.2.3.

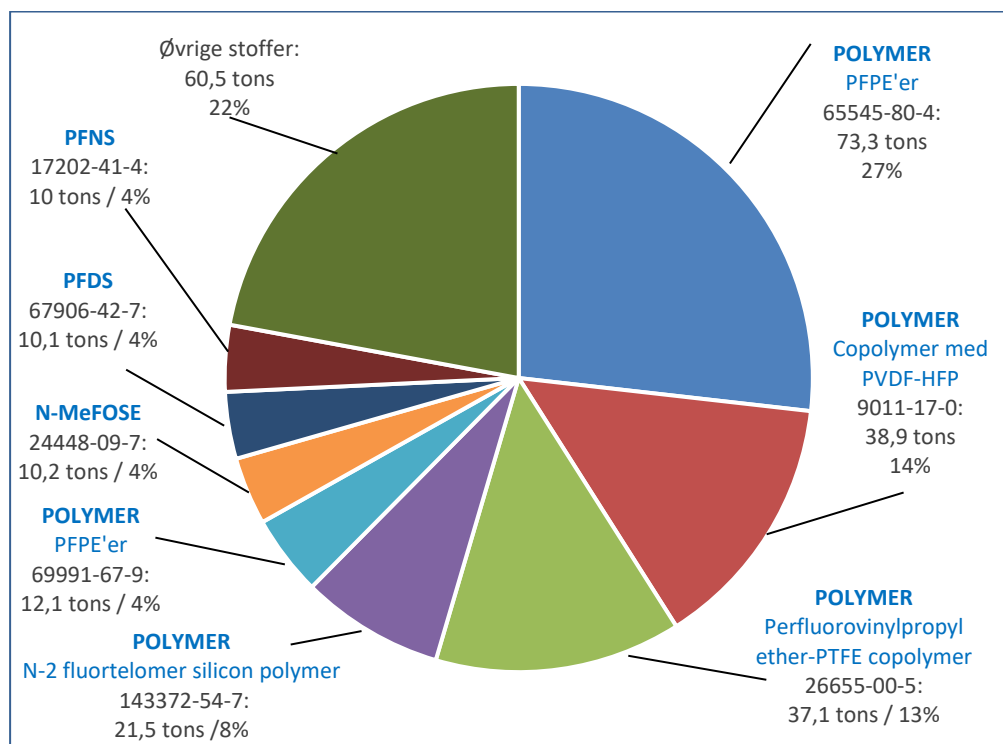
Regler om ajourføring af registeret blev indført i 2004, hvorfor data før 2004 ikke er fyldestgørende. Desuden indberettes kun stoffer, der anvendes i mængder over 100 kg/år eller indeholder mere end 1 % af et miljøfarligt/CLP-klassificeret stof.

Figur 3.3 giver således kun et retningsgivende overblik over anvendte mængder for de indberettede stoffer.



Figur 3.3 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 3.3 viser, at både mængden og antal PFAS-forbindelser, der anvendes, er faldet siden 2003 og frem til 2016.



Figur 3.4 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 3.4.

Flere af stofferne i Figur 3.4 er polymerer med ukendt struktur, men 3 stoffer; PFNS, PFDS og N-MeFOSE er kendte PFAS-forbindelser, som findes i miljøprøver. PFNS og PFDS er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand fra 2021 (Miljø- og Fødevareministeriet 2021), men de øvrige 6 af disse 8 indberettede PFAS-forbindelser er ikke omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand og er typisk ikke medtaget i gængse analyseprogrammer. Disse 6 stoffer findes i OECD's globale database over PFAS-stoffer, og N-MeFOSE er inkluderet i listen over relevante stoffer i Tabel 4.8. Som det ses af Figur 3.4 er de øvrige 5 stoffer polymere, men især perfluorpolyether polymererne (PFPE'er) (CAS nr. 65545-80-4) og (CAS nr. 69991-67-9) kan muligvis omdannes til mere persistente PFCA'er som indgår i Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand.

Især bemærkes at perfluorpolyether polymer (CAS nr. 65545-80-4), udgjorde 70 % af det samlede PFAS-forbrug i Danmark. Stoffet findes i OECDs globale database (OECD 2018a) og markedsføres med handelsnavn Zonyl FSO. Ifølge

(Glüge et al. 2020b) er stoffet anvendt som et overfladeaktivt hjælpestof i limproduktion, brandslukningsskum, maling og belægninger, sæbe og rengøringsmidler og blæk samt olie-og gasindustri. En nærmere beskrivelse af kortlægning af stofferne anvendt i Danmark fra 1983-2016 er angivet i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Bemærk, at CAS-nr. er angivet, hvor stofnavnet er meget langt, og hvor en almindelig PFAS-forkortelse ikke findes.

Herudover er der en række andre stoffer, der er indberettet ved branchekortlægning (jf. tabel 5.1 i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)), som også kendes fra udenlandske miljøundersøgelser og dermed kan være interessante at medtage ved kildeundersøgelser. Blandt disse kan nævnes en PFOA salt (APPO, ammoniumsalt af PFOA), N-MeFOSE, N-EtFOSA, 8:2 FTOH, 14:2 FTOH og 6:2 FTS (også kaldet 6:2 FTSA). APPO vil blive kvantificeret som PFOA og derfor omfattet af MST-kvalitetskriterier for jord, grundvand og drikkevand. PFOA og 6:2 FTS er omfattet af MST-kvalitetskriterierne for jord og grundvand, se afsnit 4.2.

Blandt andet er 4 forholdsvis langkædede polyfluoralkylforbindelser, se Tabel 3.1, 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, og de forventelige slutprodukter kan være langkædede PFCA'er med 8, 10, 12 og 14 kulstof i fluorkulstofkæden, dvs. de kan være precursorer til PFNA, PFUnDA, PFTrDA og PFPeDA. Både PFNA, PFUnDA og PFTrDA er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand fra 2021, se afsnit 4.2 (Miljø-og Fødevareministeriet 2021).

CAS nr.	Navn	Formel	Antal C i C-F kæden	Struktur
1 27905-45-9	1,1,2,2-Tetrahydroperfluorodecyl acrylate (se under fluoracrylat (n=8, R=C ₂ H ₄ OCOCH=CH ₂) i Figur 3.1 og Tabel 4.9 Tabel 4.8	C ₈ F ₁₇ C ₂ H ₄ OC OCH=CH ₂	8	
2 17741-60-5	1,1,2,2-Tetrahydroperfluorododecyl acrylate	C ₁₀ F ₂₁ C ₂ H ₄ OC OCH=CH ₂	10	
3 34395-24-9	1,1,2,2-Tetrahydroperfluorotetradecyl acrylate	C ₁₂ F ₂₅ C ₂ H ₄ OC OCH=CH ₂	12	
4 34362-49-7	1,1,2,2-Tetrahydroperfluorohexadecyl acrylate	C ₁₄ F ₂₉ C ₂ H ₄ OC OCH=CH ₂	14	

Tabel 3.1 Øvrige mulige precursorer identificeret i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

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 Stockholmkonventionen 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 vægt %) 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 (Lassen et al. 2013).
- 2012-13 PFOA og 4 andre perfluorcarboxylsyre (C₁₁, C₁₂, C₁₃ og C₁₄) 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 (Larsen & Giovalle 2015).
- 2017 PFOA-holdige produkter må ikke fremstilles, markedsføres eller sælges efter 4. juli 2020 iht. EU Kommissionens forordning (EU) nr. 1000 /2017 af 13. juni 2017. Herudover må PFOA eller PFOA-beslægtede produkter ikke anvendes til fremstilling af andre produkter i en koncentration over 25 ppb for PFOA og dets salte eller 1000 ppb for PFOA-beslægtede stoffer. Der er dog en undtagelse for forbud for nogle få specifikke anvendelser, herunder for koncentrerede brandslukningsskumblandinger, der er markedsført før den 4. juli 2020 og som skal anvendes eller allerede anvendes til fremstilling af andre brandslukningsskumblandinger. For brandslukningsskumblandinger er det dog forudsat, at hvis de anvendes til uddannelsesformål, skal emissionen heraf til miljøet minimeres, og spildevand skal opsamles og bortskaffes på en sikker måde.
- 2019 I henhold til EU Kommissionens forordning (EU) 2019/1021 af 20. juli 2019 gælder forbud mod PFOS ikke utilsigtede sporforureninger, der defineres som PFOS indhold på mindre end 0,001 vægtprocent svarende til 10.000 µg/l.

PFOA
udfases 2020

- 2019 Miljøstyrelsen fastsætter supplerende og foreløbige grundvands- og jordkvalitetskriterier for PFOS og PFOA baseret på EFSA's foreløbige TWI'er på hhv. 13 og 6 ng/kg legemsvægt/uge. For PFOS er grundvands- og jordkvalitetskriterier sat til hhv. 6 ng/l og 30 µg/kg TS. For PFOA er grundvands- og jordkvalitetskriterier sat til hhv. 3 ng/l og 10 µg/kg TS (Miljøstyrelsen 2019).
- 2019 PFOA og dens salte defineres som POP (Persistente Organiske miljøgifte) under Stockholmkonventionen
- 2020 I henhold til EU Kommissionens forordning (EU) 2020/784 af 8. april 2020 tilføjes PFOA til EU-forordning 2019/1021 om POP-stoffer (persistente organiske miljøgifte), men forbuddet gælder ikke utilsigtet sporforurening med et PFOA indhold på mindre end 0,025 mg/kg (0,0000025 vægtprocent, svarende til 25 µg/l) eller 1 mg/kg (0,0001 vægtprocent, svarende til 1.000 µg/l) for PFOA-beslægtede stoffer. Som en undtagelse tillades anvendelse af brandslukningsskum indhold af PFOA, der er bestemt til hindring af afdampning fra flydende brændstof og til brande i flydende brændstof, og som allerede er påfyldt eksisterende systemer herunder både mobile og faste systemer indtil 4. juli 2025. Brandslukningsskum, der indeholder eller kan indeholde PFOA, må ikke anvendes til uddannelsesformål. Ved afprøvning må alle udslip opsamles. Fra 1. januar 2023 må PFOA-holdigt skum dog kun anvendes på steder, hvor alle udslip kan opfanges.
- 2020 EFSA (European Food Safety Authority) fastsætter en ny TWI-værdi på 4,4 ng/kg legemsvægt per uge (EFSA 2020). TWI'en er for sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA. Den ændrede TWI-værdi leder til en opdatering af EU's drikkevandsdirektiv.
- 2020 Drikkevandsdirektivet (EU) 2020/2184 er et minimums direktiv og fastsætter et kvalitetskrav for drikkevand på 0,1 µg/l for sum af 20 PFAS eller 0,5 µg/l for "total PFAS". I forhold til medlemslande skal kvalitetskravet implementeres i lovgivning senest 12-01-2023, og foranstaltninger for at sikre overholdelse af kravene skal være indarbejdet senest 12-01-2026. Tekniske retningslinjer fra EU vedr. analysemetode for PFAS-total og sum af 20 PFAS forventes senest 12-01-2024.
- 2021 PFHxS og dens salte samt C9-C14 PFCA'er inkluderes i Stockholm konventionen med henblik på efterfølgende globalt forbud.
- 2021 Miljøstyrelsen fastsætter nye grundvands- og jordkvalitetskriterier for 22 PFAS-forbindelser, herudover er særligt kriterie for sum af 4 PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS) (Miljø-og Fødevareministeriet 2021). Se afsnit 4.2.
- 2021 På basis af EU's ændringer i drikkevandsdirektivet gives nye danske krav til drikkevand i henhold til bek. 2361 af 26.11.2021; 0,1

µg/l for sum af 12 PFAS og 0,002 µg/l for sum af 4 PFAS (PFNA, PFHxS, PFOA, PFOS).

- 2021 Miljøstyrelsen fastsætter en foreløbig vejledende grænseværdi for PFAS i spildevandsslam, som anvendes til jordbrugsformål eller husdyrgødnings baserede biogasanlæg eller behandlingsanlæg (Miljøstyrelsen 2021a). For sum af 4 PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS) er den vejledende grænseværdi 10 µg/kg TS og 400 µg/kg TS for sum af 22 PFAS, dvs. identiske med jordkvalitetskriterierne.
- 2022 PFHxS og dens salte defineres som POP (Persistente Organiske miljøgifte) under Stockholmkonventionen.

Forbuddet mod PFOS og PFOA med henholdsvis 8 og 7 kulstofatomer i fluor-kulstof-kæden har ført til anvendelse af andre PFAS-forbindelser i produkter, ofte de kortkædede PFAS-forbindelser (C₄ og C₆-forbindelser). Der er således en tendens til, at anvendelsen af C₈-forbindelser er faldet.

REACH

Stoffer, som produceres i EU eller importeres fra lande uden for EU, skal registreres hos ECHA (European Chemicals Agency), såfremt der produceres eller importeres et ton eller mere af et stof pr. år. Dette sker på foranledning af [REACH](#)-forordningen (EU1907/2006). REACH betyder registrering, vurdering, godkendelse og begrænsning af kemikalier (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) og indebærer, at det skal vurderes, om stoffet er farligt og klassificeret ift. mærkning og emballering, samt at der udarbejdes et sikkerhedsdatablad (EU CLP-forordning 1272/2008). Ifølge *Arbejdstilsynet* (Arbejdstilsynet 2006) er der et deklarationskrav for registrerede stoffer i sikkerhedsdatablade, såfremt indholdet af et stof er ≥0,1%. Det betyder, at lavt stofindhold ikke skal deklarerer. For de forbudte POP-stoffer (persistente organiske miljøgifte) som PFOS, PFOA og PFOA-beslægtede stoffer er defineret, at en utilsigtet sporforurening (f.eks. kontaminering i andre PFAS-holdige blandinger) under henholdsvis 0,001%, 0,0000025% og 0,0001% er tilladt (se bemærkning ovenover for 2019 og 2020). En række PFAS-forbindelser anvendes som hjælpestoffer i produkter og er ikke omfattet af deklarationskrav, da de ikke er reguleret under REACH. Disse stoffer fremgår dermed ikke af sikkerhedsdatablade og derfor er det ikke muligt at få en oversigt over de anvendte stoffer. Det er muligvis, fordi de ikke opfylder kriterierne i enten REACH-forordning eller CLP-forordning vedrørende fysiske farer, sundhedsfarer eller miljøfarer, eller fordi de foreliggende data hos ECHA ikke er tilstrækkelige for klassifikation.

Kandidatlisten

”Kandidatlisten” (Miljøstyrelsen 2020a) er en liste over kemiske stoffer, som anses for at være særlig problematiske for menneskers sundhed eller miljøet. Listen opdateres løbende, og optagelse på kandidatlisten udløser det særlige krav om information og godkendelse under REACH. Godkendelsen gives til en

eller flere specifikke anvendelser af stoffet, og der kræves godkendelse uanset mængden.

Blandt andet kommer der ”*REACH-restriktioner*” (ECHA 2022) fra februar 2023 for de langkædede (C₉-C₁₄) perfluoralkyl carboxylsyre (PFCA’er) og deres beslægtede stoffer. Herudover er PFHxS, PFBS og GenX (HFPO-DA) og deres salte optaget på kandidatlisten. Endvidere er der forslag til restriktioner for PFHxA og beslægtede stoffer. Ved beslægtede stoffer menes stoffer som salte, og stoffer der kan nedbrydes til den nævnte PFAS-forbindelse, f.eks. kan fluortelomerer og sidekædede polymerer være beslægtede stoffer.

Forslag om
forbud mod
non-essential
use

Danmark har sammen med Nederlandene, Tyskland, Sverige og Norge taget initiativ til i 2021 at udarbejde et ”*EU REACH-begrænsningsforslag*” for PFAS (Miljøstyrelsen 2021b), der vil begrænse/forbyde så mange PFAS stoffer og anvendelser som muligt. I forbindelse med arbejdet tages stilling til hvorvidt det er nødvendigt at anvende PFAS-forbindelser i et produkt eller en proces (”essential” eller ”non-essential” anvendelse), (Cousins et al. 2019), (Glüge et al. 2021b) og (Glüge et al. 2021a). I høj grad tages der stilling til, om der findes alternative stoffer og om anvendelse af PFAS er nødvendigt for at sikre sundhed, sikkerhed og samfundets funktionalitet. Dokumentationen for en restriktion vil blive behandlet i regi af ECHA (European Chemicals Agency). Begrænsningen er planlagt til at træde i kraft i 2025.

Drikkevands-
kontrol og
NOVANA

PFAS-forbindelser indgår i NOVANA-overvågningsprogrammet, hvor der måles i biota (fisk), vandløb og søsediment (Boutrup et al. 2021).

Miljøministeriet har fastsat kvalitetskrav til sum af 12 PFAS-forbindelser i drikkevand og en supplerende krav til sum af 4 PFAS i Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljøministeriet 2021b), men kvalitetskravet forventes at blive ændret til 22 PFAS ved implementering af EU drikkevandsdirektiv, (Europaparlamentet 2020), se afsnit 4.2. I forhold til grundvandet har Miljøstyrelsen fastsat kvalitetskriterier for sum af 22 PFAS og supplerende krav til sum af 4 PFAS (Miljø- og Fødevareministeriet 2021).

Miljøstyrelsen (Naturstyrelsen) har siden 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).

I drikkevandsvejledning fra 2022 (Miljøministeriet 2022b) er listen udvidet til at omfatte følgende brancher:

- Brandøvelsespladser for træning i slukning af oliebrande eller lignende
- Forkromningsindustri
- Tæppeindustri og tekstilindustri og dermed også renserier
- Malings-, lak- og limindustri

- Emballage producenter (imprægnering, også af fødevareemballage)
- Bilindustri
- Elektronikindustri
- Fyldpladser for byggeaffald og ældre dagrenovationslossepladser, særlig kan maling i byggeindustrien før 2002 have indeholdt PFAS-forbindelser.

På baggrund af det danske kvalitetskriterium er det i dag almindeligt i Danmark at analysere for de 22 PFAS-forbindelser, som er omfattet af det fastsatte kvalitetskriterier for jord og grundvand, jf. Tabel 4.5.

3.4 Brancheanvendelser

Den mest dækkende oversigt over den historiske anvendelse af PFAS-forbindelser i produkter og muligheden for erstatninger er angivet i (Glüge et al. 2020a) og (Glüge et al. 2021b). Som supplement til disse artikler findes detaljerede oplysninger om stoffer, strukturer og CAS nr. i (Glüge et al. 2020b) og (Glüge et al. 2021a). Hertil er der af Regionernes Videnscenter for Miljø og Ressourcer udarbejdet branchebeskrivelser og faktaark med beskrivelser af anvendte stoffer og handelsnavne for en række brancher, som har anvendt PFAS.

I Danmark er der pba. tidligere undersøgelser (Tsitonaki et al. 2014; Nicolajsen & Tsitonaki 2016; Miljøministeriet 2022b) udpeget følgende brancher som potentielle kilder til PFAS-forurening:

- Brandøvelsespladser for træning i slukning af oliebrande eller lignende
- Forkromningsindustri
- Tæppeindustri
- Tekstil- og læderindustri
- Renserier
- Malings-, lak- og limindustri
- Fyldpladser for byggeaffald og ældre lossepladser for dagrenovation, særlig kan maling i byggeindustrien før 2002 have indeholdt PFAS-forbindelser
- Træindustri og møbelindustri
- Kemisk industri
- Emballage producenter (imprægnering, også af fødevareemballage)
- Bilindustri, herunder autoværksteder og vaskehaller
- Elektronikindustri
- Jern- og metalindustri
- Gummi- og plastindustri
- Grafisk industri/trykkerier
- Lokalteter, hvor en større kemikalie/oliebrand er slukket.

Der har siden 2018 også været fokus på renserier, som en branche, der har bidraget til udledningen af PFAS (Bentzen & Mortensen 2021). PFAS-bidraget kan komme fra imprægnering af tekstiler på renserier såvel som udvaskning ved rensning af tøj og beklædning, der har været imprægneret med PFAS-stoffer. Desuden kan PFAS-forbindelser være tilsat rensesvæskerne som hjælpepestoffer.

Herudover er der på grund af øget fokus på PFAS-forbindelserne fundet oplysninger om, at PFAS har indgået som stabilisator i pesticider, og i øvrigt kan være anvendt til overfladebehandling i andre brancher end nævnt ovenfor, f.eks. elektronikindustri, hvilket er særligt relevant pga. de lave kvalitetskriterier (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

I forbindelse med Korsør sagen i 2021, hvor der er sket en omfattende forurening af jord, overfladevand og det terrænnære grundvand såvel som i spildevandet er der kommet øget fokus på PFAS som et diffust bidrag til det omgivende miljø. Herunder det diffuse bidrag fra spildevandsslam ved udbringning af dette på marker og til deponeringsanlæg. Miljøstyrelsen har i oktober 2021 udgivet et brev til landets kommuner og andre myndigheder, omkring PFAS i spildevandsslam og udledning af dette på marker, med en foreløbig vejledende grænseværdi (Miljøstyrelsen 2021a).

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. I bilag 2-3 ses hvilke analysemulighederne der foreligger for de enkelte stoffer baseret på oversigt i bilag 6.

PFCA'er

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 af 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).

PFSA'er

PFOS, perfluorhexan sulfonsyre (PFHxS) og perfluordecansulfonsyre (PFDS) blev også hovedsageligt produceret af 3M, som stoppede produktionen 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 polymerer, 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 FASMACH'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 nonpolymere PFAS-forbindelser. Flere typer af fluorpolymerer anvendes ofte til vandtæt tøj. PTFE er en hovedbestanddel i Teflon® og andre former for non-stick-belægning af køkkenudstyr, (Pancras et al. 2016).

Der kommer løbende ny viden om relevante forbindelser. Der skal altid tages hensyn til kendskab til lokaliteten til anvendelse af PFAS-holdige produkter.

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.

4. Miljø- og sundhedsmæssige aspekter, kriterier og relevante PFAS-forbindelser

Baggrunden for reguleringer af PFAS-forbindelser, jf. afsnit 3.3.2 er, at der i slutningen af 90'erne blev fundet PFOS i blodplasma hos den almindelige befolkning, samt at der ved eksponering af forsøgsdyr blev konstateret en række sundhedsmæssige effekter. Dette har ført til fastsættelse af kvalitetskriterier for PFAS-forbindelser og anbefalinger af analysepakker til undersøgelser og monitorering af PFAS-forbindelser i miljøprøver. Kvalitetskriterierne og analysepakkerne bliver løbende revideret i takt med ny viden.

4.1 Miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser

Sundhedsmæssige effekter

De fleste toksikologiske vurderinger er baseret på data for PFOS og PFOA, men nyere toksikologiske vurderinger foretaget i regi af EFSA (EFSA 2022) for bl.a. PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS indikerer, at uønskede sundhedsmæssige effekter kan ses for mange andre PFAS-forbindelser (EFSA 2020). Herudover har Sundhedsstyrelsen udarbejdet et notat over heldbredseffekter af PFOA, PFNA, PFOS og PFHxS (Sundhedsstyrelsen 2022a), infoark til folk, der har været udsat for PFAS (Sundhedsstyrelsen 2022b) samt en vejledning til praktiserende læger om borgere udsat for PFAS (Sundhedsstyrelsen 2022c).

Generelt har PFAS-forbindelser en forholdsvis lav akut giftighed, men det er deres toksicitet langtidseksponering samt deres evner til at bioakkumulere i mennesker og dyr som er bekymrende.

Flere PFAS-forbindelser anses for at være hormonforstyrrende, samtidig mistænkes de for at være reproduktionstoksiske og kræftfremkaldende (EFSA 2020). Der sker løbende revidering af klassificering under ECHA (ECHA 2022b), og i marts 2022 er PFOS, PFOA, PFNA og PFDA klassificeret som reproduktionstoksiske og mistænkt for at fremkalde kræft.

De sundhedsmæssige effekter i mennesker afhænger af eksponeringsveje, den aktuelle PFAS sammensætning, varighed af og niveauer for eksponering samt sårbarhed af de eksponerede individer (alder, helbred, køn m.v.). Ifølge (EFSA 2020), (European Environment Agency 2019) og (Fenton et al. 2021) har epidemiske undersøgelser indikeret, at eksponering med PFAS-forbindelser kan medføre følgende:

- Påvirkning af immunforsvaret hos især børn
- Forhøjet blodkolesterol
- Påvirkning af skjoldbruskkirtlen (thyroid)
- Påvirkning af lever og evt. nyre- og testikelkræft

- Lavere fødselsvægt og forsinket udvikling af brystkirtlen i nyfødte

I dyreforsøg eller cellemodeller konstateres en række toksikologiske effekter som bekræfter de ovennævnte indikationer for toksiske effekter i mennesker.

Eksponering i mennesker

Mennesker udsættes for PFAS-forureninger ved indtag/spisning af forurenede mad, drikkevand og jordstøv samt 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 (Miljøstyrelsen 2015). Fisk, andre fødevarer fra havet, såvel som kød, mælk og æg fra dyr som græsser og afgrøder og frugt som dyrkes på forurenede arealer udgør de største kilder. I den nyeste risikovurdering fra EFSA (EFSA 2020) er der ligeledes en vurdering af indtagelse af PFAS via forskellige madvarer. Fødevarestyrelsen (Fødevarestyrelsen 2022) har desuden oprettet en emneoversigt over fluorstoffer i fødevarer. Dette er sket i forbindelser med Korsørsagen, hvor der er fundet høje koncentrationer af PFOS i kød og græs på en eng tæt på en brandskole.

Bioakkumulering

PFAS bindes især til proteiner

PFAS-forbindelser binder 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 til fostrets blodomløb, og PFAS-stofferne er desuden påvist i brystmælk.

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

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 i forhold til blodniveauer blive underestimeret. Både PFOS og PFOA er optaget på "Stockholmkonventionens" (Stockholmkonventionen 2019) liste over persistente organiske stoffer (POP) og må betegnes som meget bioakkumulerbare.

Udskillelse af PFAS fra mennesker og dyr

Bioakkumuleringen er bl.a. afhængig af halveringstiden, og i mennesker er følgende bemærket af (Held 2016).

Halveringstider er:

- 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

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) og (EFSA 2020). PFAS-forbindelser med kulstofkæder på mindre end 10 udskilles hovedsageligt via urinen, mens lange-kædede PFCA'er som PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA og PFTeDA samt FTOH udskilles via afføring.

Eksempler på halveringstider for mennesker, der har arbejdet med PFAS-forbindelser, er vist i Tabel 4.1.

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

Tabel 4.1 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.

En væsentlig konstatering i forhold til anvendelse af dyreforsøg til at forudse toksicitet overfor mennesker er, at udskillelse af PFAS-forbindelser fra dyrearter er typisk nogle få timer for de kortkædede PFAS og få dage eller uger for de mere langkædede PFAS som PFOS og PFOA, dvs. udskillelse kan være 50 – 100 gange hurtigere i dyr sammenlignet med mennesker (EFSA 2020). Derfor udøves forsigtighed ved ekstrapolation af data fra forsøgsdyr til mennesker, idet bioakkumulering og følsomhed over for effekter kan være meget større hos mennesker.

Beregning af grænseværdier

Grundlaget for beregning af kvalitetskriterier i forhold til menneskers sundhed baseres på beregninger af en TDI-værdi (tolerabelt dagligt indtag) for nogle få individuelle PFAS-forbindelser. I dag arbejdes der dog med begrebet TWI (tolerabelt ugentligt indtag) for at understrege, at det er den samlede eksponering over længere tid, der er af betydning for forekomst af effekter, dvs. at TWI svarer til TDI ganget med 7.

På grundlag af ny toksikologisk viden har EFSA løbende revideret TDI og TWI for PFAS-forbindelser herunder PFOS og PFOA, jf. Tabel 4.2.

	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Ref.
	TWI ng/kg kropsvægt /uge				
2008 EFSA	1.050	10.050			(Alexander et al. 2008)
2015 MST	210	700			(Larsen & Giovalle 2015)
2018 EFSA	13	6			(EFSA 2018)
2020 EFSA	4,4				(EFSA 2020)
2021 Draft US EPA	0,0553*	0,0105*			(US EPA 2021a) (US EPA 2021b)

* Forslag til sundhedsbaserede reference doser (RfD) er sendt i høring af US EPA og forslag til et drikkevandskriterium forventes afsluttet i efterår 2023. Ved fastsættelse af et drikkevandskriterium tages hensyn til om kriterium kan håndhæves inden for de tekniske og analytiske begrænsninger. US EPA anvender en betegnelse RfD, som svarer til en tolerabelt dagligt indtag (TDI), derfor er $RfD \cdot 7 \approx TWI$. De foreslåede RfD er på 0,0079 ng PFOS/kg kropsvægt/dag og 0,0015 ng PFOA/kg kropsvægt/dag.

Tabel 4.2 Oversigt over udvikling i TWI for udvalgte PFAS-forbindelser. EFSA er European Food Safety Authority, USEPA er den amerikanske miljøstyrelse, MST er den danske Miljøstyrelse.

Konsekvensen af de faldende værdier for TWI siden 2008 ses af ændringer i de danske kvalitetskriterier.

For eksempel fastsættes drikkevandkvalitetskriterierne iht. ligningerne i Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen 2006) som følger:

$$\text{Kvalitetskriteriet for drikkevand} = \frac{TDI \times f}{E_{\text{drikkevand}}}$$

TDI Tolerabelt dagligt indtagelse (mg/ kg kropsvægt/dag)
f Den procentdel af TDI, der allokeres til indtagelse af drikkevand – typisk 10%
E_{drikkevand} Den daglige eksponering for drikkevand
- sættes til 0,03 liter /kg kropsvægt /dag for et barn i 1 – 10 års alder

På det grundlag er der i 2015 beregnet et drikkevandskriterie for PFOS på 100 ng/l baseret på et TDI på 30 ng/kg kropsvægt/dag ($TWI = 30 \cdot 7 = 210$). Da PFOA og PFOSA har sammenlignelige effekter ved de samme eksponeringsniveauer, samt at der typisk optræder flere PFAS-forbindelser i en forurening, blev der fastsat et administrativt sumkriterium for 12 PFAS-forbindelser, svarende til kriteriet for PFOS. Sumkriteriet for 12 PFAS på 100 ng/l betyder, at

man aldrig vil overskride det maksimale bidrag på 10% til de individuelle TDI'er for henholdsvis PFOS, PFOA og PFOSA.

I 2019 har EFSA inddraget nye vurderinger af TWI for PFOS og PFOA (EFSA 2018). Specifikke beregninger af drikkevandskriterierne for PFOS og PFOA medførte supplerende kriterier på henholdsvis 6 og 3 ng/l for PFOS og PFOA. Sumkriteriet for de 12 PFAS på 100 ng/l blev bibeholdt.

I 2021 har EFSA igen inddraget nye vurderinger af TWI for sum af PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS (EFSA 2020), og beregningen af et drikkevandskriterie har ført til et kriterie på 2 ng/l for sum af de 4 PFAS, som erstatter de tidligere kriterier fra 2019 for PFOS og PFOA. I afsnit 4.2 redegøres for andre ændringer i forhold til EU's Drikkevandsdirektiv.

Fastsættelsen af jordkvalitetskriterier er baseret på TDI og vejledning fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2006).

Umiddelbart er der ingen indikationer på, at TWI bliver justeret opad i fremtiden, men tværtimod forventes det at blive lavere, f.eks. har US EPA pt. i 2021 et forslag til endnu lavere TWI-værdier, jf. Tabel 4.2.

Man har tidligere vurderet, at de kortkædede PFAS-forbindelse var mindre toksiske og mindre bioakkumulerbare end PFOS og PFOA, men der mangler dokumentation (Larsen & Giovalle 2015).

Toksikologiske evalueringer er kun blevet foretaget for nogle få PFAS, men som det fremgår af afsnit 3.3.2 om reguleringer og kandidatlisten er der bekymring for farligheden af flere PFAS-forbindelser, herunder den kortkædede PFBS, PFHxA og GenX, som har erstattet PFOS og PFOA.

Overvågning af PFAS-forbindelser i blodserum hos mennesker over de sidste tre dekader har indikeret en tendens til faldende indhold af historiske PFAS, herunder PFOS og PFOA, men der anbefales forsat monitoring i forhold til de nyere kortkædede PFAS (Duffek et al. 2020), (Miaz et al. 2020) og (Göckener et al. 2020).

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

Optag i planter

PFAS-forbindelser kan opkoncentreres i planter og derved indgå i ernæringskæden for dyr og mennesker. Optag af PFAS-forbindelser i planter afhænger bl.a. af plantetype, jordarten og PFAS-forbindelsen samt jordkoncentrationer (Ghisi et al. 2019).

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. Bioakkumuleringsfaktor (BAF³) i spiselige afgrøder er højest for de kortkædede PFAS, f.eks. PFBA og i bladafgrøder som f.eks. kål (Blaine et al. 2013) og (Zhang et al. 2020). I (Blaine et al. 2013) er det observeret, at bioakkumulering er højere i afgrøder dyrket på landbrugsjord, hvor der regelmæssigt udbringes spildevandsslam som gødning på markerne.

I (Ghisi et al. 2019) noteres at akkumulering i rodfrugter er afhængig af, om de udgør et energidepot (f.eks. kartofler) eller om deres hovedfunktion er at optage næringsstoffer og vand til resten af planten (f.eks. gulerødder). PFAS akkumulerer i skrællen på kartofler og derfor er PFAS-indholdet i skrællede kartofler mindre end i uskrællede kartofler. Derimod er der ingen forskel mellem skrællede eller uskrællede gulerødder.

Optagelsen i planter er mindre fra jordarter med højt organisk indhold idet PFAS - især de langkædede – bindes stærkere til jord med stigende organisk indhold (Ghisi et al. 2019).

Optag i dyr

Idet PFAS kan optages i planter og afgrøder samt spredes til overfladevand kan PFAS-forbindelser optages og opkoncentreres i fødekæden (Death et al. 2021) og (Jha et al. 2021). Husdyr, f.eks. kød- og malkekvæg, høns og grise, som drikker forurenede vand eller spiser forurenede græs, hø eller anden afgrøde vil optage og evt. bioakkumulere PFAS i deres organer. Dette betyder at mennesker kan eksponeres gennem indtagelse af forurenede kød, æg og mælk m.v.

Optag og effekter i vandlevende organismer

Monitering af det akvatiske miljø har belyst at PFAS-forbindelser optages og bioakkumuleres i vandlevende organismer (Kärrman et al. 2019). Dette betyder at mennesker kan eksponeres for PFAS ved indtag af fisk, som er fanget i forurenede overfladevande (defineret som indlandsvande og andet overfladevand⁴) (Miljøstyrelsen 2022b).

PFAS-forbindelser bioakkumulerer (opkoncentreres ofte kaldt BCF-Biokoncentrationsfaktoren) i vandlevende organismer og der sker yderligere opkoncentrering op gennem fødekæden (BMF-biomagnifikations faktor), se afsnit 6.6. Monitering af PFAS i vandlevende organismer indgår også i NOVANA-programmet.

³ BAF er koncentrationen i organismer/planter i forhold til koncentrationen i det omgivende medie som jord eller sediment

⁴ Indlandsvand omfatter vandløb og søer og dertil knyttede kunstige eller stærkt modificerede vandområder og er ferskvand, mens andet overfladevand omfatter marint saltvand (Miljø- og Fødevareministeriet 2017).

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

Miljøkvalitetskravet 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 økotoxikologisk viden om de kortkædede PFAS-forbindelser.

4.2 Grænseværdier: jord, vand, biota og luft

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

Der er ved litteraturgennemgangen fundet grænseværdier for PFAS-forbindelser i luft i 5 amerikanske stater (PFOA, PFOS, 6:2 FTS og APFO), jf. bilag 3. Grænseværdierne er såkaldte vejledende værdier for screenings niveauer og ligger for PFOA, PFOS og APFO i intervallet 0,005-0,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. For 6:2 FTS er der i en stat sat et screeningsniveau på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se bilag 3.

Danmark

I Danmark har Miljøstyrelsen fastsat kvalitetskriterier for jord og grundvand omfattende hhv. 4 og 22 PFAS-forbindelser og for drikkevand omfattende 12 PFAS-forbindelser, og skærpede kriterier for 4 forbindelser, (Miljøministeriet, 2021b) (Miljøministeriet 2022a), jf. Tabel 4.3 og Tabel 4.4. Jord- og grundvandskvalitetskriterierne er således fastsat ud fra TWI-værdierne i afsnit 4.1.

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

Tabel 4.3 De 12 PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens drikkevandskvalitetskriterium. Der er skærpede kriterier for de 4 PFAS markeret med rød skrift.

Gruppe	Forkortelse	Navn	Formel	Antal C i C-F-kæden
PFCA'er	PFBA	Perfluorbutancarboxylsyre	$C_3F_7 \bullet COOH$	3
	PFPeA	Perfluorpentancarboxylsyre	$C_4F_9 \bullet COOH$	4
	PFHxA	Perfluorhexancarboxylsyre	$C_5F_{11} \bullet COOH$	5
	PFHpA	Perfluorheptancarboxylsyre	$C_6F_{13} \bullet COOH$	6
	PFOA	Perfluoroktancarboxylsyre	$C_7F_{15} \bullet COOH$	7
	PFNA	Perfluornonancarboxylsyre	$C_8F_{17} \bullet COOH$	8
	PFDA	Perfluordecancarboxylsyre	$C_9F_{19} \bullet COOH$	9
	PFUnDA	Perfluorundecancarboxylsyre	$C_{10}F_{21} \bullet COOH$	10
	PFDoDA	Perfluordodecancarboxylsyre	$C_{11}F_{23} \bullet COOH$	11
	PFTTrDA	Perfluortridecancarboxylsyre	$C_{12}F_{25} \bullet COOH$	12
PFSA'er	PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	$C_4F_9 \bullet SO_3H$	4
	PFPeS	Perfluoropentansulfonsyre	$C_5F_{11} \bullet SO_3H$	5
	PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre	$C_6F_{13} \bullet SO_3H$	6
	PFHpS	Perfluorhexansulfonsyre	$C_7F_{15} \bullet SO_3H$	7
	PFOS	Perfluoroktansulfonsyre	$C_8F_{17} \bullet SO_3H$	8
	PFNS	Perfluorononansulfonsyre	$C_9F_{19} \bullet SO_3H$	9
	PFDS	Perfluorodecansulfonsyre	$C_{10}F_{21} \bullet SO_3H$	10
	PFUnS	Perfluorundecansulfonsyre	$C_{11}F_{23} \bullet SO_3H$	11
	PFDoS	Perfluordodecansulfonsyre	$C_{12}F_{25} \bullet SO_3H$	12
	PFTTrS	Perfluorotridecansulfonsyre	$C_{13}F_{27} \bullet SO_3H$	13
Precursorer	PFOSA (FOSA)	Perfluoroktansulfonamid	$C_8F_{17} \bullet SO_2 \bullet NH_2$	8
	6:2 FTS (6:2 FTSA)	6:2 Fluortelomersulfonat (1H,1H,2H,2H-Perfluoroktansulfonsyre)	$C_6F_{13} \bullet C_2H_4 \bullet SO_3H$	6

Tabel 4.4 De 22 PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord og grundvand. De 4 PFAS i sumkriteriet er markeret med rød skrift.

Herudover følger vi i Danmark EU's miljøkvalitetskrav for PFOS i overfladevand og biota, jf. (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Miljøkvalitetskravene er anført i Tabel 4.5 og gælder fra 3. januar 2022.

Danmark			Enhed	PFOS#	Sum af 4 PFAS*	Sum af 12 PFAS**	Sum af 22 PFAS***
Drikkevand			µg/l		0,002	0,1	
Grundvand			µg/l		0,002		0,1
Jord			mg/kg TS		0,01		0,4
Overflade- vand	Generelt kvalitets- krav	Indlands- vand	µg/l	0,00065			
		Andet overflade- vand	µg/l	0,00013			
	Maksi- mum-kon- centration	Indlands- vand	µg/l	36			
		Andet overflade- vand	µg/l	7,2			
		Biota			µg/kg vådvægt	9,1	

Gælder for PFOS og derivativer, jvf. (Miljø- og Fødevareministeriet 2017). I PFOS EQS dossier er begrebet PFOS relaterede stoffer defineret som flere eller alle stoffer, der indeholder en PFOS struktur og kan omdannes i miljøet til PFOS, f.eks. PFOSA og EtFOSE, EtFOSSA og N-etFOSA m.v.

* Sum af 4 PFAS-forbindelser omfatter PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS.

** PFBS, PFHxS, PFOS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA og PFDA.

***De 22 PFAS i Tabel 4.4

Tabel 4.5 Kvalitetskriterier for jord, drikkevand/grundvand, overfladevand, og biota for PFAS-forbindelser i Danmark.

I PFOS EQS (Environmental Quality Standard) dossier er begrebet PFOS relaterede stoffer defineret til flere eller alle stoffer, der indeholder en PFOS struktur og kan omdannes i miljøet til PFOS, f.eks. PFOSA og EtFOSE, EtFOSSA og N-etFOSA m.v.

Miljøkvalitetskravene for overfladevand er jf. Tabel 4.5 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 TWI-værdi vist i afsnit 4.1.

Udlandet

Nedenfor i **Tabel 4.6** er givet et udsnit af udenlandske grænseværdier for PFAS-forbindelser. Grænseværdierne udgør et sammenligningsgrundlag i forhold til de danske kvalitetskriterier. ITRC (Interstate Technology Regulatory Council) opdaterer løbende "*fact sheets*" om grænseværdier, vejledende værdier og sundhedsmæssige kriterier for de enkelte US stater og EPA samt internationale værdier. (ITRC 2022)

	Drikkevand (µg/l)		Jord (mg/kg)		Overfladevand (µg/l)		Industrivand (µg/l)		Reference
	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	
Sverige	0,09#		0,003/ 0,02\$		Som DK				(Livsmedelverket 2022)
Norge			0,1/0,002\$\$		Som DK				(Klima- og miljødepartementet 2022)
Holland	0,53	-	0,0014***	0,0019					(RIVM 2021)
Belgien (Flandern)			0,0038	0,0043	Som DK				
Tyskland	0,1	0,1*	0,1##		Som DK				(BMUV 2022)
Polen					Som DK				
Italien	0,03	0,5§§			Som DK		0,000065	0,1	(Rambøll 2022)
Spanien	0,1/0,5§§§				Som DK				
England	0,1	0,5			Som DK				
USA	0,00002 0,000004								(ITRC 2022h)
Australien□/§	0,5□ 5		22□	220	0,021 (fersk- vand) 0,616 (marin)□	0,21 (fersk- vand) 6,1 (marin)			(Department of Health 2017)

* For øvrige PFAS med en grænseværdi er der sat differentierede værdier fra 0,06-10 µg/l

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 og PFOA i slam, der genanvendes. Jord skal ved udvaskning overholde en eluatkoncentration på 0,1 µg/l for hver PFAS

\$ Første værdi gælder for følsom arealanvendelse, anden værdi for mindre følsom arealanvendelse

\$\$ Værdien på 0,1 mg/kg for PFOS er varslet nedsat til 0,002 mg/kg

** 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, PFPeA, PFPS, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFHpS, H4PFOS (6:2 FTS).

*** gælder for genbrug af jord til brug som landbrugsjord. Tilsvarende værdi for genbrug til følsomme arealanvendelser er hhv. 0,003 og 0,007 mg/kg for 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.

§§ 0,5 for andre PFAS i drikkevand. Værdier gælder for rensat drikkevand

§§§ 0,1 for PFOS, 0,5 for sum PFAS svarende til EU's drikkevandsdirektiv. Det skal følges af alle EU-lande senest januar 2026, men ikke alle lande har det fuldt implementeret endnu (pr. september 2022)

Tabel 4.6 Grænseværdier for PFAS-forbindelser i andre udvalgte lande, se i øvrigt bilag 3 og (ITRC 2022).

Som det ses af **Tabel 4.6** 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.

Blandt andet i juni 2022 har *US EPA* udgivet en “Technical Fact Sheet: Drinking Water Health Advisories” for fire PFAS-forbindelser (PFOA, PFOS,

GenX og PBS), se (US EPA 2022). Der er foreslået følgende midlertidige (Interim) kriterier for drikkevand, se **Tabel 4.7**. De midlertidige kriterier er baseret på livstidseksponering og er de foreløbige rådgivningsniveauer indtil den nationale reviderede regulering for drikkevand træder i kraft.

US EPA Interim Lifetime Drinking Water Health Advisory	ng/l
PFOA	0,004
PFOS	0,02
GenX	10
PFBS	2000

Tabel 4.7 US EPA midlertidige kriterier for drikkevand (juni 2022) (US EPA 2022).

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 4.6**, bl.a. fordi de er beregnet på baggrund af forskellige TDI'er (se Tabel 4.2), eller er baseret på vidensgrundlag af forskellig alder og på forskellige nationale politikker (herunder fastsættelse af sikkerhedsfaktorer).

I bilag 3 er givet baggrunden for nogle af grænseværdierne vist i Tabel 4.6, 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.

4.3 Relevante PFAS-forbindelser i forbindelse med jord- og grundvandsundersøgelser

Som det fremgår af kapitel 3.1, er PFAS en stofgruppe på mere end 4.700 forskellige stoffer. I dette afsnit er der derfor udarbejdet en oversigt over relevante PFAS-forbindelser til anvendelse ved jord- og grundvandsundersøgelser. Oversigten 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.

Som udgangspunkt vil der i forbindelse med miljøundersøgelser blive foretaget analyse af alle 22 PFAS-forbindelser, som er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier. Udover disse PFAS-forbindelser kan der være flere PFAS-forbindelser i miljøprøverne.

I 2017 blev der udarbejdet et forslag til 32 relevante PFAS-forbindelser baseret på et internationalt litteraturstudie over fund af PFAS-forbindelser i grundvand (Falkenberg et al. 2016) og et miljøprojekt over kortlægning af brancher, der

anvender PFAS (Nicolajsen & Tsitonaki 2016). Siden 2017 er der fremkommet meget viden om fund af PFAS i miljøprøver og hvilke PFAS-forbindelser der har været anvendt i produkter, jf. afsnit 3.4 og bilag 2. I forhold til fund af PFAS-forbindelser skal det bemærkes, at man kun kan finde de PFAS-forbindelser, som der er analyseret for.

I screeningsprogrammer fra bl.a. USA, Kina og Australien medtages i dag forholdsvis mange PFAS-forbindelser, men flere af disse stoffer konstateres ikke i drikkevands- eller grundvandsprøver, selvom de kan forventes i PFAS-punktkilder. Et bredt spektrum af PFAS-stoffer medtages desuden i diverse screeningsprogrammer for biota, jord, overfladevand og spildevand (Rosenblum & Wendelken 2019), (Shoemaker & Tettenhorst 2018), (Heads of EPAs Australia and New Zealand 2020), (Phong Vo et al. 2020), (Pan et al. 2018), (Kikuchi et al. 2018), (Rutting & Groot 2020) og (Nordic Council of Ministers 2019). I tabel 4.8 er der fokus på de PFAS-forbindelser, som findes i internationale screeningsprogrammer.

Gruppe	Navn	Formel	CAS	Antal C i C-F-kæden	
PFCA'er	PFBA	$C_3F_7 \cdot COOH$	375-22-4	3	DK-kvalitetskriteriet
	PFPeA	$C_4F_9 \cdot COOH$	2706-90-3	4	
	PFHxA	$C_5F_{11} \cdot COOH$	307-24-4	5	
	PFHpA	$C_6F_{13} \cdot COOH$	375-85-9	6	
	PFOA	$C_7F_{15} \cdot COOH$	335-67-1	7	
	PFNA	$C_8F_{17} \cdot COOH$	375-95-1	8	
	PFDA	$C_9F_{19} \cdot COOH$	335-76-2	9	
	PFUnDA	$C_{10}F_{21} \cdot COOH$	2058-94-8	10	
	PFDoDA	$C_{11}F_{23} \cdot COOH$	307-55-1	11	
	PFTTrDA	$C_{12}F_{25} \cdot COOH$	72629-94-8	12	
PFSA'er	PFBS	$C_4F_9 \cdot SO_3H$	375-73-5	4	
	PFPeS	$C_5F_{11} \cdot SO_3H$	2706-91-4	5	
	PFHxS	$C_6F_{13} \cdot SO_3H$	355-46-4	6	
	PFHpS	$C_7F_{15} \cdot SO_3H$	375-92-8	7	
	PFOS	$C_8F_{17} \cdot SO_3H$	1763-23-1	8	
	PFNS	$C_9F_{19} \cdot SO_3H$	68259-12-1	9	
	PFDS	$C_{10}F_{21} \cdot SO_3H$	335-77-3	10	
	PFUnDS	$C_{11}F_{23} \cdot SO_3H$	749786-16-1	11	
	PFDoDS	$C_{12}F_{25} \cdot SO_3H$	79780-39-5	12	
	PFTTrDS	$C_{13}F_{27} \cdot SO_3H$	791563-89-8	13	
Andre PFAS Precursorer	PFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH_2$	754-91-6	8	Flygtige PFAS-forbindelser som findes i indeklima og udeluft Anvendt i brancher (Nicolajsen & Tsitonaki 2016)
	6:2 FTS	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	27619-97-2	6	
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	647-42-7	6	
	8:2 FTOH	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	678-39-7	8	
	10:2 FTOH	$C_{10}F_{19} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	865-86-1	10	
	14:2 FTOH	$C_{14}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	60699-51-6	14	
FTS'er Precursorer	4:2 FTS	$C_4F_9 \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	757124-72-4	4	Fundet i grundvand og jord Screeningsprogram i USA / Australia / Kina
	8:2 FTS	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	39108-34-4	8	
	10:2 FTS	$C_{10}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	120226-60-0	10	
Sulfonamid/ Sulfonamid-ethanoler Sulfonamid-eddikesyre- Precursorer	N-MeFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(CH_3)$	31506-32-8	8	Screeningsprogram i USA / Australia / Kina Anvendt i brancher (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) (Pancras et al. 2016) Fundet i overfladevand, perkolat og grundvand (Ahrens et al. 2016)
	N-EtFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(C_2H_5)$	4151-50-2	8	
	N-MeFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	24448-09-7	8	
	N-EtFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	1691-99-2	8	
	N-MeFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot CH_2 \cdot COOH$	2355-31-9	8	
	N-EtFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot CH_2 \cdot COOH$	2991-50-6	8	
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt) Precursorer	GenX (HFPO-DA)	$C_3F_7 \cdot O \cdot CF(COOH)CF_3$	13252-13-6	3+2	Screeningsprogram i USA / Australia / Kina De nyere PFAS fundet i overfladevand og i jord (Kotthoff et al. 2020) Screeningsprogram hos USA-EPA Produceret i Kina som erstatning for PFOS, men findes i Europa og Arktiske områder (Kotthoff et al. 2020)
	Adona	$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot CHF \cdot CF_2 \cdot COOH$	919005-14-4	1+6	
	F-53B Hovedkomponent 9CL-PF3ONS	$CClF_2 \cdot C_5F_{10} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	756426-58-1	6+2	
	F-53B Minorkomponent 11-Cl-PF3OUs	$CClF_2 \cdot C_7F_{14} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	763051-92-9	8+2	

Udover Miljøstyrelsens sumkriteriet for de 22 PFAS, findes et sumkriterie for 4 særlige PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS), og disse er markeret med rød tekst. Se afsnit 4.2.

Tabel 4.8 Listen over relevante PFAS-forbindelser ved miljøundersøgelser.

I Tabel 4.9 er der tilføjet en række PFAS, som kan være af interesse iht. anvendelse i produkter eller fund, men som ikke indgår i de almindelige udvidede analysepakker, dvs. udvidede analysepakke med mere end de 22 PFAS i Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for jord, grundvand og drikkevand. Listerne 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.

Gruppe	Navn	Formel	CAS	Antal C i C-F-kæden	
PFCA'er	TFA	$\text{CF}_3\cdot\text{COOH}$	76-05-1	1	Fundet i grundvand
	PFTeDA	$\text{C}_{14}\text{F}_{29}\cdot\text{SO}_3\text{H}$	376-06-7	14	Screeningsprogram i Australia Men generelt findes kun i jord eller biota
PFSA'er	PFEtS (C ₂)	$\text{C}_2\text{F}_5\cdot\text{SO}_3\text{H}$	354-88-1	2	Mobile C2 og C3 forbindelser (Barzen-Hanson & Field 2015) Findes i grundvand og perkolat (Janda et al. 2019) (Kaboré et al. 2018)
	PFPtS (C ₃)	$\text{C}_3\text{F}_7\cdot\text{SO}_3\text{H}$	423-41-6	3	
Sulfonamid-ethanoler Precursorer	FOSE	$\text{C}_8\text{F}_{17}\cdot\text{SO}_2\cdot\text{N(H)}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{OH}$	10116-92-4	8	
Fluorether Precursorer	Fluoracrylat	$\text{C}_8\text{F}_{17}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{O}\cdot\text{CO}\cdot\text{CH}\cdot\text{CH}_2$	27905-45-9	8	
FTCA'er Precursorer	5:3 FTCA	$\text{C}_5\text{F}_{11}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{COOH}$	914637-49-3	5	
	6:2 FTCA	$\text{C}_6\text{F}_{13}\cdot\text{CH}_2\cdot\text{COOH}$	53826-12-3	6	
	8:2 FTCA	$\text{C}_8\text{F}_{17}\cdot\text{CH}_2\cdot\text{COOH}$	27854-31-5	8	
	10:2 FTCA	$\text{C}_{10}\text{F}_{21}\cdot\text{CH}_2\cdot\text{COOH}$	53826-13-4	10	
	8:2 FTUCA	$\text{C}_8\text{F}_{16}\cdot\text{CH}\cdot\text{COOH}$	70887-84-2	8	
DiPAP'er Precursorer	6:2 DiPAP	$[\text{C}_6\text{F}_{13}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{O}]_2\cdot\text{PO}_2\text{H}$	57677-95-9	6	(Kotthoff et al. 2020) (Bugsel & Zwiener 2020) (især i jordprøver)
	8:2 DiPAP	$[\text{C}_8\text{F}_{17}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{O}]_2\cdot\text{PO}_2\text{H}$	678-41-1	8	
	6:2/8:2 Di P AP	$\text{C}_6\text{F}_{13}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{O}\cdot\text{PO}_2\text{H}\cdot\text{O}\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{C}_8\text{F}_{17}$	943913-15-3	6/8	
	DiSAmPAP	$[\text{C}_8\text{F}_{17}\cdot\text{SO}_2\cdot\text{N}\cdot(\text{C}_2\text{H}_5)\cdot\text{C}_2\text{H}_4\cdot\text{O}]_2\cdot\text{PO}_2\text{H}$	2965-52-8	8	

Tabel 4.9 Listen over øvrige PFAS-forbindelser af interesse

Stoflisten i Tabel 4.9 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. 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 stoffer-nes fysisk-kemiske egenskaber og muligheden for spredning fra en kilde til andre medier.

I dette afsnit opsamles viden om egenskaber for primært de relevante stoffer i Tabel 4.8, dvs. stoffer som enten er konstateret i miljøprøver, eller bliver anbefalet i internationale screeningsprogrammer 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 kan – for de PFAS-holdige skumtyper – indeholde 5-10 % PFAS-forbindelser. Mange brandslukningsskum er i dag PFAS-fri. PFOS har været forbudt siden 2011 og PFOA-holdige skum må ikke anvendes efter juli 2025, se afsnit 3.3.2.

Ved hård forchromning er der tidligere anvendt en 5-10 % PFOS-opløsning til at forhindre afdampning af den kræftfremkaldende chrom VI. Anvendelse af PFOS i dækvæsken vurderes ikke at foregå i Danmark i dag.

Da PFAS-forbindelser er persistente vil både PFOS og PFOA findes ved ældre punktkilder.

Herudover er PFAS-forbindelser ofte blevet anvendt som hjælpestoffer i diverse produkter og i belægninger/maling/lim på tæpper, træ, papir/pap og dermed findes de i affaldsfraktioner ved fyldpladser og lossepladser/deponier, hvorfra der kan ske udvaskning i nedsivende regnvand til jord og grundvand.

5.1 Fysisk-kemiske egenskaber

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 10:2 FTOH.

Detaljerede oplysninger om PFAS, deres fysisk-kemiske egenskaber og spredning og opførsel i miljøet kan findes på ”ITRCs webside” (Interstate Technology Regulatory Council) (ITRC 2022) som løbende opdateres med den nyeste viden.

Udover databaser som "[PubChem](#)" fra National Institutes of Health (National Institutes of Health 2022) og EU's "[ECHA information on Chemicals](#)" (ECHA 2022b) har US EPA en "[CompTox Chemicals Dashboard](#)" (CompTox 2022).

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 fysiske-kemiske egenskaber. Kun fluortelomer-alkoholer med mindre end 8 kulstofatomer i kæden (f.eks. 4:2 FTOH og 6:2 FTOH) er væsker ved stuetemperatur.

Overfladeaktive egenskaber

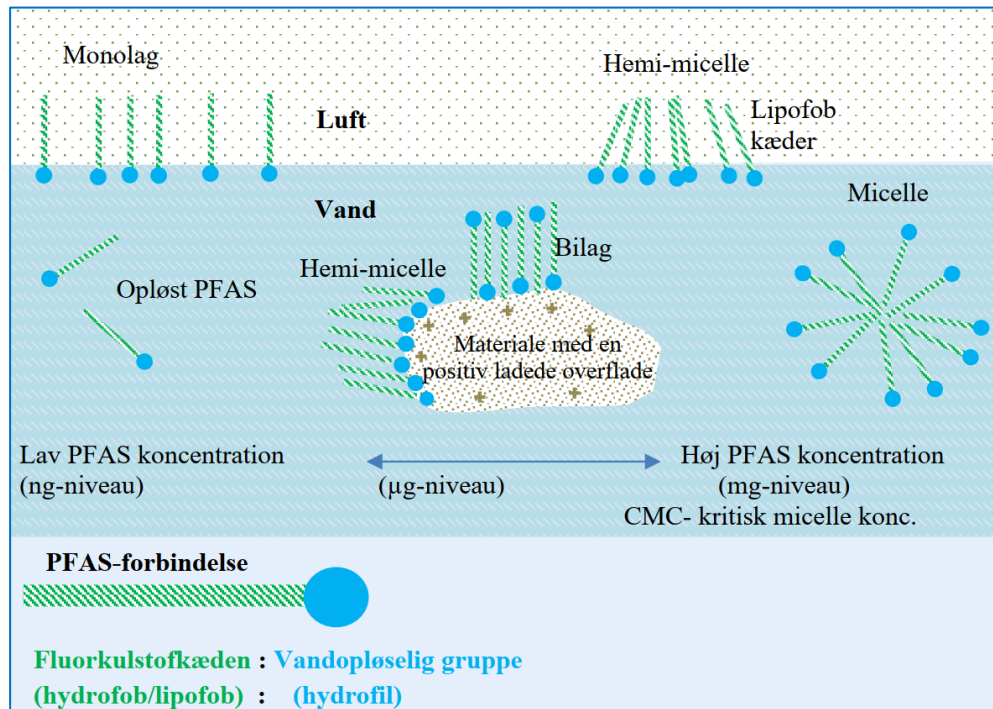
De fleste PFAS-forbindelser har overfladeaktive egenskaber. De funktionelle grupper for enden af kulstofkæden betyder, at stofferne er vandopløselige (hydrofile), men da fluorkulstofkæden er både hydro- og lipofob (skyr vand og fedt, dvs. snavs), vil stofferne samles ved grænseflader, f.eks. mellem vand/luft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

Disse egenskaber betyder, at de opløste PFAS-forbindelser vil være fordelt jævnt i vandfasen ved lave PFAS-koncentrationer (ng-niveauer), men i vandets overflade mellem vand og luft dannes et monolag på nanometertykkelse, idet den hydrofob/lipofob-fluorkulstofkæden afskyr vand. Ved lidt højere koncentrationer kan der dannes hemi-miceller strukturer bestående af PFAS-molekyler, som reducerer vandets overfladespænding og kan samle sig på positive ladede overflader, se Figur 5.1. Ved endnu højere koncentrationer kan der opnås 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).

På "[ITRCs webside](#)" (ITRC 2022b) under *afsnit 4.2* og *afsnit 5.2* gives en gennemgang af de forskellige processer, og det noteres at koncentrationen af PFAS i det øverste 50 µm lag (SML - surface micro layer) i vandets overflade kan være op til 8 gange koncentrationen i den samlede vandfase.

Fænomenet ved vandets overflade mellem vand og luft (SML) betyder, at vind, bølger eller andet turbulente bevægelser i søer, vandløb eller havvand kan producere et luftigt skum, f.eks. havskum (Lenschow et al. 2022), (Bossi & Vorkamp 2022). PFAS-indholdet i skummet (SWF – Surface Water Foam) er opkoncentreret med flere størrelsesorden i forhold til koncentrationen i SML eller den underliggende vandfase, se *afsnit 16.5* på [ITRCs webside](#) (ITRC 2022c). Skumdannelsen kan tilsyneladende opstå ved meget lave koncentrationer på ng-niveauer tæt på de analytiske detektionsgrænser. Skumdannelsen på

overfladevande med høj indhold af naturlig forekommende organisk kulstof ses også ved turbulente bevægelser og kan bidrage til PFAS-skumdannelse (Michigan Department of Environment 2021), (Schwichtenberg et al. 2020) og (Casas et al. 2020).



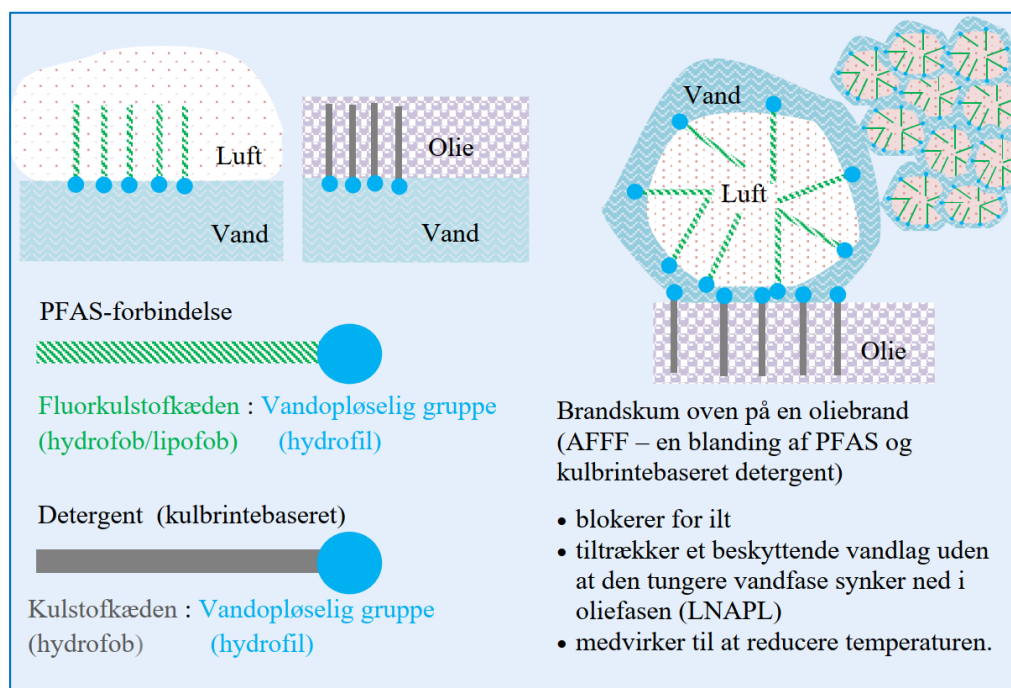
Figur 5.1 Illustration af dannelse af monolag, hemi-micelle og miceller i vand og ved overflade til luftfasen eller positiv ladede materialer. (ITRC 2022b).

Ved forholdsvis lave PFAS-koncentrationer i overfladevand vil det højere bidrag på μm -skala fra det øverste vandlag (SML) ikke have betydning for resultatet for prøverne udtaget under vandoverfladen, men der skal sikres at prøven ikke kontamineres af SML eller SWF. Derimod kan vandprøver fra søer, vandløb og havvand udtaget tæt på et kildeområde med højt PFAS-indhold, f.eks. en brandøvelsesplads, viser koncentrationsforskelle afhængig af prøvetagningsdybden.

Grundvandsprøver udtages normalt fra filtre som ikke placeres ved overgang til den øverste grundvandszone dvs. i den kapillar zone. I (Field et al. 2021) er det vurderet at vandprøver af grundvand ikke vil være påvirket af SML i forbindelse med prøvetagning, se afsnit 7.2.

Den højere belastning ved overfladerne har også betydning for, hvordan PFAS-forbindelser fordeler sig og nedsiver i den umættede zone, og især hvis andre komponenter som kulbrinter er til stede. Disse processer er dog meget komplekse og indgår i diverse forskningsprojekter, (Brusseau et al. 2021), herunder

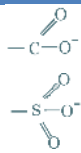
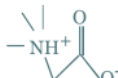
hos ”US SERDP/ESTCP”. PFAS-forbindelser kan ligesom andre overfladeaktive forbindelser (detergenter/tensider) mobilisere oliekomponenter, især i forbindelse med brandslukning af oliebrand (Fuel pick-up effect).



Figur 5.2 Illustration af overfladeaktive egenskaber ved dannelse af brandslukningsskum (Bundesverband Technischer Brandschutz 2010), (Moody & Field 2000).

Figur 5.2 illustrerer hvordan PFAS-forbindelser og kulbrintebaserede detergenter kan fiksere vand og luft i brandskum og forhindre, at den tunge vandfase i skum synker ned under de brændende kulbrinter (LNAPL som olie, benzin, jet-fuel).

Da PFAS-forbindelser generelt er overfladeaktive stoffer, kan de desuden opdeles i anioniske, kationiske og zwitterioniske tensider, (Backe et al. 2013), jf. Tabel 5.1. Det danske kvalitetskriterie for PFAS-forbindelser i jord, grundvand og poreluft omfatter anioniske PFAA-tensider og PFOSA, der er kationisk.

Tensider	Ladning	Eksempler
Anioniske	Negativ ladning	 Perfluoralkylsyre (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 sulfon-amido aminer PFOSA 6:2 FTSaAm 8:2 FTSaAm
Zwitterioniske	Negativ og positiv ladning	 Perfluor- og fluortelomer sulfon-amido betaines ⁵ 6:2 FTSaB 8:2 FTSaB

Tabel 5.1 PFAS-forbindelser inddelt i forhold til overfladeaktive egenskaber (tensidtyper), fra (Backe et al. 2013), (Falkenberg et al. 2016).

De væsentligste fysisk-kemiske egenskaber

Standard-egenskaber

I bilag 4-1 er angivet en oversigt over de fysisk-kemiske standardegenskaber, der anvendes i forbindelse med undersøgelsesstrategier og risikovurderinger, dvs. vandopløselighed, damptryk, log K_{ow} og syrestyrkeeksponent (pK_a) samt molvægt og formel. Som nævnt opdateres løbende viden om fysisk-kemiske egenskaber i *afsnit 4.2, Tabel 4.1* på ”[ITRCs webside](#)” (ITRC 2022b). I bilag 4-1 er 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 (Bhatarai & Gramatica 2011), men disse er ikke så betydende for risikovurderinger.

Indledningsvis er det vigtigt at understrege, at der er meget få eksperimentelle data (målte data) om fysisk-kemiske egenskaber for PFAS-forbindelser, idet deres egenskaber betyder, at visse fysiske målinger som f.eks. K_{ow} ikke kan gennemføres.

De fleste PFAS-forbindelser dissocierer i vand, dvs. de er i ionform. For eksempel angiver (Prevedouros et al. 2006), at PFOA i vand ved pH 7 vil findes på ionform (octanoate), mens kun 6 % vil være i ionform ved pH 4 og resten som syre (ikke ioniseret). Om et kemisk stof findes på ionform eller som neutrale molekyler har selvfølgelig betydning for deres fysisk-kemiske egenskaber.

⁵ Betainer er kvarternære ammonium-forbindelser med en negativt ladet carboxylsyreion og en positivt ladet kvarternær ammoniumion, dvs. de er zwitterioniske stoffer.

QSAR for neutrale molekyler

PFAS-forbindelser omfatter mange forskellige stoffer, og der er meget få eksperimentelle data (målte data) om deres fysisk-kemiske egenskaber. 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), (CompTox 2022) og (Bhatarai & 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.

I litteraturen findes stor spredning i de estimerede værdier, og de estimerede værdier er ofte for de ikke-dissocierede PFAS, hvilket betyder, at usikkerheden vedr. disse værdier er stor. På ”[ITRCs hjemmeside](#)” (ITRC 2022a) redegøres for problemet og fysisk-kemiske egenskaber opsamles i Tabel 4.1 som løbende opdateres. For eksempel angives syv værdier for opløselighed af PFBA i intervallet 327 - 562.877 mg/l og elleve værdier for damptryk i intervallet 0,22 - 4.480 Pa.

Derfor skal der udøves forsigtighed ved anvendelse af fysisk-kemiske egenskaber til modellering af stoffernes opførsel i miljøet. Der kan dog ses klare tendenser for de fysisk-kemiske egenskaber for homologe grupper med stigende længder af kulstofkæden.

Med henblik på at skabe en anvendelig og sammenlignelig oversigt er det valgt at gengive de meste konservative værdier, dvs. højeste opløselighed og højeste damptryk i bilag 4-1 og Tabel 5.2.

I Tabel 5.2 er disse egenskaber opsummeret for de relevante PFAS-forbindelser i tabel 4.8, herunder de 22 PFAS-forbindelser, der er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskrav.

		Antal C i C-F- kæden	Vandopløselig- hed mg/l	Damptryk Pa	K _{aw} (Henry) Dimensionsløs	Log K _{ow}	pKa, Styrke- eksponent
PFCA'er	PFBA	3	560.000 ⁶	3.900	6,0e-4	2,82	0,85
	PFPeA	4	112.600	1.350	1,0e-3	3,43	0,81
	PFHxA	5	21.700	457	0,003	4,08	0,84
	PFHpA	6	4.200	158	0,006	4,67	0,82
	PFOA	7	9.500	54	0,01	5,3	0,9
	PFNA	8	1.200	18,6	0,03	5,92	0,82
	PFDA	9	5.140	6,6	0,05	6,5	-0,17
	PFUnDA	10	93	2,2	0,12	7,15	-0,17
	PFDoDA	11	0,7	0,7	0,26	7,77	-0,17
PFSA'er	PFTTrDA	12	0,2	0,3	0,42	8,25	-
	PFBS	4	30.000	631	0,002	3,9	-3,94
	PFPeS	5	1.720	11	-	3,38	-
	PFHxS	6	2.300	58,9	0,004	5,17	-3,45
	PFHpS	7	465	-	-	4,81	-
	PFOS	8	570	6,8	0,02	6,43	-3,41
	PFNS	9	222	1,50	-	6,78	-
	PFDS	10	190	0,71	0,07	7,66	-2,86
	PFUnDS	11	35	0,0014		6,49	-
Andre PFAS Precursorer	PFDoDS	12	24	0,0016		7,07	
	PFTTrDS	13	55	0,003		7,44	
	PFOSA	8	4,5	0,25	0,01	5,62	6,24
	6:2 FTS	6	1.300	0,11	1,0e-5	4,44	1,31
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6	41	876	2,31	4,54	13,5
	8:2 FTOH	8	0,1	3,98	2,03	5,58	13,5
	10:2 FTOH	10	0,01	254	3,14	6,63	13,5
	14:2 FTOH	14	1,9e-7	144	>10.000	9,76	13,5
FTS Precursorer	4:2 FTS	4	27.900	0,33	2,0e-6	3,21	
	8:2 FTS	8	60	0,01	3,0e-5	5,66	1,32
	10:2 FTS	10	35	1,0e-3	1,0e-4	6,91	
Sulfonamid/ Sulfonamid- ethanoler	N-MeFOSA	8	0,2	0,3	0,26	6,07	
	N-EtFOSA	8	0,06	0,12	0,43	6,71	-
	N-MeFOSE	8	0,3	4,0e-4	0,005	6,00	-
	N-EtFOSE	8	0,1	0,002	0,008	6,52	-
Sulfonamid- eddikesyrer	N-MeFOSAA	8	2,2	2,4	-	-	-
	N-EtFOSAA	8	2,2	1,7	1,0e-8	6,22	1,4
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt Precursorer	GenX (HFPO-DA)	3+2	7.000	300	0,008	4,24	0,06
	Adona	1+6	1.540	23	1,0e-3	4,97	0,51
	F-53B (Hoveddel) 9Cl-PF3ONS	6+2	3	1,9		7,41	-
	F-53B (Minordel) 11-Cl-PF3OUds	6+2	23	1,3	0,04	7,03	0,14
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	2,0e-5	1,46	-
	Dichlorprop*	0	350	1,0e-5	2,7e-9	1,77	-

De meste konservative værdier er valgt, idet flere bud på størrelsesorden findes i litteraturen og de fleste værdier er estimerede, se (ITRC 2022b) for den nyeste oversigt. Originale estimerede værdier findes i (Z. Wang et al. 2011), (Pancras et al. 2016), (National Food Institute 2015), (Ding & Peijnenburg 2013), (Gomis et al. 2015) og (CompTox 2022).

*Data fra Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj, JAGG 2.1

- Ingen data findes

Tabel 5.2 Fysisk-kemiske egenskaber for de udvalgte relevante PFAS-forbindelser i tabel 4.8 sammenlignet med benzen, TCE, phenol og dichlorprop, se også bilag 4-1. Værdier på 0,001 eller mindre er vist med eksponentiel notation.

⁶ Blandbart - dette betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100%

pKa	Som det ses af Tabel 5.2, 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.
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 (målte data) indikerer en opløselighed på 520 – 570 mg PFOS/l for PFOS som kaliumsalte. Generelt kan det ses af Tabel 5.2, at vandopløseligheden falder med stigende antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden for alle PFAS-grupper, hvilket ses af følgende: • Fra fuldt blandbar til 0,03 mg/l for stigende antal kulstofatomer i fluor-kulstofkæden for de perfluorerede carboxylsyrer (PFCA'er): PFBA (C₃) til PFTTrDA (C₁₂) • Fra ca. 30.000 mg/l til ca. 50 mg/l for de perfluorerede sulfonsyrer (PFSA'er): PFBS (C₄) til PFTTrDS (C₁₃) • Fra 40 mg/l til 0,0000002 mg/l for fluortelomer alkoholerne: 6:2 FTOH (C₆) til 14:2 FTOH (C₁₄)
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 $3,3 \times 10^{-4}$ 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 5.2. Generelt kan det ses af Tabel 5.2, at damptryk ligesom vandopløselighed falder med stigende antal kulstofatomer 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 0,1 mg/l, mens K_{aw} bliver 2,03, 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 FTOH'er) er det ikke muligt at måle fordelingskoefficient mellem vand og oktanol (K_{ow}) direkte på grund af deres overfladeaktive egenskaber, hvorfor log K_{ow} er estimerede værdier.

Som det ses af Tabel 5.2 og bilag 4-1, er de estimerede log K_{ow} -værdier for PFAS-forbindelser generelt større end værdierne for benzen eller TCE, dvs. de forventes at binde mere til jordens organiske fase. 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 af fluorkulstofkæden.

K_{oc}

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 jord (K_d) beregnes i forhold til K_{oc} og det procentmæssige indhold af organisk kulstof i den pågældende jord. Dette forhold kan ikke anvendes for PFAS-forbindelser, da deres særlige overfladeaktive egenskaber betyder, at fordeling til organiske kulstof ikke kan beregnes, se afsnit om K_d . I (Pancras et al. 2016) er der angivet værdier for K_{oc} for en række PFAS-forbindelser, dog uden kildeangivelser. På ”[ITRCs webside](#)” (ITRC 2022b), afsnit 4.2 og tabel 4-1 angives flere K_{oc} -værdier, som illustrerer den store spredning i værdierne afhængig af kilden.

K_d

Da K_d beskriver fordelingen mellem stoffet, som er sorberet på jorden, og stoffet, som er opløst i vand, kan der foretages eksperimentelle målinger, men resultaterne vil være specifikke for den aktuelle jordtype. Umiddelbart er det vurderet, at der er andre forhold, som påvirker fordelingen mellem porevand og jorden end alene jordens organiske indhold (% foc). Der er målt eksperimentelle værdier for K_d for nogle PFAS-forbindelser, og på dette grundlag er det tilstræbt at beregne 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 medier 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.

Ifølge (Li et al. 2018) er det ikke muligt til at udtrykke sorption af PFAS til jorden baseret på jordens organiske indhold, idet hverken jordens organiske indhold, pH eller lerindholdet kan forklare deres opførsel. Men i den danske risikovurderingsværktøj JAGG 2.1 antages det, at K_d kan relateres direkte til K_{oc} og jordens organiske indhold.

Eksperimentelle K_d -værdier i 10 forskellige jordarter er målt for 29 PFAS-forbindelser i (Nguyen et al. 2020). I Tabel 5.3 er der gengivet K_d -værdier for 4 jordarter for relevante PFAS-forbindelser, og et forslag til K_{oc} -værdier er beregnet i nærværende rapport baseret på en antagelse om, at K_{oc} kan relateres direkte til jordens organiske indhold for den pågældende jordart. Som det ses af Tabel 5.3 fås forskellige K_{oc} -værdier - og det samme gælder for de andre undersøgte jordarter i (Nguyen et al. 2020) – derfor kan der ikke peges på en K_{oc} -værdi, som repræsenterer de enkelte PFAS i alle jordarter. Der er dog en tydelig tendens til at K_{oc} -værdier stiger med stigende kulstof kæder. Som støtte til beregning af fasefordelingen i JAGG er der dog beregnet en median-værdi for K_{oc} i Tabel 5.3.

	Fordelingskoefficient K_d Data fra (Nguyen et al. 2020)								Median K_{oc} for 10 jordarter
Jordart	S6	S8	S5	S10	S6	S8	S5	S10	
Svarende til	Sandmuld	Sand	Lermuld	Ler	Sandmuld	Sand	Lermuld	Ler	
Sand, %	70	93	40	29					
Silt %	11	1	8	14					
Ler %	19	5	52	57					
Foc %	4,9	0,4	2,23	0,17					
pH	7,7	7,5	7,4	6,4					
	K_d				Beregnet K_{oc}				
PFBA	0,47	0,06	0,31	0,3	10	15	14	176	71
PFPeA	0,44	0,04	0,31	0,28	9	10	14	165	56
PFHxA	0,52	0,05	0,31	0,29	11	13	14	171	62
PFHpA	1,41	0,3	0,55	0,84	29	75	25	494	163
PFOA	2,84	0,53	0,74	0,86	58	133	33	506	166
PFNA	10,69	1,27	2,1	2,46	218	318	94	1.447	392
PFDA	45,75	7,53	8,52	11,46	934	1.883	382	6.741	2.006
PFUnDA	45,75	11,7	20,7	45,1	934	2.933	929	26.524	7.267
PFDoDA	45,75	93,1	905,0	187,8	934	23.263	40.582	110.471	108.579
PFBS	0,5	0,05	0,34	0,31	10	13	15	182	63
PFPeS	0,81	0,1	0,37	0,35	17	25	17	206	69
PFHxS	2,12	0,28	0,52	0,63	43	70	23	371	145
PFHpS	7,48	0,95	1,08	2,73	153	238	48	1.606	400
PFOS	34,3	3,22	3,71	5,66	700	805	166	3.329	889
PFNS	119,7	6,26	13,73	9,57	2.443	1.565	616	5.629	2.397
PFDS	325,0	27,3	66,5	16,3	6.632	6.835	2.982	9.594	6.734
6:2 FTS	1,77	0,19	0,47	0,87	36	48	21	512	61
PFOSA	47,29	15,58	3,14	12,82	965	3.895	141	7.541	145
4:2 FTS	0,51	0,06	0,31	0,27	10	15	14	159	2.036
8:2 FTS	32,76	2,61	6,06	16,27	669	653	272	9.571	1.690
GenX	0,5	0,07	0,32	0,32	10	18	14	188	67
ADONA	0,68	0,09	0,26	0,24	14	23	12	141	56
F-53 9Cl-PF3ONS	308	68	117	2,4	6.286	17.000	5.247	1.412	12.328

Tabel 5.3 K_d - værdier for en række PFAS-forbindelser i jord med forskellige organisk indhold (foc) og en baglænsberegning til K_{oc} baseret på $K_d = \%foc/100 * K_{oc}$. K_d -værdier og jordparametre er fra (Nguyen et al. 2020).

5.2 Nedbrydelighed

Perfluoralkylforbindelser

Generelt er de perfluorerede 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 defluorinerings 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).

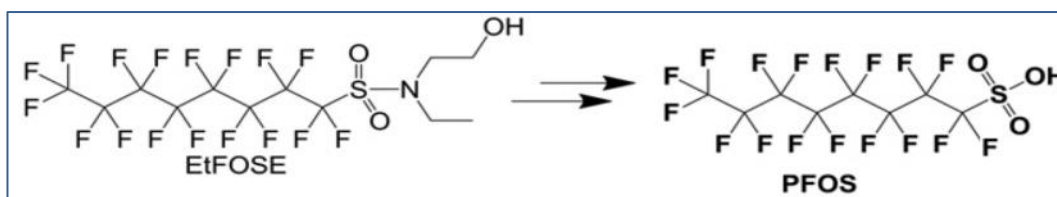
De 20 PFCA'er og PFSA'er i Miljøstyrelsens kvalitetskriterier (Miljø- og Fødevareministeriet 2021) er således persistente og vil ikke nedbrydes under normale miljøforhold i jord eller grundvand.

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. Se boks 1 i afsnit 3.2.1 for eksemplarer.

Polyfluoralkylforbindelser og visse substituerede perfluoralkylforbindelser kan derfor være forstadier ("precursorer") til perfluorforbindelser som f.eks. PFOS og PFOA (Lassen et al. 2013).

Såfremt PFAS er substitueret med mættede eller umættede funktionelle grupper, kan disse grupper fraspaltes. F.eks. kan sulfonamid-grupper transformeres biotisk til sulfonsyrer, som illustreres af transformationsvejen for N-ethylperfluoroktansulfonamido ethanol (EtFOSE) til PFOS, jf. Figur 5.3.



Figur 5.3 Transformationsvejen for EtFOSE til PFOS, fra (Liu & Mejia Avendaño 2013).

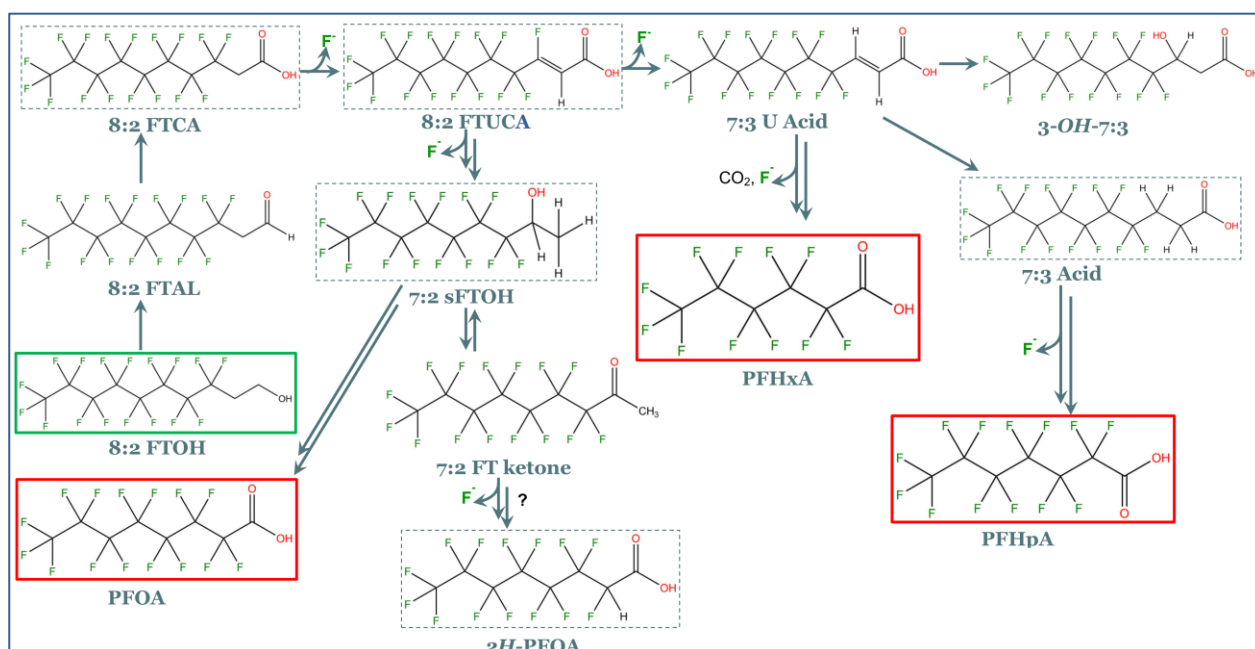
PFOSA er en af de kendte precursorer for PFOS, og er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium. Andre eksempler er C₈-PFAS-forbindelser, såsom alkyl fluoroktansulfonamider (FOSA'er), alkyl fluoroktansulfonamidethanoler (FOSE'er) og alkyl fluoroktansulfonamidoeddikesyrer (FOSAA'er) som listet i tabel 4.8. Alle disse C₈-PFAS-forbindelser kan i princippet omsættes til PFOS, men ifølge (Liu & Mejia Avendaño 2013) kan der dannes forskellige FOSAA og FOSA mellemprodukter under transformationsprocessen.

Polyfluor alkyl forbindelser

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) eller abiotisk (kemisk).

Omdannelsen af PFAS-forbindelser er gennemgået i review-artikler af (Liu & Mejia Avendaño 2013) og (Zhang et al. 2022).

Et eksempel er 8:2 FTOH, (8:2 fluortelomer alkohol – en C₁₀-forbindelse med 8 kulstofatomer i fluorkulstofkæden), der kan transformeres til PFOA (en C₈-forbindelse med 8 kulstofatomer i fluorkulstofkæden) (Lassen et al. 2013) og (Pancras et al. 2016), jf. Figur 5.4. Bemærk, at omdannelse til de persistente metabolitter, dvs. “dead-end” PFAA-forbindelser kan gå i stå og at der kan dannes flere mellemprodukter under transformationsprocesserne.



Figur 5.4 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).

Boks 2

Precursorer omdannes til PFCA'er som er omfattet af Miljøstyrelsens kriterier for jord og grundvand

Figur 5.4 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 af 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 delvis nedbrydning. 8:2 FTOH er omfattet af listen over relevante PFAS-forbindelser i Tabel 4.8.

I Tabel 5.4 er der foretaget et overordnet skøn over hvilke potentielle “dead end” omdannelsesprodukter, der kan dannes fra precursorerne listet i Tabel 4.8 og Tabel 4.9. Vurderingen er baseret alene på strukturer og længden af fluor-kulstof kæden.

Gruppe	Navn	Formel	Antal C i C-F-kæden	Potentielle “dead end” omdannelsesprodukter fra precursorer
Andre PFAS i sumkriteriet Precursorer	PFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH_2$	8	PFOS
	6:2 FTS	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	6	PFPeA/PFHxA
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	6	PFBA/PFPeA/PFHxA
	8:2 FTOH	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOA
	10:2 FTOH	$C_{10}F_{19} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	10	PFDA
	14:2 FTOH	$C_{14}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	14	PFTeDA
FTS Precursorer	4:2 FTS	$C_4F_9 \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	4	PFBA
	8:2 FTS	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	8	PFOA
	10:2 FTS	$C_{10}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	10	PFDA
Sulfonamid/ Sulfonamid- ethanoler Precursorer	N-MeFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(CH_3)$	8	PFOS
	N-EtFOSA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH(C_2H_5)$	8	PFOS
	N-MeFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
	N-EtFOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
	N-MeFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot CH_2 \cdot COOH$	8	PFOS
	N-EtFOSAA	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot CH_2 \cdot COOH$	8	PFOS
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt) Precursorer	GenX / (HFPO-DA)	$C_3F_7 \cdot O \cdot CF(COOH)CF_3$	3+2	Stabil?
	Adona	$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot CHF \cdot CF_2 \cdot COOH$	1+6	Stabil ?
	F-53B / 9CL-PF3ONS	$CClF_2 \cdot C_2F_5 \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	6+2	? PFBS
	F-53B / 11-Cl-PF3OUds	$CClF_2 \cdot C_2F_7 \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	8+2	? PFBS
Sulfonamid- ethanoler Precursorer	FOSE	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(H) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8	PFOS
Fluoroether Precursorer	Fluoracrylat	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot CO \cdot CH \cdot CH_2$	8	PFOA
FTCA'er Precursorer	5:3 FTCA	$C_5F_{11} \cdot C_2H_4 \cdot COOH$	5	PFBA
	6:2 FTCA	$C_6F_{13} \cdot CH_2 \cdot COOH$	6	PFPeA / PFHxA
	8:2 FTCA	$C_8F_{17} \cdot CH_2 \cdot COOH$	8	PFHxA / PFHpA / PFOA/
	10:2 FTCA	$C_{10}F_{21} \cdot CH_2 \cdot COOH$	10	PFDA
	8:2 FTUCA	$C_8F_{16} \cdot CH \cdot COOH$	8	PFHxA/ PFHpA / PFOA
DiPAP'er Precursorer	6:2 DiPAP	$[C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	6	PFHxA
	8:2 DiPAP	$[C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	8	PFOA
	6:2/8:2 Di P AP	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot PO_2H \cdot O \cdot C_2H_4 \cdot C_8F_{17}$	6/8	PFHxA / PFOA
	DiSAmPAP	$[C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N \cdot (C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	8	PFOS

Tabel 5.4 Mulige “dead end” omdannelsesprodukter for precursorerne listet i Tabel 4.8 og Tabel 4.9.

5.3 Opsummering

Som det fremgår af Tabel 5.2 og bilag 4-1, ændres egenskaberne for en serie af homologe forbindelser parallelt med ændringer i antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden, f.eks. faldende vandopløselighed og damptryk i takt med stigende antal kulstofatomer 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 alkoholer 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 5.2, 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 22 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 22 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 kulstofatomer i fluor-kulstofkæden
- stofferne 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 sig 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 kulstofatomer i fluorkulstofkæden
- kan evt. spredes i luftfasen som partikelbåren forurening

De andre PFAS-forbindelser i Tabel 5.2, kan have andre egenskaber, men de har allesammen høje Log K_{ow} -værdier og forventes dermed at binde til jordens organiske fase. For eksempel:

- Med undtagelse af 6:2 FTOH, 8:2 FTS og 8:2 FTCA har de en begrænset opløselighed og derfor en lav mobilitet.
- FTOH'er, N-MeFOSA og N-EtFOSA 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 4.8 og Tabel 4.9 samt Tabel 5.4, der omtales som precursorer 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 100 ng PFAS/l for $\Sigma 22$ PFAS/l og 2 ng/l for Σ PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS /l i grundvand og udgør en risiko over for grundvand. Der er dog forskel på 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 traditionelt 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 K_d være mere relevante, men kun få værdier findes i litteraturen, se dog ”[ITRCs webside](#)” (ITRC 2022b), Tabel 4.1 for K_{oc} -værdier. I Tabel 5.3 angives en oversigt over K_d -værdier i forskellige jordarter (Nguyen et al. 2020) og K_{oc} -værdier er skønnede. Generelt kan det konkluderes, at PFAS-stoffer vil findes bundet til jordens organiske fase, 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 5.2 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 damp-

trykket, da et stof kan have et lavt damptryk, men alligevel afdamper til poreluften, hvis det skyr vand. Ved vurdering af afdampningspotentiallet for kemiske stoffer kan der defineres en klassificeringsskala, hvor alle stoffer med K_{aw} på mere 0,1 anses som meget flygtige (f.eks. olieculbrinter, chloerede opløsningsmidler og BTEX) og stoffer med en K_{aw} på mindre end 0,00005 ikke er flygtige (f.eks. PAH'er som BaP) (Rambøll 2007), jf. Tabel 6.2.

Afdampning	Høj	Mellem	Lav
K_{aw} (dimensionsløs)	>0,1	0,00005 - 0,1	<0,00005

Tabel 6.2 Klassificering af afdampningspotentiallet.

Baseret på ovennævnte klassificeringer er mobiliteten og afdampningspotentiallet for de relevante stoffer fra tabel 4.8 skønnet i Tabel 6.3.

PFAS og antal C i C-F-kæden			Stoffet kan forventes i jordfasen = J Log K _{ow} Mobilitet i jord og grundvand			Stoffet kan forventes i vandfasen = V Vandopløselighed mg/l		Stoffet kan forventes i poreluften = L K _{aw} Dimensionsløs Afdampnings-potentiale	
			>4	Lav				>0,1	Høj
			3-4	Mellem				0,00005-0,1	Mellem
			<3	Høj				<0,00005	Lav
PFCA'er	PFBA	3	2,82	Høj	J	560.000/Blandbart ⁷		6,0e-4	Mellem
	PFPeA	4	3,43	Mellem	J	112.600		1,0e-3	Mellem
	PFHxA	5	4,08	Lav	J	21.700		0,003	Mellem
	PFHpA	6	4,67	Lav	J	4.200		0,006	Mellem
	PFOA	7	5,3	Lav	J	9.500		0,01	Mellem
	PFNA	8	5,92	Lav	J	1.200		0,03	Mellem
	PFDA	9	6,5	Lav	J	5.140		0,05	Mellem
	PFUnDA	10	7,15	Lav	J	93		0,12	Høj L
	PFDoDA	11	7,77	Lav	J	0,7		0,26	Høj L
	PFTTrDA	12	8,25	Lav	J	0,2		0,42	Høj L
PFSA'er	PFBS	4	3,9	Mellem	J	30.000		0,002	Mellem
	PFPeS	5	3,38	Lav	J	1.720		-	
	PFHxS	6	5,17	Lav	J	2.300		0,004	Mellem
	PFHpS	7	4,81	Lav	J	465		-	
	PFOS	8	6,43	Lav	J	570		0,02	Mellem
	PFNS	9	6,78	Lav	J	222		-	
	PFDS	10	7,66	Lav	J	190		0,07	Mellem
	PFUnDS	11	6,49	Lav	J	35			
	PFDoDS	12	7,07	Lav	J	24			
	PFTTrDS	13	7,44	Lav	J	55			
Andre PFAS Precursorer	PFOSA	8	5,62	Lav	J	4,5		0,01	Mellem
	6:2 FTS	6	4,44	Lav	J	1.300		1,0e-5	Lav
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6	4,54	Lav	J	41		2,31	Høj L
	8:2 FTOH	8	5,58	Lav	J	0,1		2,03	Høj L
	10:2 FTOH	10	6,63	Lav	J	0,01		3,14	Høj L
	14:2 FTOH	14	9,76	Lav	J	1,9e-07		>10.000	Høj L
FTS Precursorer	4:2 FTS	4	3,21	Lav	J	27.900		2,0e-6	Lav
	8:2 FTS	8	5,66	Lav	J	60		3,0e-5	Lav
	10:2 FTS	10	6,91	Lav	J	35		1,0e-4	Mellem
Sulfonamid/Sulfonamid-ethanoler Sulfonamid-eddikesyre Precursorer	N-MeFOSA	8	6,07	Lav	J	0,2		0,26	Høj L
	N-EtFOSA	8	6,71	Lav	J	0,06		0,43	Høj L
	N-MeFOSE	8	6,00	Lav	J	0,3		0,005	Mellem
	N-EtFOSE	8	6,52	Lav	J	0,1		0,008	Mellem
	N-MeFOSAA	8	-	Lav	J	2,2		-	Mellem
	N-EtFOSAA	8	6,22	Lav	J	2,2		1,0e-8	Lav
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt Precursorer)	GenX (HFPO-DA)	3+2	4,24	Lav	J	7.000		0,008	Mellem
	Adona	1+6	4,97	Lav	J	1.540		1,0e-3	Mellem
	F-53B 9Cl-PF3ONS	6+2	7,41	Lav	J	3			Mellem
	F-53B 11-Cl-PF3OUds	6+2	7,03	Lav	J	23		0,04	Mellem
Andre typiske forureninger	Benzen*	0	2,13	Høj	J	1.790		0,22	Høj L
	TCE*	0	2,42	Høj	J	1.280		0,38	Høj L
	Phenol*	0	1,46	Høj	J	82.800		2,0e-5	Lav
	Dichlorprop*	0	1,77	Høj	J	350		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.

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. Værdier på 0,001 eller mindre er vist med eksponentiel notation.

⁷ Blandbart betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100 %.

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 fysiske-kemiske egenskaber. Miljøstyrelsen er i gang (september 2022) med at få indarbejdet i JAGG's stofdatabasen, de fysiske-kemiske data i nærværende håndbogen for de 22 PFAS i sumkriterierne.

De 14 udvalgte PFAS-forbindelser som er illustreret i Figur 6.1, Figur 6.2, Figur 6.3 og Figur 6.4 repræsenterer følgende PFAS-grupper, jf. Tabel 6.4:

Stofgruppe	Stof	Antal C i C-F kæden
PFCA'er	PFBA	3
	PFPeA	4
	PFOA	7
	PFNA	8
	PFTTrDA	12
PFSA'er	PFBS	4
	PFHxS	6
	PFOS	8
	PFTTrDS	13
Andre PFAS i MST kriteriet for jord og grundvand Precursorer	PFOSA	8
	6:2 FTS	6
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	6
	8:2 FTOH	8
Sulfonamidoeddikesyre Precursorer	N-EtFOSAA	8

Tabel 6.4 Beregning af fasefordeling foretaget for 14 repræsentative stoffer herunder PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS.

I Figur 6.1, Figur 6.2 og Figur 6.3 er den teoretiske maksimale fasefordeling mellem poreluften, porevandet og jordmatricen i sandmuld, sand og ler illustreret ved hjælp af JAGG-beregninger. JAGG er et simpelt værktøj, og fasefordelingen mellem jord og porevand er afhængig af stoffernes K_d , damptryk og vandopløselighed. I JAGG antages det, at

$$K_d = K_{oc} * f_{oc}$$

Hvor

f_{oc} er jordens indhold af organisk kulstof som relativ vægtandel

K_{oc} er fordelingskoefficient mellem stoffet (f.eks. PFAS-forbindelse) og organisk kulstof

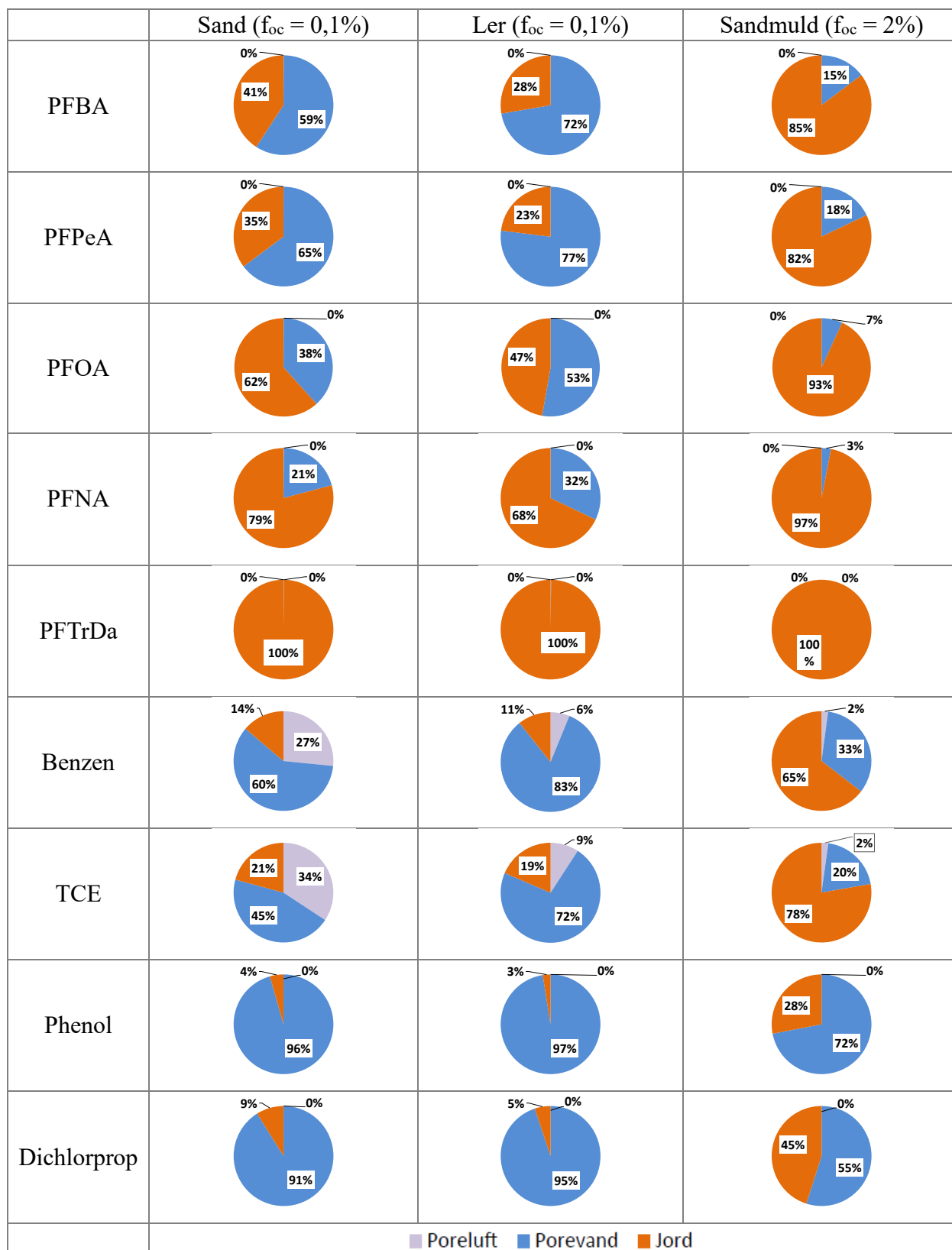
I JAGG-beregninger kan der ikke indtastes en K_d -værdi, men kun en K_{oc} -værdi for hvert stof. JAGG antager, at K_{oc} for de individuelle kemiske stoffer er konstant i alle jordtyper, og at fordelingen mellem jord og porevand (K_d) kun er afhængig af jordens organiske indhold. Men som det fremgår af Tabel 5.3 er dette ikke tilfældet, og de højeste ”beregnete” K_{oc} ses for en lerjord med lavt indhold af organisk kulstof. I Miljøstyrelsens JAGG-værktøj er K_{oc} en standard stofspecifik parameter, men der kan vælges f_{oc} for forskellige jordtyper. I princippet kan der indtastes forskellige K_{oc} under stofegenskaber i JAGG, hver gang, der udføres en beregning med en anden jordtype, men det er besværligt. I Tabel 5.3 er der beregnet en medianværdi for de 10 forskellige jordtyper, som er undersøgte i (Nguyen et al. 2020).

Følsomhedsberegninger for de 4 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterie (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS) viser, at en beregning af fasefordelingen fra en jordprøve med 10 µg/kg TS af hver af de enkelte PFAS giver forskellige koncentrationer for porevand i ligevægt med jorden afhængig af, om der anvendes medianværdien for K_{oc} eller en specifik K_{oc} for henholdsvis en sandmuld (S6), en sandjord (S8) eller en lerjord (S10) fra Tabel 5.3. Ved beregninger anvendes f_{oc} værdier for standardjordtyper som findes i JAGG 2.1.

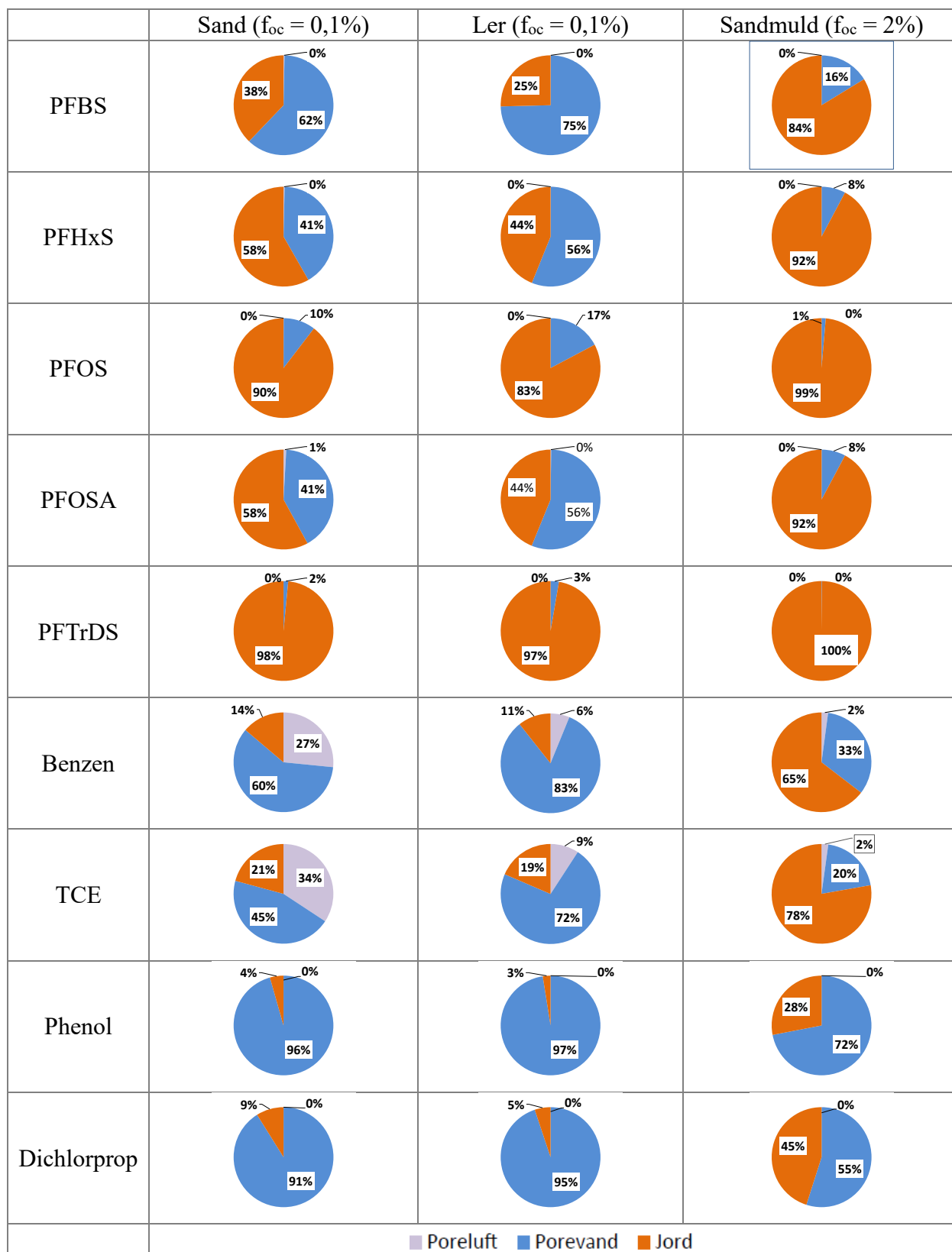
Jordkonc. µg/kg TS		Sand $F_{oc} = 0,1 \%$		Ler $F_{oc} = 0,1 \%$		Sandmuld $F_{oc} = 2\%$	
		K_{oc} median	K_{oc} (S8)	K_{oc} median	K_{oc} (S10)	K_{oc} median	K_{oc} (S6)
		Porevandskoncentration ng/l					
PFOA	10	37	42	28	16	2,8	7,1
PFNA	10	20	24	17	6	1,2	2,2
PFHxS	10	40	58	30	21	3,2	9,0
PFOS	10	10	11	9	3	0,6	0,7

Tabel 6.5 Følsomhedsberegning af betydning af K_{oc} for teoretisk fasefordeling fra jord til porevand i henholdsvis sandmuld, sand og ler i den umættede zone. Overskridelser af grundvandskvalitetskriterier for sum af 4 PFAS på 2 ng/l er markeret med rødt.

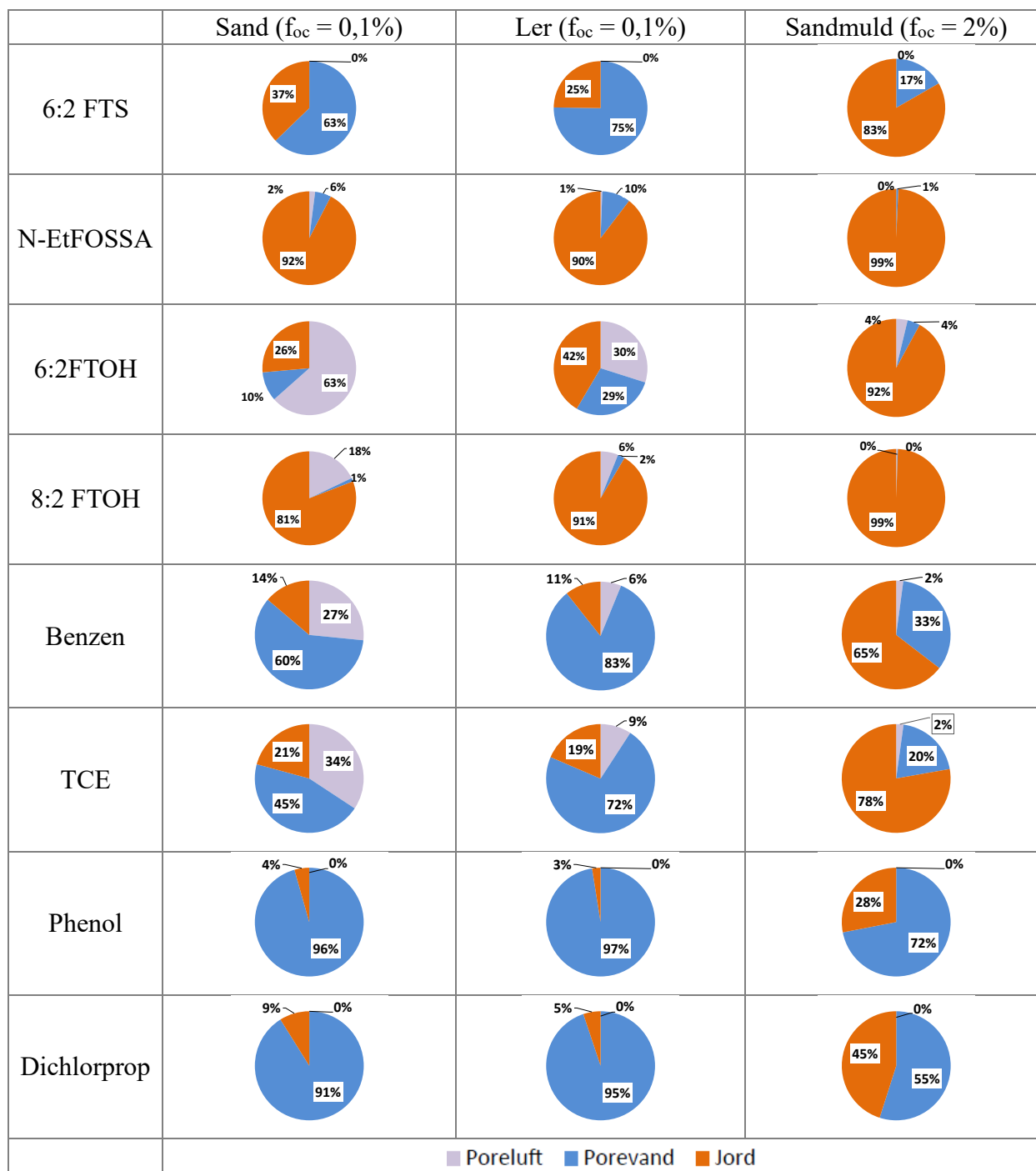
Som det ses af Tabel 6.5 har valget af K_{oc} ikke stor betydning i forhold til de mange usikkerheder om jordart, fasefordeling og jordens organiske indhold. Men det er tydeligt, at en jordkoncentration på 10 µg/kg TS for de enkelte PFAS kan give teoretiske overskridelser af grundvandskriteriet i porevand i den umættede zone. Grundvandskoncentrationerne vil sandsynligvis være væsentlig lavere end porevandskoncentrationer, idet fasefordelingen påvirkes af tilstedeværelsen af andre forureningsstoffer. Det er ikke sikkert, at ligevægten opnås i jordfasen, og der kan ske fortynding i forbindelse med udvaskning og under transport i grundvand. Derimod vil et porevandsindhold på 2 ng/l ikke give anledning til overskridelse af jordkvalitetskriteriet på 10 µg/kg TS, dog vil jordkoncentrationen sandsynligvis være højere end detektionsgrænsen.



Figur 6.1 Illustration af teoretisk fasefordeling mellem poreluft, porevand og jord i hhv. sandmuld, sand og ler for PFCA'er.



Figur 6.2 Illustration af teoretisk fasefordeling mellem poreluft, porevand og jord i hhv. sandmuld, sand og ler for PFSA'er.

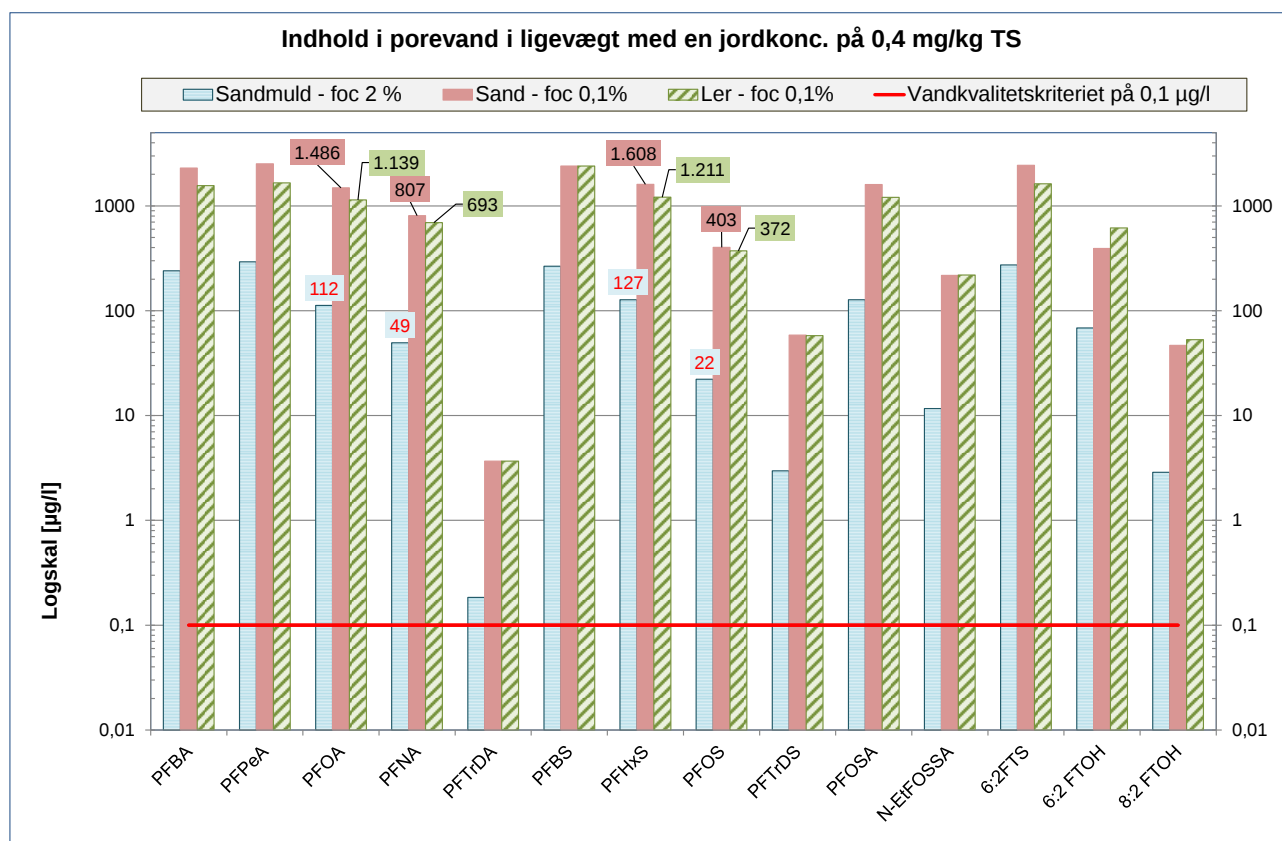


Figur 6.3 Illustration af teoretisk fasefordeling mellem poreluft, porevand og jord i hhv. sandmuld, sand og ler for 6:2 FTS, N-Et-FOSSA og FTOH'er.

Som det ses af Figur 6.1, Figur 6.2 og Figur 6.3 vil PFAS-forbindelser - med undtagelse af sulfonamidethanoledikesyre (FOSSA) og FTOH-forbindelser - hovedsageligt findes i jord- og porevandsfasen, men ikke i poreluften. Ligele-

des ses, at andelen i porevand falder med stigende molekyelvægt (stigende kulstofkæder). I både ler og sandjord med lave indhold af organisk kulstof kan der forventes en højere andel i porevand end i den organiske fase.

I Figur 6.4 illustreres de teoretiske porevandkoncentrationer ved beregning af fasefordeling for en jordforurening med 0,4 mg/kg TS for hver af de 14 repræsentative PFAS-stoffer fra Tabel 6.4.



Figur 6.4 Teoretisk porevandkoncentrationer for individuelle PFAS i ligevægt med en jordkoncentration på 400 µg/kg TS (JAGG 2.1).

Som det ses af Figur 6.4, overskrider porevandkoncentrationerne i den umættede zone, vandkvalitetskriteriet på 0,1 µg Σ22 MST PFAS/l, for alle individuelle stoffer. Overskridelser er højest for en sandjord med en f_{oc} på 0,1%. På trods af at jordkvalitetskriteriet er overholdt, er der stadig en stor risiko for, at grundvandskvalitetskriteriet ikke overholdes. Grundvandskoncentrationerne vil sandsynligvis være væsentligt lavere end de teoretiske porevandsværdier, idet fasefordelingen kan påvirkes af tilstedeværelsen af andre forureningsstoffer. Det er ikke sikkert at ligevægten er indtruffet og at der sker fortynding i forbindelse med udvaskning og under transport i grundvand.

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 kulstofatomer i fluorkulstofkæden og mobiliteten vil 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 har det tidligere typisk været grundvandsforurening, som er i fokus, men der er de senest år kommet mere fokus på undersøgelse af jorden.

Eksempel 1

Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse har udført en detaljeret screening for PFAS-forbindelser i grundvand på deres etableringer (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 Σ 12 MST PFAS/kg TS i 0,2 m's dybde med aftagende koncentrationer i dybden, men jordkvalitetskriteriet overskrides stadig 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).

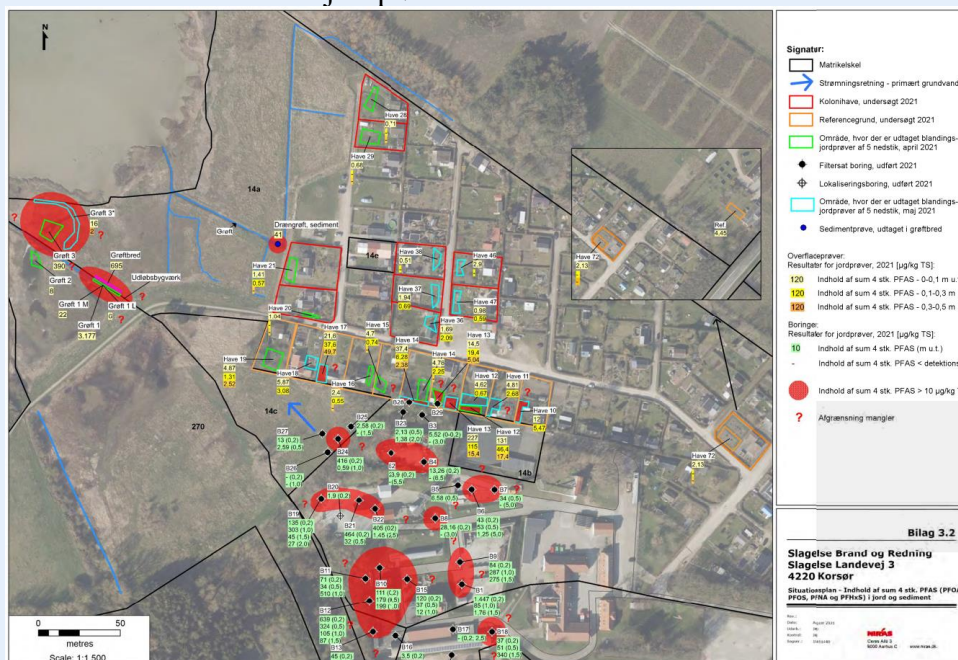
Ved en tidligere svensk militærflughavn (ikke i brug siden 1994) er der konstateret fra 0,002–8,5 mg PFOS/kg TS og op til 0,29 mg PFOA/kg TS (Filipovic, Woldegiorgis, et al. 2015).

Eksempel 2

På Korsør Brandskole (Slagelse Brand og Redning) er der i maj 2021 undersøgt jordprøver på og omkring brandskolen, herunder nærliggende kolonihaver (Slagelse Kommune 2022). Der blev udtaget 62 jordprøver fra 27 borer i udvalgte dybder fra 0 til 6,5 m u.t. og analyseret for 12 PFAS. I alle borerne på nær B26 påvises der PFAS-forbindelser i jorden, og i 17 borer ud af 27 påvises indhold af PFAS-forbindelser over Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier. Der blev påvist indhold af sum 4 stk. PFAS på mellem 12 og 1.447 µg/kg TS og sum 12 PFAS på mellem 410 og 1.450 µg/kg TS, hvilket overskrider Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterium på hhv. 400 µg/kg TS (22 PFAS) og 10 µg/kg TS (4 PFAS). Der blev påvist jordforurening med PFAS ved kemikalietankbil, ved oplagsplads til diverse, nærliggende utæt brønd ved tidligere brandkar og tankbil, ved slamtank, ved olieseparator, i område med udførte brandøvelser ved Skibsskrog, ved område ved Brandhus samt i område ved kopi af Storbæltstunnel.

Der blev udtaget 61 jordprøver i dybden 0-0,5 m u.t. fra kolonihaver nord for brandskolen, hvor til overfladevand fra brandskolen til tider har bredt sig. I kolonihaverne blev der påvist indhold af sum 4 stk. PFAS på mellem 0,55 og 227 µg/kg TS og sum 12 stk. PFAS-forbindelser på mellem 0,55 og 234 µg/kg TS. Der blev udtaget 2 referenceprøver, hvor der blev påvist indhold af sum 4 stk. PFAS på hhv. 2,13 og 4,45 µg/kg TS i dybden 0-0,1 m u.t. Dette kunne indikere, at topjorden i området generelt har en baggrundspåvirkning af PFAS-forbindelser også ca. 150-300 m væk fra brandskolen. Koncentrationen i disse referenceprøver ligger dog i samme niveau, som værdier for topjord i hhv. Sverige og Holland.

Udbredelsen af PFAS-forurening (4 PFAS) for kolonihaver og brandskolen ses på nedenstående situationsplan. Der er klart PFOS, der er det dominerende indhold i alle jordprøverne.



Udvaskning

Der findes kun nogle få publicerede undersøgelser af udvaskning af PFAS-forbindelser fra forurenede 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_d stiger jf. Tabel 5.3.

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 et 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 tid. Dette betyder, at udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

Eksempel

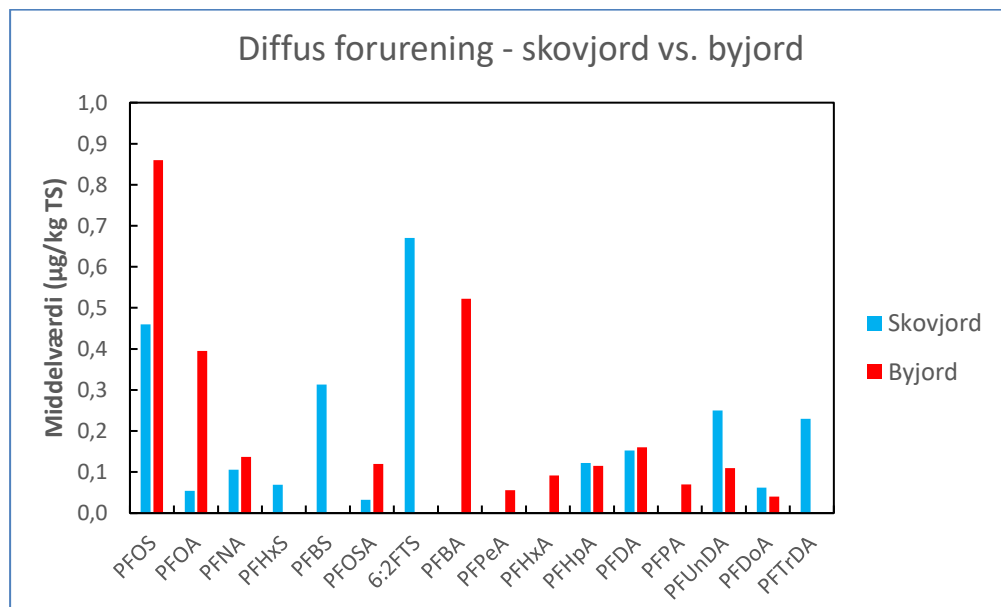
I USA er der konstateret PFAS-forbindelser i jord som er behandlet med spildevandsslam. PFAS-forbindelser kan udvaskes til en dybde på op til 120 cm i den underliggende jord, dog aftager koncentrationerne til lave niveauer inden for de øverste 20-40 cm og de lang-kædede PFAS-forbindelser er mindre mobile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

De teoretiske beregninger i afsnit 6.1 er understøttet af kemiske målinger af udvaskning fra forurenede jordprøver. I (Hees 2021) er der redegjort for udvaskning fra 10 forskellige jordtyper forurenede med brandslukningsskum (AFFF). Der er foretaget analyser af jord og eluat både før og efter TOP-assay (total oxidisable precursorer) med analyse af 34 PFAS-forbindelser. Blandt andet er der på grundlag af de kemiske målinger i jord og eluat beregnet $\log K_{oc}$ for henholdsvis PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS og disse værdier svarer meget godt til medianværdierne angivet i Tabel 5.3. Det blev noteret at en porevandskoncentration på 2 ng/l for Σ (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS) vil forventes at være i ligevægt med jordkoncentrationer på 0,01 – 0,12 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens jordkoncentrationer på 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kan medføre porevandkoncentrationer (eluat) på 380 – 3800 ng/l. Udvaskning i henhold til standardudvaskningstests er ligeledes undersøgt af (Kabiri et al. 2022) for 12 jordprøver fra AFFF forurenede lokaliteter

i Australien med PFAS sumkoncentrationer fra 18 – 830.000 µg/kg. Selv ved lave jordkoncentrationer på 18 µg/kg er der udvasket mellem 20 og 60 ng/l af PFHxS, PFOS, PFHxA og PFOA. De kortkædede PFAS blev udvasket i højere grad end de langkædede og PFCA'er blev ligeledes udvasket i højere grad end PFSA'er og perfluorerede sulfonamider. Udvasning kunne ikke relateres til jordens egenskaber. Herudover er eksperimentelle K_d -værdier i 10 forskellige jordarter målt med standard batch sorption tests for 29 PFAS-forbindelser i 10 forskellige jordtyper (Nguyen et al. 2020), se afsnit 5.1 og Tabel 5.3.

Perkolat/udvaskning fra 2 svenske lossepladser viser koncentrationer op til 275 ng/l for enkelte PFCA'er, især PFHxA, PFHpA og PFOA, samt op til 100 – 2000 ng/l for PFBS og 20 - 40 ng/l for PFHxS og PFOS. PFAS-sammensætningen i perkolat var forskelligt og de 2 lossepladser havde modtaget forskellige affaldsfraktioner (Lindblom 2017).

Der er indtil videre ikke mange danske undersøgelser af baggrundsværdier af PFAS i jord. Ved baggrundsværdier menes værdier for diffus belastning. Undersøgelser af byjord fra Nordsjælland og Norge samt svenske skovjorde viser dog baggrundsniveauer som vist i figur 6.5. Der er tale om relativt høje fundhyppigheder, men alle fund er vel under de danske jordkvalitetskriterier. Data viser også, at der tilsyneladende er relativt høj tilstedeværelse af langkædede PFAS-forbindelser (PFDA, PFUnDA, PFDoDA og PFTTrDA) i jordprøverne sammenlignet med grundvandsprøver. Dette stemmer overens med de langkædede forbindelsers større grad af sorption til jordens indhold af organisk stof og deraf følgende lavere mobilitet i jord.



Figur 6.5 PFAS fund i forventet uforurenet by- og skovjord (Olsen og Sukstorf, 2022).

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 2015).

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 var på 0,0087 µg PFOS/l.

I forbindelse med grundvandsundersøgelser 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 monitoringsprogrammer.

I Tabel 6.6 er resultaterne opsummeret, men det 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 kaldet 6:2 FTSA og 1H, 1H, 2H, 2H-Perfluoroktansulfonsyre H4PFOS).

	Antal analyser	% med mindst ét stof over detektionsgrænsen	% over kriterium for $\sum 4$ MST PFAS	% 10 gange over kriterium for $\sum 4$ MST PFAS
Region Hovedstaden (2014-2021)	3.860	65%	46%	23%
Region Sjælland (2016-2021)	284	55%	38%	12%
Region Syddanmark (2013-2021)	968	59%	42%	12%
Region Midtjylland (2014-2021)	1.032	57%	43%	17%
Region Nordjylland (2015-2021)	711	53%	38%	15%

Tabel 6.6 Oversigt over regionsanalyser for PFAS-forbindelser i grundvand (juni 2021).

Et udtræk af GRUMO data fra Jupiter-databasen i 2022 viser, at fundhyppigheden er lav i de 278 borerer omfattet af GRUMO, og for borerer med fund er der en stor andel, hvor PFAS-indholdet er tæt på detektionsgrænsen. Data er præsenteret i Tabel 6.7.

Grundvand, korte borerer (<20m), n=182			
Enhed: $\mu\text{g/l}$	Fundhyppighed (%)	Gennemsnit af fund	Middelværdi (<DG = $0,5 \cdot \text{DG}$)
PFOS	18	0,0011	0,0003
PFOA	13	0,0030	0,0005
PFNA	0	-	-
PFHxS	10	0,0008	0,0002
Grundvand, dybe borerer (>20m), n=96			
Enhed: $\mu\text{g/l}$	Fundhyppighed (%)	Gennemsnit af fund	Middelværdi (<DG = $0,5 \cdot \text{DG}$)
PFOS	5	0,0011	0,0002
PFOA	7	0,0075	0,0007
PFNA	1	0,0004	0,0002
PFHxS	5	0,0012	0,0002

Tabel 6.7 Oversigt over GRUMOanalyser for PFAS-forbindelser i grundvand (marts 2022).

6.4 Luft

Afdampning

Der er pt. ikke fastsat et dansk afdampningskriterie for PFAS-forbindelser, men der findes luftkvalitetskriterer for PFAS for en række stater i USA, jf. kapitel 4.2 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 22 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium ikke forventes at afdampe i betydelig grad til poreluften eller atmosfæren.

Fluortelomer-alkoholer (FTOH'er) er dog mere flygtige og har en lavere vandopløselighed, da de ikke dissocierer i vand, jf. Tabel 5.2. 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 6.3.

Indeluft

Tilstedeværelse af flygtige PFAS-forbindelser i indeluft i skoler og boliger er undersøgt i Tyskland, hvor der er fundet enkelte FTOH'er på 2.000-9.000 pg/m^3 (0,002-0,009 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), mens FASA'er og FASE'er fandtes på væsentligt lavere niveauer, henholdsvis 270 og 550 pg/m^3 (Fromme et al. 2015), jf. bilag 4. En finsk undersøgelse af PFAS i indeluften i børneværelser viste hyppigste fund af 8:2 FTOH med en median koncentration på 3.570 pg/m^3 (Winkens et al. 2017). De påviste niveauer af 8:2 FTOH lå på niveau med tidligere undersøgelser, til trods for at stoffet er blevet udfaset af mange større producenter, hvilket indikerer at der går flere år før nedgang i forbruget af specifikke PFAS kan måles i indeluften.

Interne kilder i private boliger medfører en indeluftbelastning 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 indeluften. Det skal dog bemærkes, at der pt. ikke er fastsat et luftkvalitetskriterium for PFAS-forbindelser i Danmark.

Eksempel

I 2016 har Greenpeace (Santen et al. 2016) foretaget målinger for PFAS-forbindelser i indeluften 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 indeluftniveauer på mellem 16-297 ng/m^3 for sum af en række fluortelomer alkoholer, især 6:2 FTOH, mens baggrundskoncentrationer i kontorer, huse og skoler lå på 12-13 ng/m^3 . I udeluft blev der konstateret mindre end 0,1 ng/m^3 (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 ka-

pitel 5.1 har de fleste PFAS-forbindelser lave damptryk, og en stor del af transporten i atmosfæren sker i form af 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. $1,4 \times 10^{-7}$ 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 (PerFluorAlkylsyre 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, til 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 carboxylsyre (FTCA'er). Fluortelomer carboxylsyre 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). Dannelsen af drivhusgasser som CF₄ og C₂F₆ 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. Mange steder i verden er affaldshåndteringen ukontrolleret.

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). Disse data er bekræftet af nyere nordiske undersøgelser, der viser sammenlignelige PFAS-niveauer (Nordic Council of Ministers 2019).

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 mellem 300 og 24.000 pg /m³ for sum af FTOH'er ved renseanlæg og mellem 500 og 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 og 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 PFUnDA i enkelte prøver med op til 23 ng/l. Det højeste indhold var for PFDA (23 ng/l), PFUnDA (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).

6.5 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 forurenede 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 forurenede 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 lossepladssperkolat (n=10).

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

Rensnings- anlæg

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 Σ PFAS/l i indløb, fra 10–40 ng Σ PFAS/l i udløb og 12–150 μ g Σ 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 rensningsanlæg, hvor middelværdien for PFOS var på 9,5 ng/l (interval på 3,5-65 ng/l), dvs. over miljøkvalitetskra-
vet 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 PFUnDA var under detektionsgrænsen på 1-2 ng/l (Jensen et al. 2015) og (Naturstyrelsen 2015).

Af nyere data er tilgængelige analyser af overfladevand ifm. regionernes overfladevandsindsats i 2021 gennemgået, se Tabel 6.8. Gennemgangen har omfattet PFAS-analyser fra 27 vandløbsstrækninger tilgængelige på Miljødata.dk. Kun vandprøver udtaget opstrøms den undersøgte forureningskilde er medtaget i datagrundlaget. I baggrundskoncentrationerne for vandløb indgår ligeledes data fra overvågningen af miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, NOVANA (Boutrup et al. 2021). Her er dog kun analyseret for et udpluk af PFAS-forbindelser (PFDA, PFHxS, PFOSA, PFOS, PFOA og PFUnDA).

Overfladevand, vandløb n=55				
Enhed: μ g/l	Fundhyppighed (%)	Gennemsnit af fund	Middelværdi (<DG = 0,5*DG)	Detektionsgrænse
PFOS	54	0,0074	0,0028	0,000065-0,065
PFOA	46	0,0035	0,0038	0,0003-0,001
PFNA	0	-	-	0,00008-0,001
PFHxS	23	0,0044	0,0006	0,00015-0,001
PFBS	26	0,0043	0,0015	0,0002-0,001
PFOSA	5	-	-	0,0001-0,001
6:2 FTS	4	0,0016	0,0005	0,0003-0,002
PFBA	44	0,0028	0,0015	0,0003-0,001
PFPeA	15	0,0051	0,0026	0,00003-0,005
PFHxA	15	0,0042	0,0025	0,00009-0,005
PFHpA	30	0,0023	0,0010	0,00005-0,001
PFDA	3	-	-	0,0002-0,002

Tabel 6.8 Oversigt over analyser for PFAS-forbindelser i overfladevand (marts 2022).

I data fra regionernes undersøgelser af overfladevand, er PFOS, PFOA og PFBA de hyppigst fundne PFAS-forbindelser, alle konstateret i omtrent halvde-
len af vandprøverne opstrøms for forureningskilder. Derudover findes en række andre forbindelser i mindre grad, dog uden at være konstateret i stor nok grad til, at beregnede middelværdier er sikre. Ligesom for grundvandsprøverne, er der ikke konstateret de langkædede PFUnDA, PFDoDA og PFTrDA, og kun i meget begrænset omfang PFDA i overfladevand.

Det skal bemærkes, at detektionsgrænsen varierer markant både indenfor og mellem de enkelte forbindelser, hvilket kan have indflydelse dels på antallet af fund samt de beregnede middelværdier.

De gennemgåede data viser, at den beregnede baggrundskoncentration for PFOS i de undersøgte danske vandløb (2,8 ng/l) overskrider miljøkvalitetskra-
vet på 0,65 ng/l en faktor fire. De undersøgte vandløb er udvalgt fra områder
hvor der må forventes at findes en højere belastning og det er muligt at der i
andre områder i Danmark findes et lavere baggrundsniveau.

Spildevands- slam

Udledning af spildevand og udlægning af spildevandsslam kan medføre en be-
lastning af kystvand, vandløb og søer såvel som grundvand. I NOVANA-pro-
grammet for 2017-2021 skal der udføres kontrolovervågning af 7 PFAS-forbin-
delser på biota (fisk) i vandløb, både direkte i vandløbet og ved udløb fra ren-
seanlæg med avanceret rensning og regnbetingede overløb (Miljøstyrelsen,
2017).

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 hen-
holdsvis 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).

Losseplads- perkolat

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

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

Region Midt har undersøgt perkolat fra 6 lossepladser for miljøfremmede stof-
fer og fundet indhold af PFAS-forbindelser ved 5 af de 6 pladser. Miljøstyrel-
sens kvalitetskriterium for PFAS-forbindelser på 0,1 µg/l var desuden overskre-
det med indhold op til 2,82 µg ΣMST12 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 indhold op til 0,18 µg ΣMST12 PFAS/l (Länsstyrel-
serna et al. 2022).

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, Me-FOSAA samt 8:2 FTCA dominerende. De mest almindeligt forekommende PFAS-forbindelser var PFCA'er (f.eks. PFPeA, PFHxA og PFOA).

Der er i 2022 gennemført en stor svensk erfaringsopsamling vedr. PFAS fra 165 deponier. Ud af disse var der 53 deponier i aktiv fase, 45 deponier som pt. ikke modtager affald, 29 med en kombination af de to og for de resterende 38 deponier var der ingen oplysning om anvendelse. Der blev analyseret for mellem 1 og 34 PFAS-forbindelser.

I erfaringsopsamlingen fandt man en median på 0,03 µg/l og en middelværdi på 0,6 µg/l for summen af PFAS 11 i grundvand ved deponier.

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
- BMF definerer et stofs evne til at ophobe højere oppe i fødekæden. 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

kulstofatomer 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, sediment og muslinger (Jensen et al. 2016), (Strand et al. 2007), (Dahllöf & J. Strand 2010a), (Dahllöf & Strand 2010b) og (Würgler Hansen 2017). Generelt har PFOS-niveauerne ligget under EU's EQS-værdi (Environmental Quality Standards) 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 %).

Hvor andre stoffer som DDT og dioxiner ophobes i fedt, findes langkædede PFAS i blod, organer og muskeltvæv. I Grønland har man fundet 22 PFAS-forbindelser i lever fra isbjørne og ringsæler. Koncentrationerne i isbjørnelever var højere (2611 ng/g, 99% PFOS) end i lever fra sæler (111 ng/g, 98% PFOS), da ringsæler er en primær fødekilde for isbjørne. I fedt hos isbjørn var koncentrationen ca 20 ng/g (Boisvert et al. 2019).

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 fluorkulstofkæder med ulige antal kulstofatomer, f.eks. PFNA(C9) og PFUnDA (C11), dominerer i forhold til fluorkulstofkæder med et lige antal kulstofatomer, f.eks. PFDoDA (C12). Dette kan ifølge (Butt et al. 2010) skyldes transformation af langkædede FTOH'er.

PFOA og mindre PFCA'er er ikke fundet, eller kun fundet i meget lave niveauer (Butt et al. 2010), hvilket antagelig skyldes, at de har et lavere bioakkumulationspotentiale. En svensk undersøgelse har vist at PFOA har en BMF værdi på <1 i køer, der har fået foder indeholdende bl.a. PFOA (Vestergren et al. 2013).

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 di-PAP'er i zooplankton. En fransk undersøgelse viste, at PFAS-precursorer havde lavere BMF-værdier end mere persistentet (dead-end) PFAS-forbindelserne, da precursorerne blev lettere omdannet (biotransformeret) (Simonnet-Laprade et al. 2019).

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).

Fødevarestyrelsen har målt PFOS-koncentrationer på op til 2,3 mikrogram pr. kg. i kød fra køer der græssede tæt på brandskolen ved Korsør. Det er koncentrationer, der kan have en væsentlig sundhedsmæssig risiko, hvis man spiser det.

Blodprøver fra borgere der har spist kødet, har vist niveauer af PFOS op til 600 nanogram pr. milliliter blod, hvor normalområdet er sat til 21,2 nanogram pr. milliliter blod. I forbindelse med sagen fra brandskolen i Korsør har Fødevarestyrelsen analyseret fisk og rejer fra Korsør Nor uden af finde PFAS i sundhedsskadelige niveauer.

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. Ved jordkoncentrationer på henholdsvis 266 og 236 µg /kg for PFBA og PFPeA er der fundet 56 og 211 µg/kg i tomat og salat, hvilket tyder på bioakkumulering i afgrøder (Blaine et al. 2013).

6.7 JAGG-beregninger af fasefordeling

Med henblik på at belyse usikkerhederne i at anvende JAGG til fasefordelingsberegninger for PFAS er der gennemført beregninger for en konkret case. Casen tager udgangspunkt i jord- og grundvandsforurening med PFAS fra en brandskole (Slagelse Kommune 2022). Der er gennemført beregning for 3 sæt samhørende jord- og grundvandsprøver, dvs. fasefordeling med udgangspunkt i hhv. jordprøvens og vandprøvens indhold. Jordprøverne er således udtaget 0-1 m over toppen af vandspejlet i samme borer, som der er udtaget vandprøver fra. Prøverne er udtaget fra sandlag og fysisk-kemiske egenskaber for de forskellige PFAS fra bilag 4 er anvendt i beregningerne. For så vidt angår fordelingskoefficienter er K_{oc} -værdierne for sand fra Tabel 5.3 anvendt.

Beregningerne er foretaget for PFOA, PFOS, PFBS, PFHxS, PFHxA, PFPeA og 6:2 FTS, da det er disse PFAS, der er påvist i både vand og jord i casen.

Beregningsresultaterne viser en fin overensstemmelse mellem beregnede og målte jord- og vandkoncentrationer for PFBS, PFHxS, PFHxA, PFPeA og 6:2 FTS, indenfor den usikkerhed, der forventes i modellen. For PFOS og PFOA overestimerer beregningsværktøjet den vandkoncentration, der beregnes ud fra jordprøvens målte koncentration, i lidt højere grad, men stadig indenfor den usikkerhed, der kan forventes i forhold til om jord- og vandprøverne repræsenterer det samme niveau i borerne. Dette skyldes formentlig også en kombination af den usikkerhed, der ligger i de fysisk-kemiske parametre, herunder især bestemmelse af fordelingskoefficienten og vandopløseligheden, samt den usikkerhed, der ligger i at ekstraktionsmidlet benyttet ved vandanalyse er forskellig fra det benyttet ved jordanalyse.

6.8 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 store 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 tid. Dette betyder, at udvaskning fra en PFAS-jordforurening kan forventes at fortsætte i mange år.

Det forventes ikke, at PFAS-forbindelser vil optræde i betydelige 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 kulstof-fer i kulstofatomer, vil i stigende grad bindes til jorden og betragtes der-for som lavmobile i jord og vandfase. Dette betyder, at der sker forsin-kelse (retardation) i forhold til porevandshastigheden ved både udvask-ning og spredning i grundvandszonen.
- Retardationen stiger med længden af fluorkulstofkæden for PFAS-for-bindelser 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 fin-des 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-jordforu-rening 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 fane-fronten.
- Alle de 32 PFAS-forbindelser, jf. tabel 4.8, kan forventes at udgøre en risiko over for grundvand og overfladevand, idet de er persistente og har væsentlig højere vandopløseligheder end kvalitetskriterier for grund-vand, drikkevand og overfladevand.
- De flygtige fluortelomer alkoholer (FTOH'er), fluortelomer sulfonami-der (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. Af hensyn til de lave kvalitetskriterier for sum af PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS er det i dag muligt at opnå lave detektionsgrænser på 0,0003 µg/l (0,3 ng/l) for udvalgte PFAS-forbindelser, mens der for øvrige PFAS-forbindelser er detektionsniveauer på 0,001 – 0,01 µg/l. For jordprøver er detektionsgrænsen mellem 0,05 - 2,5 µg/kg TS. LC-MS/MS 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 US EPA 533 (vand), US EPA 537.1 (vand), US EPA 1633 Draft (vand, jord), ISO 25101:2009 (vand), ISO 21675:2019 (vand), DIN 38407-42:11 (vand) og DIN 38414-14:2011 (jord, kompost, slam) (Eurofins 2023).

Den dansk akkrediterede metode inkluderer de 22 PFAS omfattet af kvalitetskriterierne for jord og drikkevand. Ifølge (Eurofins 2022a) er det muligt pt. at analysere op til 33 PFAS-forbindelser i jord og vand i Danmark pr. maj 2022. I bilag 6 er givet en oversigt over analysérbare PFAS og deres analysemetoder. Desuden i bilag 2-3 ses en krydsreference mellem stofferne anvendte i brancher og om de er omfattet af de analysérbare PFAS defineret i bilag 6.

Der kan dog bestilles en pakke på 75 PFAS, der sendes til USA til analyse (Eurofins 2022a).

TOP

Herudover tilbyder flere laboratorier i Danmark desuden TOP-analyser (Total Oxidation af Precursorer). Precursorer er PFAS-forbindelser, som kan omdannes til mindre og mere persistente PFAS-forbindelser. Denne metode omfatter precursor-forbindelser, som ikke kan analyseres direkte, men som kan omdannes ved oxidation med en hydroxyl-gruppe til PFAA (PFCA'er og PFSA'er), 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 forurennet 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 precursorer. 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).

Regionerne har i 2018 testet TOP-Assay analysen på relevante lokaliteter og har tilsammen lavet TOP-Assay analyser på ca. 57 grundvandsprøver fra ca. 29 lokaliteter. Man så kun på enkelte lokaliteter et væsentligt forhøjet indhold af PFAS-forbindelser efter TOP analysen. Dvs. at der sjældent blev identificeret et forhøjet indhold efter oxidation af de 57 grundvandsprøver, målt på de 12 stoffer som indgik i det tidligere sum 12 PFAS-kriterium. Det blev af regionerne konkluderet at TOP analyserne ikke giver anledning til at forvente at grundvandsprøver indeholder et højt niveau af PFAS-precursorer til de 12 stoffer, som indgik i sumkriteriet. Men det bemærkes, at konklusionen i 2018 var be hæftet med stor usikkerhed og det blev anbefalet, at resultatet eftervises, enten med TOP analysen når denne er blevet forbedret eller med andre metoder. Der var desuden generelt lave koncentrationer ($\sim 0,1 \mu\text{g/l}$) af PFAS-forbindelserne i de pågældende prøver og erfaring viser at TOP analysen virker bedre ved højere koncentrationer (VMR 2018).

TOP-metoden har ifølge (Houtz & Sedlak 2012) og (Banzhaf et al. 2016), (Eurofins 2023) følgende usikkerheder;

- Metoden er ikke valideret i forhold til en lang række precursorer.
- Der er ikke nogen standarder tilgængelige til at kontrollere resultatet for et TOP-assay, laboratorier tilbyder dog sammenligning med standarder i en kombination med andre akkrediterede metoder.
- Naturligt indhold af organisk stof og andre forureningskomponenter kan også forbruge oxidanten. Dermed er det svært at kontrollere hvor meget oxidant som forbruges i forbindelse med omsætning af precursorer og hvor meget som forbruges til omsætning af organisk materiale.
- Det er uklart om alle precursorer i en prøve omdannes til PFAS-forbindelser som er omfattet af analysen, f.eks. de 22 PFAS i en standardanalyse-pakke.
- Oxidationsprocessen er svær at kontrollere, hvilket medfører at der er usikkerhed på resultatet både mht. koncentration og påviste forbindelser efter oxidation.

En oplagt kontrol af om det har været muligt at lave en fuldstændig oxidering er at se om precursorerne f.eks. PFOSA og 6:2 FTS er omdannet efter TOP.

Det skal bemærkes at der kun identificeres de stoffer som der analyseres for, og dermed er metoden ikke en total metode for PFAS-forbindelser.

AOF/EOF/ TOF

Samleparameteren adsorberbare organiske fluorforbindelser (AOF) kan anvendes til at måle summen af fluorforbindelser i vand og i ekstrakter af jordprøver, (EOF).

AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser) anvendes til vandprøver. En vandprøve passerer gennem en kolonne indeholdende en adsorbent, typisk aktivt kul. Kolonnen skylles for at fjerne uorganisk fluor og organiske fluorforbindelser på adsorbenten, som der analyseres direkte med CIC (Combustion ion chromatography), (Pancras et al. 2016), (Willach et al. 2016). Metoden måler alle organiske fluorforbindelser, der lader sig adsorbere på kul. Banzhaf angiver, at metoden medtager C4-C14, (Banzhaf et al. 2016). Detektionsgrænsen for AOF-metoden er ca. 0,001 til 0,010 mg F/l, hvilket betyder at den er anvendelig for forureningre som overskrider kvalitetskriteriet væsentligt (Eurofins 2018) eller 0,001 til 0,005 mg F/l (Agrolab, 2022). Kvantifikationen af fluor underestimeres muligvis i prøver, hvor der er et højt indhold af organisk stof, der kan binde PFAS (Pancras et al. 2016).

Eksempel

Omregning fra PFAS - forbindelser til organofluor er stof specifik, dvs. at der skal udføres forskellige beregninger for forskellige forbindelser
f.eks. $1 \mu\text{g PFOA} = 0,69 \mu\text{g PFOA som organofluor}$
*(PFOA (molvægt 414) indeholder 15 fluoratomer (molvægt $19 \cdot 15 = 285$)
dvs. $1 \cdot 285 / 414 = 0,69 \mu\text{g organofluor som F}$).*

EOF (ekstraherbar organisk fluor) anvendes til faste prøver f.eks. jordprøver. Prøve af fast stof ekstraheres med opløsningsmiddel, som oprenses for uorganisk fluor, inddampes og analyseres for organisk fluor ved CIC. EOF kan også anvendes på vandprøver som opkoncentreres på WAX-SPE (svag anion exchange - fast fase ekstraktion) kolonner, som efterfølgende elueres. Eluatet indampes/opkoncentreres og analyseres med CIC. Metoden måler kun organiske fluorforbindelser, der lader sig ekstrahere under de givne betingelser og vil derfor kræve standardiserede betingelser for at resultater kan sammenlignes. Kortkædede forbindelser, f.eks. TFA bestemmes ikke med metoden (Eurofins 2023).

TOF (total organisk fluor) anvendes til at bestemme det totale indhold af organisk bundet fluor, herunder fluor stammende fra alle PFAS-forbindelser (herunder precursorer). Faststofprøver, f.eks. jord, analyseres direkte ved CIC efter uorganisk fluor er fjernet fra prøven ved en udvaskning. Metoden kan kun anvendes til faste matricer (Eurofins 2023).

Ved Combustion Ion Chromatography CIC, opvarmes prøven til 900-1100 °C i en fugtig iltrig atmosfære, hvorved organiske fluorforbindelser oxideres og dekomponerer og indholdet af organisk fluorid omdannes til hydrogenfluorid. Forbrændingsgasserne, herunder den dannede hydrogenfluorid, drives med argon gennem en absorptionsopløsning, som efterfølgende analyseres for indhold af fluorid ved ion chromatografi (IC) (Eurofins 2023).

I tabel 7.1 præsenteres de analysemetoder der anvendes i dnamakr og for hvilke medier.

Medie	Analyse princip	Akkrediteret	Detektionsgrænse
Spildevand	LC/MS/MS	Target: Ja	0,0002-0,008 µg/L
	TOP	TOP: Ja	0,0002-0,02 µg/L
	TOF	TOF: Nej	50 µg/L
	AOF	AOF: Ja	1 µg/L eller 3 µg/L
Drik-ke vand/grundvand	LC/MS/MS	Target: Ja	0,0002-0,008 µg/L
	TOP	TOP: Ja	0,0002-0,002 µg/L
	TOF	TOF: Nej	50 µg/L
	AOF	AOF: Nej	1 µg/L eller 3 µg/L
Overfladevand (fersk/salt)	LC/MS/MS	Target: Ja	0,0002-0,008 µg/L
	TOP	TOP: Ja	0,0002-0,001 µg/L
	TOF	TOF: Nej	50 µg/L
	AOF	AOF: Nej	1 µg/L eller 3 µg/L
Jord	LC/MS/MS	Target: Ja	0,05-2,5 µg/kg
	TOP	TOP: Ja	2-10 µg/kg
	EOF	EOF: Nej	10 µg/kg
Slam	LC/MS/MS	Target: Ja	0,05-2 µg/kg
	TOP	TOP: Ja	2-10 µg/kg
	EOF (I udvikling)	EOF: Nej	10 µg/kg
Biota	LC/MS/MS	Target: Ja	0,01-5 µg/kg

Tabel 7.7.1 Analysemetoder som udføres af forskellige laboratorier i Danmark i 2022. Bemærk at detektionsgrænserne kan variere afhængig af stof.

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. Nedenstående metoder er beskrevet i det følgende;

- Videreudviklede LC-MS/MS metoder til bestemmelse af ukendte PFAS-forbindelser
- PIGE (Particle Induced Gamma Emission)
- HRMS og LC-QTOF-MS/MS. (High resolution massespektrometri og quadropole time-of-flight massespektrometri)

LC-MS/MS-metoder er under kraftig udvikling med henblik på at kunne kvantificere flere PFAS (75 stoffer kan kvantificeres i 2022 (Eurofins 2022a)) og sænke detektionsgrænserne. 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 blandingforurening 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 ikke kommercielt tilgængelig metode, der måler gammastråler frigivet fra en overflade ved proton bombardement. Metoden måler det samlede indhold af organiske fluorforbindelser i materialets overflade ned til en dybde af 250 µm (Lang et al. 2016), (Hashiguchi et al. 2013). For vandprøver absorberes PFAS-indholdet på filtre af aktivt kul i laboratoriet, på den måde bliver det muligt at måle på PFAS indholdet i materialets overflade. Metoden kan påvise fluor ned til omkring 50 ppt F (50 ng/l) i en 2 liters vandprøve (Tighe et al. 2021) og 10 ppb F (10 µg/l) i en 50 ml vandprøve (Peaslee 2020). Erfaring viser, at metoden i nogle tilfælde ikke er følsom nok til at genfinde en kendt mængde af PFAS (Schaidt et al., 2017).

High Resolution massespektrometri (HRMS) (Liu et al. 2015) anvendes især i forskning. 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 33 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 (HPLC- High Performance Liquid Chromatography) har været anvendt på prøver af vand, biota og sediment (Liu et al. 2015), (Munoz et al. 2015), (Lin et al. 2016b), (Zacs & Bartkevics 2016). Orbitrap-MS har en 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 været anvendt til at kvalificere 40 nye typer PFAS i grundvand, (Barzen-Hanson et al. 2017).

HRMS i form af LC-QTOF-MS/MS er desuden en teknik, som anvendes til "Chemical Fingerprinting" også kaldet "Non-Target analyser/ Non-target screening" (NTA eller NTS), hvor der kan konstateres indhold af en række fragmenter/stoffer, som kan grupperes/tildeles som PFAS-forbindelser, pga. kulstof-fluor bindinger. Blandt disse fragmenter kan der være:

- Stoffer, som kan identificeres som kendte PFAS-forbindelser, og som kan kontrolleres og kvantificeres med standardanalyse metoder i forhold til certificerede referencestoffer (Target analyser).

- Stoffer, som ved hjælp af ”Suspect Screening” lister baseret på masse, fragmentationsmønstre og retentionstid, kan karakteriseres som PFAS-forbindelser, men hvis identitet ikke umiddelbart kan bekræftes (Suspect Screening).
- Stoffer, som muligvis kan være PFAS-forbindelser, pga kulstof-fluor bindinger, men ikke kan identificeres eller kvantificeres (Non-Target).

Det er desuden muligt at sammenligne de opnåede data med store internationale databaser eller computer simulerede spektraer for at sandsynliggøre sikkerheden på identifikationen.

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.

Andre analysemetoder er tilgængelige i forskningslaboratorier, men disse er ikke almindeligt tilgængelige, da de har forskellige begrænsninger, herunder f.eks. høje omkostninger til udstyr og høje driftsomkostninger;

INAA (instrumentel neutronaktivering analyse)
 XPS (x-ray fotoelektron spektroskopi)
 F NMR (kernemagnetisk resonans spektroskopi)
 ICP-MS (induktivt koblet plasma massespektrometri)
 CS-MAS (kontinuum kilde molekylær absorptionsspektrometri)
 SBP (defluorering med natriumbiphenyl)
 ECD (elektronindfangningsdetektor)

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 ekstraktions-teknikker 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).

Eurofins i USA har i 2022 afholdt et webinar, hvor de fortæller om PFAS-analysemetoder i luft fra kilder, udeluft og damp. Der er ikke oplyst påviste PFAS-værdier i luften (Eurofins 2022b)

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:

- astkCARETM 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 hot-spots 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 pt. egnede til felten (2017).
- Metodesammenligningen mangler at blive udført på feltprøver.

I 2022 er der fokus på de lave niveauer, som er defineret af kvalitetskriterier. Da feltmetoder generelt har høje detektionsgrænser, har laboratoriemetoder med lavere detektionsgrænser større fokus. Metodernes detektionsgrænser vurderes umiddelbart for høje i forhold til de hidtidige erfaringer med PFAS-forureninger i Danmark.

7.2 Prøvetagning af forskellige media: luft, vand, 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). Selve undersøgelsen af PFAS i jord, grundvand,

overfladevand og biota mm. er beskrevet nærmere i kapitel 10, dette kapitel fokuserer på de aspekter af prøvetagningen som er særligt vigtige i forbindelse med analyse af prøven.

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. 2016b).

I Reflabs metodedatablad for de 22 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens kvalitetskriterie, (Reflab 2022), er det foreskrevet, at beholdertype skal være valideret til det måleområde, der er nødvendigt til det ønskede formål.

Det skal sikres, at alt prøvetagningsudstyr er PFAS-frit og kontrolleret, se afsnit 7.3.1 og 7.3.2 for yderligere information om risiko for krydskontaminering og optagelse/afgivelse af PFAS i forbindelse med håndtering af prøver.

Anbefaling om prøvetagning findes desuden i state of art sampling guideline Michigan EGLE -General PFAS Sampling Guidance (MPART 2022) og (ITRC 2022d).

7.2.1 Prøvetagning af grundvand

Som beskrevet i afsnit 5.1 og figur 5.1 er PFAS er overfladeaktive stoffer og kan derfor samle sig på overfladen af vand enten i forbindelse med et SML eller i SWF (Kallenborn et al. 2004) (Field et al. 2021). Det er i (Field et al. 2021) konkluderet at lagdeling af PFAS i forbindelse med grundvandsprøvetagning ikke giver anledning til forhøjede PFAS-koncentrationer i grundvandspørværet udtaget i filtre.

Det anbefales derfor at hvis prøven skal repræsentere en gennemsnitlig belastning af grundvandsmagasinet eller hvis prøven udtages i en nedstrøms boring, så bør den udtages efter den normale forpumpning i henhold til retningslinjerne i (Grøn et al. 2003). Det anbefales at der udtages en opstrøms prøve, med det formål at vurdere den diffuse belastning i området.

På videregående undersøgelser, kan der desuden udtages prøver til vurdering af forureningsniveauerne over dybden af fanen. Man bør notere, i hvilken dybde vandprøverne udtages (og at laboratoriet sikrer, at prøven er rystet grundigt inden en delprøve udtages til analyse), (Kallenborn et al. 2004), (Kim & Kannan 2007).

Vandprøver udtages i PFAS-fri emballage leveret af laboratoriet og opbevares køligt inden analyse. Vandprøvetagning i velydende boringer bør generelt suppleres med feltmålinger af pH, ledningsevne, redoxpotentiale og ilt. Husk at

anvende PFAS-frit vand til skylning og ved udførsel af borearbejde. Dette kan dokumenteres ved en analyse af PFAS-indhold i medbragt vand (se afsnit 7.3 om håndtering af prøvemateriale).

7.2.2 Prøvetagning af overfladevand

Som beskrevet i afsnit 5.1 og figur 5.1 er PFAS er overfladeaktive stoffer og kan derfor samle sig på overfladen af vand enten i forbindelse med et SML eller i SWF (Kallenborn et al. 2004) (Field et al. 2021). Det er i (Field et al. 2021) konkluderet at lagdeling (både SML og SWF) af PFAS kan give anledning til forhøjede PFAS-koncentrationer i prøver af overfladevand.

Ved udtagning af overfladevandsprøver, hvor formålet er at repræsentere den gennemsnitlige belastning med PFAS, er det anbefalet, at vandprøven ikke tages i vandoverfladen (Weiss et al. 2015) (Field et al. 2021). 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. Ved prøvetagningen skal det undgås at tage skummet (SWF) med i prøven, da der kan være opkoncentreret PFAS (Field et al. 2021).

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

Prøver udtaget på lavt vand udtages med peristaltisk pumpe og HDPE rør, sådan at koncentrationen i prøven ikke overrepræsenterer forurening fra SML og SWF og man samtidig undgår påvirkning fra sedimentet. Vandprøver fra søer, vandløb og havvand udtaget tæt på et kildeområde med højt PFAS-indhold, f.eks. en brandøvelsesplads, kan vise koncentrationsforskel afhængig af prøvetagningsdybden (Field et al. 2021).

Ved overfladevand udtages prøver, så vidt muligt fra kanten med evt. forlængerstang, for at undgå evt. afsmitning fra tøj, waders og båd. Miljøkrav til PFOS i overfladevand er på nanogramniveau, derfor er det særligt vigtigt at undgå krydskontaminering. 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 afgang (Leeuwen & Boer 2017).

Ved prøvetagning i overfladevand kan det overvejes at anvende sorbicell til gennemsnitlig opsamling af en vandprøve, der i forhold til en grab prøve udligner den tidlige variation pga. f.eks. regnhændelser. Ved en gennemsnitlig koncentration vil der ligeledes bedre kunne sammenlignes med det årgennemsnitlige generelle miljøkrav for overfladevand, se tabel 4.5 i kap. 4.2

7.2.3 Prøvetagning af biota og sedimenter

Kallerborn et al. anbefaler min. 5 g for biota og 100 g for sediment og jord, som efterfølgende homogeniseres før kemisk analyse (Kallerborn et al. 2004). Dette kan gøres effektivt ved først at tørre prøven (ofte frysetørring), efterfulgt af pulverisering i morter og filtrering med si (Villagrasa et al. 2006). Eurofins kræver biotaprøve af størrelse 50 g til analyse og prøveforberedelsen afhænger af prøvematerialet (Eurofins 2022a). Det anbefales, at det aftales nærmere med det enkelte laboratorium.

Prøver fra fisk udtages normalt af muskelvæv eller lever. Miljøkvalitetskravet for biota er sat på grund af indtagelse af fisk, og da det primært er muskelvæv vi spiser, er det denne værdi vi sammenligner med miljøkvalitetskravet. Der vil ske en opkoncentrering i leveren og derfor anbefales det at anvende en faktor 5 reduktion ved omregning fra lever til muskelvæv, jf. NOVANA overvågningsprogram (Larsen & Bossi 2021).

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).

7.2.4 Prøvetagning i luft

Luftprøvetagning synes at være 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) og (Dreyer et al., 2009). Dog bliver der også analyseret med passive luftsamlere (PAS) (Wilford et al. 2004), (Kim et al. 2012). I et

tilfælde blev luftopsamling foretaget over 3-14 dage med et opsamlet luftvolumen på 500-1.800 m³ og passive luftsamlere 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). Til udtagning af prøver af PFAS bundet til partikler i udeluften anvendte Dreyer et al. (2009) high volume air samples, og prøverne opsamles på GFF og PUF som beskrevet ovenfor, prøverne analyseres på GC-MS og HPLC-MS/MS (Dreyer et al., 2009).

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

7.3 Prøvetagningsmateriale og risiko for krydskontaminering, afgivelse og optagelse

Når der udtages prøver, er det vigtigt man er opmærksom på at PFAS findes i mange materialer og i miljøet i koncentrationer som kan kontaminere prøven. Samtidig kan PFAS forbindelser i en prøve sorbere til prøvetagningsmaterialet, hvor ved koncentrationen i prøven underestimeres. I det følgende beskrives de situationer hvor man skal være opmærksom på dette.

7.3.1 Krydskontaminering

Krydskontaminering kan ske ved; direkte prøvekontakt med prøveudtagningsudstyr, tilfældig kontaminering mens prøveflasken er åben og kontaminering under forsendelse. Undgå så vidt muligt at prøvemateriale kommer i kontakt med tøj, hænder og udstyr (Field et al., 2021), (Pancras et al. 2016), (Kallenborn et al. 2004).

Det er i flere studier undersøgt hvilke materialer, der kan afgive PFAS til prøvemateriale. En opsummering kan ses i tabel 7.2, hvor forskellige materialer, udstyr og produkter er angivet, som ifølge (Field et al., 2021), (Denly et al., 2019) og (Rodowa et al., 2020) kan afgive PFAS og som i (Field et al., 2021) potentielt vurderes at have direkte kontakt med prøver.

Udstyr	Field et al. 2021	Denley et al. 2019	Rodowa et al. 2020
Bailer liner	x	x	
Kerneprøvetager	x		÷
Kerneprøvetager line	x		÷
HDPE rør	x	x	
LDPE rør	x	x	
Nitrilhandsker	x		x
Nonstick aluminiumsfolie	x	÷	x
PTFE (teflon) blære	x	x	
PTFE rør	x	x	
PVC liner	x		x
PVC skærm	x		x
Silastic rør	x	x	
Tidsudløselige bentonit pellets	x	x	
Vinyl endestykker	x		÷
Vandstandstape	x	x	

Tabel 7.2 Tabellen viser resultater af tre forskellige studier som har målt PFAS i forskelligt prøvetagningsudstyr og som i (Field et al., 2021) vurderes at kunne have direkte kontakt med prøver. Resultaterne er ikke entydige, og det kan skyldes at produkter fra forskellige fabrikater kan give forskellige resultater, men også at det fortsat er et område, hvor der er behov for vidensopsamling. x angiver at det er målt PFAS
÷ angiver at det ikke er målt PFAS over detektionsgrænsen
Blankt felt angiver at der ikke er analyseret for PFAS i det pågældende udstyr i den pågældende undersøgelse.
Analysemetoderne varierer mellem studier og materialer.

Generelt er det vigtigt at direkte kontakt mellem prøve og udstyr, der indeholder PFAS, fluorpolymerer, herunder poly vinyl chlorid (PVC) såsom Teflon® og Viton gummi, undgås for at hindre krydskontaminering. Der bør f.eks. ikke anvendes teflon tape og o-ringe i filtersatte borer, da disse materialer kan indeholde PFAS. Materialer som har været i kontakt med PFAS-forurening kan afgive PFAS-forbindelser i lang tid efter selv kortvarig kontakt, også efter rengøring (Pancras et al. 2016), (Rodowa et al., 2020) (Field et al., 2021).

Det anbefales at anvende blindprøver i de tilfælde, hvor nyt prøveudtagningsudstyr skal tages i brug som check af udstyrets og materialets evt. indhold af PFAS. Blindprøver kan desuden anbefales anvendt i monitoringsrunder, 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-koncentrationer i enkeltprøver.

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 2017). Generelt anbefales det at anvende beholdere leveret af laboratoriet til prøvetagningerne.

Der skal skiftes handsker, udfyldes prøvetagningsskema over anvendt udstyr mv. og udvises opmærksomhed på krydskontaminering fra lokalitet til lokalitet.

Der er ligeledes undersøgt at diffus luftforurening udendørs ikke kan indvirke på prøven, dog skal man være opmærksom ved indendørs vandprøvetagning (Field et al., 2021).

7.3.2 Afgivelse af PFAS-forbindelser i forbindelse med prøvetagning

PFAS-forbindelser i prøvemateriale kan afgives fra prøven og f.eks. sorbere til prøvetagningsmateriale, hvorved koncentrationen i prøven falder. Dette gælder for specielle materialetyper og prøvetagningsforhold som beskrives i det følgende.

Glasbeholdere bør ikke 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 at både glasfiber, nylon, celluloseacetat, og polyethersulfon filtre fjernede eller forøgede koncentrationen af PFAS.

Derfor bør der (Ifølge ISO 21675:2019) anvendes polypropylen (PP) eller polyethylen (PE) 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. Generelt anbefales det at anvende beholdere leveret af laboratoriet til prøvetagningerne.

7.3.3 Akkreditering af PFAS analyser

Eurofins (Eurofins 2022a) kan oplyse at der via akkreditering er et meget omfattende kvalitetssikringsprogram omkring PFAS analyserne. Kvalitetssikringen er et ufravigeligt krav i relation til krav om akkreditering, ift bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger nr. 2362 af 26/11/2021. Akkrediteringen sker i henhold til DS/EN ISO/IEC 17025:

Kravene vedrører bl.a.

- at laboratoriet såvel økonomisk som organisatorisk er uvildigt,
- at laboratoriet har et dokumenteret kvalitetssystem,
- at laboratoriet råder over det fornødne prøvetekniske udstyr og over lokaler af en tilstrækkelig standard,
- at laboratorieledelse og -personale har såvel faglig kompetence som praktisk erfaring i udførelsen af de pågældende prøvninger, og at laboratoriet råder over de nødvendige ressourcer,
- at der er indarbejdet faste rutiner for sporbar kalibrering af prøvningsudstyr, samt at laboratoriet deltager i kvalifikationsprøvninger til dokumentation af prøvningernes nøjagtighed og reproducerbarhed,
- at akkrediteret teknisk prøvning skal udføres efter egnede og validerede metoder,
- at laboratoriet skal registrere forløbet af akkrediteret prøvning således, at prøvningsforløbet i tvivlstilfælde kan rekonstrueres, at laboratoriet ca. én gang om året er underkastet tilsyn fra DANAK.

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 højst 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 der kan være fare for omdannelse af nogle PFAS-forbindelser, bl.a. er det vist, at FTOH er omdannet til PFCA (Leeuwen & Boer 2017). 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 2017). Tidligere er der anvendt formalin til stabilisering af biota. Tilsætning af formalin kan dog påvirke analyseresultaterne (Schultz et al. 2006).

7.5 Udvaskningstests

Der findes danske laboratorier, der udfører udvaskningstests som batch-tests eller kolonneudvaskningstests, som også har erfaring med at udføre disse for PFAS. En udvasknings test anvendes normalt til at vurdere forholdet mellem

hvor meget et stof adsorberer til en given matrice kontra hvor stor en andel som findes i vandfasen. Dette kan nogle gange give anledning til overraskelser, f.eks. viser resultater fra (Hees et al., 2021) at mængden af PFAS, der kan udvaskes fra jord, er større end forventet. Fordelen ved en udvaskningstest er ligeledes at PFAS-indholdet konverteres til vandfasen, hvor der er lavere detektionsgrænse end ved jordanalysen, og dermed kan der fremkomme PFAS-forbindelser i vandanalysen, der ikke kan måles ved en jordanalyse, jf. afsnit 6.1.

Der forskes i anvendelsen af udvaskningstest i forbindelse med PFAS-forbindelser og der vil løbende komme ny viden. Status er at både batch-tests og kolonneudvaskningstests er anvendt til forskellige forskningsmæssige formål. F.eks. er der i (Hale et al., 2017) og (Nguyen, et al. 2021) anvendt en batch udvaskningstest. I (Hale et al., 2017) anvendes (EN 12457-2) til at vurdere beskaffenheden af forskellige adsorbenter i forhold til tilbageholdelse af PFAS (hovedsageligt PFOS – koncentration i jord 50 µg/kg). Undersøgelsen er interessant, men det bør undersøges om adsorbenter også virker for højere koncentrationer af PFAS. I (Nguyen, et al. 2021) anvendes Test no. 106: Adsorption-Desorption Using a Batch Equilibrium Method med det formål at undersøge forskellige PFAS-forbindelsers (konc. 5 ng/mL) adsorptions egenskabers afhængighed af forskellige jordtyper (se afsnit 6.2 for yderligere information).

I et andet studie (Kabiri, et al. 2022) er der anvendt tre standardudvaskningstests til kolonneforsøg: Hhv. Australian Standard Leaching Procedure (ASLP), the U.S. EPA Multiple Extraction Procedure (MEP), og Leaching Environmental Assessment Framework (LEAF). De tre metoder gav ensartede resultater (se afsnit 6.2 for yderligere information). 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 de perfluorede carboxyl- og sulfonsyrer (PFCA'er og PFSA'er) og ikke på precursorerne, der typisk fandtes i mange produkter, og som kan omdannes til f.eks. PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS. Der opnås p.t. flere erfaringer med PFAS-sammensætning i miljøet som medvirker til, at der udvikles nye analysemetoder, der fokuserer på de mange forskellige PFAS-forbindelser, herunder precursorer og de nye typer af PFAS bl.a. kortkædede fluorotelomerer.

På næste side 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 22 PFAS-forbindelser i jord og vand, og er velegnet til indledende og afgrænsende forureningsundersøgelser.
- En TOP-analyse (total oxiderbare precursore) 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.
- En AOF-analyse (adsorberbare organiske fluorforbindelser) kan være anvendelig 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.
- Der findes en række feltmetoder 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 2022, inkl. analysemetode og medie. Analysemetoder er i rivende udvikling, og der kommer løbende nye PFAS og analysemetoder til.
- Procedure for prøvetagning til at undgå krydskontaminering. Prøvetagningsskema/checkliste bør udfyldes med: anvendt udstyr, beklædning og angivelse af vejrforhold og et bemærkningsfelt om særlige forhold, der kan give anledning til PFAS-kontaminering (f.eks. prøvetagerens kontakt med prøven, problemer under prøvetagning) og andre potentielle usikkerheder/afvigelser. Se tabel 7.2 for en liste over materiale hvor man skal være særligt opmærksom på krydskontaminering.
- Brug blindprøver for at dokumentere evt. påvirkning fra nyt udstyr, emballager mv. under prøvetagningen, eller hvor de forventede indhold af PFAS enten er lave, eller hvor der kan være risiko for krydskontaminering pga. høje PFAS i enkeltprøver.
- Tag opstrømsprøver for at undersøge bidraget fra diffus PFAS forurening.

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 geologiske 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), branchebeskrivelser og faktaark hos Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer og listen over relevante stoffer, jf. Tabel 4.8 og Tabel 4.9. I bilag 2-3 er der en krydsreference mellem liste over relevante stoffer i Tabel 4.8 og Tabel 4.9, 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 5.1 ændres egenskaberne for en serie af homologe forbindelser i takt med stigende antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden. Dette betyder, at især de langkædede PFAS-forbindelser ($>C_6/7$) kan forventes at have forholdsvis høje fordelingskoefficienter mellem jord og porevand (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 også 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 mellem jord og porevand (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

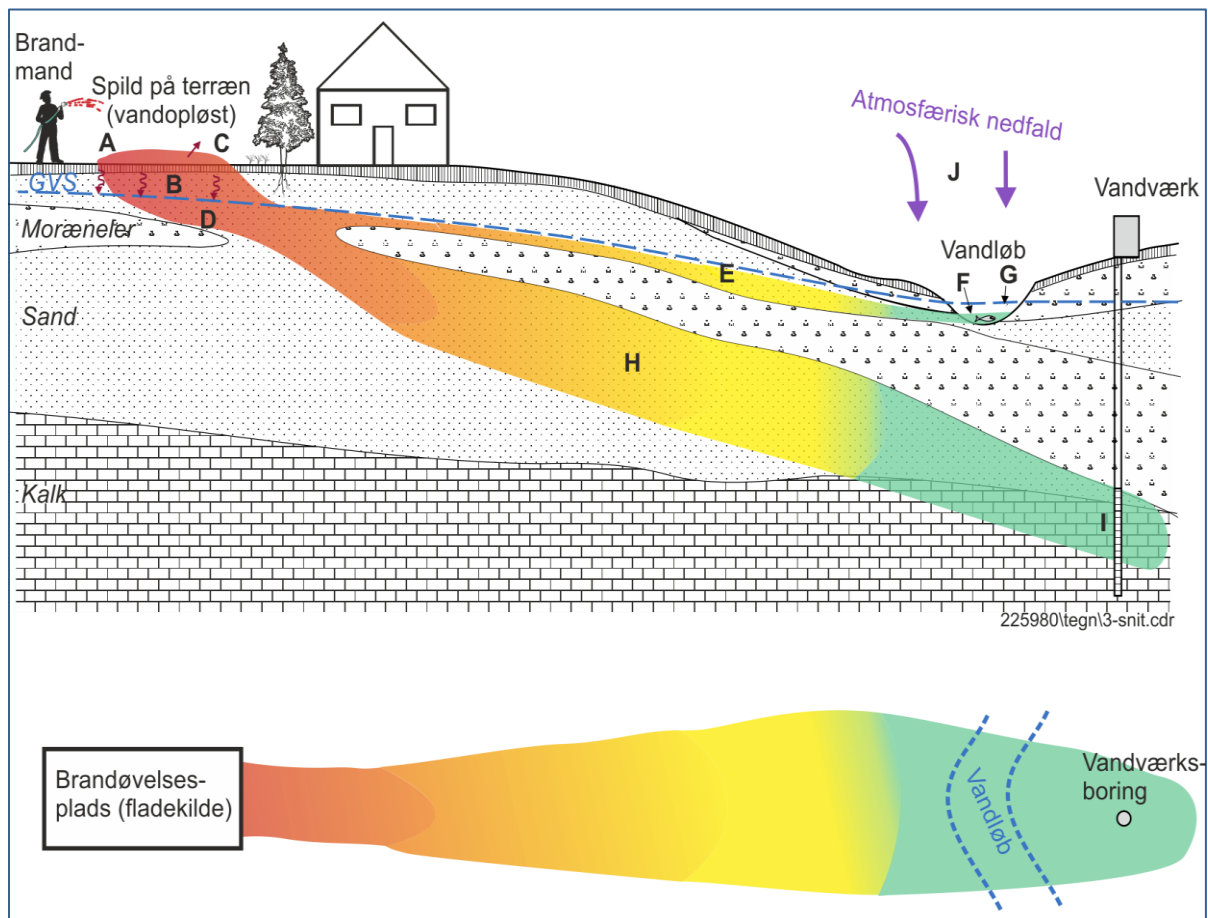
Terrænnært spild vil typisk ske ved brug af produkter, hvor PFAS er opløst i vand som for eksempel brandslukningsskum (AFFF), der bruges ved brandslukningsaktioner og brandøvelsespladser ved lufthavne og ved Forsvarets og Beredskabsstyrelsens brandøvelsespladser. Spild med vandige opløsninger af PFAS-forbindelser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

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 forbindelser, herunder en række PFCA'er (Houtz et al. 2013). Uidentificerede PFAS-precursorer kan være til stede 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 transporten af PFAS-forbindelser, er dog usikkert. Det kræver et stort oxidationspotentiale at omsætte PFAS forbindelser, hvorfor dette ikke sker under naturligt forekommende redoxforhold (Newell et al 2021a) og (Newell et al 2021b), se afsnit 5.2.

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/arealkilder.

Se figur 8-1	Beskrivelser
A Jord	Vandig opløsning. PFAS-sammensætningen er afhængig af kilden. For brandslukningsskum er der tale om en bred palet af PFAS-forbindelser, men for forkromningsindustrien 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 jordfasen og i grundvand tæt på kilden. Langkædede PFAS'er vil i høj grad blive tilbageholdt i jorden, en tilbageholdelse som vil falde med faldende antal kulstofatomer (da nedbrydning alm. vis fører til faldende antal kulstofatomer).
B Poreluft	Ubetydeligt - Kun ved væsentlige mængder flygtige PFAS'er som FTOH'er. De flygtige forbindelser vil afdampe.
C Atmosfærisk luft	Ved afdampning fra jordforurening såfremt væsentlige mængder af flygtige PFAS som FTOH'er, FASE'er og FASA'er. Diffust bidrag til miljøet fra aerosoler i forbindelse med brandøvelser eller brandslukning aerosoler eller skumdannelse på overfladevand med lave til høje indhold af PFAS, f.eks. havskum. Diffust bidrag fra emissioner fra industriproduktion eller forbrændingsanlæg Diffust bidrag fra fjerntransporteret luftforurening som gasser eller partikelbundet.
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.
E Nedstrøms i terrænnært grundvand	PFAS-sammensætningen er afhængig af kilden, men typisk findes følgende PFAS-forbindelser: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS og 6:2 FTS, dvs de PFAS som er omfattet af Miljøstyrelsens kriterier. 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 grundvandskvalitetskriterium.
F Biota	Især tæt på kraftige punktkilder kan der forventes optagelse og påvirkning af biota. Optagelse i fisk og andre akvatiske organismer. Optagelse i planter (foder til husdyr), afgrøder og husdyr (og påvirkning af mælk, kød og æg) samt f.eks. regnorme, som spises af fugle.
G Overfladevand	Forholdvis lave koncentrationer med sammensætning som for terrænnært grundvand (E). Påvirkning af sediment.
H Dybtliggende grundvand	Forholdvis 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 grundvandskvalitetskriterium.
I Indvindingsboringer	Forholdvis lave koncentrationer i drikkevand (dog afhængig af kildestyrken – forholdvis høje niveauer er fundet i drikkevand i Sverige). Mulig påvirkning af mennesker og husdyr 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.
J Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand.

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.

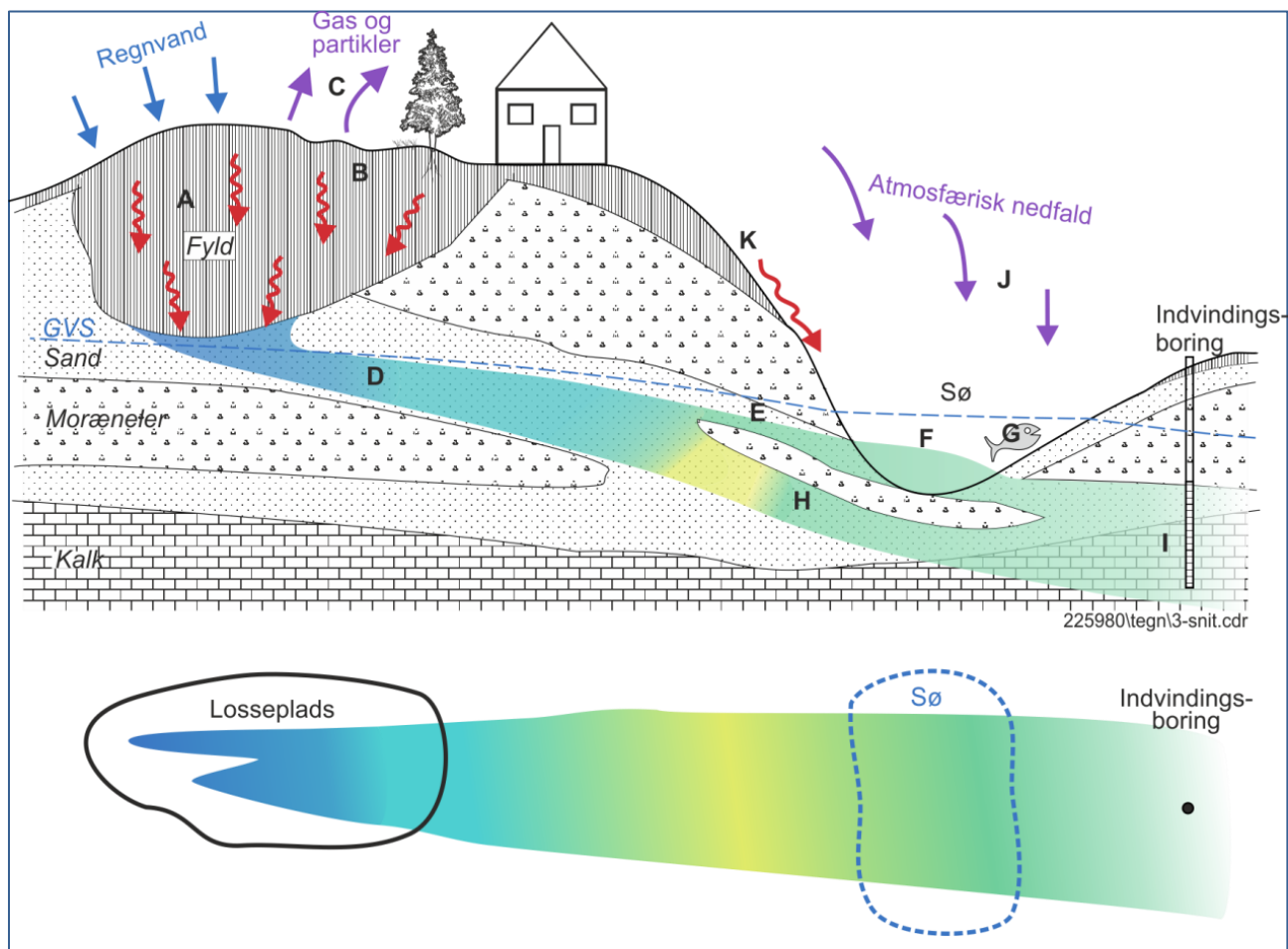
8.2 Konceptuel model – fyldpladser/gamle lossepladser

På gamle losse- og 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), (Mckay Allred et al. 2015) og (Länsstyrelserna et al. 2022).

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. Farverne viser at der over fanen sker en ændring i både sammensætning og koncentration af PFAS forbindelser.

Se figur 8-2	Beskrivelse
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.
B Poreluft	Kun PFAS i poreluften ved væsentlige mængder flygtige PFAS som FTOH'er.
C Atmosfærisk luft	Kun ved væsentlige mængder flygtige PFAS som FTOH'er i affaldsmængder. Hovedsagelig 8:2 FTOH og 6:2 FTOH samt MeFOSA, MeFOSE, EtFOSA og EtFOSE samt PFBA (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011).
D Terrænnært grundvand	Vil ofte være belastet med mange forureningsparametre udover PFAS-forbindelser. PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere PFAS-forbindelser som er omfattet af Miljøstyrelsens kriterier: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFOS og 6:2 FTS. Da forskellige produkter kan have været anvendt, kan sammensætningen i forureningsfanen med tiden ændres. Kan også omfatte en del PFAS-forbindelser, som ikke detekteres ved standardanalyser. Især de kortkædede PFAS-forbindelser (<C6/7) er mobile.

Se figur 8-2	Beskrivelse
	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 losseplads perkolat kan også være højt. Erfarings tal fra sverige viser koncentrationer op til 0,5 µg/l for sum af 11 PFAS (Länsstyrelserna et al. 2022) og fra danske undersøgelser op til 2,8 µg/l for sum af 12 PFAS (Harrekilde 2017).
E Nedstrøms i terrænnært grundvand	PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere PFAS-forbindelser som er omfattet af Miljøstyrelsens kriterier: 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.
F Overfladevand	Forholdsvis lave koncentrationer med sammensætning som for terrænnært grundvand (E).
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.
H Dybtliggende grundvand	Lave koncentrationer. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er. PFBA, PFPeA, og PFHxA begynder at dominere.
I Indvindingsboringer	Lave koncentrationer under drikkevandskvalitetskriteriet. (dog afhængig af kildestyrken – forholdsvis høje niveauer er fundet i drikkevand i Sverige). Mulig påvirkning af mennesker og husdyr gennem drikkevand. Ofte omdannelse af precursorer til PFCA'er. PFBA, PFPeA, og PFHxA begynder at dominere.
J Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand.
I Overfladeafstrømning	PFAS-sammensætning er afhængig af kilden, men typisk findes flere PFAS-forbindelser som er omfattet af Miljøstyrelsens kriterier.

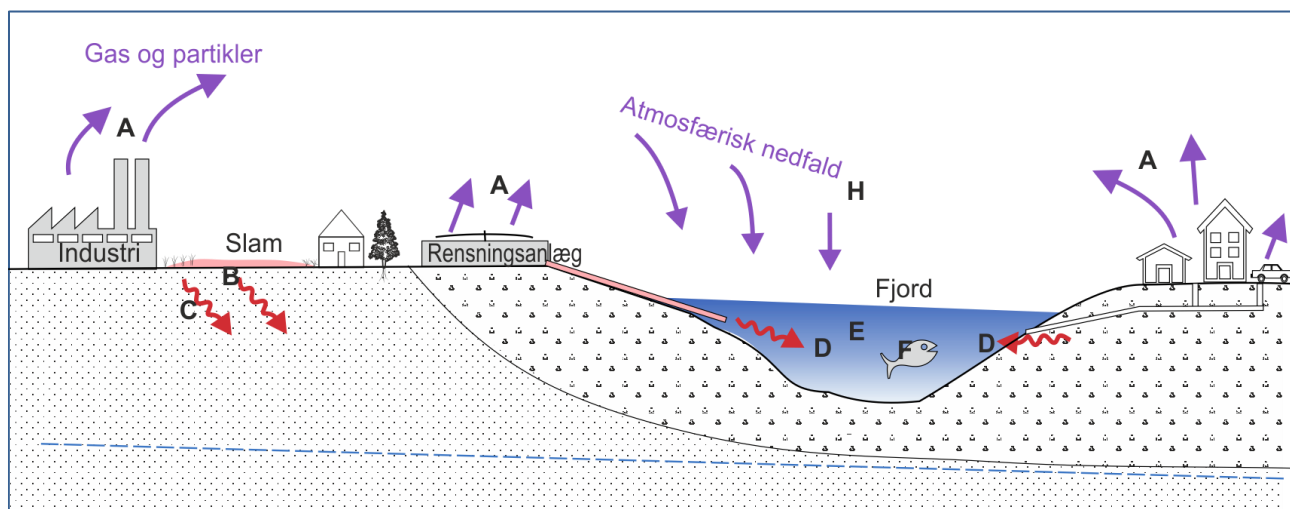
8.3 Konceptuel model – diffuse kilder

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 rensset spildevand fra rensningsanlæg til overfladevand 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
A Emissioner og fjerntransport	Bidrag af PFAS-forbindelser fra produktioner, hvor der anvendes PFAS-holdige materialer, enten som flygtige gasser eller bundet til partikler i f.eks. havskum. Afdampning fra rensningsanlæg og lossepladser. Afdampning fra tøj, imprægnerede materialer, husholdningsprodukter. PFAS-forbindelser spredes i atmosfæren, både som gasfase og bundet til partikler. Hovedsagelig FTOH'er samt McFOA, McFOSE, EtFOA og EtFOSE spredes i atmosfæren og kan omdannes til de mere persistente PFSA'er og PFCA'er (Ahrens, Shoeib, Harner, et al. 2011). 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.
C Nedsivning til grundvand efter jordforbedring med slam fra rensningsanlæg	Udvaskning af PFAS-forbindelser efter jordforbedring kan påvirke grundvandet. Man skal være opmærksom på, at selv om der sker en opblanding af slammet i jorden og PFAS-koncentrationerne derfor er lavere end i selve slammet, så kan der stadig forekomme en påvirkning af grundvandet. Man skal derfor være opmærksom på om diffus forurening kan udgøre et problem i forbindelse med vandindvinding.
D Overfladeafstrømning	Meget afhængig af afstand til bynære områder, potentielle kilder m.v.
E Overfladevand	Forholdsvis lave koncentrationer.
F Biota	Optagelse i fisk og andre akvatiske organismer. Optagelse i planter, afgrøder og husdyr, 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.
H Atmosfærisk nedfald	Atmosfærisk nedfald i regnvand og sne bidrager til forurening af jord og overfladevand. Våd/tørdeposition på jord og overfladevand.

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 og omkringliggende vandløb.
- 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-forbindelser der har været anvendt hvordan, hvor og hvornår. Redegørelsen tager udgangspunkt i branchebeskrivelser i (Nicolajsen & Tsitonaki 2016) og branchebeskrivelser/faktaark fra Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, i arkivgennemgang af den pågældende virksomhed/aktivitet, i interview af ansatte (i den tid, hvor PFAS blev anvendt) og i en besigtigelse af ejendommen.

PFAS-holdigt vand, der tilføres en olieudskiller, kan nedsætte effekten af olieudskilleren. Dette kan medføre, at der udledes større mængder oliestoffer til nedsivningsanlægget, renseanlægget eller recipienten. Grundet de fysiske og kemiske egenskaber for skumvæskerne kan de teoretisk set mobilisere oliestoffer og andre stoffer, hvilket kan medføre en øget udvaskning af disse stoffer til grundvandet (Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse 2018).

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 udsprede 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.

I forbindelse med, at man planlægger en undersøgelse, skal man forholde sig til om der er viden om, hvilke PFAS-forbindelser der har været anvendt igennem tiden. Det kan dog være vanskeligt at finde oplysninger om anvendelse af specifikke PFAS-forbindelser. Hvis der ikke kan fremsøges ny information om forbindelserne inden for en rimelig tidsramme, så anbefales det at man analyserer for de stoffer som indgår i kvalitetskriteriet for jord og grundvand (Miljøministeriet, 2021b), samt tjekke branchebeskrivelserne. 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, f.eks. bør fokus være på lokaliteter som har modtaget affald fra 1950'erne og frem, fordi produktionen af PFAS på storskala bedyndte i dette årti (Länsstyrelserna et al. 2022). Der vil desuden ofte være en del andre lossepladsstoffer til stede, som vil være udslagsgivende for de efterfølgende undersøgelser.

(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 22 PFAS-forbindelser i sumkriteriet. Disse 22 PFAS-forbindelser vurderes derfor som velegnede ved undersøgelser af jord- og grundvandsforurening. Derfor foreslås det, at der i de indledende undersøgelser omkring potentielle kilder inklusiv deponier, kun analyseres for de 22 PFAS-forbindelser i Miljøstyrelsens sumkriterium for jord og grundvand, medmindre der er kendskab til deponering af et PFAS-holdigt produkt med en andet kendt sammensætning. Her kan man med fordel søge viden i branchebeskrivelserne for information om stoffer som er relevante for særlige brancher (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer 2022).

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. Her skal man være opmærksom på at undtaget brandslukningsskum så vil PFAS ved de fleste brancher være tilsætningsprodukter til andre stoffer.

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

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 samt afklaring af kildestyrken i grundvandet.
- For at undersøge den diffuse PFAS-forurening i området udtages en af grundvandsprøverne opstrøms forureningskilderne.
- Ved risiko for spredning til omkringliggende vandløb eller anden recipient kan der udtages 1-3 prøver for at afklare påvirkningen af recipienten. I vandløb udtages der vandprøver opstrøms, midt for fane og nedstrøms.
- Blindprøver anvendes for at dokumentere evt. påvirkning fra nyt udstyr, emballager mv. under prøvetagningen, eller hvor de forventede indhold af PFAS enten er lave, eller hvor der kan være risiko for kryds-kontaminering pga. høje PFAS i enkeltprøver, se afsnit 7.3.

Ved arealkilder, bør undersøgelsen også omfatte inddeling af området i passende felter (f.eks. 50-100 m²) og udtagning af overfladenære jordprøver. Ved valg af prøvetagningsstrategien bør der tages stilling til den konceptuelle forståelse, formål og behov for repræsentativitet og reproducerbarhed.

Prøvetagningen kan omfatte blandeprøver bestående af 5 nedstik eller dobbelt eller triple bestemmelse af blandeprøver med hver 5 nedstik. Alternativt kan MIS-metoden med 50-100 nedstik anvendes (jf. afsnit 10.2.3.) (Miljøstyrelsen 2021e). Desuden anbefales filterboringer placeret opstrøms, i og nedstrøms kildeområdet. Antallet af boringer afhænger af den konceptuelle forståelse, formål og behov for repræsentativitet og reproducerbarhed.

Der bør overvejes om der i nærområdet er en potentiel risiko for kontakt og optagelse i græs/planter, biota (husdyr/fisk) og derefter evt. mennesker. Hvis området ved og nedstrøms kilden f.eks. anvendes til græsning af dyr eller afgrøder til konsum, bør relevante myndigheder informeres (Miljøstyrelsen 2021c).

Prøver af foder/ afgrøder udtages som blandeprøver bestående af 5 nedstik i område, hvor der formodes at være højtstående forurenede grundvand eller hvor der direkte er anvendt f.eks. skumvæske.

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. i Danmark, men forventes udbudt i løbet af 2022. Analyser på poreluft og indeklimamålinger foretages i udlandet bl.a. USA (Eurofins 2022c). Som det fremgår af bilag 2-2 og 2-3, 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 Kapitel 5 og 6).

Filtersætning af boringer

Filtersætning af boringer i vandførende lag (ofte terrænnært grundvand) anbefales udført efter den almindelige anbefaling, jf. kapitel 7, da erfaring viser at PFAS stoffernes overfladeaktive egenskaber ikke har betydning ved grundvandsprøvetagning (Field et. al, 2021).

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 og evt. pakninger mellem rør f.eks. o-ringe/teflon-tape er uden indhold af PFAS, f.eks. ved brug af PE-rør og evt. undvære pakninger.

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 eller sørge for at dette ikke har kontakt til prøvematerialet. Det skal desuden sikres, at alt prøvetagningsudstyr er PFAS-frit og kontrolleret. Prøvetagningsskemaer for vandprøvetagning bør suppleres med angivelse af vejrforhold og et bemærkningsfelt om særlige forhold (f.eks. prøvetagerens kontakt med prøven, problemer under prøvetagning) og andre evt. usikkerheder/afvigelser. Vandprøver udtages i emballage leveret af laboratoriet og opbevares køligt inden analyse. Vandprøvetagning i velydende borerer 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, medmindre 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 jordlagernes 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 med mindre PFAS-forureningen er sket fra en nedgravet kilde, f.eks. en olieudskiller eller tank til skumvæske.

Indledende undersøgelser fokuserer på forureningskilderne, og omfang af analyser tager derfor også udgangspunkt i de konceptuelle modeller for PFAS-forurenings spredning i kapitel 8. PFAS-forbindelser i kildeområder vil afhænge af PFAS-forbindelserne anvendt i produktionen, og evt. metabolitter heraf. Standardanalysepakken, der omfatter 22 PFAS, jf. Tabel 4.4, 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 for grundvand for sum af 4 PFAS og sum af 22 PFAS samt miljøkvalitetskravet for PFOS i overfladevand.

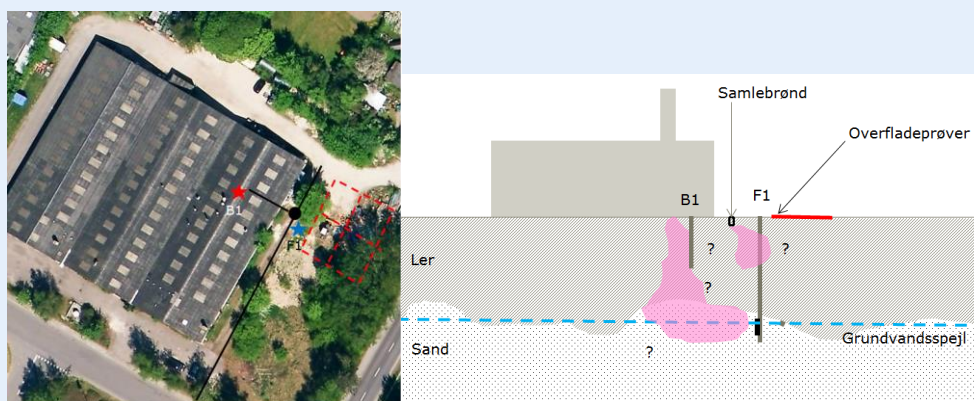
I det tilfælde, hvor der ligger en overfladevandsrecipient tæt på lokaliteten, kan recipienten muligvis være påvirket af overfladeafstrømning fra forureningskilden. Dette kan undersøges med repræsentative prøver af overfladevandet. For så vidt angår analyse af PFOS i overfladevand, skal det sikres, at analyselaboratoriet anvender den lavest mulige detektionsgrænse (miljøkvalitetskravene er 0,00013-0,00065 µg/l, jf. Tabel 4.5). Desuden omfatter kriteriet i overfladevand også derivater af PFOS og derfor kan der overvejes om der skal udføres en TOP-analyse for ligeledes at afdække precursorer (herunder derivater) til PFOS, jf. afsnit 7.1.1. Behovet for dette vurderes fra sag til sag.

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 for dyr og mennesker ved indtagelse og

bioakkumulering. Analyser i afgrøder, foder, frugt mv. kan ligeledes anvendes til at kortlægge hvilke PFAS-forbindelser forureningen består af og om der er risiko for eksponering af mennesker eller dyr.

Eksempel – Screeningsundersøgelser 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).



Screeningsundersøgelsen omfatter lokaliseringsboringer omkring afløbet (B1) og filterboring (F1) nedstrøms virksomheden og tæt på samlebrønden. Filteret i boringen ved samlebrønden er placeret ved grundvandsspejlet. Desuden udtages overfladeprøver i 4 felter à 50 m² 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. Analyseprogrammet for jord- og vandprøver omfatter standardanalysepakken på de 22 PFAS (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 for sum af 22 PFAS, men over kriteriet for 4 PFAS. Analyse af jordprøver viser PFOSA indhold på 0,5 mg/kg TS dvs. over jordkvalitetskriteriet for de 22 PFAS på 0,4 mg/kg TS. Ved undersøgelsen er der også påvist en udbredt jord- og grundvandsforurening med opløsningsmidler.

Figur 9.1 Eksempel på en screenings undersøgelse (før 2021) på en industri, der har anvendt PFAS-forbindelser.

9.3 Datahåndtering og risikovurdering

Det anbefales, at de indledende undersøgelser og datahåndteringen dokumenteres grundigt, idet risikovurdering, datahåndtering og planlægning af de videregående PFAS-undersøgelser kan være meget krævende og komplekse.

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 transportveje) og de anvendte PFAS's egenskaber, f.eks. kan PFAS-sammensætningen ændre sig med dybden. Sammenhænge/afvigelser skal belyses 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 data-grundlaget. 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 nærliggende overfladevandsrecipienter.

Risikovurderingen kan evt. suppleres med en stoftransportberegning i JAGG 2.1 for de meste kritiske eller dominerende PFAS-forbindelser. Miljøstyrelsen er i gang september 2022 med at få indarbejdet i JAGG's stofdatabase, de fysisk-kemiske data fra håndbogen for de 22 PFAS i sumkriterierne.

Alternativt kan GrundRisk risikovurderingsmodulet anvendes til at regne på PFAS forbindelserne. I GrundRisk risikovurderingsmodulet kan man regne på forbindelserne PFOS og PFOA. I forhold til valg af vertikal model, kan man konservativt tage udgangspunkt i model nr. 5. Hvis ikke der er risiko med denne så er der det ikke for nogen af de andre vertikale modeller. I GrundRisk Risikovurderingsværktøjet kan man regne med nedbrydning, men dette frarådes for PFOS og PFOA. Man skal være opmærksom på at kvalitetskriteriet for begge stoffer, på tidspunktet for udgivelse af denne håndbog, er 0,1 µg/L og den beregnede overskridelsesfaktor er derfor ikke korrekt. Det forventes at GrundRisk bliver opdateret med et kvalitetskriterie på 2 ng/l for begge stoffer.

Der kan være sager, hvor det viser sig, at standardanalysepakken ikke er tilstrækkelig, f.eks. hvis der er anvendt mange PFAS-forbindelser som ikke indgår i kvalitetskriteriet/miljøkvalitetskravene. 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 her overvejes 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 der har været anvendt og hvordan. Anvend bl.a. branchebeskrivelser/faktaark eller 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. Brug blindprøver for at dokumentere evt. påvirkning fra nyt udstyr, emballager mv. under prøvetagningen, eller hvor de forventede indhold af PFAS enten er lave, eller hvor der kan være risiko for krydskontaminering pga. høje PFAS i enkeltprøver

Udtag altid vandprøver fra mindst én filtersat boring til analyse. Undersøg den diffuse PFAS-forurening i området ved at udtage en af grundvandsprøverne opstrøms forureningskilden.

Analysepakker

Anvend standardanalysepakken for jord og grundvand/overfladevand omfattende de 22 PFAS (se Tabel 4.4). 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 skal det overvejes om 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. Det kan derfor anbefales at man i forbindelse med risikovurderingen tydelig gør om man har forholdt sig til om der kan forekomme f.eks. precursorer på lokaliteten.

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 afgrænsningen af forureningen og forbedre viden til brug for yderligere risikovurdering.

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. Hvis der vurderes at arealet bliver anvendt til foder eller græsning for husdyr eller at der på anden måde er en risiko for optagelse i biota herunder bioakkumulering som kan påvirke mennesker ved indtagelse af afgrøder, kød, æg og mælk m.v. bør relevante myndigheder informeres (Miljøstyrelsen 2022c).

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 (se afsnit 11) ift. mulige 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, databasearbejdning, 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 22 PFAS-forbindelser, jf. Tabel 4.4 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) og branchebeskrivelser/faktaark udgivet af VMR. I bilag 2-2 og 2-3 angives en oversigt over brancher og kritiske stoffer i henhold til listen over relevante stoffer i Tabel 4.8 og 4.9.

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 monitorings- 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, se bilag 2.2 og 2.3. Såfremt den historiske redegørelse har belyst anvendelse af et bestemt 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 branchebeskrivelser/faktaark udgivet af VMR og branchekortlægning (Nicolajsen & Tsitonaki 2016).

I tabel 4.8 og tabel 4.9 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 4.8 og Tabel 10.1 vil de fleste stoffer på stoflisten optræde i både jord- og vandfasen. Derimod er der begrænset erfaring med undersøgelse af PFAS-forbindelser i poreluften ved jord- og grundvandsundersøgelser, jf. kapitel 6. 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	Analyseparametre i vand	Analyseparametre i overfladevand
PFCA'er	PFBA	PFBA	PFBA
	PFPeA	PFPeA	PFPeA
	PFHxA	PFHxA	PFHxA
	PFHpA	PFHpA	PFHpA
	PFOA	PFOA	PFOA
	PFNA	PFNA	PFNA
	PFDA	PFDA	PFDA
	PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
	PFDoDA	PFDoDA	PFDoDA
PFSA'er	PFTTrDA	PFTTrDA	PFTTrDA
	PFBS	PFBS	PFBS
	PFPeS	PFPeS	PFPeS
	PFHxS	PFHxS	PFHxS
	PFHpS	PFHpS	PFHpS
	PFOS	PFOS	PFOS
	PFNS	PFNS	PFNS
	PFDS	PFDS	PFDS
	PFUnDS	PFUnDS	PFUnDS
	PFDoDS	PFDoDS	PFDoDS
	PFTTrDS	PFTTrDS	PFTTrDS
Andre PFAS Precursorer	PFOSA	PFOSA	PFOSA
	6:2 FTS	6:2 FTS	6:2 FTS
FTS Precursorer	4:2 FTS	4:2 FTS	4:2 FTS
	8:2 FTS	8:2 FTS	8:2 FTS
	10:2 FTS	10:2 FTS	10:2 FTS
FTOH'er Precursorer	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
Sulfonamid/Sulfonamid-ethanoler sulfoamido-eddikesyre Precursorer	N-MeFOSA	N-MeFOSA	N-MeFOSA
	N-EtFOSA	N-EtFOSA	N-EtFOSA
	N-MeFOSE	N-MeFOSE	N-MeFOSE
	N-EtFOSE	N-EtFOSE	N-EtFOSE
	N-MeFOSAA	N-MeFOSAA	N-MeFOSAA
	N-EtFOSAA	N-EtFOSAA	N-EtFOSAA
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt) Precursorer	GenX (HFPO-DA)	GenX (HFPO-DA)	GenX (HFPO-DA)
	Adona	Adona	Adona
	F-53B Hovedkomponent 9CL-PF3ONS	F-53B Hovedkomponent 9CL-PF3ONS	F-53B Hovedkomponent 9CL-PF3ONS
	F-53B Minorkomponent 11-Cl-PF3OUds	F-53B Minorkomponent 11-Cl-PF3OUds	F-53B Minorkomponent 11-Cl-PF3OUds

Rød: Stoffer omfattet af det danske kvalitetskriterium for sum af 4 PFAS.

Grå: Stoffer omfattet af det danske kvalitetskriterium for sum af 22 PFAS.

Blå: Miljøkvalitetskriteriet for PFOS og derivativer heraf

Hvid: Øvrige relevante stoffer.

Tabel 10.1 Forslag til analyseparametre ved videregående undersøgelser, jf. Tabel 4.8.

Tabel 10.1 er baseret på relevante parametre i Tabel 4.8, men i forbindelse med videregående undersøgelser kan der overvejes at medtage udvalgte parametre fra Tabel 4.9. Da der sker en løbende udvikling inden for PFAS-forskning, bør listen over analyseparametre justeres i henhold til ny viden.

Alternative analysemetoder

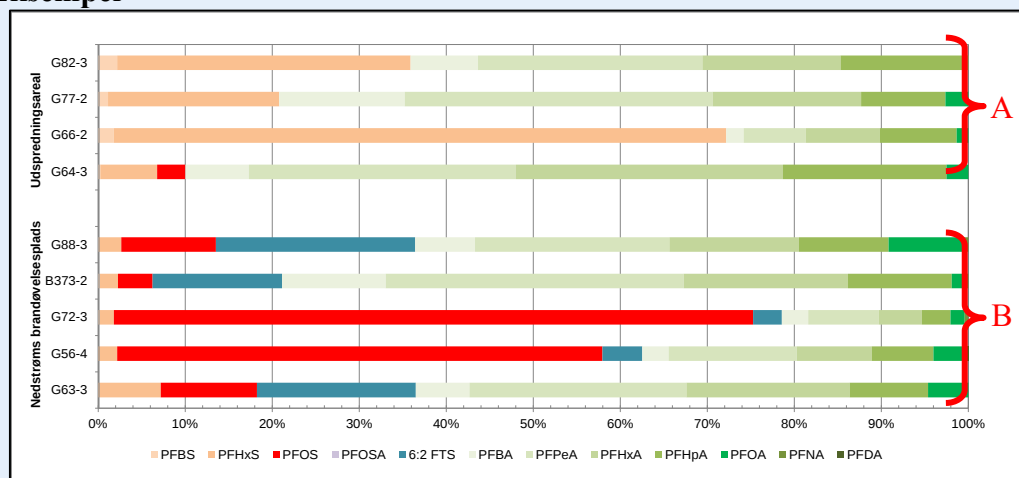
Ved de videregående undersøgelser bør der også vurderes, om der er behov for at anvende alternative analysemetoder til vurdering af precursorer og total PFAS-indhold, hvilket er beskrevet i kapitel 7.1. Det anbefales, at der overvejes at kontrollere for total oxidisable precursor (TOP) og for samleparametre for total organiske fluorforbindelser som AOF (adsorberbare organiske fluorforbindelser), jf. kapitel 7.1. Metoder anvendes pt. bedst ved højere koncentrationer, der ikke er tæt på detektionsgrænsen.

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 eller diffus forurening 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 borer og geoprobe-sonderinger fra to forureningskilder, nedstrøms en brandøvelsesplads (B) og ved et udspretningsareal (A), hvor der er udspremt spildevand fra en brandslukningsplads (Lindof et al. 2016). Figuren er optegnet med den procentvise sammensætning af PFAS-forbindelserne i forhold til totalconcentration af PFAS. Det vil sige fordelingen er gjort uafhængig af de påviste koncentrationer.

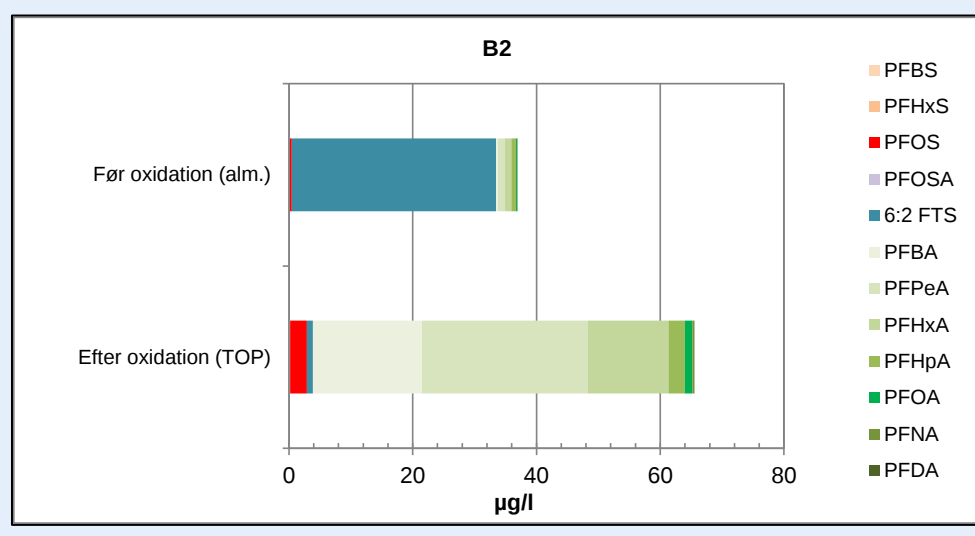
Der ses en tydelige forskel i "PFAS-fingerprint" ved de to forureningskilder, idet kilde B indeholder PFOS (en "dead-end" persistent PFAS-forbindelser) og 6:2 FTS (en precursor, som kan omdannes til PFHxA). Kilde A indeholder ingen 6:2 FTS og kun en mindre andel PFOS i én af de 4 vandprøver. Vandprøverne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



10.2.2 Kildeafgrænsning

Det er afgørende for de videregående undersøgelser at identificere, om der er tale om en punktkilde, en arealkilde, et deponi eller en mere diffus kilde, der spreder sig over et 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, forbrændingsanstalter, 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 afgrænsning 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.

Overfladeprøver

Ved punkt-, flade- eller diffuse kilder bør PFAS-belastning og massebalance i overfladejorden beskrives. Blandeprøver kan udtages som traditionelle blandeprøver som dobbelt eller triple bestemmelse af blandprøver (se henvisning til MST 2173 i afsnit om indledende undersøgelser) 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 arealkilde, 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 med en passende fordeling af enkelt- og/eller blandeprøver eller eventuelt ved MIS-metoden.

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 direkt 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 grundvandsmonitoring. 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 (hydraulisk modtryk), hvorved der kan opnås et næsten kontinuerligt profil af variationer i den hydrauliske ledningsevne samt udføres slugttests. Disse målinger kan anvendes til vurdering af de geologiske lagfølger, hvor der ofte er tilknyttet andre in-situ målesonder som ligeledes giver en kontinuerlig profil af forureningsforhold (MIP- Membran Interface Probe eller OIP -Optical Image Profile med UV-lys).

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

Derimod kan der med disse direkte push teknikker udtages niveauspecifikke vandprøver eller intakte kerner i de dybder, som vurderes at være relevante.

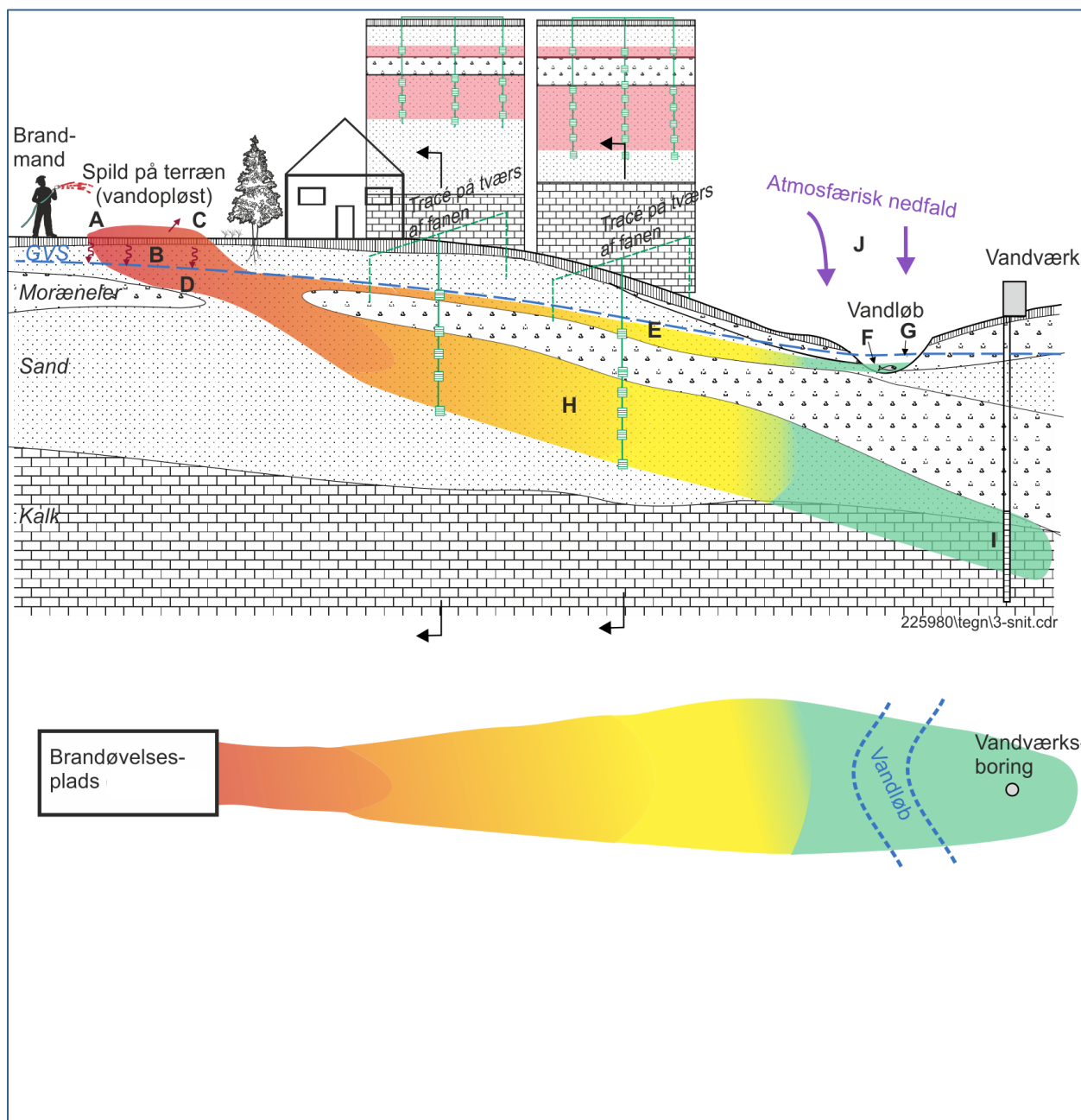
I forhold til anvendelse af diverse boreudstyr skal der på grund af de kritiske forureningskoncentrationer på nanogramniveau være ekstra opmærksomhed på eventuel kontaminering fra udstyr, der kan indeholde PFAS-forbindelser. Der skal f.eks. ikke anvendes teflon-tape, diverse pakninger, f.eks. o-ringe, dvs. alle materialer skal være dokumenteret 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

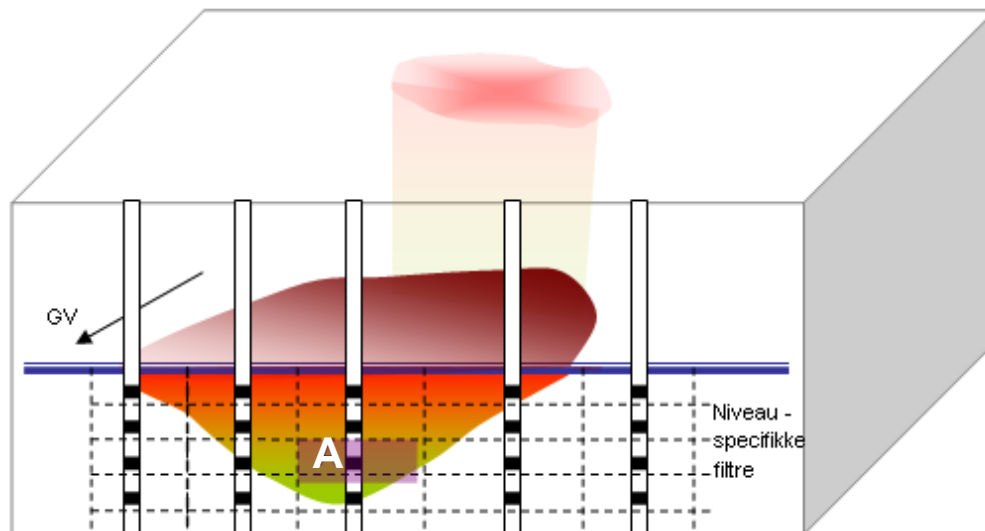
Grundvand og flux

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, farvene afspejler koncentration (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. Dermed 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 $C \text{ [mg/m}^3\text{]}$ er vandkoncentrationen og $Q \text{ [m}^3\text{/s]}$ er vandføringen gennem et tværsnitsareal $A \text{ [m}^2\text{]}$. 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 (f.eks. 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. Dette er væsentlig, da en jordkoncentration

på 10 µg/kg TS for enkelte PFAS-forbindelser kan give teoretiske overskridelser af grundvandskriteriet for f.eks. PFHxS med en op til en faktor 29, jf. afsnit 6.1.

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 er der danske laboratorier der har 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. kunstigt regnvand eller perkolat) kan vurderes. Desuden kan jordprøvens pH, organiske indhold (TOC), kornstørrelsesfordeling og mineralindhold påvirke udvaskningspotentialer 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 udvaskningspotential 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.

Der foregår generelt meget forskning omkring sammenhængen mellem sorption og udvaskning for PFAS-forbindelser både i den mættede og umættede zone. Noget tyder på, at der er andre faktorer i spil end det vi normalt ser for organiske forbindelser (f.eks. BTEX eller klorerede opløsningsmidler). Se

f.eks. beskrivelsen af sammenhængen mellem K_d og K_{oc} værdierne i afsnit 5.1, understøttet af forskning af bl.a. (Li et al. 2018 og Milinovic et al. 2015). Derudover spiller pH en rolle (Li et al. 2018.).

De fleste PFAS forbindelser har, som beskrevet i afsnit 5.1 overfladeaktive egenskaber. Dette kan have betydning for fasefordelingen (jord, poreluft, vand og evt. NAPL) særligt i den umættede zone (Brusseau et al., 2021). Den præcise sammenhæng og betydningen for udvasknings hastighed, poreluft koncentrationer og sorption forskes der stadig i.

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, grundvands-potentiale, afgrænsning af forureningsfane og masseflux mv.

Overfladevand

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 monitorering i blandt andet overfladevand findes i (Weiss et al. 2015). En metode, der til forskel fra ovenstående, ikke er et momentært billede, er opsamling på Sorbicell, beskrevet i miljøprojekt fra 2021. Som en del af den videregående undersøgelse kan prøvetagningen af overfladevandet suppleres med opsamling på Sorbicell over en periode (måneder), hvor der tages højde for tilstrømning, nedbør og generel vandstand (Miljøstyrelsen 2021d).

Ved metoden kan der opnås en gennemsnitskoncentration, hvilket betyder at resultatet bedre kan anvendes til at sammenligne med det generelle miljøkvalitetskrav for overfladevand, der er et årsgennemsnit. Sorbicell kan også med fordel placeres i brønde og anvendes til spildevand. I miljøprojektet er metoden afprøvet på PFAS i vandløb. Resultaterne baseret på opsamling over en periode giver et bedre retsvisende resultat for det gennemsnitlige forureningsniveau,

men erfaring viser, at den sæsonbetinget variation også fra år til år kan være forholdsvis højt, hvorfor ingen enkelt gennemsnitsmåling kan stå alene.

Generelt vil undersøgelser for PFAS-forbindelser ikke afvige fra de teknikker, som bruges for andre stoffer, dog er det generelle kvalitetskriterium for PFOS meget lavt (0,00065 µg PFOS/l for ferskvand og 0,00013 µg PFOS/l for saltvand og derivater dertil), hvorfor der stilles krav til den analytiske detektionsgrænse og til prøvetagning og prøvetagningsudstyr for at forhindre kontaminering af prøver, jf. afsnit 7.3. I PFOS EQS dossier er begrebet PFOS relaterede stoffer defineret til flere eller alle stoffer, der indeholder en PFOS struktur og kan omdannes i miljøet til PFOS, f.eks. PFOSA og EtFOSE, EtFOSSA og NetFOSA m.v.

Det er vigtigt, at der ved undersøgelser i overfladevand ses på baggrundsbelastninger, f.eks. opstrøms i et vandløb, både fordi der er tale om et meget lave miljøkvalitetskriterium for PFOS og niveauer i overfladevand er typiske på ng/l og fordi f.eks. en spildevandsudledning opstrøms for punktkilden kan medføre en baggrundsbelastning i recipienten.

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 krebsdyr samt i fødekæden.

Der foreligger enkelte 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). Som en del af Miljøstyrelsens NOVANA-program, er 7 PFAS-forbindelser medtaget i delprogrammet for 2017-2021, i fisk. Der findes kun et EU-fastsat miljøkvalitetskrav for PFOS i biota (som anvendes i forhold til fisk) på 9,1 µg/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 af regionerne i medfør af Jordforureningsloven. Disse typer undersøgelser anses som et særligt tiltag, som udføres af den relevante myndighed, såfremt det vurderes relevant, f.eks. ved søer eller vandløb, hvor der kan være spiselige fisk eller græssende dyr.

Eksempel

Da der ved Korsør brandskole i 2020 blev truffet alarmerende høje koncentrationer af PFAS i overfladevandet (52.308 gange overskridelse af miljøkriteriet, ved efterfølgende undersøgelse) i en grøft på et areal, hvor en flok køer græssede og drak af grøftevandet (Slagelse Kommune 2021). Kødet fra de køer, der tidligere havde græsset på marken, blev derfor undersøgt for indhold af PFOS. Kalvekødet havde et gennemsnitligt indhold på 180 ng PFOS/g. Den Europæiske Fødevarerikkerhedsautoritet (EFSA) har fastsat det tolerable daglige indtag af sum 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) på 4,4 ng/kg kropsvægt (EFSA 2018). Det vil sige, at en person på 70 kg må indtage 308 ng sum 4 PFAS om ugen og en dansker spiser gennemsnitlig 45 g okse-/kalvekød om dagen (Meister 2018), dvs. ca. 315 g okse-/kalvekød om ugen. Hvis en person på 70 kg spiser 315 g kød fra Korsør Brandskole sagen om ugen indtog vedkommende dermed ca. 56.000 ng PFOS. Det vil sige 184 gange det tolerable daglige indtag. Dette er under forudsætning af, at alt PFOS-bidraget kommer fra kødet og ingen andre kilder.

10.3.4 Undersøgelse af græs og afgrøder

På baggrund af PFAS-forbindelsers bioakkumulerende egenskaber, kan det være relevant at lave analyser af de afgrøder, der eventuelt måtte dyrkes i områder med påvist forurening. Det drejer sig om områder, hvor afgrøderne bliver brugt direkte til konsum af mennesker eller som dyrefoder.

Undersøgelse fra Kina sammenligner indholdet af PFAS og sammensætningen i forskellige grøntsager (Liu et al. 2019). Det viser sig her, at sammensætningen og indholdet i planterne er sammenligneligt med den jord de har groet i, samt det vand de har optaget.

Der ses højere indhold af PFAS-forbindelser i bladgrøntsager (Salat, spinat osv.) sammenlignet med eksempelvis rodgrøntsager (gulerødder, rødbeder osv.) og de laveste koncentrationer påvises oftest i afgrøderne anvendt til foder (majs, hvede, osv.) (Liu et al. 2019).

10.3.5 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 forurenede 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 er erfaringen med at anvende poreluftundersøgelser ved vurdering af forureningsforhold ved forurenede lokaliteter begrænset.

Poreluft- eller indeluftundersøgelser 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 indeluft undersøgelser kan være problematisk på grund af interferens fra baggrundsniveauerne i boliger, jf. kapitel 6.5. Desuden foreligger pt. ingen danske luftkvalitetskriterier.

Fordi det er vigtigt at kunne skelne bidraget fra en jordforurening fra andre kilder til PFAS i indeluften og da vi opholder os en stor del indendørs, er det relevant at vurdere afdampningen af flygtige PFAS-forbindelser og precursorer (Morales-McDevitt et al., 2021). De hyppigst fundne PFAS-forbindelser i indeklima, er de flygtige fluorotelomer alkoholer (FTOH'er), f.eks. 6:2 FTOH og 8:2 FTOH. Kilderne er støv, tæpper, møbler og tekstil (Morales-McDevitt et al. 2021). Der mangler yderligere undersøgelser for at kunne afdække de faktiske risikoforhold vedrørende indeklimavurdering i forbindelse med PFAS-forurening. Men (Morales-McDevitt et al., 2021) viste at indholdet af FTOH'er i indeluften udgjorde den største risiko for eksponering for børn (Held & Reinhard 2020). Der skal ved undersøgelser af afdampning af PFAS-forbindelser fra jorden, tages højde for det bidrag, der sker fra andre kilder der befinder sig indendørs.

10.3.6 Monitering af grundvand og overfladevand

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. Ved monitering i overfladevand kan der med fordel anvendes sorbicell til gennemsnitlig opsamling af en vandprøve, der i forhold til en grab prøve udligner den tidlige variation pga. f.eks. regnhændelser, jf. afsnit 10.3.2.

GSI Mann Kendall toolkit for Constituent Trend Analysis (Conor et al. 2012) kan anvendes til vurdering af udviklingen i monitoringsresultater. 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 monitoringsprogrammer i henhold Jordforureningsloven, men der findes mere generelle anbefalinger til monitoringsprogrammer i (Weiss et al. 2015) og (UNEP/WHO 1996).

10.4 Risikovurdering

Med afsæt i undersøgelsesresultaterne bør 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 og AOF, jf. kapitel 7.1.

Beregninger af masseflux kan anvendes i forbindelse med prioritering af indsats, f.eks. i forbindelse med en udvidet 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. Miljøstyrelsen er i gang september 2022 med at få indarbejdet i JAGG's stofdatabase, de fysisk-kemiske data fra håndbogen for de 22 PFAS i sumkriterierne. JAGG 2.1 er anvendt til illustration af fasefordeling ved udarbejdelse af Figur 6.1 - 6.4.

Alternativt kan GrundRisk risikovurderingsmodulet anvendes til at regne på PFAS forbindelserne. I GrundRisk risikovurderingsmodulet kan man regne på forbindelserne PFOS og PFOA. I forhold til valg af vertikal model, kan man konservativt tage udgangspunkt i model nr. 5. Hvis ikke der er risiko med denne så er der det ikke for nogen af de andre vertikale modeller. I GrundRisk Risikovurderingsværktøjet kan man regne med nedbrydning, men dette frarådes for PFOS og PFOA. Man skal være opmærksom på at kvalitetskriteriet for begge stoffer, på tidspunktet for udgivelse af denne håndbog, er 0,1 µg/L og den beregnede overskridelsesfaktor er derfor ikke korrekt. Det forventes at GrundRisk bliver opdateret med et kvalitetskriterie på 2 ng/l for begge stoffer.

10.5 Gode råd og faldgruber

Kildeafgrænsning og stofsammensætning

Undersøgelsen skal afklare usikkerheder i den konceptuelle model, herunder kilde-type 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/EOF/TOF), 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.

Undersøgelse af biota, græs, afgrøder og poreluft (særlige tiltag)

Det skal overvejes efter aftale med regionen om undersøgelse af biota, f.eks. fisk og køer, er relevant for risikovurderingen. Det kan f.eks. være ved søer eller vandløb, hvor der kan være spiselige fisk eller ved græssende dyr, der anvendes til konsum.

På baggrund af PFAS-forbindelsers bioakkumulerende egenskaber, kan det være relevant at lave analyser af de afgrøder, der eventuelt måtte dyrkes i områder med påvist forurening. Der hvor afgrøderne bliver brugt direkte til konsum af mennesker eller som dyrefoder.

Poreluft- eller indeklimateundersøgelser vurderes på nuværende tidspunkt at være særlige tiltag ved videregående undersøgelser, dog vil en risikovurdering være problematisk på grund af baggrundsniveauerne i boliger samt manglende kriterier på nuværende tidspunkt.

Risikovurdering og monitorering

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

Beregninger af masseflux kan anvendes i forbindelse med risikovurdering over for vandværker og overfladevand. Risikovurderingen kan suppleres med en stoftransportberegning ved hjælp af en grundvandsmodel eller evt. ved en JAGG-beregning for udvalgte PFAS-forbindelser.

Baseret på det nuværende vidensniveau anses det for nødvendigt at monitorere 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 stripping (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.

En forurening med PFAS kan bestå af mange forskellige typer PFAS. Det er ofte en udfordring at finde teknologier, som kan håndtere både de kortkædede og de langkædede forbindelser. Tilsvarende sker der ved brug af nogle afværgeteknologier omdannelse af precursorer til f.eks. PFOS, PFHxS PFNA eller PFOA.

Erfaringen er at afværge af PFAS-forureninger ofte kræver anvendelse af flere teknologier dvs. treatment trains.

I det følgende gives en status over afværgeteknologier, der er afprøvet eller er under afprøvning overfor PFAS-forureninger. En mere uddybende beskrivelse af de forskellige teknikker kan bl.a. ses i (ITRC 2022e).

“State of art” for afværgeteknologier

Jordforureninger med PFAS kan oprensnes ved følgende metoder:

- Opgravning og bortskaffelse til deponi eller forbrænding.
- Stabilisering / immobilisering.
- Termisk oprensning enten ved damp eller konduktion (in situ og ex situ).
- Mobilisering til vandfasen ved jordvask.
- Kemisk oxidation

Generelt mangler der erfaringer med oprensning af PFAS i jord, og der er kun meget få erfaringer med fuldskala anlæg. Der er dog flere aktører, der arbejder med at teste forskellige metoder i pilot anlæg.

Afværgeteknologier over for PFAS-forurennet grundvand er generelt mere udviklede og 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 udfordringer, samt om de er afprøvet i praksis.

Det bemærkes at afværge af PFAS-forureninger er grundstenen i mange nyere forskningsprojekter, og at der løbende opnås nye erfaringer, der søges afprøvet i felten. Det forventes derfor, at flere afværgeteknologier bliver kommercielt tilgængelige i den nærmeste fremtid.

11.1 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-forurenede 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 og mindre bæredygtig bortskaffelsesmetode.

Afgravet jord vil formodentligt i fremtiden kunne bortskaffes ved deponering.

11.1.1 Immobilisering

Alternativt kan PFAS-forbindelser immobiliseres in situ med f.eks. RemBind[®], PlumeStop[®] og MatCARE[™] ved soil mixing. RemBind[®] er et adsorberende pulver (blanding af aktiveret karbon, aluminium hydroxid, organisk materiale), som binder en række af PFAS-forbindelserne og kan anvendes i både grundvand og jord. RemBind[®] har en højere effektivitet end aktiveret karbon i forhold til PFAS med korte kæder. RemBind[®] anvendes i bl.a. Norge og Sverige. PlumeStop[®] er fint aktiveret karbon suspenderet i vand (LAC – liquid activated carbon) og tilbageholder PFAS ved sorption, og kan både injiceres som en barriere eller anvendes ved soil mixing. PlumeStop[®] bruges i mange lande til at tilbageholde PFAS i jorden især til at forhindre spredning i grundvandsmagasinier. MatCare[®] er et adsorberende pulver baseret på modificeret ler, som har en hurtigere adsorptions-hastighed end GAC (granular activated carbon) med etableret ligevægt på 60 minutter (Das et al. 2013). MatCare[®] anvendes i bl.a. Australien til sorption af PFAS i grundvand, spildevand og ifm. udvaskning fra beton og er i 2020 også afprøvet til oprensning af PFAS i jord (CRCCare 2020).

En tysk laboratorietest af et sorptionsmateriale bestående af aktiveret karbon, kaolin og aluminium hydroxid i blandet PFAS-forurenede jord, viste ved udvaskningsforsøg koncentrationer af enkelt PFAS i eluatet under den anvendte detektionsgrænse på 0,1 µg/l (Buhl 2021).

PFAS-forbindelser kan også stabiliseres med cement mikstur (Pancras et al. 2016). Der forskes i udvikling af andre stoffer, der kan anvendes til immobilisering af PFAS i jord bl.a. grafen oxid og jern-modificeret grafen komposit (Lath et al. 2018).

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 in-situ og medtager mange PFAS. Sorptionseffektiviteten afhænger af ladningen på PFAS (kationioniske PFAS sorberer bedre end zwitterioniske og anioniske PFAS) (ITRCg 2022). Der mangler endnu dokumenteret afprøvning af metoderne in-situ i forhold til arealanvendelse (sundhedsrisici) og dokumentation for deres effektivitet over tid. Metodernes effektivitet er derudover afhængig af indholdet af organisk stof i jorden, da det organiske stof kan optage sorptionspladser, der ellers skulle have sorberet PFAS.

11.1.2 Termisk behandling

At opvarme PFAS ved forskellige teknikker har vist sig at være den mest effektive nedbrydning af PFAS-forbindelser og precursorer.

Der er på nuværende tidspunkt igangsat undersøgelser af metoder til at opvarme jord *in situ*, med konduktivitet (Thermal Conductive Heat, TCH), hvor der laves borer til lidt under grundvandsspejl, hvor varmelegemer installeres, samt borer i overfladejorden til fjernelse af de gasser, der dannes i forbindelse med opvarmningen. Gasserne kan samles op på eksempelvis et aktivt kulanlæg og efterbehandles.

Damp (Steam Enhanced Extraction, SEE) anvendes til samme formål. Damp kan dog benyttes i dybere lag og er velegnet til også at oprense under grundvandsspejlet (Faurbye 2021). Metoderne anvendes også som kombination, så dampen injiceres i dybden og varmelegemer installeres i de øverste lag. Effekten af behandlingen er afhængig af start koncentration, tid og temperatur – ved en start koncentration på 100.000 µg PFOS/kg jord, der blev behandlet i 1-2 uger ved 350 °C, genfindes 5,7 µg/kg efterfølgende. Justeres temperaturen til 500 °C, er det ikke muligt at genfinde PFOS over detektionsgrænsen på 5 µg/kg (Faurbye 2021).

En fordel ved termisk behandling *in situ* er, at der ikke kræves nogen form for forbehandling. Der mangler dog mere viden om effekten af nedbrydningen, hvis der er andre stoffer til stede, som kulbrinter, metaller osv.

Der er lavet sammenligningsforsøg mellem forskellige medier, ler, sand og silt. I ler og sand er alle de PFAS, som er medtaget i analysen, ikke genfundet efter mediet er behandlet ved 450 °C, men for silt er der stadig en rest af komponenterne efter behandling ved 550 °C (Sörengård et al. 2020).

Der er lavet flere laboratorieskala forsøg, og enkelte pilotforsøg med termisk oprensning af PFAS-forureninger, bl.a. et project med FlexHeater® som ved opvarming til 900 °C af en metalwire i en metalbrønd skulle kunne være i stand til at fordampe PFAS-forbindelser i den umættede zone og efterfølgende nedbryde PFAS i kondensatet ved brug af hydrotermiske nedbrydningsmekanismer og UV-sulfit (Iery 2020). Det er også muligt at base-katalyseret nedbrydning kan kombineres med termisk behandling, ved at sænke temperaturen til sub-kritiske temperaturer for nedbrydning (300-350 °C).

11.1.3 Jordvask

Mobilisering af PFAS til den vandige fase ved jordvask er en af de teknologier, der er under afprøvning, og som forventes at være billigere end afbrænding eller termisk behandling. Mobiliseringen sker ved tilsætning af polymerer eller andre overfladeaktive stoffer, som kan opløse PFAS og flytte dem over i den vandige fase, der så efterfølgende behandles med en af de kendte teknologier for behandling af PFAS-forurenet grundvand.

I laboratorietest er forskellige ekstraktionsmidler afprøvet såsom methanol/natrum hydroxid, methanol/ammonium hydroxid og acetonitril samt forskellige tensider i en vandig opløsning (Travar et al. 2021). Et enkelt laboratorieforsøg anvendte PerfluorAd og vand til at ekstrahere PFAS fra en siltet jord til vand (*Envytech Sverige* 2022). Indhold af organisk stof og pH i jorden kan påvirke, hvor effektiv ekstraktionen fra jord til vand er.

I 2021 var der et enkelt fuldskala jordvaskeanlæg i drift i Tyskland, med en kapacitet på ca. 1.200 tons jord (Edel 2021).

Metoden er forholdsvis effektiv overfor udvaskning af PFAS i sandjord, men der mangler endnu udvikling af metoder, der kan gøre ler/silt tilgængelig for en effektiv udvaskning. Ligeledes kan høje indhold af organisk stof i jorden medføre, at PFAS kan være svære at ekstrahere fra jorden. Vaskevandet kan genanvendes, evt. med en indledende fjernelse af PFAS med PerfluorAd eller andet. Restproduktet er en filterkage, der skal bortskaffes til destruktion. Metoden forventes kun økonomisk attraktiv, hvis den behandlede jord kan nyttiggøres.

11.1.4 Elektrokemisk oxidation

Destruktion af PFAS-forbindelser ved elektrokemisk oxidation er en teknologi, der er under afprøvning på jord (den har i flere år været afprøvet på vand). Indtil videre giver den udfordringer bl.a. i forhold til omdannelse af precursors til dead-end PFAS (*Chang 2018*) (Ahrens et al. 2021), (Berg et al. 2022).

11.1.5 Opsummering

Metode	Status	Medie		In-situ	Ex-situ	Teknik	Medtager alle PFAS	Pris	Effektivitet	Bemærkninger
		J	GV							
Opgravning og forbrænding /deponering	+	+		-	+	T	+	Middel-høj	Middel-høj	Høj-temperatur forbrænding påkrævet for at fjerne PFAS. Deponering medfører dannelse af perkolat, der skal behandles.
Stabilisering	+	+		+	+	A	+	Middel-lav	Lav-høj	Mange nye adsorbenter på markedet. Blanding af jord og adsorbent skal være effektiv. Dokumentation mangler for effektivitet. Tilbageholder PFAS, men fjerner dem ikke
Termisk oprensning (on-site)	(+)	+		+	+	T	(+)	Høj	(Høj)	Er i Europa på afprøvningsstadiet. Afhænger af temperatur og det er oftest nødvendigt med en efterpolering af kortkædede PFAS.
Mobilisering ved jordvask	-	+		-	+	S	(+)	Middel	Lav-høj	Er i Europa på afprøvningsstadiet. Ikke afprøvet på ler-/siltjord. Kræver behandling af den vandige fase. Kritiske parametre er kontakt med jord og vaskemidlets evne til at ekstrahere lang- og kortkædede PFAS.

Tabel 11.1 Oversigt over afværgeteknikker i jord.

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.

11.2 Oprensning af grundvand

I forbindelse med afværge af PFAS i grundvand er de mest afprøvede metoder oppumpning og efterfølgende behandling af grundvand med aktiveret kul og syntetiske resiner. En række andre behandlingsmetoder er afprøvet, og indtil nu er de mest effektive behandlingsmetoder: sorption på granular activated carbon (GAC) og syntetiske resiner, ionbytning, nanofiltrering, omvendt osmose, skumfraktionering og superkritisk vand oxidation (SCWO).

Disse metoder og udvalgte metoder under udvikling præsenteres i det følgende.

11.2.1 Pump and Treat

De fleste behandlinger af grundvand kræver, at det oppumpes og derefter behandles. Inden den egentlige behandling for PFAS kan påbegyndes, skal der som regel en forbehandling af det oppumpede vand til for at fjerne større partikler, organisk stof, salte og andre forureningskomponenter.

11.2.2 Aktiveret carbon 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), mikro carbon i suspension (liquid activated carbon LAC) 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 er mindre effektiv over for kortere 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 sorptionspotentialer 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 forurenede 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 forventes ikke at omdanne precursorer til dead-end PFAS (ITRC 2022b). 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 i alle lande.

Der er de senere år udviklet en lang række syntetiske resiner, der ved ionbytning (IX) tilbageholder PFAS. Resinerne kan være mere effektive end aktiveret carbon, da PFAS både tilbageholdes ved ionbytning og ved sorption af den hydrofobe ende af PFAS-molekylet. Metoden kan reducere indholdet af PFAS til under detektionsgrænsen (ITRC 2022b). Der er dog stadig udfordringer med nogle af de kortkædede PFAS. Nogle syntetiske resiner kan genbruges, andre skal bortskaffes til destruktion.

Der bliver løbende udviklet andre adsorberende produkter specialdesignet efter typen af PFAS, der skal fjernes.

Aktiveret carbon er også i fuldskala anvendt til at tilbageholde PFAS i en grundvandssone ved injektion af en barriere på tværs af grundvandets strømningsretning. Et eksempel er PlumeStop udviklet af Regenesys – produktet består af kolloid aktiveret carbon (CAC) som micropartikler (~1 µm).

Det tyske Intrapore, har udviklet en kombination af produkter, som i 4 trin fjerner PFAS i grundvandet in situ, som en hel løsning. Det første trin er en barriere, Intraplex A[®] som bygger på naturlige ler mineraler, der adsorberer forurening i den umættede zone, dette virker både for kortkædede og langkædede

PFAS. Trin to er injektion med Intraplex B[®] et specifikt kolloid carbon materiale som danner en barriere, der anvendes til tilbageholdelse i den mættede zone. Intraplex B[®] er optimeret for adsorption af PFAS. Den estimerede levetid for adsorptionsbarrieren er > 50 år, bygget på designprojekt ved en lufthavn.

I det tredje trin, Intraplex C[®] anvendes et katalyseret aktiveret oxiderende materiale efter barrieren af Intraplex B[®]. Det tredje trin er således en behandling af PFAS, som er tilbageholdt i det adsorberende materiale, Intraplex B[®]. Som det sidste trin injiceres et zeolit-baseret materiale, Intraplex D[®] som adsorberer de resterende PFAS-forbindelser (*Intrapore slides fra 20-4-2022*). Der er stadig igangværende dataopsamling med hensyn til effektiviteten for alle typer af PFAS, men de foreløbige pilotforsøg viser lovende resultater.

Produktet FLUORO-SORB[®] er et modificeret lergranulat der kan anvendes både som adsorbent i jorden ved direkte injektion, som en barriere i kildeområdet, det kan også anvendes som adsorbent i P&T. Men som noget specielt for FLUORO-SORB er det udviklet som en måtte der kan udlægges på sediment og optage PFAS fra dette, og dermed hindre frigivelsen til vandfasen. FLUORO-SORB[®] viser samme effektivitet som ionbytning på resin (~ 95-99 %) (CETCO 2020) (Yan et al. 2020).

11.2.3 Filtrering

Oppumpet grundvand kan også behandles ved filtrering, hvorved forureningskomponenterne 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. 2015) fandt, at NF90 membraner havde en effektivitet på 99,3 % fjernelse af PFOA. (Zhao et al. 2016) undersøgte NF270 membraners effekt på PFOS i kombination med tilsætning af Mg²⁺-ioner i opløsningen. Dette forsøg viste en forbedring af afvisningseffektiviteten, som steg fra 94,3 % til 99,5 % med en forøgelse af Mg²⁺-ioner fra 0-2 mM grundet nanofiltrerings afhængighed af molekylestørrelse (Zhao et al. 2016).

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). Afhængigt af bortskaffelse af det rensedevand bør man forholde sig til kvaliteten af dette. I forsøg af (Appleman et al. 2014) 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, ITRC 2022b).

I nogle tilfælde har en kombination af omvendt osmose og nanofiltrering vist sig at være mest effektiv (ITRC 2022b).

For at være effektive skal vandet forbehandles for at fjerne andre stoffer og partikler, der kan nedsætte filterets levetid. Filtreringsmetoder kræver, at det frafiltrerede koncentrat bortskaffes til destruktion.

Filtreringsmetoderne er begyndt at blive anvendt i fuldskala, dog så vides endnu ikke i Europa.

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.

11.2.4 Skumfraktionering – Surface Activated Foam Fractionation (SAFF®)

En nyere metode, der allerede anvendes i større pilot-projekter og fuld-skala oprensning af oppumpet grundvand og perkolat er SAFF®. Det første fuldskala projekt blev udført i Oakey i Australien i 2019 (Hinrichsen 2022).

SAFF anvender PFAS-forbindelsernes evne til at danne skum, når der pustes luft igennem det forurenede vand. Vandboblen tiltrækker PFAS pga. dets evne til at samles ved grænsefladen mellem vand og luft, og bærer dermed PFAS-forbindelserne op til vandoverfladen, hvor der dannes et skumlag. Grundvandet oppumpes i et anlæg med tanke, hvor vandet bobles igennem, og det skum der dannes opsamles. Skummet undergår endnu en gennembobling, og for hver opsamling af skum og videre behandling, sker der en opkoncentrering. Koncentratet opkoncentreres yderligere i tanke, hvor der kan recirkuleres mellem dem, og derved opnå en større adskillelse af vand og PFAS-skum.

Vandets indhold af andre komponenter som bl.a. opløste organiske stoffer har betydning for opholdstiden i systemet. Højere indhold af organisk stof kræver længere opholdstid for at kunne frigive PFAS-forbindelserne effektivt til boblerne.

Det er muligt at opkoncentrere PFAS i skummet til mellem 500-200.000 gange den oprindelige koncentration. Metoden er effektiv over for de længere kædede forbindelser, men kræver yderligere tiltag for at opsamle de kortkædede PFAS-forbindelser, da effektiviteten over for disse er omkring 20-24 %. Der forskes i at afprøve, om boblernes størrelse har indflydelse på hvilken type PFAS, der opsamles af boblerne.

Restproduktet, som består af opkoncentreret PFAS-holdigt skummasse, skal bortskaffes ved destruktion f.eks. superkritisk vand oxidation eller elektrochemisk oxidation.

Fuldskalaanlæg kan behandle et flow på op til 40 m³/time. Ved den højeste kapacitet vil restproduktet udgøre omkring 2-5 m³ skum (Hinrichsen 2022).

11.2.5 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. I dag anvendes især superkritisk vandoxidation og avanceret kemisk oxidation til destruktion af PFAS fra restprodukterne fra de øvrige rensemetoder.

Superkritisk vandoxidation

Superkritisk vand oxidation anvender oxidanter blandet med superkritisk vand ved temperaturer over 374°C og tryk over 22,1 Mpa til at destruere C-F bindingerne i PFAS. Metoden kan danne biprodukter som fluorsyre og saltsyre, der skal neutraliseres med en base, samt uopløselige salte, der skal skylles ud af systemet.

Superkritisk vand oxidation har i Danmark vist sig at være effektiv til behandling af PFAS-forurenet grundvand og overfladevand. Teknikken er udviklet af Aquarden Technologies og anvendes bl.a. på Korsør-sagen – den er desuden under afprøvning til rensning af perkolat på danske deponier.

Metoden er dyr og den er derfor anvendt som sidste led i et treatment train, der omfatter forbehandlingsmetoder, filtrering igennem aktiveret carbon og ionbytning med resiner. Metoden er anvendt til at destruere restprodukterne.

Avanceret kemisk oxidation

PFAS-oxidation har en meget langsom reaktionshastighed grundet de elektro-negative 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'er og PFSA'er (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 FTS). 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 0,1-7 dage ved 30-

60°C med 42 mM persulfat. 98 % af 6:2 FTSA'er 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.

En undersøgelse af PFAS-holdigt grundvand fra en industrigrund i Michigan, blev anvendt til at undersøge effekten af alkalisk ozonering. Forsøget involverede forskellige parametre for optimering, bl.a. pH, hydrogenperoxid-ozon molar fordeling, længden af ozon-forbehandling og prøvetagningsteknikker (Thomas et al. 2020).

Fotolyse og fotokatalyse

Foruden UV-aktiveret Fenton oxidation har der været udført direkte fotolyse, hydrogen peroxid fotolyse, persulfat fotolyse, fotokatalyse og alkalisk 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 $\beta-Ga_2O_3$ fotokatalyse har vist sig at være potentielle nedbrydningsmetoder for PFOA (Shao et al. 2013; Liu & Liu 2016; Jiang et al. 2016; Lin et al. 2016a).

(Jin & Zhang 2015) observerede, at PFOS kan nedbrydes ved UV-bestråling under anaerobe tilstande i alkalisk, 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. 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 alkalisk 2-propanol opløsning.

Sonolyse

Vha. ultralyd kan der skabes et sæt af sub-mikroskopiske bobler, som kolliderer 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. 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. Nedbrydningspotentiallet 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. 2016a). 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. 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 alkaline 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/cm² (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/RuO₂ anode i en opdelt celle med PFOA, PFOS og 10 andre typer PFAS. Defluorering ved dannelse af fluorid blev observeret. Nedbrydnings effektiviteten afhang betydeligt af strømtæthed.

Nedbrydning af PFOS ved anvendelse af Magnéli elektrode (Ti₄O₇) er i 2020 blevet undersøgt ved tilstedeværelsen af TCE (trichlorethylen), hvor det kan ses at tilstedeværelsen af TCE influerer nedbrydningen af PFOS, men at PFOS ikke har nogen effekt på nedbrydningen af TCE (Yang et al. 2020).

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. 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 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 stadig åbent til diskussion, om fungus kan være en mulig kilde til biobaseret afværge af PFAS.

Der er udført et studie med ekstraheret enzym fra *Cannabis sativa* L. som kan have potentiale for en hurtigere nedbrydning af PFAS-forbindelser sammenlignet med både aerobe og anaerobe bakterier. Nogle af de opnåede resultater er blandt andet 98 % nedbrydning af PFOS og PFHxS på 1 time (Mahinroosta & Senevirathna 2020).

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

11.2.6 Phytoremediering

Phytoremediering består i, at planter optager PFAS fra jord/grundvand, hvorved PFAS akkumulerer i planten. Efter høst destrueres planten ved f.eks. forbrænding. Metoden er især testet overfor landbrugsafgrøder og frugter. Laboratorie- og feltforsøg med phytoremediering af PFAS i jord og overfladenært grundvand viser, at akkumuleringsraten af PFAS generelt er lavt, hvilket betyder at en oprensning ved planteoptag vil være langvarig, (Umwelt Bundesamt. Remediation management for local and wide-spread PFAS-contaminations, 2020). (Mayakaduwage, S., Ekanayake, A., Kurwadkar, S., Rajapaksha, A.U., Vithanage, M. Phytoremediation prospects of per- and polyfluoroalkyl substances: A review, Environmental Research, Volume 212, Part B, 2022). Metoden anses generelt ikke for en effektiv oprensningsproces overfor PFAS.

11.2.7 Opsummering

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

En opsamling af metodernes egnethed i vand, in-situ og ex-situ, samt udviklingsstadiet 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	-	Middel-høj	Mellem-høj	Ikke effektiv for flere kortkædede PFAS. Adsorbent skal bortskaffes eller regenereres. Kræver forbehandling.
P&T med syntetiske resiner (ionbytning)	+		+	-	+	A	-	Middel	Mellem-høj	Effektiv overfor langkædede PFSA'er, mindre effektive overfor PFCA'er og ikke effektive overfor kortkædede PFAS. Adsorbent regenerering kan muligvis foretages on-site. Kræver forbehandling.
Avanceret kemisk oxidation	-	(+)	+	+	-	T	-	Høj	Lav	Endnu på test stadiet
Sonokemisk omdannelse	-		+		+	T	-	Middel?	(Høj?)	Kun testet overfor få PFAS. Mange interferenser. Fare for omdannelse til kortkædede PFAS
Luft stripping	-		+	(+)	+	S	-	Høj	(Høj)	Kun effektiv overfor flygtige PFAS. Fase med PFAS skal bortskaffes
Filtrering, omvendt osmose	+		+		+	S	+	Middel-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.
Skumfraktionering	(+)		+		+	S	-	Middel-høj	Middel	Bæredygtig løsning, tilsætningsstoffer kan genbruges. Kræver energi, og behandling af restproduktet. Lav effekt overfor de kortkædede PFAS. Kan anvendes på perkolat. Kræver mindre forbehandling af forurenede grundvand end andre separeringsteknikker

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 11.2 Oversigt over afværgeteknikker i vand.

I Tabel 11.3 er givet forslag til parametre, der er vigtige at overveje i forbindelse med valg af afværgeteknik overfor PFAS-forureninger.

Parametre	Beskrivelse	Vigtighed*
Koncentration af kritiske PFAS	Kritiske PFAS vil typisk være dem, der har en høj mobilitet eller er svære at oprense. Om PFAS'en er neutral, anionisk eller kationisk kan have indflydelse på afværgeteknikken	+++
PFAS kædelængde	En blanding af kædelængder vil ofte have væsentlig indflydelse på hvilke/n afværgeteknologi(er), der er effektive	+++
Precursor indhold	Er indholdet af precursor kendt og vil metoden kunne omdanne precursorer. Er precursorerne mobile eller immobile?	++
Tilstedeværelsen af andre forureningsstoffer	Hvilke andre forureningsstoffer er dimensionerende for afværgen. Og kan tilstedeværelsen af disse stoffer have ændret spredningen af PFAS	++
Tørstof indhold	Højt tørstofindhold kan forhindre en afværgeteknik i at være effektiv, hvis det gør PFAS svære at fjerne (fra grundvand)	++
Grundvandets strømningshastighed	Påvirker diffusionshastigheden	+
PFAS oprensning contra hydraulisk barriere	Skal både kildeområde og fane oprenses?	+++
pH	Kan have indflydelse på sorptionsprocesser	+
Organisk indhold i jord (TOC)	Højt TOC i jord kan binde PFAS og gøre dem svære at ekstrahere	++
Er der naturlige forhold, der kan påvirke afværgen	F.eks. lerlag/slirer, høje calcium koncentrationer, højt organisk indhold, og i nogen tilfælde høje grundvands strømningshastigheder	++

Tabel 11.3 Oversigt over afværgeparametre, modificeret fra (Held & Reinhard 2020)

*Vigtighed af parametre: +++ meget vigtig, ++ vigtig, + mindre vigtig

12. Litteratur- og referenceliste

- Agrolab, 2022. Analytical support by PFAS single substance chromatography and the sum parameters TOP and AOF. Available at: <https://www.agrolab.com/de/service/download/dokumente-suche/776-agrolab-group-product-information-aof-pfas/file.html>
- Ahrens, L., Franke, V., Söregård, M., Nassazzi, W., Niarchos, G., Fagerlund, F., Kleja, D.B., McLeaf, P. & Wiberg, K., 2021. Comparison of Innovative and Conventional Treatment Techniques of PFAs in Water and Soil. In: Abstracts book, Redox Technologies, 2021.
- 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.
- 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. & 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.
- Alexander, J., Auðunsson, G.A., Benford, D., Cockburn, A., Dogliotti, E., Domenico, A. Di, et al., 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA Journal*, 6(7), pp.1–131.
- 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.
- Arbejdstilsynet, 2006. Registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier - REACH. Available at: <https://at.dk/regler/love-eu-forordninger/reach-1907-2006/>
- 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.
- 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., 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>.

- 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>.
- Berg, C., Crone, B., Gullett, B., Higuiche, M., Krause, M. J., Lemieux, P. M., Martin, T., Shields E. P., Struble, E., Thoma, E., & Whitehill, A., 2022. Developing innovative treatment technologies for PFAS-containing wastes, *Journal of the Air & Waste Management Association*, DOI: 10.1080/10962247.2021.2000903
- Benskin, J.P., Li, B., Ikononou, 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>.
- Bentzen, A.T. & Mortensen, K.B., 2021. Fund af PFAS på renserier i RSyd. In *ATV-møde : 8.april 2021. Erfaringsopsamling med PFAS "Gå hjem møde."*
- 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.
- Bhatarai, 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.
- BMUV, 2022. Guidelines for PFAS assessment. Available at: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Bodenschutz/pfas_leitfaden_2022_en_bf.pdf
- Boisvert, G., Sonne, C., Rigét, F. F., Dietz, R. & Letcher, R. J., 2019. Bioaccumulation and biomagnification of perfluoroalkyl acids and precursors in East Greenland polar bears and their ringed seal prey. *Environmental Pollution*, pp. 1335-1343. doi: 10.1016/j.env-pol.2019.06.035

- Bossi, R. & Vorkamp, K., 2022. PFAS i havskum. *Aarhus Universitet- DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Fagligt notat nr. 50*, (august). Available at: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_N2022_50.pdf.
- Boutrup, S., Kjær, C., Johansson, L.S., Larsen, M.M., Poulsen, M.B., Bossi, R., et al., 2021. *Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport nr. 466*, Available at: <https://dce2.au.dk/pub/SR466.pdf>.
- 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>.
- Brusseau, M.L., Guo, B., Huang, D., Yan, N. & Lyu, Y., 2021. Ideal versus Nonideal Transport of PFAS in Unsaturated Porous Media. *Water Research*, 202, p.117405. Available at: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135421006035?via%3Dihub>.
- 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>.
- Bugsel, B. & Zwiener, C., 2020. LC-MS screening of poly- and perfluoroalkyl substances in contaminated soil by Kendrick mass analysis. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 412(20), pp.4797–4805.
- Buhl, J., 2021. *Immobilisation of PFAS in Soil – A new approach. In: Abstracts book, Redox Technologies*
- Bundesverband Technischer Brandschutz, 2010. An overview of extinguishing agents. *Brandschutzspezial Feuerlöschgeräte byfa*, 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>.
- Casas, G., Martínez-Varela, A., Roscales, J.L., Vila-Costa, M., Dachs, J. & Jiménez, B., 2020. Enrichment of perfluoroalkyl substances in the sea-surface microlayer and sea-spray aerosols in the Southern Ocean. *Environmental Pollution*, 267.
- CETCO, 2020. Per- and polyfluoroalkyl substances on modified clay. A combined experimental and molecular simulation study. Available at: https://www.mineralstech.com/docs/default-source/performance-materials-documents/cetco/environmental-products/technical-references/technical-reference-fluorosorb-mcgill-university-groundwater-study-na-en-202010-v1.pdf?sfvrsn=ed197cd1_4
- Chang, D., Liang, S., Casson, R., Mora, R. & Huang, Q., 2018. Applications of electrochemical oxidation for PFAS destruction in water, liquid and solid wastes. In: Chlorinated Proceedings, emerging contaminants, A9. PFAS remediation, Abstracts and Presentations. Battelle, 2018.
- CompTox, 2022. CompTox Chemicals dashboard. *US EPA*. Available at: <https://comptox.epa.gov/dashboard/>.
- 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).
- Cousins, I.T., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Ng, C.A., et al., 2019. The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), pp.1803–1815.
- CRCCare, 2020. *MatCare technology for PFAS Remediation*.
- Dahllöf, I. & Strand, 2010a. Miljøfarlige stoffer i sediment og muslinger Delrapport III. *Naturstyrelsen*.
- Dahllöf, I. & Strand, J., 2010b. 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>.

- Death, C., Bell, C., Champness, D., Milne, C., Reichman, S. & Hagen, T., 2021. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in livestock and game species: A review. *Science of the Total Environment*, 774(June).
- Denly, E., Occhialini, J., Bassignani, P., Eberle, M. and Rabah, N., 2019 Per- and polyfluoroalkyl substances in environmental sampling products: Fact or fiction?, *Remediation*, 29 (4), Pages 65-76.
- Department of Health, 2017. Health Based Guidance Values for PFAS.
- 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*.
- DiGiuseppi, W., Locsey, K., Thomas, D., Danon-Schaffer, M. & Marinetti, M., 2016. A Survey of International Regulation and Operational Guidance Related to Aqueous Film-Forming Foams and Per- and Polyfluoroalkyl Substances (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>.
- Dreyer, A., Weinberg, I., Temme, C. and Ebinghaus, R., 2009, Polyfluorinated Compounds in the Atmosphere of the Atlantic and Southern Oceans: Evidence for a Global Distribution, *Environmental Science & Technology*, 43(17), pp. 6507–6514.
- 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>.
- Duffek, A., Conrad, A., Kolossa-Gehring, M., Lange, R., Rucic, E., Schulte, C., et al., 2020. Per- and polyfluoroalkyl substances in blood plasma – Results of the German Environmental Survey for children and adolescents 2014–2017 (GerES V). *International Journal of Hygiene and Environmental*

Health, 228(January).

ECHA, 2022a. Perfluoralkylkemikalier (PFAS). Available at:
<https://echa.europa.eu/da/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>.

ECHA, 2022b. Information om kemikalier. Available at: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals>

Edel, H., 2021. Groundwater remediation and soil washing: Best Practice Processes and costs for PFAS-contaminated media. In: Abstracts book, Redox Technologies, 2021. Available at: [https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/CEB8C9A47932B370C12586DB00272075/\\$File/42948933.pdf](https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/CEB8C9A47932B370C12586DB00272075/$File/42948933.pdf)

EFSA, 2018. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food H. K. Knutsen et al., eds. *EFSA Journal*, 16(12). Available at:
<http://doi.wiley.com/10.2903/j.efsa.2018.5194>.

EFSA, 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. D. Schrenk et al., eds. *EFSA Journal*, 18(9). Available at: <http://doi.wiley.com/10.2903/j.efsa.2020.6223>.

EFSA, 2022. European Food Safety Authority. Available at:
<https://www.efsa.europa.eu/en>

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

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*,

Eurofins, 2018. Total Organofluorine Analysis & PFAS Investigations. Available at:
<https://cdnmedia.eurofins.com/apac/media/601777/environote-1080-tof.pdf>

Eurofins, 2022a. *Oplysninger modtaget pr. mail fra Eurofins*.

Eurofins, 2022b. Webinar d. 12. april 2022, Taryn McKnight, Eurofins.

Eurofins, 2022c. Air and Emissions. Available at:
<https://www.eurofinsus.com/environment-testing/pfas-testing/services/air-and-emissions/>

- Eurofins, 2023. *Datablad, TUP-projekt analysemetoder, under udarbejdelse, forventet færdig i 2023.*
- Europaparlamentet, 2020. EUROPAPARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV (EU) 2020/2184 af den 16 december 2020 om kvaliteten på drikkevand (omarbejdning). , 2019(november 1998), pp.1–62.
- 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 Environment Agency, 2019. Emerging chemical risks in Europe - PFAS? , pp.9–9. Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/emerging-chemical-risks-in-europe>.
- 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.*
- Faurbye, M., 2021. Løsninger og perspektiver ved termisk oprensning. ATV møde om Generationsforureninger, 9. nov. 2021
- Fenton, S.E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J.C., Lau, C., Ng, C., et al., 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), pp.606–630.
- Field, J., Schwichtenberg, T., Deeb, R.A., Hawley, E.L., Sayler, P.E.C., Bogdan, D., et al., 2021. Assessing the Potential for Bias in PFAS Concentrations during Groundwater and Surface Water Sampling. *SERDP Projekt ER19-1205*, (May), p.52. Available at: <https://www.serdpeestcp.org/Program-Areas/Environmental-Restoration/Risk-Assessment/ER19-1205>.
- Filipovic, M., 2015. *Fate of perfluoroalkyl acids in the aquatic environment*

with a focus on mass balance studies. Thesis. Stockholm University.

- 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>.
- 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. & 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>.
- Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, 2016. Screening for PFAS-forbindelser.
- Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse, 2018. Analyse og fingeraftryk af PFAS i brandslukningsskum.
- 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>.
- Fødevarestyrelsen, 2022. Fluorstoffer i fødevarer. Available at: https://www.foedevarestyrelsen.dk/Leksikon/Sider/Fluorstoffer_i_foedevarer.aspx
- 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>.
- Ghisi, R., Vamerali, T. & Manzetti, S., 2019. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research*, 169(June 2018), pp.326–341.

- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., Dewitt, J.C., Goldenman, G., Herzke, D., et al., 2020a. An overview of the uses of per- And polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes and Impacts*, 22(12), pp.2345–2373. Available at: <http://dx.doi.org/10.1039/D0EM00291G>.
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., Dewitt, J.C., Goldenman, G., Herzke, D., et al., 2020b. An overview of the uses of per- And polyfluoroalkyl substances (PFAS) - Electronic supplementary information. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 22(12), pp.2345–2373.
- Glüge, J., London, R., Cousins, I.T., Dewitt, J., Goldenman, G., Herzke, D., et al., 2021a. Information Requirements under the Essential-Use Concept: PFAS Case Studies- Supporting Information. *Environmental Science and Technology*.
- Glüge, J., London, R., Cousins, I.T., Dewitt, J., Goldenman, G., Herzke, D., et al., 2021b. Information Requirements under the Essential-Use Concept: PFAS Case Studies. *Environmental Science and Technology*.
- Göckener, B., Weber, T., Rüdél, H., Bücking, M. & Kolossa-Gehring, M., 2020. Human biomonitoring of per- and polyfluoroalkyl substances in German blood plasma samples from 1982 to 2019. *Environment International*, 145(September).
- 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/HBproevetag_hovedny.pdf.
- Gy, P., 1998. *Sampling for Analytical Purposes* -, Wiley.
- Hale, S. E., Arp, H. P., Slinde, G. A., Wade, E. J., Bjørseth K., Breedveld, G. D., Straith, B. F., Moe, K. G., Jartun, M., Høisæter, AA., 2017. Sorbent amendment as a remediation strategy to reduce PFAS mobility and leaching in a contaminated sandy soil from a Norwegian firefighting training facility. *Chemosphere* 171 (2017) pp. 9-18.

- 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/>.
- Heads of EPAs Australia and New Zealand, 2020. *PFAS National Environmental Management Plan VERSION 2.0 CONSULTATION DRAFT*, Available at: <https://www.epa.vic.gov.au/your-environment/land-and-groundwater/pfas-in-victoria/pfas-nemp-2-0>.
- Hees, P. Van, 2021. PFAS analysis: TOP assay and leaching from soil. In *ATV Jord og Grundvand. PFAS i jord, grundvand og overfladevand*.
- Held, T. & Reinhard, M., 2020. Remediation Management for Local and Wide-Spread PFAS Contaminations. Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Project No. (FKZ) 3717 76 231 0 Report No. FB000332/ENG, UBA Texte 205/2020
- 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>.
- Hinrichsen, H., 2022. Presentation of sustainable PFAS treatment technologies. SAFF – surface active foam fractionation. Presentation for IDA Miljø, april 2022.
- Hjelmar, O., 2007. Udvaskningstest - Værktøj til risikovurdering. *ATV Jord og Grundvand. Udvaskning fra forurennet 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>.
- Iery, R., 2020. *In Situ Thermal Treatment of PFAS in the Vadose Zone*, SERDP ESTCP project ER20-D1-5250. Available at: <https://www.serdp-estcp.org/Program-Areas/Environmental-Restoration/Contaminated-Groundwater/Emerging-Issues/ER20-5250>.
- ITRC, 2022a. PFAS - Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Interstate Technology Regulatory Council. Available at: <https://pfas-1.itrcweb.org/4-physical-and-chemical-properties/>
- ITRC, 2022b. Technical Resources for Addressing Environmental Releases of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Interstate Technology Regulatory Council*. Available at: <https://pfas-1.itrcweb.org/fact-sheets/>.
- ITRC, 2022c. Surface Water Foam. Interstate Technology Regulatory Council. Available at: https://pfas-1.itrcweb.org/16-surface-water-quality/#16_5.

- ITRC, 2022d. Sampling. Interstate Technology Regulatory Council. Available at: https://pfas-1.itrcweb.org/11-sampling-and-analytical-methods/#11_1
- ITRC, 2022e. About ITRC. Interstate Technology Regulatory Council. Available at: <http://www.itrc.org/>
- ITRC, 2022f. PFAS Fact Sheets. Interstate Technology Regulatory Council. Available at: <https://pfas-1.itrcweb.org/fact-sheets/>
- ITRC, 2022g. Treatment Technology Overview. www.itrc.org
- ITRC, 2022h. ITRC PFAS Regulations, Guidance and Advisory Values. Available at: https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fpfas-1.itrcweb.org%2Fwp-content%2Fuploads%2F2022%2F09%2FITRCPFASWaterandSoilValuesTables_AUG2022-Final.xlsx&wdOrigin=BROWSELINK
- 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.
- Janda, J., Nödler, K., Scheurer, M., Happel, O., Nürenberg, G., Zwiener, C., et al., 2019. Closing the gap-inclusion of ultrashort-chain perfluoroalkyl carboxylic acids in the total oxidizable precursor (TOP) assay protocol. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), pp.1926–1935.
- 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.*,
- Jha, G., Kankarla, V., McLennon, E., Pal, S., Sihi, D., Dari, B., et al., 2021. Per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in integrated crop–livestock systems: Environmental exposure and human health risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(23).
- Jiang, F., Zhao, H., Chen, H., Xu, C. & Chen, J., 2016. Enhancement of photocatalytic decomposition of perfluorooctanoic acid on CeO₂/In₂O₃. *RSC Adv.*, 6(76), pp.72015–72021. Available at:

<http://xlink.rsc.org/?DOI=C6RA09856H>.

- 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>.
- 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.
- 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.
- Kaasa, H., 2017. PFAS Experience from Norway. *ATV Vintermøde 2017. Fagsession 3 - PFAS - den nye trussel - hvad gør vi*, p.2017.
- Kabiri, S., Tucker, W., Navarro, D.A., Bräunig, J., Thompson, K., Knight, E.R., et al., 2022. Comparing the Leaching Behavior of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Contaminated Soils Using Static and Column Leaching Tests. *Environmental Science & Technology*, 56(1), pp.368–378. Available at: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c06604>.
- Kaboré, H.A., Vo Duy, S., Munoz, G., Méité, L., Desrosiers, M., Liu, J., et al., 2018. Worldwide drinking water occurrence and levels of newly-identified perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Science of the Total Environment*, 616–617(October), pp.1089–1100. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.210>.
- 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*.
- Kärman, A., Wang, T., Kallenborn, R., Langseter, A.M., Ræder, E.M., Lyche,

- J.L., et al., 2019. *PFASs in the Nordic environment*, Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Available at:
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:norden:org:diva-5520>.
- KEMI. PFAS-nätverk, 2022. Available at: <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas/pfas-natverk>
- Kikuchi, J., Wiberg, K., Stendahl, J. & Ahrens, L., 2018. Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites Analys av PFAS i mark från bakgrundsområden. *Naturvårdsverket*, NV-2219-17, pp.1–21. Available at: <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1200024/FULLTEXT01.pdf>.
- 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>.
- 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.
- Klima- og miljødepartementet, 2022. Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften). Del 1. Forurensset grunn og sedimenter. Kap. 2. Oprydding i forurensset grunn ved bygge- og gravearbeider. Available at: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_1#KAPITTEL_1
- Kotthoff, M., Fliedner, A., Rüdell, H., Göckener, B., Bücking, M., Biegel-Engler, A., et al., 2020. Per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – Levels and patterns in different matrices. *Science of the Total Environment*, 740, p.140116. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140116>.
- 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].
- 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, M.M. & Bossi, R. 2021. Omregning af PFAS mellem muskel og lever i fisk. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Teknisk rapport nr. 199. Available at: <http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf>

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*.

Lath, S., McLaughlin, M.J., Navarro, D., Losic, D., 2018. *Adsorption of PFOA using graphene-based materials. In: Chlorinated Proceedings, emerging contaminants, A9. PFAS Remediation, Abstracts and Presentations. Battelle*.

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>.

Lenschow, S.R., Christensen, A.G., Corneliusen, M. & Sckerl, H.R., 2022. Er PFAS i havet en kilde til forurening på landjorden ? *ING/WATERTECH*, pp.1–10. Available at: <https://pro.ing.dk/watertech/holdning/er-pfas-i-havet-en-kilde-til-forurening-paa-landjorden>.

Li, Y., Oliver, D.P. & Kookana, R.S., 2018. A critical analysis of published data to discern the role of soil and sediment properties in determining sorption of per and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Science of the Total Environment*, 628–629(February), pp.110–120. Available at:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.167>.

- 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, J.C., Hu, C.Y. & Lo, S.L., 2016a. 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, Y., Liu, Runzeng, Hu, F., Liu, Ruirui, Ruan, T. & Jiang, G., 2016b. 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.
- Lindblom, K., 2017. *PFAS in Gullspångsälvens catchment area*. Örebro Universitet. Available at: <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1178299>.
- 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 fluoroalkyl phosphate esters (PAPs) in soil. *Environmental Pollution*, 212, pp.230–237.
- 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, 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, 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.
- Livsmedelsverket, 2022. Riktvärden och åtgärdsgränser för vissa ämnen.
- Länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Jordbruksverket samt Havs- och vattenmyndigheten, 2022. PFAS vid deponier. Handläggarstöd med fokus på PFAS i lakvatten. Available at:
<https://www.miljosamverkansverige.se/wp-content/uploads/2022-01-27-Rapport-PFAS-vid-deponier.pdf>
- Mahinroosta, R., & Senevirathna, L., 2020. A review of the emerging treatment technologies for PFAS contaminated soils. *Journal of environmental management*, 255, 109896. Available at:
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109896>
- 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 Influence of Soil Characteristics and Hydrocarbon Fuel Cocontamination on the Solvent Extraction of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances. *Analytical Chemistry*, 89, pp.2539–2546.
- Meister, M., 2018. Gennemsnitsdanskere spiser 52 kilo kød om året. Available at: <https://www.food.dtu.dk/nyheder/nyhed?id=1481037a-8136-4db4-9d79-6767e6dc1592>.
- Miaz, L.T., Plassmann, M.M., Gyllenhammar, I., Bignert, A., Sandblom, O., Lignell, S., et al., 2020. Temporal trends of suspect-and target-

per/polyfluoroalkyl substances (PFAS), extractable organic fluorine (EOF) and total fluorine (TF) in pooled serum from first-time mothers in Uppsala, Sweden, 1996-2017. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 22(4), pp.1071–1083.

Michigan Department of Environment, 2021. *Surface Water Foam Study Report*, Available at: https://www.michigan.gov/pfasresponse/-/media/Project/Websites/PFAS-Response/Folder1/Folder2/Surface_Water_Foam_Study_Report_-_AECOM.pdf?rev=84742c87a97444e7a52d8bcd61f8e828&hash=E15B06562AAF074677336BE06FEE0C46.

Milinic, 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>.

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

Miljøministeriet, 2021a. Orientering om fund af TFA i grundvandet. *Miljø- og Fødevareudvalget*, MOF Alm. d(26 januar 2021).

Miljøministeriet, 2021b. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord. *Miljøministeriet*, (18), p.13. Available at: <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/sundhedskvalitetskriterier/graensevaerdier-for-jord/>.

Miljøministeriet, 2022a. BEK nr 972 af 21/06/2022. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Available at: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/972>

Miljøministeriet, 2022b. *Vejledning om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg ning. Drikkevandsvejledning. Vejledning nr. 55*,

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, 2017. *Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvand, kystvande og grundvand.*,

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

Miljøstyrelsen, 2006. Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden. Vejledning nr. 5. *Miljøstyrelsen*, (5).

- Miljøstyrelsen, 2015. Datablade: Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser) incl. PFOA, PFOS og PFOSA. *Miljøstyrelsen*, pp.1–4.
Available at: <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/datablade-for-stoffer-med-jord-og-drikkevandskvalitetskriterier/>.
- Miljøstyrelsen, 2019. Datablade: Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser) incl. PFOA, PFOS og PFOSA. *Miljøstyrelsen*, pp.1–4.
Available at: <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/datablade-for-stoffer-med-jord-og-drikkevandskvalitetskriterier/>.
- Miljøstyrelsen, 2020a. Kandidatlisten under REACH. Available at:
<https://mst.dk/kemi/kemikalier/stoflister-og-databaser/kandidatlisten/>
- Miljøstyrelsen, 2020b. Listen over uønskede stoffer. Available at:
<https://mst.dk/kemi/kemikalier/stoflister-og-databaser/listen-over-uønskede-stoffer/>
- Miljøstyrelsen, 2021a. PFAS i spildevandsslam – en foreløbig vejledende grænseværdi. Available at: <https://mst.dk/media/228003/bilag-1-vejledende-graensevaerdi-for-pfas-i-spildevandsslam.pdf>.
- Miljøstyrelsen, 2021b. Første skridt mod anvendelsesbegrænsning af per- og polyfluoralkyl stoffer (PFAS) i Europa. Available at:
<https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jul/foerste-skridt-mod-anvendelsesbegransning-af-per-og-polyfluoralkyl-stoffer-pfas-i-europa/>
- Miljøstyrelsen, 2021c. Tjekliste for myndighedskoordinering af PFOS-sager på brandøvelsespladser. Available at: <https://mst.dk/media/227541/pfos-tjekliste.pdf>.
- Miljøstyrelsen, 2021d. Anvendelse af Sorbicell i vandløb sammenlignet med grab sample. Miljøprojekt nr. 2168. Available at:
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/04/978-87-7038-301-1.pdf>
- Miljøstyrelsen, 2021e. Prøvetagningsstrategier til undersøgelse af overfladejord - udredningsprojekt. Miljøprojekt nr. 2173. Available at:
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/06/978-87-7038-323-3.pdf>
- Miljøstyrelsen, 2022a. Bliv klogere på PFAS-forurening. Available at:
<https://mst.dk/service/nyheder/bliv-klogere-paa-pfaspfos-forurening/>
- Miljøstyrelsen, 2022b. Spørgsmål og svar om udledning af visse forurenende stoffer til vandmiljøet. Available at: <https://mst.dk/natur-vand/vand-i->

hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-reenser-vi-det/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/#17

Miljøstyrelsen, 2022c. Overvågning. Miljøstyrelsen overvåger naturens og vandmiljøets tilstand. Available at: <https://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/>

Miljøstyrelsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet samt GEUS – De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, 2017. NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Available at: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf>

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>.

Morales-McDevitt, M. E., Becanova, J., Blum, A., Bruton, T. A., Vojta, S., Woodward, M., & Lohmann, R., 2021. The air that we breathe: Neutral and volatile PFAS in indoor air. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(10), 897-902. Available at: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.estlett.1c00481>

MPART (Michigan PFAS Action Response Team), 2022. PFAS Sampling Guidance. Available at: <https://www.michigan.gov/pfasresponse/investigations/sampling-guidance>

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://qsar.db.food.dtu.dk/Danish_QSAR_Database_Draft_User_manual.pdf.

National Institutes of Health, 2022. PubChem. Available at: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

- Naturstyrelsen, 2014. Brev til Danske kommuner: Undersøgelse for perfluorerede stoffer i grundvand. *Naturstyrelsen*.
- Naturstyrelsen, 2015. Hvad kontrolleres drikkevand for ? *Naturstyrelsen*. Available at: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vand-i-hverdagen/drikkevand/kontrol-af-drikkevand/hvad-kontrolleres-drikkevandet-for/>.
- Newell, C. J., Adamson, D. T., Kulkarni, P. R., Nzeribe, B. N., Connor, J. A., Popovic, J., & Stroo, H. F., 2021a. Monitored natural attenuation to manage PFAS impacts to groundwater: Scientific basis. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 41(4), 76-89. Available at: <https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gwmr.12486>
- Newell, C. J., Adamson, D. T., Kulkarni, P. R., Nzeribe, B. N., Connor, J. A., Popovic, J., & Stroo, H. F., 2021b. Monitored natural attenuation to manage PFAS impacts to groundwater: Potential guidelines. *Remediation*, 31, 7–17. Available at: <https://doi.org/10.1002/rem.21697>
- 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>.
- Nguyen, T.M.H., Bräunig, J., Thompson, K., Thompson, J., Kabiri, S., Navarro, D.A., et al., 2020. Influences of Chemical Properties, Soil Properties, and Solution pH on Soil–Water Partitioning Coefficients of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science & Technology*, 54(24), pp.15883–15892. Available at: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c05705>.
- 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 punktkildeforurennet grundvand. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1575*, (1575).
- Nordic Council of Ministers, 2019. *PFASs in the Nordic Environment. Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and Extractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment. TemaNord 2019:515* A. Kärman et al., eds., Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Available at: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:norden:org:diva-5520>.

- OECD, 2002. *HAZARD ASSESSMENT OF PERFLUOROOCTANE SULFONATE (PFOS) AND ITS SALTS. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL*,
- OECD, 2018a. OECD. Towards a new comprehensive Global Database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Available at: <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-management/global-database-of-per-and-polyfluoroalkyl-substances.xlsx>.
- OECD, 2018b. Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Summary report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Series on Risk Management*, No. 39.(39), pp.1–24. Available at: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/>.
- OECD, 2021. Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances : Recommendations and Practical Guidance. *OECD Series on Risk Management*, (61), pp.1–45. Available at: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/terminology-per-and-polyfluoroalkyl-substances.pdf>.
- 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>.
- Pan, Y., Zhang, H., Cui, Q., Sheng, N., Yeung, L.W.Y., Sun, Y., et al., 2018. Worldwide Distribution of Novel Perfluoroether Carboxylic and Sulfonic Acids in Surface Water. *Environmental Science and Technology*, 52(14), pp.7621–7629.
- 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.
- Peaslee, G., 2020. Developing PIGE into a Rapid Field-Screening Test for

PFAS. Available at: <https://www.serdp-estcp.org/index.php/Program-Areas/Environmental-Restoration/Contaminated-Groundwater/Monitoring/ER19-1142>

- Pettersson, M., Ländell, M., Ohlsson, Y., Kleja, D.B. & Tiberg, C., 2015. Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten.
- Phong Vo, H.N., Ngo, H.H., Guo, W., Hong Nguyen, T.M., Li, J., Liang, H., et al., 2020. Poly-and perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A comprehensive review from sources to remediation. *Journal of Water Process Engineering*, 36(May), p.101393. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101393>.
- Prevedouros, K., Cousins, I.T., Buck, R.C. & Korzeniowski, S.H., 2006. Sources, Fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*, 40(1), pp.32–44. Available at: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0512475>.
- Rambøll, 2007. GISP - Prioriteringssystem for kortlagte ejendomme. Dokumentationsrapport ver. Oe. *Danske Regioner*.
- Rambøll, 2022. Personlig kommunikation. Aldo Trezzi, Rambøll Italy.
- Ramsey, C., 2013. Sampling for Defensible Environmental Decision. *EnviroStat Inc*.
- Reflab, 2022. Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS- forbindelser) i grundvand og drikkevand. *Metodedatablade MO68*.
- Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, 2022. Branchebeskrivelser. Available at: <https://www.miljoeogressourcer.dk/udgivelser.php?lix-type=Branchebeskrivelse>
- 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>.
- RIVM, 2021. Handelingskader voor hergebruik van PFAS-houdende grond en baggerspecie. Available at: <https://open.overheid.nl/repository/ronl-96a54784-bc6d-4c1f-b99e-862a347554fd/1/pdf/2021335279-1-geactualiseerde-versie-handelingskader-pfas.pdf>
- Rodowa, A. E., Christie, E., Sedlak, J., Peaslee, G. F., Bogdan, D., DiGuseppi B., and Field, J. A., 2020, *Environmental Science & Technology*, 7 (3), pp.156-163.

- Rosenblum, L. & Wendelken, S.C., 2019. Method 533: Determination of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Drinking Water by Isotope Dilution Anion Exchange SPE and LC-MS/MS. *EPA Document No. 815-B-19-020*, pp.1–52. Available at: <https://www.epa.gov/dwanalyticalmethods/method-533-determination-and-polyfluoroalkyl-substances-drinking-water-isotope>.
- Ross, I., 2016. The Emerging Issue PFAS – Poly- and perfluoroalkyl substances. Big Picture, Challenges and Solutions. *ARCADIS*, (August).
- Rutting, M.A.. & Groot, R.M., 2020. *Bodemkwaliteitskaart PFAS voor de deelnemende gemeenten in Noord-Brabant*,
- 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.
- Schaidler, L. A., Balan, S. A., Blum, A., Andrews, D. Q., Strynar, M. J., Dickinson, M. E., Lunderberg, D. M., Lang, J. R. & Peaslee, G. F., 2017. Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters* 4(3), pp. 105-111.
- 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.
- Schwichtenberg, T., Bogdan, D., Carignan, C.C., Reardon, P., Rewerts, J., Wanzek, T., et al., 2020. PFAS and Dissolved Organic Carbon Enrichment in Surface Water Foams on a Northern U.S. Freshwater Lake. *Environmental Science and Technology*, 54(22), pp.14455–14464.
- 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.
- Shoemaker, J. & Tettenhorst, D., 2018. Method 537.1 Determination of selected per- and polyfluorinated alkyl sub-stances in drinking water by solid phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry (LC/MS/MS). *EPA Document no. EPA/600/R-18/352*, 1, pp.1–50. Available at: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=343042&Lab=NERL.
- Simonnet-Laprade, C., Budzinski, H., Maciejewski, K., Le Menach, K., Santos, R., Alliot, F., Goutte, A. & Labadie, P., 2019. Biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the food web of an urban river: assessment of the trophic transfer of targeted and unknown precursors and implications. *Environmental Science: processes & Impacts*, pp.1864-1874.
- Slagelse Kommune, 2022. PFOS-forurening i Korsør. Available at: <https://www.slagelse.dk/borger/bolig-og-affald/el-vand-varme-og-kloak/spildevand/pfos-forurening-i-korsoer>
- Slagelse Kommune, 2021. Fødevarestyrelsens analyse viser høje niveauer af PFOS i kød fra kogræsserforening. Available at: <https://www.slagelse.dk/nyt-og-presse/nyheder/2021/marts/foedevarestyrelsens-analyse-viser-hoeje-niveauer-af-pfos-i-koed-fra-kograesserforening>.
- 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, 2019. All POPs listed in the Stockholm Convention. Available at: <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- 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., McMahan, 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>.
- Sundhedsstyrelsen, 2022a. *Helbredseffekter af PFOA, PFNA, PFOS og PFHxS*, Available at: <https://www.sst.dk/da/Udgivelser/2022/Helbredseffekter-af-PFOA-PFNA-PFOS-og-PFHxS>.
- Sundhedsstyrelsen, 2022b. *Til dig , der har været udsat for PFAS*, Available at: <https://www.sst.dk/da/Udgivelser/2022/Til-dig-der-har-vaeret-udsat-for-PFAS>.
- Sundhedsstyrelsen, 2022c. *Vejledning til almen praktiserende læger om borgere udsat for PFAS*, Available at: <https://www.sst.dk/da/Udgivelser/2022/Vejledning-til-almen-praktiserende-laeger-om-borgere-udsat-for-PFAS>.
- 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.
- Söregård, M., Lindh, A.S., Arhens, L., 2020. *Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per-fluoroalkyl substances*
- 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>.
- Thomas, R., Jenkins, K., Landale, B., Trigger, G., Holsen, T. M., Dore, S., ... & Wasielewski, J., 2020. Evaluation of PFAS treatment technology: Alkaline ozonation. *Remediation Journal*, 30(3), 27-37. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/rem.21654>
- 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>.

Tighe, M., Jin, Y., Whitehead, H. D., Hayes, K., Lieberman, M., Pannu, M., Plumlee, M. H., & Peaslee, G. F., 2021. Screening for Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Water with Particle Induced Gamma-Ray Emission Spectroscopy. *ACS ES&T Water* 2021 1 (12), 2477-2484. Available at: <https://pubs.acs.org/action/showCitFormats?doi=10.1021%2Facs.estwater.1c00215&href=/doi/10.1021%2Facs.estwater.1c00215>

TOPDA, 2022. Perfluoropolyether Carboxylic Acid. Available at: <https://www.fluorochemie.com/product/perfluoropolyether-carboxylic-acid>

Travar, I., Uwayezu, J. N., Kumpiene, J., & Yeung, L. W., 2021. Challenges in the PFAS Remediation of Soil and Landfill Leachate: A Review. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 2(2), 1-1. Available at: <http://www.lidsen.com/journals/aeer/aeer-02-02-006>

TRC, 2021. PFAS Air Emissions Standards and Trends for Summer 2021. Available at: <https://www.trccompanies.com/insights/pfas-air-emissions-standards-and-trends-for-summer-2021/>

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*.

US EPA; Water Research Foundation, 2016. FACT SHEET PFOA & PFOS Drinking Water Health Advisories. , (May), pp.1–4.

- US EPA, 2021a. EXTERNAL PEER REVIEW DRAFT Proposed Approaches to the Derivation of a Draft Maximum Contaminant Level Goal for Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) (CASRN 1762-23-1) in Drinking Water. , (822D21002), p.726. Available at: https://sab.epa.gov/ords/sab/f?p=100:19:7777001557924:::19:P19_ID:963#doc.
- US EPA, 2021b. EXTERNAL PEER REVIEW DRAFT Proposed Approaches to the Derivation of a Draft Maximum Contaminant Level Goal for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) (CASRN 335-67-1) in Drinking Water. , (822).
- US EPA, 2022. Technical Fact Sheet: Drinking Water Health Advisories for Four PFAS (PFOA, PFOS, GenX chemicals, and PFBS). *Drinking Water Health Advisories*, (October 2021), pp.1–7. Available at: <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-health-advisories-genx-chemicals-and-pfbs>.
- 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 fluoroalkyl 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.
- VMR, 2018. *Notat fremsendt af VMR*.
- 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 perfluoro-

alkyl sulfonates (PFAS) from aqueous solution using permanently confined micelle arrays (PCMA). *Separation and Purification Technology*, 138, pp.7–12.

- 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, 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 Poly fluoroalkyl Substances (PFASs)?
- 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*, 51(5), pp.2508–2518. Available at: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.6b04806>.
- 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.

Wikipedia, 2022. Polytetrafluoroethylene. Available at: <https://en.wikipedia.org/wiki/Polytetrafluoroethylene>

Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M. & Jones, C.R., 2004. Passive Sampling Survey 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

Winkens, K., Koponen, J., Schuster, J., Shoeib, M., Vestergren, R., Berger, U., et al., 2017. Perfluoroalkyl acids and their precursors in indoor air sampled in children's bedrooms *. *Environmental Pollution*, 222, pp.423–432.

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. *Environmental Science & Technology*, 38(21), pp.5522–5528.

Yan, B., Munoz, G., Sauvé, S., & Liu, J., 2020. Molecular mechanisms of per- and polyfluoroalkyl substances on a modified clay: a combined experimental and molecular simulation. *Water Research*, 184, 116166. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116166>

Yang, P., Wang, Y., Lu, J., Tishchenko, V., & Huang, Q., 2020. Electrochemical Oxidation of Perfluorooctanesulfonate by Magnéli Phase Ti₄O₇ Electrode in the Presence of Trichloroethylene. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 1(4), 1-1. Available at: <https://lidsen.com/journals/aecer/aecer-01-04-006>

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, M., Wang, P., Lu, Y., Lu, X., Zhang, A., Liu, Z., et al., 2020. Bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in vegetables from the largest vegetable production base of China. *Environment International*, 135(May 2019), p.105347. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105347>.
- 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>.
- Zhang, Z., Sarkar, D., Biswas, J.K. & Datta, R., 2022. Biodegradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review. *Bioresource Technology*, 344, p.126223. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852421015650>.
- 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 (alfabetisk)

PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterium er vist med rødt.

Forslag til de øvrige 17 relevante stoffer, jf.

Tabel 4.8 er vist med blå.

Forslag til de 15 stoffer af interesse, jf. Tabel 4.9 er vist med grønt.

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	CAS nr.	Formel	Antal C i C-F-kæden
4:2 FTOH	4:2 Fluorotelomer alkohol	S	2043-47-2	$C_4F_9 \cdot C_2H_4 \cdot OH$	4
5:3 FTCA	5:3 Fluorotelomer carboxylsyre	S	914637-49-3	$C_5F_{11} \cdot C_2H_4 \cdot CO_2H$	5
6:2 DiPaP	6:2 Fluorotelomer fosfodiester	S	57677-95-9	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O)_2 \cdot PO_2H$	6
6:2 /8:2 DiPaP	6:2/8:2 Fluorotelomer fosfodiester	S	943913-15-3	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot PO_2H \cdot O \cdot C_2H_4 \cdot C_8F_{17}$	6/8
6:2 FTOH	6:2 Fluorotelomer alkohol	S	647-42-7	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	6
6:2 FTCA	6:2 Fluorotelomer carboxylsyre	S	53826-12-3	$C_6F_{13} \cdot CH_2 \cdot COOH$	6
6:2 FTS	6:2 Fluorotelomer sulfonsyre	S	27619-97-2	$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	6
6:2 FtTAoS	6:2 Fluorotelomer thioamidossulfonat	S		$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot S \cdot C_2H_4 \cdot CO \cdot NH \cdot C(CH_3)_2 \cdot CH_2 \cdot SOO^-$	6
6:2FTSAB	6:2 fluorotelomer sulfonamidbetaine	S		$C_6F_{13} \cdot C_2H_4 \cdot SO_2 \cdot NH \cdot C_3H_6 \cdot N(CH_3)_2 \cdot CH_2 \cdot COO^-$	6
8:2 DiPaP	8:2 Fluorotelomer fosfodiester	S	678-41-1	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O)_2 \cdot PO_2H$	8
8:2 FTCA	8:2 fluorotelomer carboxylsyre	S	27854-31-5	$C_8F_{17} \cdot CH_2 \cdot COOH$	8
8:2 FTUCA	8:2 fluorotelomer umættede carboxylsyre	S	70887-84-2	$C_7F_{15} \cdot CF=CH \cdot COOH$	8
8:2 FTOH	8:2 Fluorotelomer alkohol	S	865-86-1	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8
8:2 FTS	8:2 Fluorotelomer sulfonat	S	39108-34-4	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot SO_3H$	8
8:2 FtTAoS	8:2 Fluorotelomer thioamidossulfonat	S		$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot S \cdot C_2H_4 \cdot CO \cdot NH \cdot C(CH_3)_2 \cdot CH_2 \cdot SOO^-$	8
10:2 FTOH	10:2 Fluorotelomer alkohol	S	678-39-8	$C_{10}F_{21} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	10
10:2 FTCA	10:2 fluorotelomer carboxylsyre	S	53826-13-4	$C_{10}F_{21} \cdot CH_2 \cdot COOH$	10
12:2 FTOH	12:2 Fluorotelomer alkohol	S	39239-77-5	$C_{12}F_{25} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	12
14:2 FTOH	14:2 Fluorotelomer alkohol	S		$C_{14}F_{29} \cdot C_2H_4 \cdot OH$	14
Adona	4,8-dioxa-3H-perfluornonansyre	S	919005-14-4	$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot O \cdot CHF \cdot CF_2 \cdot COOH$	1+6
AFFN	Ammoniumperfluomonanoate	S	4149-60-4		8
DiPAP'er	Polyfluoroalkylfosfonsyre diester	G		$(O)P(OH)(OCH_2CH_2C_nF_{2n+1})(OCH_2CH_2C_mF_{2m+1})$	n,m
DiSAmPAP	DiSAmPAP	S	2965-52-8	$[C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N \cdot (C_2H_5) \cdot C_2H_4 \cdot O]_2 \cdot PO_2H$	8
EEA	Perfluor[(2-ethyloxy-ethoxy)eddikesyre (Cas 908020-52-0)]	S	908020-52-0	$CF_3 \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot O \cdot CF_2 \cdot COOH$	4
F-53B Hoved	9CL-PF3ONS CAS 756426-58-1	S	756426-58-1	$CClF_2 \cdot C_5F_{10} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	6+2
F-53B Minor	11-Cl-PF3OUds CAS 763051-92-9	S	763051-92-9	$CClF_2 \cdot C_7F_{14} \cdot O \cdot C_2F_4 \cdot SO_3H$	8+2
FASA'er	Perfluoroalkyl sulfonamider	G			n
FASAC'er	Perfluoroalkane sulfonamidoethyl methacrylater	G			n

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	CAS nr.	Formel	Antal C i C-F-kæden
	(også som n:2 fluorotelomer)				
FASE'er	Perfluoralkyl sulfonamidoethanoler	G			n
FASMAC'er	Perfluoralkyl sulfonamidoethyl methacrylater	G			n
FASAA	Fluoroalkyl sulfonamideddikesyrer	G			n
FOSA	se PFOSA	S	754-91-6		8
FOSE	Perfluorooktan sulfonamidoethanol	S	10116-92-4	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH \cdot C_2H_5 \cdot OH$	8
FASE'er	Perfluoroalkyl sulfonamidoethanoler	G			n
PFOSAA	Perfluoroktanesulfonamidoeddikesyre	S	2806-24-8	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH \cdot (CH_2 \cdot CO_2H)$	8
Fluoracrylat	CASnr. 27905-45-9	S	27905-45-9	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot O \cdot CO \cdot CH \cdot CH_2$	8
FTA'er	Fluorotelomer syrer	G			n
FTCA'er	Fluorotelomercarboxylsyre	G			n
FTMAP'er	Fluorotelomer mercaptoalkyl fosfonesterer	G			n
FTP	Fluorotelomer polymer	G			n
FtTAoS'er	Fluorotelomer thioamido sulfonater	G			n
GenX	HFPO-DA Perfluor(2-methyl-3-oxahexan)syre	S	13252-13-6	$CF_3 \cdot O \cdot CF(CF_3) \cdot COOH$	3+2
H4PFUnA	2H,2H,3H,3H-perfluorundekansyre	S	34598-33-9	$C_8F_{17} \cdot C_2H_4 \cdot COOH$	8
HFP	Hexafluorpropylen (Polymer)	G			n
n:2 FASAC'er	n:2 fluorotelomer alkylsulfonamidoethyl methacrylater (også som n:2 fluorotelomer)	G			n
n:2 FAS-MAC'er	n:2 fluorotelomer alkylsulfonamidoethyl methacrylater	G			n
N-EtFOSA	N-Ethyl perfluoroktansulfonamid	S	4151-50-2	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH \cdot (C_2H_5)$	8
N-EtFOSE	N-ethyl perfluoroktansulfonamidoethanol	S	1691-99-2	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot C_2H_5 \cdot OH$	8
N-EtFOSAA	N-Ethyl perfluoroktane sulfonamidoeddike syre	S	2991-50-6	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(C_2H_5) \cdot CH_2 \cdot COOH$	8
N-MeFOSA	N-Methyl perfluoroktansulfonamid	S	31506-32-8	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot NH \cdot (CH_3)$	8
N-MeFOSE	N-Methyl perfluoroktansulfonamidoethanol	S	24448-09-7	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot C_2H_4 \cdot OH$	8
N-MeFOSAA	N-Methyl perfluoroktansulfonamidoeddike-syre	S	2355-31-9	$C_8F_{17} \cdot SO_2 \cdot N(CH_3) \cdot CH_2 \cdot COOH$	8
PAP'er	Polyfluoralkyl fosfonsyre ester / Polyfluoral- kylfosfonater /(n:2) Fluorotelomer fosfonater	G		$(O)P(OH)_3 \cdot x(O \cdot CH_2CH_2C_nF_{2n+1})_x$	n
PASF	Perfluoroalkane sulfonyl fluorid	G			n
PFAI'er	Perfluoralkyl iodid	G		$C_mF_{2m+1}I$	n
PFAS	Perfluor og polyfluoralkyl forbindelser	G			n
PFBA	Perfluorbutansyre	S	375-22-4	$C_3F_7 \cdot COOH$	3
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	S	375-73-5	$C_4F_9 \cdot SO_3H$	4
PFCA'er	Perfluoralkyl carboxylsyre	G			n
PFDA	Perfluordecansyre	S	335-76-2	$C_9F_{19} \cdot COOH$	9
PFDoDA	Perfluordodecansyre	S	307-55-1	$C_{11}F_{23} \cdot COOH$	11
PFDoDS	Perfluordodecansulfonsyre	S	335-77-3	$C_{12}F_{25} \cdot SO_3H$	12
PFDS	Perfluordecansulfonsyre	S	335-77-3	$C_{10}F_{21} \cdot SO_3H$	10
PFECA'er	Perfluoralkyl ether carboxylsyre	G		$C_nF_{2n+1} \cdot O \cdot C_mF_{2m+1} \cdot R$	n
PFECHS	Perfluorethylcyclohexansulfonate	S		$C_2F_5 \cdot C_6F_{10} \cdot SO_3H$	8
PFESA'er	Perfluoralkyl ether sulfonsyre	G		$C_nF_{2n+1} \cdot O \cdot C_mF_{2m+1} \cdot R$	n
PFEtS	Perfluorethylsulfonate (C2)	S		$C_2F_5 \cdot SO_3H$	2
PFHpA	Perfluorheptansyre	S	375-85-9	$C_6F_{13} \cdot COOH$	6

Forkortelse	PFAS Stofnavn	Gruppe (G) /Stofnavn (S)	CAS nr.	Formel	Antal C i C-F-kæden
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre	S	375-92-8	C₇F₁₅•SO₃H	7
PFHxA	Perfluorhexansyre	S	307-24-4	C₅F₁₁•COOH	5
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre	S	355-46-4	C₆F₁₃•SO₃H	6
PFNA	Perfluornonansyre	S	375-95-1	C₈F₁₇•COOH	8
PFNS	Perfluornonansulfonsyre	S	68259-12-1	C₉F₁₉•SO₃H	9
PFO	Perfluoroktanate (ion form af PFOA)	S	335-67-1	C₇F₁₅•COO-	7
PFOA	Perfluoroktansyre	S	335-67-1	C₇F₁₅•COOH	7
PFOS	Perfluoroktansulfonsyre	S	1763-23-1	C₈F₁₇•SO₃H	8
PFOSA (FOSA)	Perfluoroktansulfonamid	S	754-91-6	C₈F₁₇•SO₂•NH₂	8
PFPA'er	Perfluorfosfonater	G		C_nF_{2n+1}•PO₃•H₂	n
PFPE	Perfluorpolyethere (PFPE'er),	G			n
PFPeA	Perfluorpentansyre	S	2706-90-3	C₄F₉•COOH	4
PFPeS	Perfluorpentansulfonsyre	S	2706-91-4	C₅F₁₁•SO₃H	5
PFPIA'er	Perfluorfosfoninater	G		C_nF_{2n+1}•PO₂H•C_mF_{2m+1}	n,m
PFPrS	Perfluorpropansulfonate (C3)	S	423-41-6	C₃F₇•SO₃H	3
PFSA'er	Perfluoralkyl sulfonsyrer	G			n
PFTeDA	Perfluortetradecansyre	S	376-06-7	C₁₃F₂₇•COOH	13
PFTrDA	Perfluortridecansyre	S	72629-94-8	C₁₂F₂₅•COOH	12
PFUnDA (PFUnA)	Perfluorundecansyre	S	2058-94-8	C₁₀F₂₁•COOH	10
PFUnDS	Perfluorundecansulfonsyre	S	749786-16-1	C₁₁F₂₃•SO₃H	11
PFTrDS	Perfluortridecansulfonsyre	S	791563-89-8	C₁₃F₂₇•SO₃H	13
PFAA'er	Perfluoralkylsyrer	G			n
POSF	Perfluoroktan sulfonfluorid	S		C₈F₁₇•SO₂•F	8
PTFE	Polytetrafluorethylen Teflon® (Polymer)	G			n
PVDF	Polyvinyliden fluorid (Polymer)	G			n
PVF	Polyvinyl fluorid (Polymer)	G			n
TFA	Trifluoreddikesyre	S	76-05-1	CF₃•COOH	1
TFE	Tetrafluorethylen (Polymer)	G			n

Bilag 1-2 Ordliste og forkortelser for termer og teknikker (alfabetisk)

Ordliste/ forkortelse	Definition
Abiotisk	Ikke biologisk
AFFF	Aqueous Film Forming Foam
Anioniske tensider	Overfladeaktive stoffer 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 interessante såfremt de indgår i fødekæden.
Blandbart	Blandbart betyder, at stoffet kan blandes med vand i alle forhold, dvs. op til 100%
BAF	Bioakkumuleringsfaktoren er koncentrationen i organismen (f.eks. afgrøder eller dyr) ift. koncentrationen i jord eller sedimet.
BCF	Biokoncentrationsfaktoren: Koncentrationen i fisk eller væv ift. koncentrationen i vandfasen.
BMF	Biomagnifikationsfaktoren er koncentration af et stof i rovdyret ift koncentrationen i rovdyrets bytte (føde).
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 sikkerhedsgrenser 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. Se (Miljø-og Fødevarerministeriet 2021).
CIC	Combustion ion chromatografi - 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.
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid. Tung ikke vandblandbar væske med en begrænset opløselighed og en større densitet end vand, hvorfor der dannes en væskefase som synker til bunden af grundvandszonen,
DTS	DTS system (Distributed temperature sensing) - et fiber optisk kabel logger temperatur tidsligt og rumligt, kvalitativ metode
ECF	Elektrokemisk fluorering – en process til produktion af PFAS-forbindelser med fri radikaler. Processen producerer mange isomere og forgrenede homologer.
ECHA	EU's Kemikalieagentur – European Chemicals Agency. Se (ECHA 2022).
EFSA	European Food Safety Authority. Se (EFSA 2022).
EQS	Environmental Quality Standards
EQSD	The Directive on Environmental Quality Standards – EU
EU	Den Europæiske Union (European Union)
FFFP	Film Forming Fluoroprotein Foam - en brandslukningsskumtype

Ordliste/ forkortelse	Definition
FP	Fluoroprotein - en brandslukningsskumtype
FTICR-MS	Fourier-transform ion cyclotron resonance mass spectrometry - analyseteknik
GSI	GSI Mann Kendall toolkit for Constituent Trend Analysis
HED	Human equivalent dose - anvendes ved vurdering toksikologiske grænseværdier.
Homologe forbindelser	En serie af organiske forbindelser, f.eks. PFCA –perfluoralkylcarboxylsyre, 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 ($\text{C}_3\text{F}_7\text{•COOH}$), PFPeA ($\text{C}_4\text{F}_9\text{•COOH}$) og PFHxA ($\text{C}_5\text{F}_{11}\text{•COOH}$). Sådanne homologe forbindelser har som regel lignende kemiske egenskaber, og de fysiske egenskaber ændres ofte på en regelmæssig måde.
HPLC	High Performance Liquid Chromatography (højtryksvæskechromatografi) – analyseteknik
HRMS	High resolution mass spectrometry- analyseteknik
ITRC	Interstate Technology Regulatory Council -PFAS-webside https://pfas-1.itrcweb.org/
Kandidatlisten	Kandidatlisten er en liste over særligt problematiske stoffer. Se (Miljøstyrelsen 2020a).
Kationiske tensider	Overfladeaktive stoffer med en positiv ladning
K_{aw}	Fordelingskoefficient mellem luft og vand (dimensionsløs) (svarer til Henry's konstant)
K_d	Fordelingskoefficient mellem sorberet og opløst stof
LC-MS/MS	Væske kromatografi tandem massespektrometri - analyseteknik
LC-QTOF-MS/MS	Væskechromatografi med quadrupole time-of-flight massespektrometri - analyseteknik
LHA	Lifetime health advisory som udgivet af den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA) - anvendes ved vurdering af 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 væskefase ovenpå vand-spejlet.
Log K_{oc}	Log af fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand
Log K_{ow}	Log af fordelingskoefficient mellem oktanol og vand
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. Se (Miljøstyrelsen 2020b).
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.

Ordliste/ forkortelse	Definition
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. Se (Miljøstyrelsen 2022c).
Orbitrap MS	Orbitrap massespektrometri - analyseteknik
Overfladeaktiv	Overfladeaktive stoffer nedsætter spændingen i overflader eller grænseflader mellem to faser, se tensider .
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 ₂ F ₆)
pH	Talværdi for surhedsgraden af en vandig opløsning. $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$.
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 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) (OECD 2021).
QSAR	Quantitative structure–activity relationship models Kvantitative struktur-aktivitetsrelations-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
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (registrering, vurdering, godkendelse og begrænsning af kemikalier). Se REACH hos EU og (Miljøstyrelsen 2020a).
RfD	Udtrykket Reference Dose (RfD) anvendes af den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA), og er et sammenlignelig mål for den acceptable daglige indtagelse (ADI)
SML	Surface micron layer – øverste 50 µm på vandoverflade i søer, vandløb og havvand
SWF	Surface Water Foam – skum der dannes ovenpå vandoverflade i søer, vandløb og havvand
Sonolyse	Sonolyse er brug af ultralyd til dannelse af mikroskopiske bobler, som ved kollaps ved høje temperaturer igangsætter kemiske reaktioner f.eks. degenerering af PFAS
SIG	Den svenske ”Statens geotekniska institut”
SPE	Fast fase ekstraktion - analyseteknik
TDI	Tolerabelt dagligt indtag
TWI	Tolerabelt ugentligt indtag
Telomerisering	Telomerisering TM er en proces til produktion af PFAS-forbindelser, hvor der tilføjes 2 kulstofenheder til en kulstofkæde – for PFAS-forbindelse er der tale om 2 enheder til den fluorkulstofkæden. Processen omfatter en reaktion, hvor tetrafluorethen reagerer med iodid og danner ligekædede perfluorerede iodider med kæder, der generelt har et lige antal kulstofatomer. Ved processen dannes hovedsagelig lineære PFAS-forbindelser med en lige antal kulstofatomer i fluorkulstofkæden.

Ordliste/ forkortelse	Definition
Tensider	Overfladeaktive stoffer (surfaktanter/tensider/detergenter). 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
VMR	Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer
Zwitterioniske tensider	Overfladeaktive stoffer med både negativ og positiv ladning

Bilag 2

PFAS og anvendelsesformål

Bilag 2-1 Tabel over de benævnte PFAS-typer, deres forkortelse, formler og anvendelsesformål

Navn	Forkortelse	Formel	Anvendelse*
Perfluoralkyl syre	PFAA		
Perfluoralkyl carboxylsyre	PFCA	$C_nF_{2n+1}COOH$	Se PFOA
Perfluorbutansyre	PFBA	C_3F_7COOH	Tensid-
Perfluorpentansyre	PFPeA	C_4F_9COOH	Tensid
Perfluorhexansyre	PFHxA	$C_5F_{11}COOH$	Tensid
Perfluorheptansyre	PFHpA	$C_6F_{13}COOH$	Tensid
Perfluoroktansyre	PFOA	$C_7F_{15}COOH$	Tensid, AFFF, madindpakning, tekstildækning, metaldækning, plastikdækning, papirdækning, fotografidækning, semikondukterer, produktion af polymerer, insektspray, ukrudtspray, Teflon.
Perfluornonansyre	PFNA	$C_8F_{17}COOH$	Tensid, produktion af polymerer
Perfluordekansyre	PFDA	$C_9F_{19}COOH$	Tensid
Perfluorundekansyre	PFUnDa	$C_{10}F_{21}COOH$	Tensid
Perfluordodekansyre	PFDoDa	$C_{11}F_{23}COOH$	Tensid
Perfluortridekansyre	PFTTrDA	$C_{12}F_{25}COOH$	Tensid
Perfluoralkan sulfonsyre	PFSA	$C_nF_{2n+1}SO_3H$	Se PFOS
Perfluorbutan sulfonsyre	PFBS	$C_4F_9SO_3H$	Tensid - Erstatte PFOS
Perfluorpentan sulfonsyre	PFPeS	$C_5F_{11}SO_3H$	
Perfluorhexan sulfonsyre	PFHxS	$C_6F_{13}SO_3H$	Tensid - Erstatte PFOS
Perfluorheptan sulfonsyre	PFHpS	$C_7F_{15}SO_3H$	Tensid
Perfluoroktan sulfonsyre	PFOS	$C_8F_{17}SO_3H$	Tensid, AFFF, madindpakning, tekstildækning, kemisk produktion, produktion af endoskoper, rengøringsmidler, insektspray, shampoo, håndcreme, hydraulisk fluider til flyvemaskiner.
Perfluordekansulfonsyre	PFDS	$C_{10}F_{21}SO_3H$	Tensid
PerfluorUndekan sulfonsyre	PFUnDS	$C_{11}F_{23}SO_3H$	Tensid
PerfluorDodekan sulfonsyre	PFDoDS	$C_{12}F_{25}SO_3H$	Tensid
PerfluorTrikan sulfonsyre	PFTTrDS	$C_{13}F_{27}SO_3H$	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, metalbeskyttelse, ECF processer, semikonduktorer, rengøringsmidler.
Perfluoralkan sulfonfyl 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	$C_nF_{2n+1}SO_2NC_mH_{2m+1}CH_2CH_2OC(O)CH=CH_2$	Tensid og overfladebeskyttelse
Perfluoralkan sulfoamidoethyl meta-krylat	FASMAC	$C_nF_{2n+1}SO_2NC_mH_{2m+1}CH_2CH_2OC(O)C(CH_3)=CH_2$	Tensid og overfladebeskyttelse

Navn	Forkortelse	Formel	Anvendelse*
Fluortelomer produkter			
Semifluorineret alkaner	SFA	$C_nF_{2n+1}(CH_2)_mH$	Skivoks og medicinproduktion
Perfluoralkyl iodid	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
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 fosfater	PAP	$C_nF_{2n+1}(CH_2CH_2O)_mP(=O)OH_3$	Tensid, overfladebeskyttelse, madindpakning
Polyfluoroalkylfosfonsyre diester	DiPAP	$(OP(OH)(OCH_2CH_2C_nF_{2n+1})(OCH_2CH_2C_mF_{2m+1}))_2$	Tensid, overfladebeskyttelse, papir og pap, 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 listen over relevante PFAS-forbindelser i **Tabel 4.8** og **Tabel 4.9** og de stoffer som fremgår af branchekortlægning fra 2016 og branchebeskrivelser / faktaark hos (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer 2022) ([Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer](#). Stofnavne skrevet med **fed**, er omfattet af miljøstyrelsens kvalitetskriterie for sum af 22 PFAS stoffer.

Brancher	Tilsvarende stofnavne
Elektronikindustri	PFOA (APFO) PFOS PFBS 6:2 FTS PFOSA EtFOSA MeFOSE
Jern- og metalindustri	N-MeFOSE PFOS 6:2 FTS PFHxS PFOA 14:2 FTOH 8:2 FTOH
Forchromningsindustri	PFOS 6:2 FTS
Kemisk industri	MeFOSE 6:2 FTS PFOS PFOS
Bygge- og anlægsvirksomhed	MeFOSE
Træ- og møbelindustri	N-MeFOSE PFOA PFOS
Pap- og papirindustri	N-EtFOSA N-MeFOSE DiPAP PFOA
Grafisk industri herunder trykkerier	PFOS N-MeFOSA N-EtFOSA PFOSA N-MeFOSE DiPAP
Malingsindustri	PFOS N-MeFOSE 6:2 FTS N-MeFOSE PFBA PFPeA PFHxA

Brancher	Tilsvarende stofnavne
	PFOA PFHxS PFDS PFHpS
Møbelindustri og anden industri	MeFOSE Fluoracrylat (27905-45-9)
Private husholdninger med ansat medhjælp og fast ejendom, udlejning, forretningsservice mv	PFDS
Maskinindustri	PFOS MeFOSE
Handel og reparationsvirksomhed	PFOS EtFOSE PFOA (APFO) MeFOSE
Gummi- og plastindustri	PFOA PFOS PFBS 6:2 FTS PFHpA
Tekstil- og beklædningsindustri og læderindustri	EtFOSE PFOS PFOA PFDS PFBA PFPeA PFHxA PFHpA PFOA PFNA PFUnDA PFTrDA PFBS PFHxS PFHpS PFOS
Tæppeindustri	PFBA PFOS
Offentlig administration, forsvar og socialforsikring	PFOS
Vaskehaller	PFHxA PFOA
Transportvirksomhed	-
Renserier	6:2 FTS PFBS PFDA PFHpA PFHxS PFNA PFOSA PFOS PFPeA PFBA

Brancher	Tilsvarende stofnavne
	6:2 FTOH 8:2 FTOH 10:2 FTOH 8:2 FTCA 8:2 FTS N-MeFOSA N-EtFOSA N-Me FOSE N-EtFOSE
Brandøvelsesplads, brandstationer, større brande og skumfester	4:2 FTS 6:2 FTS 8:2 FTS ADONA GenX PFBA PFPeA PFHxA PFHpA PFOA PFNA PFDA PFUnDA PFDoDA PFPeS PFHxS PFOS PFNS PFDS PFEtS PFPrS

Bilag 2-3 Stofkrydsreferencer mellem listen over relevante PFAS-forbindelser, branchekortlægning/branche anvendelser og fund af PFAS i miljøprøver samt analysemulighederne

I oversigten over stoffer anvendt i brancher anvendes følgende signatur:

- A. Brandøvelsespladser for træning i slukning af oliebrande eller lignende
- B. Forkromningsindustri
- C. Tæppeindustri
- D. Tekstil- og læderindustri
- E. Renserier
- F. Malings-, lak- og limindustri
- G. Fyldpladser for byggeaffald og ældre lossepladser for dagrenovation, særlig kan maling i byggeindustrien før 2002 have indeholdt PFAS-forbindelser
- H. Træindustri og møbelindustri
- I. Kemisk industri
- J. Emballage producenter (imprægnering, også af fødevareemballage)
- K. Bilindustri, herunder autoværksteder og vaskehaller
- L. Elektronikindustri
- M. Jern- og metalindustri
- N. Gummi- og plastindustri
- O. Grafisk industri / trykkerier
- P. Lokalteter, hvor en større kemikalie/oliebrand er slukket.

* Analysemuligheder: + *Analysen er muligt, se Bilag 6*
 ++ *Analysen er muligt med andre teknikker*
 ? *Ukendt*

Bemærk at der foreligger meget begrænset data over hvilke stoffer er blevet anvendt i de forskellige brancher og oversigten skal tages med forbehold.

Gruppe	Navn	CAS. nr.	Antal C i C-F-kæden	Brancheanvendelse																	Analysemulighed*	Fundet i miljøet K = kilden F = GV-fanen / S = Spredning i miljø			
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Jord		Grund vand	Over flade- vand	Luft	
PFCA'er	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	+			+		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	K	K/F	S		
	PFNA	375-95-1	8	+			+	+		+								+	+	+	K	K/F	S		
	PFDA	335-76-2	9	+			+	+		+								+	+	+	K	K/F	S	L	
	PFUnDA	2058-94-8	10	+			+			+								+	+	+	K	K/S	S	L	
	PFDoDA	307-55-1	11	+						+								+	+	+	K	K/S	S	L	
	PFTTrDA	72629-94-8	12	+			+			+								+	+	+	K	K/S	S	L	

Gruppe	Navn	CAS. nr.	Antal C i C-F-kæden	Brancheanvendelse																	Analysemulighed*	Fundet i miljøet K = kilden F = GV-fanen / S = Spredning i miljø			
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Jord		Grund vand	Over flade- vand	Luft	
PFSA'er	PFBS	375-73-5	4	+			+	+		+							+		+	+	K	K/F/S	S		
	PFPeS	2706-91-4	5	+						+					+				+	+	K	K/F/S	S		
	PFHxS	307-55-1	6	+			+	+	+	+						+			+	+	K	K/F	S		
	PFHpS	375-92-8	7	+			+		+	+									+	+	K	K/F/S	S		
	PFOS	1763-23-1	8	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	K	K/F/S	S		
	PFNS	68259-12-1	9	+						+									+	+	K	K/F/S	S		
	PFDS	335-77-3	10	+			+		+	+									+	+	K	K/S	S		
	PFUnDS	749786-16-1	11	+						+									+	+	K	K/S	S		
	PFD0DS	79780-39-5	12	+						+									+	+	K	K/S	S		
Andre PFAS Precursor	PFOSA	754-91-6	8	+				+		+					+			+	+	+	K	K/F	S		
	6:2 FTS	27619-97-2	6	+	+			+	+	+		+			+	+	+	+	+	+	K	K/F	S		
FTOH'er Precursorer	6:2 FTOH	647-42-7	6					+		+										++	K	K/F	S	S	
	8:2 FTOH	678-39-7	8					+		+						+				++	K	K/F	S	S	
	10:2 FTOH	865-86-1	10					+		+										++	K	K/F	S	S	
	14:2 FTOH	60699-51-6	14							+						+				++	K	K/F	S		
FTS Precursorer	4:2 FTS	757124-72-4	4	+						+								+	+	+	K	F/F/S	S		
	8:2 FTS	39108-34-4	8	+				+		+								+	+	+	K	F/F/S	S		
	10:2 FTS	120226-60-0	10	+						+								+	?	?	K	F/F/S	S		
Sulfonamid/ Sulfonamid- ethanoler Sulfonamid- eddikesyre Precursorer	N-MeFOSA	31506-32-8	8					+		+								+		+	K	K/F	S	S	
	N-EtFOSA	4151-50-2	8					+		+			+	+	+			+		+	K	K/F	S	S	
	N-MeFOSE	24448-09-7	8				+	+	+	+	+	+	+	+		+		+		+	K	K/F	S	S	
	N-EtFOSE	1691-99-2	8					+		+					+					+	K	K/F	S	S	
	N-MeFOSAA	2355-31-9	8							+										+	K	K/F/S	S		
	N-EtFOSAA	2991-50-6	8							+										+	K	K/F/S	S		
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt Precursorer	GenX (HFPO-DA)	13252-13-6	3+2	+						+								+	?	?	K	K/F	S		
	ADONA	919005-14-4	1+6	+						+								+	?	?	K	K/F	S		
	F-53B Hovedkomponent 9CL-PF3ONS	756426-58-1	6+2							+										?	K	K/F	S		
	F-53B Minorkomponent 11-Cl-PF3OUds	763051-92-9	8+2							+										?	K	K/F	S		
PFCA'er	TFA	76-05-1	1							+										?		F			
	PFTeDA	376-06-7	14							+										+	K/S	S			
PFSA'er	PFEtS (C2)	-	2	+						+								+	?	?		F			
	PFPrS (C3)	-	3	+						+								+	?	?		F			
Sulfonamid- ethanoler Precursorer	FOSE	10116-92-4	8							+										+	K	F	S		

Gruppe	Navn	CAS. nr.	Antal C i C-F-kæden	Brancheanvendelse																	Analysemulighed*	Fundet i miljøet K = kilden F = GV-fanen / S = Spredning i miljø			
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Jord		Grund vand	Over flade- vand	Luft	
Fluoroether Precursorer	Fluoracrylat	27905-45-9	8						+										?	K					
FTCA'er Precursorer	5:3 FTCA	914637-49-3	5						+										?		F	S			
	6:2 FTCA	53826-12-3	6						+										?		F	S			
	8:2 FTCA	27854-31-5	8					+	+										?		F	S			
	10:2 FTCA	53826-13-4	10						+										?		F	S			
	8:2 FTUCA	70887-84-2	8						+										?		F	S			
DiPAP'er Precursorer	6:2 DiPAP	57677-95-9	6						+			+						+	?	K	S	S			
	8:2 DiPAP	678-41-1	8						+			+						+	?	K	S	S			
	6:2/8:2 Di P AP	943913-15-3	6+8						+			+						+	?	K	S	S			
	DiSAmPAP	2965-52-8	8						+			+						+	?	K	S	S			

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 samt for luft i fem amerikanske stater. 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 mfl.). 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
Sverige	0,003/ 0,02	-	-	Første værdi er for følsom arealanvendelse, anden værdi for mindre følsom arealanvendelse
Norge	0,1	-	-	Værdien for PFOS er varslet nedsat til 0,002
Holland	0,0014 0,003 0,0001	0,0019 0,007 0,0001	- - -	Første række gælder for genanvendelse af jord til landbrugsjord, anden række for følsomme arealanvendelser og industri, tredje række for genanvendelse i grundvandsbeskyttelsesområder
Belgien (Flanders)	0,0038	0,0043	-	Flanders regionen har flere grænseværdier afhængig af arealanvendelse
Tyskland	0,1	0,1	-	Gælder for sum af PFOS og PFOA i slam, der genavendes. Jord skal ved udvaskning overholde en eluatkoncentration på 0,1 µg/l for hver enkelt PFAS
USA	0,000038 0,13	0,00092 0,19	-	Første række er værdier for grundvandsbeskyttelse, anden række er baseret på sundhedsmæssige vurderinger (følsom arealanvendelse). USA har tilsvarende værdier for PFNA, PFBS og PFHxS
Australien	0,01	0,1	-	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. Værdien for PFOS inkluderer PFHxS

Tabel B3-1 Grænseværdier for jord, (ITRC 2022h), (Livsmedelverket 2022), (BMUV 2022), (RIVM 2021), (Klima- og miljødepartementet 2022).

Land	PFOS (µg/l)	PFOA (µg/l)	Sum af PFAS (µg/l)
Sverige	0,09	-	0,09
Norge	-	-	-
Tyskland	0,3/0,1	-	0,3
Holland	0,53	-	-
England	-	-	0,1/0,5
USA	0,01-0,07	0,01-0,07	0,01-0,07

Tabel B3-2 Grænseværdier for drikkevand i udvalgte lande. For USA er medtaget interval for forskellige stater. For EU-lande implementeres de nye drikkevandskrav over de næste 3 år

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).

Drikkevandsdirektivet kom i 2020 (EU direktiv 2020/2184) og er et minimums direktiv, der fastsætter et kvalitetskrav for drikkevand på 0,1 µg/l for sum af 20 PFAS eller 0,5 µg/l for ”total PFAS”. Kravet er baseret på et tolerabelt ugentligt indtag (TWI) på 4,4 ng/kg bw/uge (EFSA 2020). I forhold til medlemslande skal kvalitetskravet implementeres i lovgivning senest 12-01-2023, og foranstaltninger for at sikre overholdelse af kravene skal være indarbejdet senest 12-01-2026. Tekniske retningslinjer fra EU vedr. analysemetode for PFAS-total og sum af 20 PFAS forventes senest 12-01-2024.

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

Ifølge (Livsmedelverket, 2022) planlægges indført en ny grænseværdi for sum af 4 PFAS på 4 ng/l i 2023.

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 $1\mu\text{g}/\text{m}^2$ 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). Grænseværdien for jord er varslet sænket til 0,002 mg/kg (tidspunkt for ikrafttrædelse er ukendt), (Klima- og miljødepartementet 2022).

Holland

I forbindelse med en PFOS-forurenede 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 forurenede 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 areal-anvendelse) og kvalitet af grundvand sikrer overholdelse af kvalitetskriterier for drikkevand	100	4,7
Rapporteringsgrænse / baggrund		
Rapporteringsgrænse eller baggrunds niveau (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).

I forbindelse med fastlæggelse af baggrundsværdier i 2019 har RIVM fastsat genanvendelses grænseværdier for PFOS på 1,4 µg/kg og PFOA på 1,9 µg/kg ved følsom arealanvendelse og 0,0001 mg/kg for både PFOS og PFOA ved genbrug af jord i grundvandsbeskyttelsesområder (RIVM, 2022), se tabel B3-1.

Belgien (Flandern)

Flandersnregionen i Belgien har kriterier for jordkvalitet afhængig af arealanvendelsen, se tabel B3-4.

Arealanvendelse	PFOS (µg/kg)	PFOA (µg/kg)
Type I/II Landbrugsjord	3,8	4,3
Type III Følsom anvendelse	18	89
Type IV Rekreativ anvendelse	110	643
Type V Industri	1.949	643

Tabel B3-4 Jordkvalitetskriterier for forskellige arealanvendelser, Flandern i Belgien

Jordkvalitetskriterierne omfatter 28 PFAS: PFOS, PFOA, PFBA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFHpS, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFPeS, PFNS, PFDS, FOSA, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, 8:2 diPaP, GenX, ADONA og PFECHS.

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, PFPeA, 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).

Fra 1.8.2023 gælder dog nye værdier for udvaskning fra jord til grundvand, se tabel B3-4.

Stof	Kriterium (µg/l)
PFOS	0,1
PFOA	0,1
PFBA	10
PFHxA	6
PFBS	6
PFHxS	0,1
PFNA	0,06

Tabel B3-4 Tyske grænseværdier for udvaskning fra jord til grundvand, gældende fra 1.8.2023 (BMUV 2022).

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
$\sum$ PFOS + PFOA + PFHxS	0,3

Tabel B3-5 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 B3-6 Baden-Württembergs grænseværdier for grundvand. Modificeret fra (Pancras et al. 2016).

England

I 2021 har *The Drinking Water Inspectorate* fastsat grænseværdier for enkelt PFAS i drikkevand på 0,1 µg/l og total PFAS på 0,5 µg/l, “*Requirements for*

PFAS monitoring by water companies in England and Wales” October 2021. Monitoring af drikkevand skal omfatte 47 PFAS-fobindelser (PFCA, PFSA, PFECA, FTCA, PFESA, Cl-PFESA, FTSA, FASA, FASE, FASAA).

I 2009 blev der udstedt en række dekretter 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 B3-7 og Tabel B3-8.

Niveau	Koncentration	Minimums aktion
1	Potentiel fare	• Lovmæssig risikovurdering
2	>0,3 µg/l	• Søg rådgivning • Monitorering af drikkevandskoncentrationer
3	>1,0 µg/l	Som niveau 2 plus: • Etabler afværagesystem til reduktion af koncentrationer til <1,0 µg/l
4	>9,0 µg/l	Som niveau 3 plus: • Søg omgående rådgivning • Sikre at drikkevandseksposering reduceres inden for 7 dage

Tabel B3-7 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 • Monitorering af drikkevandskoncentrationer
3	>5,0 µg/l	Som niveau 2 plus: • Etabler afværagesystem til reduktion af koncentrationer til <1,0 µg/l
4	>45,0 µg/l	Som niveau 3 plus: • Søg omgående rådgivning • Sikre at drikkevandseksposering reduceres inden for 7 dage

Tabel B3-8 Reguleringskriterier for forskellige niveauer af PFOA-forurening i drikkevand i England. Tabel modificeret fra (Pancras et al. 2016).

USA

En oversigt over amerikanske grænseværdier for jord og grundvand kan ses på ITRCs hjemmeside (ITRC 2022f)(Fact-sheet on Regulation, update february 2022). Flere og flere stater har grænseværdier for jord, der både er baseret på beskyttelse af menneskers sundhed og på beskyttelse af grundvand og overfladevand.

I juni 2022 har [US EPA](#) udgivet en “Technical Fact Sheet: Drinking Water Health Advisories” for fire PFAS-forbindelser (PFOA, PFOS, GenX og PBS). Der er foreslået følgende midlertidige (Interim) kriterier for drikkevand. De midlertidige kriterier er baseret på livstidseksponering og er de foreløbige rådgivningsniveauer indtil den nationale reviderede regulering for drikkevand træder i kraft.

US EPA Interim Lifetime Drinking Water Health Advisory	ng/l
PFOA	0,004
PFOS	0,02
GenX	10
PFBS	2000

Tabel B3-9 [US EPA midlertidige kriterier](#) for drikkevand (juni 2022)

I 2016 har det amerikanske *Environmental Protection Agency* (EPA) udstedt et *lifetime 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).

Nedenfor er givet udvalgte eksempler på grænseværdier i de amerikanske stater for at vise bredden i værdier. En samlet oversigt kan se på (ITRC 2022).

Minnesota Department of Health har i 2018 etableret helbredsrisikoværdier i grundvand på 0,035 µg/l for PFOA og 0,3 µg/l for PFOS. Derimod er der en grænse på 7 µg/l for perfluorbutan sulfonsyre (PFBS) og perfluorbutan syre (PFBA) fra 2011 (ITRC 2022).

Department of Environmental Protection of the State of New Jersey (NJDEP) foreskriver i 2022 et drikkevandskriterium på 0,014 µg/l for PFOA og 0,013 µg/l for PFOS (ITRC 2022). Derudover fordrer NJDEP et PFNA kriterium i grundvand på 0,013 µg/l, (ITRC 2022).

Vermont har udstedt drikkevandskriterier på 0,02 µg/l for sum af PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS og PFHpA (ITRC 2022). Texas har en lang række kriterier for PFAS i jord, som ses i nedenstående tabel (ITRC 2022).

Stof	Jord (mg/kg)
PFOS	0,025
PFOA	0,0015
PFOSA	0,46
PFBS	0,053
PFBA	0,098
PFPeA	0,00016
PFHxA	0,00024
PFHpA	0,0023
PFNA	0,0015
PFDA	0,011
PFHxS	0,001

Tabel B3-9 Texas' grænseværdier for jord (større kilder). Modificeret fra (ITRC 2022).

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, (DiGuseppi et al. 2016).

I 5 amerikanske stater er der fastsat grænseværdier for luft for enkelte PFAS (PFOA, PFOS, 6:2 FTS og APFO), jf. Tabel B3-10. Grænseværdierne er såkaldte vejledende værdier og screeningsniveauer og ligger for PFOA, PFOS og APFO i intervallet 0,005-0,07 µg/m³. For 6:2 FTS er der i 'en stat defineret et screeningsniveau på 1 µg/m³, se tabel B3-10.

Stat i USA	PFOA	PFOS	APFO*	6:2 FTS
Michigan	0,07 µg/m ³ (24 t gns)	0,07 µg/m ³ (24 t gns)	-	1 µg/m ³ (screening level)
New Hampshire	-	-	0,05 µg/m ³ (24 t gns)	
			0,024 µg/m ³ (årligt gns)	-
New York	0,0053 µg/m ³ (årligt gns)	-	-	-
Minnesota	0,063 µg/m ³	0,011 µg/m ³		
Texas	0,05 µg/m ³ (1 t)	0,1 µg/m ³ (1 t)	0,1 µg/m ³ (1 t)	
	0,005 µg/m ³ (årligt gns)	0,01 µg/m ³ (årligt gns)	0,01 µg/m ³ (årligt gns)	
Gns=gennemsnit				
*APFO=ammonium perfluorooctanoat, opløses til PFOA i vand				

Tabel B3-10 Grænseværdier for luft i 5 amerikanske stater. Fra (TRC 2021).

Bilag 4

Fysisk-kemiske egenskaber

Bilag 4-1 De vigtigste fysisk-kemiske egenskaber

De meste konservative værdier er valgt, idet flere bud på størrelsesorden findes i litteraturen og de fleste værdier er estimerede, se (ITRC 2022b) for den nyeste oversigt. Originale estimerede værdier findes i (Z. Wang et al. 2011), (Pancras et al. 2016), (National Food Institute 2015), (Ding & Peijnenburg 2013), (Gomis et al. 2015) og (CompTox 2022).

Udvalgte K_d -værdier fra (Nguyen et al. 2020) er gengivet i Tabel 5.3.

Log K_{oc}-værdier findes i (Pancras et al. 2016), men er ikke gengivet her, men udvalgte K_{oc} værdier er beregnet i Tabel 5.3.

PFAS-forbindelser omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterier er markeret med rødt.

Værdier på 0,001 eller mindre er vist med eksponentiel notation.

Stofnavn	Molvægt	Vand opløselighed	Damptryk	K _{aw} , Fordelings koefficientluft/vand (Henry)	LogK _{ow}	pK _a Syrestyre- eksponent
	mol	mg/l	Pa	dimensionsløs		
PFCA'er: Perfluorcarboxylsyrer						
PFBA	214,04	560.000	3.900	6,0e-4	2,82	0,85
PFPeA	264,05	112.600	1.350	1,0e-3	3,43	0,81
PFHxA	314,05	21.700	457	0,003	4,06	0,84
PFHpA	364,06	4.200	158	0,006	4,67	0,82
PFOA	414,07	9.500	54	0,01	5,3	0,9
PFNA	464,08	1.200	18,6	0,03	5,92	0,82
PFDA	514,09	5.140	6,6	0,05	6,5	-0,17
PFUnA	564,09	93	2,2	0,12	7,15	-0,17
PFDoA	614,1	0,7	0,7	0,26	7,77	-0,17 til 0,8
PFTTrDA	664,11	0,2	0,3	0,42	8,25	-
PFTeDA	714,12	0,03	0,1	1,1	8,9	-
PFPeDA	764,12					
APFO	445,11	14.200	0,01	-	-	2,5
PFSA'er: Perfluorsulfonsyrer						
PFBS	300,1	30.000	631	0,002	3,9	-3,94
PFPeS	350,1	1.720	11	-	3,38	
PFHxS	400,11	2.300	58,9	0,004	5,17	-3,45
PFHpS	450,12	465	-	-	4,81	-
PFOS	500,13	570	6,8	0,02	6,43	-3,41

Stofnavn	Molvægt	Vand opløselighed	Damptryk	K _{aw} , Fordelings koefficientluft/vand (Henry)	LogK _{ow}	pKa Syrestyre- eksponent
	mol	mg/l	Pa	dimensionsløs		
PFNS	550,1	222	1,50	-	6,78	
PFDS	600,14	190	0,71	0,07	7,66	-2,86
PFUnDS	650,15	34,98	0,0014		6,49	
PFDoDS	700,16	23,88	0,0016		7,07	
PFTTrDS	750,16	54,84	0,003		7,44	
Sulfonamid/Sulfonamid-ethanoler						
Precursorer						
PFOSA	499,14	4,5	0,25	0,01	5,62	6,24
N-MeFOSA	513,17	0,2	0,3	0,26	6,07	-
N-EtFOSA	527,2	0,1	0,12	0,43	6,71	-
FOSE	543,19	0,9	0,005	1,0e-3	5,78	-
N-MeFOSE	557,22	0,81	4,0e-4	0,045	6	-
N-EtFOSE	571,25	0,89	0,002	0,008	6,52	-
N-MeFOSAA	571,21	2,2	2,4	-	-	-
N-EtFOSAA	585,23	2,2	1,7	1e-8	6,22	1,4
Fluortelomer sulfonsyrer						
Precursorer						
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	1,32
10:2FTS	628,2	35	1,0e-3	1e-4	6,91	-
12:2FTS	728,21	0,2	1,0e-3	0,001	7,94	-
Fluortelomer alkoholer						
Precursorer						
2:2FTOH	164,08	-	-	-	-	-
4:2FTOH	264,09	1076	1670	-	3,3	13,5
6:2FTOH	364,11	41	876	2,31	4,54	13,5
8:2FTOH	464,12	0,1	3,98	2,03	5,58	13,5
10:2FTOH	564,14	0,01	254	3,14	6,63	13,5
12:2FTOH	664,15	-	-	-	-	13,5
14:2FTOH	764,17	2E-07	144	>10.000	9,76	13,5
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt						
Precursorer						
GenX (HFPO-DA)	330,19	7000	300	0,008	4,24	0,06
Adona	378,19	1540	23	1e-3	4,97	0,51
F-53B (Hoveddel) 9CI-PF3ONS	632,6	3	1,9		7,41	
F-53B (Minordel) 11-CI-PF3OUds	532,6	23	1,3	0,04	7,03	0,14
Polyfluoralkylfosforsyre estere, (Pancras et al. 2016)						
Precursorer						
4:2monoPAP	344,07	11.900	9,0e-5	1e-10	1,99	-
6:2monoPap	444,09	2.600	3,0e-5	5e-10	3,39	-
8:2monoPAP	544,1	160	1.0e-5	1e-8	4,67	-

Stofnavn	Molvægt	Vand opløselighed	Damptryk	K _{aw} , Fordelings koefficientluft/vand (Henry)	LogK _{ow}	pKa Syrestyre- eksponent
	mol	mg/l	Pa	dimensionsløs		
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, (Pancras et al. 2016) DiPAP'er Precursorer						
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	0,003	10,93	-
10:2diPAP	1190,24	2e-9	<1e-6	0,004	12,88	-
12:2diPAP	1390,27	3e-12	<1e-6	0,1	15,15	-
Perfluorfosforsyrer (Pancras et al. 2016),						
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	-
PFDPA	600,06	500	2e-4	1e-7	5,98	-
Andre PFAS-forbindelser						
Fluoracrylat 27905-45-9	518	4,7e-4	44	-	7,11	-
5:3 FTCA	342	72	101	-	-	-
6:2 FTCA	378,1	559	11			
8:2 FTCA	478	17	0,78	0,009	5,48	-
10:2 FTCA	578,12	-	-	-	-	-
8:2 FTUCA	458,1	-	-	-	-	-

Bilag 4-2 Andre fysisk-kemiske egenskaber herunder CAS og formel

Alle værdier er fra (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
PFUnDA	2058-94-8	$F(CF_2)_{10}COOH$	564,09	1,76	83 - 101	160 - 230
PFDoDA	307-55-1	$F(CF_2)_{11}COOH$	614,1	1,77	107 - 109	245
PFTTrDA	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 (PFOA)	3825-26-1	$C_8H_4NF_{15}NO_2$	445,11	-	157-165	-
PFSA'er: Perfluorsulfonsyrer						
PFBS	375-73-5	$F(CF_2)_4SO_3H$	300,1	1,81	76 - 84	211
PFPeA	2706-91-4	$F(CF_2)_5SO_3H$	350,1	-	-	-
PFHxS	355-46-4	$F(CF_2)_6SO_3H$	400,11	-	-	-
PFHpS	375-92-8	$F(CF_2)_7SO_3H$	450,12	-	-	-
PFOS	1763-23-1	$F(CF_2)_8SO_3H$	500,13	-	54	>400
PFNS	68259-12-1	$F(CF_2)_9SO_3H$	550,1	-	-	-
PFDS	335-77-3	$F(CF_2)_{10}SO_3H$	600,14	-	-	-
PFUnDS	749786-16-1	$F(CF_2)_{11}SO_3H$	650,15	-	-	-
PFDoDS	79780-39-5	$F(CF_2)_{12}SO_3H$	700,16	-	-	-
PFTTrDS	791563-89-8	$F(CF_2)_{13}SO_3H$	750,16	-	-	-
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	-
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	-	-	-
Nye PFAS (Erstatter de tidligere anvendt Precursorer)						
GenX HFPO-DA	13252-13-6	$C_3F_7 \cdot O \cdot CF(COOH)CF_3$	330,19	-	-	-
Adona	919005-14-4	$CF_3 \cdot O \cdot C_3F_6 \cdot CHF \cdot CF_2 \cdot COOH$	378,19	-	-	-

Forkortelse	CAS nr.	Formel	Mole- vægt	Vægt- fyld g/ml	Smelte- punkt °C	Koge- punkt °C
F-53B Minor-komponent 11-Cl-PF3OUds	763051-92-9	$\text{CClF}_2 \cdot \text{C}_5\text{F}_{10} \cdot \text{O} \cdot \text{C}_2\text{F}_4 \cdot \text{SO}_3\text{H}$	632,6			
F-53B Hoved-komponent 9CL-PF3ONS 6:2 Cl-PFAES	756426-58-1	$\text{CClF}_2 \cdot \text{C}_7\text{F}_{14} \cdot \text{O} \cdot \text{C}_2\text{F}_4 \cdot \text{SO}_3\text{H}$	532,6			
Perfluorfosforsyrer						
PFBPA	52299-24-8	$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{P}(\text{O})(\text{OH})_2$	350,02	-	-	-
PFHxPA	40143-76-8	$\text{F}(\text{CF}_2)_6\text{P}(\text{O})(\text{OH})_2$	400,03	-	-	-
PFOPA	40143-78-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{P}(\text{O})(\text{OH})_2$	500,05	-	-	-
PFDPa	52299-26-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_{10}\text{P}(\text{O})(\text{OH})_2$	600,06	-	-	-
Fluortelomer sulfonsyrer						
2:2FTS	149246-63-9	$\text{F}(\text{CF}_2)_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	228,13	-	-	-
4:2FTS	757124-72-4	$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	328,15	-	-	-
6:2FTS	27619-97-2	$\text{F}(\text{CF}_2)_6\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	428,17	-	-	-
8:2FTS	39108-34-4	$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	528,18	-	-	-
10:2FTS	120226-60-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_{10}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	628,2	-	-	-
12:2 FTS	149246-64-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_{12}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{SO}_3\text{H}$	728,21	-	-	-
Fluortelomer alkoholer						
2:2 FTOH	54949-74-5	$\text{F}(\text{CF}_2)_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	164,08	-	-	-
4:2 FTOH	2043-47-2	$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	264,09	-	-	-
6:2 FTOH	647-42-7	$\text{F}(\text{CF}_2)_6\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	364,11	-	-33	172
8:2 FTOH	865-86-1	$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	464,12	-	45	114
10:2 FTOH	678-39-8	$\text{F}(\text{CF}_2)_{10}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	564,14	-	-	-
12:2 FTOH	39239-77-5	$\text{F}(\text{CF}_2)_{12}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$	664,15	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre estere						
4:2 monoPAP	150065-76-2	$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{O})(\text{OH})_2$	344,07	-	-	-
6:2 monoPap	57678-01-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_6\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{O})(\text{OH})_2$	444,09	-	-	-
8:2 monoPAP	57678-03-2	$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{O})(\text{OH})_2$	544,1	-	-	-
10:2 monoPAP	57678-05-4	$\text{F}(\text{CF}_2)_{10}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{O})(\text{OH})_2$	644,12	-	-	-
12:2 monoPAP	57678-07-6	$\text{F}(\text{CF}_2)_{12}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{O})(\text{OH})_2$	744,13	-	-	-
Polyfluoralkylfosforsyre diestere						
4:2 diPAP	135098-69-0	$\text{F}(\text{CF}_2)_4\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{OH})\text{OCH}_2\text{CH}_2$	590,15	-	-	-
6:2 diPAP	57677-95-9	$\text{F}(\text{CF}_2)_6\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{OH})\text{OCH}_2\text{CH}_2$	790,18	-	-	-
8:2 diPAP	678-41-1	$\text{F}(\text{CF}_2)_8\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{OH})\text{OCH}_2\text{CH}_2$	990,21	-	-	-
10:2 diPAP	1895-26-7	$\text{F}(\text{CF}_2)_{10}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{OH})\text{OCH}_2\text{CH}_2$	1190,24	-	-	-
12:2 diPAP	57677-99-3	$\text{F}(\text{CF}_2)_{12}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OP}(\text{OH})\text{OCH}_2\text{CH}_2$	1390,27	-	-	-
Andre PFAS-forbindelser						
Fluoracrylat	27905-45-9	$\text{C}_8\text{F}_{17} \cdot \text{C}_2\text{H}_4 \cdot \text{O} \cdot \text{CO} \cdot \text{CH} \cdot \text{CH}_2$	518	-	18,63	201,82
8:2 FTCA	27854-31-5	$\text{C}_8\text{F}_{17} \cdot \text{CH}_2 \cdot \text{COOH}$	478	-	-	-
5:3 FTCA	-	$\text{C}_5\text{F}_{11} \cdot \text{C}_2\text{H}_4 \cdot \text{COOH}$	342	-	-	-

Bilag 5

Baggrundsniveauer i luftprøver

Bilag 5-1 Baggrundsniveauer i indeklimaet

	Indeklima Skole (n=14, gns.) Tyskland (Fromme et al. 2015) pg/m ³ *	Indeklima Bolig (n=13, gns.) Tyskland (Fromme et al. 2015) pg/m ³ *
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 indeklimate målinger for PFAS i andre lande)

Bilag 5-2 Baggrunds niveauer i udeluft

Udeluft: 4 lokaliteter i EU (Barber et al. 2007)		
	Gasfase pg/m ³ *	Partikelbundet pg/m ³ *
ΣFTOH'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 Baggrunds niveauer i atmosfæren

	Arktiske områder (Ahrens & Bundschuh 2014)		Antarktiske områder (Vento et al. 2012)
	Gasfase	Partikelbundet	Gasfase
	pg/m ³ *	pg/m ³ *	pg/m ³ *
ΣFTOH'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
ΣFOSE'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
ΣFOSA'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
ΣPFCA'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	
ΣPFSA'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, der kan analyseres i Danmark pt. og angivelse af detektionsgrænse i vand og jord for det enkelte stof. Mediespecifikation angiver, hvilken type medie analysemetoden kan anvendes på. Ved Alle menes jord, grundvand og overfladevand. Tabellen er udarbejdet pga. oplysninger fra Eurofins 2022. Alle stofferne analyseres ved LC MS/MS.

Stof	Symbol	Detektionsgrænse		Mediespecifikation
		Vand (ng/l)	Jord (µg/kg ts.)	
Perfluorbutansyre	PFBA	0,6	0,1	Alle
Perfluorpentansyre	PFPeA	0,3	0,1	Alle
Perfluorhexansyre	PFHxA	0,3	0,1	Alle
Perfluoroktansyre	PFOA	0,3	0,05	Alle
Perfluornonansyre	PFNA	0,3	0,1	Alle
Perfluordekansyre	PFDA	0,3	0,1	Alle
Perfluorundekansyre	PFUnDA	0,3	0,1	Alle
Perfluordodekansyre	PFDoDA	0,3	0,1	Alle
Perfluortridekansyre	PFTTrDA	1	0,1	Alle
Perfluortetradekansyre	PFTeDA	1	0,1	Alle
Perfluorbutansulfonsyre	PFBS	0,3	0,1	Alle
Perfluorhexansulfonsyre (Perfluorhexansyre)	PFHxS	0,3	0,1	Alle
Perfluorheptansulfonsyre	PFHpS	0,3	0,1	Alle
Perfluoroktansulfonsyre	PFOS	0,2	0,05	Alle
Perfluordekanesulfonsyre	PFDS	0,3	0,1	Alle
Perfluorheptansyre	PFHpA	0,3	0,1	Alle
Perfluorhexadekansyre	PFHxDA	0,3	0,5	Alle
N-ethylperfluoroktansulfonamid	EtFOSA	1	0,2	Alle
N-ethylperfluoroktansulfonamid-ethanol	EtFOSE	1	0,1	Alle
7H-perfluorheptansyre (Perfluorheptansyre)	HPFHpA (PFHpA)	0,3	0,1	Alle
Perfluor-3,7-dimethyloktansyre	P37DMOA	2	0,5	Alle
N-ethylperfluoroktansulfonamid-eddikesyre	N-EtFOSAA	0,3	0,1	Alle
N-methylperfluoroktansulfonamidoeddikesyre	N-MeFOSAA	0,3	0,1	Alle
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	0,3	0,1	Alle
4:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	4:2 FTA	0,3	0,1	Alle
Fluortelomersulfonat (6:2 Fluortelomer sulfonsyre)	6:2 FTS	0,3	0,1	Alle
Fluortelomersulfonat (8:2 Fluortelomer sulfonate)	8:2 FTS	0,3	0,1	Alle
N-methylperfluoroktansulfonamid-ethanol	MeFOSE	1	0,1	Alle

Stof	Symbol	Detektionsgrænse		Mediespeci- fikation
		Vand (ng/l)	Jord (µg/kg ts.)	
N-methylperfluoroktansulfon- amid	MeFOSA (N-MeFOSA)	1	0,2	Alle
Perfluoroktansulfonamid-eddi- kesyre	FOSAA (PFOSAA)	0,3	0,1	Alle
Perfluorpentansulfonsyre	PFPeS	0,3	0,1	Alle
Perfluornonansulfonsyre	PFNS	0,3	0,2	Alle
Perfluordodekansulfonsyre	PFDoDS	1	1	Alle
Perfluortridekansulfonsyre	PFTTrDS	1	0,1	Vand
Perfluorundekansulfonsyre	PFUnDS	1	0,1	Vand
Sum af PFAS 4 excl. LOQ				Alle
Sum af PFAS				Alle

Listen viser stofferne, der er analyseret i Danmark ifølge oplysninger fra juli 2022, men det skal bemærkes, at ikke alle laboratorier er akkrediteret til at analysere alle stofferne.