

Polyfluoralkylfor- bindelser (PFAS) i tekstiler til børn

Kortlægning af kemiske stoffer i forbruger-
produkter nr. 136, 2015



Titel:

Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) i tekstiler til børn

Redaktion:

Carsten Lassen¹
Jesper Kjølholt¹
Sonja Hagen Mikkelsen¹
Marlies Warming¹
Allan Astrup Jensen²
Rossana Bossi³
Inge Bondgaard Nielsen⁴

¹ COWI A/S

² NIPSECT

³ Aarhus Universitet

⁴ Teknologisk Institut

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2015

ISBN no.

978-87-93352-11-7

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	7
Sammenfatning og konklusion	9
Summery and conclusion	19
1. Baggrund	29
1.1 Formål med undersøgelsen Perfluoralkylstoffer	29
1.2 Introduktion til PFAS	30
1.3 PFAS-baserede imprægneringsmidler	31
1.3.1 Undersøgelser af PFAS i imprægneringsmidler til tekstiler.....	35
1.4 Fluorpolymere anvendt i tekstiler og fodtøj	36
1.5 PFAS i færdige tekstiler	37
1.5.1 Kilder til PFAS i tekstilerne	37
1.5.2 Undersøgelser af PFAS i tekstiler	37
1.5.3 Undersøgelser af nedbrydning af PFAS-baserede polymere i tekstiler	43
1.6 Aktuel regulering	44
2. Kortlægning	45
2.1 Metode.....	45
2.1.1 Internetsøgning efter tekstilprodukter til børn, som kan indeholde PFAS	45
2.1.2 Informationer fra markedsaktører	46
2.2 PFAS i tekstiler til børn på det danske marked	46
2.2.1 Spørgeskemaundersøgelse.....	46
2.2.2 Internetsøgning Perfluoralkylstoffer	47
2.2.3 Sammenfatning af kortlægning af børnetøj med PFAS-baserede imprægneringsmidler	49
2.2.4 Tekstiler med fluorpolymere til børn på det danske marked.....	49
2.3 Kortlægning af affaldsstrømme.....	50
3. Indledende farescreening og opstilling af eksponeringsscenerier	53
3.1 Indledende sundhedsfarescreening	53
3.2 Indledende miljøfarescreening	55
4. Udvalgelse af stoffer og produkter til analyse	57
4.1 Stoffer	57
4.2 Produkter	58
5. Analyse- og testprogram	61
5.1 Analysemetoder og tests	61
5.1.1 Analyser af Perfluoralkylstoffer og total-fluor i materialer.....	61
5.1.2 Migrationstests.....	61
5.1.3 Vasketests	62
5.1.4 Analyser af PFAS i tekstiler, migrationsvæske og vaskevand	62
5.2 Analyseresultater	63
5.2.1 Total-fluor i materialer	63
5.2.2 PFAS i materialer	66
5.2.3 Migration af PFAS til spyt.....	74
5.2.4 PFAS i vaskevand	77

5.3	Samlet diskussion af analyseresultater i relation til miljø- og sundhedsvurdering	82
6.	Sundhedsvurdering	83
6.1	Introduktion	83
6.2	Gruppering af PFAS	83
6.3	Sundhedseffekter	84
6.3.1	Harmoniseret klassificering	84
6.3.2	Befolkningsundersøgelser	85
6.3.3	Eksperimentelle undersøgelser	88
6.4	Eksponering af børn	93
6.5	Sundhedsmæssig risikovurdering ved brug af børnetøj behandlet med PFAS	95
6.5.1	Hudeksponering	95
6.5.2	Oral eksponering via spyt	97
6.5.3	Eksponering via indeluft	98
6.5.4	Samlet optagelse af PFAS afgivet fra tøj	102
6.6	Sammenfatning og konklusion	103
7.	Miljøvurdering	107
7.1	Introduktion	107
7.2	Miljøklassificering	107
7.3	Opførsel og skæbne i miljøet	107
7.3.1	PFOS og precursors	107
7.3.2	PFOA og precursors	108
7.3.3	Langkædede perfluorerede carboxylsyrer	108
7.3.4	Kortkædede perfluorerede carboxyl- og sulfonsyrer	108
7.3.5	Fluortelomer alkoholer	108
7.3.6	Polyfluorerede acrylater/methacrylater	109
7.4	Miljøeffekter	109
7.4.1	PFOS og precursors	109
7.4.2	PFOA og precursors	109
7.4.3	Langkædede perfluorerede carboxylsyrer	110
7.4.4	Kortkædede perfluorerede carboxylsyrer	110
7.4.5	Fluortelomer alkoholer	110
7.4.6	Polyfluorerede acrylater/methacrylater	110
7.4.7	Sammenfatning – miljøeffekter af PFAS	110
7.5	Eksponering af miljøet	110
7.6	Miljømæssig risikovurdering	111
7.6.1	Eksponering via spildevand	111
7.6.2	Eksponering via luft	114
7.6.3	Eksponering i jordmiljøet	116
7.7	Sammenfatning og konklusion	117
8.	Konklusioner	119
	Referencer	121
Bilag 1:	Stoffer og stofgrupper omtalt i rapporten opdelt efter forkortelse	133
Bilag 2:	Andre forkortelser anvendt i rapporten	137
Bilag 3:	Spørgeskema til virksomheder	138
Bilag 4:	Fluorholdige imprægneringsmidler som markedsføres til imprægnering af tekstiler.	141
Bilag 5:	Per- og polyfluorerede mellemprodukter/udgangsstoffer produceret af Dupont	146

Bilag 6:	Detektionsgrænser for PFAS i de forskellige matricer	147
Bilag 7:	Genfindingsrater ved analyse af PFAS i forskellige matricer	149
Bilag 8:	Koncentration af PFAS i tekstiler til børn i µg/m²	151
Bilag 9:	Oversigt over fund af PFAS i tidligere undersøgelser identificeret i forbindelse med fase 1 af projektet.	156

Forord

Denne undersøgelse indgår i Miljøstyrelsens program for kortlægning af kemi i forbrugerprodukter, som i 2014 har haft særligt fokus på kemiske stoffer i produkter til børn.

Formålet med undersøgelsen er:

- At kortlægge, hvilke forbrugerprodukter af tekstiler til børn, som indeholder PFAS.
- At analysere, hvilke PFAS der findes i materialerne og undersøge, i hvilken grad PFAS kan afgives ved brug og vask af tekstilerne.
- At vurdere, om afgivelsen af stofferne udgør en miljø- og sundhedsrisiko.
- At redegøre for relevante affaldsstrømme, affaldsmængder og skæbne ved affaldsbehandling.

Projektet er udført fra marts til december 2014 i et samarbejde mellem COWI (projektledelse, kortlægning, miljøvurdering, kvalitetskontrol), NIPSECT (sundhedsvurdering), Teknologisk Institut (analyse af total-fluor samt vaske- og migrationstests) og Aarhus Universitet (analyse af PFAS i tekstiler samt vaskevand og migrationsvæske).

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

- Maiken Guldborg Rasmussen, Miljøstyrelsen
- Elisabeth Paludan, Miljøstyrelsen
- Louise Grave-Larsen, Miljøstyrelsen
- Lene Gede, Miljøstyrelsen
- Rossane Bossi, Aarhus Universitet
- Allan Astrup Jensen, NIPSECT
- Carsten Lassen, COWI
- Marlies Warming, COWI.

Sammenfatning og konklusion

Baggrund og formål

Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) er en meget stor familie af overfladeaktive stoffer med forskellige anvendelser og egenskaber i forhold til miljø og sundhed. Der er stor forskel på, hvor grundigt stofferne er undersøgt for skadelige effekter på miljø og sundhed. Blandt de stoffer, som er undersøgt mest grundigt, er der observeret kræftfremkaldende, reproduktionstoksiske og akut giftige effekter.

PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler anvendes blandt andet i tøj og andre tekstiler for at gøre materialerne vand- og smudsafvisende. Tidligere undersøgelser har vist, at tekstiler behandlet med disse overfladebehandlingsmidler indeholder små mængder af en række forskellige PFAS. Dette har givet anledning til bekymring for, om brugerne af tekstilerne eksponeres for stofferne i en grad, som kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. Overfladebehandlingsmidler til tekstiler udgør globalt over 50 % af den samlede anvendelse af PFAS. Der er usikkerhed omkring, i hvilken grad brugen af stofferne i tekstiler bidrager til udslip af stofferne til miljøet.

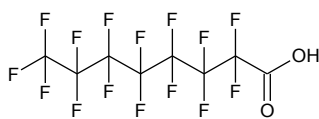
Formålet med denne undersøgelse er:

- At kortlægge, hvilke forbrugerprodukter af tekstiler til børn, som indeholder PFAS.
- At analysere, hvilke PFAS der findes i materialerne og undersøge, i hvilken grad PFAS kan afgives ved brug og vask af tekstilerne.
- At vurdere, om afgivelsen af stofferne udgør en miljø- og sundhedsrisiko.
- At redegøre for relevante affaldsstrømme, affaldsmængder og skæbne ved affaldsbehandling.

De undersøgte stoffer

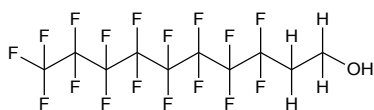
PFAS – Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) er en meget stor familie af stoffer, som adskiller sig på de funktionelle grupper og længden af kulstofkæderne.

Perfluoralkylforbindelserne er en undergruppe af PFAS, som er af særlig interesse på grund af stoffernes persistens og toksicitet. I perfluoralkylforbindelserne er alle kulstofatomer fuldt fluorerede som vist i strukturformlen for perfluorooctansyre (PFOA) nedenfor.



Perfluorooctansyre (PFOA)

En anden stor undergruppe af PFAS er fluortelomere. De fluortelomere, som typisk anvendes, indeholder ligesom perfluoralkylforbindelserne en perfluoreret kulstofkæde, men fluortelomere har yderligere 2 kulstofatomer, som ikke er fluorerede. Et eksempel på en fluortelomer med en perfluoreret del med 8 kulstofatomer er 8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH), som er vist nedenfor. Idet den perfluorerede del er meget stabil, vil 8:2 FTOH kunne nedbrydes til PFOA og perfluornonansyre (PFNA) i miljøet.



8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH)

Der benyttes i rapporten forkortelser for stofferne og stofgrupperne, som er dannet ud fra de engelske stofnavne. De fulde navne, CAS numre, gruppenavne og kædelængder fremgår af bilag 1.

Kortlægning

Markedsførte imprægneringsmidler med PFAS – Der markedsføres en række PFAS-baserede imprægneringsmidler til tekstiler under varemærker som Scotchguard®, Teflon® fabric protector, NanoTex® og Unidyne®. Produkterne består typisk af en blanding af reaktive PFAS, andre reaktive stoffer og opløsningsmidler. Imprægneringsmidlerne påføres som en tynd film til overfladen af tekstilet, og der sker en polymerisering og hærdning, hvorved der på overfladen dannes en tynd polymerstruktur, hvortil der er fæstnet både polyfluoralkylerede og ikke-fluorerede sidekæder. Sidekæderne, som står som små hår ud fra materialet, er med til at give den smuds- og vandafvisende effekt. De fluorerede sidekæder ligner i struktur PFAS, og har en perfluoreret del af varierende længde. De ikke-polymere PFAS, som kan ekstraheres fra de færdighærdede tekstiler, vil dels være ikke-reagerede mellemprodukter, dels være PFAS dannet fra sidekæder, som er spaltet fra polymerene ved en hydrolyse af esterbindingen mellem sidekæderne og polymeren.

Ud over forekomsten i PFAS-baserede imprægneringsmidler kan PFAS også forekomme i membraner af plasttypen polytetrafluorethylen (PTFE), som er med til at gøre tøj vandtæt. Den bedst kendte af disse membraner er Gore-tex®, men der er også andre på markedet. PTFE kan indeholde rester af PFOA eller PFNA fra fremstillingen, hvor natriumsaltene af disse stoffer traditionelt har været anvendt som hjælpestof. I dag anvendes der i høj grad alternative hjælpestoffer, men det har ikke været muligt at finde oplysninger om hvilke hjælpestoffer, der anvendes. Da Gore-tex® og lignende membraner stort set ikke anvendes i børnetøj (men anvendes i fodtøj til børn), er det i denne undersøgelse prioriteret at fokusere på tekstiler, der er behandlet med PFAS-holdige overfladebehandlingsmidler i yderstoffet.

Udbredelsen af PFAS-baserede imprægneringsmidler i artikler til børn - Der er i undersøgelsen kontaktet 55 forhandlere af børnetøj og artikler til børn. En del svarede, at de ikke forhandler relevante produkter og udfyldte ikke spørgeskemaet. Af de 17 virksomheder, der har returneret et udfyldt spørgeskema, angav seks virksomheder, at de forhandler produkter behandlet med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler. To af disse virksomheder svarede, at deres produkter var Teflon®-behandlet, mens de øvrige angav, at de ikke ved, hvilke PFAS-baserede imprægneringsmidler produkterne er behandlet med. En søgning på internettet viste, at det kun er Teflon® fabric protector, som bruges som anprisning, mens de øvrige varemærker ikke nævnes ved omtale af produkterne.

Ved spørgeskemaundersøgelsen og en internetsøgning på produkter med vand- og smudsafvisende egenskaber til børn blev der fundet følgende produkttyper, hvor det specifikt er angivet, at der er benyttet PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler (typisk ved at angive Teflon® fabric protector):

- Udbredt forekomst: Flyverdragter, regntøj, handsker og luffer, skitøj, køreposer og regnslag til barnevogne.
- Enkelte eksempler: rygsække/skoletasker, softshelljakker, huer, solsejl til barnevogne, klapvogne, bæreseler, pusletasker (ikke puslepuder).

Der er en hel del internetbutikker, der forhandler et eller flere produkter, som angives at indeholde varemærket Teflon® fabric protector, men det har ikke været muligt at finde produkter, hvor det angives, at de er behandlet med andre varemærker. En undersøgelse af 3.770 produkter til børn, som forhandles af otte internetbutikker, der alle angiver, at ét eller flere produkter er behandlet med Teflon® fabric protector, viste, at mellem 3 og 5 % af flyverdragter, handsker/luffer, skibukser, regnslag til barnevogne og køreposer var angivet at være behandlet med Teflon® fabric protector.

De beregnede procenter vil kunne underestimere den faktiske forekomst, da varemærket formentlig ikke angives for alle produkter med PFAS-baserede imprægneringsmidler.

Der ses en bevægelse væk fra brugen af PFAS-baserede imprægneringsmidler i tøj til børn. Fire virksomheder, der har svaret på spørgeskemaundersøgelsen, angiver, at de tidligere har brugt fluorbaseret teknologi for at opnå vand- og/eller smudsafvisende egenskaber, men at de nu har skiftet til en PFAS-fri, alternativ polymer-teknologi (dendrimerteknologi). Produkter behandlet med denne teknologi vil være vandafvisende, men ikke olie- og smudsafvisende i samme grad som produkter behandlet med PFAS-baserede midler.

På basis af kortlægningen vurderes det, at den totale andel af flyverdragter, handsker/luffer, skitøj, og regnslag til barnevogne, som er behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler, formentlig vil være i størrelsen 10-30 %, mens andelen for regntøj, jakker og køreposer formentlig vil være lidt lavere. For de øvrige, nævnte produkter estimeres andelen med PFAS-baserede imprægneringsmidler at være mindre end 10 %.

I betragtning af flyverdragternes størrelse og det store antal, der sælges, formodes disse at udgøre den største tonnage af tekstiler med PFAS-baserede imprægneringsmidler. Det anslås, at der årligt sælges 200.000-300.000 flyverdragter, hvoraf 20.000-90.000 dragter vil være med PFAS.

Affaldsbortskaffelse - Det overfladebehandlede tøj til børn vil (evt. efter at være genbrugt flere gange) ultimativt ende i affaldsforbrændingsanlæg eller blive eksporteret til genbrug i udlandet. Eksponeringsforholdene ved genbrug i Danmark vurderes ikke at være væsentligt anderledes end ved førstegangsbrug af tøjet. Andre overfladebehandlede tekstiler end tøj vurderes langt overvejende at bortskaffes til affaldsforbrænding, da eksporten til genbrug i udlandet vurderes at være beskednen. Behandlet tøj vurderes at udgøre den største kilde af PFAS til forbrændingsanlæg, da tøj på verdensplan (og formentlig også i Danmark) udgør omkring 50 % af forbruget af fluortelomere og fluortelomer-baserede polymere.

Den væsentligste problemstilling i relation til bortskaffelse af tekstiler med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler i Danmark er, hvorvidt stofferne nedbrydes ved affaldsforbrændingen. De tilgængelige resultater indikerer, at der sker en effektiv destruktion af PFAS i moderne forbrændingsanlæg. PFAS, der ikke destrueres ved forbrændingen, antages at blive fanget ved røggasrensningen og ende i røggasrensningsprodukterne i lighed med eksempelvis dioxiner og furaner. Det antages derfor, at forbrænding af tekstiler med PFAS ikke er en kilde til væsentlige udslip af PFAS til miljøet - en vurdering, som deles i udenlandske undersøgelser.

PFAS-holdigt tøj, som eksporteres til genbrug i udlandet, vil hovedsageligt bortskaffes til lossepladser og fyldpladser, som i mange tilfælde vil være ukontrollerede. Den videre skæbne af de PFAS-holdige overfladebehandlingsmidler er ikke undersøgt, men det er rimeligt at antage, at der på længere sigt ved nedbrydning af tøjet vil kunne frigøres væsentlige mængder af PFAS. Uanset tidsperspektivet, viser det forhold, at tekstiler tegner sig for næsten halvdelen af det globale forbrug af PFAS, at tekstiler på langt sigt potentielt kan være en væsentlig kilde til belastning af miljøet i lande uden affaldsforbrænding og dermed bidrage væsentligt til de samlede globale udledninger.

Udvælgelse af produkter og stoffer

Udvælgelse af produkter - På basis af kortlægningen blev der indkøbt 22 produkter, som omfattede produktgrupperne flyverdragter, jakker, handsker, regnsæt og køreposer.

Forud for indkøb af produkterne blev der udarbejdet en række eksponeringsscenarioer med det formål at sikre, at undersøgelsen omfatter de anvendelser, hvor der vil kunne være den største risiko for eksponering af børn. Der blev desuden udtaget prøver af tekstildelen af otte autostole indkøbt som led i en anden undersøgelse for Miljøstyrelsen.

Udvælgelse af stoffer - Der blev udvalgt i alt 39 PFAS inden for følgende grupper af PFAS:

- **Perfluoralkylforbindelser:** Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA), perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA) og perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE).
- **Fuortelomere:** Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA), fluortelomeracrylater (FTAC), fluortelomermethacrylater (FTMAC), fluortelomeralkoholer (FTOH) og fluortelomersulfonsyrer (FTSA).

Disse stoffer blev udvalgt på grundlag af resultater af tidligere undersøgelser af PFAS og kendskab til hvilke stoffer, der mest sandsynligt ville kunne optræde i tekstilerne.

Kemiske analyser

Indhold af total-fluor – Analyseprogrammet blev indledt med at foretage analyser af total-fluor i 22 produkter, som skulle danne basis for at udvælge produkter med et påvist indhold af fluor til de dyrere analyser af PFAS. Der blev fundet total-fluor i koncentrationer over detektionsgrænsen i yderstoffet af 19 af de 22 (~86 %) undersøgte stykker børnetøj og køreposer. Koncentrationen varierede i de produkter, hvor koncentrationen var over detektionsgrænsen, fra 8.000 til 365.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, med et gennemsnit på ca. 72.700 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Det antages, at PFAS udgør langt hovedparten af fluor-indholdet i produkterne. I gruppen af produkter, hvor det kun er oplyst, at produkterne er smuds- og vandafvisende, var koncentrationen af total-fluor over detektionsgrænsen i 8 af 10 produkter (80 %). For overtøj, er en angivelse af, at tøjet er ”smuds- og vandafvisende” således en god indikation på, at tøjet kan være behandlet med PFAS-baserede midler.

I alle de otte autostole, som blev undersøgt for total-fluor, var koncentrationen af total-fluor i tekstilerne under detektionsgrænsen på 20 mg/kg. Det vurderes på den baggrund, at ingen af de undersøgte autostole havde tekstiler behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler.

Indhold af PFAS - På basis af resultaterne af total-fluor blev der udvalgt 15 produkter til analyse for indhold af PFAS. Produkterne blev udvalgt blandt de produkter, hvor der blev fundet de højeste koncentrationer af total-fluor. Ved analysen målt mængden af ikke-bundne PFAS, som kunne ekstraheres fra tekstilerne. Det er ikke muligt at foretage en analyse af de polyfluorerede sidekæder, som udgør hovedparten af fluor-indholdet i tekstilerne.

Der blev fundet PFAS over detektionsgrænsen i alle 15 produkter. Den samlede koncentration af de undersøgte PFAS varierede fra 18 til 407 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Der blev kun fundet en meget svag sammenhæng mellem indholdet af total-fluor og det samlede indhold af analyserede PFAS. Dette illustrerer, at der er mange faktorer, der indvirker på mængden af ikke-reagerede mellemprodukter og PFAS dannet fra hydrolysering af bindingen mellem sidekæderne og polymerenes rygrad. Indholdet af total-fluor var i gennemsnit 1.600 gange større end det samlede indhold af ikke-polymere PFAS (på vægtbasis).

Resultaterne af analyserne viste, at fluortelomeralkoholer (FTOH) optrådte i de største koncentrationer i alle produkterne efterfulgt af perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA). Disse to grupper udgjorde i samtlige prøver tilsammen over 94 % af det totale indhold PFAS.

I fem af produkterne var koncentrationen af PFOA over 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, som i Norge er sat som grænseværdi for indholdet af PFOA i tekstiler (med en overgangsordning for oplagrede varer).

Udover PFOA blev følgende perfluoralkylcarboxylsyrer fundet i koncentrationer på over 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i nogle af produkterne: PFHxA (C₆), PFHpA (C₇), PFNA (C₉), PFDA (C₁₀), PFD₀DA (C₁₂), PFT₁DA (C₁₃) og PFT₂DA (C₁₄).

Der blev fundet relativt lave koncentrationer af perfluoralkansulfonsyrer (PFSA), og koncentrationen af PFOS var i alle prøver under 0,21 µg/m². PFOS var således i alle prøver under grænseværdien på 1 µg/m² gældende i EU.

Der er i de senere år talt meget om et skifte fra fluor-kemi baseret på stoffer med kæder på 8 kulstofatomer eller mere (C₈ kemi) til stoffer med kortere kædelængde (C₄₋₆ kemi). For alle stofgrupper og alle prøver blev det i denne undersøgelse fundet, at C₈ kemi var dominerende. PFOA var således den dominerende perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA), 8:2 den dominerende fluortelomeralkohol (FTOH), 8:2 FTCA den dominerende fluortelomersyre (FTCA), 8:2 FTAC den dominerende fluortelomeracrylat (FTAC) og 8:2 FTSA den dominerende fluortelomersulfonsyre (FTSA).

Migration af PFAS til spyt - Analyser af migration af PFAS fra produkterne til kunstigt spyt fra otte produkter viste, at det var en meget lille del af det samlede indhold i materialerne, der over en periode på 3 timer, migrerede over til spytsimulanten. For hovedparten af de undersøgte stoffer var koncentrationerne under detektionsgrænsen i spytsimulanten. Det var således i gennemsnit kun omkring 1 % af det samlede indhold i materialerne, der migrerede til spytsimulanten. Migrationsraterne var dog væsentligt højere for syrerne, der dominerede sammensætningen af migreret PFAS. Det var i gennemsnit 6 % af materialernes indhold af PFCA, der migrerede til simulanten i løbet af forsøgsperioden. Der sås en tendens til højere migrationsrater (i relation til materialernes indhold) for de kortkædede PFCA end for de langkædede.

Afgivelse af PFAS ved vask af tøj - Indledende metodemæssige afklaringer viste, at det kunne være vanskeligt at analysere en del af stofferne i vaskevand, idet de overfladeaktive stoffer i vaskemidlet interfererede med analyserne af PFAS. Det var dog muligt at opnå tilfredsstillende resultater for de vigtigste af stofferne (perfluorcarboxylsyernerne), og det blev derfor valgt, at foretage vasketest med brug af vaskemiddel, fordi det forventedes at vaskemidlerne kunne øge udvaskningen af stofferne fra tekstilerne.

Ligesom det var tilfældet med migration til spyt, var andelen af materialernes indhold, der blev afgivet til vaskevand, væsentligt højere for syrerne end for de øvrige PFAS. De målte afgivelsesrater svarede også meget godt til de fundne migrationsrater. Af de samlede PFAS var det kun 1 %, der blev afgivet til vaskevandet ved en enkelt vask. For PFCA var afgivelsesraten signifikant højere. Mængden, der blev afgivet til vaskevandet, svarede i gennemsnit til 12,2 % (standardfejl: 5,0 %) af indholdet i materialerne. I udenlandske undersøgelser er der fundet afgivelsesrater for afgivelse til vaskevand, der er 5-20 gange højere, men de undersøgte typer af tøj er ikke helt sammenlignelige.

Emission af PFAS til luft

Inden for rammerne af projektet blev det ikke prioriteret at undersøge afgivelsen af stofferne til luft, da dette er belyst i en række udenlandske undersøgelser. I en tysk undersøgelse blev det fundet, at 27 til 70 % af materialernes indhold af ekstraherbare 10:2 FTOH blev emitteret til luft over en periode på 5 dage. Emissionsraterne for 8:2 FTOH var noget lavere, med emissionsrater på 7 til 16 % af materialernes indhold. En vanskelighed ved fortolkning af resultaterne af denne undersøgelse og andre er, at der ikke er målt over længere tid. Da FTOH er flygtige stoffer, må det forventes, at stofferne damper af over tid, og det må have stor indflydelse på resultaterne, hvor lang tid efter produktion af tøj prøverne udtages. Når en væsentlig andel af FTOH, i produkter der kan være mange måneder gamle, afgives over 5 dage, må der regnes med, at der tidligere i livsforløbet kan have været afgivet væsentligt større mængder. Udslip af de flygtige FTOH kan meget vel være større fra produktionsfasen end fra selve brugen af produkterne, men der findes stort set ingen viden.

Sundhedsvurdering i relation til børn

Udsættelse for PFAS - Ved udsættelse for PFAS sker der en næsten fuldstændig optagelse efter indtagelse gennem munden eller ved indånding, mens stofferne har meget svært ved at gennem-

trænge intakt hud. Det optagne PFAS bindes til albumin i blodet og fordeles til de fleste organer, men i de fleste tilfælde er leveren målorganet.

Opholdstiden i blodet og fordelingen til andre væv og organer afhænger af stoffet, eksponeringens størrelse og dyrearten. Opholdstiden i blodet vokser med kædelængden og sulfonsyrer har længere opholdstid end carboxylsyrer. Opholdstiden er relativt kort i gnavere, lidt længere i aber og meget lang i mennesker.

Opholdstiden i blodet hænger bl.a. sammen med, hvor let PFAS udskilles. Syrerne udskilles i urinen via nyrerne. Udskillelsen er hurtigere og mere effektiv i hunrotter end i hanner, der har en mere effektiv re-absorption i nyrerne. Forskellen er kønshormonbestemt. Mennesker har den mest effektive re-absorption (99 %) i nyrerne, og har derfor vanskeligt ved at udskille stofferne. Det betyder, at en risikovurdering ikke kan baseres på resultater fra dyreforsøg, som det normalt gøres.

Sundhedseffekter - Både i dyreforsøg med de enkelte stoffer og i befolkningsundersøgelser, hvor deltagerne er udsat for en blanding af PFAS, påvirker PFAS fedtstofskiftet med øget risiko for begyndende leverskade, øget kolesterol og low-density-lipoproteiner i blodet, overvægt samt effekt på insulinbalancen. Der har også vist sig en sammenhæng mellem høje koncentrationer af PFOS og PFOA i blodet og sygdomme i skjoldbruskkirtlen og hormonforstyrrelser. Effekter på disse hormonsystemer ses også i dyreforsøg.

Andre befolkningsundersøgelser tyder på, at PFAS kan påvirke immunsystemet hos børn og fremkalde hyperaktivitet (ADHD). Der er endvidere undersøgelser, der tyder på en sammenhæng mellem PFOS og PFOA i blodet og kronisk nyresygdom. I betragtning af nyrernes centrale position i kroppens afgiftning af PFAS, virker denne effekt plausibel.

Både arbejdsmiljøundersøgelser, befolkningsundersøgelser og dyreforsøg tyder på at visse PFAS kan fremkalde lever-, bugspytkirtel-, blære-, nyre-, testikel-, prostata- og brystkræft – alle i høj grad hormonrelaterede kræftformer. International Agency for Research on Cancer (IARC) har for nyligt klassificeret PFOA som muligt kræftfremkaldende i mennesker (Gruppe 2B).

Eksponering af børn

I forbindelse med børnetekstiler viser nærværende undersøgelse, at de vigtigste PFAS stoffer, som børnene pt. kan blive udsat for fra disse produkter i Danmark, vil være PFOA og 8:2 FTOH, der er en precursor til PFOA.

De tekstilprodukter til børn, som oftest indeholder PFAS, er flyverdragter, skitøj og altvejrstøj, i form af jakker, bukser og regntøj med tilhørende vanter, hætter og huer. Når børnene har tøjet på, vil de direkte eksponeringsveje være ved hudkontakt med stofferne i tekstilerne og ved oral eksponering, når børnene sutter på tøjet. Derudover vil børnene kunne eksponeres for flygtige PFAS via indeluften.

Hudeksponering - Da imprægneringen med PFAS findes på ydersiden af børnetøjet vurderes det, at hudeksponering vil begrænse sig til hændernes berøring af tøjets yderside, og eventuelle vanter, der anvendes til at tørre ansigtet. Denne vurdering støttes af worst-case beregninger for 3 scenarier af hud-eksponering/optagelse for henholdsvis børn på 1, 4 og 12 år. Beregningerne viser en maksimal gennemsnitlig daglig optagelse af 0,03-0,09 ng/kg lgv./dag, som er ca. 100 gange lavere end baggrundsindtagelsen med kosten.

Oral eksponering - PFAS kan overføres oralt med spyt ved at barnet sutter, tygger eller slikker på tøjet. Dette blev undersøgt ved hjælp af ekstraktion af PFAS fra tekstilmaterialerne med kunstigt spyt. De ekstraherede PFAS var især de vandopløselige syrer dvs. PFOA. På trods af den næsten komplette (>90 %) optagelse af PFOA i mave-tarm kanalen viste worst-case beregningerne, at ind-

tagelsen af PFAS via spyt er minimal, henholdsvis 0,03-0,08 ng/kg lgv./dag. Samtidigt vil kun en lille del af tøjet (ærmer, vanter) regulært være udsat for spyt. Modsat betyder anvendelsen af kunstigt spyt, der mangler nogle naturlige komponenter, formentlig en mindre ekstraktion af materialets PFAS.

Eksponering via indeluft - Når tøjet bruges, opbevares indendørs og tørres, vil der afhængigt af temperaturen være mulighed for afdampning af flygtige PFAS (f.eks. fluortelomere og sulfonamider) til indeluften. Der dannes desuden tekstilstøv, hvori de mindre flygtige PFAS (salte, carboxylater og sulfonater) koncentrerer, og hvorpå de mere flygtige kan kondenseres ved temperaturfald. Børn vil i særlig grad kunne udsættes for PFAS fra udendørstøj i institutioner og skoler. Da der ikke findes aktuelle målinger af indeluftens indhold af PFAS i institutioner og skoler, hvor børn opholder sig indendørs især i vinterhalvåret, er det meget vanskeligt at estimere børnenes udsættelse for PFAS i indeluften med sikkerhed. På baggrund af måleresultater fra udenlandske butikker, der sælger altvejsbeklædning, er 2 scenarier beregnet, som giver en maksimal gennemsnitlig daglig optagelse af henholdsvis 29 ng/kg lgv./dag for en 4-årig og 12 ng/kg lgv./dag for en 12-årig. Der blev imidlertid ikke taget hensyn til luftskiftet, og mange af de anvendte parametre er usikre skøn.

Dette beregnede bidrag giver betydelige eksponeringer og langt større end baggrundsbelastningen af PFAS fra fødevarer etc., men scenarierne er meget "worst case" og teoretiske. Derfor er der lavet eksponeringsberegninger på baggrund af data for afdampning af PFAS fra tøjet. Resultatet er, på basis af "realistisk worst case" betragtninger, en maksimal gennemsnitlig daglig optagelse på 0,49 ng/kg lgv./dag for den 4-årige og 0,11 ng/kg lgv./dag for den 12-årige. Disse beregninger giver meget lavere resultater med meget små bidrag til børnenes eksponering for PFAS. Der er endda ikke taget hensyn til, at der i praksis vil være luftskifte, der nedbringer eksponeringen.

Flere af de anvendte parametre i eksponeringsberegningerne for indeluft er skønnede og særligt usikre. Derfor anbefales det, at der foretages konkrete indeluftmålinger i lokaler, hvor børn opholder sig indendørs om vinteren, og deres overtøj opbevares.

Samlet optagelse af PFAS afgivet fra tøj - Hvis man adderer "realistiske worst case" bidrag fra dermal og oral eksponering for PFAS i en flyverdragt (0,03 + 0,03 ng/kg lgv./dag) med bidraget fra en 4-årigs inhalation i institutioner (0,49 ng/kg lgv./dag), fås et samlet optagelse på 0,55 ng/kg lgv./dag. Dette resulterer, når der sammenlignes med en DNEL (afledt nul-effekt niveau) på 80-170 ng/kg lgv./dag, i en samlet risikokarakteriseringsratio (RCR) på 0,003-0,008. Værdien er således langt under 1. Hvis RCR er større end 1, foreligger der en risiko for sundhedsmæssige effekter. Der er ved beregningen regnet med, at barnet har flyverdragt på hele dagen. Hvis man i stedet regner med, at barnet en del af dagen er i kørepose (mindre børn), har regntøj på, og dertil har vanter på fås stadig meget lave RCR værdier. Danske børns gennemsnitlige daglige indtag af PFOS og PFOA med kosten er estimeret til henholdsvis 1,8-7,2 ng/kg lgv./dag og 0,3-8,3 ng/kg lgv./dag (de to stoffer udgør tilsammen den største del af indtaget af PFAS). Det samlede indtag i indeklimaet, hvor der i denne undersøgelse kun er set på bidraget fra tøjet i institutioner, kan således potentielt være af samme størrelse som indtaget af PFOA med kosten.

Miljømæssig risikovurdering

Miljøeffekter af PFAS - Hvad angår miljøeffekter foreligger der kun et rimeligt antal data for PFOS og PFOA, mens data for øvrige PFAS og kortkædede fluoralkylcarboxylsyrer og -sulfonsyrer er fåtallige eller helt fraværende. Vurderinger af giftighed i miljøet (næsten udelukkende vandmiljøet) foretages derfor typisk ved ekstrapolation/"read across" fra data for PFOS og PFOA.

Miljøfarligheden af PFOS, PFOA og andre PFAS bygger især på stoffernes persistens og potentiale for bioakkumulering, ikke mindst hos topprædatorer i marine fødekæder. Der er en særlig bekymring i forhold til mulige effekter i arktiske områder. Desuden er der for nogle stoffer påvist potentiale for hormonforstyrrende effekter.

Miljøeksponering via spildevand - På basis af beregnede "worst case" udledninger af PFAS med spildevand fra vask af tøj, og PNEC værdier (Predicted No Effect Concentration) for PFOS, som er den giftigste af de beskrevne PFAS, kan der beregnes en risikokarakteriseringsratio (RCR) på 0,001. Såfremt RCR er større end 1 foreligger der en risiko for økotoksikologiske effekter. Der synes således ikke i klassisk forstand at være nogen betydende miljørisiko for vandlevende organismer forbundet med udledning af PFAS fra tekstilvask til spildevand og derfra videre til vandmiljøet. Der er dog i litteraturen indikationer på hormonforstyrrende effekter af nogle PFAS, som ikke er tilstrækkeligt underbygget til at kunne evalueres her.

Som det nævnes i ovenstående, er den største bekymring knyttet til effekterne i topprædatorer og i særlig grad i arktiske områder. Udledninger med spildevand fra tøjvask vil kunne bidrage til den samlede udledning af PFAS, som cirkulerer i miljøet. I tyske undersøgelser anslås det, at vaskevand fra tekstilvask kun skulle udgøre 0,25 % af kilderne til PFOA i spildevand. "Worst case" scenarier i nærværende undersøgelse indikerer, at udledninger fra tøjvask potentielt kan være en væsentlig større kilde. Der er fundet meget forskellige resultater i denne og foregående undersøgelser, hvad angår udledninger fra tøjvask, og en væsentlig usikkerhed knytter sig til, hvorvidt PFAS kan frigives fra de PFAS-baserede polymere i forbindelse med vask, således at de samlede mængder, der frigives i tøjets levetid, er betydeligt større end de ca. 0,04 % af det samlede fluorindhold i tekstilerne, der foreligger som ikke-bundne, ekstraherbare PFAS.

Miljøeksponering via luften - PFAS udledt til luft kan transporteres over lange afstande. Det vil primært være de fordampelige PFAS som FTOH, EtFOSE og MeFOSE, som spredes via luft. Af disse vil det især være FTOH, som vil kunne afgives fra tøj. Beregningerne viser, at selv i værst tænkelige tilfælde vil afgivelse af FTOH fra børnetøj i brug næppe være en væsentlig kilde til FTOH.

En ukendt faktor er dog, i hvilken grad flygtige PFAS kan frigives ved bionedbrydning af de imprægnerede overflader i løbet af tekstilernes brugsfase. Nye udenlandske undersøgelser viser på grundlag af forskellige scenarier, at udledninger af de flygtige stoffer FOSA/FOSE og FTOH fra nedbrydning af PFAS-baserede polymere meget vel kan være af samme størrelse som udledninger af disse stoffer fra alle andre kilder tilsammen. Der er ikke specifikke opgørelser for tekstiler, men modelberegningerne indikerer klart, at tekstiler vil kunne udgøre en væsentlig del af udledningerne af de flygtige PFAS.

Potentialet for udledninger af PFAS ved nedbrydning af imprægneringsmidler i lossepladser er potentielt meget større end mængden af ekstraherbare PFAS, og udendørstøj kan være en væsentlig kilde til de påviste udslip af PFAS fra lossepladser i andre lande. I Danmark bliver tøj (der ikke genbruges) forbrændt i affaldsforbrændingsanlæg, hvor PFAS destrueres, og udslip fra bortskaffelsesfasen vil derfor være ubetydelig. Som nævnt ovenfor vil tøj eksporteret til genbrug i udlandet ultimativt bortskaffes til ikke-kontrollerede lossepladser og fyldpladser og kan derved bidrage til miljøeksponering via luften og gennemtrængende vand.

Miljø eksponering i jordmiljøet - PFAS i spildevandsslam som udbringes på landbrugsjord resulterer i koncentrationer i jorden, som vurderes at ligge langt under det niveau, hvor økotoksikologiske effekter vil forekomme i jordmiljøet.

Datamangel

I forhold til en vurdering af det potentielle bidrag til belastningen af miljøet med PFAS, som kunne stamme fra anvendelsen af PFAS-baserede polymere i tekstiler, mangler der grundlæggende viden om, i hvilken grad der afgives flygtige PFAS umiddelbart efter produktionen af tekstilerne og i hvilken grad, der kan dannes PFAS ved hydrolyse af polymerenes perfluorerede sidekæder ved brug, vask og nedbrydning af tekstilerne. Data om disse forhold vil kunne danne baggrund for en bedre vurdering af, i hvilken grad anvendelsen af PFAS i tekstiler bidrager til miljøbelastningen med disse

stoffer. Der findes ikke konkrete målinger af PFAS i indeluften i institutioner og skoler, som kan illustrere, i hvilken grad børn udsættes for PFAS fra tøj og andre kilder.

Samlet konklusion

Undersøgelsen viser, at børns direkte eksponering for PFAS fra deres vintertøj giver ubetydelige udsættelser for PFAS, og vurderes ikke at volde sundhedsmæssige problemer. Worst-case beregninger af eksponering for PFAS via indeluft i børnehaver og skoler indikerer ikke en sundhedsmæssig risiko, men beregningernes forudsætninger er usikre, og det er usikkert, hvor meget andre kilder vil kunne bidrage med. Det anbefales derfor at udføre konkrete målinger af PFAS i indeklimaet i institutioner om vinteren (inkl. målinger af støv) for at afklare, hvor meget indeklimaet bidrager til børns samlede udsættelse for stofferne.

Udledninger via renselanlæg vurderes på basis af den tilgængelige viden ikke at give anledning til effekter i vandmiljøet, men der er usikkerheder om stoffernes mulige hormonforstyrrende effekter. Den væsentligste problemstilling i forhold til miljøet, er i hvilken grad PFAS i tøj bidrager til de samlede belastninger af det globale miljø. Der er stor usikkerhed omkring, hvor store udledninger der er fra tekstilernes samlede livscyklus, herunder udslip fra produktionsprocesser og de langsigtede emissioner ved nedbrydning af de PFAS-holdige polymere. De tilgængelige data indikerer, at nedbrydning potentielt kan bidrage meget væsentligt til de samlede globale udledninger af flygtige PFAS.

Summery and conclusion

Background and purpose

Polyfluoroalkyl substances (PFASs) is a large family of surfactants with different uses and environmental and health properties. There are major difference in how thoroughly the substances are tested for hazardous effects on human health and the environment. Among the substances studied most thoroughly, carcinogenic, toxic for reproduction and acute toxic effects have been observed.

PFAS-based coatings are being used in garments and other textiles in order to make the materials water and dirt repellent. Previous studies have shown that fabrics treated with these coatings contain small amounts of a variety of PFASs. The presence of PFASs has given rise to concerns about whether users of these textiles are being exposed to the substances to a degree that may pose a health risk. Globally, coatings for textiles represent 50 % of the total use of PFASs. There is uncertainty about the extent to which the use of the substances in textiles contributes to the release of the chemicals to the environment.

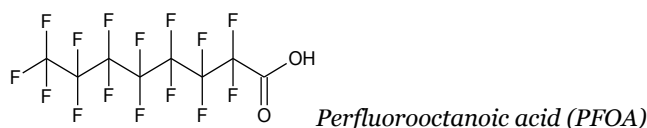
The purpose of this study is:

- To survey which consumer products of textiles for children contain PFASs.
- To analyse the PFASs to be found in the materials and investigate the extent to which PFASs may be released during wear and washing of textiles.
- To assess whether the release of the substances poses health and environmental risk.
- To assess relevant waste streams, waste amounts and fates of the substances in waste treatment.

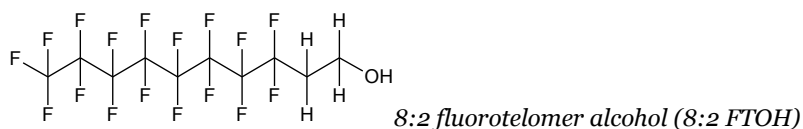
The substances investigated

PFASs - Polyfluoroalkyl substances (PFASs) represent a very large family of substances, which differ in the functional groups and the length of the carbon chains.

Perfluoroalkyl substances form a subgroup of PFASs of particular interest because of their persistence and toxicity. In the perfluoroalkyl substances all carbon atoms are fully fluorinated, as shown in the structural formula of perfluorooctanoic acid (PFOA) below.



Another large subgroup of PFASs is the fluorotelomers. The most typically used fluorotelomers contain a perfluorinated carbon chain like the perfluoroalkyl substances, but the fluorotelomers also contain two more carbon atoms which are not fluorinated. An example of a fluorotelomer having a perfluorinated moiety of eight carbon atoms is 8:2 fluorotelomer alcohol (8:2 FTOH), as shown below. As the perfluorinated part is highly stable, 8:2 FTOH could be degraded to PFOA and perfluorononanoic (PFNA) in the environment.



Abbreviations for the substances and substance groups, given after the English substance names, are used throughout this report. The full names, CAS numbers, group names and chain lengths are shown in Annex 1.

Mapping

Marketed impregnating agents with PFASs - A number of PFAS-based coating agents for textiles are marketed under trade names such as SCOTCHGUARD®, Teflon® fabric protector, NanoTex® and Unidyne®. The products typically consist of a mixture of reactive PFASs, other reagents and solvents. The impregnating agents are applied as a thin film to the surface of the fabric, followed by polymerization and curing, whereby a thin polymer structure is formed on the surface, to which both polyfluoroalkylated and non-fluorinated side chains are attached.

The side chains, which extend as small hairs from the material, aid in providing the dirt and water repellent effect. The fluorinated side chains are similar in structure to PFASs, and have a perfluorinated moiety of varying length. The non-polymeric PFASs, which can be extracted from the cured fabric, consist partly of unreacted intermediates and partly of PFASs released by hydrolysis of the ester bond between the side chains and the polymer.

Besides the occurrence in PFAS-based water impregnation agents, PFASs also occur in the membranes of the plastic polytetrafluoroethylene (PTFE), which is used to make clothes waterproof. The best known of these membranes is Gore-tex®, but there are also others on the market. PTFE may contain residues of PFOA and PFNA from manufacturing whereby the sodium salts of these substances traditionally have been used as a processing aid. Today, alternative processing aids are used to a great extent, but it has not been possible to find information on which materials are being used. As Gore-tex® and similar membranes are rarely used in children's clothing (however, they are used in footwear for children), focus on textiles with PFAS-containing coatings in the outer fabric is prioritized in this study.

Prevalence of PFAS-based impregnating agents in articles for children – Fifty-five distributors of children's clothing and items for children have been contacted in this study. The majority replied that they do not sell relevant products without filling out a questionnaire. Out of the 17 companies that have returned a completed questionnaire, six companies indicated that they sell products treated with PFAS-based coatings. Two of these companies informed the authors that their products were treated with Teflon®, while the others informed that they did not know which PFAS-based impregnating agents the products are treated with. An Internet search revealed that it is only the Teflon® Fabric Protector trademark, which is used in the advertising, and that the other brand names were not referred to in advertising for the products.

As a result of the questionnaire and an Internet search on products with water and dirt repellent properties for children, the following product types where it is specifically stated that PFAS-based coatings (typically by specifying Teflon® fabric protector) have been used, were found:

- Widespread occurrence: Snowsuit [Danish: flyverdragter], rainwear, skiwear, gloves and mittens, infant sleeping bags [Danish: køreposer] and rain cover for prams.
- Occasional examples: backpacks/school bags, soft-shell jackets, hats, sun canopies for prams, strollers, baby carriers, baby changing bags (not nursing pillows).

Several Internet shops sell one or more products indicated to contain the trademark Teflon® fabric protector, but it has not been possible to find products where it is indicated that they are treated with other trademarks. A study of 3,770 products for children, sold by eight Internet shops that all indicate that one or more of their products is treated with Teflon® fabric protector, revealed that between 3 and 5 % of snowsuits, gloves/mittens, ski pants, rain cover for prams and infant sleeping bags were reported to be treated with Teflon® fabric protector. The calculated percentages may

underestimate the true prevalence of PFAS-impregnated products, since the brand name is probably not indicated for all products with PFAS-based impregnating agents.

A trend in decreasing use of PFAS-based impregnating agents in clothing for children is currently observed. In the responses to the questionnaire, four companies indicated that they have previously used fluorine-based technology to achieve water and/or dirt-repellency, but they have now switched to a PFAS-free, alternative polymer technology (dendrimer technology). Products treated with this technology are water-resistant, but not oil and dirt repellent to the same extent as products treated with PFAS-based agents.

On the basis of this survey, it is estimated that the total share of snowsuits, gloves/mittens, ski wear, and rain cover for prams treated with PFAS-based impregnating agents, probably will be around 10-30 %, while that of rainwear, jackets and infant sleeping bags will probably be somewhat lower. For the other product types mentioned, the estimated percentage of products treated with PFAS-based impregnating agents is less than 10 %.

Given the size of a snowsuit and the large number being sold, these are presumed to constitute the largest tonnage of textiles with PFAS-based impregnating agents. It is estimated that annually 200,000-300,000 snowsuits are sold, of which 20,000 to 90,000 suits will contain PFASs.

Waste Disposal - The impregnated garments for children will (possibly after being reused several times) ultimately end up in waste incineration plants or exported for reuse abroad. The exposure conditions, when the garments are reused, are deemed not to be significantly different from the conditions by the first use of the garment. Other surface-treated products are assessed primarily to end up in waste incineration, as export for reuse of the products abroad is estimated to be modest. Treated clothing is deemed to constitute the largest source of PFASs to incinerators, as clothing worldwide (and probably also in Denmark) constitutes about 50 % of the consumption of fluorotelomer and fluorotelomer-based polymers.

The main issue in relation to the disposal of textiles with PFAS-based impregnation agents in Denmark is whether the substances are degraded by the waste incineration. The available results indicate that PFASs is effectively destroyed in modern incinerators. PFASs which are not destroyed by the incineration are likely to be captured by flue gas treatment and end up in the flue gas cleaning products, similar to, for example, dioxins and furans. It is therefore assumed that the incineration of textiles with PFAS-based impregnation agents is not a source of significant releases of PFASs to the environment – and this assumption is shared in foreign studies.

PFAS-containing clothes exported for recycling abroad are mainly disposed of to landfill sites, which are uncontrolled in many cases. The further fate of the PFAS-based impregnation agents has not been investigated, but it is reasonable to assume that in the longer term, decomposition of textiles may result in release of substantial amounts of PFASs to the environment. Regardless of the time perspective, the fact that textiles account for almost half of the global consumption of PFASs indicates that textiles could potentially cause major impacts on the environment in countries without waste incineration in the long term.

Selection of products and substances

Selection of products - On the basis of the survey, 22 products, which included the product groups snowsuits, jackets, gloves, rain suit and infant sleeping bags, were purchased.

Prior to purchasing the products, several exposure scenarios were prepared with the aim of ensuring that the study includes the applications representing the greatest risk of exposure to children.

Furthermore, samples of the fabric part of eight car seats were taken. The products were purchased as part of another study for the Environmental Protection Agency.

Selection of substances - A total of 39 PFASs was selected within the following groups of PFASs:

- Perfluoroalkyl substances: Perfluoroalkane sulfonic acids (PFSAs), perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and perfluoroalkane sulfonamides and perfluoroalkane sulfonamidoethanols (FASAs, MeFASAs, MeFASEs, EtFASAs, EtFASEs).
- Fluorotelomers: Fluorotelomer carboxylic acids (FTCAs), fluorotelomer acrylates (FTACs) fluorotelomer methacrylates (FTMACs), fluorotelomer alcohols (FTOHs) and fluorotelomer sulfonic acids (FTSAs).

These substances were selected on the basis of the results of previous studies of PFASs and the knowledge of which substances most likely would occur in the textiles.

Chemical analyses

Content of total fluorine – The analysis program was initiated with the analysis of total fluorine in 22 products with a proven content of fluorine for the (more expensive) analyses of PFASs. Total fluorine in concentrations above the detection limit in the outer material was found in 19 of the 22 (~ 86 %) examined samples of children's clothes and infant sleeping bags. The concentration varied in those products where the concentration was above the detection limit, from 8,000 to 365,000 µg/m², with an average of approximately 72,700 µg/m². It is assumed that PFASs constitute the vast majority of the fluorine content of the products. In the group of products which only indicates that the products are stain and water resistant, the concentrations of total fluorine were above the detection limit in 8 of 10 products (80 %). Therefore, for outerwear a claim of being "dirty and water repellent" may be a good indication that the clothes have been treated with PFAS-based impregnating agents.

In all of the eight car seats that were tested for total fluorine, the concentration of total fluorine in the textiles was below the detection limit of 20 mg/kg. On this basis, it is concluded that none of the car seats contained textiles treated with PFAS-based impregnating agents.

Contents of PFASs - Based on the results of the analysis of total fluorine, 15 products were selected for analysis of PFASs content. The products were selected from among those products with the highest concentrations of total fluorine. In the analysis, the quantity of non-bound PFASs that could be extracted from the textiles was measured. It is not possible to conduct an analysis of the polyfluorinated side chains making up the bulk of the fluorine content in the textiles.

Concentrations of PFASs above the detection limit were found in all 15 products. The total concentration of the examined PFASs varied from 18 to 407 µg/m². Only a very weak correlation between the content of total fluorine and the total content of the analysed PFASs was found. This finding illustrates that there are many factors that affect the amount of unreacted intermediates and PFASs formed from hydrolysis of the bond between the side chains and polymer backbone. The content of total fluorine was, on average, 1,600 times greater than the total content of non-polymer PFASs (by weight).

The results of the analyses showed that fluorotelomer alcohols (FTOHs) could be found in the highest concentrations in all products, followed by perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs). Combined, these two groups represented 94 % of the total content PFASs in each of the samples.

In five of the products, the concentration of PFOA was above 1 µg/m², which is set as a limit value for PFOA content in textiles in Norway (with a transitional period for stored goods).

Besides PFOA, the following perfluoroalkyl carboxylic acids were found in concentrations above 1 µg/m² in some of the products: PFHxA (C₆), PFHpA (C₇), PFNA (C₉), PFDA (C₁₀), PFDoDA (C₁₂), PFTrDA (C₁₃) and PFTeDA (C₁₄).

Relatively low concentrations of perfluoroalkane sulfonic acids (PFSAs) were found and the concentration of PFOS was below 0.21 µg/m² in all samples. Consequently, PFOS was below the EU limit value of 1 µg/m² in all samples.

In recent years, much debate on whether a change from fluorine chemistry, based on substances with chains of 8 or more carbon atoms (C₈ chemistry) to substances with a shorter chain length (C₄₋₆ chemistry), has taken place. For all of the substance groups and all of the samples, the results from this study show that C₈ chemistry was dominant. PFOA was therefore the dominant perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCAs), 8:2 FTOH the dominant fluorotelomer alcohol (FTOHs), 8:2 FTCA the dominant fluorotelomer acid (FTCAs), 8:2 FTAC the dominant fluorotelomer acrylate (FTACs) and 8:2 FTSA the dominant fluorotelomer sulfonic acid (FTSAs).

Migration of PFASs to saliva – Analyses of migration of PFASs from products to artificial saliva from the eight products showed that a small fraction of the total content of the materials migrated to the artificial saliva over a period of 3 hours.

For the majority of the investigated compounds, the concentrations in the artificial saliva were below the detection limit.

Thus, on average only about 1 % of the total content in the materials migrated to the artificial saliva. Migration rates were, however, significantly higher for the acids, which dominated the composition of PFASs. On average, 6 % of the material's content of PFCAs migrated to the simulant during the test period. There was a trend toward higher migration rates (in relation to the materials' content) for the short-chain PFCAs than the long-chain.

Release of PFASs by washing of the clothes - Preliminary methodological clarifications showed that it might be difficult to analyse some of the substances in the laundry water, as the surfactants in the detergent interfered with the detection of PFASs.

However, it was possible to obtain satisfactory results for the most important substances (the perfluoro carboxylic acids), and it was therefore decided to perform the washing tests still using the detergent because it was expected that the detergents would increase the leaching of substances from textiles. As was the case with migration, the proportion of the materials' content released to the laundry water, was significantly higher for the acids than for the other PFASs. The measured emission rates also corresponded very well with the observed migration rates. Of the total PFASs, only 1 % represented releases to the laundry water in a single wash. Of PFCAs, the release rates were significantly higher. The amount that was released to the laundry water represented an average of 12.2 % (standard error: 5.0 %) of the content of the materials.

In foreign studies, release rates for emissions to the laundry water 5-20 times higher have been found, but the analysed types of clothing is not totally comparable.

Emission of PFASs to air

Within the framework of the project it was not prioritised to investigate the release of the substances into the air, as this is investigated in a number of foreign studies. In a German study, it was found that 27 to 70 % of the materials' content of extractable 10:2 FTOH was emitted to air over a period of 5 days. Emission rates of 8:2 FTOH were somewhat lower, with emission rates of 7 to 16 % of the material's content. One difficulty in interpreting the results of this study and others is that no measurements have been conducted for an extended period of time. Since the FTOHs are volatile sub-

stances, it must be expected that they would evaporate over time, and results must be affected depending on what period of time after production the samples are taken. When a significant proportion of FTOHs in products that may be many months old is emitted over 5 days, it must be expected that significantly higher amounts may have been emitted earlier in the life cycle.

Health assessment in relation to children

Exposure to PFASs – When exposed to PFASs, an almost complete absorption after oral ingestion or inhalation takes place, while on the other side, it is very difficult for the substances to penetrate intact skin. The absorbed PFASs bind to albumin in the blood and is distributed to most organs, but in most cases the target organ is the liver.

The residence time in the blood and distribution to other tissues and organs depends on the compound, the amount of exposure and the animal species. The residence time in the blood increases with the chain length; sulfonic acids have a longer residence time than carboxylic acids. The residence time is relatively short in rodents, slightly longer in monkeys and very long in humans.

The residence time in the blood is partly correlated with the ease of PFASs excretion. The acids are excreted in the urine via the kidneys. Excretion is faster and more efficient in female rats than in males which have more efficient re-absorption in the kidneys. The difference is hormone specific. Humans have the most efficient re-absorption (99 %) in the kidney and it is therefore difficult to separate the components, meaning that a risk assessment cannot be based on results from animal studies, as is usually done.

Health effects - both in animal studies with the individual substances and in population studies in which participants are exposed to a mixture of PFASs, the PFASs affect the fat metabolism with increased risk of incipient liver damage, increased cholesterol and low-density lipoproteins in the blood, and obesity as well as effects on insulin balance. A link between high concentrations of PFOS and PFOA in blood and thyroid disorders and endocrine disruption has also been shown. Effects on the endocrine systems are also seen in animal studies.

Other population studies suggest that PFASs can affect the immune system in children and induce hyperactivity (ADHD). There are further studies that suggest a link between PFOS and PFOA in the blood and chronic renal disease. Given the kidneys' central position in the body's detoxification of PFASs, this effect seems plausible.

Occupational studies, population studies and animal studies suggest that certain PFASs can induce hepatic, pancreatic, bladder, kidney, testicular, prostate and breast cancer – all mostly hormone-related cancers. The International Agency for Research on Cancer (IARC) recently classified PFOA as carcinogenic to humans (Group 2B).

Exposure of children

Regarding children's textiles, the present study shows that the most important PFASs substances that children may be exposed to from these products in Denmark at the present are PFOA and 8:2 FTOHs, which is a precursor to PFOA.

The textile products for children most often containing PFASs are snowsuits, ski wear and everyday wear, in the form of jackets, pants and waterproof clothing with matching mittens, hoods and hats. When children are wearing the clothes, dermal contact and oral exposure, when children suck on the fabrics, are the direct routes of exposure. In addition, the children are exposed to volatile PFASs through the indoor air.

Dermal exposure – Since impregnation with PFASs is found on the outside of children's clothes, it is estimated that dermal exposure to PFASs would be limited to the hands touching the outer body of the clothing, and possibly mittens used to dry the face.

This assessment is supported by worst-case calculations for three scenarios of dermal exposure/absorption for children of 1, 4 and 12 years, respectively. The calculations show a maximum average daily uptake of 0.03 to 0.09 ng/kg bw/day, which is about 100 times lower than the background intake with the diet.

Oral exposure - PFASs can be absorbed orally with saliva if the child suck, chew or lick on the clothes. This was verified by the extraction of PFASs from the textile materials with artificial saliva. The extracted PFASs were particularly water-soluble acids, i.e. PFOA. Despite the almost complete (> 90 %) uptake of PFOA in the gastrointestinal tract, worst-case calculations showed that the intake of PFASs through saliva is minimal, respectively from 0.03 to 0.08 ng/kg bw/day. At the same time, only a small part of the garment (sleeves, gloves) would regularly be exposed to saliva. On the other hand, the use of artificial saliva, which lacks some natural components, probably results in a smaller extraction of PFASs from the material.

Exposure via indoor air - When the clothes are used, stored indoors and dried, evaporation of volatile PFASs (e.g. fluorotelomers and sulfonamides) to indoor air may occur depending on the temperature. Textile dust is formed, wherein the less volatile PFASs (salts, carboxylates and sulfonates) are concentrated, and the more volatile PFASs may be condensed by a drop in temperature. Children will particularly be exposed to PFASs from outdoor wear in institutions and schools. In the absence of actual measurements of indoor air containing PFASs in institutions and schools where children stay indoors especially during the winter months, it is difficult to estimate children's exposure to PFASs in indoor air with certainty. Based on the measurement results from foreign shops selling everyday garments, two scenarios have been calculated, which give a maximum average daily recording of 29 ng/kg bw/day for a 4-year old and 12 ng/kg bw/day for a 12-year-old. The air exchange, however, was not taken into account and many of the parameters used are uncertain estimates.

These calculated estimations result in significant exposures, which are far greater than the background load of PFASs from food, etc., but the scenarios are certainly "worst case" and theoretical. Therefore, exposure calculations based on data on the evaporation of PFASs from the clothes have been carried out. The result is based on a "realistic worst case" where a maximum average daily uptake of 0.49 ng/kg bw/day for the 4 years old and 0.11 ng/kg bw/day for the 12 years old have been calculated. These calculations yield much lower results, demonstrating a very small contribution to children's exposure to PFASs. The fact that air circulation, which reduces the exposure, would also occur is not taken into account.

Several of the parameters used in exposure calculations for indoor air are estimated and particularly uncertain. Therefore it is recommended to carry out concrete indoor air measurements in rooms where children are staying indoors in winter and their outerwear is stored.

Overall uptake of PFASs released from clothes - If the "realistic worst case" contribution to the total absorption from dermal and oral exposure to PFASs in a snowsuit (0.03 + 0.03 ng/kg bw/day) is added to the contribution from a 4-year-old's inhalation in institutions (0.49 ng/kg bw/day), the overall uptake can be estimated at 0.55 ng/kg bw/day. When compared with a DNEL (Derived No-effect Level) of 80-170 ng/kg bw/day, a total risk characterization ratio (RCR) of 0.003 to 0.008 can be estimated. The value is far below 1. If the RCR is greater than 1, there is a risk of health effects. In the calculation it is assumed that the child is wearing a snowsuit all the day. If, alternatively, the child part of the day use an infant sleeping bag (small children), use rainwear and in addition wear mittens, the RCR values will still be very low. Danish children's average daily in-

take of PFOS and PFOA with the diet is estimated to be 1.8-7.2 ng/kg bw/day and 0.3-8.3 ng/kg bw/day, respectively (the two substances jointly form the largest part of the total intake of PFASs). The total intake in the indoor environment, which in this study only included the contribution from the clothes in institutions, can therefore potentially be of the same size as the intake of PFOA with the diet.

Environmental Risk Assessment

Environmental effects of PFASs - Regarding environmental effects, there are only sufficient data on PFOS and PFOA, while data for other PFASs and short-chain carboxylic and sulfonic acids are scarce or absent. Estimates of environmental toxicity (almost exclusively in the aquatic environment) are therefore made typically by extrapolation/"read across" from data for PFOS and PFOA.

The environmental toxicity of PFOS, PFOA and other PFASs is primarily due to the substances' persistence and potential for bioaccumulation, not least among top predators in marine food webs. There is a particular concern about the possible impact in the Arctic. Furthermore, for some substances, a potential for endocrine disrupting effects have been shown.

Environmental exposure via wastewater - On the basis of the calculated "worst case" discharges of PFASs with wastewater from washing clothes and PNEC (Predicted No Effect Concentration) values for PFOS, which is the most toxic of the described PFASs; a risk characterization ratio (RCR) of 0.001 is calculated. If the RCR is greater than 1, there is a risk for ecotoxicological effects. In the classical sense, it appears that there is no significant environmental risk to aquatic organisms associated with the discharge of PFASs to wastewater from washing of textiles and further on into the aquatic environment. However, there are indications in the literature regarding endocrine disrupting effects of some PFASs which are not sufficiently substantiated to be evaluated here.

As mentioned above, the main concern relates to the effects on top predators, particularly in the Arctic. Discharges of wastewater from laundry could contribute to the total emission of PFASs circulating in the environment. In German studies it is estimated that the laundry water from textile washing should only constitute 0.25 % of the sources of PFOA in sewage. The "worst-case" scenarios used in this study indicate that emissions from the laundry could potentially be a significantly larger source. Very different results in terms of discharges from washing of textiles have been found in this and previous studies, and a significant uncertainty is related to whether PFASs can be released from the PFAS-based polymers in relation to washing. It is possible that the total quantities released in the life cycle of the clothing are significantly greater than about 0.04 % of the total fluorine content in the textiles which are available as unbound, extractable PFASs.

Environmental exposure via air - PFASs emitted to air can travel long distances. It will primarily be the volatile PFASs, such as FTOHs, EtFOSE and MeFOSE that are distributed via the air. Of these, it would be FTOHs in particular which could be released from the clothes. The calculations show that even in the worst case, the release of FTOHs from children's clothing in use is unlikely to be a major source of FTOHs.

An unknown factor, however, is the extent to which the volatile PFASs may be released by biodegradation of the impregnated surfaces during the use of the textiles. New, foreign studies, based on various scenarios, show that emissions of volatile substances FOSA/FOSE and FTOHs from degradation of PFAS-based polymers may be of the same magnitude as the release of these substances from all other sources combined. There are no specific estimates for textiles, but the model calculations clearly indicate that textiles could be a significant source of emissions of volatile PFASs.

The potential for emissions of PFASs by the decomposition of impregnating agents in landfills is potentially much greater than the amount of extractable PFASs, and outdoor clothing may be a

major source of the detected emission of PFASs from landfills in other countries. In Denmark, clothes (not recycled) are incinerated at waste incineration plants where PFASs are destroyed and releases from the disposal phase would therefore be negligible. As mentioned above, clothing exported for recycling abroad is ultimately disposed of in uncontrolled dumps and landfills and can thereby contribute to environmental exposure via air and water.

Environmental exposure in soil - PFASs in sewage sludge applied to farmland result in concentrations in the soil estimated to be far below the level at which ecotoxicological effects would occur in the soil.

Data gaps

In relation to an assessment of the potential contribution to the environmental impact of PFASs, which could originate from the use of PFAS-based polymers in textiles, basic knowledge about the extent to which volatile PFASs are emitted immediately after the production of textiles and the extent to which PFASs can be formed by hydrolysis of the perfluorinated polymer side chains during use, washing and degradation of the textiles is lacking. Data on these matters could form the basis for a better assessment of the extent to which the use of PFASs in textiles contributes to the environmental load of these substances.

In addition, specific measurements of PFASs in indoor air in schools and institutions are lacking.

Overall conclusion

The study shows that children's direct exposure to PFASs from their winter clothes gives negligible exposures to PFASs and is not believed to cause health problems. Worst-case estimations of exposure to PFASs through the indoor air in kindergartens and schools do not indicate a health risk. However, there are a number of uncertainties related to the assumptions behind the estimations and it is also uncertain how many other sources could contribute. It is therefore recommended to carry out specific measurements of PFASs in the indoor climate in institutions during winter (incl. measurements of dust) to clarify how much indoor climate contributes to children's total exposure to the substances.

On the basis of the available knowledge, discharges from wastewater treatment plants are assessed not to cause effects in the aquatic environment, but there are uncertainties related to the substances' potential endocrine disrupting effects. The main issue in relation to the environment is the degree to which PFASs in clothes contribute to the total load on the global environment. There are great uncertainties about the extent of emissions from the entire life cycle of the textiles, including the long-term emissions from degradation of the PFAS-containing polymers. The available data indicate that the degradation can potentially contribute very significantly to the total global emissions of volatile PFASs.

1. Baggrund

1.1 Formål med undersøgelsen

Perfluorooctansulfonsyre (PFOS), perfluorooctansyre (PFOA) og beslægtede forbindelser blev opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (LOUS) i 2004. Begrundelsen for udvælgelsen var, at stofferne er persistente og toksiske. Stofferne indgår i en større gruppe af polyfluoralkylforbindelser (PFAS), som introduceres i afsnit 1.2 af denne rapport.

For nærmere at kunne vurdere behovet for videre regulering og forbedret håndtering af PFAS, blev der i 2012/2013 gennemført en kortlægning af disse stoffer (Lassen et al., 2013). Kortlægningen blev gennemført som led i Miljøstyrelsens kortlægninger af alle 40 stoffer/stofgrupper på LOUS. På basis af LOUS kortlægningen udarbejdede Miljøstyrelsen tre strategipapirer for den videre indsats i relation til PFAS. Blandt de prioriterede indsatser er at få mere viden om anvendelsen af nogle af de typer af PFAS, som i stigende grad anvendes som alternativer til de "gamle" PFAS (især PFOA og PFOS) og få mere viden om disse stoffers effekter på mennesker og miljø.

Der er stor forskel på, hvor grundigt stofferne er undersøgt for skadelige effekter og den deraf følgende risiko for sundhed og miljø. Blandt de stoffer som er undersøgt mest grundigt, er der observeret kræftfremkaldende, reproduktionstoksiske og akut toksiske effekter. Nogle af stofferne er også mistænkt for at være hormonforstyrrende. I miljøet er stofferne persistente og bioakkumuleres i varierende grad.

PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler anvendes i tøj og andre tekstiler for at gøre materialerne vand- og smudsafvisende. På verdensplan udgør forbruget i tekstiler næsten halvdelen af det samlede forbrug af PFAS (som nærmere beskrevet i LOUS kortlægningen).

Midlerne, som anvendes, omtales nærmere i afsnit 1.3. I dag anvendes hovedsageligt polymere med polyfluoralkylerede sidekæder, som typisk indeholder en perfluoreret del, og sidekæderne kan derfor nedbrydes til PFAS. Materialerne kan indeholde rester af udgangsstoffer, mellemprodukter og nedbrydningsprodukter som nærmere beskrevet i afsnit 1.3.

Tidligere undersøgelser har vist, at PFAS kan ekstraheres fra tøj behandlet med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler, og flygtige PFAS kan fordampe fra tøjet (omtales nærmere i afsnit 1.5). Undersøgelser har endvidere vist, at mennesker som opholder sig i lokaler med meget PFAS-behandlet tøj, kan udsættes for flygtige PFAS på et niveau, hvor denne eksponering kan udgøre en væsentlig del af deres samlede eksponering for stofferne (omtales nærmere i kapitel 6).

Dette har givet anledning til bekymring for, om brugere af tøj og andre behandlede tekstiler eksponeres for stofferne i en grad, så det kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. Da børnetøj også kan være behandlet med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler, er der en særlig bekymring i forhold til, om dette kan bidrage væsentlig til børnenes eksponering for disse stoffer og udgøre en sundhedsfare.

Denne undersøgelse er iværksat som en del af Miljøstyrelsens program for kortlægning af kemi i forbrugerprodukter, som i 2014 har haft særligt fokus på kemiske stoffer i produkter til børn.

Formålet med undersøgelsen er:

- At kortlægge, hvilke forbrugerprodukter af tekstiler til børn som indeholder PFAS (resultater omtales i kapitel 2).
- At analysere, hvilke PFAS der findes i materialerne og undersøge, i hvilken grad PFAS vil kunne afgives ved brug og vask af tekstilerne (resultater er beskrevet i kapitel 5).
- At vurdere, om afgivelsen af stofferne udgør en miljømæssig risiko og en sundhedsrisiko for børn (beskrevet i afsnit 6 og 7).
- At redegøre for relevante affaldsstrømme, affaldsmængder og skæbne ved affaldsbehandling. (beskrevet i afsnit 2.3.)

1.2 Introduktion til PFAS

Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) er en meget stor familie af fortrinsvis overfladeaktive stoffer med forskellige anvendelser og forskellige egenskaber i forhold til miljø og sundhed. Nedenstående indeholder en meget kort introduktion til stofferne; for en mere grundig indføring henvises til LOUS rapporten (Lassen et al., 2013).

PFAS-baserede midler anvendes bl.a. til overfladebehandling af tøj og andre tekstiler for at gøre materialerne vand- og smudsafvisende. Imprægneringsmidlerne består typisk af en blanding af reaktive PFAS, andre reaktive stoffer og et opløsningsmiddel. Idet imprægneringsmidlet påføres som en tynd film på overfladen af tekstilerne, sker der en polymerisering og hærkning på selve overfladen, som giver materialet den vand- og smudsafvisende funktion. Herved dannes polymere med polyfluoralkylerede sidekæder, som omtales yderligere i næste afsnit (afsnit 1.3). Disse polymere omtales af nogle forfattere som side-kæde-fluorerede polymere ("side-chain-fluorinated polymers"), men vil i denne rapport omtales PFAS-baserede polymere. De skal ikke forveksles med de fluorpolymere, der omtales i afsnit 1.4. Tidligere benyttedes der også ikke-polymere PFAS til imprægnering, men alle tilgængelige data indikerer, at det ikke længere er tilfældet. Tøj og andre tekstiler kan derimod indeholde en lang række ikke-polymere PFAS. De er enten rester af udgangsprodukter, mellemprodukter eller nedbrydningsprodukter fra produktionen af imprægneringsmidlerne og det imprægnerede tøj, eller de er dannet ved nedbrydning af imprægneringsmidlerne i tekstilerne.

PFAS i tekstiler kan, udover at stamme fra PFAS-baserede imprægneringsmidler, komme fra fluorpolymere, hvor PFAS anvendes som hjælpemidler i produktionen, og kan være til stede som rester i de færdige tekstiler. Den bedst kendte af disse membraner er Gore-tex®. Denne anvendelse omtales i et separat afsnit (afsnit 1.4).

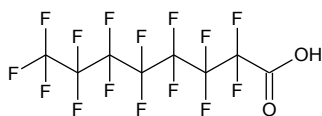
De ikke-polymere PFAS kan afgives under brug af tekstilerne og senere i tekstilernes livsforløb. Dette er baggrunden for, at der i det følgende gives en kort introduktion til stofgruppen. Som nævnt henvises til LOUS-rapporten for flere detaljer.

Der anvendes til forskellige formål en lang række forskellige PFAS, som adskiller sig på de funktionelle grupper (sulfonsyrer, carboxylsyrer, alkoholer, acrylater, mm.), længden af kulstofkæderne og antallet af fluorerede kulstofatomer. PFAS kan inddeles i:

- Perfluoralkylstoffer med en kæde af kulstofatomer, hvor alle brintatomer er erstattet af fluor (= perfluorerede stoffer).
- Fluortelomere og andre polyfluoralkylstoffer, hvor der ikke sidder fluoratomer på alle kulstofatomer, men hvor stofferne stadig indeholder en del, hvor kulstofkæden er perfluoreret.

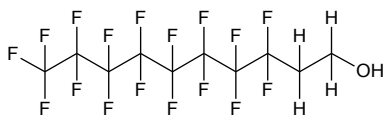
Et eksempel på en perfluoralkylforbindelse, der som nævnt er karakteristisk ved at alle kulstofatomer er fluorerede, er vist i strukturformlen for perfluorooctansyre (PFOA) nedenfor. Perfluoralkyl-

forbindelserne er af særlig interesse, da stofferne er persistente og toksiske. Perfluorcarboxylsyrerne er den gruppe af PFAS, som sammen med fluortelomeralkoholerne som nævnes nedenfor, er fundet i de højeste koncentrationer i tekstiler.



Perfluorooctansyre (PFOA)

Et eksempel på en fluortelomer (hvor kun noget af kulstofkæden er fluoreret) er 8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH), som er vist nedenfor. Denne indeholder en perfluoreret del på 8 kulstofatomer, men har også en del bestående af 2 kulstofatomer, som ikke er fluorerede. Den perfluorerede del er meget stabil, hvilket betyder, at 8:2 FTOH vil kunne nedbrydes i miljøet til perfluoralkylstoffer, som de persistente PFOA og perfluorononansyre (PFNA). Man taler om, at fluortelomerene fungerer som "precursors" (forstadier) for dannelse af perfluoralkylforbindelserne.



8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH)

I nogle sammenhænge anvendes termen "perfluorerede stoffer" som synonym for alle polyfluoralkylforbindelser, selvom det ikke nødvendigvis er alle kulstofatomerne, som er fluorerede. I denne rapport anvendes betegnelsen polyfluoralkylforbindelser (PFAS) for alle stofferne under ét.

Stofferne omtales i rapporten hovedsageligt med forkortelser, som er afledt af stoffernes engelske navne. En liste over forkortelser, fulde stofnavne og CAS numre fremgår af bilag 1. Der er gennem tiden brugt mange forskellige forkortelser for de samme stoffer. Der benyttes i denne rapport kemiske navne og forkortelser i overensstemmelse med den terminologi, som er foreslået i 2011 af en international gruppe af forskere (Buck *et al.*, 2011). De samme forkortelser er anvendt i LOUS kortlægningen af PFAS fra 2013 (Lassen *et al.*, 2013). For stofgrupper, hvor der på engelsk anvendes en flertalsform med "s", er det valgt i den danske version af denne rapport at benytte forkortelserne uden "s" og uden fordanskede flertalsformer som eksempelvis FTOH. Der benyttes for syrerne samme forkortelser for syren og syrerest-ionen, og ved beskrivelse af stofferne vil der efter sammenhængen også kunne veksles mellem de to former; f.eks. kan PFOS angives som perfluorooctansulfonsyre eller perfluorooctansulfonat.

C-8 versus C₄₋₆ teknologi

PFAS, som bruges som udgangspunkt for fremstilling af PFAS-baserede imprægneringsmidler, har varierende kædelængder. Der skelnes ofte mellem imprægneringsmidler baseret på længere-kædede PFAS (med 8 perfluorerede kulstof-atomer (C₈) eller mere) og imprægneringsmidler baseret på kortere-kædede PFAS (med 6 perfluorerede kulstof-atomer (C₆) eller mindre). PFOS, PFOA og 8:2 FTOH er eksempler på stoffer, som anvendes i forbindelse med længere-kædet PFAS teknologi (C₈ teknologi). Traditionelt har imprægneringsmidlerne været baseret på C₈ teknologi, men der har i de senere år været en bevægelse væk fra dette mod C₄₋₆ teknologi, som indtil videre har været anset for at være mindre problematisk (Buck *et al.*, 2012).

1.3 PFAS-baserede imprægneringsmidler

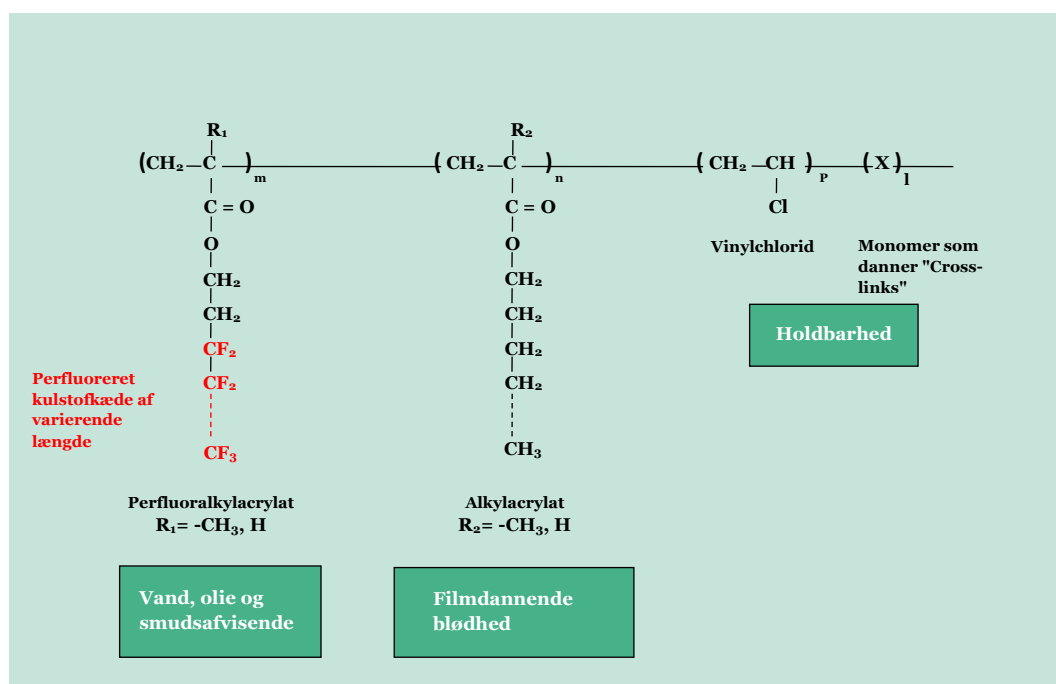
De ikke-polymere PFAS anvendes ikke tilsigtet i tekstilerne, og producenter, importører og forhandlere af tekstiler, vil derfor ikke have viden om forekomsten af disse stoffer i de færdige tekstilprodukter. De vil snarere have kendskab til, hvilke typer af imprægneringsmidler der er anvendt i

produkterne. For at få et overblik over, hvilke PFAS-baserede imprægneringsmidler der kan forekomme i produkterne, er der foretaget en kortlægning af de mest almindelige PFAS-baserede imprægneringsmidler på markedet. Det er ligeledes undersøgt, hvilken viden der foreligger om produkternes sammensætning, idet dette kan pege på, hvilke PFAS der vil kunne forekomme i de færdige produkter og potentialet for frigivelse ved nedbrydning af de PFAS-baserede polymere.

Den følgende figur illustrerer, hvordan de PFAS-baserede polymere typisk er sammensat i den færdige overflade på tekstilet. På en rygrad af kulstofatomer, som med krydsforbindelser danner en todimensional polymerstruktur ved hærkning, er der fæstnet både polyalkylfluorerede og ikke-fluorerede sidekæder. De fluorerede sidekæder kan være af varierende længde i det enkelte produkt. Kæderne er fæstnet til rygraden med esterbindinger.

Imprægneringsmidlerne påføres som en tynd film på overfladen af tekstilerne, oftest sammen med andre efterbehandlingsmidler, ved en proces, hvor polymeriseringen og hærkningen sker på selve overfladen af tekstilet (Knepper *et al.*, 2014). Sidekæderne på den todimensionelle polymerstruktur, som dannes ved hærkningen, står som små hår ud fra materialet, og er med til at give den smuds- og vandafvisende effekt.

Ved efterbehandlingsprocessen bindes polymerene til overfladen i en mængde svarende til 0,2 til 0,5 % af vægten af tekstilet (fibrene). Dette resulterer i en typisk total-fluorkoncentration på 0,04 til 0,25 % af fibrene (svarende til 400-2.500 mg/kg) (Knepper *et al.*, 2014).



FIGUR 1
 STRUKTUR AF POLYMER SOM ANVENDES TIL AT GØRE TEKSTILER OLIE- OG VANDAFVISENDE. PERFLUORALKYLDELEN AF DEN POLYFLUORALKYLEREDE SIDEKÆDE ER MARKERET MED RØDT. PRODUKTET MARKEDSFØRES SOM EN FLUOROALKYL ACRYLAT COPOLYMER (BASERET PÅ DAIKIN 2009).

Sammensætningen af handelsprodukterne er fortrolig, og den præcise sammensætning af de enkelte imprægneringsmidler kendes derfor ikke. Det vides dog, at imprægneringsmidlerne består af meget komplicerede stoffer og polymere. Dette kan f.eks. være "bulky"-substituerede perfluoralkylsulfonamider eller polyfluoralkylerede (telomere) acrylater, urethaner, phosphater eller sulfona-

ter. Imprægneringsmidlerne indeholder desuden spor af mere simple udgangsstoffer, f.eks. perfluoralkylsulfonamider eller fluortelomeralkoholer af forskellige længde.

Markedsførte overfladebehandlingsmidler til tekstiler

Der forhandles en lang række forskellige PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler til tekstiler.

Videncenter for Intelligente Tekstiler ved Creative Business Center har i 2012 udarbejdet en liste over en række overfladebehandlingsmidler til tekstiler, herunder midler baseret på (co-)polymere med perfluorerede sidekæder (VIT, 2013). Oplysninger om PFAS-baserede midler er samlet i Bilag 4, hvor oplysningerne er suppleret med oplysninger om andre midler indhentet fra internettet.

Der er identificeret følgende producenter og varemærker:

- DuPont/Huntsman: En række varemærker, hvori der indgår Teflon® fabric protector og Oleophobol®.
- BigSky Technologies LLC: GreenShield®
- BASF: Lurotex Protector RL ECO ®
- Pulcra Chemicals: Repellan KFC®
- Rudolf Group: Rucostar® EEE6; Bionic Finish®, Ruco-coat®, Ruco-protect®, Rucotec®
- Daikin: Unidyne™
- Nano-Tex: Resist Spills™, Resists Spills and Releases Stains™
- Nicca: NK Guard S series
- 3M: Scotchgard™ Fabric Protector

Disse produktnavne er anvendt ved søgning efter tekstiler, som var behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler (nærmere omtalt i afsnit 2.2.2), og har indgået i en spørgeskemaundersøgelsen (omtalt i afsnit 2.2.1), hvor forhandlere af tekstiler til børn er blevet spurgt om, i hvilken grad de sælger produkter, som er behandlet med disse midler.

Ved søgningen på imprægneringsmidler er det forsøgt at indhente oplysninger om indholdsstoffer, men det har som nævnt været meget vanskeligt at få præcise oplysninger om sammensætningen af imprægneringsmidlerne. For Olephobol kan man eksempelvis kun finde oplysninger om, at de er baseret på kortkædede perfluorerede stoffer. Et andet eksempel er Scotchgard fra 3M, der oprindeligt var baseret på PFOS-afledte stoffer (Jensen *et al.*, 2008). Ifølge oplysningerne i sikkerhedsdata-bladet indeholder Scotchgard™ Fabric Protector <3 % "fluorochemical urethane" og har CAS nummer "Trade secret" (3M, 2014). Da der ikke er pligt til at registrere polymerene under REACH, er det ikke muligt at indhente oplysninger fra registreringen.

Produktkæder for polymere med polyfluoralkylerede sidekæder

Da der ikke er viden om sammensætningen af imprægneringsmidlerne, er det forsøgt at indhente yderligere oplysninger om muligt restindhold af PFAS i de færdige produkter ved at se på produktkæderne for disse stoffer og sammensætningen af udgangstofferne.

Nedenstående figur 2 illustrerer en produktkæde for polymere med polyfluoralkylerede sidekæder. De polyfluoralkylerede mellemprodukter produceres i denne produktkæde af Dupont under varemærket Capstone. Disse mellemprodukter anvendes af Huntsman til at fremstille polymerene. Den endelige hærdning af polymerene (etablering af "cross-links") sker hos producenten af tekstilet. Det behandlede tøj kan i denne produktkæde være angivet at være beskyttet med "Teflon® fabric protector". Producenten af tekstilet vil formentlig kun vide, at der er benyttet Phobol imprægneringsmidler, men vil ikke have kendskab til den nærmere sammensætning af imprægneringsmidlet, og ikke have kendskab til i hvilken grad, der vil kunne være ikke-polymere PFAS i de færdige produkter.

Det skal bemærkes, at Teflon® fabric protector er et PFAS-baseret overfladebehandlingsmiddel og derved et grundlæggende andet materiale, end der eksempelvis bruges i Teflon® pander. ”Teflon®” indgår i handelsnavnene for mange forskellige fluorbaserede produkter produceret af Dupont, og bruges eksempelvis for firmaets polytetrafluorethylen (PTFE, der anvendes til slip-let pander og visse membranes, omtales yderligere i afsnit 1.4).



FIGUR 2
EKSEMPEL PÅ PRODUKTKÆDE FOR POLYMERER MED POLYFLORALKYLEREDE SIDEKÆDER TIL TEKSTILER (DUPONT, 2013)

Ovenstående produktkæde må forventes at være nogenlunde repræsentativ for produktkæden for importerede produkter. Der er ingen oplysninger, der tyder på, at der vil være væsentlige forskelle mellem produkter produceret i Europa og produkter produceret i Kina eller andre steder i Asien. Ud fra oplysninger fra de kinesiske myndigheder refereret i LOUS kortlægningen (Lassen *et al.*, 2013), er en meget stor del af de polyfluorerede stoffer, der anvendes til tekstiler i Kina, importeret fra udenlandske producenter.

Det kan dog ikke afvises, at der visse steder i verden anvendes imprægneringsmidler, som er væsentligt anderledes. Det er muligt, at der til fremstilling af tekstiler også anvendes PFAS, der ikke er bundet til polymere. Det må umiddelbart forventes, at PFAS, der ikke er bundet i polymere, nemmere vil kunne ekstraheres fra produkterne. Resultaterne af tidligere undersøgelser af PFAS i tekstiler, som refereres i afsnit 1.5.2, giver dog ingen indikationer på, at der er produkter, der skiller sig markant ud fra de øvrige.

Sammensætning af udgangsstoffer - Udgangsstoffer og mellemprodukter til produktion af imprægneringsmidlerne kan være til stede som rester i de færdige tekstilprodukter. De produkter, som anvendes som udgangsstoffer i produktion af polymerene, er typisk sammensat af PFAS med forskellige kædelængder som illustreret i Bilag 5. Bilaget viser produkter, som markedsføres af DuPont til produktion af PFAS-baserede imprægneringsmidler. Iodiderne anvendes (gennem forskellige mellemreaktioner) til at danne de enkelte sidekæder ved reaktioner, hvor der dannes en polyfluoralkylacrylat (Bilag 5). Ved produktionen dannes der således mellemprodukter med forskellige kædelængder, som i et vist omfang vil kunne være til stede som rester i de endelige produkter. Dette omtales nærmere i afsnit 1.5.2. Det ses, at Capstone™ 62-I, som primært er baseret på C₆ teknologi, og markedsføres som dette, indeholder 2-10 % perfluorocylethylidid (C₈-fluoroalkyl) og op til 6 % perfluordecylethylidid (C₁₀). Dette er med til at forklare, at der ved undersøgelser af markedsførte tekstilprodukter, er fundet PFAS med meget varierende kædelængder i de enkelte produkter - som nærmere diskuteres i afsnit 5.4, der beskriver resultaterne af nærværende undersøgelse.

1.3.1 Undersøgelser af PFAS i imprægneringsmidler til tekstiler

Sammensætningen af PFAS-baserede imprægneringsmidler er som nævnt fortrolig, men det er i en række studier undersøgt, hvilke PFAS der kan findes i imprægneringsmidlerne. Disse undersøgelser beskriver sammensætningen af midlerne, inden der sker den ovenfor omtalte polymerisering. De stoffer, som ikke reagerer som led i polymerisering og hærdning, vil kunne være til stede i de færdige tekstilprodukter.

En tidligere undersøgelse af imprægneringsvæsker på det svenske marked har vist et højt indhold af FTOH på mellem 0,2 og 9 g FTOH/L (200.000-9.000.000 µg/L) (Naturskyddsföreningen, 2007).

I en canadisk undersøgelse af syv imprægneringsprodukter til efterbehandling blev der i seks af produkterne fundet FTOH. FTOH udgjorde op til 3,8 vægt % af fluorindholdet i disse produkter. I det sidste af de syv produkter bestod 0,4 % af fluorindholdet af PFOS precursors (*N*-alkylperfluoroctanesulfonamid) (Dinglasan-Panlilio *et al.*, 2006).

En senere undersøgelse fra 2009 af PFAS i forbrugervarer i Norge og Sverige undersøgte fem imprægneringsmidler, som anvendes af forbrugere til efterbehandling af tekstiler (Herzke *et al.*, 2009). De fem imprægneringsmidler indeholdt alle PFAS. Det fremgår ikke, hvilke teknologier imprægneringsmidlerne var baseret på, men det er muligt, at disse midler til efterbehandling er anderledes end de midler, som anvendes ved produktion af imprægneret tekstil, idet der anvendes andre teknikker ved efterbehandling. Tre af midlerne indeholdte relativt høje koncentrationer af FTOH, ligesom det også ses i ovenstående undersøgelser. Resultater over detektionsgrænsen er vist i tabel 1.

Det er generelt FTOH, der findes i langt de højeste koncentrationer i imprægneringsmidler til tekstiler. Derudover er også perfluoralkylcarboxylsyre PFOA, PFNA og PFDoDA fundet i mindre, men betydelige koncentrationer.

Af betydning for diskussionen senere i denne rapport (i afsnit 6.5.3) er det høje indhold af de flygtige FTOH i disse produkter, sammenlignet med indholdet af de ikke-flygtige perfluoralkylcarboxylsyre. I undersøgelser af PFAS i tekstiler finder man ikke samme forskel, hvilket kan indikere, at der kan ske store udslip af FTOH på et tidligt tidspunkt efter produktionen af tekstilerne.

TABEL 1
IMPRÆGNERINGSMIDLER (HERZKE *ET AL.*, 2009).

Stofnavn	Akronym	Koncentrationer af ekstraherede PFAS fra 5 imprægneringsmidler
		µg/L
6:2 Fluortelomeralkohol	6:2 FTOH	535 – 13.250
8:2 Fluortelomeralkohol	8:2 FTOH	54.780 – 330.800
10:2 Fluortelomeralkohol	10:2 FTOH	17.800 – 120.721
Perfluorbutanoat	PFBA	75-142
Perfluorhexanoat	PFHxA	23-25
Perfluorheptanoat	PFHpA	6-54
Perfluoroctanoat	PFOA	26-208
Perfluornonanoat	PFNA	593
Perfluordecanoat	PFDA	168
Perfluordodecanoat	PFDoDA	1.200

For følgende stoffer var koncentrationen under detektionsgrænsen i alle midler: 6:2 FTUCA, 8:2 FTUCA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, FOSA, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFPA, PFTTrDA, 4:2 FTOH, MeFOSE, EtFOSE.

1.4 Fluorpolymere anvendt i tekstiler og fodtøj

Fluorpolymere anvendes i et vist omfang i tøj med det formål at danne en membran, som hindrer vandgennemtrængning, og samtidig gør materialet åndbart. Fluorpolymerene er plasttyper, hvor fluor-atomerne sidder direkte på en rygrad af kulstofatomer. Visse typer af fluorpolymere kan indeholde rester af PFAS, som er anvendt som hjælpestoffer ved fremstillingen. PTFE er en fluorpolymer som traditionelt er blevet fremstillet ved polymerisering af tetrafluorethylen/-ethen med natriumsaltet af PFOA (Na-PFOA) eller af PFNA (Na-PFNA) som hjælpestof. Det kan derfor indeholde rester af PFOA eller PFNA fra fremstillingen (Lassen *et al.*, 2013).

Gore-Tex® materiale indeholder en perforeret membran af PTFE. Der findes flere tilsvarende materialer, eksempelvis CHAMFAB®. Desuden findes der tekniske tekstilmaterialer med fibre af PTFE, som dog næppe vil kunne findes i tekstiler til børn. PTFE anvendes som tidligere nævnt desuden til mange andre formål, bl.a. til slip-let pander (også kaldet "Teflon pander" på grund af DuPonts varemærke).

Traditionelt har man kunnet finde små mængder PFOA i PTFE. Der har dog i de seneste år været en bevægelse væk fra brugen af Na-PFOA som hjælpestof. Gore, som fremstiller Gore-Tex® har således fra 2013 helt elimineret brugen af PFOA til fremstilling af materialerne (Gore, 2014). I dag anvendes der alternative hjælpestoffer, men det har ikke været muligt at finde oplysninger om, hvilke hjælpestoffer der anvendes. Produktet omtales dog som PFOA-frit og ikke som PFAS-frit, hvilket kunne indikere, at der eventuelt anvendes kortere-kædede PFAS. Der er rettet henvendelse til det internationale FluoroCouncil, som repræsenterer de største producenter af fluorstoffer, men rådet har ikke kunnet oplyse, hvilke alternativer der anvendes.

Ved analyser af tøj med Gore-Tex® membraner, som omtales senere i afsnit 1.5.2, er der fundet forskellige PFAS. Der er dog ingen af de refererede undersøgelser, der udelukkende har analyseret på membranen. En fortolkning af resultaterne vanskeliggøres af det forhold, at tøj med Gore-Tex® membraner også er behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler for at gøre overfladen

vand- og smudsafvisende (Gore, 2014). I følge Gore er der benyttet PFOA-fri imprægneringsmidler siden 2011 (Gore, 2014). De er baseret på perfluorerede molekyler med korte kulstofkæder (C₆ eller kortere) i modsætning til de længerekædede (C₈ to C₁₂), som typisk blev anvendt tidligere (Gore, 2014).

1.5 PFAS i færdige tekstiler

1.5.1 Kilder til PFAS i tekstilerne

PFAS i de færdige tekstiler kan stamme fra forskellige kilder. Der er grundlæggende fire muligheder:

- 1) Stofferne er ikke-reagerede udgangsstoffer, mellemprodukter eller utilsigtet dannede stoffer fra produktionen af polymerene eller ved færdigbehandlingen af tekstiler;
- 2) Stofferne er sidekæder, som er spaltet fra polymerene ved en hydrolyse af esterbindingen mellem sidekæderne og polymeren;
- 3) Stofferne er ikke-polymere PFAS, som tilsigtet anvendes som en del af imprægneringsmidlet (der er ikke fundet eksempler fra nyere tid).
- 4) Stofferne er rester af hjælpestoffer fra produktionen af fluorpolymere (PTFE).

Det er ikke umiddelbart muligt at analysere på indholdet af PFAS-baserede polymere i tekstilerne. Det, som der kan analyseres for, er de ikke-polymere PFAS, som der kan ekstraheres fra tekstilerne.

Oprindelsen til stofferne er af betydning både i forhold til fortolkningen af de målte migrationsrater og i særlig grad i forhold til fortolkningen af de mulige eksponeringer og udslip til miljøet ved senere affaldsbehandling.

Hvis de målte PFAS i tekstilerne er rester af mellemprodukter, må det forventes, at der ses et "first flush" ved migrationstests, hvor migrationen falder efter første vask. Hvis stofferne derimod er afspaltede sidekæder, må det forventes, at en afspaltning vil kunne foregå gennem hele produktets levetid (f.eks. induceret af UV lys, vask og slid). Hvis sidekæderne kan afspaltes, er det meget muligt, at en væsentlig del af de perfluorerede sidekæder eksempelvis ved deponering kan afspaltes i forbindelse med den langsigtede nedbrydning af polymeren. Det målte indhold vil derfor på ingen måde udtrykke potentialet for afgivelse af PFAS senere i livsforløbet. Dette vil groft kunne beregnes ud fra totalt fluorindhold, under en antagelse af at alt fluor i produktet forekommer i perfluorerede sidekæder, og potentielt kan fraspaltes som PFAS, idet den perfluorerede kæde er mere stabil end bindingen til polymeren. Dette diskuteres videre i tilknytning til resultaterne af vasketests i afsnit 5.2.4

1.5.2 Undersøgelser af PFAS i tekstiler

Det er i flere undersøgelser vist, at en række PFAS kan ekstraheres fra tekstiler i relativt lave koncentrationer. Resultaterne er oftest angivet i µg pr. m² overflade af tekstilet. Man kan strengt taget ikke omtale et sådant mål som "koncentration" af PFAS i materialet (som f.eks. udtrykkes i mg/kg), men da det har været almindelig praksis i det meste af litteraturen, er det valgt også i denne rapport at bruge denne betegnelse.

Der er gennem årene sket en udvikling i, hvilke PFAS der bliver anvendt. Tidligere var precursors af perfluorooctansulfonat (PFOS) og perfluorooctanoat (PFOA) mest anvendt, da de i relation til imprægnering har optimale overfladeaktive egenskaber sammenlignet med andre PFAS. Anvendelse af imprægneringsmidler baseret på C₈-polyfluoralkylforbindelser er i de senere år enten blevet forbudt (midler baseret på PFOS og dennes precursors), eller er ved at blive afviklet frivilligt af industrien (midler baseret på PFOA og dennes precursors). Resultater af undersøgelser, som er nogle år gamle, vil derfor muligvis ikke være retvisende for situationen i dag.

Resultater af tre undersøgelser for de norske miljømyndigheder (SFT, 2006), Norges Naturvernforbund (2006) og Greenpeace (2012) er sammenfattet på gruppeniveau i tabel 2. Resultater og detektionsgrænser for de enkelte stoffer fremgår af Bilag 9. Tabellen er udarbejdet i projektets fase 1 (der er senere kommet flere undersøgelser som omtales i dette afsnit), og har været brugt til at pege på, hvilke PFAS det vil være mest relevant at undersøge i nærværende undersøgelse. I tabellen er der for at give et nemt overblik angivet de totale koncentrationer af de enkelte grupper af PFAS (eksempelvis total koncentration af FTOH). Som det senere påpeges i sundhedsvurderingen, har sådanne summer ingen relevans ved en sundheds- og miljømæssig vurdering, da det enkelte stofs egenskaber afhænger af perfluoralkylkædens længde (eksempelvis er egenskaberne af 4:2 FTOH anderledes for egenskaberne af 8:2 FTOH).

FTOH optræder i de højeste koncentrationer i de fleste undersøgelser, men variationen mellem prøverne er meget stor. Som det fremgår af analyserne af de enkelte stoffer i bilag 9, er det især 8:2 FTOH og 10:2 FTOH, som findes i høje koncentrationer i mange produkter. 6:2 FTOH optræder i færre produkter (heraf en del produkter hvor 8:2 FTOH og 10:2 FTOH ikke forekommer) og generelt i lavere koncentrationer, mens 4:2 FTOH er under detektionsgrænsen i alle produkter. FTOH er fundet i alle typer tøj.

Der er ligeledes fundet koncentrationer over $30 \mu\text{g}/\text{m}^2$ for summen af fluortelomeracrylater (FTAC) (enkelte eksempler), fluortelomersulfonsyrer (FTSA), perfluoralkansulfonsyrer (PFSA) (enkelte eksempler), perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA) (udbredt forekomst) og perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE) (enkelte eksempler).

I de fleste undersøgelser udgør FTOH og PFCA langt den største del af det samlede indhold af PFAS, men der er forskel på, hvilke kædelængder der er i dominerende. Resultater af enkelte undersøgelser beskrives kort i det følgende.

I en undersøgelse af PFAS i 11 tekstiler (hovedsageligt alt-vejrstøj) markedsført i Norge i 2006, udført af de norske miljømyndigheder (SFT, 2006), blev ekstrakter af 11 imprægnerede tekstiler fra flyverdragter, skitøj, sports/altvejrjakker til børn og voksne samt en borddug analyseret for 27 forskellige PFAS. I undersøgelsen fandt man følgende niveauer af ubundet, ikke-polymer PFAS i tekstilerne (antal målinger over detektionsgrænsen angivet i parentes): FTOH: 0-10.683 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (10), FTSA/FTCA: 0-6 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (7), PFSA: 0-31 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (9), PFCA: 3-170 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (11), FASA/-FOSE: 0-23 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (8), PFOS: <0,02-30 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (9), PFOA: 0,4-34 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (11). Bemærk små forskelle i brug af forkortelser sammenlignet med originalen. Her anvendes forkortelserne, som er angivet i bilag 1.

En nylig rapport fra Greenpeace (2012) fandt tilsvarende niveauer som de ovenfor omtalte undersøgelser i 13 stk. udendørstøj købt i Tyskland, Østrig og Schweiz. I denne undersøgelse blev der benyttet MTBE som ekstraktionsmiddel. De fluortelomer-afledede PFAS dominerede i denne undersøgelse, og 6:2 FTOH var det mest brugte udgangsstof som erstatning for 8:2 FTOH. Precursors til PFOA (8:2 FTA/FTOH) kunne stadig findes i nogle produkter. Den højeste målte koncentration af PFOA var $5 \mu\text{g}/\text{m}^2$, mens summen af alle PFCA nåede $11 \mu\text{g}/\text{m}^2$. Den højeste koncentration for FTOH var $352 \mu\text{g}/\text{m}^2$ for 6:2 FTOH og $240 \mu\text{g}/\text{m}^2$ for 8:2 FTOH. PFOS blev ikke fundet i prøverne. Der var dels tale om beklædning med Gore-Tex® (som formentlig også har smudsafvisende PFAS-baseret belægning), dels anden beklædning med smuds- og vandafvisende imprægnering. Der blev i Greenpeace undersøgelsen - udover stoffer undersøgt i den norske undersøgelse - også analyseret for tre fluortelomeracrylater (6:2 FTAC, 8:2 FTAC, 10:2 FTAC), som blev fundet i enkelte stykker tøj.

En mindre undersøgelse udført af Greenpeace i Schweiz undersøgte tre regnjakker til børn for en lang række kemikalier, heriblandt perfluorerede forbindelser (Greenpeace, 2013). De fundne koncentrationer var på samme niveau som i den større Greenpeace undersøgelse (Greenpeace, 2012).

En tysk undersøgelse publiceret i 2013 analyserede ekstrakter af fem stofprøver fra altvejrstøj, bl.a. regnbukser og vanter til børn (Schlummer *et al.*, 2013). I fire af prøverne varierede indholdet af summen af FTOH mellem 20 og 40 µg/m², mens den femte prøve havde et meget højt indhold på næsten 300 µg/m². I alle tilfælde dominerede 8:2 FTOH fulgt af 10:2 FTOH, som det også er set i undersøgelserne vist i bilag 9 sammenfattet i tabel 2.

I en tjekkisk undersøgelse af 40 prøver fra inden- og udendørstekstiler indeholdt alle ekstrakterne fluorforbindelser (Becanova *et al.*, 2013). PFOS blev påvist i næsten alle materialer. I et materiale fra sportstøj blev der fundet PFOS i en koncentration over EU's grænse på 1 µg/m². I to møbelstoffer blev der påvist 15-30 µg PFOA/m², og i 10 blandede tekstilprøver blev der fundet 2-16 µg PFHxA/m².

Efter udarbejdelsen af fase 1 er der publiceret to nye tyske undersøgelser af Knepper *et al.* (2014) og Dreyer *et al.* (2014), som omtales nærmere i diskussionen af resultaterne fra analyseprogrammet i nærværende undersøgelse og kort beskrives i nedenstående.

I en undersøgelse af Knepper *et al.*, (2014), sås et mønster, hvor FTOH i 13 af 15 undersøgte uden-dørsjakker udgjorde langt hovedparten af det samlede indhold. I 12 af prøverne var 8:2 FTOH den dominerende FTOH fulgt af 10:2 FTOH. Koncentrationen af 6:2 FTOH var i disse 12 prøver ubetydelig, mens en enkelt prøve skilte sig ud, da 6:2 FTOH var den dominerende PFAS. I denne prøve var koncentrationen af PFHxA på samme niveau som koncentrationen af PFOA, mens den i de fleste af de øvrige prøver var langt mindre. I de fleste prøver var de dominerende PFCA således PFOA og PFDA. De undersøgte udendørsjakker blev indkøbt i perioden august 2011 til marts 2012.

I en anden ny tysk undersøgelse af 16 udendørsjakker og handsker (Dreyer *et al.*, 2014) fandt man et noget anderledes mønster end fundet i Knepper *et al.* (2014). Det er ikke angivet, hvornår tøjet er indkøbt, men analyserne er foretaget i oktober 2013, og jakkerne er formentlig indkøbt umiddelbart før. Til ekstraktion af syrer anvendtes methanol, mens der til ekstraktion af flygtige PFAS blev anvendt MTBE (methyl-*tert*-butyl ether). Det var ligesom i de øvrige undersøgelser, PFCA og FTOH som var de dominerende grupper af PFAS, men C₄₋₆ kemi var mere fremtrædende, mens C₈ kemi udgjorde en mindre del. I syv af prøverne var koncentrationen af PFOA over 1 µg/m². I fire prøver var PFHxA den dominerende PFCA, og i 3 var det PFBA, som blev fundet i den højeste koncentration. Dette mønster var endnu mere udtalt for FTOH, hvor 6:2 FTOH optrådte i højere koncentrationer end 8:2 FTOH i 10 af de 15 prøver, mens 8:2 FTOH optrådte i de højeste koncentrationer i 5 prøver. De samlede koncentrationer af FTOH lå generelt væsentligt over de niveauer, der er fundet af Knepper *et al.* (2014), men tilsvarende høje niveauer er tidligere fundet i norske undersøgelser (SFT, 2006). Dreyer *et al.* (2014) fandt således en samlet koncentration af FTOH på over 500 µg/m² i 6 af 15 prøver med det højeste niveau på ca. 1.700 µg/m².

Ingen af undersøgelserne har analyseret totalindhold af fluor (F), og det er dermed ikke muligt at vurdere, hvor meget af det totale indhold af fluorstoffer, som udgøres af de analyserede PFAS.

TABEL 2
RESULTATER AF ANALYSER AF PFAS I TEKSTILER.

Stofgruppe	Stof	Koncentration (µg/m ²)	Antal produkter (over detektionsgrænsen)	Type af tekstilprodukter	Reference	Kommentar
Fluortelomeralkoholer (FTOH)	Total FTOH (sum 4:2 FTOH, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH)	<dg -10.683	10/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	De fleste tekstiler have koncentrationer mellem 30 og 400 µg/m ² , kun en enkelt jakke indeholdt 10,7 mg/m ² . I 9 ud af 11 produkter var 8:2 FTOH det stof, som blev fundet i de højeste koncentrationer.
	Total FTOH (sum 4:2 FTOH, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH)	27,1 - 1001	6/6	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	8:2 FTOH var det dominerende FTOH i alle produkter.
	Total FTOH (sum 4:2 FTOH, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH)	<dg - 464,2	8/14	Udendørstøj til børn og voksne	Greenpeace, 2012	6:2 FTOH har været den dominerende FTOH i flere produkter (9 - 11, 12) indikerer at flere producenter er begyndt at bruge dette stof i stedet for 8:2 FTOH.
Fluortelomeracrylater (FTAC)	Total FTAC (sum af 6:2 FTAC, 8:2 FTAC, 10:2 FTAC)	<dg - 78,3	11/14	Udendørstøj til børn og voksne	Greenpeace, 2012	FTA er mellemprodukter i polymerproduktionen.
Fluortelomerolefiner (FTO)	10:2 FTO	<dg	0/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	
	10:2 FTO	<dg - 1.11	3/4	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	
Fluortelomersulfonsyrer (FTSA) og fluortelomer-carboxylsyrer (FTCA)	Total (sum af 6:2 FTSA, 8:2FTSA, 6:2 FTCA, 8:2 FTCA)	<dg - 124,2	7/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	FTS kan nedbrydes til perfluoralkylsulfonater
	Total (sum af 6:2 FTSA, 8:2 FTSA, 6:2 FTCA, 8:2 FTCA)	<dg - 3,87	4/6	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	
Perfluoralkansulfonsyrer	Total (sum af PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS)	<dg - 30,5	9/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	PFOS blev ikke detekteret i prøverne fra 2012, som afspejler forbuddet i 2008.

Stofgruppe	Stof	Koncentration (µg/m ²)	Antal produkter (over detektionsgrænsen)	Type af tekstilprodukter	Reference	Kommentar
(PFSA)	Total (sum af PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS)	0,02 – 23,3	6/6	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	
	Total (sum af PFBS, PFHpS, PFHxS, PFOS, PFDS)	<dg	0/14	Udendørstøj til børn og voksne	Greenpeace, 2012	
	Total (sum af PFBS, PFHpS, PFHxS, PFOS, PFDS)	<dg	0/3	Regnjakker til børn	Greenpeace, 2013	
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)	Total (sum af PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTeDA)	2,97 - 170	11/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	Bruges til produktion af fluorpolymere som f.eks. Teflon® fabric protector, er en indikation på at der er brugt en fluorbaseret imprægnering eller membran. Opstår også som nedbrydningsprodukter af telomere. Perfluoralkylcarboxylsyrer er delvist vandopløselige og kan forventes frigjort til miljøet under vask af tøjet. PFOA blev fundet i alle prøver fra både 2006 og 2012.
	Total (sum af PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTeDA)	1,89 - 428	6/6	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	
	Total (sum af PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTeDA)	0,66 – 10,96	14/14	Udendørstøj til børn og voksne	Greenpeace, 2012	
	Total (sum af PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTeDA)	<dg – 5,48	2/3	Regnjakker til børn	Greenpeace, 2013	

Stofgruppe	Stof	Koncentration (µg/m ²)	Antal produkter (over detektionsgrænsen)	Type af tekstilprodukter	Reference	Kommentar
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)	Total (sum af FOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE)	<dg – 22.8	8/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne	SFT, 2006	FOSA og MeFOSE blev målt hyppigst og i de højeste koncentrationer. I prøverne fra 2012 (Greenpeace), ingen PFASA kunne blive kvantificeret, hvilket muligvis kan skyldes de forholdsvis høje detektionsgrænser i undersøgelsen.
	Total (sum af FOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE)	1,43 - 107	6/6	Regnjakker og anorakker	Norges Naturvernforbund 2006	
	Total (sum af FOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE)	<dg	0/14	Udendørstøj til børn og voksne	Greenpeace, 2012	

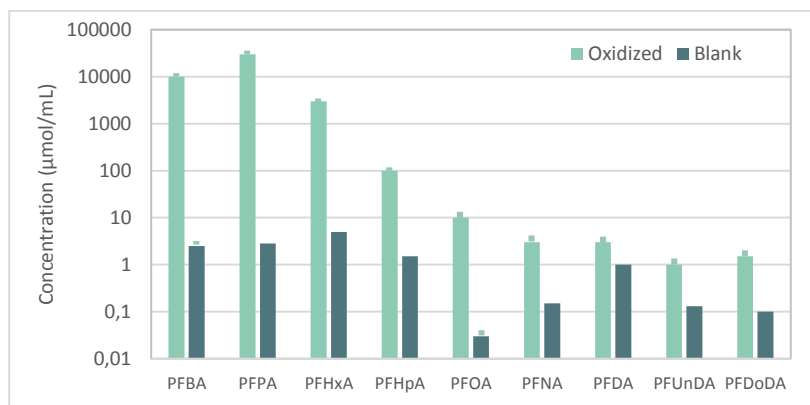
1.5.3 Undersøgelser af nedbrydning af PFAS-baserede polymere i tekstiler

Som nævnt, vil der kunne frigives PFAS fra de behandlede tekstiler ved en hydrolyse af esterbindingen mellem polyfluoralkylerede sidekæder og polymerens rygrad. Der er ingen data, der viser, i hvilken grad dette sker i løbet af produkternes levetid og senere affaldsbehandling, men en nylig undersøgelse illustrerer potentialet for dannelse af PFAS ved nedbrydning af imprægneringsmidlerne. Der er desuden for nyligt publiceret nogle scenarier for frigivelsen ved nedbrydning, som omtales nærmere i afsnit 7.6.2 (Wang et al., 2014b).

Eschauzier og Knepper (2013) har undersøgt indholdet af PFAS i de to imprægneringsmidler: Capstone (DuPont), som anvendes til tekstiler, og Cartafluor CFI (Clariant), som anvendes til papir. Kun resultaterne for Capstone vil blive omtalt her. Den analyserede Capstone var af en ny type og baseret på C₄₋₆ teknologi.

I undersøgelsen oxiderede man polymerene således, at forbindelsen mellem de PFAS-baserede sidekæder og polymerens rygrad af kulstofatomer blev brudt. Herved var det muligt at se, hvor store mængder PFAS der potentielt kunne frigives fra imprægneringsmidlerne i forbindelse med nedbrydning.

Der sås en meget markant stigning i koncentrationen af en række PFAS i ekstraktionsvæsken (methanol) efter oxidationen. Koncentrationen af de tre perfluoralkylcarboxylsyrer PFBA (C₄), PFPA (C₅), og PFHxA (C₆) steg således fra omkring 1 µmol/mL uden oxidation til 5.000-10.000 µmol/mL efter oxidation. Tilsvarende effekter, men kun resulterende i koncentrationer på 1-100 µmol/mL, sås for en række andre PFAS. Resultaterne viser, at potentialet for afgivelse af PFAS ved nedbrydning af imprægneringsmidlerne er langt højere end de mængder, der umiddelbart kan ekstraheres med methanol. Dette diskuteres videre i relation til affaldsbehandling i afsnit 8.



FIGUR 3
PERFLUOREREDE STOFFER EKSTRAHERET FRA CAPSTONE) FØR OG EFTER OXIDATION (EFTER ESCHAUZIER OG KNEPPER, 2013). BEMÆRK LOGARITMISK SKALA.

1.6 **Aktuel regulering**

PFOS og derivater er medtaget på listen over stoffer underlagt begrænsninger i henhold til Stockholm-konventionen om persistente organiske miljøgifte med nogle specifikke undtagelser og acceptable formål. Ingen af disse undtagelser og acceptable formål omfatter brugen i tekstiler.

Stofferne er i EU begrænset via POP-forordningen (Forordning (EF) nr. 850/2004 om persistente organiske miljøgifte (POPs) med nogle få specifikke undtagelser. PFOS og derivater må ikke anvendes til tekstiler i koncentrationer over 10 mg/kg eller mængder over 1 µg/m² af det overfladebehandlede materiale.

PFOS har desuden en harmoniseret klassificering i henhold til CLP-forordningen (Forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger m.v.) (omtales nærmere under sundhedsvurderingen). For de øvrige PFAS findes der ingen begrænsning i EU og disse stoffer har ikke en harmoniseret klassificering i henhold til CLP-forordningen.

PFOA og dets salt APFO er på kandidatlisten¹ under REACH på grund af deres CMR-egenskaber². Fire andre langkædede perfluoralkylcarboxylsyrer er optaget på kandidatlisten på grund af deres PBT egenskaber: PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, samlet omtalt som C₁₁-C₁₄-PFCA. Ingen af stofferne er endnu optaget på listen over stoffer, der kræver autorisation (Bilag XIV til REACH).

Der er foreslået en harmoniseret klassificering af PFOA og APFO, men stofferne har stadig ikke en harmoniseret klassifikation i henhold til CLP forordningen.

For yderligere to langkædede perfluoralkylcarboxylsyrer, er et forslag om harmoniseret klassificering som reproduktionstoksisk i støbeskeen.

I Norge blev produktion, import, eksport og salg af PFOA (+salte og estere) i forbrugervarer forbudt fra 1. juni 2014. Da forbuddet viste sig vanskeligt at implementere, er der etableret en overgangsordning for produkter produceret eller importeret før 1. juni 2014, der må sælges frem til 1. januar 2018 (Miljødirektoratet, 2014a, 2014b). I følge forbuddet må ingen dele af et tekstil, gulvtæppe eller andet forbrugerprodukt indeholde over 0,1 vægtprocent PFOA eller 1 µg PFOA/m² (Norge, 2103).

¹ Kandidatlisten er en liste af stoffer, som kan have alvorlige virkninger på menneskers sundhed eller miljøet og indeholder stoffer til eventuel optagelse på godkendelseslisten (bilag XIV) under REACH.

² CMR = Carcinogene, mutagene eller reproduktionstoksiske

2. Kortlægning

2.1 Metode

2.1.1 Internetsøgning efter tekstilprodukter til børn, som kan indeholde PFAS

Som nævnt i kapitel 1 og vist i Bilag 4 markedsføres der en række PFAS-baserede imprægneringsmidler til tekstiler, herunder:

- Scotchguard®
- Teflon® fabric protector
- NanoTex®
- GreenShield®
- Lurotex®
- Unidyne®
- Crypton Green®

Ud over de PFAS-baserede imprægneringsmidler kan PFAS også forekomme i membraner af plast-typen polytetrafluorethylen (PTFE), som er med til at gøre tøj vandtæt. Den bedst kendte af disse membraner er:

- Gore-tex® (også Gore Tex, Gore-Text)

PTFE kan indeholde rester af PFOA eller PFNA fra fremstillingen, selvom der i dag i høj grad anvendes alternative hjælpestoffer (hvis kemiske sammensætning ikke kendes).

En internetsøgning er derfor foretaget med brug af søgeprofiler, som kombinerer ovenstående varemærker med tekstilprodukter til børn (flyverdragter, køreposer, mm.), idet dette ville kunne indikere, at produkterne er behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler (se yderligere beskrivelse i afsnit 1.3). Søgningen viste, at det kun var muligt at finde børneprodukter, hvor det var angivet, at de indeholdt Teflon® fabric protector eller Gore-Text®. Derfor koncentrerede den videre søgning sig om disse varemærker.

Der blev derefter foretaget følgende internetsøgninger:

- Site-specifik søgning på Google på en lang række internetbutikker, der sælger børnetøj og andre børneprodukter (dvs. der søges på alle sider på den enkelte butik web-sted). På otte butikkers hjemmesider var det specifikt angivet, at nogle produkter indeholdt ”Teflon”, og der blev lavet en fuld søgning på disse hjemmesider (dvs. samtlige sider, hvor søgeordene forekom, blev læst). Det blev noteret, hvor mange produkter der var angivet med Teflon® fabric protector eller Gore-Text® (se nærmere beskrivelse i afsnit 2.2). For produkttyper, der vides at kunne indeholde imprægneringsmidler, blev det desuden optalt, hvor mange produkter, der i alt var vist på siden (se nærmere beskrivelse i afsnit 2.2).
- Søgning efter børnetøj på outdoor-butikkens hjemmesider ved at kombinere ”Teflon” eller ”Gore-Text” med drenge* og pige*, da disse butikker forventedes at forhandle tøj med imprægneringsmiddel.

Den sidste søgning gav ikke noget resultat. Outdoor-butikkernes hjemmesider havde desuden kun meget få tekstilprodukter til voksne, der var angivet som Teflon®-behandlede. Dette skyldes for-

mentlig, at behandling med Teflon® fabric protector eller andre PFAS-baserede imprægneringsmidler ikke indgår i markedsføringen og beskrivelsen af produkterne.

2.1.2 Informationer fra markedsaktører

Danske børnebutikker og børnetøjsproducenter blev identificeret via søgning i virksomhedsdatabase Kompass og igennem internetsøgning. I alt blev 55 virksomheder kontaktet per e-mail og/eller telefon og fik tilsendt et spørgeskema til besvarelse. Spørgeskemaet er vist i bilag 3.

2.2 PFAS i tekstiler til børn på det danske marked

2.2.1 Spørgeskemaundersøgelse

Af de 55 kontaktede virksomheder svarede ca. halvdelen på henvendelsen, mens kun 17 returnerede et udfyldt spørgeskema. Flere virksomheder svarede, at deres deltagelse ikke ville være relevant, enten fordi de ikke handlede med produkter behandlet med perfluorerede stoffer, eller fordi de ikke havde nogen produkter til børn i deres sortiment.

Blandt virksomhederne, der returnerede udfyldte spørgeskemaer, er de forventede største aktører på markedet.

De fleste virksomheder svarede, at deres børneprodukter ikke var behandlet med perfluorerede stoffer.

Seks af de sytten virksomheder, som har returneret et udfyldt spørgeskema, angav, at de forhandler børneprodukter, som er behandlet med fluorbaseret teknologi. To af disse virksomheder svarede, at deres produkter var Teflon®-behandlet, mens en enkelt virksomhed angav, at tøjet er behandlet med et vandafvisende C₆-middel fra en japansk producent fra produktserien NK guard S (se bilag 4). De fire øvrige angav, at de ikke ved, hvilke PFAS-baserede imprægneringsmidler produkterne er behandlet med. Blandt de nævnte imprægnerede produkttyper er:

- Flyverdragter
- Udendørs- og regntøj
- Skitøj
- Handsker
- Støvler
- Tasker
- Rygsække.

Der er ingen af de adspurgte virksomheder, der har angivet, at der bruges PFAS-baserede imprægneringsmidler til baby- og småbørnsartikler, såsom skråstole, bæreseler eller autostole, men virksomheder specialiseret i småbørnsartikler havde generelt ingen viden om, hvorvidt der var PFAS-baserede imprægneringsmidler i deres produkter. Samme resultat mht. småbørnsartikler kan udledes af besvarelserne fra en tilsvarende, igangværende undersøgelse om kemiske stoffer i autostole og andre produkter med tekstil til børn.

Fire virksomheder svarede, at de tidligere have brugt fluorbaseret teknologi for at opnå vand- og/eller smudsafvisende egenskaber, men at de nu havde skiftet til et PFAS-fri alternativ, Bionic Finish® Eco. Bionic Finish® Eco er baseret på en alternativ polymerteknologi (dendrimerteknologi), og indeholder i følge producenten ikke PFAS eller andre fluorstoffer (Rudolf Group, 2014a, 2014b). Produkter behandlet med denne teknologi vil være vandafvisende, men ikke olie- og smudsafvisende i samme grad som produkter behandlet med PFAS-baserede midler.

Fire af de adspurgte virksomheder, til dels de samme som angav at have produkter behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler, refererede til Oekotex kriterierne som gældende begrænsning for anvendelsen af PFAS i deres produkter (Oekotex kriterierne begrænser visse PFAS i tekstilerne). Tre virksomheder angav, at de har en politik om, at tøjet ikke må indeholde C8-baserede imprægneringsmidler (men tillader brug af imprægneringsmidler baseret på kortkædet PFAS-teknologi).

De angivne tøjmærker med PFAS-baseret imprægnering repræsenterer produkter fra det øvre og mellemdyre prissegment, hvilket er i overensstemmelse med, at imprægnering med PFAS-baserede imprægneringsmidler er en forholdsvis dyr overfladebehandlingsmetode.

Pusleunderlag - Der er flere af virksomhederne, der oplyser, at de har pusleunderlag eller puslehynder, der er smuds- og vandafvisende, men at der ikke benyttes PFAS-teknologi. En søgning på internetsider indikerer at pusleunderlag og puslehynder, der angives at være vandafvisende, typisk er fremstillet med en overflade af et vandafvisende plastikmateriale (omtalt som polyester, acrylcoatet, folieovertræk, coatet bomuldssatin, mv). Det kan ikke afvises, at der kan findes et pusleunderlag eller en puslehynde med PFAS-teknologi, men der vil formentlig skulle undersøges et stort antal produkter for at finde produkter, hvor teknologien er anvendt.

Andel af udendørstøj med vand- og smudsafvisende imprægnering

Hovedparten af de adspurgte virksomheder (63 %) svarede, at der kunne forventes en vandafvisende imprægnering i 50-75 % eller >75 % af alt børnetøj til udendørsbrug, men samtidigt svarede 10 ud af 17 virksomheder, at de ikke har produkter med PFAS-baserede imprægneringsmidler. Hos de seks virksomheder, der har svaret, at de forhandler tøj imprægneret med PFAS, vil der formentlig kun være en del af produkterne, som indeholder PFAS (ikke angivet i svarene).

2.2.2 Internetsøgning

Ved en internetsøgning på produkter med "vand- og smudsafvisende egenskaber" til børn blev der fundet følgende produkttyper:

- Flyverdragter
- Regntøj
- Skitøj
- Softshelljakker
- Handsker og luffer
- Sportstøj
- Støvler og sko.

Det vil sige stort set de samme produkter, som er angivet i svarene til spørgeskemaundersøgelsen.

Der blev derefter lavet en internetsøgning på otte internetbutikker med børnetøj, hvor der forhandles ét eller flere produkter, som er angivet at indeholde varemærkerne Gore-Tex® eller Teflon® (typisk bruges betegnelsen Teflon® uden "fabric protector" på hjemmesiderne). Kun én af de otte butikker har besvaret spørgeskemaundersøgelsen. Der er foretaget en søgning med søgeordene "Teflon" og "Gore-Tex" (med forskellige stavemåder og med og uden ®) på butikkernes hjemmesider ved hjælp af en Google site-specifik søgning (dvs. alle siden på et butiks web-sted). En del internetbutikker angiver ikke, om deres produkter er behandlet med Teflon®, herunder to virksomheder, som til denne undersøgelse har oplyst, at de har produkter med Teflon®. For de otte virksomheder, der anpriser, at produkterne er Teflon®-behandlet, antages det, at hovedparten af de Teflon®-behandlede produkter er anprist med dette. Det antages derfor, at andelen, som angives at være Teflon®-behandlet, nogenlunde afspejler andelen af produkter, som rent faktisk er Teflon®-behandlet.

Som det fremgår af Tabel 3, er det ifølge søgningen på de otte internetbutikker primært overtøj såsom flyverdragter, skitøj, handsker og jakker, som sælges med Teflon®-behandling. Tabellen viser det samlede antal produkter (defineret med fotos på butikkernes hjemmesider) med og uden angivelse af Teflon®-behandling. Det er ikke undersøgt, om der er produktsammenfald mellem butikkerne, men det antages, at det i så fald vil være tilfældet for produkter såvel med som uden Teflon® fabric protector.

Tabellen viser desuden antallet af produkter, hvor der er fundet Gore-Tex®. Der er udelukkende fundet Gore-Tex® i fodtøj. Det er ikke undersøgt, hvor stor en andel af fodtøjet, der var angivet at indeholde Gore-Tex®, da fodtøj med Gore-Tex® ikke har været et fokuspunkt i undersøgelsen.

TABEL 3

ANTAL HITS AF BØRNEPRODUKTER BEHANDLET MED "TEFLON" OG "GORE-TEX" FRA SØGNING PÅ OTTE INTERNETBUTIKKER.

Produkttype	Antal produkter med Teflon®	Antal produkter med Gore-Tex®	Samlet antal produkter *1	Andel med Teflon®
Flyverdragter	31	0	624	5 %
Handsker/luffer	11	0	191	6 %
Huer	1	0	617	0 %
Jakker	13	0	1.564	1 %
Regnsæt	0	0	321	0 %
Skibukser	4	0	90	4 %
Skoletasker/rygsække	0	0	238	0 %
Regnslag til barnevogne	3	0	66	5 %
Køreposer	2	0	59	3 %
Fodtøj	0	61		
Samlet	65	61	3.770	

* Produkterne er optalt på basis af fotodokumentationen på siderne, således at alle billeder regnes at repræsentere et produkt (uanset at det f.eks. er samme snit men i forskellige farver).

De fundne produkttyper, behandlet med Teflon eller Gore-Tex, er stort set de samme, som er angivet i svarene til spørgeskemaundersøgelsen. Dog er der ikke nogen af de otte internetbutikker, der forhandler regnsæt eller tasker (angivet i spørgeskemaundersøgelsen), som er angivet at være Teflon®-behandlede (men de kan være det uden at det er angivet).

Andet børneudstyr med anprisning af Teflon®-behandling

Udover de produkter, som er nævnt ovenfor, er der med en bred internetsøgning identificeret følgende børneprodukter (ét af hver type bortset fra pusletasker, hvor der var flere), hvor det er angivet, at tekstilerne er Teflon®-behandlede:

- Solsejl til barnevogn
- Klapvogn
- Bæresele
- Pusletaske (ikke puslepude).

2.2.3 Sammenfatning af kortlægning af børnetøj med PFAS-baserede imprægneringsmidler

Det er på baggrund af de modtagne svar og internetsøgningen vanskeligt at estimere, hvor stor en andel af udendørstøj til børn, der er behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler, idet produkter godt kan være behandlet med PFAS-baseret imprægnering, uden at det er angivet på produktet.

Udendørstøj

Det vurderes, at den totale andel af flyverdragter, handsker og skitøj, som er behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler, formentlig vil være i størrelsen 10-30 %, mens andelen for regntøj vil være noget lavere. Procentdelen vil være i den høje ende for enkelte forhandlere, som har specialiseret sig i mærker, som anvender PFAS-behandlet tøj, mens den for andre, der bevidst undgår PFAS-baserede imprægneringsmidler, vil være nul.

I betragtning af flyverdragternes størrelse og det store antal der sælges, formodes den største tonnage at være her. De fleste børn i alderen 1-7 år har en flyverdragt, som skiftes jævnlige. Handelsstatistikken fra Danmarks Statistik indeholder ikke specifikke oplysninger om import af flyverdragter eller andet børnetøj, og det har derfor ikke været muligt at estimere de samlede tonnager. Der er de seneste 7 år i gennemsnit født 61.000 børn om året i Danmark (Danmarks Statistik, 2013). Hvis der regnes med at alle børn i alderen 1-7 år får en ny flyverdragt hvert år og en del heraf formentlig er genbrug, vil forbruget være i størrelsen 200.000-300.000 dragter om året. Hvis 10-30% indeholder PFAS-baserede imprægneringsmidler, vil det dreje sig om 20.000-90.000 dragter om året med PFAS. I afsnit 2.2.3 om affaldsstrømme estimeres det, hvor store mængder PFAS der potentielt vil kunne bortskaffes med behandlet børnetøj og andre tekstiler til børn.

Tasker

Skoletasker og rygsække med PFAS-baserede imprægneringsmidler forekommer, men er ikke almindelige.

Køreposer

Der er fundet enkelte eksempler på køreposer med PFAS-baserede imprægneringsmidler, men det synes ikke at være udbredt.

Øvrige produkter

For de øvrige nævnte produkter estimeres andelen med PFAS-baserede imprægneringsmidler at være mindre end 10 %.

2.2.4 Tekstiler med fluorpolymere til børn på det danske marked

Ud fra interview med udvalgte markedsaktører og internetsøgning er det indtrykket, at der bortset fra fodtøj er et meget lille antal produkter med Gore-Tex® til børn. Der findes enkelte high-end flyverdragter, skitøj og jakker med Gore-Tex®, men de udgør kun en meget lille procentdel af markedet. Én af de store supermarkeds kæder oplyser således, at de ikke har et eneste produkt med Gore-Tex® til børn. I internetsøgningen vist i Tabel 3, er der kun identificeret fodtøj med Gore-Tex®. Som tidligere nævnt, er fodtøj ikke fokus i denne kortlægning, og Gore-Tex® membranerne er i dag uden brug af PFOA (men kan evt. indeholde andre PFAS).

2.3 Kortlægning af affaldsstrømme

Der findes ikke specifikke opgørelser af bortskaffelsen af børnetøj i Danmark.

Mængder, der bortskaffes

Overordnede tal for bortskaffelse af tøj i Danmark fremgår af rapporten "Toward a Nordic textile strategy" fra 2014 (Palm *et al.*, 2014). Der sælges i Danmark omkring 89.000 tons nyt tøj om året. Omkring 41.000 t/år indsamles af forskellige organisationer. Af de indsamlede 41.000 t/år eksporteres omkring 23.000 t/år, 12.000 t/år genbruges (med en lille del der genanvendes - her anslået til 1.000 t/år) og 6.000 t/år forbrændes. Med et samlet tøjforbrug inkl. genbrug på 100.000 t/år (89.000 + 11.000) vil der således være omkring 59.000 t/år (100.000-41.000+6.000), der sendes direkte til forbrænding uden forudgående indsamling.

Slutdisponeringen af de 89.000 t/år nyt tøj må således regnes at være:

- Affaldsforbrænding: ca. 65.000 t/år
- Eksport: ca. 23.000 t/år
- Genanvendelse (til tvist, som bl.a. anvendes i autoværksteder): ca. 1.000 t/år

Det er ikke undersøgt, i hvilken grad tekstiler anvendt som tvist efter brug vil bortskaffes som farligt affald (fordi det er oliemættet) eller bortskaffes til kommunal affaldsforbrænding.

Der er ikke fundet specifikke opgørelser af mængden af børnetøj. Der er et udbredt genbrug af børnetøj hos familie og venner (ca. 60 % gives til familie og venner, Tojo *et al.*, 2012), som ikke vil være omfattet af de foreliggende kortlægninger, men dette kan i denne sammenhæng blot betragtes som en forlængelse af førstegangsbrugen af tøjet.

Andre produkter med overfladebehandlede tekstiler til børn vil ligeledes i et vist omfang blive genbrugt i Danmark, mens eksporten af disse produkter må regnes at være ubetydelig. Det vurderes, at produkterne ultimativt vil ende i affaldsforbrændingsanlæg.

Eksposering knyttet til bortskaffelsesveje

Affaldsforbrænding - Stort set alt overfladebehandlet tøj og andre artikler med overfladebehandlet tekstil, der ikke eksporteres til genbrug uden for Danmark (især udviklingslande), ender ultimativt via dagrenovationen i affaldsforbrændingsanlæg.

Genanvendelse - Der sker en vis genanvendelse af tekstiler til produktion af tvist, som bruges i bl.a. autoværksteder i stedet for klude. Til dette formål anvendes rent bomuldstøj, og de overfladebehandlede tekstiler vil ikke være velegnede til dette formål.

Genbrug i Danmark - Genbrug i Danmark kan betragtes som en levetidsforlængelse af artiklerne, og der er ikke knyttet særlige eksponeringsveje til genbrug.

Eksport - Tøj, der eksporteres til genbrug i udlandet, antages at blive bortskaffet til lossepladser og mere ukontrollerede affaldsdumpe. Problemstillingerne knyttet til bortskaffelsen af genbrugstøj vil ikke være anderledes end problemstillingerne knyttet til bortskaffelse af nyt tøj, der eksporteres til disse lande, og diskuteres for sig i det følgende.

Mængder af PFAS

Der findes ingen opgørelse af det samlede forbrug af PFAS med artikler i Danmark, men baseret på oplysninger i LOUS kortlægningen (Lassen *et al.*, 2013) kan det samlede indhold af PFAS i produkter solgt i Danmark estimeres at være i størrelsen 14-40 tons om året. Tøj udgør på verdensplan omkring 50 % af forbruget af fluortelomere and fluortelomer-baserede polymere, og det er formentlig også tilfældet i Danmark. Da fluortelomere og fluortelomer-baserede polymere udgør hovedpar-

ten af forbruget af PFAS, vil det samlede forbrug af PFAS i tekstiler formentlig udgøre i størrelsen 10-20 t/år. Bemærk at mængderne angiver den samlede vægt af både PFAS-baserede polymere (langt den største del af den samlede vægt) og ikke-polymere PFAS i produkterne.

Heraf vil børnetøj formentlig kun udgøre en mindre del. I de senere år er PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler i høj grad blevet udskiftet hos nogle af de største producenter af børnetøj. Det vurderes, at kun 10-30 % af udendørstøj til børn i dag er overfladebehandlet med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler. Fritids- og udendørs tøj til voksne synes i højere grad stadig at være behandlet med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler (der regnes med at situationen i Danmark svarer til situationen i Tyskland beskrevet af Knepper *et al.*, 2013), da de større mærker af outdoor-beklædning først nu er ved at undersøge muligheden for at udskifte de PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler.

Det børnetøj, der aktuelt bortskaffes, må dog i højere grad regnes at indeholde PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler, end det tøj der aktuelt sælges. Der findes i handelsstatistikken ikke særskilte opgørelser af mængder af tøj til børn (statistikken er opdelt efter køn), og overfladebehandlede tekstiler er typisk opgjort sammen med ikke-behandlede under kategorier med overtøj eller regntøj.

Det vurderes på det foreliggende grundlag, at den samlede mængde PFAS der i fremtiden vil bortskaffes med børnetøj (baseret på det nutidige forbrug), vil være i størrelsen 1-10 t/år (bemærk at mængden omfatter både PFAS-baserede polymere og ikke-polymere PFAS).

Skæbne ved affaldsforbrænding - Den væsentligste problemstilling i relation til bortskaffelse af tekstiler med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler i Danmark er, i hvilken grad stofferne nedbrydes ved affaldsforbrændingen.

LOUS kortlægningen (Lassen *et al.*, 2013) indeholder en gennemgang af den viden, der er på området. De foreliggende resultater indikerer, at der sker en effektiv destruktion af PFAS ved temperaturer omkring 1.100 °C, mens der er mere usikkerhed omkring destruktionseffektiviteten ved temperaturer ned til 850 °C, som kan forekomme i affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald (selv om danske anlæg i dag normalt opererer med højere temperaturer). PFAS, der ikke destrueres ved forbrændingen, antages at blive fanget ved røggasrensningen og ende i røggasrensningsprodukterne i lighed med eksempelvis dioxiner og furaner. Der er ikke fundet faktiske målinger af rensningseffektiviteten for stofferne. Da der er tale om relativt store forbindelser, er det rimeligt at antage, at de fæstner sig til aktivt kul og andre partikler i røggassen og fanges i forbrændingsanlæggenes filtre. Samme antagelse gøres i en ny publikation, der diskuterer usikkerhederne i en ny opgørelse af de globale emissioner af PFAS (Wang *et al.*, 2014b).

Det vurderes derfor, at forbrænding af tekstiler med PFAS i forbrændingsanlæg ikke er en væsentlig kilde til udslip af PFAS til miljøet.

Skæbne ved deponering - Tøj, som eksporteres til genbrug i udlandet, må regnes ultimativt at blive bortskaffet til ukontrollerede lossepladser og fyldpladser eller blive spredt ukontrolleret i naturen.

De ikke-polymerbundne PFAS (tilsvarende de stoffer, der i denne undersøgelse kunne ekstraheres fra tekstilerne) må regnes relativt hurtigt at kunne frigives fra ukontrollerede lossepladser til luften (FTOH og andre flygtige PFAS) eller kan sive bort med gennemtrængende vand (de øvrige ikke-polymere PFAS). Ahrens *et al.* (2011) har påvist, at luften over to undersøgte lossepladser i Canada indeholdt 3-30 gange højere koncentrationer af PFAS (primært FTOH) end referencesteder, og beregner en samlet emission af PFAS til luft fra de to lossepladser på henholdsvis 0,1 og 1 kg/år). Der må regnes med, at en større del af PFAS i tekstilerne udslipper til luft fra ukontrollerede losse-

pladser uden jorrdækning (som er almindelige i udviklingslande) end fra jorddækkede, kontrollerede lossepladser i industrialiserede lande.

Buser og Morf (2009) gennemgår som led i en schweizisk massestrømsanalyse for udvalgte PFAS den eksisterende viden om PFAS i perkolat fra lossepladser. De dominerende PFAS er perfluoralkylcarboxylsyrer (særligt PFOA) og perfluoralkansulfonsyrer (særligt PFOS). Forfatterne estimerer på basis af gennemgangen, at udledningerne af PFOA kan svare til 10-30% af tilførslerne. Under kontrollerede forhold, som er tilfældet i Schweiz (og mange EU lande), vil perkolatet ikke udledes direkte til miljøet. Under ukontrollerede forhold, som vil være den typiske situation i udviklingslande, vil perkolatet typisk udledes urensset til overfladevand eller grundvand.

Det vigtigste spørgsmål er imidlertid, i hvilken grad der på langt sigt vil ske en nedbrydning af tekstilerne og overfladebelæggningerne med efterfølgende udledninger af PFAS. Potentialet for frigivelse af PFAS fra tekstilerne er som omtalt i afsnit 1.5.3 mange tusinde gange større end de mængder, der umiddelbart kan ekstraheres (og umiddelbart udvaskes med perkolat). Der er ikke fundet undersøgelser, der modellerer de langsigtede udslip fra lossepladser.

En ny opgørelse af kilder til de samlede globale emissioner af PFAS (Wang et al., 2014a) omfatter ikke udslip fra lossepladser. Forfatterne nævner i en parallel publikation, der diskuterer manglerne i viden, at der på sigt vil kunne ske en bionedbrydning af PFAS-baserede polymere, som er deponeret, men at det ikke er muligt at estimere omfanget grundet usikkerheder omkring halveringstider ved nedbrydningen, som kan strække sig fra årtier til årtusinder (Wang et al., 2014b).

Uanset tidsperspektivet, viser det forhold, at tekstiler tegner sig for næsten halvdelen af det globale forbrug af PFAS (som omtalt i Lassen et al., 2013), at tekstiler på langt sigt potentielt kan være en væsentlig kilde til udledninger til miljøet i lande uden affaldsforbrænding og dermed til det globale miljø (ukontrollerede lossepladser har i øvrigt en begrænset levetid, inden de blot er en meget forurenede del af naturen).

3. Indledende farescreening og opstilling af eksponerings-scenarier

3.1 Indledende sundhedsfarescreening

I fase 1 af undersøgelsen blev der udarbejdet en indledende sundhedsfarescreening. Formålet med denne screening var primært at pege på, hvilke stoffer det ville være mest relevant at analysere for samt angive de væsentligste eksponeringsscenarier, som dannede udgangspunkt for valg af migrationstests. Screeningen har desuden dannet udgangspunkt for den videre sundhedsvurdering. For at undgå unødige gentagelser er hovedparten af screeningen flyttet til sundhedsvurderingen i kapitel 6, hvor den er viderebearbejdet. Derfor findes nedenfor kun en kort sammenfatning, som beskriver udgangspunktet for valg af stoffer til de kemiske analyser samt valg af migrationstests. Der henvises til sundhedsvurderingen i kapitel 6, hvad angår referencer til anvendt litteratur.

Sammenfatning af screening af sundhedseffekter

Af de mange hundrede polyfluoralkylforbindelser (PFAS), der anvendes i samfundet, er det stort set kun for perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluorooctansyre (PFOA) samt delvist perfluorhexansulfonsyre (PFHxS), at der foreligger tilstrækkelige undersøgelsesdata til at foretage en nogenlunde sikker sundhedsvurdering. Dette gælder både for epidemiologiske undersøgelser, hvor det er disse tre stoffer, der normalt forekommer i de højeste koncentrationer i de undersøgte befolkningers blod, og for dyreeksperimentelle undersøgelser, hvor disse stoffer er mest undersøgt. Der er i de senere år lavet flere undersøgelser af precursors dvs. stoffer, der kan nedbrydes/metaboliseres til PFOS (EtFOSE, MeFOA etc.) eller PFOA (8:2 fluortelomere). Desuden ses også en tendens til, at der foretages væsentlig flere undersøgelser af de analoge stoffer med kortere perfluoralkylkæder, som bruges som alternative stoffer til C₈-fluorstoffer.

PFAS er i dyreforsøg vist at blive effektivt optaget i kroppen efter oral indtagelse eller indånding, mens stofferne kun i mindre grad blev optaget gennem huden. Dette gælder generelt for undersøgte PFAS. I blodet er stofferne bundet til proteinet albumin. Selvom PFAS forekommer i de fleste væv, er det især i leveren, at de akkumulerer. I gnavere udskilles PFAS meget hurtigt (timer/dage) i nyrene med urinen, mens der stort set ingen udskillelse ses i mennesker, idet der sker en reabsorption af PFAS i nyrene. Dette gør det usikkert at ekstrapolere data fra dyreforsøg til mennesker.

I befolkningsundersøgelser er der påvist en sammenhæng mellem eksponering for PFOS, PFHxS, PFOA eller PFNA og hormonforstyrrelser, adfærdsvanskeligheder hos børn, nedsat frugtbarhed, nyresygdom samt effekter på immunsystemet og forsterudviklingen.

Toksiciteten af PFAS stiger med længden af perfluoralkylkæden, men det er begrænset, hvor mange undersøgelser, der er af de langkædede PFAS med perfluorerede kædelængder længere end 8 kulstofatomer.

Selvom det kun er få af stofferne, for hvilke der foreligger tilstrækkeligt med data til at foretage en egentlig sundhedsvurdering, blev det valgt at analysere for alle de stoffer, som kan forventes at forekomme i tekstilerne. I sundhedsvurderingen i kapitel 6 vurderes det, i hvilken grad det er muligt at aggregere eksponeringer til flere stoffer og udarbejde vurderinger for en bredere gruppe ved hjælp af "read-across" eller "worst-case" vurderinger.

Indledende overvejelser om eksponeringsscenerier

Tidligere undersøgelser af PFAS eksponering af børn er nærmere omtalt i sundhedsvurderingen i afsnit 6.4.

Et estimat for den europæiske gennemsnitsbefolknings eksponering for udvalgte PFAS er vist i tabel 4. For de ikke-flygtige PFAS er kosten den væsentligste kilde. Husstøv er en anden betydelig kilde. For de mere flygtige PFAS er indeluften en meget vigtig kilde.

TABEL 4
EKSPONERING FOR UDVALGTE PFAS FRA FORSKELLIGE KILDER (FROMME ET AL., 2009)

Eksponeringskilde	Daglig indtagelse (pg/kg lgv.)							
	PFOS		PFOA		ΣFTOH		ΣFOSE/FOSA	
	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.
Indeluft	0,9	0,9	4,7	4,7	38	105	460	2.050
Udeluft	1,3	12	0,1	1,0	3,0	3,2	1,1	12
Husstøv	16	1.028	32	4.217	103	1.017	983	2.033
Kosten	2.817	11.483	1.500	4.483	-	-	217	6.866
Drikkevand	22	87	23	130	-	-	-	-
Samlet indtagelse	2.857	12.611	1.560	8.836	144	1.125	1661	10.962

Opgørelsen omfatter kun nogle af de vigtigste PFAS, og den tager ikke hensyn til mindre børns specielle eksponeringsforhold i indeklimaet. Opgørelsen har heller ikke medtaget direkte eksponering for PFAS i forbrugerprodukter, der kan komme fra PFAS-behandlet tøj, da der kun foreligger et meget begrænset datamateriale vedrørende et sådant bidrag. Tabellens data er således mangelfuld i forhold til de samlede eksponeringer, men anvendes senere i sundhedsvurderingen til at sammenligne med beregnede indtagelser fra imprægneret tøj.

De tekstilprodukter til børn som oftest indeholder PFAS, er flyverdragter, ski- og altvejrjakker/bukser og regntøj med tilhørende vanter, hætter og huer. Når børnene har tøjet på, vil de direkte eksponeringsveje især være ved hudkontakt med stofferne i tekstilerne og eksponering via spyt ved at børnene sutter på tekstilerne. Ved hudkontakt vil der i mindre grad kunne ske hudoptagelse efter afgivelse af stofferne fra kontakten med tøjet, herunder anvendelse af vanter til at tørre ansigtet. Aktivitet og svedproduktion må forventes at øge optagelsen af stofferne. En mindre hyppig, men direkte eksponeringsmulighed er, hvis barnet sutter/slikker på tøjet, herunder vanterne.

Når tøjet bruges, opbevares indendørs eller tørres, vil der afhængigt af temperaturen være mulighed for afdampning af flygtige PFAS (f.eks. fluortelomere og sulfonamider) til indeluften. Der dannes desuden tekstilstøv, hvori de mindre flygtige PFAS (salte, carboxylater og sulfonater) koncentrerer, og hvor de mere flygtige kondenseres ved temperaturfald (Ahrens *et al.*, 2012). Børnetøjet vil derfor bidrage til den samlede generelle PFAS-eksponering indendørs med indeluft og husstøv.

Valg af migrationstests - På baggrund af overstående blev tests af migration af PFAS til sputt prioriteret, idet PFAS let optages ved oral indtagelse. Der foreligger fra andre undersøgelser en del

viden om afgivelsen af flygtige PFAS fra tøjet til omgivelserne, og da det tyder på, at hovedparten af de flygtige PFAS i tøjet vil kunne afgives i løbet af tøjets levetid, ville yderligere undersøgelser af afgivelsen ikke bidrage væsentligt. Det er derfor valgt at basere opgørelsen af den mulige afgivelse til luft på resultater af andre undersøgelser, som omtales nærmere i afsnit 6.4.3.

3.2 Indledende miljøfarescreening

I den indledende del af projektet blev der udarbejdet en miljøfarescreening. Formålet med denne screening var primært at pege på, hvilke stoffer det vil kunne være relevant at analysere for samt angive de væsentligste eksponeringsscenerier. Screeningen danner desuden udgangspunkt for den videre miljøvurdering i projektet. For at undgå unødige gentagelser er hovedparten af screeningen flyttet til miljøvurderingen i kapitel 7, hvor den er viderebearbejdet. Derfor findes nedenfor kun en kort sammenfatning, som beskriver udgangspunktet for valg af stoffer til de kemiske analyser samt eksponeringsscenerier. Der henvises til miljøvurderingen i kapitel 7, hvad angår referencer til anvendt litteratur.

Skæbne i miljøet og miljøeffekter

I forbindelse LOUS kortlægning er der foretaget en litteraturbaseret gennemgang af egenskaber, skæbne og effekter af PFAS i miljøet (Lassen *et al.*, 2013). Den indledende screening har derfor taget udgangspunkt i denne gennemgang.

PFOS og PFOA er de bedst beskrevne PFAS. Begge stoffer anses for at være meget persistente i naturen. De er i praksis hverken bionedbrydelige aerobt eller anaerobt, og de nedbrydes heller ikke abiotisk ved hydrolyse og kun i ubetydelig grad ved fotolyse. PFOA er noget mere vandopløseligt end PFOS, og langtransporteres derfor i endnu højere grad end PFOS via vandsystemer, herunder havstrømme.

Stofferne EtFOSE og MeFOSE, der er precursors for PFOS, kan undergå primær nedbrydning både biologisk og ved hydrolyse, og bliver herved omdannet til PFOS. Den kortere levetid af EtFOSE i atmosfæren (halveringstid 16 timer) skyldes, at det kan nedbrydes og i sidste ende omdannes til PFOS.

Langkædede (C₁₁-C₁₄) perfluorede carboxylsyrer (PFCA) er mindre undersøgte, men det er for fire af stofferne konkluderet, at de opfylder PBT-kriterierne for persistens og bioakkumulering, og betragtes således som vPvB-stoffer³.

Perfluorede carboxyl- og sulfonsyrer med kortere kædelængde, ikke mindst C₄-baserede stoffer som PFBS, har vist sig ikke at være bioakkumulerende, da de udskilles hurtigt fra de organismer, de optages i. De er dog stadig persistente i miljøet.

Fluortelomer alkoholer (FTOH) som f.eks. 6:2 FTOH udviser en højere grad af primær reaktivitet end de tilsvarende carboxylsyrer, men omdannes mikrobielt i miljøet til enten den tilhørende carboxylsyre eller eventuelt til en carboxylsyre med lidt længere kædelængde. Det er vist, at 6:2 FTOH kan nedbrydes til PFHpA (heptanoat) eller PFHxA (hexanoat), men disse stoffer nedbrydes ikke videre.

De mest velbeskrevne af stofferne som PFOS og PFOA er generelt ikke særligt giftige for organismer i miljøet baseret på standard toksicitetstests, men der er tegn på, at de har visse hormonforstyrrende egenskaber. Der findes stort set ingen data om økotoksicitet af de kortere kædede PFAS.

³ vPvB = meget persistent og meget bioakkumulerbar. Er sammen med PBT (persistent, bioakkumulerbar og toksisk) egenskaber der under REACH gør, at stofferne betragtes som særligt problematiske.

Eksponering af miljøet

Hvad angår afgivelse af PFAS til luft vil det foregå ganske langsomt ved migration til og fordampning fra overfladen af det imprægnerede tekstil. Nogle af stofferne har så lavt damptryk, at afgivelsen vil være minimal. Afgivelsen vil i øvrigt tiltage proportionalt med omgivelsestemperaturen. Derudover vil PFAS kunne frigives fra tekstilerne under brug, når de udsættes for regn eller, i mindre omfang, ved almindeligt slid. Det vurderes primært at være jordmiljøet, der vil blive eksponeret ved disse typer af frigivelse. Endelig vil PFAS-imprægneret tøj kunne afgives til spildevandssystemet i forbindelse med tøjvask.

Det vurderes, at miljøeksponeringen i affaldsfasen fra de imprægnerede tekstiler er lav, da produkterne ultimativt forventes at blive destrueret på affaldsforbrændingsanlæg. Her vil en effektiv forbrænding ved høj temperatur og den rensning af røggassen, der efterfølgende foretages, tilsammen sikre, at kun ubetydelige mængder afgives til atmosfæren. Det kan ikke afvises, at ganske lave restkoncentrationer vil kunne påvises i slagge og røggasrensningsprodukter. Dette gælder tekstiler bortskaffet i Danmark; se omtale af særlige forhold for tekstiler, der eksporteres, i afsnit 2.3.

Miljøfarevurdering

Miljøfarligheden af PFOS, PFOA og andre PFAS bygger især på stoffernes persistens og potentiale for bioakkumulering, ikke mindst hos toppredatorer i marine fødekæder. Desuden er der for nogle stoffer påvist potentiale for hormonforstyrrende effekter, der dog formodentlig først kommer til udtryk ved højere koncentrationer, end der normalt vil findes i miljøet. Det forekommer ikke sandsynligt, at der skulle kunne forekomme korttidseffekter (akut toksicitet) ved de koncentrationer, der er realistiske at forvente i miljøet.

Valg af tests og stoffer til analyse

Den indledende miljøfairescreening gav ikke anledning til at begrænse antallet af PFAS, som der analyseres for. Det vurderes, at den største miljøbelastning med PFAS fra imprægnerede tekstiler til børn vil forekomme i forbindelse med vask af tekstilerne og i forbindelse af fordampning til atmosfæren.

Ved vask af tekstilerne vil vaskevandet efterfølgende afledes til spildevandssystemet, hvorfra rester i slam (især) vil kunne ende i hhv. jordmiljøet og rester i rensset spildevand vil ende i vandløb og/eller kystnære marine vande. Det er på denne baggrund valgt at undersøge, i hvilket omfang stofferne potentielt afgives til spildevand ved tøjvask.

Som nævnt ovenfor blev det inden for rammerne af projektet besluttet ikke at undersøge afgivelse til atmosfæren fra imprægnerede tekstiler, da dette er undersøgt i flere tidligere undersøgelser. Vurderingen af miljøeksponeringen via fordampning vil derfor baseres på disse undersøgelser (nærmere omtalt i afsnit 6.4.3 og 7.6.2).

4. Udvalgelse af stoffer og produkter til analyse

4.1 Stoffer

Ud over en indledende screening for total-fluor, som havde til formål at sikre, at produkter udvalgt til de dyrere målinger af PFAS alle indeholdt fluor, blev en række PFAS udvalgt til de kemiske indholdsanalyser. Stofferne blev primært udvalgt på basis af, hvilke stoffer som er fundet i tidligere undersøgelser, og stoffer som forventes at kunne forekomme i behandlede tekstiler. Selvom nogle af stofferne kan have alvorligere sundheds- og miljøeffekter end andre, er det vurderet, at det er uhenigtsmæssigt at begrænse antallet af stoffer, som indgår i analyserne.

De anvendte analysemetoder er sammenfattet i nedenstående tabel og nærmere beskrevet i næste kapitel.

TABEL 5
PFAS UDVALGT TIL KEMISK ANALYSE. CAS NUMRE OG KEMISKE NAVNE FREMGÅR AF BILAG 1.

Stofgruppe	Stof	Reference standard	Gruppe/analysemetode
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)	PFBS PFPeS PFHxS PFHpS PFOS PFDS	Ja	Syre/LC-MS-MS
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)	FOSA MeFOSA EtFOSA MeFOSE EtFOSE	Ja	Neutrale stoffer/GC-MS PFOSA blev analyseret med LC-MS-MS. Me-FOSA og Et-FOSA blev analyseret med både GC-MS og LC-MS-MS
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)	PFBA PFPA PFHxA PFHpA PFOA PFNA PFDA PFUnDA PFDoDA PFTrDA	Ja	Syre/LC-MS-MS PFBA kunne ikke analyseres
Fluortelomeralkoholer (FTOH)	4:2 FTOH 6:2 FTOH 8:2 FTOH 10:2 FTOH	Ja	Neutrale stoffer/GC-MS

Stofgruppe	Stof	Reference standard	Gruppe/analysemetode
Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA)	4:2 FTCA 6:2 FTCA 8:2 FTCA 10:2 FTCA	Nej	Neutrale stoffer/GC-MS Man kan bruge tilsvarende FTOH til kvantificering
Fluortelomermethacrylater (FTMAC)	8:2 FTMAC 10:2 FTMAC	Ja	Neutrale stoffer/GC-MS
Fluortelomeracrylater (FTAC)	8:2 FTAC 10:2 FTAC	Ja	Neutrale stoffer/GC-MS
Fluortelomerolefin (FTO)	10:2 FTO	Nej	Kunne ikke analyseres
Fluortelomersulfonsyrer (FTSA) og fluortelomercarboxylsyrer (FTCA)	4:2 FTSA 6:2 FTSA 8:2 FTSA	Ja	Syre/LC-MS-MS
	6:2 FTCA 8:2 FTCA 10:2 FTCA	Ja	Syre/LC-MS-MS

4.2 Produkter

Der blev indkøbt 22 produkter, som i første omgang blev analyseret for indhold af total-fluor. Hertil kom yderligere otte prøver fra autostole, indkøbt som led i en anden undersøgelse af kemiske stoffer i autostole, som ligeledes udføres af Miljøstyrelsen. Fordelingen af prøverne på produktgrupper fremgår af tabel 6.

Det skal understreges, at formålet med analyseprogrammet ikke var at undersøge, med hvilken hyppighed PFAS forekommer i de forskellige typer af produkter på det danske marked. Antallet af indkøbte produkter er alt for småt til at få en statistisk sikkerhed, da hyppigheden af produkter med PFAS, for de fleste af produkternes vedkommende, er relativt lille. Hvis der eksempelvis er 20 % af flyverdragterne, der indeholder PFAS, vil der stadig være en ret stor usikkerhed på den fundne hyppighed, selvom flyverdragter udgjorde alle 30 analyser. Der er ved indkøb af produkter, foretaget en udvælgelse, således at der ikke er indkøbt produkter fra producenter, der vides ikke at benytte PFAS-baserede imprægneringsmidler.

Formålet er primært at undersøge, koncentrationen af de forskellige PFAS i de produkter der er behandlet med PFAS-holdige imprægneringsmidler. Ligeledes er formålet at finde produkter, som vil være velegnede til migrations- og vasketests. Det er især ved migrations- og vasketestene, at undersøgelsen kommer med væsentlig ny information i forhold til de undersøgelser af PFAS i tekstiler, som tidligere er udført.

Som det fremgår af kortlægningen, er det primært i de tilfælde, hvor der er benyttet Teflon® fabric protector teknologi, at produkterne anpriseres med forekomsten af PFAS-holdige imprægneringsmidler. Det kan skyldes, at Teflon® fabric protector teknologi er mere udbredt, men kan også skyldes, at varemærket Teflon® er kendt fra mange forskellige anvendelser. Det er derfor i undersøgelsen forsøgt at identificere produkter med andre PFAS-baserede imprægneringsmidler. Fire af de seks virksomheder, der oplyser, at de har PFAS-imprægnerede produkter, har ikke oplyst, hvilke varemærker der anvendes. Der er derfor udvalgt en række produkter med Teflon® fabric protector, en række produkter med imprægneringsmidler fra de fire virksomheder der har svaret, at de ikke ken-

der varemærket, og en række produkter fra virksomheder, som ikke har svaret på undersøgelsen, men hvor det angives, at produkterne er vand- og smudsafvisende.

Det formodes, at der er en tendens til, at virksomheder der ikke svarer, enten ikke er opmærksomme på problemstillingen, eller ikke ønsker at svare, at de bruger PFAS-baserede imprægneringsmidler. Der vil derfor være en god mulighed for at produkterne, der angives at være vand- og smudsafvisende, faktisk indeholder PFAS.

Det antages, at produkter der er angivet at være behandlet med Teflon® fabric protector, vil indeholde de samme stoffer, uanset om det er en flyverdragt, jakke eller handsker, men for fortolkningen af resultaterne blev det valgt at få afprøvet denne antagelse. Derfor blev en række forskellige produkter behandlet med Teflon® fabric protector udvalgt.

Det kan ikke afvises, at der kan findes et pusleunderlag eller en puslehynde med PFAS-teknologi, men der vil formentlig skulle undersøges et stort antal produkter for blot at finde et enkelt produkt med PFAS. Der er derfor fokuseret på udendørsbeklædning og køreposer, hvor der er en rimelig chance for at finde PFAS.

Der er ingen af de virksomheder, der angiver, at de benytter PFAS-teknologi, men ikke kender varemærket, der sælger PFAS-imprægnerede køreposer. Men der er et stort antal produkter på markedet, der angives at være smuds- og vandafvisende, og i betragtning af potentialet for eksponering vil der være en særlig interesse for, om der kan identificeres PFAS i disse produkter.

TABEL 6
INDKØBTE PRODUKTER OPDELT PÅ PRODUKTGRUPPER.

Produktgruppe	Antal produkter		
	Teflon® fabric protector	Produkter med imprægneringsmidler fra de fire virksomheder der har svaret, at de benytter PFAS-teknologi, men ikke kender varemærket	Virksomheder, som ikke har svaret på undersøgelsen, men hvor det angives, at materialet er vand- og smudsafvisende.
Flyverdragter	1	2	2
Jakker	1	2	2
Handsker	1	1	1
Køreposer	1		3
Regnsæt	1	2	2
Autostole			8
I alt	5	7	18

5. Analyse- og testprogram

Analyseprogrammet blev indledt med at foretage analyser af total-fluor i 22 produkter repræsenterende relevante typer af børnetøj og køreposer, samt i otte prøver som er udtaget fra autostole indkøbt som led i en undersøgelse af kemiske stoffer i autostole, som ligeledes udføres for Miljøstyrelsen. Formålet med total-fluor analyserne var at sikre, at produkter udvalgt til de dyrere analyser af PFAS havde et påvist indhold af fluor (så der var høj sandsynlighed for at finde PFAS i produkterne). Desuden danner total-fluor analyserne udgangspunkt for en diskussion af potentialet for frigivelse af PFAS fra tekstilernes i deres samlede livscyklus.

Blandt de produkter, hvor der blev påvist et indhold af fluor over detektionsgrænsen, blev 15 produkter udvalgt til nærmere analyse af indholdet af PFAS. Af disse blev otte produkter videre udtaget til vasketests og analyse af migration af PFAS til spyt.

5.1 Analysemetoder og tests

5.1.1 Analyser af total-fluor i materialer

En kendt delprøve af tekstilerne afbrændtes i kolbe indeholdende ilt. Forbrændingsgassen indeholdende fluor i form af hydrogenfluorid blev opsamlet i vaskeflaske med demineraliseret vand. Opsamlingsvæsken analyseredes for fluorid ved ionselektiv elektrode. Indholdet af fluor blev bestemt over for kalibreringskurve. Analysen blev udført i ægte dobbeltbestemmelse.

Detektionsgrænsen af den anvendte metode er 20 mg/kg. Metoden blev valideret ved analyse af referencematerialet BCR 73⁴, som har certificeret værdi på 12,07 % fluor. Ved analysen blev der påvist henholdsvis 11,8 % fluor og 11,7 % fluor, hvilket giver en genfinding på 97 %.

5.1.2 Migrationstests

Migrationsvæske af kunstigt spyt blev fremstillet af de-ioniseret vand, calciumchlorid, magnesiumchlorid, kaliumcarbonat, kaliumchlorid, kaliumphosphat, natriumchlorid og saltsyre til justering af pH til 6,8 i henhold til JRC-rapport, 20001 EUR 19826 EN. Det kunstige spyt opvarmedes til 37 °C, for at efterligne kropstemperatur.

En delprøve med kendt vægt og areal blev udtaget af tekstilerne. Delprøverne placeredes i en kendt mængde af den opvarmede simulant i et temperaturstyret varmeskab ved 37 °C og med statisk kontakt til simulanten i tre timer.

Efter tre timers migration til det kunstige spyt ved 37 °C fjernedes tekstilerne fra migrationsvæsken og migrationsvæsken blev opbevaret på køl indtil forsendelse i køletaske for efterfølgende analyse.

Alle anvendte flasker til migrationstestene var plastflasker af polyethylen (PE).

⁴ Referencemateriale fra Institute for Reference Materials and Measurements (IRMM).

5.1.3 Vasketest

Til vasketest blev der anvendt en simuleret vaskesituation, da tests med vask i en rigtig vaskemaskine ville indebære, at der skulle vaskes mange eksemplarer af hvert stykke tøj for at opnå tilstrækkeligt høje koncentrationer i vaskevandet.

Vaskevand blev fremstillet af ledningsvand og vaskemidlet "Neutral" til kulørt vask. Vaskevandet opvarmedes til 40 °C, for at efterligne den typiske vasketemperatur for overtøj.

En delprøve med kendt vægt blev udtaget af produktet. Delprøven placeredes i det opvarmede vaskevand, der blev rystet, og prøven placeredes i et temperaturstyret varmeskab ved 40 °C i en halv time med jævnlig omrystning for at simulere en vaskesituation.

Efter vasketesten ved 40 °C blev tekstilerne fjernet fra vaskevandet. Vaskevandet blev opbevaret på køl indtil forsendelse i køletaske for efterfølgende analyse.

Alle anvendte flasker til vasketesten var plastflasker af polyethylen (PE).

5.1.4 Analyser af PFAS i tekstiler, migrationsvæske og vaskevand

Ekstraktion og analyse af neutrale stoffer (GC-MS)

Til ekstraktion af tekstiler (10 cm²) anvendes 2 x 50 ml ethylacetat. Før ekstraktion blev prøverne tilsat ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer. Prøverne blev ekstraheret med ultralyd i 30 min, og solventen blev inddampet til 1 ml volumen med nitrogen. Ekstrakten blev analyseret med gaskromatografi koblet til massespektrometri (GC-MS). Der anvendtes positiv kemisk ionisering (PCI). For hvert stof blev der udvalgt 2 specifikke ioner for identifikation. Udover de 2 specifikke ioner og deres forhold, er den kromatografiske retentionstid også brugt som identifikationskriterium.

Koncentrationen af stoffer i prøverne blev beregnet med lineær regression ved kørsel af en række kalibreringsstandarder indeholdende både mærkede og umærkede stoffer. Der blev anvendt ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer til beregning af genfindning af tilsvarende umærkede stoffer i prøverne.

Til analyse af migrationsprøver (syntetisk spyt) blev 25 ml prøve tilsat ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer og derefter oprenset på fast-fase-kolonner (SPE, C18). SPE kolonner elueredes med 10 ml ethylacetat, som blev inddampet til 1 ml og analyseret med den samme GC-MS metode, som blev anvendt til indholdsanalyser. De samme metoder anvendtes til opkoncentration og analyse af vaskevand (200 ml).

Ekstraktion og analyse af syrer og sulfonamider (LC-MS-MS)

Til ekstraktion af tekstiler (10 cm²) blev der anvendt 50 + 30 ml methanol. Før ekstraktion blev prøverne tilsat ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer. Prøverne ekstraheredes med ultralyd i 30 min og solventen blev inddampet til 1 ml volumen med nitrogen.

Ekstrakten analyseres med væskkromatografi koblet med dobbelt massespektrometri (LC-MS-MS). Stofferne ioniseredes med negativ electrospray ionisering (ESI). For hver stof blev der udvalgt 2 specifikke ion-par (moder ion/datter ion) for identifikation. Ud over de 2 specifikke ion-par og deres forhold, blev den kromatografiske retentionstid også brugt som identifikationskriterium. Koncentrationen af stoffer i prøverne beregnedes med lineær regression ved kørsel af en række kalibreringsstandarder indeholdende både mærkede og umærkede stoffer. ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer anvendtes til beregning af genfindning af tilsvarende umærkede stoffer i prøverne.

Til analyse af migrationsprøver (syntetisk spyt) blev 25 ml prøve tilsat ¹³C eller deuterium-mærkede stoffer og derefter oprenset på fast-fase-kolonner (SPE, C18). SPE kolonner elueredes med 10 ml

methanol som blev inddampet til 1 ml og analyseret med den samme LC-MS-MS metode anvendt for tekstilerne. Den samme analysemetode anvendtes til opkoncentrering af vaskevand (200 ml).

Detektionsgrænser og genfindingsrater

Detektionsgrænser er beregnet som 3 gange signal/støj forhold for toppen i kromatogram for den standard med laveste koncentration og korrigeret for genfinding i den specifikke matrice. Der er også taget hensyn til de mængder prøver analyseret i hver metode. Detektionsgrænserne for de enkelte stoffer og de forskellige matricer fremgår af Bilag 6.

Genfindinger er beregnet for spikede prøver, som består af henholdsvis blind-tekstil (dvs. tekstil uden PFAS; testet i forvejen for indhold af PFAS), syntetisk spyt og vaskevand. Genfindinger for de 3 matricer fremgår af Bilag 7. PFPeS, PFPA, 4:2 FTOH, 6:2 FTOH, 4:2 FTAC, 6:2 FTAC og 4:2 FTSA kunne ikke genfindes i spiket vaskevand.

For PFCA med de højeste koncentrationer (fra PFHxA til PFTrDA) blev i størrelsen 90-110 % af de tilsatte mængder genfundet i alle tre matricer med en enkelt undtagelse for PFHpA i vaskevand. For de analyserede FTOH var genfindingen fra tekstil og kunstigt spyt i størrelsen 90-121 %. Genfindingen i vaskevand var noget lavere for 8:2 FTOH (57 %) og 10:2 FTOH (72 %) mens 4:2 FTOH og 6:2 FTOH som nævnt ikke kunne genfindes i vaskevandet. PFCA, 8:2 FTOH og 10:2 FTOH udgjorde den væsentligste del af PFAS i de tre medier, og genfindingsresultaterne giver derfor en klar indikation af, at de fundne resultater i store træk afspejler det faktiske indhold af ikke-polymere PFAS i matricerne.

Kvalitetssikring

Laboratorieblindprøver bestående af reagenser tilsat de mærkede standarder blev ekstraheret og analyseret, hver gang der blev analyseret prøver. Desuden blev de væsker, som bruges til migration- og vaskeforsøg, også analyseret for at kontrollere for eventuelle blindværdier. Der blev desuden fremstillet genfindingsprøver, som bestod af spiket tekstil, syntetisk spyt og vaskevand.

5.2 Analyseresultater

5.2.1 Total-fluor i materialer

Resultater af total-fluor analyser i børnetøj og køreposer

Der blev fundet total-fluor i koncentrationer over detektionsgrænsen i yderstoffet af 19 af de 22 undersøgte stykker børnetøj og køreposer (tabel 7). Fra hvert af produkterne blev der udtaget to prøver, som blev analyseret uafhængigt af hinanden (ægte dobbeltbestemmelse). Prøverne er angivet som prøve 1 og prøve 2 i tabellen. Koncentrationerne er angivet som henholdsvis mg/kg yderstof og $\mu\text{g}/\text{m}^2$ yderstof. Der blev bevidst ikke taget prøver af de dele af yderstoffet, hvor der var påsyet mærker, knapper, særlige forstærkninger og lignende.

Undersøgelsen viser, at der er stor variation i indholdet af total-fluor. Dette kan dels skyldes forskelle i mængden af imprægneringsmiddel, der er anvendt ved produktionen af de forskellige tekstiler, dels forskelle i koncentrationen af fluor i imprægneringsmidlerne. Der ses ingen generelle tendenser til højere koncentrationer i bestemte produktkategorier.

Indholdet i de 19 produkter, hvor koncentrationen var over detektionsgrænsen varierede fra 8.000 til 365.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ med et gennemsnit på ca. 72.700 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

De højeste værdier blev fundet i gruppen af produkter, hvor det specifikt er angivet, at produkterne er behandlet med Teflon® fabric protector. I disse produkter var fluor-koncentrationen over detektionsgrænsen i alle produkter og gennemsnittet af total-fluor var på ca. 163.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. De højeste værdier blev fundet i en kørepose og i et regnsæt.

I de to øvrige grupper ("PFAS teknologi" og "vand- og smudsafvisende") var gennemsnittet i de produkter, hvor koncentrationen var over detektionsgrænsen, på henholdsvis 55.000 µg/m² (vand- og smudsafvisende) og 29.000 µg/m² (PFAS teknologi). Samlet var gennemsnittet i disse grupper på 43.000 µg/m².

I gruppen af produkter, hvor det kun vides at produkterne er smuds- og vandafvisende, var koncentrationen af total-fluor over detektionsgrænsen i 8 af 10 produkter (80 %). Resultaterne tyder således på, at der er en udbredt brug af PFAS-baserede imprægneringsmidler i produkter, som angives at være smuds- og vandafvisende. Dette gælder også de virksomheder, som i spørgeskemaundersøgelsen angiver, at de ikke er klar over, om produkterne indeholder PFAS. Som omtalt under kortlægningen er der en del af de større producenter af børnetøj, der i dag ikke anvender PFAS-baserede imprægneringsmidler. Imprægnerede produkter fra disse producenter vil typisk kun angives at være vandafvisende eller vandtætte. Dvs. at oplysningen om den smudsafvisende effekt er fjernet.

Det angives i en nyere tysk undersøgelse (Knepper *et al.*, 2014), at PFAS-baserede polymere tilføres i mængder svarende til 0,2-0,5 % af tekstilet, og at dette resulterer i en typisk fluor-koncentration på 0,04 til 0,25 % (svarende til 400-2.500 mg/kg). Hovedparten af de undersøgte tekstiler i denne undersøgelse havde fluor-koncentrationer, som var lidt lavere end de 400 mg/kg. Resultaterne vurderes dog som helhed at svare meget godt til det, som er angivet i den tyske undersøgelse, og der er næppe basis for at konkludere, at PFAS-behandlet børnetøj generelt skulle indeholde mindre mængder af PFAS-holdige imprægneringsmidler end udendørstøj til voksne.

TABEL 7
RESULTATER AF TOTAL-FLUOR ANALYSER I BØRNETØJ.

Nr	Produkttype	Total-F indhold, mg/kg		Total-F indhold, µg/m ²		Vægt af materiale g/cm ²	Kategori
		Prøve 1	Prøve 2	Prøve 1	Prøve 2		
F1	Flyverdragt	350	350	59.975	59.975	0,017	PFAS teknologi
F2	Jakke	< 20	< 20	< ca. 3.000	< ca. 3.000	Ikke målt	Vand- og smudsafvisende
F3	Softshelldragt	330	330	127.797	127.797	0,039	Vand- og smudsafvisende
F4	Handsker	310	300	58.842	56.944	0,019	PFAS teknologi
F5	Kørepose	160	170	20.603	21.891	0,013	Vand- og smudsafvisende
F6	Kørepose	270	290	40.487	43.486	0,015	Vand- og smudsafvisende
F7	Kørepose	3.000	3.100	358.895	370.858	0,012	Teflon®
F8	Flyverdragt	250	270	44.620	48.190	0,018	Teflon®
F9	Regnjakke	290	280	32.697	31.570	0,011	Vand- og smudsafvisende
F10	Regnsæt	1.200	1.200	115.496	115.496	0,010	Teflon®
F11	Flyverdragt	71	69	7.616	7.401	0,011	PFAS teknologi
F12	Jakke	120	120	12.335	12.335	0,010	PFAS teknologi
F13	Softshelldragt	< 20	< 20	< ca. 3.000	< ca. 3.000	0,028	PFAS teknologi
F14	Flyverdragt	39	38	6.960	6.781	0,018	Vand- og smudsafvisende
F15	Flyverdragt	380	340	157.313	140.753	0,041	Vand- og smudsafvisende
F16	Regnsæt	< 20	< 20	< ca. 3.000	< ca. 3.000	0,018	Vand- og smudsafvisende
F17	Regnsæt	83	79	19.321	18.390	0,023	PFAS teknologi
		100	100	16.472	16.472	0,016	PFAS teknologi
F18	Regnsæt	300	300	26.702	26.702	0,009	PFAS teknologi
F19	Skijakke	650	540	104.849	87.105	0,016	Teflon®
F20	Luffer	910	850	199.845	186.668	0,022	Teflon®
F21	Kørepose	170	160	11.047	10.398	0,006	Vand- og smudsafvisende
F22	Luffer	440	450	48.107	49.200	0,011	Vand- og smudsafvisende

Resultater af total-fluor analyser i autostole.

Der blev analyseret for total-fluor i tekstiler fra otte autostole. I alle de undersøgte autostole var koncentrationen af total-fluor i tekstilerne under detektionsgrænsen på 20 mg/kg. Det vurderes på den baggrund, at ingen af autostolene var behandlet med PFAS-baserede imprægneringsmidler, og der blev derfor ikke analyseret for PFAS i tekstiler fra autostolene.

5.2.2 PFAS i materialer

På basis af resultaterne af total-fluor blev 15 af de 22 produkter udvalgt til analyse af indhold af PFAS. Produkterne blev primært udvalgt blandt de produkter, hvor der blev fundet de højeste koncentrationer af total-fluor. Produkterne blev desuden udvalgt ud fra, at alle typer af produkter skulle være repræsenterede, og der var således et sæt handsker og et sæt luffer, der blev udtaget, selvom koncentrationen af total-fluor ikke var blandt de 15 højeste. Resultaterne fremgår af tabel 8, som angiver gennemsnittet af dobbeltbestemmelserne. Alle analyseresultater er vist i bilag 8.

Den samlede koncentration af de undersøgte PFAS varierede fra 18 til 407 µg/m².

Prøverne fra de tre tekstiler mærket med Teflon® fabric protector, indeholdt (ligesom det var tilfældet for total-fluor) høje koncentrationer af PFAS varierende fra 120 til 410 µg/m². De tre prøver var således blandt de fire prøver med de højeste koncentrationer. I alle tre prøver udgjorde 8:2 FTOH mere end 65 % af koncentrationen af PFAS.

Som det fremgår af figur 4, ses der kun en svag sammenhæng mellem indholdet af total-fluor og det samlede indhold af analyserede PFAS. Den beregnede korrelationskoefficient, R², er 0,23, hvilket udtrykker en vis sammenhæng, men grundet den lave værdi kan sammenhængen udmærket skyldes tilfældigheder.

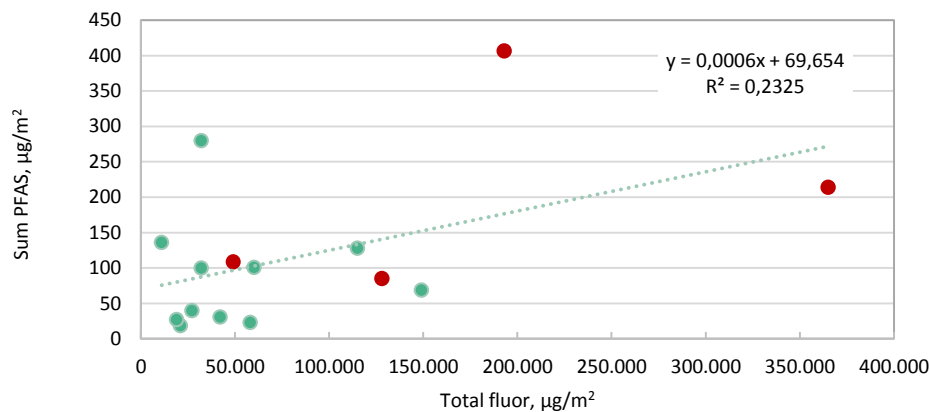
Indholdet af total-fluor var i gennemsnit 1.600 gange større end det samlede indhold af ikke-polymere PFAS (beregnet ud fra regressionslinjen). Forholdet stemmer nogenlunde overens med resultaterne diskuteret i afsnit 1.5.3, hvor et studie har vist, at indholdet af de enkelte perfluoralkylcarboxylsyrer steg op til 10.000 gange ved oxidation af forbindelsen mellem de PFAS-baserede sidekæder og polymerens ryggrad af kulstofatomer (Eschauzier og Knepper, 2013).

Prøver af tekstiler med Teflon® fabric protector er i figur 4 angivet med rød markering. Disse skiller sig ikke ud fra de øvrige prøver, hvad angår forholdet mellem total-fluor og PFAS, og resultaterne tyder på, at disse imprægneringsmidler er af samme type som de øvrige, men at der blot er brugt mere imprægneringsmiddel ved produktionen af tekstilerne.

I figur 4 er indholdet af ekstraherbare PFAS angivet som den samlede mængde af stofferne (i µg/m²). Hvis man i stedet ønsker at beregne, hvor stor en del af fluorindholdet disse stoffer udgør, må man omregne koncentrationen af ekstraherbare PFAS til koncentrationen af fluor. Hvis det antages, at fluor i gennemsnit udgør 70 % af alle PFAS (som det er tilfældet med 8:2 FTOH, der forekommer i de højeste koncentrationer), kan det estimeres, at fluor i ikke-polymere PFAS udgør ca. 0,04 % af tekstilernes samlede indhold af fluor. Hvis alt fluor i polymerene på sigt kan frigives som PFAS ved nedbrydning af tekstilerne og de PFAS-holdige imprægneringsmidler, vil der således være et potentiale for frigivelse af PFAS, der er ca. 2.500 gange større end den samlede mængde af ekstraherbare PFAS.

Eschauzier og Knepper (2013) estimerer, at fluor udgør ca. 12 % af vægten af PFAS-baserede (sidekæde fluorerede) polymere, og nævner, at tilsvarende værdier er angivet af producenten DuPont. Hvis der regnes med denne værdi, vil det gennemsnitlige fluor-indhold på 72.700 µg/m² svarer til, at overfladen er behandlet med 0,06 mg PFAS-baseret polymer pr. cm². Gennemsnitsvægten af tekstilerne er bestemt til 17,4 mg/cm², og vægten af den PFAS-baserede polymer kan således estimeres til 0,3 % af vægten af tekstilet. Knepper *et al.* (2014) angiver, at vægten af den PFAS baserede

polymer typisk vil være 0,2-0,5 % af vægten af tekstilerne. Den fundne værdi på 0,3 % understøtter antagelsen om, at det målte fluor stammer fra PFAS-baserede polymere og ikke fra andre fluor-kilder.



FIGUR 4

SAMMENHÆNG MELLEM TOTAL-FLUOR INDHOLD OG SUMMEN AF ANALYSEREDE PFAS. PRØVER AF TEKSTILER MED TEFLON® FABRIC PROTECTOR ER ANGIVET MED RØD MARKERING.

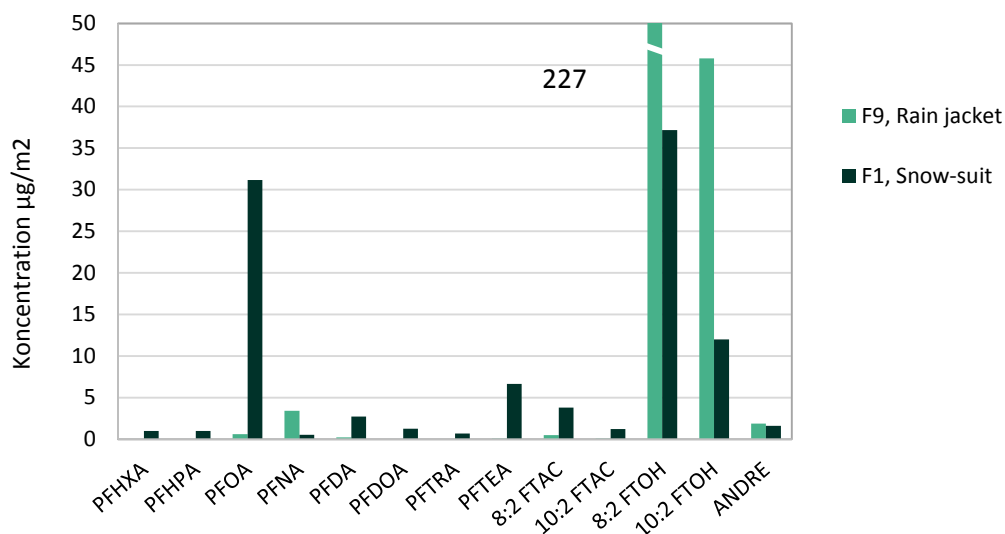
Resultaterne af analyserne viser, at fluortelomeralkoholer (FTOH) optrådte i de største koncentrationer i alle produkterne efterfulgt af perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA). Tilsammen udgjorde disse to grupper over 94 % af totalen i samtlige produkter.

Gruppen af PFCA er af særlig interesse, fordi stofferne optræder i høje koncentrationer i de undersøgte tekstiler, de er tungt nedbrydelige og ophobes i naturen, og det er de stoffer, som FTOH nedbrydes til. De omtales derfor nærmere senere i dette afsnit.

Fluortelomeralkoholer, FTOH

FTOH udgjorde fra 46 % til 99 % af det samlede indhold af de analyserede PFAS i de enkelte prøver.

To af prøverne (F1 og F2) skilte sig ud ved, at FTOH udgjorde under 50 % af det samlede indhold i disse prøver, mens FTOH i de øvrige prøver udgjorde fra 81 % til 99 %. De to prøver med det lave FTOH indhold var også karakteristiske ved, at PFOA udgjorde en relativt stor andel af det samlede indhold af PFAS på henholdsvis 31 % og 15 %, mens andelen af PFOA i de øvrige prøver varierede fra 0,02 % til 3,6 %. Sammensætningen af F1 er illustreret i figur 5 sammen med sammensætningen af F7, som repræsenterer en typisk sammensætning af de fleste af de øvrige prøver.



FIGUR 5
TWO EXAMPLES OF COMPOSITION OF PFAS. TOTAL CONCENTRATION OF F1 WAS 101 g/m² WHILST IT FOR F9 WAS 280 g/m².

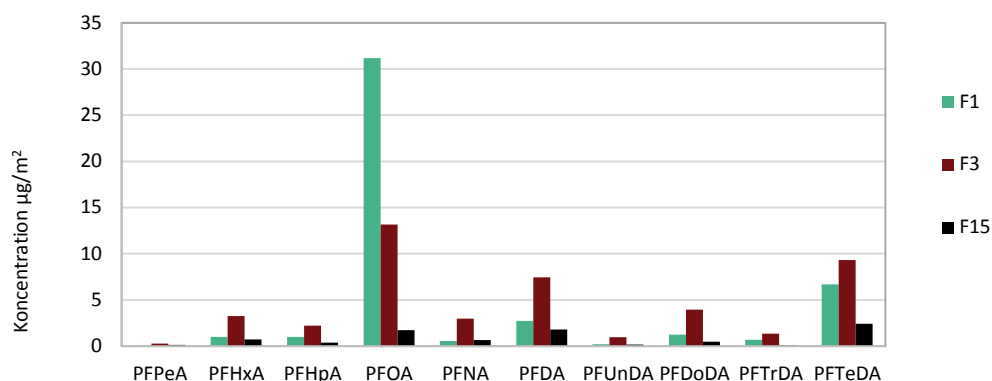
8:2 FTOH optrådte i de højeste koncentrationer i alle prøver. Koncentrationerne varierede fra 7 til 265 µg/m². Denne FTOH udgjorde således fra 25 % til 80 % af det samlede indhold af målte PFAS i tekstilerne.

Perfluoralkylcarboxylater (PFCA)

PFOA var den dominerende PFCA. I to af prøverne blev der fundet PFOA koncentrationer på hhv. 13 og 31 µg/m², som var markant højere end koncentrationen i de øvrige prøver. I fem af prøverne blev der fundet PFOA koncentrationer over 1 µg/m² (henholdsvis 1,2; 1,7; 3,0; 13,2 og 31,2 µg/m²). Da PFOA indholdet i de fem prøver er over den norske grænseværdi på 1 µg pr. m² for PFOA i tekstiler, betyder dette, at produkterne ikke må produceres i eller importeres til Norge.

I flere af produkterne blev samtlige 10 PFCA fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen. Sammensætningen af PFCA i de to prøver med de højeste koncentrationer, og som adskilte sig fra de øvrige prøver ved, at PFCA udgjorde en væsentlig del af den samlede mængde, er vist i nedenstående figur (F1 og F3). På figuren ses også sammensætningen af prøve F15, som sammen med F1 og F3, havde de højeste PFCA koncentrationer. Som det ses indeholdt de tre prøver væsentlige koncentrationer af PFCA med længere kæder end PFOA. Uanset om disse stoffer forekommer som spor af mellemprodukter fra produktionen af imprægneringsmidlerne, eller er dannet ved oxidation af bindingen til polymeren, vurderes det, at sidekæderne til polymerene derfor må indeholde kæder af varierende længde. Ved nedbrydning af polymerene vil der således kunne frigives PFAS af varierende længde, som det også er fundet i undersøgelsen, som er refereret i Figur 3 i afsnit 2.2.7.

I den omtalte tyske undersøgelse af Knepper *et al.* (2014) fandt man en tydelig korrelation ($R^2 = 0,86$) mellem koncentrationen af PFOA og PFNA. Der var dog en enkelt arbejdsjakke som adskilte sig væsentligt fra de øvrige. Forfatterne konkluderede på den baggrund, at det formentlig var den samme type råvareblanding, der var anvendt af alle producenter af imprægneringsmidlerne.



FIGUR 6
SAMMENSÆTNINGEN AF PERFLUORALKYLCARBOXYLSYRER (PFCA) I DE TRE PRØVER MED DE HØJESTE KONCENTRATIONER.

Der blev ikke fundet en lignende korrelation i nærværende undersøgelse. Med en korrelationskoefficient (R^2) på 0,06 kan det konstateres, at der ikke er nogen sammenhæng mellem koncentrationen af PFOA og PFNA. Der blev fundet en bedre korrelation mellem PFOA og de langkædede PFTeDA ($R^2 = 0,65$). Der sås i endnu højere grad en sammenhæng mellem forekomsten af flere af de langkædede perfluoralkylcarboxylsyre: PFTrDA og PFTeDA ($R^2 = 0,94$) og PFDA og PFTeDA ($R^2 = 0,87$). Der blev således kun fundet korrelationer mellem nogle af stofferne, og den konklusion, som Knepper *et al.* (2014) kommer frem til, kan derfor meget vel være en overfortolkning. Resultaterne tyder snarere på, at udgangsstofferne er produceret ved produktionsprocesser, der resulterer i delvist ensartede sammensætninger af stofferne, men ikke at de nødvendigvis er produceret ud fra samme udgangsmaterialer.

PFOS og andre Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)

Der blev fundet relativt lave koncentrationer af PFSA, hvis samlede koncentration var lavere end $0,22 \mu\text{g}/\text{m}^2$. Koncentrationen af PFOS var i alle prøver under $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^2$. Den højeste værdi, som blev målt i en kørepose, havde en koncentration på $0,001 \text{ mg}/\text{kg}$. Værdierne er således langt under grænseværdien for forekomst som sporforurening, som i POP forordningen (Forordning (EF) nr. 850/2004) er på $10 \text{ mg}/\text{kg}$ eller $1 \mu\text{g}/\text{m}^2$.

Andre PFAS

I analyseprogrammet indgår analyser af fluortelomercarboxylsyre (FTCA), fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC). Disse indgår ikke i de fleste af de tidligere undersøgelser. Det samlede indhold af disse stoffer udgjorde fra 0,3 % til 5,5 % af det samlede indhold af PFAS. Blandt disse stoffer var det 8:2 FTAC, som i alle prøver forekom i de højeste koncentrationer varierende fra 0,17 til $4,81 \mu\text{g}/\text{m}^2$.

Koncentrationerne af perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE) var i alle prøver relativt lave, og udgjorde tilsammen mindre end 0,1 % i alle prøver.

De samlede koncentrationer af fluortelomersulfonater (FTSA) var i alle prøver også relativt lave på nær i én prøve (en kørepose), hvor koncentrationen var $3,67 \mu\text{g}/\text{m}^2$. Sammensætningen af PFAS i denne prøve adskilte sig i øvrigt ikke fra sammensætningen i de øvrige prøver.

TABEL 8
KONCENTRATION AF PFAS I TEKSTILER TIL BØRN I (GENNEMSIT AF TO ANALYSER).

Koncentration , µg/m ² tekstil (gennemsnit af to analyser)															
Nr	F1	F3	F4	F5	F6	F7	F9	F10	F11	F15	F17	F18	F20	F21	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell-dragt	Handsker	Kørepose	Kørepose	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Flyverdragt	Regnsæt	Regnsæt	Luffer	Kørepose	Luffer
Kategori	PFAS teknologi	Vand-/smuds-afvisende	PFAS teknologi	Vand-/smuds-afvisende	Vand-/smuds-afvisende	Teflon®	Vand-/smuds-afvisende	Teflon®	PFAS teknologi	Vand-/smuds-afvisende	PFAS teknologi	PFAS teknologi	Teflon®	Vand-/smuds-afvisende	Vand-/smuds-afvisende
Total-F µg/m ² (gennemsnit)	60.000	128.000	58.000	21.000	42.000	365.000	32.000	1.200	70	360	100	300	880	165	445
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)															
PFBS	0,01	0,00	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFPeS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFHxS	0,00	<dg	0,02	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,00	<dg	0,00	0,01	0,00
PFHpS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,15	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFOS	0,06	0,01	0,03	0,21	0,00	<dg	0,05	<dg	<dg	0,06	<dg	0,00	0,01	0,00	0,02
PFDS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	0,07	0,01	0,05	0,22	0,00	<dg	0,05	<dg	<dg	0,21	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02
Perfluoralkansulfonamider og - amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)															
FOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
MeFOSA	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
EtFOSA	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	<dg	<dg	<dg	<dg	0,05	<dg	<dg	0,04	<dg	<dg
MeFOSE	0,02	0,04	<dg	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,05	<dg	<dg
EtFOSE	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,04	<dg	<dg
Sum	0,04	0,05	0,01	0,02	0,01	<dg	0,00	<dg	<dg	0,05	<dg	<dg	0,13	<dg	<dg
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)															
PFPA	0,08	0,28	0,01	0,07	0,02	0,00	<dg	0,02	<dg	0,12	0,02	0,01	0,01	0,01	0,04
PFHxA	0,99	3,26	0,20	0,25	0,02	0,14	0,05	0,22	0,00	0,73	0,01	0,14	0,07	0,00	0,54
PFHpA	0,99	2,22	0,02	0,16	0,02	0,05	0,03	0,04	0,00	0,37	0,01	0,04	0,02	0,01	0,20
PFOA	31,18	13,15	0,11	0,66	0,12	1,15	0,60	0,64	0,05	1,74	0,04	0,35	0,09	0,03	3,03

Koncentration , µg/m ² tekstil (gennemsnit af to analyser)															
Nr	F1	F3	F4	F5	F6	F7	F9	F10	F11	F15	F17	F18	F20	F21	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshelldragt	Handsker	Kørepose	Kørepose	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Flyverdragt	Regnsæt	Regnsæt	Luffer	Kørepose	Luffer
PFNA	0,55	2,97	0,02	0,13	0,06	0,05	3,41	0,04	0,09	0,63	0,00	0,03	0,04	0,03	0,21
PFDA	2,72	7,44	0,03	0,33	0,06	0,66	0,24	0,24	0,02	1,78	0,01	0,18	0,04	0,02	1,53
PFUnDA	0,20	0,98	0,00	0,06	0,01	0,04	1,05	0,02	0,03	0,17	0,00	0,01	0,01	0,01	0,08
PFDoDA	1,25	3,94	0,00	0,13	0,01	0,46	0,02	0,13	0,00	0,46	0,00	0,07	0,00	0,00	0,57
PFTTrDA	0,69	1,34	<dg	0,19	0,00	<dg	0,02	0,03	0,01	0,07	0,00	0,01	0,00	0,00	0,07
PFTeDA	6,67	9,31	0,02	1,04	0,57	0,12	0,07	0,17	0,02	2,41	0,01	0,13	0,01	0,02	1,36
Sum	45,30	44,88	0,41	3,00	0,90	2,67	5,48	1,54	0,23	8,48	0,10	0,97	0,28	0,13	7,62
Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA)															
6:2 FTCA	<dg	0,05	<dg	<dg	<dg	0,04	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,02	<dg	0,02
8:2 FTCA	0,22	0,15	<dg	0,05	0,09	1,18	0,32	0,07	0,11	0,19	0,03	0,04	0,09	0,05	0,09
10:2 FTCA	0,28	0,20	<dg	<dg	0,05	1,04	0,14	0,04	0,03	0,04	<dg	0,02	0,03	0,02	0,05
Sum	0,50	0,39	<dg	0,05	0,14	2,26	0,46	0,11	0,14	0,23	0,03	0,05	0,14	0,08	0,17
Fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC)															
8:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,37	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
10:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,29	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
4:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,65	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTAC	0,08	<dg	<dg	<dg	<dg	0,53	<dg	0,12	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
8:2 FTAC	3,80	0,85	0,06	0,17	0,18	0,78	0,49	4,81	0,77	0,62	0,48	0,24	2,72	0,72	1,10
10:2 FTAC	1,22	0,26	0,01	0,07	0,03	0,27	0,08	1,54	0,14	0,13	0,16	0,13	0,72	0,20	0,40
Sum	5,06	1,11	0,06	0,24	0,21	1,97	0,57	6,46	0,91	0,75	0,64	0,37	3,44	0,92	1,49
Fluortelomeralkoholer (FTOH)															
4:2 FTOH	0,24	0,07	0,15	0,33	<dg	0,33	<dg	0,30	0,07	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTOH	0,41	0,61	7,53	6,19	3,62	0,83	0,25	0,48	0,40	0,02	0,44	0,44	83,05	2,68	1,77
8:2 FTOH	37,18	32,85	11,47	6,52	20,60	169,99	227,20	97,15	81,24	44,82	20,39	30,79	264,99	109,44	80,44
10:2 FTOH	12,02	5,30	3,25	1,83	5,04	32,57	45,78	21,86	17,06	14,26	5,55	7,03	54,54	22,60	17,05
Sum	49,73	38,80	22,40	14,87	29,27	203,55	273,10	119,80	98,57	59,09	26,39	38,26	402,58	134,73	99,25

	Koncentration , µg/m ² tekstil (gennemsnit af to analyser)														
Nr	F1	F3	F4	F5	F6	F7	F9	F10	F11	F15	F17	F18	F20	F21	F22
Produkt navn	Flyver- dragt	Softshell- dragt	Hand- sker	Kørepose	Kørepose	Kørepose	Regn- jakke	Regnsæt	Flyver- dragt	Flyver- dragt	Regnsæt	Regnsæt	Luffer	Kørepose	Luffer
Fluortelomersulfonater (FTSA)															
4:2 FTSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,08	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,42	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
8:2 FTSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	3,17	0,07	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	3,67	0,07	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03
Sum PFAS	100,69	85,24	22,93	18,40	30,52	214,11	279,74	127,93	99,88	68,83	27,18	39,67	406,59	135,88	108,58

<dg. Under detektionsgrænsen. Se separat liste med detektionsgrænser for de enkelte stoffer.

Sammenligning med tidligere undersøgelser

Tysk undersøgelse fra 2014 - De samlede koncentrationer af PFAS fundet i nærværende undersøgelse ligger inden for det samme interval, som koncentrationerne målt i en nyligt publiceret tysk undersøgelse af PFAS i 15 udendørsjakker (Knepper *et al.*, 2014). De undersøgte udendørsjakker i den tyske undersøgelse blev indkøbt i perioden august 2011 til marts 2012. Til ekstraktion af PFAS fra tekstilerne blev *n*-hexan anvendt. I undersøgelsen varierede det samlede indhold af PFAS i de 14 prøver, hvor der blev fundet PFAS, fra 5 til 719 µg/m², mens det samlede indhold af PFAS fundet i nærværende undersøgelse varierede fra 18 til 407 µg/m². I undersøgelsen af Knepper *et al.* (2014) var der to prøver, der skilte sig markant ud fra de andre prøver med høje samlede PFAS koncentrationer på hhv. 458 og 719 µg/m², mens de samlede koncentrationer i de øvrige var under 76 µg/m². Den ene af prøverne med høj koncentration, en arbejdsjakke med 719 µg/m², skilte sig også ud ved, at langt hovedparten af PFAS udgjordes af PFCA, mens FTOH kun udgjorde en lille procentdel af den samlede koncentration. Prøver med en sådan sammensætning er ikke fundet i nærværende undersøgelse. Resultaterne kunne tyde på, at denne jakke var behandlet med overfladebehandlingsmidler, som er væsentligt anderledes end de midler, der er benyttet til de øvrige jakker. Tre af jakkerne er angivet at have PTFE membraner, men sammensætningen af PFAS i disse jakker skilte sig i følge forfatterne ikke væsentligt ud fra de øvrige, hvilket muligvis kan skyldes, at de også var behandlet med en PFAS-baseret overfladebehandling (dette er ikke angivet). Der blev ikke foretaget analyser på membranerne alene.

I 13 af de 15 prøver i undersøgelsen af Knepper *et al.*, (2014), udgjorde FTOH langt hovedparten af det samlede indhold. I 12 af prøverne i den tyske undersøgelse var 8:2 FTOH den dominerende FTOH fulgt af 10:2 FTOH. Koncentrationen af 6:2 FTOH var i disse 12 prøver ubetydelig, mens en enkelt prøve skilte sig ud, da 6:2 FTOH var den dominerende PFAS. I denne prøve var koncentrationen af PFHxA på samme niveau som koncentrationen af PFOA, mens den i de fleste af de øvrige prøver var langt mindre. I de fleste prøver var de dominerende PFCA således PFOA og PFDA. Det samme mønster blev fundet i nærværende undersøgelse. Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA), fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC) indgik ikke i den tyske undersøgelse, så det er ikke muligt at sammenligne værdierne for disse stoffer.

Greenpeace undersøgelse fra 2012 - I en Greenpeace undersøgelse af udendørstøj indkøbt sommeren 2012 i Tyskland, Østrig og Schweiz fandt man i mindre grad FTOH i produkterne. Dette kan hænge sammen med, at den benyttede metode havde en meget høj detektionsgrænse for FTOH (Greenpeace, 2012). I 7 ud af 14 prøver var FTOH over detektionsgrænsen. I disse 7 prøver optrådte 6:2 FTOH i de højeste koncentrationer i fem prøver, mens 8:2 var dominerende i to prøver. PFOA var dominerende PFCA i 12 af prøverne, mens PFHxA blev fundet i de højeste koncentrationer i to prøver.

Anden tysk undersøgelse fra 2014 - I en anden ny tysk undersøgelse af 16 udendørsjakker og handsker (Dreyer *et al.*, 2014) fandt man et noget anderledes mønster end i nærværende undersøgelse og i Knepper *et al.* (2014). Det er ikke angivet, hvornår tøjet er indkøbt, men analyserne foretages i oktober 2013, og jakkerne er formentlig indkøbt umiddelbart før. Til ekstraktion af syrer anvendtes methanol, mens der til ekstraktion af flygtige PFAS blev anvendt MTBE (methyl-*tert*-butyl ether). Det var ligesom i de øvrige undersøgelser, PFCA og FTOH som var de dominerende grupper af PFAS, men C₄₋₆ kemi var mere fremtrædende, mens C₈ kemi udgjorde en mindre del. De samlede koncentrationer af PFCA var på samme niveau som fundet i nærværende undersøgelse, men det var kun i 8 ud af 15 prøver (over detektionsgrænsen), at PFOA var den dominerende PFCA. I syv af prøverne var koncentrationen af PFOA over 1 µg/m². I fire prøver var PFHxA den dominerende PFCA, og i tre var det PFBA, som blev fundet i den højeste koncentration. Dette mønster var endnu mere udtalt for FTOH, hvor 6:2 FTOH optrådte i højere koncentrationer end 8:2 FTOH i 10 af de 15 prøver, mens 8:2 FTOH optrådte i de højeste koncentrationer i fem prøver. De samlede koncentrationer af FTOH lå generelt væsentligt over de niveauer, der er fundet i nærværende undersøgelse og fundet af Knepper *et al.* (2014), men tilsvarende høje niveauer er tidligere fundet i

norske undersøgelser (SFT, 2006). Hvor der i nærværende undersøgelse ikke er fundet koncentrationer af FTOH over 403 µg/m², fandt Dreyer *et al.* (2014) en samlet koncentration af FTOH på over 500 µg/m² i 6 af 15 prøver med det højeste niveau på ca. 1.700 µg/m².

C₈ kemi versus C₄₋₆ kemi

Der er af resultaterne af nærværende undersøgelse, ikke noget der tyder på et skifte fra C₈ kemi mod kortkædet kemi. PFOA var således den dominerende perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA), 8:2 FTCA den dominerende fluortelomersyre (FTCA), 8:2 FTAC den dominerende fluortelomeracrylat (FTAC), 8:2 FTOH den dominerende fluortelomeralkohol (FTOH) og 8:2 FTSA den dominerende fluortelomersulfonsyre. I alt udgjorde C₈-stoffer fra 41 % til 82 % af det samlede indhold af analyserede PFAS. Den øvrige del udgjordes hovedsageligt af 6:2 FTOH og 10:2 FTOH. Den førnævnte tyske undersøgelse af udendørsjakker til voksne (Knepper *et al.*, 2014) viste samstemmende med nærværende undersøgelse, at C₈ kemi var dominerende, og forfatterne konkluderer, at der ikke er tegn på, at C₈ kemi er ved at være erstattet. Greenpeace undersøgelsen af udendørstøj (både børne- og voksentøj) indkøbt sommeren 2012 viste et mere broget billede, idet PFOA var dominerende PFCA, mens 6:2 FTOH var den dominerende FTOH (Greenpeace, 2012). Undersøgelsen havde dog problemer med analyserne af FTOH. I modsætning til resultaterne af nærværende undersøgelse og undersøgelsen af Knepper *et al.* (2014), fandt en anden tysk undersøgelse (Dreyer *et al.*, 2014), at C₄₋₆ kemi var dominerende i omkring halvdelen af de undersøgte stykker tøj (mere end halvdelen hvad angår FTOH; det er ikke angivet om tøjet var til børn eller voksne). Prøverne i sidstnævnte undersøgelse blev tilsyneladende indkøbt i oktober 2013, omkring halvandet år efter prøverne analyseret af Knepper *et al.* (2014). Forskellene kan skyldes et skift sket i løbet af denne periode. Dette forklarer dog ikke forskellene set i forhold til resultaterne af nærværende undersøgelse.

Resultaterne kunne tyde på, at en del af mærkevarerne inden for udendørstøj til voksne har skiftet fra C₈-kemi til C₄₋₆-kemi, men at denne bevægelse tilsyneladende ikke har fundet sted for børnetøjet. Til gengæld har der været en bevægelse helt væk fra fluor-kemi hos de producenter af børnetøj, der er mest opmærksomme på problemstillingen.

5.2.3 Migration af PFAS til spyt

På basis af analyserne af PFAS udvalgte otte af de 15 produkter til migrations- og vasketests (resultater af vasketests præsenteres i afsnit 5.2.4). Da alle produkter havde et relativt højt indhold af FTOH sammenlignet med de øvrige PFAS, var det indholdet af de øvrige PFAS, som var udslagsgivende for udvælgelsen. De udvalgte produkter var derfor de produkter, der havde de højeste koncentrationer af andre PFAS, for derved at øge muligheden for, at koncentrationerne i migrationsvæsken og vaskevandet var over detektionsgrænsen.

De målte rater for migration fra tekstilerne til en spyt-simulant over en periode på tre timer fremgår af tabel 9. Sammensætningen af PFAS i spyt-simulant var væsentligt anderledes end sammensætningen i materialerne. Sammensætningen i spyt-simulanten var meget domineret af syrerne: PFCA, PTCA og FTSA. I enkelte prøver udgjorde FTOH en væsentlig del, men generelt var indholdet af FTOH i spyt-simulanten lav sammenlignet med indholdet af FTOH i materialerne. Som gennemsnit for alle PFAS svarede mængden i spyt-simulanten til ca. 1,0 % (standardfejl: 0,4 %) af indholdet i materialerne. For PFCA var afgivelsesraten signifikant højere. Mængden, der migrerede til det kunstige spyt, svarede i gennemsnit til 6,1 % (standardfejl: 1,9 %) af indholdet i materialerne. For PFOA var andelen endnu højere, omend forskellen ikke er signifikant, idet mængden i spyt-simulanten svarede til 8,2 % (standardfejl: 2,0 %) af materialernes indhold.

PFCA udgjorde som gennemsnit 55 % af det samlede indhold af PFAS i spyt-simulanterne. Heraf var PFOA det dominerende stof, og stoffet udgjorde alene omkring 30 % af det samlede indhold.

Den højeste rate, der er fundet, er på 2,87 µg/m² tekstil. Heraf udgjorde PFOA 1,46 µg/m², de øvrige PFCA udgjorde 1,22 µg/m², 8:2 FTOH udgjorde 0,15 µg/m², mens alle øvrige PFAS udgjorde 0,05 µg/m².

TABEL 9
AFGIVELSE AF PFAS TIL SPYT OVER EN PERIODE PÅ TRE TIMER.

Nr	Migreret mængde, µg/m ² tekstil *							
	F1	F3	F7	F9	F10	F15	F20	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell-dragt	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Luffer	Luffer
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)								
PFBS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFPeS	<dg	<dg	<dg	<dg	0,005	<dg	<dg	<dg
PFHxS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFHpS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFOS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFDS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)								
FOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
MeFOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg
EtFOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	0,02	<dg	<dg	<dg
MeFOSE	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
EtFOSE	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	0,02	<dg	<dg	<dg
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)								
PFPA	0,02	0,02	0,02	<dg	<dg	0,02	<dg	<dg
PFHxA	0,10	0,43	0,07	0,01	0,03	0,10	0,01	0,02
PFHpA	0,12	0,30	0,06	0,01	0,01	0,06	0,00	0,01
PFOA	1,47	1,46	0,22	0,04	0,07	0,14	0,00	0,05
PFNA	0,01	0,19	0,03	0,07	0,00	0,02	0,00	0,00
PFDA	0,02	0,27	0,06	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01
PFUnDA	<dg	0,01	0,01	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg
PFDoDA	<dg	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFTTrDA	0,00	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFTeDA	0,00	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	1,75	2,68	0,49	0,14	0,12	0,37	0,01	0,08
Fuortelomercarboxylsyrer (FTCA)								
6:2 FTCA	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	<dg	0,01	0,01
8:2 FTCA	0,02	0,01	0,23	0,04	0,01	0,01	0,01	0,02
10:2 FTCA	<dg	0,00	0,08	0,00	<dg	<dg	<dg	0,00
Sum	0,02	0,02	0,31	0,04	0,01	0,01	0,02	0,02
Fuortelomeracrylater (FTAC) og fuortelomermethacrylater (FTMAC)								

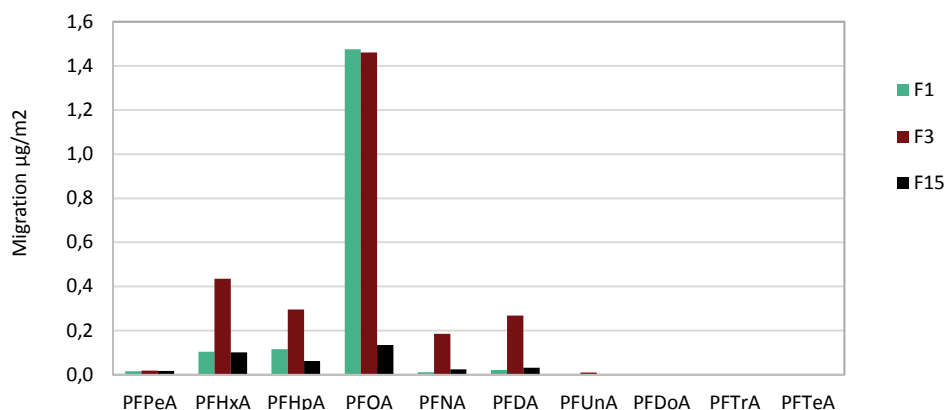
Nr	Migreret mængde, µg/m ² tekstil *							
	F1	F3	F7	F9	F10	F15	F20	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell-dragt	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Luffer	Luffer
8:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
10:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
4:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
8:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
10:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Fluortelomeralkoholer (FTOH)								
4:2 FTOH	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTOH	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
8:2 FTOH	0,10	0,15	0,11	0,13	0,02	<dg	0,08	0,26
10:2 FTOH	0,00	0,02	0,00	<dg	0,00	0,01	0,02	0,02
Sum	0,10	0,17	0,11	0,13	0,03	0,01	0,10	0,28
Fluortelomersulfonater (FTSA)								
4:2 FTSA	<dg	<dg	0,05	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTSA	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8:2 FTSA	<dg	<dg	1,29	0,01	<dg	0,01	0,00	0,01
Sum	0,00	0,00	1,70	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01
Sum PFAS	1,88	2,87	2,60	0,32	0,18	0,40	0,13	0,39
Indhold PFAS i produkt	100,69	85,24	214,11	279,74	127,93	68,83	406,59	100,69
% af indhold i produkt	1,9%	3,4%	1,2%	0,1%	0,1%	0,6%	0,03%	1,9%
Indhold PFCA i produkt	45,30	44,88	2,67	5,48	1,54	8,48	0,28	45,30
% af indhold i produkt	4%	6%	18%	2%	8%	4%	5%	4%

* Alle værdier afrundet til to decimaler

Figur 7 viser sammensætningen af PFCA i spyt-simulanten fra de tre materialeprøver (F1, F3 og F15), der havde det højeste indhold af PFCA (bemærk, at migrationen fra F7 er højere end migrationen fra F15). En sammenligning med sammensætningen af PFCA i tekstilprøverne, som fremgår af figur 6, viser en forskydning i spyt-simulanten mod de kortere-kædede PFCA. De fire PFCA med de længste kæder var alle under eller tæt på detektionsgrænsen i spyt-simulanten, mens indholdsanalyserne (figur 6) viste, at koncentrationen af disse stoffer i materialerne generelt var højere end koncentrationen af de kortkædede PFCA (kortere en PFOA).

Sammenligning med tidligere undersøgelser

Der er ikke fundet eksempler i litteraturen på analyser af migration af PFAS til spyt fra tekstiler. Det er dermed ikke muligt at diskutere resultaterne i relation til tidligere undersøgelser.



FIGUR 7
SAMMENSETNINGEN AF PERFLUORALKYLCARBOXYLSYRERNE (PFCA) I SPYTSIMULANT FRA DE TRE PRØVER MED DE HØJESTE INDHOLD AF PFCA.

5.2.4 PFAS i vaskevand

De 8 produkter, som var udvalgt til migrationstest, blev også testet for afgivelse af PFAS til vaskevand. Resultaterne fremgår af tabel 10. Resultaterne er meget lig resultaterne for migration til spytsimulant. Sammensætningen af PFAS i vaskevandet er således væsentligt anderledes end sammensætningen i materialerne, og lige som det ses for migration til spytsimulant, var sammensætningen domineret af syrerne. I vaskevandet udgjorde FTOH dog en lidt større andel sammenlignet med spytsimulanten, men indholdet af FTOH i vaskevandet var dog stadig relativt lavt i betragtning af deres høje indhold i materialerne. Som gennemsnit for alle PFAS svarede mængden i vaskevandet til ca. 1,0 % (standardfejl: 0,9 %) af indholdet i materialerne. For PFCA var afgivelsesraten signifikant højere. Mængden, der blev afgivet til vaskevandet, svarede i gennemsnit til 12,2 % (standardfejl: 5,0 %) af indholdet i materialerne. For PFOA var andelen endnu højere, omend forskellen ikke er signifikant, idet mængden i vaskevandet svarede til 13,7 % (standardfejl: 5,5 %) af materialernes indhold. Som det fremgår af værdierne for standardfejl (som udtrykker usikkerheden på middelværdien), var der i vasketestene betydeligt større variation på de fundne afgivelsesrater.

Overordnet set er der ikke markante forskelle mellem afgivelsen til spyt og vaskevand, og der er ikke noget der tyder på, at tilstedeværelsen af vaskemiddel har påvirket afgivelsesmønstret markant.

TABEL 10
AFGIVELSE AF PFAS TIL VASKEVAND.

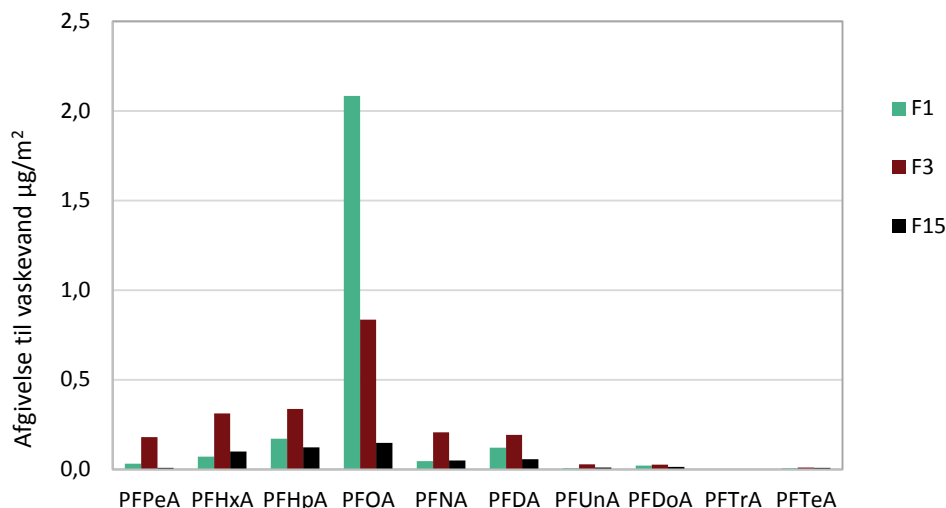
Nr	Mængde afgivet til vaskevand, µg/m² tekstil *							
	F1	F3	F7	F9	F10	F15	F20	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell-dragt	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Luffer	Luffer
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)								
PFBS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFPeS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFHxS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFHpS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFOS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFDS	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg

	Mængde afgivet til vaskevand, µg/m ² tekstil *							
Nr	F1	F3	F7	F9	F10	F15	F20	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell-dragt	Kørepose	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Luffer	Luffer
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)								
FOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
MeFOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg
EtFOSA	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
MeFOSE	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
EtFOSE	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	<dg	<dg	<dg	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)								
PFPA	0,03	0,18	0,04	0,02	0,00	0,01	0,01	<dg
PFHxA	0,07	0,31	0,07	0,01	0,04	0,10	0,00	0,03
PFHpA	0,17	0,34	0,08	0,01	0,08	0,12	0,00	0,02
PFOA	2,08	0,84	0,46	0,03	0,24	0,15	0,00	0,14
PFNA	0,05	0,21	0,08	0,06	0,01	0,05	0,00	0,01
PFDA	0,12	0,19	0,24	0,00	0,06	0,06	<dg	0,04
PFUnDA	0,01	0,03	0,02	0,01	0,00	0,01	<dg	0,00
PFDODA	0,02	0,03	0,07	0,00	0,01	0,01	<dg	0,01
PFTTrDA	<dg	<dg	0,01	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
PFTeDA	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	<dg	0,00
Sum	2,56	2,13	1,09	0,13	0,44	0,52	0,02	0,25
Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA)								
6:2 FTCA	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8:2 FTCA	0,03	0,02	0,42	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01
10:2 FTCA	<dg	<dg	0,44	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
Sum	0,03	0,02	0,87	0,02	0,01	0,01	0,00	0,02
Fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC)								
8:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
10:2 FTMAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
4:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTAC	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
8:2 FTAC	0,00	0,01	0,00	<dg	0,00	<dg	0,00	0,00
10:2 FTAC	0,00	0,00	0,00	<dg	0,00	<dg	<dg	<dg
Sum	0,00	0,01	0,00	<dg	0,01	<dg	0,00	0,00
Fluortelomeralkoholer (FTOH)								
4:2 FTOH	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTOH	0,01	0,03	<dg	<dg	0,00	<dg	0,01	0,03
8:2 FTOH	0,01	0,71	1,01	0,33	0,04	0,27	0,06	0,21
10:2 FTOH	0,10	0,13	0,10	0,06	0,01	0,11	0,02	0,05
Sum	0,12	0,87	1,11	0,39	0,06	0,38	0,09	0,29

	Mængde afgivet til vaskevand, µg/m ² tekstil *							
Nr	F1	F3	F7	F9	F10	F15	F20	F22
Produkt navn	Flyverdragt	Softshell- dragt	Kørepøse	Regnjakke	Regnsæt	Flyverdragt	Luffer	Luffer
Fluortelomersulfonater (FTSA)								
4:2 FTSA	<dg	<dg	0,03	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg
6:2 FTSA	<dg	<dg	0,39	0,00	<dg	<dg	<dg	0,00
8:2 FTSA	0,01	0,00	12,21	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01
Sum	0,01	0,00	12,64	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01
Sum PFAS	2,73	3,03	15,71	0,56	0,52	0,91	0,12	0,56
Indhold PFAS i produkt	100,69	85,24	214,11	279,74	127,93	68,83	406,59	100,69
% af PFAS indhold i produkt	2,7%	3,6%	7,3%	0,2%	0,4%	1,3%	0,0%	0,5%
Indhold PFCA i produkt	45,30	44,88	2,67	5,48	1,54	8,48	0,28	45,30
% af PFCA indhold i produkt	6%	5%	41%	2%	28%	6%	7%	3%

* Alle værdier afrundet til to decimaler

Figur 8 viser sammensætningen af PFCA i vaskevandet fra de tre materialeprøver (F1, F3 og F15), der havde de højeste indhold af PFCA. En sammenligning med sammensætningen af PFCA i materialeprøverne, som fremgår af figur 6, viser en forskydning i vaskevandet mod de kortere-kædede PFCA. Det er det samme mønster, som ses for sammensætningen i spytsimulanten i figur 7. De fire PFCA med de længste kæder var alle under eller tæt på detektionsgrænsen i vaskevandet og i spytsimulanten, mens indholdsanalyserne (figur 6) viste, at koncentrationen af disse stoffer i materialerne generelt var højere end koncentrationen af de kortkædede PFCA (kortere en PFOA).



FIGUR 8
SAMMENSÆTNINGEN AF PERFLUORALKYLCARBOXYLSYRERNE (PFCA) I VASKEVANDET FRA DE TRE PRØVER MED DE HØJESTE INDHOLD AF PFCA.

Sammenligning med tidligere undersøgelser

Resultaterne af nærværende undersøgelse er meget forskellige fra tidligere undersøgelser, idet der er fundet væsentligt højere afgivelsesrater i tidligere undersøgelser.

Tysk undersøgelse fra 2014 - Knepper *et al.* (2014) undersøgte afgivelsen af 11 PFCA til vaskevand fra fire jakker i en vaskemaskine. Undersøgelsen omfattede ikke målinger af FTOH. Der blev ved vasken ikke benyttet vaskemiddel, fordi indholdet af overfladeaktive stoffer interfererede med analyserne. Ved testen blev fire jakker vasket samtidig. To af jakkerne indeholdt Gore-tex® membraner. Det angives i rapporten, at der blev foretaget tests med brug af vaskemidler, men at dette resulterede i genfindingsgrader på mindre end 5 % af de tilsatte PFAS. Følgende PFCA kunne ikke findes i koncentrationer over detektionsgrænsen: PFBA, PFPeA, PFHpA, PFDaA, og PFTrDA. Resultaterne for de øvrige PFCA er vist i nedenstående tabel 11.

Der blev i denne tyske undersøgelse samlet for to vaskerunder afgivet mere end dobbelt så meget PFHxA og PFOA, som der var blevet ekstraheret med solvent. For PFNA og PFDA var den samlede afgivelse i samme størrelse som ekstraheret med solvent, og for PFUnDA og PFTrDA var det noget mindre mængde. Der sås en omvendt korrelation mellem afgivelsesraterne udtrykt i procent og længden af kulstofkæderne. Samme resultat er fundet i nærværende undersøgelse. De høje rater kan muligvis skyldes mekanisk slid, men da der kun er foretaget meget få målinger, skal resultaterne kunne repliceres i andre undersøgelser før der kan drages sikre konklusioner.

Gentagen vask resulterede i den tyske undersøgelse i afgivelsesrater på næsten halvdelen af afgivelsesraterne ved første vask. Resultaterne kan tyde på, at der i løbet af tøjets samlede levetid vil kunne frigives en mængde til vaskevand, der er mange gange større end det ekstraherbare indhold i tøj.

TABEL 11

AFGIVELSE AF PERFLUORALKYLCARBOXYLSYRER (PFCA) TIL VASKEVAND (KNEPPER *ET AL.* 2014). RESULTATER AF SAMTIDIG VASK AF FIRE JAKKER, HVORAF TO INDEHOLDT GORE-TEX® MEMBRAN.

	Afgivelse i % af ekstraherbart indhold			
	Forsøg 1A *	Forsøg 1B *	Forsøg 2A **	Sum af 1A og 2A
PFHxA	155	151	60	216
PFOA	197	178	39	235
PFNA	96	67	35	131
PFDA	99	85	21	119
PFUnDA	13	11	22	35
PFTTrDA	0	0	77	77

* 1. vask i ikke-angivet tid i vaskemaskine ved 30 °C uden brug af vaskemiddel.

** 2. vask - gentagelse af 1. vask

Tysk undersøgelse fra 2013 - I en anden tysk undersøgelse fandt Bringewatt *et al.* (2013), at PFAS i vaskevand fra vask af tøj med PFAS-baserede imprægneringsmidler i en vaskemaskine varierede fra <0,003 til 10 µg/L. Det er ikke angivet, om der er anvendt vaskemidler og ikke angivet, i hvilken grad tøjet har Gore-tex® membraner. Resultaterne er udelukkende præsenteret i figurer, som er vanskelige at aflæse. Koncentrationerne i materialerne er desuden ikke angivet. Den højeste værdi, var værdien for PFHpA, hvor der i en enkelt prøve blev fundet en afgivelse per vask på 188 µg/kg tekstil. Den højeste fundne afgivelse af PFOA var ca. 100 µg/kg tekstil, og fra en del af prøverne var afgivelsen af 8:2 FTOH i intervallet 20-80 µg/kg tekstil. Koncentrationerne af PFAA (PFCA og PFSA) aftog med antal vaske, men dette var ikke tilfældet med 8:2 FTOH, som tilsyneladende kan nydannes ved fraspaltning fra sidekæderne. Dette bekræftedes af, at emissionen til luft af FTOH var af samme størrelse før og efter vask. De højeste værdier fundet i nærværende undersøgelse for henholdsvis PFCA og FTOH var 12,2 µg PFOA pr. kg tekstil afgivet fra prøve F1 og 8,4 µg 8:2 FTOH pr. kg tekstil afgivet fra prøve F7 (bemærk at enheden her er µg/kg tekstil, hvor tabellerne viser µg/m²).

Diskussion i relation til resultater af nærværende undersøgelse - Ingen af de to tyske undersøgelser omfatter migration til spyt, så det er ikke muligt at vurdere, om denne også ville være højere end fundet i nærværende undersøgelse. De to tyske undersøgelser finder rater for afgivelse til vaskevand, som er i størrelsen 5-20 gange højere end raterne fundet i nærværende undersøgelse. En del af forklaringen på forskellene kunne være, at den simulerede vasketest anvendt i nærværende undersøgelse ikke i tilstrækkelig grad efterligner den mekaniske påvirkning af overfladen, som foregår i en vaskemaskine, og den simulerede test i mindre grad "slider" stofferne af overfladen.

En anden forklaring kan være vanskeligheder med analyserne. Knepper *et al.* (2014) angiver således, at tests viser, at genfindingsraterne er mindre end 5 %, når der benyttes vaskemidler. I nærværende undersøgelse er der imidlertid fundet genfindingsrater (afsnit 5.1.4) på omkring 100% i vaskevand med vaskemiddel, så lave genfindingsrater kan ikke forklare forskellene.

En forskel mellem forsøgsbetingelserne er, at halvdelen af jakkerne i den tyske undersøgelse (Knepper *et al.*, 2014), indeholder Gore-tex® membraner, mens ingen af prøverne i nærværende undersøgelse indeholder Gore-tex®. Da alle jakkerne i den tyske undersøgelse vaskes sammen, fremgår det ikke, om der er en særlig høj afgivelse af PFAS ved vask af jakker med Gore-tex®. I hvilken grad, dette kan forklare forskellene, kan kun afgøres ved forsøg, hvor man vasker tekstiler med og uden Gore-tex® membraner separat.

5.3 Samlet diskussion af analyseresultater i relation til miljø- og sundhedsvurdering

Human eksponering via spyt

Resultaterne af migrationstest viste, at det især er syrerne, som afgives til spyt. Den højeste målte rate for summen af alle PFAS var 2,87 µg/m² tekstil. Heraf udgjorde PFOA 1,46 µg/m², de øvrige PFCA udgjorde 1,22 µg/m², 8:2 FTOH udgjorde 0,15 µg/m², mens alle øvrige PFAS udgjorde 0,05 µg/m². Samlet for alle prøver optrådte PFOA i de højeste koncentrationer i spytsimulanten, og sundhedsvurderingen vil derfor tage udgangspunkt i eksponeringen for dette stof. For et "worst case" estimat vil det i første omgang antages, at effekterne af de øvrige PFAS svarer til effekterne af PFOA, så der kan regnes med den samlede afgivelse af alle PFAS.

Miljøeksponering via vaskevand

Ligesom det er tilfældet med afgivelse til spyt, var det i høj grad syrerne, som blev afgivet til vaskevand. Der blev fundet meget varierende afgivelsesrater i denne og tidligere tyske undersøgelser, men de foreliggende oplysninger indikerer, at afgivelsen af PFAS til vaskevand i løbet af produktens samlede liv kan være flere gange større end det ekstraherbare indhold. PFOA er den dominerende PFAS i vaskevandet, og miljøvurderingen vil derfor tage udgangspunkt i udledningen af dette stof. For et "worst case" estimat vil det i første omgang antages, at effekterne af de øvrige PFAS svarer til effekterne af PFOA, så der kan regnes med den samlede afgivelse af alle PFAS.

6. Sundhedsvurdering

6.1 Introduktion

Den sundhedsmæssige vurdering omfatter, efter en indledende introduktion til stofferne, en gennemgang af sundhedseffekter af de forskellige PFAS. Gennemgangen omfatter dels en beskrivelse af den foreliggende viden om effekterne af PFAS fra befolkningsundersøgelser, dels en beskrivelse af resultater af eksperimentelle undersøgelser. Der findes begrænset viden om mange af stofferne, og gennemgangen tjener derfor også som grundlag for de forenklinger, der foretages i den sundhedsmæssige risikovurdering, hvor der tages udgangspunkt i det afledte nul-effektniveau (DNEL) for et enkelt af stofferne, PFOA.

Efter gennemgangen af effekter gennemgås kort viden om eksponering af børn for PFAS. Gennemgangen danner grundlag for en senere sammenligning mellem eksponeringen af børn for PFAS frigivet fra børnetøj og eksponering for PFAS fra andre kilder.

I den sundhedsmæssige risikovurdering opstilles "realistiske worst case scenarier" for eksponering af børn, og det beregnes, hvor store mængder børnene eksponeres for og den potentielle daglige optagelse via de forskellige eksponeringsveje. Eksponeringsvurderingen er foretaget for relevante eksponeringsveje baseret på retningslinjerne i REACH-vejledningen, "Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Chapter R.15 - Consumer exposure estimation" (ECHA, 2012a).

På basis af den gennemgåede litteratur opstilles et afledt nul-effekt niveau (Derived No-Effect Level, DNEL). I mangel af data for de fleste af stofferne, og begrundet i at PFOA og dets precursor 8:2 FTOH udgør en stor del af PFAS i tekstilerne, anvendes en DNEL for PFOA, som er beregnet ud fra humane undersøgelser og bloddata.

Risikovurderingen foretages ved at sammenligne den beregnede udsættelse (interne dosis) med denne DNEL værdi og beregne en risikokarakteriseringsratio (RCR, Risk Characterisation Ratio).

6.2 Gruppering af PFAS

Stofferne omtales i det følgende hovedsageligt med forkortelser. En liste over forkortelser, fulde stofnavne og CAS numre fremgår af bilag 1.

Det er meget almindeligt i relation til sundheds- og miljøvurderinger at gruppere polyfluoralkylstoffer (PFAS) i følgende grupper (Buck *et al.*, 2011):

1. PFSA: Perfluoralkansulfonsyrer og deres salte, perfluoralkylsulfonater. Stofferne er mindre flygtige og mere vandopløselige stoffer end deres precursors. Et velkendt stof fra denne gruppe er PFOS.
2. Precursors til PFSA er ofte sulfonamider af forskellig slags (FASA, FASE, etc.), men kan også være udgangsstoffet POSF. Alle disse kan i flere trin og med tiden nedbrydes til PFSA.
3. PFCA: Perfluoralkylcarboxylsyrer og deres salte, perfluoralkanoater. Stofferne er mindre flygtige og mere vandopløselige stoffer end deres precursors. Et velkendt stof fra denne gruppe er PFOA.

4. Precursors til PFCA er ofte fluortelomeralkoholer (FTOH) af forskellig længde, men kan også være fluortelomercarboxylater (FTCA), fluortelomersulfonater (FTSA) og fluortelomerphosphater (FTP) samt udgangsstoffer så som fluortelomeriodider og fluortelomeral-kener. Alle disse telomere kan i flere trin med tiden nedbrydes til PFCA.

Gruppe 1 og 3 (PFSA og PFCA) betegnes samlet perfluoralkylsyre (PFAA), mens gruppe 2 og 4 samlet kan betegnes som precursors. Som det ses af resultaterne i Kapitel 5 er det i særlig grad PFCA og deres precursors, fluortelomerene, der forekommer i tekstilerne.

Ved en sundhedsvurdering er forskelle i fluorstofferne egenskaber mere knyttet til længden af perfluoralkylkæden (C_nF_{2n+1} - eller $F(CF_2)_n$ -) end til den funktionelle gruppe. Stoffer med en perfluoralkylkæde af syv til otte kulstofatomer (C_{7-8} , f.eks. PFHxS, PFOA, PFOS og PFNA) har den laveste overfladespænding, den største negative påvirkning af cellemembraner, den største bioakkumulering, og den længste halveringstid i organismen. De er desuden de toksikologisk bedst undersøgte, og er tilsyneladende mere sundhedsskadelige end de kortere-kædede. Hvis perfluoralkylkæden er kortere end seks kulstofatomer, er stofferne fortsat persistente, men bioakkumuleringen i organismer i naturen og i mennesker er meget mindre. Perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) med længere kulstofkæder minder mere om fedtsyrer, og kan påvirke fedtstofskiftet, og er ofte mere skadelige.

I mange undersøgelser aggregeres de fundne koncentrationer af alle FTOH eller PFCA i et samlet tal (som også fremgår af tabellerne med resultaterne angivet i tabel 8). Det kan være med til at give et overblik og sammenligne indholdet af PFAS i forskellige produkter, men disse summer har ingen relevans ved en sundheds- og miljømæssig vurdering, da det enkelte stofs egenskaber som nævnt afhænger af perfluoralkylkædens længde og stoffets omsætning til perfluoralkylsyre (PFAA).

6.3 Sundhedseffekter

Sundhedseffekter af PFAS er beskrevet i en nylig og grundig oversigtsartikel af Stahl *et al.* (2011), som bl.a. har dannet udgangspunkt for beskrivelsen i følgende afsnit.

6.3.1 Harmoniseret klassificering

Det er kun PFOS og PFOS-derivater, som har en harmoniseret klassificering i henhold til CLP-forordningen. Klassificeringen er angivet i nedenstående tabel.

TABEL 12
HARMONISERET KLASIFICERING I HENHOLD TIL CLP-FORORDNINGEN (EC) NR 1272/2008.

Index nr.	International kemisk identifikation *1	CAS nr.	Klassificering	
			Fareklasse og kategorikode(r)	Faresætningskode(r)
607-624-00-8	Perfluorooctane sulfonsyre [1]; potassium perfluorooctane sulfonate [2]; diethanolamine perfluorooctane sulfonate [3]; ammonium perfluorooctane sulfonate [4]; lithium perfluorooctane sulfonate [5]	1763-23-1 [1]	Carc. 2	H351
		2795-39-3 [2]	Repr. 1B	H360D***
		70225-14-8 [3]	STOT RE 1	H372**
		29081-56-9 [4]	Acute Tox. 4 *	H332
		29457-72-5 [5]	Acute Tox. 4 *	H302
		Lact.	H362	
		Aquatic Chronic 2	H411	

*1 Alle stoffer er C_8 PFAS. Der henvises til CLP forordning (Forordning (EF) 1272/2008) for nærmere forklaring af *, ** og ***, som vedrører oversættelsen fra direktiv 67/548 / EØF til CLP-forordningen for de angivne fareklasser.

6.3.2 Befolkningsundersøgelser

Da befolkninger er udsat for forskellige blandinger af PFAS, er det vanskeligt at fastslå eventuelle sundhedseffekter af de enkelte PFAS ud fra befolkningsundersøgelser, men befolkningsundersøgelser har vist positive sammenhænge mellem niveauer af visse perfluoralkylsyrer (PFAA) i blodet og forskellige sygdomsudfald og sygdomsrelaterede parametre. Disse sammenhænge er især vist for PFOS og PFOA, som oftest forekommer i de største koncentrationer i blodet.

Effekter på fedtstofskiftet og mere kolesterol i blodet

Eksponering for de fleste PFAS påvirker fedtstofskiftet i forsøgsdyr. I befolkningsundersøgelser er lignende effekter konstateret hos mennesker.

I en oversigtsartikel af Steenland *et al.* (2010a) blev der rapporteret en positiv sammenhæng mellem PFOA og kolesterol og andre fedtstoffer i blodet i adskillige undersøgelser fra arbejdsmiljøet og af særligt eksponerede befolkninger.

På samme måde var der i en anden undersøgelse en klar sammenhæng mellem PFOS og øget totalcholesterol samt low-density-lipoproteiner (LDL) og high-density-lipoproteiner (HDL) (Gallo *et al.*, 2012). Denne undersøgelse fandt desuden en positiv association mellem PFOS og PFOA i blodet og blodets indhold af alanintransferase (ALT), der er et tegn på begyndende leverskade.

I en undersøgelse, baseret på data fra den store 2003-2004 National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) i USA, blev der ligeledes konstateret en positiv sammenhæng mellem total kolesterol og koncentrationen af PFOS (gennemsnit 25 ng/mL), PFOA (gen. 4.6 ng/mL) og især PFNA (gen. 1.3 ng/mL) i blodserum (Nelson *et al.*, 2010).

En canadisk undersøgelse fandt en signifikant association mellem en meget høj blodkoncentration af PFHxS (GM: 2.18 mg/L) og total-cholesterol, LDL, total-cholesterol/HDL ratio og ikke-HDL kolesterol, så vel som øget risiko for et forhøjet kolesterol-tal (Fisher *et al.*, 2013).

En dansk undersøgelse fandt en positiv sammenhæng mellem plasma PFOA og PFOS og totalcholesterol i 753 individer af en dansk midaldrende befolkning udtaget fra en større kohorte (Eriksen *et al.*, 2013).

I et norsk moder-barn kohorte studie fra 2003-2004 var der en klar sammenhæng mellem blodkoncentrationen af syv PFAS og HDL-cholesterol i blodet. Det var især gældende for PFOS med en gennemsnitskoncentration på 13 ng/mL (Starling *et al.*, 2014).

Overvægt

Mange undersøgelser har vist, at PFOS, PFOA og andre PFAS, kan overføres fra gravide kvinder til fosteret (bl.a. Fei *et al.*, 2007; Gützkow *et al.*, 2012; Vedsted *et al.*, 2013). Det er også vist, at tidlig udsættelse for PFAS kan resultere i overvægt senere i livet. I en undersøgelse med 665 gravide danske kvinder blev der således fundet en positiv sammenhæng mellem deres PFOA koncentrationer i blodserum og overvægt/fedme blandt deres døtre, når disse bliver 20-år (Halldorsson *et al.*, 2012).

Modermælk

Overførsel til modermælk af PFAS er begrænset, og koncentrationer i brystmælk er kun få procent af koncentrationen af samme stoffer i moderens blod (Fromme *et al.*, 2010). Der er publiceret en undersøgelse, der tyder på, at der kan være en sammenhæng mellem koncentrationer af PFOS og PFOA i moderens blod og en forkortelse af ammeperioden for kvinder, der tidligere har født børn (Fei *et al.*, 2010).

Effekt på fødselsvægt

En analyse af data hentet fra den danske fødsels kohorte, som består af mere end 90.000 gravide danske kvinder i perioden fra marts 1997 til november 2002 konstaterede, at jo højere mødrenes blodplasmakonzentration af PFOA var, des mindre var fødselsvægten. Denne sammenhæng blev dog ikke konstateret for PFOS (Fei *et al.*, 2007). I en opfølgende undersøgelse fandt man en sammenhæng mellem mødrenes PFOA niveauer i den tidlige graviditet og lavere højde for de nyfødte og kortere maveomkreds. For hver forøgelse af PFOA koncentrationen med 1 ng/mL, svandt fødselslængden med 0,069 cm og maveomkredsen mindskedes med 0,059 cm (Fei *et al.*, 2008).

Der foreligger undersøgelser fra udenlandske kohorter, som både bekræfter og afkræfter denne sammenhæng mellem PFAS niveauer i mødrenes blod og barnets fødselsvægt og fødselslængde (Maisonet *et al.*, 2012; Savitz *et al.*, 2012ab).

Effekt på kvinders frugtbarhed

En analyse af data fra 1.400 gravide kvinder hentet fra den danske fødselskohorte afslørede en sammenhæng mellem den tid det tog en kvinde at blive gravid og koncentrationer af PFOA og PFOS i hendes blod. Dette tyder på, at PFAS kan mindske kvinders frugtbarhed (Fei *et al.*, 2009; 2012). Dette blev dog ikke bekræftet i en senere mindre undersøgelse af 222 danske par (Vestergaard *et al.*, 2012). I en norsk kohorteundersøgelse (Whitworth *et al.*, 2012) fandt man samme sammenhæng som Fei *et al.* men kun for kvinder, der havde født tidligere (parous).

Der er påvist en signifikant sammenhæng mellem serum PFOA og PFNA koncentrationer og sygdommen endometriose, som blandt andet mindsker frugtbarheden (Louis *et al.*, 2012).

I en undersøgelse fra USA havde kvinder med høje niveauer af PFAS i blodet en tidligere indtræden af overgangsalderen end kvinder med de laveste koncentrationer - alle forhold taget i betragtning (Taylor *et al.*, 2014).

Effekt på mænds frugtbarhed - Nedsat sædkvalitet

En undersøgelse af 105 unge danske mænd på session viste, at de med de højeste koncentrationer af PFAS i blodet havde nedsat sædkvalitet med færre normale sædceller (Joensen *et al.*, 2009). Lignende resultater er fundet i undersøgelser af amerikanere og grønlændere (Raymer *et al.*, 2011; Toft *et al.*, 2012).

I et område i USA (Mid-Ohio-Valley), hvor drikkevandet var blevet forurenet med PFOA fra en fabrik, der fremstillede fluorpolymere, blev det vist, at børn med de højeste PFOS/PFOA koncentrationer i blodet havde en 3-6 måneders forsinket indtræden af puberteten (Lopez-Espinosa *et al.*, 2011).

Effekt på insulinniveau

En undersøgelse af genekspressionsprofiler fra norske kvinder i overgangsalderen viste en klar effekt af PFOA på fedtstofskiftet og på funktionen af insulin (Rylander *et al.*, 2011).

Effekt på skjoldbruskkirtlen thyroidea

Data fra NHANES' 1999-2006 undersøgelser, som omfattede næsten 4.000 personer, viste at der var en sammenhæng mellem høje serumkoncentrationer af PFOS (>36,8 ng/mL) og PFOA (>5,7 ng/mL) og sygdomme i skjoldbruskkirtlen blandt den amerikanske befolkning (Melzer *et al.*, 2010).

Data fra NHANES' 2007-2008 undersøgelser er blevet brugt til at vurdere effekten af PFOS, PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS, og 2-(*N*-methyl-perfluorooctansulfonamido) eddikesyre (CAS 2355-31-9) på seks indikatorer for kirtlens funktion; koncentrationen af triiodothyronin voksede med PFOA i blodserum, og thyroxin koncentrationen voksede med PFHxS koncentrationen (Jain, 2013).

Effekter på immunsystemet

En undersøgelse af 5- til 7-årige børn på Færøerne viste en sammenhæng mellem PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA og PFDA i blod serum og mindre antistofrespons efter vaccinationer og medførte derfor forringet langtidsbeskyttelse mod difteri og stivkrampe (Grandjean *et al.*, 2012).

En undersøgelse fra Taiwan viste signifikant højere PFAS serum koncentrationer i børn med astma sammenlignet med børn uden astma (Dong *et al.*, 2013). I en helt ny undersøgelse fra USA blev der konstateret en sammenhæng mellem PFOA og astma hos 12-19-årige (Humblet *et al.*, 2014). Denne sammenhæng blev dog ikke fundet for de øvrige analyserede PFAA (PFOS, PFNA og PFHxS).

Hyperaktive børn

Data fra NHANES' 1999-2004-undersøgelse og C₈-sundhedsprojektet i USA viste en positiv association mellem koncentrationen af PFAS i blodet og hyperaktivitet hos børn (ADHD) (Hoffman *et al.*, 2010). I en senere undersøgelse blev der påvist en sammenhæng mellem ADHD og PFHxS i blodet (Stein and Savitz, 2011). Desuden blev der konstateret en sammenhæng mellem høje koncentrationer af PFOS, PFNA, PFDA, PFHxS og PFOSA (men ikke PFOA) i børnenes blod og signifikant øget impulsivitet (Gump *et al.*, 2011). I denne undersøgelse var PFHxS den anden mest forekommende PFAS i blodet med en middel blodkoncentration på omkring 6 ng/mL. Middelkoncentrationen af PFOS var omkring 10 ng/mL, og middelkoncentrationen af PFOA var omkring 3 ng/mL.

Urinsyre

Tre større undersøgelser har påvist en positiv sammenhæng mellem PFOA og urinsyre i blodet. Urinsyre er et naturligt produkt af purin-stofskiftet. I en undersøgelse af en voksen befolkning med en høj miljøudsættelse for PFOA, sås der for både PFOA- og PFOS en signifikant positiv sammenhæng med urinsyre i blodet – særligt for PFOA (Steenland *et al.*, 2010b).

Kronisk nyresygdom

Kroniske nyresygdomme er et stigende sundhedsproblem både i USA og i andre lande (Coresh *et al.*, 2011). Da det er velkendt, at nyrerne er et vigtigt målorgan for PFAS, blev sammenhængen mellem serum koncentrationer af PFOS og PFOA og kronisk nyresygdom undersøgt i en undersøgelse af 1999-2008 NHANES data fra 4.500 personer. For de eksponerede fandt man en signifikant sammenhæng mellem PFOS og PFOA og kronisk nyresygdom, korrigeret for kendte confounders (Shankar *et al.*, 2011).

Øget kræft risiko?

Undersøgelser fra arbejdsmiljøet tyder på en potentiel kræft risiko ved arbejde med PFAS stoffer. Arbejdere beskæftiget med fremstilling af PFOSF, som er udsat for dette udgangsstof til fremstilling af PFOS, havde således en overdødelighed af lever- og blærekræft (Alexander *et al.*, 2003).

En undersøgelse af arbejdere ved en fluoropolymer fabrik i USA viste, at de havde en forøget risiko for nyrekræft med en statistisk signifikant eksponerings-effekt sammenhæng (Steenland *et al.*, 2012). De mest udsatte beboere i nærheden af fabrikken havde ligeledes en fordobling af risikoen for nyrekræft (Viera *et al.*, 2013) samt en tredobling af risikoen for testikelkræft (Barry *et al.*, 2013).

I en dansk kohorteundersøgelse af omkring 57.000 raske personer i alderen 50-65 år udvalgt i 1993-1997 og fulgt indtil juli 2006, fandt man ingen signifikant øget kræftforekomst fra udsættelse for PFOS og PFOA, men for PFOS blev en mindre øget risiko for prostatakræft konstateret for de 3 højeste kvartiler i forhold til den laveste (Eriksen *et al.*, 2009). Da der er tale om udsættelse for lave baggrunds niveauer i befolkningen, vil det under alle omstændigheder være vanskeligt at konstatere effekter.

På Grønland, hvor brystkræft har været kraftigt stigende de senere år, er der blevet lavet en case-control undersøgelse, hvor blodserum koncentrationer af forskellige miljøforureninger inkl. PFOS,

PFHxS, PFOA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA og PFTrDA blev målt og sammenlignet mellem brystkræftpatienter og en kontrolgruppe (Bonefeld-Jørgensen *et al.*, 2011). Brystkræftpatienter havde signifikant højere koncentrationer af PFOS med en median på 45 ng/mL i forhold til 21.9 ng/mL i kontroller. Ligeledes var medianen af summen af PFCA højere i patienter (8.0 ng/mL) end i kontroller (5.2 ng/mL).

En ny undersøgelse fra Sverige viste, at 200 ældre mænd med prostatakræft havde højere koncentration af 6 forskellige PFAS i blodet end de 186 kontroller; forskellen var imidlertid ikke statistisk signifikant (Hardell *et al.*, 2014).

I juni 2014 har en IARC ekspertgruppe vurderet den kræftfremkaldende effekt af PFOA (Benbrahim-Tallaa *et al.*, 2014). På basis af begrænset evidens i mennesker for at PFOA fremkalder kræft i nyrer og testikler samt begrænset evidens fra undersøgelser med forsøgsdyr, klassificerede arbejdsgruppen PFOA som mulig kræftfremkaldende i mennesker (Gruppe 2B). Gruppen vurderede desuden, at der manglede viden om virkningsmekanismen for stoffets effekt.

6.3.3 Eksperimentelle undersøgelser

Som det fremgår af LOUS Rapporten (Lassen *et al.*, 2013)⁵ vedrører langt de fleste eksperimentelle undersøgelser PFOS og PFOA, men der fremkommer efterhånden flere og flere data, som vedrører FTOH og de kort- og langkædede perfluoralkylsyre (PFAA).

Optagelse, omdannelse, fordeling, halveringstider og udskillelse

Det er kendt fra dyreforsøg, at undersøgte polyfluoralkylstoffer (PFAS) optages næsten fuldstændigt i mave-tarmkanalen efter oral udsættelse og i lungerne ved indånding, mens stofferne i ringe grad optages gennem huden. I et *in vitro* studie trængte 2 % af påført ammonium-PFOA (APFO) igennem rottehud i løbet af 48 timer (Fasano *et al.*, 2005). Optagelsen gennem menneskehud var 0.05% og dermed 34 gange langsommere. For 8:2 FTOH var hudoptagelsen < 1 % efter 6 timers eksponering af rotter (Fasano *et al.*, 2006).

Perfluoralkylsyre (PFAA) anses for inerte og ikke-omsættelige i kroppen, da de stærke C-F bindinger udelukker en normal metabolisme. Enhver PFAA precursor vil ultimativt blive omdannet til PFAA. Dette gælder blandt andet for fluortelomere. Således omdannes 8:2 FTOH i flere trin via bl.a. 2H,2H-perfluordecansyre til PFOA og i mindre grad PFNA (Martin *et al.*, 2005).

PFAA har en lav affinitet til fedtstoffer, og er i blodet næsten fuldstændigt bundet til serumalbumin. Bindingsaffinitet og bindingssted i albumin afhænger af dyreart og det specifikke PFAS-stof (Bischel *et al.*, 2011).

PFAA er mest associeret til cellemembranoverflader. PFAA kan dermed pga. af sine overfladeaktive egenskaber ændre membranernes struktur, egenskaber og funktion (Jones *et al.*, 2003). Cellemembranen bliver "flydende", calciumkanalerne udvides og gennemtrængeligheden bliver større, så f.eks. calciumkoncentrationen inde i cellerne bliver større. PFOS er den mest potente membranforstyrrelse *in vitro*, men PFHxS er også aktiv (Liao *et al.*, 2009).

Skønt perfluoralkansulfonsyre (PFSA) og perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) tilsyneladende er nært struktur-mæssigt beslægtet, har de forskellige biologiske effekter *in vitro* og *in vivo*. PFOS er generelt mere toksisk og akkumulerende end PFOA. Toksiciteten vokser generelt med længden af perfluoralkylkæden, og der akkumuleres med stigende kædelængde mere af stoffet i leveren, som er det primære målorgan (Kudo *et al.*, 2001).

⁵ Når specifikke referencer ikke er anført henvises til denne rapport.

Den primære udskillelse af PFAA i forsøgsdyr sker gennem nyrerne med urinen. Transport via membran-transport-proteiner og re-absorption i nyrerne synes at være den fundamentale mekanisme ansvarlig for, at PFCA med relativ lang kædelængde har længere halveringstider i rotter (Kudo *et al.*, 2001). Hunner har i disse undersøgelser en mere effektiv kønshormonrelateret udskillelse end hanner pga. af mindre re-absorption, og dette forklarer f.eks., at PFOA er mere toksisk i hanrotter end hunrotter (Han *et al.*, 2011).

Udskillelsen af de upolære fluortelomeralkoholer er anderledes. For 8:2 FTOH blev hovedparten (>70 %) i forsøg med rotter udskilt via fæces enten uomodnet eller konjugeret (Fasano *et al.*, 2006). Mindre end 4 % blev udskilt med urinen, heraf omkring en fjerdedel som PFOA. En uge efter eksponeringen var 4-7 % af dosen stadig til stede i dyrets væv med de højeste koncentrationer i fedt, lever, skjoldbruskkirtel og binyrer.

Halveringstiden af PFAS i blodet afhænger af stoffet, dyrearten og kønnet. Fra blodet fordeles stofferne til diverse organer eller udskilles gennem urinen. I almindelighed er halveringstiden i blodet længere for PFSA end for PFCA, og den er desuden længere med øget kædelængde og kortere i hunner. For rotter og mus er halveringstiden typisk timer eller få dage, i aber lidt længere og i mennesker flere år bl.a. for PFOA, PFOS og PFHxS (Olsen *et al.*, 2007). Halveringstiden er ligeledes dosisafhængig med længere halveringstider for lavere koncentrationer, som mennesker oftest er udsat for (Seals *et al.*, 2011). Årsagen til den særlig lange halveringstid i blodet i mennesker er, at mennesker har den højeste re-absorption (>99 %) i nyrerne (Harada *et al.*, 2005).

Toksikologiske mekanismer

I forsøg med gnavere er leveren - som nævnt ovenfor - målorganet for PFAS og i leveren "imiterer" PFAA analoge ikke-fluorholdige fedtsyrer, så omsætningen af fedstoffer påvirkes. PFAA er ligesom fedtsyrerne bundne til det såkaldte lever-fedtsyre-bindende protein (L-FABP) (Luebker *et al.*, 2002). De fleste PFAA aktiverer den såkaldte "peroxisom proliferator-activated-alfa" receptor (PPAR α). Denne aktivering øges med kædelængden af PFAA indtil C₉, og aktiviteten øges i højere grad af PFCA end PFSA. Aktiviteten vokser i rækkefølgen: PFBS < PFOS < PFHxS < PFBA < PFPeA < PFHxA < PFOA (Wolf *et al.*, 2012).

En typisk effekt, især af PFAA med lange kæder (C₇-C₁₀), er hæmning af cellernes interne kommunikation, som er nødvendig for normal vækst og funktion. Denne hæmning kan føre til forskellige sygdomme bl.a. kræft (Upham *et al.*, 2009).

Metabolismen af mange PFAA, især PFOA og PFOS, kan danne reaktive oxygen forbindelser (ROS) og dermed inducere oxidative DNA skader (Eriksen *et al.*, 2010).

PFAS er hormonforstyrrende og påvirker funktionen af skjoldbruskkirtel hormoner ved at bindes til thyroxins (T₄) plasma transport protein, transthyretin (TTR), og kan dermed nedsætte T₄ koncentrationen i blodet. Bindingen er dog langt svagere end for thyroxin selv. I en *in vitro* test aftog bindingen i rækkefølgen: PFHxS > PFOS/PFOA > PFHxA > PFBS mens PFBA og fluortelomeralkoholer (FTOH) ikke havde nogen effekt (Weiss *et al.*, 2009).

PFAS har i forsøg med rotter en specifik påvirkning af funktionen af neuroner i hippocampus-regionen i hjernen. Blandt sulfonater havde PFOS den største effekt. For perfluoralkylcarboxylsyrer voksede effekten med kædelængden, og PFTeDA havde den kraftigste effekt (Slotkin *et al.*, 2008).

PFOS og stoffer (precursors), som kan nedbrydes til PFOS

PFOS omfatter både perfluorooctansulfonsyre og dens salte (sulfonater). PFOS og mere komplekse stoffer, som kan nedbrydes til PFOS med en perfluoralkylkæde på 8 carbon, har traditionelt været de stoffer, som har givet anledning til størst bekymring. På trods af et omfattende forbud mod produktion og af de fleste tidligere anvendelser, forekommer PFOS stadig ofte i høje koncentrationer i

miljø, dyr og mennesker i forhold til andre PFAS. Stoffer, som EtFOSE, MeFOSE, EtFOSA og MeFOSA, der er precursors til PFOS, kan til en vis grad akkumuleres i organismer, men de nedbrydes hurtigt til PFOS, og har tilsvarende effekter som PFOS. Det samme er tilfældet for sulfonamider med kortere eller længere perfluoralkylkæde.

PFOS som syre og fire salte (CLP Index no. 607-624-00-8) har som nævnt en harmoniseret klassificering som kræftfremkaldende, reproduktionstoksisk og akut giftig i kategori 4.

PFOS er yderst velundersøgt. Den akutte giftighed for voksne rotter er moderat ved oral administration med en LD₅₀ på 250 mg/kg lgv., men PFOS er dog 25 gange mere akut giftigt i nyfødte museunger (Lau *et al.*, 2004). Gentagen eksponering af gnavere og aber fremkalder nedsat kropsvægt og øget levervægt og leverskader. I korttidsforsøg var NOAEL for lever effekter i rotter 5 mg/kg lgv./dag, mens NOAEL for thyroidea hormoneffekter i aber kun var 0,15 mg/kg lgv./dag (Seacat *et al.*, 2002; 2003).

I et to-generations rotteforsøg blev NOAEL for PFOS bestemt til 0,1 mg/kg lgv./ dag (Luebker *et al.*, 2005).

PFOS og dets derivater er ikke mutagene i diverse test systemer, men kan øge genotoksicitet af andre kemikalier, såsom lægemidlet cyclophosphamide (Jernbro *et al.*, 2007).

PFOS og dets precursor EtFOSE fremkalder i dyreforsøg kræft i lever, thyroidea og brystkirtel (Seacat *et al.*, 2003; Thomford *et al.*, 2002).

EFSA har i 2008 fastsat en tolerabel daglig indtagelse af PFOS på 150 ng/kg lgv./dag (EFSA 2008).

Andre perfluoralkylsulfonater og precursors

Blandt de øvrige PFSA er perfluorhexansulfonat (PFHxS) og perfluorbutansulfonat (PFBS) bedst undersøgt.

PFHxS - PFHxS (C₆) har en perfluoralkylkæde på 6 kulstofatomer, og er således 2 led kortere end PFOS. PFHxS er mere giftigt end PFBS. I et 2 generations forsøg med rotter blev fedstofomsætningen påvirket ved daglig oral udsættelse for 0,3 mg/kg lgv. i 42 dage. Leverskader blev konstateret i forældregenerationen efter udsættelse for 3 mg/kg lgv./dag (Butenhoff *et al.*, 2009). I denne undersøgelse var NOAEL 1 mg/kg lgv./dag. Der var ingen observerede skader på afkom ved den laveste anvendte eksponering på 10 mg/kg lgv./dag, som derfor er NOAEL for afkommet. I en anden senere undersøgelse betød udsættelse af musefostre for en enkelt dosis af 9,2 mg K-PFHxS/kg lgv. på dag 10 af graviditeten imidlertid, at musene som voksne fik adfærdsændringer (Viberg *et al.*, 2013).

PFBS - PFBS (C₄) med en perfluoralkylkæde på fire kulstofatomer har en kort halveringstid i blodet i rotter (ca. 4 timer), aber (ca. 90 timer) og ca. 26 dage hos mennesker (Olsen *et al.*, 2009). I mennesker akkumuleres PFBS især i lungerne (Perez *et al.*, 2013).

PFBS er langt mindre giftigt end PFOS, men store doser kan påvirke lever, nyrer og blodparametre ved koncentrationer omkring 50 gange højere end for PFOS (Lau *et al.*, 2007). NOAEL for PFBS som kaliumsalt i et to-generations rotteforsøg blev bestemt til 100 mg/kg lgv./dag for forældregenerationen, hvilket er 1000 gange højere end NOAEL (0,1 mg/kg lgv./dag) for PFOS (Lieder *et al.*, 2009).

PBSF - Perfluorbutansulfonylfluorid (PBSF), som er udgangsmateriale for fremstilling af PFBS, er et syrefluorid, og det er som sådant meget reaktivt. Det er selvklassificeret som hud- og øjenirriterende samt akut giftigt (jf. C&L inventory på ECHA's hjemmeside).

N-Methylperfluorbutansulfonamidoethylacrylat - N-Methylperfluorbutansulfonamidoethylacrylat (C₄-acrylat) er et derivatet af PFBS, som benyttes som industrielt mellemprodukt. Stoffet har en lav akut giftighed, men er øjenirriterende og giver hudallergi. Det har en kort halveringstid i rotter, og metabolitter er ikke undersøgt (Kjølholt *et al.*, 2015).

Perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) og precursors

Den vigtigste af PFCA er PFOA (C₈), som omfatter både perfluoroctansyre og dets salte. I dyreforsøg er målorganet for PFOA leveren, hvor peroxisom proliferation induceres (Kennedy *et al.*, 2004).

Den akutte giftighed er moderat med en oral LD₅₀ på mellem 430 og 1800 mg/kg lgv./dag. Det er dermed mindre akut giftigt end PFOS. Leveren er målorganet og væggtab, leverforstørrelse og ændret fedtstofomsætning ses (Kennedy *et al.*, 2004).

I et 90-dages oralt forsøg med hanrotter blev LOAEL for leverændringer bestemt til 0,3-1 mg PFOA/kg lgv./dag (Loveless *et al.*, 2006), mens NOAEL var 6 mg PFOA /kg lgv./dag for hanrotter og 30 mg PFOA/kg lgv./dag for hunrotter (Butenhoff *et al.*, 2012).

Mange dyreforsøg især med mus har vist, at drægtige hunners udsættelse for PFOA kan skade fostrene (Lau *et al.*, 2003; 2007).

For drægtige mus, der fik tilført PFOA med mavesonde, var der en langsommere forsterudvikling, formindsket fødselsvægt ved udsættelse for 1 mg/kg lgv./dag, samt højere dødelighed af ungerne og forsinket øjenåbning ved udsættelse for mindst 5 mg PFOA/kg lgv./dag (Lau *et al.*, 2006; Wolf *et al.*, 2007).

I en anden undersøgelse betød moderdyrets udsættelse for 1-3 mg PFOA/kg lgv./dag en forsinkelse af bl.a. brystudviklingen hos afkommet med senere forstyrrelse af mælkeproduktionen, når ungen blev udvokset (White *et al.*, 2011).

PFOA er desuden kræftfremkaldende i lever, bugspytkirtel, testikler og brystkirtlen (Biegel *et al.*, 2001).

PFOA (syre og ammoniumsalt) er af Norge foreslået klassificeret som akut giftigt i kategori 3, øjenirriterende i kategori 2, kræftfremkaldende i kategori 2 og reproduktionstoksisk. ECHA's Risk Assessment Committee har vurderet, at PFOA's klassifikation bør være: Repr. 1B og STOT RE 1 (ECHA, 2011).

EFSA har i 2008 fastsat en tolerabel daglig indtagelse af PFOA på 1500 ng/kg lgv./dag, som er 10 gange højere end den tilsvarende for PFOS (EFSA, 2008).

Andre perfluoralkylcarboxylsyre

PFBA - I gnavere er perfluorbutansyre, PFBA (C₄) levertoksisk og påvirker thyroidea. Det inducerer peroxisom proliferation i rottelever men i mindre grad end ved udsættelse for PFOA. I et 90-dages forsøg med rotter var NOAEL værdien for PFBA 30 mg/kg lgv./dag i hunner og 5 mg/kg lgv./dag i hanner (Butenhoff *et al.*, 2012).

PFHxA - Perfluorhexansyre, PFHxA (C₆) er ligeledes levertoksisk. I et 90-dages mavesondeforsøg med rotter blev der bestemt en NOAEL værdi for PFHxA på 20 mg/kg lgv./dag baseret på påvirkning af lever og blodparametre (Loveless *et al.*, 2009). I en anden undersøgelse, hvor administrationen af PFHxA skete med drikkevandet, blev NOAEL bestemt til 50 mg/kg lgv./dag i hanner og 200 mg/kg lgv. i hunner (Chengelis *et al.*, 2009). Dette er højere end NOAEL-værdien for PFOA.

PFNA - For perfluornonansyre, PFNA (C₇) er leveren i gnavere også målorganet (Mertens *et al.*, 2010). Eksponering medfører vægtøgning, forstyrrelse i omsætningen af glucose og induktion af peroxisom proliferation (Fang *et al.*, 2012). Stoffet er desuden immunotoksisk og reprotoksisk (Fang *et al.*, 2008). Flere effekter af PFNA er bekræftet i befolkningsundersøgelser. For unge mennesker var der en sammenhæng mellem stigende PFNA koncentration i blodet og et fald i blodinsulin samt et øget sukkerindhold og HDL-cholesterol indhold i blodet (Lin *et al.*, 2009). Der var desuden en sammenhæng mellem blodniveauer og sygdommen ADHD (Hoffman *et al.*, 2010). Sverige har i EU foreslået PFNA klassificeret som reproduktionstoksisk.

PFDA - Målorganet for perfluordecansyre, PFDA (C₁₀) er ligeledes leveren, hvor det inducerer peroxisom proliferation og acyl-CoA oxidase (ACOX) enzymaktivitet i gnavere (Brewster and Birnbaum, 1989). Det er betydeligt mere levertoksisk end PFOA (Olson and Anderson, 1983; Kawashima *et al.*, 1995). Desuden påvirker PFDA thyroidea (Harris *et al.*, 1989) og testiklernes funktion i rotter (Bookstaff *et al.*, 1990). I EU er PFDA af Sverige blevet foreslået klassificeret som reproduktionstoksisk.

PFUnD - Perfluorundecansyre, PFUnDA (C₁₁) er meget lidt undersøgt. I et *in vitro* studie aktiverede lave koncentrationer af PFUnDA PPAR α i mus (Wolf *et al.*, 2012). Der er set en svag sammenhæng mellem PFUnDA eksponering og thyroidea hormonforstyrrelser i mennesker (Bloom *et al.*, 2010).

PFDoDA - I gnavere forårsager perfluordodecansyre, PFDoDA (C₁₂) mindsket kropsvægt ved 5 mg/kg lgv./dag, og stoffet er toksisk for leveren med øget kolesterol i blodet ved 10 mg/kg lgv./dag (Shi *et al.*, 2007). Samme niveauer af PFDoDA har en specifik nedbrydende virkning på testiklerne, og 0,2 mg/kg lgv./dag sænker testosteronniveauet (Shi *et al.*, 2010). Stoffet er selvklassificeret i EU som hud- og øjenirriterende samt akut giftigt.

PFTrDA - Der er ingen dyreforsøg med perfluortridecansyre, PFTrDA (C₁₃), men der er undersøgelser, som antyder en mulig forstyrrende effekt på thyroidea hormoner i mennesker (Ji *et al.*, 2012; Kim *et al.*, 2011).

PFTeDA - Perfluortetradecansyre, PFTeDA (C₁₄) er ikke undersøgt ret meget, men som nævnt ovenfor havde PFTeDA sammen med PFOS den kraftigste effekt på neuroner i hjernen blandt de undersøgte perfluoralkylcarboxylsyre (Liao *et al.*, 2009).

8:2 Fluortelomere

Alle 8:2 fluortelomere inklusive alkoholer, acrylater og phosphater kan nedbrydes/metaboliseres til PFOA og PFNA, og kan potentielt have samme effekter som disse. Omdannelse er dog ikke fuldstændig, og der dannes også mere reaktive umættede 8:2 fluortelomercarboxylsyre og 8:2 fluortelomeraldehyde (Martin *et al.*, 2005).

Den vigtigste og bedst undersøgte forbindelse er 8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH), som i gnavere fremkalder øget levervægt og induktion af leverenzym. NOAEL værdien er bestemt til 5 mg/kg lgv./dag (Kudo *et al.*, 2005).

I en sub-kronisk undersøgelse, hvor 8:2 FTOH blev administreret oralt til hanrotter, blev NOAEL bestemt til 5 mg/kg lgv./dag og 25mg/kg lgv./dag fremkaldte levernekrose (Ladics *et al.*, 2008).

En blanding af FTOH med 27 % 8:2 FTOH er desuden vist at være toksisk for reproduktionen. NOAEL for reduceret kuldstrørelse var 25 mg/kg lgv./dag (Mylchreest *et al.*, 2005).

8:2 FTOH har vist at nedsætte testosteronniveauet og have østrogen effekt i forsøg med humane cellekulturer *in vitro* (Maras *et al.*, 2006; Vanparys *et al.*, 2006; Rosenmai *et al.*, 2013).

Norge har foreslået 8:2 FTOH klassificeret som reproduktionstoksisk.

Andre fluortelomere

De vigtigste stoffer i denne gruppe er 6:2 fluortelomere og 10:2 fluortelomere. De har stigende anvendelse pga. den iværksatte udfasning af 8:2 fluortelomere. Alle 6:2 fluortelomere kan bl.a. nedbrydes/metaboliseres til PFHpA og PFHxA, og 10:2 fluortelomere kan nedbrydes/metaboliseres til PFDA og PUnDA (Butt *et al.*, 2010). Toksiciteten af mellemprodukterne ved disse omdannelser er større end toksiciteten af slutproduktet PFCA, og mellemprodukterne ved omdannelse af 6:2 FTOH var overraskende nok mere toksisk end mellemprodukterne fra omdannelse af 8:2 FTOH (Rand *et al.*, 2014).

Den vigtigste og bedst undersøgte forbindelse i denne gruppe er 6:2 fluortelomeralkohol (6:2 FTOH, der har en akut giftighed i forsøgsdyr (LD₅₀ (o, r) på 1,75 g/kg lgv. I overensstemmelse med det er 6:2 FTOH i EU REACH selvklassificeret som akut toksisk i kategori 4.

I et 90 dages subkronisk forsøg med rotter eksponeret for 6:2 FTOH via mavesonde gav 250 mg/kg lgv./dag dødelige nyreskader. NOAEL-værdien blev bestemt til 5 mg/kg lgv./dag i hanner og 125 mg/kg lgv./dag i hunner (Serex *et al.*, 2014).

6:2 FTOH har også vist østrogen effekt i forsøg med humane cellekulturer (Maras *et al.*, 2006; Vanparys *et al.*, 2006).

En række 6:2 fluortelomere, anvendt som reaktive mellemprodukter, er selvklassificerede som hud- og øjenirriterende. Det drejer sig om:

- 6:2 Fluortelomeriodid,
- 6:2 fluortelomersulfonylchlorid,
- 6:2 fluortelomeracrylat (6:2 FTAC) og
- 6:2 fluortelomermethacrylat (6:2 FTMAC).

Blandt andet 6:2 FTAC og 6:2 FTMAC er vigtige mellemprodukter i polymerindustrien, som nyligt er vurderet for toksikologiske egenskaber i en rapport udarbejdet af konsulentfirmaet ENVIRON (2014). Deres akutte giftighed er ubetydelig med orale LD₅₀ i rotter og mus på 2000 til 5000 mg/kg, men stofferne irriterer øjne og hud. I et 28 dages rotteforsøg med oral udsættelse for 25 mg 6:2 FTAC/kg lgv./dag blev der konstateret øget nyrevægt, og NOAEL værdien blev bestemt til 5 mg/kg lgv./dag. I et tilsvarende forsøg havde 6:2 FTMAC både effekter på fortænderne og lever- og nyrevægt. NOAEL var den samme.

Der er ikke mange data om 10:2 fluortelomere. I en test med humane cellekulturer havde 10:2 di-PAP i modsætning til 8:2 diPAP kun begrænset hormonforstyrrende effekt (Rosenmai *et al.*, 2013).

Som udgangsmateriale til fremstilling af bl.a. polyacrylater med perfluoralkylkæder benyttes tekniske blandinger af C₈-C₁₄-perfluoralkylethylalkoholer (8:2 FTOH til 14:2 FTOH). Denne blanding er selvklassificeret som hudirriterende og akut giftig og indeholder det særligt farlige 8:2 FTOH.

6.4 Eksposering af børn

De tekstilprodukter til børn, som oftest indeholder PFAS, er flyverdragter, ski- og altvejrjakker, overtræksbukser og regntøj med tilhørende vanter, hætter og huer.

Når børnene har tøjet på, vil de direkte eksponeringsveje især være ved hudkontakt med stofferne i tekstilerne og hudoptagelse efter afgivelse af stofferne fra kontakten med tøjet, herunder anvendelse

af vanter til at tørre ansigtet. Anvendelse af imprægnerede rygsække kan også resultere i en eksponering. Aktivitet og svedproduktion må forventes at øge optagelsen af stofferne.

I en tidlig undersøgelse lavet af industriforskere antog man, at hudoptagelsen af PFAS ved kontakt til et børnebeklædning ville være 50 % af indholdet (Wasburn *et al.*, 2005). For en 1-årig regnede man med et kontaktareal på 4.500 cm², 5.200 cm² for en 4-årig og 11.200 cm² for en 12-årig.

En mindre hyppig, men direkte eksponeringsmulighed er, hvis barnet sutter/slikker på tøjet, herunder vanterne. Spyttet kan øge overførslen af PFAS. I Wasburn *et al.* (2005) vurderes det, at den mængde PFAS, der indtages på den måde, svarer til den mængde, der ekstraheres i en migrations-test til spyt.

Der vil også kunne ske overførsel fra hånd til mund. Herved vil der være mulighed for direkte oral optagelse af PFAS, der som udgangspunkt er migreret fra produkterne til hånden.

Når tøjet bruges, opbevares indendørs eller tørres, vil der afhængigt af temperaturen være mulighed for afdampning af flygtige PFAS (f.eks. fluortelomere og sulfonamider) til indeluften. Der dannes desuden tekstilstøv, hvori de mindre flygtige PFAS (salte, carboxylater og sulfonater) koncentrerer, og hvorpå de mere flygtige kan kondenseres ved temperaturfald (Ahrens *et al.*, 2012). Børnetøjet vil bidrage til den samlede generelle PFAS-eksponering indendørs med indeluft og husstøv. Den kvantitative betydning er dog vanskelig at bestemme.

Hvor der er meget imprægneret tøj opbevaret, kan der nås relativt høje indendørs-koncentrationer af PFAS. Det blev bekræftet ved luftmålinger i forretninger for sports- og fritidsudstyr i Tyskland, hvor der blev målt op til 47, 286 og 58 ng/m³ af respektive 6:2, 8:2 og 10:2 FTOH (Langer *et al.*, 2010; Schlummer *et al.*, 2013). Beregninger viste også, at eksponering af personalet fra indeluften var af samme størrelsesorden som den almindelige indtagelse med føden.

Andre undersøgelser viste, at emissionen fra imprægneret tøj til indeluften blev domineret af 8:2 FTOH, og på en time var emissionen mellem 1 og 47 ng 8:2 FTOH/kg tøj og 8-60 ng total FTOH/kg tøj (Bringewatt *et al.*, 2013).

De vigtigste eksponeringsbidrag for PFAS indendørs vil normalt være anvendelse af imprægneringsprodukter til fodtøj, gardiner, duge, tæpper, madrasser, sengetøj og møbelstoffer. Her vil eksponeringen fortrinsvis være for FTOH og andre PFOS/PFOA precursors (bl.a. FTCA og FTSA), og ikke PFOS/PFOA selv. Ved genimprægning af tøjet med sprayprodukter vil der, hvor processen foregår, desuden være en akut mulighed for meget høj eksponering fra luften (Feilberg *et al.*, 2008).

Eksponeringen fra tekstiler til børn skal ses i sammenhæng med børnenes andre og i mange tilfælde større udsættelser for PFAS fra det ydre miljø (luft, jord, vand), fødevarer, køkkenredskaber, fødevareremballage og drikkevand. Danske børns gennemsnitlige daglige indtagelse af PFOS og PFOA med kosten er estimeret til henholdsvis 1,8-7,2 ng/kg lgv. og 0,3-8,3 ng/kg lgv. (EFSA 2008; Lassen *et al.*, 2013).

Der er ikke estimater for indtag af andre PFAS, men indtagelse af precursors (fluortelomere mv.) med føden og drikkevand formodes at være mindre vigtig, da stofferne ikke er vandopløselige og har lave koncentrationer i fødevarerne bortset fra i emballagen. Indtagelse af PFAS fra drikkevand er i øvrigt relativt mere vigtig for børn end voksne, fordi børn drikker mere relativt til deres kropsvolumen. Andre kilder til PFAS, end fødevarer og drikkevand, er anslået til totalt at kunne være op til halvdelen af fødevarerbidraget.

Et europæisk estimat for gennemsnitsbefolkningens eksponering er vist i nedenstående tabel 13, som også indgår i den indledende screening for sundhedsfare i afsnit 3.1. Denne opgørelse tager

ikke hensyn til børns specielle forhold, har ikke medtaget forbrugerprodukter som altvejrstøj og mangler data for mange PFAS.

TABEL 13
EKSPONERING FOR UDVALGTE PFAS FRA FORSKELLIGE KILDER (FROMME *ET AL.*, 2009)

Eksposteringskilde	Daglig indtagelse (pg/kg lgv.)							
	PFOS		PFOA		ΣFTOH		ΣFOSE/FOSA	
	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.	Gen.	Maks.
Indeluft	0,9	0,9	4,7	4,7	38	105	460	2.050
Udeluft	1,3	12	0,1	1,0	3,0	3,2	1,1	12
Husstøv	16	1.028	32	4.217	103	1.017	983	2.033
Kosten	2.817	11.483	1.500	4.483	-	-	217	6.866
Drikkevand	22	87	23	130	-	-	-	-
Samlet indtagelse	2.857	12.611	1.560	8.836	144	1.125	1661	10.962

I teorien vil anvendelsen af tøj udendørs også kunne give anledning til udendørs luftforurening. Indånding af PFAS i udeluften anses imidlertid normalt for at være en ubetydelig eksponeringskilde (se tabel 13) (Sasaki *et al.*, 2003).

6.5 Sundhedsmæssig risikovurdering ved brug af børnetøj behandlet med PFAS

6.5.1 Hudeksponering

Den samlede koncentration af de undersøgte PFAS i tekstilmaterialerne varierede fra 18 til 407 µg/m². I de tre materialer med de højeste koncentrationer (120-407 µg/m²) udgjorde 8:2 FTOH mere end 65 % af koncentrationen af PFAS; resten var PFCA, hvor PFOA var altdominerende. C₈-stoffer udgjorde 80-90 % af PFAS.

Da imprægneringen med PFAS findes på ydersiden af børnetøjet, og da PFAS stoffer i øvrigt har lav hudgennemtrængelighed (se sektion 6.2.3) vurderes det, at hududsættelse ikke har væsentlig betydning for børnenes udsættelse for PFAS, og at der i tilfældet med overtøj i praksis kan ses bort fra denne eksponering, der vil begrænse sig til hændernes berøring af tøjets yderside, og eventuelle vanter der anvendes til at tørre ansigtet.

Denne vurdering adskiller sig fra vurderingen af Washburn *et al.* (2005), som ikke skelnede mellem inder- og yderside af tøj og antog at hudoptagelsen af PFAS ved kontakt til et børnebeklædning i alle tilfælde ville være 50 % af indholdet af PFAS, og regnede med et kontaktareal på 4.500 cm² for en 1-årig, 5.200 cm² for en 4-årig og 11.200 cm² for en 12-årig.

På grund af disse modstridende vurderinger er der her foretaget teoretiske "worst case" beregninger af hudoptagelsen af PFAS fra tre produkter (kørepose, flyverdragt og regnjakke) og den resulterende risikokarakteriseringsratio (RCR) som er forholdet mellem den optagede mængde (intern dosis) og det afledte nul-effekt niveau (DNEL):

$$RCR = \text{optagede mængde} / \text{DNEL} \text{ (begge størrelser er her i ng/kg lgv/dag)}$$

Resultaterne er vist i tabel 14, men scenarierne må dog i praksis anses for meget urealistiske.

DNEL i tabellerne er en DNEL værdi for PFOA angivet i en præsentation af Bernauer (2010) fra det tyske Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). Denne DNEL på 80-170 ng/kg lgv./dag er beregnet ud fra humane undersøgelser og bloddata, og er 2-10 gange lavere end DNEL beregnet ud fra dyreforsøg. DNEL for PFOA er anvendt som worst-case i nærværende undersøgelse, hvor en del af PFAS mængden består af andre formentligt mindre farlige stoffer.

TABEL 14
BEREGNING AF ET TEORETISK WORST-CASE SCENARIO FOR HUDEKSPONERING OG HUDOPTAGELSE.

Tekstilprodukt	Køre/ bærepøse	Flyverdragt	Regnjakke
Barnets alder (år)	1	4	12
Barnets vægt (kg)	12	17	40
Kontaktareal (cm ²)	4.500	5.200	11.200
PFAS konc., max. ekstraheret i 30 min. (µg/m ²) (fra tabel 8)	214	100	280
PFAS afgivelse (ng/cm ²)	21,4	10	28
Levetid af beklædning (dage)	730	730	1.095
Kontakttid (timer/dag)	10	8	6
PFAS afgivelse (ng/cm ² /dag)	0,012	0,0046	0,0096
Max. gen. daglig udsættelse i produktets levetid (ng)	55	24	108
(ng/kg lgv.)	4,6	1,4	2,7
Hudabsorption (% max)	2	2	2
Max. gen. daglig optagelse (ng)	1,1	0,5	2,7
(ng/kg lgv.)	0,09	0,03	0,05
Derived No-Effect Level, DNEL (ng/kg lgv./dag)	80-170	80-170	80-170
Risikokarakteriseringsratio (RCR)	0,0005-0,0011	0,0002-0,0004	0,0003-0,0006

Den beregnede maksimale gennemsnitlige daglige udsættelse på 1,4-4,6 ng/kg lgv. er relativ stor i forhold til den i tabel 13 anførte samlede indtagelse af PFOA+FTOH for voksne på ca. 10 ng/kg lgv./dag og det maksimale gennemsnitlige indtagelse for børn med kosten på 8,3 ng PFOA/kg lgv (nævnt i afsnit 6.3). Dog er optagelsen gennem huden (<2% af den udsættelsen) 45 gange mindre end optagelsen af PFAS indtaget med kosten (ca. 90%). Det er som angivet ovenfor på basis af optagelsen, at RCR er beregnet.

Desuden er det valgte scenarie baseret på meget konservative værdier, som vil føre til væsentlig overestimering af eksponering og risiko:

- Maksimale parametre for hudabsorption og kontaktareal.
- Hudabsorption testene var med opløsninger; tør kontakt må forventes at give mindre hudabsorption.
- Kun en lille del af kroppen vil være udsat for den imprægnerede yderside.
- Det er usandsynligt at sveden kan udtrække lige så meget PFAS, som de organiske opløsningsmidler anvendt til den kemiske analyse af materialet. Splymigrationsvæskens mere end 10 gange lavere indhold af PFAS ville være mere realistisk (se næste afsnit).

Alt i alt vil udsættelsen fra hudeksponering af imprægneret tøj selv i worst-case ikke give et bidrag til baggrundsbelastningen, som kan have nogen som helst sundhedsmæssig betydning. Dette illustreres af de meget lave RCR værdier på 0,0002 til 0,001. RCR skal være ≥ 1 for at der foreligger en potentiel risiko.

6.5.2 Oral eksponering via spyt

Som nævnt i afsnit 5.2.3 blev otte børnetekstilmaterialer med et relativt højt indhold af PFAS udvalgt til migrationstest med en spytsimulant. Afgivelsen blev målt over tre timer.

Sammensætningen af PFAS i migrationsvæsken viste sig at være væsentligt anderledes end sammensætningen af PFAS i tekstilmaterialerne. I migrationsvæsken dominerede som ventet de mere vandopløselige syrer: PFCA, PTCA og FTSA, og indholdet af ikke-vandopløseligt FTOH var generelt lavt.

Det fremgår af afsnit 5.2.3, at gennemsnitskoncentrationen af PFAS i spyt-simulanten var ca. 1 % af PFAS-indholdet i tekstilmaterialerne. For gruppen af PFCA som helhed migrerede, hvad der svarer til ca. 6 % af indholdet i materialerne. Specifikt for PFOA migrerede ca. 8 %. Dette betød, at PFCA totalt og PFOA specifikt kom til at udgøre omkring henholdsvis 55 % og 30 % af det samlede indhold af PFAS i migrationsvæsken. Endvidere var den højeste afgivelse af PFAS på 2,87 µg/m² tekstil. Heraf udgjorde PFOA 1,46 µg/m², de øvrige PFCA udgjorde 1,22 µg/m², 8:2 FTOH udgjorde 0,15 µg/m², mens alle øvrige PFAS udgjorde 0,05 µg/m². Dette betyder, at C₈-fluorstoffer udgjorde mere end halvdelen af eksponeringen.

Som det fremgår, var det kun en lille del af tekstilernes indhold af ekstraherbar PFAS, der migrerede til spyt-simulanten. Derfor er det usikkert, om den anvendte standardiserede spyt-simulant bestående af ioniseret vand med salte justeret til pH 6,8 er realistisk. Den mangler i forhold til naturligt spyt bl.a. enzymer og mucin (glycoprotein). Det er dog en anerkendt og accepteret spytsimulant til standardiserede migrationstests, som anvendes til mange af Miljøstyrelsens forbrugerprojekter.

I en tidligere undersøgelse af Wasburn *et al.* (2005) vurderes det (men påvises ikke), at spyttet kan øge overførslen af PFAS, når barnet sutter på tøjet. Det vurderes af forfatterne, at den mængde PFAS, der afgives fra materialet, på den måde vil kunne svare til den mængde, der måles i analyseekstrakterne. Dette forudsætter imidlertid, at spyttet er ligeså effektivt et ekstraktionsmiddel som de anvendte organiske opløsningsmidler, og at barnet sutter på tøjet konstant. Begge dele forekommer urealistiske.

Ved den orale eksponering vil det kun være en mindre del af stoffet, som er i kontakt med munden. Som worst-case scenarier er der dog regnet med kontakt til hele overfladen som vist i tabel 15.

TABEL 15

BEREGNING AF ET TEORETISK WORST-CASE SCENARIO FOR ORAL EKSPONERING OG OPTAGELSE AF PFAS VIA SPYT.

Tekstilprodukt	Køre/bærepose	Flyverdragt	Regnjakke
Barnets alder (år)	1	4	12
Barnets vægt (kg)	12	17	40
Kontaktareal (cm ²)	4500	5200	11200
PFAS afgivelse til "snyt" (µg/m ²) (fra tabel 9)	2,67	1,88	5,48
PFAS afgivelse (ng/cm ²)	0,27	0,19	0,55
Levetid af beklædning (dage)	730	730	1095
Kontakttid (timer/dag)	10	8	6
PFAS afgivelse (ng/cm ² /dag)	0,00015	0,00011	0,00031
Max. gen. daglig udsættelse i produktets levetid (ng)	0,7	0,6	3,5
(ng/kg lgv.)	0,06	0,03	0,09
Oral absorption (% max)	90	90	90
Max. gen. daglig optagelse (ng)	0,6	0,5	3,2
(ng/kg lgv.)	0,05	0,03	0,08
Derived No-Effect Level, DNEL, for PFOA (ng/kg lgv/dag)	80-170	80-170	80-170
Risikokarakteriseringsratio (RCR)	0,0003-0,0006	0,0002-0,0004	0,0005-0,001

Resultaterne viser at selv i et worst-case scenarie er indtagelsen af PFAS via snyt minimal og derfor uden sundhedsmæssig betydning. Dette bekræftes af den lave RCR på 0,0002 til 0,001.

Desuden vil kun en lille del af tøjet, såsom ærmer og vanter, regulært være udsat for snyt. Modsat betyder anvendelsen af kunstigt snyt formentligt en mindre effektiv ekstraktion af materialets PFAS.

6.5.3 Eksposering via indeluft

Emission af PFAS til indeluft

Inden for rammerne af projektet blev det prioriteret ikke at undersøge afgivelsen af stofferne til luft, da dette er belyst i en række udenlandske undersøgelser.

I en ny tysk undersøgelse blev afgivelsen over fem dage af de flygtige PFAS 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH, EtFOSE og MeFOSE fra fire jakker målt med flow tests (Knepper *et al.*, 2014). Der henvises til rapporten for detaljer omkring de anvendte metoder.

Der sås store forskelle i emissionsraterne for de tre FTOH, som det fremgår af tabel 16. I størrelsen 27 - 70 % af indholdet af ekstraherbare 10:2 FTOH (bestemt med solvent ekstraktion) blev emitteret i løbet af de fem dage, mens det kun var 7 - 16 % af 8:2 FTOH, som blev emitteret i løbet af denne periode. Forfatterne af undersøgelsen undrer sig over, at afgivelsesraten af 10:2 FTOH (udtrykt som procentdel af indholdet i tøjet) er væsentlig højere end afgivelsen af 8:2 FTOH, idet damptrykket af 10:2 FTOH (13,3 Pa) er væsentligt lavere end damptrykket af 8:2 FTOH (45,1 Pa).

To af produkterne havde PFTE membran (det er ikke angivet, om de også var overfladebehandlede med PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler). Afgivelsen udtrykt i procent af indholdet var større fra disse end fra de to øvrige jakker, og fra den ene var afgivelsen mere end 10 gange højere end fra de øvrige jakker.

For to af jakkerne (J2 og J8) fortsattes eksperimentet i yderligere to dage. Afgivelsen af 6:2 FTOH fortsatte med næsten samme daglige rate, mens raterne for 8:2 FTOH og 10:2 FTOH faldt betydeligt sammenlignet med raterne de første fem dage.

TABEL 16

AFGIVELSE AF FTOH TIL LUFT FRA FIRE JAKKER OVER EN PERIODE PÅ 5 DAGE (KNEPPER *ET AL.* 2014)

Prøve nr	Med PFTE membran	Afgivelse til luft over en periode på 5 dage (gennemsnit af to analyser)					
		6:2 FTOH		8:2 FTOH		10:2 FTOH	
		µg/m ²	% af indholdet i tøjet	µg/m ²	% af indholdet i tøjet	µg/m ²	% af indholdet i tøjet
J2		0,71	53,7	3,46	8,87	5,69	40,4
J8	X	<dg	-	5,83	16,0	7,95	69,7
J10		<dg	-	4,26	6,51	2,74	27,2
J14	X	<dg	-	90,6	17,6	110	60,5

* Standardafvigelser er ikke gengivet her, men er generelt små sammenlignet med middelværdien. <dg = under detektionsgrænsen. Kvantificeringsgrænsen var 3 gange detektionsgrænsen, som afhængig af de undersøgte stoffer varierede fra 0,1 til 5,2 ng/L i opsamlingsvæsken (ikke angivet i µg/m²).

Afgivelsen af EtFOSE og MeFOSE var fra alle jakker under kvantificeringsgrænsen.

Andre undersøgelser har også vist, at emissionen fra imprægneret tøj til indeluften blev domineret af 8:2 FTOH. Bringewatt *et al.* (2013) fandt, at emissionen på en time var mellem 1 og 47 ng 8:2 FTOH/kg tøj og 8-60 ng total FTOH/kg tøj (Bringewatt *et al.*, 2013).

I modsætning til ovenstående resultater, fandt man i en anden ny tysk undersøgelse (Dreyer *et al.*, 2014), at emissionen af 6:2 FTOH var højere end emissionen af 8:2 FTOH i seks af otte undersøgte prøver. Emissionen blev i denne undersøgelse udtrykt som den samlede emission fra en udendørs-jakke pr. dag (overflade ikke angivet). Emissionen af 6:2 FTOH fra de otte jakker varierede fra 17 til 8.798 ng/dag (gennemsnit 3.301 ng/d), mens emissionen af 8:2 FTOH varierede fra 47 til 803 ng/dag (277 gennemsnit ng/d), og 10:2 FTOH varierede fra 11 til 803 ng/dag (gennemsnit 138 ng/d). Emissionen af fluortelomer-carboxylsyrerne 6:2 FTCA, 6:2 FTCA og 6:2 FTCA varierede fra <0,6 til 74 ng/dag pr. stof med undtagelse af en enkelt prøve, hvor emissionen af 8:2 FTAC blev målt til 556 ng/dag og emissionen af 10:2 FTAC til 597 ng/dag. Emissionen af 10:2 FTOH var også usædvanlig høj i denne prøve. Emissionen af MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE og EtFOSE var under detektionsgrænsen for alle prøver.

Afgivelse i produkternes samlede livsforløb

En vanskelighed ved fortolkning af resultaterne er, at der ikke er målt frigivelse af PFAS fra tekstilerne over længere tid. Da der er tale om flygtige stoffer, må det forventes, at stofferne damper af over et stykke tid, og det må have stor indflydelse på resultaterne, hvornår produkterne er producerede i forhold til det tidspunkt, hvor prøverne udtages. Som det påpeges af Knepper *et al.* (2014), er der ingen resultater, der viser, hvor store mængder af flygtige PFAS, der frigives umiddelbart efter produktion og ved transport af produkterne.

Når en væsentlig andel af FTOH i produkter, der kan være mange måneder gamle, afgives over fem dage, må der regnes med, at der tidligere i livsforløbet kan have været afgivet væsentligt større mængder. Analyser af imprægneringsmidler angivet i bilag 4 viser, at koncentrationerne af de flygtige 8:2 FTOH og 10:2 FTOH var i størrelsesordenen 1000 gange større end koncentrationerne af PFCA. I de undersøgte tekstiler er koncentrationer af FTOH typisk mindre end 10 gange koncentrationen af PFCA. De analyserede imprægneringsmidler er muligvis anderledes end de midler, der har været anvendt til at producere de undersøgte tekstiler, men resultaterne kan dog indikere, at der kan være en meget betydelig emission af de flygtige PFAS tidligt i de behandlede produkters livscyklus. Desuden vil der formentligt løbende kunne ske en dannelse af FTOH ved nedbrydning af de

perfluorerede sidekæder. Den samlede emission over produkternes livsforløb kan derfor godt være væsentligt højere end de koncentrationer af de frie stoffer, der kan måles ved analyser af tekstilerne.

Baggrundeksponeringen via indeluft er delvist dækket af oplysningerne i tabel 13, hvor børn forudsættes maksimalt udsat.

Da PFCA og PFSA ikke er flygtige, vil PFAS i luft domineres af FTOH derivater og evt. PFSA precursors, mens der i husstøv også kan koncentreres de mere polære PFAS - formentligt især dannet ved nedbrydning af FTOH derivater.

I relation til imprægneret børnetøj vil der være et specialtilfælde med indeklimaet på skoler og institutioner, som kan influeres af det meget imprægneret overtøj, som opbevares indendørs, specielt om vinteren. Dette forhold er imidlertid ikke undersøgt i dette projekt ved konkrete målinger.

Udenlandske undersøgelser af emissionen fra imprægneret tøj til indeluften målte en afgivelse af 1-47 ng 8:2 FTOH/kg tøj/time og 8-60 ng total FTOH/kg tøj /time (Bringewatt *et al.*, 2013).

Knepper *et al.* (2014) målte afgivelsen af PFAS i løbet af fem dage til indeluft fra fire jakker og udtrykte resultaterne som $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og % afgivet fra tøjet. For 8:2 FTOH var afgivelsen 3-90 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 6-17 % af tøjets indhold.

I Dreyer *et al.* (2014), blev den samlede daglige emission til luften af 8:2 FTOH fra en udendørsjake i gennemsnit målt til 227 ng. Den aktuelle koncentration i indeluften vil afhænge af rummets størrelse og ventilation.

Sundhedsmæssig risikovurdering af eksponering via indeluft

I mangel af konkrete indeluftmålinger, hvor overtøj opbevares på skoler og i institutioner, kan man som absolut "worst-case" benytte de målte koncentrationer af FTOH i outdoor-butikker på omkring 400 ng FTOH/ m^3 (Schlummer *et al.*, 2013). I tabel 17 er eksponeringen via indeluft estimeret på baggrund heraf og RCR blev beregnet som den maksimale gennemsnitslige daglige optagelse i ng/kg lgv. divideret med DNEL.

TABEL 17
BEREGNING AF ET TEORETISK ABSOLUT WORST-CASE SCENARIO FOR EKSPONERING OG OPTAGELSE AF PFAS VIA MÅLT INDELUFTE.

Institution	Børnehave	Skole
Barnets alder (år)	4	12
Barnets vægt (kg)	17	40
Ventilationsrate (m ³ /d)	8	14
Koncentration af PFAS i indeluften (ng/m ³)	400	400
Indtagelse pr. eksponeringsdag (ng)	3200	5600
Kontaktid (dage/år) (vinterhalvår)	150 af 365	100 af 365
Kontaktid (timer/dag)	10 af 24	8 af 24
Faktisk eksponeringstid (dage/år)	62	34
Max. gen. indånding (ng/dag)	543	522
Absorption % max for inhalation (%)	90	90
Max. gen. daglig indånding (ng/kg lgv.)	32	13
Max. gen. daglig optagelse (ng)	488	470
(ng/kg lgv.)	29	12
Derived No-Effect Level, DNEL (ng/kg lgv/dag)	80-170	80-170
Risikokarakteriseringsratio (RCR)	0,17-0,36	0,07-0,15

Den daglige optagelse med indeluften er i dette eksempel meget betydelig, og RCR på op til 0,36 er meget høj, men dog stadig mindre end 1. Scenariet er ekstremt, da der i outdoor-butikker er store mængder nyudpakket PFAS-imprægneret overtøj i lokalerne.

En anden mulig og formentlig mere realistisk beregning tager udgangspunkt i den forventede mængde imprægneret overtøj i lokaler, som børnene opholder sig i. Data fra Bridgewatt *et al.* (2013) for afgivelse af PFAS fra imprægneret tøj på 47 ng per kg tøj og per time kan bruges i beregningerne. Dette er et worst-case scenarie, idet, som det nævnes ovenfor, Dreyer *et al.* (2014) kun målte en afdampning på 227 ng FTOH/dag fra en imprægneret jakke. Der svarer til <10 ng/time. Resultatet findes i tabel 18.

TABEL 18

BEREGNING AF ET REALISTISK WORST-CASE SCENARIO FOR EKSPONERING OG OPTAGELSE AF PFAS VIA INDELUFT BASERET PÅ AFGIVELSE FRA TØJET.

Institution	Børnehave	Skole
Barnets alder (år)	4	12
Barnets vægt (kg)	17	40
Ventilationsrate (m ³ /d)	8	14
Rummets volumen(m ³)	400	4.000
Emissionsrate for PFAS (ng/kg tøj/time)	47	47
Antal overtøj á 0,1 kg	40	400
Tøjets vægt (kg)	4	40
Emissionsrate per time (ng/time)	188	1.880
Kontaktid (dage/år) (vinterhalvår)	150 af 365	100 af 365
Kontaktid (timer/dag)	10 af 24	8 af 24
Gen. emissionsrate per dag (ng/dag)	1.880	15.040
Koncentration i rummet (ng/m ³)	4,7	3,8
Luftskifte (per time)	0	0
Indtagelse pr. eksponeringsdag (ng)	38	53
Faktisk eksponeringstid (hele dage/år)	62	34
Max. gen. indånding (ng/dag)	6,5	4,9
Absorption % max for inhalation (%)	90	90
Max. gen. daglig indånding (ng/kg lgv.)	0,54	0,12
Max. gen. daglig optagelse (ng)	5,8	4,4
(ng/kg lgv.)	0,49	0,11
Derived No-Effect Level, DNEL (ng/kg lgv./dag)	80-170	80-170
Risikokarakteriseringsratio (RCR)	0,002-0,006	0,0006-0,0013

Disse beregninger i tabel 18 giver meget lavere resultater end i tabel 17. Afdampning fra overtøjet giver meget små bidrag til børnenes eksponering for PFAS og resulterer i lave RCR på 0,0006-0,002 som er langt fra 1. Der er endda ikke taget hensyn til, at der i praksis vil være luftskifte, som nedbringer eksponeringen. Der er heller ikke taget hensyn til at vådt overtøj kan være placeret i varmeskab. De anvendte parametre bl.a. for lokale størrelser, antal børn og mængde af tøj er dog skønnede og usikre.

6.5.4 Samlet optagelse af PFAS afgivet fra tøj

Hvis man adderer "realistiske worst case" fra dermal og oral eksponering for PFAS i en flyverdragt (0,03 + 0,03 ng/kg lgv./dag) med bidraget fra en 4-årigs inhalation i institutioner (0,49 ng/kg lgv./dag) fås et samlet optagelse på 0,55 ng/kg lgv./dag. Dette resulterer, når der sammenlignes med en DNEL (afledt nul-effekt niveau) på 80-170 ng/kg lgv./dag, i en samlet risikokarakteriseringsratio (RCR) på 0,003-0,008. Værdien er således langt under 1. Hvis RCR er større end 1, foreligger der en risiko for sundhedsmæssige effekter. Der er ved beregningen regnet med, at barnet har flyverdragt på hele dagen. Hvis man i stedet regner med, at barnet en del af dagen er i kørepose (mindre børn), har regntøj på, og dertil har vanter på fås stadig meget lave RCR værdier. Danske børns gennemsnitlige daglige indtag af PFOS og PFOA med kosten er estimeret til henholdsvis 1,8-7,2 ng/kg lgv./dag og 0,3-8,3 ng/kg lgv./dag (de to stoffer udgør tilsammen den største del af indtaget af PFAS).

Det samlede indtag i indeklimaet, hvor der i denne undersøgelse kun er set på bidraget fra tøjet i institutioner, kan således potentielt være af samme størrelse som PFOA indtaget via kosten. Ude over de beskrevne eksponeringsveje vil relevante eksponeringsveje kunne være luften inde i en bil eller et telt/sovepose og luften/støv i hjemmet.

6.6 Sammenfatning og konklusion

Udsættelse for PFAS

Ved udsættelse for PFAS sker der en næsten fuldstændig optagelse efter indtagelse gennem munden eller ved indånding, mens stofferne har meget svært ved at gennemtrænge intakt hud. De optagne PFAS bindes til albumin i blodet og fordeles til de fleste organer, men i de fleste tilfælde er leveren det primære målorgan.

Opholdstiden i blodet og fordelingen til andre væv og organer afhænger af stoffet, eksponeringens størrelse og dyrearten. Opholdstiden i blodet vokser med kædelængden og sulfonsyrer har længere opholdstid end carboxylsyrer. Opholdstiden er relativt kort i gnavere, lidt længere i aber og meget lang i mennesker. Opholdstiden er ligeledes længere i hanner end i hunner.

Opholdstiden i blodet hænger bl.a. sammen med, hvor let PFAS udskilles. Syrerne udskilles i urinen via nyrerne. Denne udskillelse sker for hunrotter mere hurtigt og effektivt end for hanner, der har en mere effektiv re-absorption i nyrerne. Forskellen er kønshormonbestemt. Der findes ingen data, der viser, om der er samme kønsbestemte forskelle i udskillelse hos mennesker. Mennesker har den mest effektive re-absorption (99 %) i nyrerne, hvilket betyder, at mennesker har vanskeligt ved at udskille stofferne, som i stedet vil akkumulere i organerne. Det betyder, at en risikovurdering ikke kan baseres på resultater fra dyreforsøg, som det normalt gøres.

Sundhedseffekter

Både i dyreforsøg, hvor de enkelte stoffer testes, og i befolkningsundersøgelser, hvor deltagerne er udsat for en blanding af PFAS, påvirker PFAS fedtstofskiftet med øget risiko for begyndende lever-skade, øget kolesterol og low-density-lipoproteiner i blodet, overvægt samt effekt på insulinbalancen. Der har også vist sig en sammenhæng mellem høje koncentrationer af PFOS og PFOA i blodet og sygdomme i skjoldbruskkirtlen og hormonforstyrrelser. Effekter på hormonsystemerne ses også i dyreforsøg.

Der er konstateret en mulig sammenhæng mellem PFOS og PFOA i blodet og kvinders vanskeligheder med at blive gravide, sygdommen endometriose og tidligere indtræden af overgangsalderen. De mest eksponerede for PFOA, der alligevel bliver gravide, føder børn med lavere fødselsvægt og fødselslængde. Der er tilsyneladende også en effekt af PFAS på mænds frugtbarhed i form af nedsat sædkvalitet og senere indtræden af puberteten.

Både arbejdsmiljøundersøgelser, befolkningsundersøgelser og dyreforsøg tyder på at visse PFAS kan fremkalde lever-, bugspytkirtel-, blære-, nyre-, testikel-, prostata- og brystkræft. Alle disse kræftformer er i høj grad hormonbetingede. IARC har nyligt klassificeret PFOA som muligt kræftfremkaldende i mennesker (Gruppe 2B).

Andre befolkningsundersøgelser tyder på, at PFAS kan påvirke immunsystemet hos børn og fremkalde astma og forårsage hyperaktivitet (ADHD).

Der er endvidere undersøgelser, der tyder på en sammenhæng mellem PFOS og PFOA i blodet og kronisk nyresygdom. I betragtning af nyrernes centrale position i kroppens afgiftning af PFAS, virker denne effekt plausibel.

Eksponering af børn

I forbindelse med børnetekstiler viser nærværende undersøgelse, at de vigtigste PFAS, som børnene pt. kan blive udsat for i Danmark, vil være PFOA og 8:2 FTOH, der er en precursor til PFOA.

De tekstilprodukter til børn, som oftest indeholder PFAS, er flyverdragter, skibeklædning og altvejrstøj, i form af jakker, bukser og regntøj med tilhørende vanter, hætter og huer. Når børnene har tøjet på, vil de direkte eksponeringsveje især være ved hudkontakt med stofferne i tekstilerne og efterfølgende hudoptagelse. Aktivitet og svedproduktion må forventes at øge optagelsen af stofferne.

Da imprægneringen med PFAS findes på ydersiden af børnetøjet, og da PFAS i øvrigt har en meget lav (<2%) hudgennemtrængelighed, vurderes det, at hududsættelse for PFAS fra overtøj, som vil begrænse sig til hændernes berøring af tøjets yderside og eventuelle vanter, der anvendes til at tørre ansigtet, ikke har væsentlig betydning for børnenes totale udsættelse for PFAS. Denne vurdering støttes af worst-case beregninger for 3 scenarier af hud-eksponering/optagelse for henholdsvis børn på 1, 4 og 12 år. Beregningerne viser en maximal gennemsnitlig daglig optagelse af 0,03-0,09 ng/kg lgv., som er ca. 100 gange lavere end indtagelsen med kosten.

Desuden kan PFAS overføres oralt med spyt, ved at barnet sutter, tygger eller slikker på tøjet. Dette blev undersøgt ved hjælp af ekstraktion af PFAS fra tekstilmaterialerne med kunstigt spyt. De ekstraherede PFAS var især de vandopløselige syrer med PFOA som det vigtigste stof. På trods af den næsten komplette (>90%) optagelse af PFOA i mave-tarm kanalen viste worst-case beregningerne, at den daglige indtagelse af PFAS via spyt er minimal sammenlignet med andre kilder og på et niveau fra 0,03 til 0,08 ng/kg lgv./dag i de 3 scenarier. Samtidigt vil kun en lille del af tøjet (ærmer, vanter) regulært være udsat for spyt. Modsat betyder anvendelsen af kunstigt spyt, der mangler nogle naturlige komponenter, formentligt en mindre ekstraktion af materialets PFAS.

Når tøjet bruges, opbevares indendørs og tørres, vil der afhængigt af temperaturen være mulighed for afdampning af flygtige PFAS (f.eks. fluortelomere og sulfonamider) til indeluften. Der dannes desuden tekstilstøv, hvori de mindre flygtige PFAS (salte, carboxylater og sulfonater) koncentrerer, og hvorpå de mere flygtige kan kondenseres ved temperaturfald.

Da der ikke findes aktuelle målinger af indeluftens indhold af PFAS i institutioner og skoler, hvor børn opholder sig indendørs især i vinterhalvåret, er det meget vanskeligt at estimere børnenes udsættelse for PFAS i indeluften med stor sikkerhed. Forekomsten af andre kilder end børnetøj er sparsomt belyst. På baggrund af måleresultater fra udenlandske outdoor-butikker, der sælger altvejrsklædning, er 2 scenarier beregnet, som giver en maksimal gennemsnitlig daglig optagelse af henholdsvis 29 ng/kg lgv for en 4-årig og 12 ng/kg lgv. for en 12-årig. Dette beregnede bidrag giver meget betydelige eksponeringer og langt større end indtaget af PFAS med fødevarer. Men scenarierne er meget ekstreme og teoretiske. En børneinstitution må formodes at have meget mindre imprægneret overtøj per m³ end en forretning for fritidstøj.

Derfor blev der lavet alternative, realistisk worst-case eksponeringsberegninger på baggrund af data for afdampning af PFAS fra tøjet. Resultatet var her en maksimal gennemsnitlig daglig optagelse på 0,49 ng/kg lgv for den 4-årige og 0,11 ng/kg lgv for den 12-årige. Disse beregninger giver meget lavere resultater med meget små bidrag til børnenes eksponering for PFAS. Der er ikke taget hensyn til, at der i praksis vil være luftskifte, der nedbringer eksponeringen.

Flere af de anvendte parametre i eksponeringsberegningerne for indeluft er skønnede og særligt usikre. Desuden er der stor usikkerhed om tilstedeværelse af andre kilder til PFAS i indeluft. Det foreslås derfor, at der foretages konkrete indluftmålinger i lokaler, hvor børn opholder sig indendørs om vinteren, og deres overtøj opbevares.

Et vigtigt eksponeringsbidrag for PFAS indendørs kan være anvendelse af imprægneringsprodukter på sprayform til fodtøj, gardiner, duge, tæpper, madrasser, sengetøj og møbelstoffer. Det vil kræve en konkret undersøgelse at kvantificere denne eksponering mere nøjagtigt i forhold til børneklædning.

Undersøgelsen viser, at børns direkte eksponering for PFAS fra deres vintertøj giver ubetydelige udsættelser for PFAS og lave RCR værdier (selv når bidragene lægges sammen), og de vurderes dermed ikke i sig selv at kunne volde sundhedsmæssige problemer.

Imidlertid kan opbevaring og tørring af vintertøj indendørs i skoler og institutioner muligvis i worst-case give anledning til væsentlige indeluft eksponeringer og høj RCR og dermed bidrage til de sundhedsmæssige problemer, der kan følge af den samlede udsættelse for PFAS.

7. Miljøvurdering

7.1 Introduktion

I de senere år er der kommet betydelig opmærksomhed på de perfluorerede stoffer (PFAS), også i miljøsammenhæng, fordi de har vist sig at være særdeles modstandsdygtige over for nedbrydning i naturen, kan transporteres over lange afstande og påvises alle steder i miljøet (f.eks. i Arktis) og kan akkumulere i fødekæder.

Visse PFAS er inkluderet på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (LOUS), og der er for nylig i forbindelse med et generelt review af stofferne på denne liste også foretaget en litteraturbaseret gennemgang af stoffernes opførsel, skæbne og effekter i miljøet (Lassen *et al.*, 2013). LOUS-kortlægningen er fulgt op af flere andre igangværende eller nyligt afsluttede projekter omhandlende forskellige sundheds- og miljøaspekter ved PFAS-gruppen og de mulige alternativer.

Miljøbeskrivelsen og – vurderingen i det følgende bygger i betydelig grad på resultaterne af de nævnte projekter, der har omfattet indsamling og vurdering af den nyeste viden på området. Der mangler specifikke miljødata på mange PFAS, hvorfor vurderingen i væsentlig grad må baseres på ekstrapolation/"read across" af data for de mest undersøgte stoffer inden for gruppen; PFOS og PFOA.

7.2 Miljøklassificering

PFOS og derivater er de eneste af stofferne, som har én harmoniseret klassificering jf. EU's CLP-forordning. De er med hensyn til miljøegenskaber klassificeret som Aquatic Chronic 2, "Toxic to aquatic life with long lasting effects" (H411). For et antal andre forbindelser er der lavet selvklassificeringer, der dog stort set kun adresserer stoffernes sundhedsegenskaber.

7.3 Opførsel og skæbne i miljøet

Der er generel enighed internationalt om, at perfluorerede stoffer er yderst persistente i miljøet som følge af den iboende styrke af den kemiske binding mellem fluor- og kulstofatomerne i stoffernes perfluorkæde, altså den del af molekylerne, hvor alle bindingspositioner på kulstofkæden er besat med fluormolekyler (f.eks. Brooke *et al.*, 2004; US EPA, 2009; Lassen *et al.*, 2013). Perfluordelen af PFAS anses, næsten uanset kædelængden, for i praksis at være unedbrydelig under realistiske miljøforhold.

7.3.1 PFOS og precursors

PFOS er i praksis hverken bionedbrydeligt aerobt eller anaerobt. Det nedbrydes heller ikke abiotisk ved hydrolyse og kun i ubetydelig grad ved fotolyse. De beregnede halveringstider er 41 år ved hydrolyse og 3,7 år ved fotolyse (UNEP, 2006). For nedbrydning i atmosfæren er der ud fra modelberegninger estimeret en halveringstid for PFOS på 114 dage, hvilket indikerer, at der heller ikke i atmosfæren vil være signifikant nedbrydning (Environment Agency, 2004). Flygtigheden af PFOS er i øvrigt lav. Stoffet bindes stærkt til jord, sediment og slam (Jensen *et al.*, 2012).

PFOS bioakkumuleres, men via en anden mekanisme end den almindelige mekanisme for bioakkumulerende stoffer og stoffet opfylder derfor ikke EU's kriterie for bioakkumulering (B) ved en PBT-vurdering. Der er fundet biokoncentreringsfaktorer, BCF-værdier for fisk på 2.800-3.100.

Moniteringsstudier i Arktis har vist biomagnificering af PFOS i fødekæder. Således er der for top-prædatorer som sæler fundet en biomagnificeringsfaktor, BMF, på >160 (UNEP, 2006). Potentialet for biomagnificering beskrives som større i fødekæder i havmiljøet end i fødekæder i landjordsmiljøer (Jensen *et al.*, 2012).

Stofferne EtFOSE og MeFOSE, der er precursors for PFOS, kan undergå primær nedbrydning både biologisk og ved hydrolyse, og bliver herved omdannet til PFOS. Den beregnede kortere levetid af EtFOSE i atmosfæren (halveringstid 16 timer) skyldes, at det kan undergå primær nedbrydning, men i sidste ende vil det omdannes til PFOS (Brooke *et al.*, 2004).

7.3.2 PFOA og precursors

PFOA minder meget om PFOS med hensyn til opførsel og skæbne i miljøet. Stoffet er meget persistent og nedbrydes ikke under miljørelevante betingelser. Dette gælder både biotisk og abiotisk nedbrydning. PFOA er noget mere vandopløseligt end PFOS, og langdistancetransporteres derfor i endnu højere grad end PFOS via vandsystemer, herunder havstrømme (Environment Canada, 2012b).

Tilstedeværelse af PFOA i miljøet, langt fra potentielle kilder, kan skyldes transport af stoffet selv, men kan også være forårsaget af langdistancetransport af mere flygtige precursors (Ellis, *et al.*, 2004). Sådanne precursors kan være FTOH, fluortelomeriodider og fluortelomerolefiner/alkener.

Ligesom for PFOS er der ved moniteringsstudier fundet forekomst af PFOA i top-prædatorer i arktiske fødekæder, omend i en smule lavere grad end for PFOS. PFOA er i laboratorieforsøg fundet ikke at bioakkumuleres væsentligt i fisk (Environment Canada, 2012b).

7.3.3 Langkædede perfluorerede carboxylsyrer

For de fire langkædede PFCA (C₁₁-C₁₄) PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA og PFTeDA fandt Kjølholt *et al.* (2014), at der var ret få specifikke studier på de fire stoffer, og at vurderingerne af dem i de udarbejdede REACH Annex XV dossierer derfor i betydeligt omfang var baseret på read-across fra andre, beslægtede forbindelser, heriblandt PFOA. Det er for alle fire stoffer konkluderet, at de er at betragte som vPvB-stoffer, og de er derfor optaget på Kandidatlisten under REACH.

Moniteringsstudier i Arktis har vist, at en række C₁₄-C₁₅ PFCA også forekommer udbredt i fisk, hvirvelløse dyr og top-prædatorer (Lassen *et al.*, 2013).

7.3.4 Kortkædede perfluorerede carboxyl- og sulfonsyrer

Som resultat af den stigende bekymring over de langkædede perfluorforbindelsers (herunder PFOA og PFOS) persistens og bioakkumulerende egenskaber er der som alternativ blevet introduceret en række perfluorerede carboxyl- og sulfonsyrer med kortere kædelængde, ikke mindst C₄-baserede stoffer som PFBS. Disse stoffer er vist ikke at være bioakkumulerende, da de udskilles hurtigt fra de organismer, de optages i (Rayne *et al.*, 2009). De er dog stadig persistente i miljøet (Buck *et al.*, 2011).

7.3.5 Fluortelomer alkoholer

Fluortelomer alkoholer (FTOH) som f.eks. 6:2 FTOH udviser en højere grad af primær reaktivitet end de tilsvarende carboxylsyrer, men omdannes mikrobielt i miljøet til enten den tilhørende carboxylsyre eller eventuelt til en carboxylsyre med lidt længere kædelængde. Det er således fundet, at 6:2 FTOH kan nedbrydes til PFHpA (heptanoat) eller PFHxA (hexanoat), men ikke videre (Buck *et al.*, 2011).

7.3.6 Polyfluorerede acrylater/methacrylater

Fire polyfluorerede acrylater og -methacrylater er blevet registreret under REACH i 2013 (Kjølholt *et al.*, 2014). Det drejer sig om stofferne 6:2 FTMA, 6:2 FTA, MeFBSE acrylat (C₄-acrylat) og PFO-TeAA.

Kjølholt *et al.* (2014) vurderer, at disse estere relativt hurtigt vil blive hydrolyseret til de tilsvarende fluortelomeralkoholer og derfra videre til kortkædede perfluoralkylcarboxylsyrer, der ikke nedbrydes yderligere. Da perfluoralkyldelen af molekylerne således er meget stabil, anses stofferne ikke for at være bionedbrydelige. Nogle af stofferne er persistente (P) eller meget persistente (vP) ifølge REACH-kriterierne, men ingen af dem opfylder kriteriet for bioakkumulering (B) eller toksicitet (T).

7.4 Miljøeffekter

Hvad angår miljøeffekter foreligger der kun et rimeligt antal data på de mest anvendte og hyppigst fundne PFAS, nemlig C8-syrerne PFOS og PFOA, mens data for øvrige PFAS og kortkædede udgaver af carboxyl- og sulfonsyrerne er fåtallige eller helt fraværende. Vurderinger af giftighed i miljøet (næsten udelukkende vandmiljøet) foretages derfor typisk ved ekstrapolation/"read across" fra data for PFOS/PFOA.

7.4.1 PFOS og precursors

Den akutte giftighed af PFOS over for vandlevende organismer er moderat med rapporterede LC₅₀-værdier for fisk i intervallet 4,7-133 mg/L, mens der for dafnier og andre invertebrater er rapporteret om EC₅₀-værdier på 2,7-223 mg/L. Alger synes at være en smule mindre følsomme (Brooke *et al.*, 2004). Den lavest kroniske NOEC (no observed effect concentration) for vandlevende invertebrater er fundet til 0,25 mg/L og for fisk til 0,3 mg/L (Brooke *et al.*, 2004).

En oversigt over mest følsomme endpoints for PFOS inden for forskellige akvatiske organismegrupper er vist i tabel 19.

TABEL 19
OVERBLIK OVER MEST FØLSOMME AKUTTE OG KRONISKE ENDPOINTS FOR PFOS INDEN FOR FORSKELLIGE AKVATISKE ORGANISMEGRUPPER (BROOKE *ET AL.*, 2004).

Akut	Fisk	<i>Pimephales promelas</i> (elritse) (96-h): LC ₅₀ = 4,7 mg/L <i>Oncorhynchus mykiss</i> (regnbueørred) (96-h): LC ₅₀ = 13,7 mg/L
	Invertebrater	<i>Daphnia magna</i> (48-h): EC ₅₀ = 27 mg/L <i>Mysidopsis bahia</i> (marin) (96-h): LC ₅₀ = 3,6 mg/L
	Alger	<i>Selenastrum capricornutum</i> (96-h): EC ₅₀ = 126 mg/L <i>Skeletonema costatum</i> (marin art) (96-h): EC ₅₀ > 3,2 mg/L
Kronisk	Fisk	<i>Pimephales promelas</i> (elritse) (42-dage): NOEC _{survival} = 0,3 mg/L
	Invertebrater	<i>Daphnia magna</i> (28-dage): NOEC _{reproduction} = 7 mg/L <i>Mysidopsis bahia</i> (marin art) (35-dage): NOEC _{reproduction} = 0,25 mg/L
	Alger	<i>Selenastrum capricornutum</i> (96-h): NOEC=44 mg/L <i>Skeletonema costatum</i> (marin art) (96-h): NOEC>3,2 mg/L <i>Lemna gibba</i> (andemad) (7-dage): NOEC = 15,1 mg/L

7.4.2 PFOA og precursors

Giftigheden af PFOA i vandmiljøer er lavere end giftigheden af PFOS. Der er således rapporteret om akut giftighed over for fisk (LC₅₀) i intervallet 70-2.470 mg/L. Generelt synes PFOA at være omkring 10 gange mindre giftigt i vandmiljøet end PFOS. Den laveste rapporterede kroniske NOEC er

2,0 mg/L for ferskvandsalgen *P. subcapitata*. Der er kun få resultater vedrørende organismer i jordmiljøet, men også her synes PFOA at være mindre giftigt end PFOS (Jensen *et al.*, 2012).

Der er i undersøgelser fundet potentiale for hormonforstyrrende effekter af PFOA i fisk. Således blev thyroindhormonsyntesen hæmmet i ferskvandsfisken elritse ved koncentrationer på 3-30 mg/L (hvilket dog er betydeligt højere end de koncentrationer, der kan forventes i miljøet) (Environment Canada, 2012b).

7.4.3 Langkædede perfluorerede carboxylsyrer

Giftigheden af de langkædede PFCA i vandmiljøet er fundet at være moderat til lav med EC₅₀/LC₅₀-værdier i området 8,8-285 mg/L (Environment Canada, 2012b).

7.4.4 Kortkædede perfluorerede carboxylsyrer

Disse stoffer er vist ikke at være bioakkumulerende, da de udskilles hurtigt fra de organismer, de optages i, men der mangler data om deres giftighed over for vandlevende organismer.

7.4.5 Fluortelomer alkoholer

Der er for den kortkædede fluortelomeralkohol 5H 4:1 FTOH rapporteret en korttids (4,5 timer) EC₅₀-værdi (for inhibering af fotosyntese) over for alger (*P. subcapitata*) på 4,85 mM svarende til ca. 1125 mg/l (Ding *et al.*, 2012).

7.4.6 Polyfluorerede acrylater/methacrylater

Stoffernes akutte giftighed over for vandlevende organismer varierer fra høj til moderat. Relativt er giftigheden som følger: 6:2 FTMAC > 6:2 FTAC > MeFBSE acrylat > PFO-TeAA (Kjølholt *et al.*, 2014).

7.4.7 Sammenfatning – miljøeffekter af PFAS

Det fremgår af ovenstående, at selv om der samlet ikke foreligger mange data om miljøgiftigheden af PFAS, foreligger der dog en række data for PFOS, som er den PFAS, der må betragtes som den mest giftige og miljømæssigt problematiske (af de hyppigst påviste PFAS).

Der er data for akut giftighed af PFOS over for vandorganismer for tre trofiske niveauer og tilsvarende kroniske data for de samme organismegrupper (fisk, invertebrater og alger). Invertebrater har vist sig at være den mest følsomme gruppe med en laveste NOEC = 0,25 mg/L. Ud fra denne værdi kan der beregnes en PNEC (Predicted No-Effect Concentration) = 0,025 mg/L da der, jf. REACH guideline nr. R.10 (ECHA, 2008), kan anvendes en sikkerhedsfaktor (assessment factor, AF) til beregningen på kun 10 pga. antallet af data, der er til rådighed.

7.5 Eksponering af miljøet

I kapitlet om sundhedsvurdering (kapitel 6) er det beskrevet, hvordan PFAS-baserede imprægneringsmidler vil kunne afgives fra de imprægnerede tekstiler i brugsfasen til hhv. mennesker og miljø.

Hvad angår afgivelse af PFAS til luft vil det foregå ganske langsomt ved migration til og fordampning fra overfladen af det imprægnerede tekstil. Nogle af stofferne har så lavt damptryk, at afgivelsen vil være minimal. Afgivelsen vil i øvrigt tiltage proportionalt med omgivelsestemperaturen.

Derudover vil PFAS kunne frigives fra tekstilerne under brug, når de udsættes for regn eller, i mindre omfang, ved almindeligt slid. Det vurderes primært at være jordmiljøet, der vil blive eksponeret ved disse typer af frigivelse.

Endelig vil PFAS-impregneret tøj kunne afgives til spildevandssystemet i forbindelse med tøjvask. Det vurderes umiddelbart, at de fleste PFAS primært vil ende i slamfasen på renseanlæggene, men en vis andel af de mere vandopløselige stoffer vurderes at kunne gå igennem renseprocesserne og ende i vandmiljøet. Denne eksponeringsvej ift. miljøet vurderes at være den væsentligste, også selv om impregnerede tekstiler i gennemsnit formentlig vaskes betydeligt sjældnere end almindelige beklædningsgenstande.

Miljøeksponeringen i affaldsfasen for de impregnerede tekstiler vurderes at være lav da produkterne i Danmark ultimativt forventes at blive destrueret på affaldsforbrændingsanlæg, hvor en effektiv forbrænding ved høj temperatur og den rensning af røggassen, der efterfølgende foretages, tilsammen vil sikre, at kun ubetydelige mængder afgives til atmosfæren. Det kan ikke afvises, at ganske lave restkoncentrationer vil kunne påvises i slagge og røggasrensingsprodukter.

Tøj, som eksporteres til genanvendelse, vil som nærmere angivet af afsnit 0 hovedsageligt bortskaffes til lossepladser, hvorfra PFAS på længere sigt vil kunne frigives.

7.6 Miljømæssig risikovurdering

Miljøfarligheden af PFOS, PFOA og andre PFAS bygger især på stoffernes persistens og potentiale for bioakkumulering, ikke mindst hos toppredatorer i marine fødekæder. Desuden er der for nogle stoffer påvist potentiale for hormonforstyrrende effekter, der dog formodentlig først kommer til udtryk ved højere koncentrationer, end der normalt vil findes i miljøet. Det forekommer ikke sandsynligt, at der skulle kunne forekomme korttidseffekter ved de koncentrationer, det er realistiske at finde i miljøet.

Det vurderes, at den største miljøbelastning med PFAS fra impregnerede tekstiler (beklædningsgenstande inkl. fodtøj) til børn vil forekomme i forbindelse med vask af tekstilerne og efterfølgende afledning af vaskevandet til spildevandssystemet, hvorfra rester i slam og rensset spildevand vil kunne ende i hhv. jordmiljøet eller i vandløb og/eller kystnære marine vande. En mere detaljeret vurdering bør koncentrere sig om den mulige påvirkning af fauna knyttet til vandmiljøer.

Afgivelse til atmosfæren fra impregnerede tekstiler vil kunne spille en rolle for den langdistance-transport af bioakkumulerende PFAS, der er påvist i arktiske områder. Omfanget diskuteres yderligere i det følgende.

7.6.1 Eksponering via spildevand

I brugsfasen for PFAS-impregneret tøj (beklædning) formodes tøjvask og dermed husspildevand at være den væsentligste kilde og distributionsvej til eksponering af miljøet for PFAS bortset fra FTOH og andre stoffer med højt damptryk. Vaskevand fra forbrugere med indhold af PFAS udledes i Danmark (og Europa) i altovervejende grad til det offentlige spildevandssystem og transporteres til et renseanlæg, hvor der dels vil ske en vis omsætning af PFAS, dels ske en fordeling af stoffet mellem vandfasen og faststoffasen (slammet). Det rensede spildevand udledes normalt til et vandløb eller direkte til havet, mens slammet i Danmark typisk enten forbrændes eller udbringes på landbrugsjord.

I henhold til ECHAs vejledning for miljøeksponering (ECHA, 2012b) benyttes der til vurderingen af miljøeksponeringen fra tøjvask et standard EU renseanlæg med en kapacitet på 10.000 PE (personækvivalenter). Hver PE bidrager med 200 liter spildevand/dag og 0,11 kg slam/dag. Dvs. samlet for et renseanlæg af denne størrelse hhv. 2.000.000 liter spildevand/dag og 1.100 kg slam/dag. I den aktuelle sammenhæng er de 10.000 PE antaget at være fordelt på 2.500 husstande, hver bestående af fire personer.

Den daglige udledning (U_d) af hver af de undersøgte PFAS (PFAS_x) med spildevand fra en standard husstand/familie beregnes principielt for hvert enkelt PFAS ved følgende formel:

$$U_d = N * M * Q_{PFASx} * C_{tøj,PFASx} * R$$

hvor

U_d er den daglige udledning af PFAS_x fra tøjvask per husstand,

N er antal maskinvaske/dag,

M er mængde (vægt) af tøj/vask,

Q_{PFASx} er andel (%) af tøjet, der indeholder PFAS_x,

$C_{tøj,PFASx}$ er koncentration (%) af PFAS_x i det behandlede tøj,

R er andel (%) af PFAS_x, der afgives/vask.

Worst case eksponering af recipient - Til vurdering af eksponeringen via spildevand vil der regnes med udledninger fra tøj anvendt både af voksne og børn, så der opnås et estimat for den samlede udledning, som skyldes anvendelsen af PFAS i tøj.

Til et indledende, konservativt overslag af mængden af PFAS, der udledes fra tøjvask vil det antages, at alle personer i oplandet til standardrenseanlægget ejer et sæt PFAS-imprægneret regntøj eller andet overtøj, dvs. 10.000 sæt regntøj/overtøj. Yderligere antages det, at hvert sæt regntøj/overtøj har en samlet ydre overflade (jakke + bukser) på 2 m² og bliver vasket én gang om året. Hertil kommer flyverdragter og andet overtøj til børn, der vaskes oftere. Her antages det, at dette tøj vaskes hver måned. Det antages, at 1/4 af personerne i oplandet har flyverdragter og handsker, der således samlet svarer til yderligere 1 m² for 1/4 af personerne.

Der er i nærværende undersøgelse fundet en mindre afgivelse ved vask end der er fundet i tyske undersøgelser, hvor det er fundet, at der ved vask kan afgives større mængde af nogle PFAS, end der er fundet ved analyser af indhold af ikke-polymere PFAS. Til et konservativt skøn vil der regnes med de højere afgivelsesrater fundet i tyske undersøgelser.

Det vil på den baggrund antages, at der ved hver vask af regntøj/overtøj afgives en mængde svarende til det samlede ekstraherbare indhold (dvs. der afgives hvert år en mængde svarende til den ekstraherbare mængde til spildevand). Det er usikkert hvor meget, der kan afgives i længden, men det vil her antages, at i "worst case" kunne der fra børnetøjet, der vaskes hver måned, på et år blive afgivet 10 gange det ekstraherbare indhold.

Tøjet med det højeste samlede indhold af PFAS i nærværende undersøgelse (tabel 8, F20; luffer) indeholder ca. 400 µg/m², hvoraf en stor del udgøres af FTOH (8:2 FTOH) (det højeste indhold af PFAS i regntøj/flyverdragter var 280 µg/m², også her overvejende i form af 8:2 FTOH).

Den samlede årlige udledning af PFAS til spildevand fra tøjvask, U_A , beregnes ved følgende formel, som er opdelt i to led, hvor første led beregner udledningen fra alle personer i oplandet til renseanlægget og andet led beregner ekstrabidraget fra tøjet fra børn (der forventes vasket noget oftere end de voksne tøj):

$$U_A = (C_{tøj, m2} * A_A * N * PE)_{alle} + (C_{tøj, m2} * A_A * N * PE)_{børn} (\mu g/\text{år})$$

hvor

U_A er den samlede årlige udledning af PFAS_x fra tøjvask til renseanlægget,

$C_{tøj, m2}$ er koncentrationen af PFAS i tøj i µg per m²,

$A_{tøj}$ er overfladearealet af det PFAS-holdige tøj (i m² per stk. tøj),

N er det årlige antal gange det PFAS-holdige tøj vaskes (i gennemsnit),

PE er antallet af personer i oplandet til renseanlægget, der har PFAS-holdigt tøj

Den resulterende koncentration i spildevandet, $C_{PFAS, spv.}$, kan da beregnes ved:

$$C_{PFAS, spv.} = U_{\dot{A}} / (V_{spv.} * 1000) \text{ (}\mu\text{g/liter)}$$

hvor

$V_{spv.}$ er det samlede årlige spildevandsvolumen til renseanlægget i m^3

I det konkrete tilfælde indsættes følgende værdier:

$$C_{tøj, m2} = 400 \text{ }\mu\text{g/m}^2,$$

$$A_{tøj} = 2 \text{ m}^2 \text{ for voksentøj og } 1 \text{ m}^2 \text{ for børnetøj}$$

$$N = 1 \text{ for voksentøjvask og } 10 \text{ (ekstra) for børnetøjvask,}$$

$$PE = 10.000 \text{ for "alle" og } 2500 \text{ for "børn"}$$

$$V_{spv.} = 365 \text{ dage} * 2000 \text{ m}^3/\text{dag} = 730.000 \text{ m}^3 \text{ per år}$$

Herved fås

$$U_{\dot{A}} = (400 * 2 * 1 * 10.000)_{alle} + (400 * 1 * 10 * 2500)_{børn} = 18.000.000 \text{ }\mu\text{g/år}$$

og

$$C_{PFAS, spv.} = 18.000.000 / (730.000 * 1000) = 0,025 \text{ }\mu\text{g/liter}$$

Altså fås en indløbskoncentration af PFAS til renseanlægget på $0,025 \text{ }\mu\text{g/L}$, der i værst tænkelige scenarie overhovedet ikke nedbrydes eller tilbageholdes i renseanlægget, men udledes til recipienten og derved i denne overslagsberegning bliver "Predicted Environmental Concentration" (PEC).

Der er i afsnit 7.4.7 beregnet en PNEC på $25 \text{ }\mu\text{g/L}$ for giftighed af stoffet PFOS i vandmiljøet. PFOS anses for at være omtrent 10 gange mere giftigt end PFOA, og er formodentlig også giftigere end de øvrige PFAS. Såfremt PEC/PNEC-forholdet (risikokvotienten) er større end 1, foreligger der en risiko for økotoksikologiske effekter, men det ses, at PEC/PNEC selv i dette konservative scenarie, hvor giftigheden af alle PFAS sættes lig giftigheden af PFOS, er langt under 1, nemlig $0,025/25 = 0,001$. Der er derfor ikke grund til yderligere forfinelse af risikoberegningen for eksponering via spildevand.

Videre transport af stofferne - Der synes således ikke i klassisk forstand at være nogen betydende miljörisiko forbundet med udledning af PFAS fra tekstilvask til spildevand og senere vandmiljøet. Der er dog i litteraturen indikationer på hormonforstyrrende effekter af nogle PFAS (Environment Canada, 2012b), som imidlertid ikke er tilstrækkeligt underbygget til at kunne evalueres her. De længerekædede PFAS kan bioakkumulere og biomagnificere i topprædatorer, hvilket i sidste ende kan få betydning når bidraget fra vask af tekstiler lægges sammen med udledninger fra en række andre kilder. Det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at sige noget om, hvilke effekter der kunne være højere oppe i fødekæden, af stofferne udledt fra vask af tekstiler, men i det følgende vil det blive vurderet overslagsmæssigt, hvor store de mængder, der udledes med vaskevand, kan være sammenlignet med udledninger fra andre kilder.

Sammenligning med andre kilder - Hvis den ovenstående konservative mængdeberegning baseret på analyseresultaterne i nærværende undersøgelse opskales til hele Danmark (ca. 5 millioner PE) fås en samlet udledt mængde på 9 kg PFAS per år , som kan betragtes som "worst case", mens den faktiske udledning må regnes at være betydeligt mindre. En alternativ beregning kan opnås med udgangspunkt i det estimerede indhold af PFAS-baserede imprægneringsmidler i tøj

solgt i Danmark. I Jensen *et al.* (2008) anslås det samlede indhold af PFAS i tøj solgt i Danmark til 745-18.000 kg. I nærværende undersøgelse er det vist, at de ekstraherbare PFAS i gennemsnit udgør omkring 0,04 % af det samlede fluorindhold i tekstilerne. Der er en vis usikkerhed i forhold til, hvor meget der kan afgives i forhold til det ekstraherbare indhold; undersøgelser viser, at det godt kan være højere end det ekstraherbare indhold. Hvis der regnes med, at mellem 0,02 % og 0,06 % af indholdet af PFAS-baserede imprægneringsmidler kan frigives som ikke-polymere PFAS til vaskevand skulle den samlede frigivelse være i størrelsen 0,1-11 kg PFAS. Dette indikerer, at de faktiske mængder formentlig er noget lavere end de mængder, der er beregnet for "worst case".

Som beskrevet ovenfor estimeres "worst case" koncentrationer i indløb til renseanlæg af PFAS stammende fra tekstiler til 0,025 µg/L. Disse beregninger er gennemført som "worst case", hvor der er regnet med den højest målte værdi i tøjet. Hvis der i stedet regnes med gennemsnit af målingerne, kan koncentrationen i indløbet estimeres to ca. 0,007 µg/L. De faktisk målte koncentrationer i indløb til renseanlæg er lidt højere. Der er ved monitoring af PFAS i indløb til kommunale renseanlæg fundet samlede koncentrationer af PFAS på 0,010-0,075 µg/L (Strand *et al.*, 2006). De dominerende PFAS i indløb til de kommunale renseanlæg var PFOA (median på ca. 0,020 µg/L), PFHxA (0,008 µg/L), PFOS (0,004 µg/L) and PFNA (0,003 µg/L) (medianværdier er aflæst på en figur idet kilden kun angiver medianværdier på tabelform for kommunale og industrielle renseanlæg samlet). Resultaterne indikerer, at tekstiler potentielt kan være væsentlige kilder af PFAS til de kommunale renseanlæg, men at der formentlig også er andre væsentlige kilder.

I realiteten er det en væsentlig andel af de flygtige PFAS i spildevandet, der frigives til luften ved spildevandsbehandlingen. Ahrens *et al.* (2011) beregner på baggrund af luftmålinger over et renseanlæg i Canada en samlet afgivelse af PFAS til luft på 2,6 kg/år med FTOH som de dominerende PFAS. Artiklen angiver ikke, hvor meget der udledes ad andre veje.

Udenlandske undersøgelser - Knepper *et al.* (2014) opgør den samlede mængde PFOA, der udledes med vaskevand fra vask af tekstiler i Tyskland til 0,27 kg/år i et af tre opstillede scenarier, hvor der er regnet med den største afgivelse. Den samlede udledte mængde af de ni PFAS med det største indhold i tekstilerne opgøres til 0,76 kg/år i samme scenarie (altså betydeligt mindre mængder end der er regnet med i nærværende "worst case" scenarie). Ved at sammenligne den årlige transport i Rhinen, som estimeres til 464 kg PFOA, med det mulige udslip fra vaskevand fra de 80 mio. mennesker i flodens opland beregnes, at udslip fra vask bidrager med 0,05 % af de samlede tilførsler til floden.

Ud fra målte koncentrationer af PFOA i udledninger fra renseanlæg, der behandler husholdnings-spildevand, på 0,020 µg/L (som svarer meget godt til, hvad der er fundet i Danmark, hvor PFOA udgør den største andel af PFAS i indløb), beregner forfatterne, at der samlet udledes en årlig mængde på ca. 100 kg PFOA fra renseanlæggene. Forfatterne anslår, at 0,25 % af dette kan stamme fra vaskevand fra tekstilvask (de 0,27 kg/år nævnt ovenfor). Forfatterne angiver ikke, hvad der kunne være kilde til den øvrige mængde. Forfatterne opgør den samlede mængde ikke-polymere PFAS i solgte tekstiler i Tyskland til 30-75 kg/år under en antagelse af, at de ikke-polymere PFAS udgør 0,1 % af fluorindholdet i de PFAS-baserede imprægneringsmidler. I betragtning af, at man i undersøgelsen finder, at afgivelsen af PFOA er større end det ekstraherbare indhold, virker det ikke velunderbygget, at mindre end 1 % af indholdet af ikke-polymere PFAS skulle ende i spildevand.

7.6.2 Eksponering via luft

Mange PFAS, heriblandt sulfonsyren PFOS og carboxylsyren PFOA og de øvrige PFSA/PFCA, har så lave damptryk, at afgivelse til atmosfæren vurderes at være en ubetydelig transportvej til miljøet sammenlignet med spredning via vand. Der er imidlertid en række PFAS, ikke mindst fluortelomeralkoholer (FTOH), EtFOSE og MeFOSE, der har højere damptryk, og hvor afgivelse til luft er påvist som en væsentlig spredningsvej, som nærmere beskrevet i afsnit 6.5.3.

Ellis *et al.* (2004) har således gennem laboratorieforsøg sandsynliggjort, at atmosfærisk langtransport af PFAS kan finde sted i form af FTOH, der senere omdannes til de tilhørende syrer. Zhao *et al.* (2012), der har målt forekomsten af PFAS på transekter langs Grønlands østkyst samt i Atlanten fra Europa til Antarktis, peger også på langtransport via atmosfæren som en del af forklaringen på de fund af PFAS, der gøres i Arktis, selvom langtransport med havstrømme samlet set anses for at være vigtigere. Udledninger af FTOH til den nordlige halvkugle er ud fra koncentrationer i atmosfæren og halveringstider for stofferne estimeret at være i størrelsen 100-1000 t/år (Ellis *et al.*, 2003). Hvis Danmarks bidrag regnes at være i størrelsen 0,1-1 % af dette, skulle det svare til 0,1-10 t/år fra Danmark (Danmark svarer befolkningsmæssigt til ca. 1 % af EU og 0,1 % af befolkningen på den nordlige halvkugle).

Bidrag fra børnetøj - Som det er påvist i tyske undersøgelser fandt man over en 5-dages periode en afgivelse af 8:2 FTOH på 7-18 % (gennemsnit 12 %) af det ekstraherbare indhold, mens afgivelsen af 10:2 FTOH og 6:2 FTOH var på henholdsvis 17-70 % (gennemsnit 50 %) og 0-54 % (gennemsnit 13 %). Afgivelsen af andre flygtige EtFOSE og MeFOSE var under detektionsgrænsen. Med disse rater må man regne med, at alt den frie FTOH i tøjet frigives i tøjets levetid. En væsentlig spørgsmål er om tøjet umiddelbart efter produktion har indeholdt væsentligt større mængder FTOH, end på det tidspunkt, hvor prøverne udtages som formentlig er flere måneder efter produktionen af tøjet. Ydermere er det et spørgsmål, i hvilken grad der kan dannes fri FTOH i løbet af tøjets levetid. Hvis man regner med et eksponentielt fald i koncentrationen af FTOH, og at målingerne er foretaget 3 måneder efter produktion, vil man nå frem til, at koncentrationerne umiddelbart efter produktionen var 10-50 gange større end de målte koncentrationer. Der foreligger ingen data, der kan vise om det forholder sig sådan. Et første "worst case" estimat kan fås ud fra følgende forudsætninger:

- Antallet af solgte flyverdragter svarer til antal børn født de seneste 7 år (Danmarks Statistik, 2013): Ca. 430,000 stk. (bemærk at dette er lidt højere end estimeret i afsnit 2.2.3, hvor der også tages højde for genbrug)
- Gennemsnit FTOH koncentration: 110 µg/m²
- Overfladeareal pr. dragt: 1 m²/stk
- Andel af dragter med PFAS: 30 %

Det samlede indhold kan beregnes til $430,000 \text{ stk} \times 110 \text{ µg FTOH/m}^2 \times 1 \text{ m}^2/\text{stk} \times 30 \% = 0,14 \text{ kg FTOH}$.

Ud over flyverdragter er der også et væsentligt forbrug knyttet til handsker, regntøj, jakker, mm. og samlet kan mængden af FTOH estimeres til 0,2 kg FTOH. Hvis det groft antages, at der vil kunne fordampe 10 gange det ekstraherbare indhold, kommer mængden op på 2 kg FTOH. Sammenlignet med det estimerede bidrag fra Danmark på 0,1-10 t/år, er det under alle omstændigheder et meget beskedent bidrag, der vil kunne komme fra børnetøjet.

En anden kilde vil kunne være frigivelse af PFAS senere i tekstilernes livsforløb ved nedbrydning af PFAS-baserede polymere. I en publikation, der diskuterer usikkerheder og mangler i en opgørelse af de globale udledninger af PFAS (Wang *et al.*, 2014b), er der udarbejdet en række scenarier for, hvor store udslip der vil kunne ske fra bionedbrydning af PFAS-baserede polymere (bl.a. i tekstiler). Der er regnet med, at der løbende dannes PFAS fra bionedbrydning af produkterne i brug. Scenarierne adskiller sig på to parametre: levetiden af tøjet og halveringstider for bionedbrydning (der regnes kun på udslip fra produkterne i brug). Scenarierne viser, at udledninger af FOSA/FOSE (samlede stofgrupper) og forskellige FTOH (6:2 til 14:2) fra nedbrydning af PFAS-baserede polymere meget vel kan være af samme størrelse som udledninger af disse stoffer fra alle andre kilder tilsammen. For 8:2 FTOH estimerer scenarierne eksempelvis en samlet global udledning i 2015 fra nedbrydning af PFAS-baserede polymere på mellem 100 og 350 tons/år afhængig af modelparametrene. Det estimeres ikke, hvor meget af dette som vil skyldes brug af polymerene i tekstiler, men det må reg-

nes at kunne udgøre en væsentlig del. Der er i scenarierne regnet med, at produkterne har en levetid på henholdsvis fem og ti år, hvilket er realistisk for tekstiler til voksne men formentlig lidt lang tid for tekstiler til børn. Disse beregninger indikerer klart, at tekstiler vil kunne udgøre en væsentlig del af udledningerne af de flygtige PFAS. Hvis antagelserne i disse scenarier er rigtige, vil udslip fra tekstilerne i den samlede brugsperiode kunne være væsentligt større end estimeret ovenfor.

I Danmark vil tøjet efter bortskaffelse (hvis ikke eksporteret til genbrug) blive forbrændt, men det er ikke tilfældet i de fleste andre EU medlemsstater. Der foreligger ingen resultater for, i hvilken grad PFAS frigives fra tøjet ved nedbrydning i en losseplads, men potentialet er meget stort sammenlignet med frigivelsen af ikke-polymere PFAS i løbet af tøjets levetid. Ahrens *et al.* (2011) har påvist, at luften over to undersøgte lossepladser i Canada indeholdt 3-30 gange højere koncentrationer af PFAS (primært FTOH) end referencesteder, og beregner en samlet emission af PFAS til luft fra de to lossepladser på henholdsvis 0,1 og 1 kg/år.

Udenlandske undersøgelser

Tyske undersøgelser estimerer på baggrund af målinger af FTOH i udendørstøj en samlet afgivelse fra udendørstøj på ca. 24 kg/år i Tyskland (Knepper *et al.*, 2014). Per indbygger svarer det stort set til ovenstående beregninger for Danmark på 0,2 kg/år. Under antagelse af, at den højeste målte værdi kunne repræsentere koncentrationen lige efter produktion estimerer forfatterne, at der potentielt kunne afgives 110 kg. Forfatterne gennemfører ligeledes en beregning, hvor det antages, at produkterne lige efter produktion indeholdt maksimum værdien for Bluesign mærket på 50 mg/kg. I det tilfælde ville de samlede udledninger kunne svare til 1.000 kg (ca. 50 gange de beregnede udledninger på basis af faktiske målinger). Forfatterne konkluderer, at udendørstøj i værste fald kunne give et ikke ubetydeligt bidrag til udledningerne af FTOH, men at der er behov for større viden om, hvor store koncentrationer tøjet har indeholdt tidligere i dets livscyklus.

En ny undersøgelse af de globale kilder til PFAS opgør blandt andet kilder til globale udledninger af C₄-C₁₄ PFCA (Wang *et al.*, 2014a). De største kilder er produktion af fluorpolymere med brug af natriumsalt af PFOA og PFNA efterfulgt af dannelse af PFCA ved nedbrydning af udledte fluortelomere (herunder fluortelomere udledt fra fluortelomer-baserede imprægneringsmidler). Den samlede dannelse på basis af udledninger af fluortelomere er for perioden 2003-2015 opgjort til 13-1.902 tons for hele perioden, hvilket illustrerer den store usikkerhed, der generelt er om omfanget af denne kilde. Potentielt (hvis den højeste værdi er rigtig) kan nedbrydning fra fluortelomere være ansvarlige for næsten halvdelen af udledningerne.

7.6.3 Eksponering i jordmiljøet

Den direkte eksponering af jordmiljøet antages at være helt ubetydelig, og forsøges derfor ikke estimeret.

Som worst-case for eksponering af jordmiljøet ved udbringning af spildevandsslam antages det, at al PFAS fra vask af tekstiler, som tilgår et renseanlæg, vil fordele sig til slamfasen, hvorefter det producerede slam udbringes på landbrugsjord.

Hvis det konservativt antages, at hele den estimerede årlige "worst case" mængde PFAS til spildevand på 5.600 mg går i slamfasen fås en årlig gennemsnitskoncentration i slammet på 13,9 mg/tons slam.

Hvis der yderligere regnes med, at der udbringes spildevandsslam på landbrugsjord i en maksimal mængde på 7 tons/ha og at slammet opblandes homogent i de øverste 20 cm jord, fås en jordkoncentration på ca. 30 ng/kg jord = 0,000030 mg/kg jord. Dette er så lav en koncentration, at den uden tvivl ligger langt under det niveau, hvor økotoksikologiske effekter vil forekomme i jordmiljøer.

7.7 Sammenfatning og konklusion

Miljøeffekter af PFAS - Hvad angår miljøeffekter foreligger der kun et rimeligt antal data på PFOS og PFOA, mens data for øvrige PFAS og kortkædede udgaver af carboxyl- og sulfonsyrerne er fåtallige eller helt fraværende. Vurderinger af giftighed i miljøet (næsten udelukkende vandmiljøet) foretages derfor typisk ved ekstrapolation/"read across" fra data for PFOS og PFOA.

Miljøfarligheden af PFOS, PFOA og andre PFAS bygger især på stoffernes persistens og potentiale for bioakkumulering, ikke mindst hos toppredatorer i marine fødekæder. Der er en særlig bekymring i forhold til mulige effekter i Arktiske områder. Desuden er der for nogle stoffer påvist potentiale for hormonforstyrrende effekter.

Miljøeksponering via spildevand - På basis af beregnede "worst case" udledninger af PFAS med spildevand fra vask af tøj, og PNEC værdier (Predicted No-effect Concentration) for PFOS, som er den giftigste af de beskrevne PFAS, kan der beregnes en risikokvotient på 0,001. Såfremt risikokvotienten er større end 1 foreligger der en risiko for økotoxikologiske effekter. Der synes således ikke i klassisk forstand at være nogen betydende miljørisiko for vandlevende organismer forbundet med udledning af PFAS fra tekstilvask til spildevand og derfra videre til vandmiljøet. Der er dog i litteraturen indikationer på hormonforstyrrende effekter af nogle PFAS, som ikke er tilstrækkeligt underbygget til at kunne evalueres her.

Som det nævnes i ovenstående, er den største bekymring knyttet til effekterne over for toppredatorer og i særlig grad i arktiske områder. Udledninger med spildevand fra tøjvask vil kunne bidrage til den samlede udledning af PFAS, som cirkulerer i miljøet. I tyske undersøgelser anslås, at vaskevand fra tekstilvask kun skulle udgøre 0,25 % af kilderne til PFOA i spildevand. "Worst case" scenarier i nærværende undersøgelse indikerer, at udledninger fra tøjvask potentielt kan være en væsentlig større kilde. Der er fundet meget forskellige resultater, hvad angår udledninger fra tøjvask, og en væsentlig usikkerhed knytter sig til, hvorvidt PFAS kan frigives fra de PFAS-baserede polymere i forbindelse med vask, således at de samlede mængder, der frigives i tøjets levetid, er betydeligt større end de ca. 0,04 % af det samlede fluorindhold i tekstilerne, der foreligger som frie, ekstraherbare PFAS.

Miljøeksponering via luften - PFAS udledt til luft kan transporteres over lange afstande. Det vil primært være de fordampelige PFAS som FTOH, EtFOSE og MeFOSE. Af disse vil det især være FTOH, som vil kunne afgives fra tøj. Beregningerne viser, at selv i værst tænkelige tilfælde vil afgivelse af FTOH fra børnetøj i brug næppe være en væsentlig kilde til FTOH i udeluften. Potential for udledninger af PFAS ved nedbrydning af imprægneringsmidler i lossepladser er potentielt større og udendørstøj kan være en væsentlig kilde til påviste udslip af PFAS fra lossepladser i andre lande. I Danmark bliver tøj (der ikke genbruges) forbrændt i affaldsforbrændingsanlæg, hvor PFAS destrueres, og udslip fra bortskaffelsesfasen vil derfor være ubetydelig.

Miljø eksponering i jordmiljøet - PFAS i spildevandsslam som udbringes på landbrugsjord resulterer i koncentrationer i jorden, som vurderes at ligge langt under det niveau, hvor økotoxikologiske effekter vil forekomme i jordmiljøet.

8. Konklusioner

Udbredelse af PFAS i børnetøj - Undersøgelsen viser, at PFAS-baserede imprægneringsmidler anvendes til forskelligt udendørstøj til børn og forekommer i 10-30 % af alle flyverdragter. Resultaterne viser, at de PFAS-baserede midler i høj grad er baseret på C₈-kemi. Nyere undersøgelser af voksentøj tyder på, at der er sket et skifte fra midler baseret på C₈-kemi til midler baseret på C₄₋₆-kemi, men en sådan bevægelse ses ikke for det undersøgte børnetøj. Til gengæld er der mange af de større producenter, der er gået helt væk fra PFAS-baserede imprægneringsmidler til børn. Alternativerne gør tøjet vandafvisende, men i mindre grad olieafvisende (som det fremgår af anprisningerne) sammenlignet med de PFAS-baserede midler. Kortlægningen viser, at der findes alternativer, som anvendes af vigtige markedsaktører, som dermed må vurdere, at alternativerne giver en acceptabel grad af imprægnering af tøjet.

Polymer og ikke-polymere PFAS - Undersøgelsen viser, at de ikke-polymere PFAS kun udgør omkring 0,04 % (gennemsnit) af tekstilernes indhold af fluor. Den øvrige del formodes at være til stede i polymere i form af polyfluoralkyl-baserede sidekæder. Der er stor usikkerhed omkring, i hvilken grad disse sidekæder kan fraspaltes fra polymerene ved brug, vask og bortskaffelse. De samlede mængder PFAS, der afgives i løbet af produkternes livscyklus, kan derfor være betydeligt højere end de mængder der umiddelbart kan ekstraheres fra produkterne. Udenlandske undersøgelser har vist, at der frigives meget store mængder ikke-polymere PFAS ved oxidation af imprægneringsmidlerne.

PFAS sammensætning - Samlet blev der analyseret for total-fluor i 22 produkter hvoraf 19 indeholdt fluor over detektionsgrænsen. Af disse blev der udvalgt 15 produkter til analyse for PFAS. Produkterne blev primært udvalgt blandt de produkter, hvor der blev fundet de højeste koncentrationer af total-fluor. Resultaterne viste, at FTOH og PFCA udgjorde størstedelen af det samlede indhold af PFAS, med en dominans af C₈-forbindelserne PFOA og 8:2 FTOH. Selvom antallet af produkter er beskedent, vurderes dette ikke at resultere i væsentlige usikkerheder på konklusionerne, da resultaterne af nærværende undersøgelse er meget godt i overensstemmelse med resultaterne af andre undersøgelser af PFAS i udendørstøj.

Migration til spyt - Analyser af migration til spyt viste, at en relativ lille del af PFAS-indholdet, blev afgivet til en kunstig spyt-simulant i løbet af migrationsperioden. Der er en vis usikkerhed i forhold til, om simulanten, som ikke indeholder enzymer, fuldt ud simulerer effekten af spyt, men i forhold til de konklusioner, der senere drages på grundlag af målingerne, vurderes denne usikkerhed at være uden betydning, da risikofaktoren for eksponering via spyt beregnes at være langt under 1.

Vask - Analyser af afgivelse af PFAS ved en simuleret vask viste i lighed med migrationsanalyserne til spyt, at det var en relativ lille andel af tekstilernes ekstraherbare indhold af PFAS, som blev afgivet til vaskevandet. Dette er forskelligt fra udenlandske undersøgelser, hvor der er fundet afgivelse til vask, som overstiger det ekstraherbare indhold. Da der ikke har kunnet peges på, hvilke af undersøgelserne der bedst afspejler den faktiske situation, er der ved "worst case" eksponeringsscenarioer taget udgangspunkt i de udenlandske undersøgelser, der viste de højeste afgivelse af PFAS. Usikkerheden knyttet til mængderne afgivet ved vask har ingen indflydelse på konklusionerne i relation til den umiddelbare effekt af udledte PFAS i vandmiljøet, men har indflydelse på vurderingen af, i hvilken grad tekstiler kan bidrage til de samlede udledninger af PFAS til miljøet.

Sundhed - På grundlag af sundhedsvurderingen konkluderes det, at den direkte eksponering til hud og sput fra brug af overtøj giver et ubetydeligt bidrag til eksponeringen af børn og en ubetydelig sundhedsrisiko. Denne konklusion er så robust, at usikkerhederne på data ikke påvirker konklusionen væsentligt. Til gengæld vurderes eksponering via indeluft potentielt at være en væsentlig kilde til eksponering af børn. Det kan derfor ikke afvises, at den samlede eksponering for PFAS i tøjet kan være af sundhedsmæssig betydning. Der kan på grund af usikkerheder ved anvendte data ikke drages sikre konklusioner, og det foreslås derfor, at undersøge problemstillingen nærmere ved faktiske målinger i lokaler, hvor mange børn færdes.

Miljø - Udledninger via renseanlæg vurderes ikke umiddelbart at give anledning til effekter på vandlevende organismer i recipienterne. Der er dog usikkerhed omkring eventuelle hormonforstyrrende effekter, som er sparsomt belyst. De væsentligste effekter af PFAS i miljøet er imidlertid effekter på rovdyr højere i fødekæden. Der er nogen usikkerhed omkring, i hvilken grad PFAS fra tekstiler udledt med vaskevand eller afgivet direkte til atmosfæren kan bidrage til de samlede udledninger af disse stoffer. "Worst case" beregningen indikerer, at især de direkte udledninger af PFAS til atmosfæren kan bidrage væsentligt, men der er begrænset viden om, hvor store mængder der udledes i løbet af produkternes livscyklus. Hvis der regnes med, at den mængde der afgives til atmosfæren svarer til det ekstraherbare indhold, vil det samlede bidrag være beskedent. Men det er meget muligt, at der udledes langt større mængder af ikke-polymere PFAS kort efter produktion af tekstilerne, og det er også muligt, at der senere i livsforløbet vil kunne frigives væsentlige mængder PFAS fra hydrolyse af de polyfluorerede sidekæder. Uden denne viden er det meget vanskeligt at vurdere, hvor meget tekstilerne kan bidrage med. Schweiziske undersøgelser peger på, at brug af PFAS i tekstiler meget vel kan være blandt de største kilder til udledninger af PFAS i Schweiz.

Referencer

3M (2014). Scotchgard™ Fabric Protector. 3M.

http://multimedia.3m.com/mws/mediawebsserver?mwsId=SSSSSuUn_zu8l0oxMx_14x2GOv70k17zHvu9lxtD7SSSSSS--

Ahrens L, Shoeib M, Harner T, Lee SC, Guo R, Reiner EJ. (2011). Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environ Sci Technol*; 45(19):8098-8105

Ahrens L, Harner T, Shoeib M, Lane DA, Murphy JG. (2012). Improved characterization of gas-particle partitioning for per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere using annular diffusion denuder samplers. *Environ Sci Technol*.; 46:7199-7206.

Alexander BJ, Olsen GW, Burris JM, Mandel JH, Mandel JS (2003). Mortality of employees of a perfluorooctane sulfonyl fluoride manufacturing facility. *Occup Environ Med*; 60: 722-729.

Barry V, Winqvist A, Steenland K. (2013). Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environ Health Perspect*; 121: 1313–18.

Becanova J, Karaskova P, Klanova J. (2013). Perflurinated compounds (PFCs) in outdoor and indoor textile. Poster: 5th Int. Workshop on Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances - PFAS. Helsingør, Oct. 27-29, 2013.

Benbrahim-Tallaa L, Lauby-Secretan B, Loomis D, Guyton KZ, Grosse Y, El Ghissassi F, Véronique B, Guha N, Mattock H, Straif K. (2014). Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid, tetrafluoroethylene, dichloromethane, 1,2-dichloropropane, and 1,3-propane sultone. *Lancet Oncol*; 15 (9): 924 – 925.

Bernauer (2010). Critical Appraisal on DNEL Derivation on PFOA. Præsentation ved "Workshop on PFOA and 1st ammonium salt", Bruxelles, May 2010.
http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/reach/docs/events/pfoa-bernauer_en.pdf

Biegel LB, Hurtt, ME, Frame SR, O'Connor JC, Cook JC. (2001). Mechanisms of extrahepatic tumor induction by peroxisome proliferators in male CD rats. *Toxicol Sci*; 60: 44–55.

Bischel HN, Macmanus-Spencer LA, Zhang C, Luthy RG. (2011). Strong associations of short-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin and investigation of binding mechanisms. *Environ Toxicol Chem*; 30: 2423-2430.

Bloom MS, Kannan, K, Spliethoff HM, Tao L, Aldous KM, Vena JE (2010). Exploratory assessment of perfluorinated compounds and human thyroid function. *Physiol beh* 99: 240–245.

Bookstaff RC, Moore, RW, Ingall GB, Peterson RE. (1990). Androgenic deficiency in male rats treated with perfluorodecanoic acid. *Toxicol Appl Pharmacol*; 104: 322–333.

Bonefeld-Jorgensen EC, Long M, Bossi R, Ayotte P, Asmund G, Krüger T, Ghisari M, Mulvad G, Kern P, Nzulumiki P, Dewailly E. (2011). Perfluorinated compounds are related to breast cancer risk in Greenlandic Inuit: A case control Study. *Environmental Health*; 10:88.

Brewster DW, Birnbaum, LS. (1989). The biochemical toxicity of perfluorodecanoic acid in the mouse is different from that of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *Toxicol Appl Pharmacol*; 99: 544-554.

Bringewatt A, Schlummer M, Wolz G, Gruber L, Fiedler D. (2013). Emissions of perfluorinated alkyl acids (PFAA) from waterproof and stain-resistant textiles into air and laundry water. Poster: 5th Int. Workshop on Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances - PFAS. Helsingør, Oct. 27-29, 2013.

Brooke D, Footitt A, Nwaogu TA (2004). Building Research Establishment Ltd and Risk and Policy Analysts Ltd for Environment Agency, Bristol.

Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, de Voogt P, Jensen AA, Kannan K, Mabury SA, van Leeuwen SP (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag.*; 7: 513-541. (incl. an annex with classification)

Buser A, Morf L. (2009). Substance flow analysis for Switzerland. Perfluorinated surfactants perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA). Federal Office for the Environment FOEN, Bern.

Butenhoff JL, Chang SC, Ehresman DJ, York RG. (2009). Evaluation of potential reproductive and developmental toxicity of potassium perfluorohexanesulfonate in Sprague Dawley rats. *Reprod Toxicol*; 27: 331-41.

Butenhoff JL, Bjork JA, Chang SC, Ehresman DJ, Parker GA, Das K, Lau C, Lieder PH, van Otterdijk FM, Wallace KB. (2012). Toxicological evaluation of ammonium perfluorobutyrate in rats: twenty-eight-day and ninety-day oral gavage studies. *Reprod Toxicol*; 33: 513-30.

Butt CM, Berger U, Bossi R, Tomy GT. (2010). Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the Arctic environment. *Sci Total Environ*; 408(15):2936-2965.

Chengelis CP, Kirkpatrick JB, Radovsky A, Shinohara M. (2009). A 90-day repeated dose oral (gavage) toxicity study of perfluorohexanoic acid (PFHxA) in rats (with functional observational battery and motor activity determinations). *Reprod. Toxicol*; 27: 342-351.

Coresh J, Elizabeth S, Stevens LA, Manzi J, Kusek JW, Eggers P, Van Lente F, Levey AS. (2007). Prevalence of chronic kidney disease in the United States. *JAMA*; 298 (17): 2038-2047.

D'Eon JC, Mabury SA. (2011) Exploring indirect sources of human exposure to perfluoroalkyl carboxylates (PFCA): Evaluating uptake, elimination and biotransformation of polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) in the rat. *Environ Health Perspect* 119: 344-350.

Danmarks Statistik (2013). Fødsler. <http://www.dst.dk/da/Statistik/emner/foedsler-og-adoptioner/foedsler.aspx>

Daikin (2009). Effort to reduce the environmental emissions of PFOA and to develop the alternative products (Daikin Example). Presentation. Workshop on Managing Perfluorinated Chemicals and Transitioning to Safer Alternatives, Geneva, 12-13 February, 2009. Daikin Industries, Ltd

Daikin (2014). What is Unidyne. http://www.daikin.com/chm/pro/kasei/unidyne_multi/feature/. Hentet 15. juni 2014.

Ding G, Peijnenburg WJGM. (2013). Physicochemical properties and aquatic toxicity of poly- and perfluorinated compounds. *Critl Rev Environ Sci Technol*; 43:598–678.

Dinglasan-Panlilio MJ, Mabury SA. (2006). Significant residual fluorinated alcohols present in various fluorinated materials. *Environ Sci & Technol* 40(5): 1447-1453.

Dong GH, Tung KY, Tsai CH, Liu MM, Wang D, Liu W, Jin YH, Hsieh WS, Lee YL and Chen PC, (2013). Serum Polyfluoroalkyl Concentrations, Asthma Outcomes, and Immunological Markers in a Case-Control Study of Taiwanese Children. *Environ Health Perspect* 121: 507–513.

Dreyer A, Neugebauer F, Neuhaus T, Selke S. (2014). Emission of perfluoroalkyl substances (PFASs) from textiles. Proceedings, Dioxin 2014, Madrid.

Dupont (2013). Supply-Chain Overview. DuPont smart and sustainable solutions. http://www2.dupont.com/Capstone/en_US/assets/downloads/DuPont_Teflon_Fabric_Protector_Supply_Chain.pdf

ECHA (2011). ANNEX 1 – background document to RAC opinion on perfluorooctanoic acid (PFOA). CLH report proposal for harmonised classification and labelling. <http://echa.europa.eu/documents/10162/dbb8ea98-2024-4687-a25b-785cf21535a3>

ECHA (2012a). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.15: Consumer exposure estimation. ECHA-10-G-03-EN, October 2012. http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r15_en.pdf

ECHA (2012b). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental Exposure Estimation. ECHA-10-G-06-EN, October 2012. http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r16_en.pdf

ECHA (år ikke angivet). Guideline on the interpretation of the concept “which can be placed in the mouth” as laid down in the entry 52 of Annex XVII to REACH Regulation 1907/2006. https://echa.europa.eu/documents/10162/13645/guideline_interpretation_concept_mouth_en.pdf

EFSA (2008). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctansyre (PFOA) and their salts. *EFSA Journal*; 653:1-131. European Food Safety Authority, Parma.

Ellis DA, Martin JW, De Silva AO, Mabury SA, Hurley MD, Sulbaek Andersen MP, Wallington TJ (2004). Degradation of fluorotelomer alcohols: a likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids. *Environ Sci Technol*; 38(12): 3316-3321.

ENVIRON International Corporation (2014). Assessment of POP Criteria for Specific Short-Chain perfluorinated Alkyl Substances. Project Number: 0134304A . Arlington, Virginia, January 2014.

Environment Canada (2012b). Screening Assessment Report. Perfluorooctanoic Acid, its Salts, and its Precursors. Environment Canada.

Eriksen KT, Raaschou-Nielsen O, Sørensen M, Roursgaard M, Loft S, Møller P. (2010). Genotoxic potential of the perfluorinated chemicals PFOA, PFOS, PFBS, PFNA and PFHxA in human HepG2 cells. *Mutat Res*; 700: 39-43.

- Eschauzier C, Knepper TP. (2013). New and old sources of PFAA: Characterization and biodegradation of two side-chain fluorinated acryl co-polymers. Marie Curie Initial Training Network. Environmental Chemoinformatics (ECO). Final project report 2013.
- Fang X, Gao G, Xue H, Zhang X, Wang H. (2012). Exposure of perfluorononanoic acid suppresses the hepatic insulin signal pathway and increases serum glucose in rats. *Toxicology*; 294: 109–115.
- Fang X, Zhang L, Feng Y, Zhao Y, Dai J. (2008). Immunotoxic effects of perfluorononanoic acid on BALB/c mice. *Toxicol Sci*; 105: 312–321.
- Fasano WJ, Kennedy, GL, Szostek B, Farrar DG, Ward, RJ, Haroun L, Hinderliter PM. (2005). Penetration of ammonium perfluorooctanoate through rat and human skin *in vitro*. *Drug Chem Toxicol* 2005; 28(1): 79-90.
- Fasano WJ, Carpenter SC, Gannon SA, Snow TA, Stadler JC, Kennedy GL, Buck RC, Korzeniowski SH, Hinderliter PM, Kemper RA. (2006). Absorption, distribution, metabolism and elimination of 8-2 fluorotelomer alcohol in the rat. *Toxicol Sci* 2006; 91: 341-355.
- Fei C, McLaughlin JK, Tarone RE, Olsen J (2007). Perfluorinated chemicals and fetal growth: a study within Danish national birth cohort. *Environ Health Perspec*, 115: 1677-1682.
- Fei C, McLaughlin JK, Lipworth L, Olsen J. (2009). Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity. *Human Reproduction*, 1 (1):1–6.
- Fei C, McLaughlin JK, Tarone, RE, Olsen J. (2008). Fetal growth indicators and perfluorinated chemicals: a study in the Danish National Birth Cohort. *Am J Epidemiol*; 168: 66–72.
- Fei C, McLaughlin, JK, Lipworth L, Olsen J. (2010). Maternal concentrations of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) and duration of breastfeeding. *Scand J Work Environ Health*; 36(5): 413-421.
- Fei C, Weinberg CR, Olsen J. (2012). Commentary. Perfluorinated Chemicals and Time to Pregnancy A Link Based on Reverse Causation? *Epidemiology* 23: 264-266.
- Feilberg A, Tønning AK, Jacobsen E, Hemmersam A-G, Søborg I. (2008). Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af mulige sundhedsskadelige komponenter i spraymidler til tekstilimpregnering. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, 98. Miljøstyrelsen, København.
- Fisher M, Arbuckle TE, Wade M, Haines DA. (2013) Do perfluoroalkyl substances affect metabolic function and plasma lipids?—Analysis of the 2007-2009, Canadian Health Measures Survey (CHMS) Cycle 1. *Environ Res*; 121: 95-103.
- Fromme H, Mosch C, Morowitz M, Alba-Alejandre I, Boehmer S, Kiranoglu M, Faber F, Hannibal I, Genzel-Boroviczeny O, Koletzko B, Volkel W. (2010). Pre-and postnatal exposure to perfluorinated compounds. *Environ Sci Technol*; 44: 7123-7129.
- Fromme H, Tittlemier SA, Völkel W, Wilhelm M, Twardella D. (2009). Perfluorinated compounds – Exposure assessment for the general population in western countries. *Int J Hyg Environ Health*; 212: 239-270.
- Gore (2014). GORE completes elimination of PFOA from raw material of its functional fabrics. W.L. Gore & Associates GmbH. Accessed 14 April 2014 at: http://newsroom.gore-tex.eu/en/en_innovations/gore-completes-elimination-of-pfoa-from-raw-material-of-its-functional-fabrics/f

Grandjean P, Andersen EW, Budtz-Jørgensen E, Nielsen F, Mølbak K, Weihe P, Heilmann C. (2012). Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *JAMA*; 307: 391-397.

Greenpeace (2012). Chemistry for any weather. Greenpeace International. http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/chemie/gp_outdoor_report_2012_engl_fol_fin_neu_02_es.pdf

Greenpeace (2013). Schadstoffe in Migros-Kinderjacketen. Greenpeace Schweiz. Tilgængelig juni 2014 på: <http://www.greenpeace.org/switzerland/de/Themen/Chemie/Detox/Migros/>

Gump BB, Wu Q, Dumas AK, Kannan K. (2011). Perfluorochemical (PFC) Exposure in Children: Associations with Impaired Response Inhibition. *Environ Sci Technol*; 45: 8151–8159.

Gützkow KB, Haug LS, Thomsen C, Sabaredzovic A, Becher G, Brunborg G. (2012). Placental transfer of perfluorinated compounds is selective – A Norwegian Mother and Child sub-cohort study. *Int J Hyg Environ Health*; 215: 216-9.

Halldorsson TI, Rytter D, Haug LS, Bech BH, Danielsen I, Becher G, Henriksen TB, Olsen SF. (2012). Prenatal exposure to perfluorooctanoate and risk of overweight at 20 years of age: A prospective cohort study. *Environ Health Perspect*; 120: 668–673.

Han X, Nabb DL, Russell MH, Kennedy GL, Rickard RW. (2012). Renal elimination of perfluorocarboxylates (PFCAs). *Chem Res Tox*; 25: 35-46.

Harada K, Xu F, Ono K, Iijima T, Koizumi A. (2005). Effects of PFOS and PFOA on L-type Ca²⁺ currents in guinea-pig ventricular myocytes. *Biochem Biophys Res Commun*; 329: 487-494.

Hardell E, Kärman A, van Bavel B, Bao J, Carlberg M, Hardell L. (2014). Case-control study on perfluorinated alkyl acids (PFAAs) and the risk of prostate cancer. *Environ Int*; 63: 35-39.

Harris MW, Birnbaum LS. (1989). Developmental toxicity of perfluorodecanoic acid in C57BL/6N mice. *Fund Appl Toxicol*; 12: 442–448.

Herzke D, Posner S, Olsson E. (2009). Survey, screening and analyses of PFCs in consumer products. TA-2578/2009. Swerea/IVF Project report 09/47.

Hoffman K, Webster TF, Weisskopf MG, Weinberg J, Vieira VM. (2010). Exposure to polyfluoroalkyl chemicals and attention deficit/hyperactivity disorder in U.S. children 12–15 years of age. *Environ Health Perspect*; 118: 1762–1767.

Humblet O, Diaz-Ramirez LG, Balmes JR, Pinney SM, Hiatt RA. (2014). Perfluoroalkyl chemicals and asthma among children 12–19 years of age: NHANES (1999–2008). *Environ Health Perspect*; 122: 1129–1133.

Jain RB. (2013). Association between thyroid profile and perfluoroalkyl acids: Data from NHANES 2007–2008. *Environ Res*; 126: 51–59.

Jensen AA, P B Poulsen, R Bossi. (2008). Kortlægning og miljø- og sundhedsmæssig vurdering af fluorforbindelser i imprægnerede produkter og imprægneringsmidler. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, Nr. 99. Miljøstyrelsen, København.

Jensen J, Ingvertsen ST, Magid J (2012). Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. Environmental Project No. 1406. Miljøstyrelsen, København.

Jernbro S, Rocha PS, Keiter S, Skutlarek D, Färber H, Jones PD, Giesy JP, Hollert H, Engwall M. (2007). Perfluorooctane sulfonate increases the genotoxicity of cyclophosphamide in the micronucleus assay with V79 cells. *Environ Sci Pollut Res*; 14: 85-87.

Ji K, Kim S, Kho Y, Paek D, Sakong J, Ha J, Choi K. (2012). Serum concentrations of major perfluorinated compounds among the general population in Korea: dietary sources and potential impact on thyroid hormones. *Environ Int*; 45: 78–85.

Joensen UN, Bossi R, Leffers H, Jensen AA, Skakkebaek NE, Jørgensen N. (2009). Do perfluoroalkyl compounds impair human semen quality? *Environ Health Perspec*: 117: 923–927.

Jones PD, Hu W, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP. (2003) Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environ Toxicol Chem*; 22: 2639-2649.

Kawashima Y, Kobayashi H, Miura H, Kozuka H. (1995). Characterization of hepatic responses of rat to administration of perfluorooctanoic and perfluorodecanoic acids at low levels. *Toxicology*; 99: 169–178.

Kennedy GL, Butenhoff JL, Olsen GW, O'Connor JC, Seacat AM, Perkins RG, Biegel LB, Murphy SR, Farrar DG (2004). The toxicology of perfluorooctanoate. *Crit Rev Toxicol*; 34: 351-384.

Kim S, Choi K, Ji K, Seo J, Kho Y, Park J, Park S, Hwang I, Jeon J, Yang H, Giesy JP. (2011). Transplacental transfer of thirteen perfluorinated compounds and relations with fetal thyroid hormones. *Environ Sci Technol*; 45: 7465–7472.

Kjølholt J, Jensen AA, Warming M (2015 – endnu ikke publiceret). Review of REACH registrations – perfluorinated substances. Review of non-confidential information on four substances REACH registered in 2013 and four SVHC Candidate List substances. Environmental Project No. XXXX, 2014. Miljøstyrelsen, København.

Knepper TP, Frömel T, Gremmel C, Driezum I, Weil H, Vestergren R, Cousins I. (2014). Understanding the exposure pathways of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) via use of PFASs-Containing products – risk estimation for man and environment. Report No. (UBA-FB) 001935/E. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Tyskland.

Kudo N, Iwase Y, Okayachi H, Yamakawa Y, Kawashima Y. (2005). Induction of hepatic peroxisome proliferation by 8-2 telomer alcohol feeding in mice: formation of perfluorooctanoic acid in the liver. *Toxicol Sci*; 86: 231–238.

Kudo N, Suzuki E, Katakura M, Ohmori K, Noshiro R, Kawashima Y. (2001). Comparison of the elimination between perfluorinated fatty acids with different carbon chain length in rats. *Chem-Biol Interact*; 134: 203-216.

Ladics GS, Kennedy GL, O'Connor J, Everds N, Malley LA, Frame SR, Gannon S, Jung R, Roth T, Iwai H, Shin-Ya S. (2008). 90-day oral gavage toxicity study of 8-2 fluorotelomer alcohol in rats. *Drug Cheml Toxicol*; 31: 189–216.

Langer V, Dreyer A, Ebinghaus R. (2010). Polyfluorinated compounds in residential and nonresidential indoor air. *Environ Sci Technol*; 44: 8075-8081.

Lassen C, Jensen AA, Potrykus A, Christensen F, Kjølholt J, Jeppesen CN, Mikkelsen SH, Innanen S. (2013). Survey of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Miljøprojekt nr. 1475. Miljøstyrelsen, København.

- Lau C, Anitole K, Hodes C, Lai D, Pfahles-Hutchens A, and Seed J (2007) . Perfluoroalkyl Acids: A Review of Monitoring and Toxicological Findings. *Toxicol Sci*; 99: 366-394.
- Lau C, Butenhoff JL, Rogers JM. (2004). The developmental toxicity of perfluoroalkyl acids and their derivatives. *Toxicol Appl Pharmacol*; 198: 231–241.
- Lau C, Thibodeaux JR, Hanson RG, Rogers JM, Grey BE, Stanton ME, Butenhoff JL, Stevenson LA (2003). Exposure to perfluorooctane sulfonate during pregnancy in rat and mouse II: Postnatal evaluation. *Toxicol Sci*; 74: 382-392.
- Liao CY, Wang T, Cui L, Zhou Q, Duan S, Jiang G. (2009). Changes in synaptic transmission, calcium current, and neurite growth by perfluorinated compounds are dependent on the chain length and functional group. *Environ Sci Technol*; 43: 2099-2104.
- Lieder PH, Chang SC, York RG, Butenhoff JL. (2009a). Toxicological evaluation of potassium perfluorobutanesulfonate in a 90-day oral gavage study with Sprague Dawley rats. *Toxicology*; 255: 45–52.
- Lieder PH, York RG, Hakes DC, Chang SC, Butenhoff, J.L. (2009b). A two-generation oral gavage reproduction study with potassium perfluorobutanesulfonate (K+PFBS) in Sprague Dawley rats. *Toxicology*; 259: 33-45.
- Lin CY, Chen PC, Lin YC, Lin LY. (2009). Association among serum perfluoroalkyl chemicals, glucose homeostasis, and metabolic syndrome in adolescents and adults. *Diabetes Care*; 32: 702–707.
- Lopez-Espinosa MJ, Fletcher T, Armstrong B, Genser B, Dhatariya K, Mondal D, Ducatman A, Leonardi G. (2011). Association of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) with age of puberty among children living near a chemical plant. *Environ. Sci. Technol*; 45: 8160–8166.
- Louis GM, Peterson CM, Chen Z, Hediger ML, Croughan MS, Sundaram R, Stanford JB, Fujimoto VY, Varner MW, Giudice LC, Kennedy A, Sun L, Wu Q, Kannan K. (2012). Perfluorochemicals and endometriosis. The ENDO study. *Epidemiology*; 23: 799–805.
- Loveless SE, Finlay C, Everds NE, Frame SR, Gillies PJ, O'Connor JC, Powley CR, Kennedy GL. (2006). Comparative response of rats and mice exposed to linear/branched, linear, or branched ammonium perfluorooctanoate (APFO). *Toxicology*; 220: 203-217.
- Loveless SE, Slezak B, Serex T, Lewis J, Mukerji P, O'Connor JC, Donner EM, Frame SR, Korzeniowski SH, Buck RC. (2009). Toxicological evaluation of sodium perfluorohexanoate. *Toxicology*; 264: 32–44.
- Luebker DJ, Case MT, York RG, Moore JA, Hansen KJ, Butenhoff JL. (2005). Two generation reproduction and cross-foster studies of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in rats. *Toxicology*; 215: 126–148.
- Luebker DJ, Hansen KJ, Bass NM, Butenhoff JL, Seacat AM. (2002). Interactions of fluorochemicals with rat liver fatty-acid binding protein. *Toxicology*; 176: 175-185.
- Maisonet M, Terrell ML, McGeehin MA, Christensen KY, Holmes A, Calafat AM, Marcus M. (2012). Maternal concentrations of polyfluoroalkyl compounds during pregnancy and fetal and postnatal growth in British girls. *Environ Health Perspect*; 120(10): 1432-1437.

- Maras M, Vanparys C, Muylle F, Robbens J, Berger U, Barber JL, Blust R, De Coen W. (2006). Estrogen-like properties of fluorotelomer alcohols as revealed by MCF-7 breast cancer cell proliferation. *Environ Health Perspect*; 114: 100-105.
- Martin JW, Mabury SA, O'Brien PJ (2005). Metabolic products and pathways of fluorotelomer alcohols in isolated rat hepatocytes. *Chem Biol Interact*; 155: 165-180.
- Melzer D, Rice N, Depledge MH, Henley WE, Galloway TS. (2010). Association between serum perfluorooctanoic acid (PFOA) and thyroid disease in the U.S. National Health and Nutrition Examination Survey. *Environ Health Perspect*; 118: 686–692.
- Mertens JJ, Sved DW, Marit GB, Myers NR, Stetson PL, Murphy SR, Schmit B, Shinohara M, Farr CH. 2010. Subchronic toxicity of S-111-S-WB in Sprague Dawley rats. *Int J Toxicol*; 29: 358–371.
- Miljødirektoratet (2014). Overgangsordning for PFOA vedtatt. Miljødirektoratet, Oslo.
<http://miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2014/Juni-2014/Overgangsordning-for-PFOA-vedtatt/>
- Mylchreest, E., Ladics, G.S., Munley, S.M., Buck, R.C., Stadler, J.C., 2005a. Evaluation of the reproductive and developmental toxicity of a fluoroalkylethanol mixture. *Drug Chem Toxicol*; 28: 159–175.
- Nanotex (2014). Are Nanotex products PFOA free? Tilgjengelig på: <http://www.nanotex.com/faqs/faqs.html>
- Naturskyddsföreningen (2007). Fluorerade miljögifter i impregneringsmedel. Rapport Stockholm, 2007.
- Nelson JW, Fraser AJ, Hatch EE, Scammell MK, Webster TF. (2010a). Fast food consumption and other dietary measures predict PFC serum concentrations in the U.S. population. *Reproductive Toxicology*. 33 (4): 616.
- Nicca (2014). NK GUARD Series NEOSEED Series. Tilgjengelig på: <http://www.nicca.co.jp/english/o2productinfo/attention/o4.html>.
- Norge (2013). Forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften). FOR-2004-06-01-922. § 2-32. Forbrukerprodukter som inneholder perfluoroktansyre, tilføjet maj 2013. i http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-922/KAPITTEL_2#§2-32
- Norges Naturvernforbund. (2006). Fluorinated pollutants in all-weather clothing.
- Olsen GW, Burriss JM, Ehresman DJ, Froehlich JW, Seacat AM, Butenhoff JL, Zobel LR. (2007). Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environ Health Perspect*; 115: 1298–1305.
- Olsen GW, Chang SC, Noker PE, Gorman GS, Ehresman DJ, Lieder PH, Butenhoff JL. (2009). A comparison of the pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in rats, monkeys, and humans. *Toxicology*; 256: 65-74.
- Olson CT, Andersen ME (1983). The acute toxicity of perfluorooctanoic and perfluorodecanoic acids in male rats and effect on tissue fatty acids. *Toxicol Appl Pharmacol*; 70: 362-372.

Palm D, Elander M, Watson D, Kiørboe N, Salmenperä H, Dahlbo H, Moliis K, Lyng K-A, Valente C, Gíslason S, Tekie H, Rydberg T. (2014). Towards a Nordic textile strategy. Collection, sorting, reuse and recycling of textiles. *TemaNord* 2014:538. Nordisk Ministerråd, København.

Pérez F, Nadal M, Navarro-Ortega A, Fàbrega F, Domingo JL, Barceló D, Farré M. (2013) Accumulation of perfluoroalkyl substances in human tissues. *Environ Int*; 59: 354-362.

Posner S, Roos S, Poulsen PB, Jörundsdóttir HO, Gunlaugsdóttir H, Trier X, Jensen AA, Katsogiannis AA, Herzke D, Bonefeld-Jørgensen EC, Jönsson C, Pedersen GA, Ghisari M, Jensen S. (2013). Per- and polyfluorinated substances in the Nordic countries. Use, occurrence and toxicology. *TemaNord* nr. 542. Nordisk Ministerråd, København.

Rand AA, Rooney JP, Butt CM, Meyer JN, Mabury SA. (2014). Cellular toxicity associated with exposure to perfluorinated carboxylates (PFCAs) and their metabolic precursors. *Chem Res Toxicol*; 27(1): 42-50.

Raymer JH, Michael LC, Studabaker WS, Olsen GW, Sloan CS, Wilcosky T, Walmer DK. (2012). Concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) and their associations with human semen quality measurements. *Reprod Toxicol*; 33(4): 419-427.

Rayne S, Forest K, Friesen KJ. (2009). Estimated bioconcentration factors (BCFs) for the C(4) through C(8) perfluorinated alkylsulfonic acid (PFSA) and alkylcarboxylic acid (PFCA) congeners. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*; 44(6): 598-604.

Rosenmai AK, Nielsen FK, Pedersen M, Hadrup N, Trier X, Christensen JH, Vinggaard AM (2013). Fluorochemicals used in food packaging inhibit male sex hormone synthesis. *Toxicol Appl Pharmacol*; 266(1): 132-142.

Rudolf Group (2014a). Water, (oil) and soil-repellent agents. Hentet 15. juni 2014 fra <http://www.rudolf.de/en/products/co-producer-b2b/10-water-oil-and-soil-repellent-agents.html>

Rudolf Group (2014b). BIONIC-FINISH®ECO. Hentet 15. juni 2014 fra <http://www.rudolf.de/en/brands/bionic-finishreco/ecology.html>

Rylander C, Dumeaux V, Olsen KS, Waaseth M, Sandanger TM, Lund E. (2011). Using blood gene signatures for assessing effects of exposure to perfluoroalkyl acids (PFAAs) in humans: the NOWAC postgenome study. *Int J Mol Epidemiol Genet*; 2(3): 207-216.

Sasaki K, Harada K, Saito N, Tsutsui T, Nakanishi S, Tsuzuki H, Koizumi A (2003). Impact of airborne perfluorooctane sulfonate on the human body burden and the ecological system. *Bull Environ Contam Toxicol*; 71(2): 408-413.

Savitz DA, Stein CR, Elston B, Wellenius GA, Bartell SM, Shin HM, Vieira VM, Fletcher T. (2012a). Relationship of perfluorooctanoic acid exposure to pregnancy outcome based on birth records in the Mid-Ohio Valley. *Environ Health Perspect*; 120: 1201-1207.

Savitz DA¹, Stein CR, Bartell SM, Elston B, Gong J, Shin HM, Wellenius GA (2012b). Perfluorooctanoic acid exposure and pregnancy outcome in a highly exposed community. *Epidemiology*; 23(3): 386-392.

Schlummer M, Gruber L, Fiedler D, Kizlauskas M, Müller J. (2013). Detection of fluortelomeralkoholer in indoor environments and their relevance for human exposure. *Environ Intern*; 57-58: 42-49.

- Seecat AM, Thomford PJ, Hansen KJ, Olsen GW, Case MT, Butenhoff JL. (2002). Subchronic toxicity studies on perfluorooctane sulfonate potassium salt in Cynomolgus monkeys. *Toxicol Sci*; 68: 249-264.
- Seecat AM, Thomford PJ, Hansen KJ, Clemen LA, Eldrigde SR, Elcombe CR, Butenhoff JL. (2003). Sub-chronic dietary toxicity of potassium perfluorooctane sulfonate in rats. *Toxicology*; 183: 117-131.
- Seals R, Bartell SM, Steenland K. (2011) Accumulation and clearance of perfluorooctanoic acid (PFOA) in current and former residents of an exposed community. *Environ Health Perspect*; 119: 119-124.
- Serex T, Anand S, Munley S, Donner EM, Frame SR, Buck RC, Loveless SE (2014). Toxicological evaluation of 6:2 fluorotelomer alcohol. *Toxicology*; 319:1-9.
- SFT (2006). Kartlegging av perfluoralkylstoffer (PFAS) i utvalgte tekstiler. (2006). TA-2173/2006. Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Shankar A, Xiao J, Ducatman A. (2011). Perfluoroalkyl chemicals and chronic kidney disease in US adults. *Am J Epidemiol*; 174(8): 893-900.
- Shi Z, Ding L, Zhang H, Feng Y, Xu M, Dai J. (2009). Chronic exposure to perfluorododecanoic acid disrupts testicular steroidogenesis and the expression of related genes in male rats. *Toxicol Lett*; 188: 192–200.
- Shi Z, Zhang H, Liu Y, Xu M, Dai J. (2007). Alterations in gene expression and testosterone synthesis in the testes of male rats exposed to perfluorododecanoic acid. *Toxicol Sci*, 98: 206-215.
- Slotkin TA, MacKillop EA, Meinick RL, Thayer KA and Seidler FJ. (2008). Developmental neurotoxicity of perfluorinated chemicals modeled in vitro. *Environmental Health Perspectives*; 116: 716-722.
- Stahl T, Mattern D, Brunn H. (2011) Toxicology of perfluorinated compounds. *Environmental Sciences Europe*; 23:38.
- Starling AP, Engel SM, Whitworth KW, Richardson DB, Stuebe AM, Daniels JL, Haug LS, Eggesbø M, Becher G, Sabaredzovic A, Thomsen C, Wilson RE, Travlos GS, Hoppin JA, Baird DD, Longnecker MP. (2014). Perfluoroalkyl substances and lipid concentrations in plasma during pregnancy among women in the Norwegian Mother and Child Cohort Study. *Environ Int.*; 62: 104-112.
- Steenland K, Fletcher T, Savitz DA. (2010a). Epidemiologic evidence on the health effects of perfluorooctanoic acid (PFOA). *Environ Health Perspect*, 118:1100–1108.
- Steenland K, Tinker S, Shankar A, Ducatman A. (2010b). Association of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) with uric acid among adults with elevated community exposure to PFOA. *Environ Health Perspect*; 118: 229–233.
- Steenland K, Woskie S. (2012). Cohort mortality study of workers exposed to perfluorooctanoic acid. *Am J Epidemiol*; 176: 909–917.
- Stein CR, Savitz DA. (2011). Serum Perfluorinated Compound Concentration and Attention Deficit/Hyperactivity Disorder in Children 5–18 Years of Age. *Environ Health Perspect*; 119: 1466–1471.

Strand J, Bossi R, Sortkjær O, Landkildehus F, Larsen MM. (2007). PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. Faglig rapport fra DMU nr. 608. Danmarks Miljøundersøgelser.

Taylor KW, Hoffman K, Thayer KA, Daniels JL. (2014). Polyfluoroalkyl chemicals and menopause among women 20–65 years of age (NHANES). *Environ Health Perspect*; 122:145–150.

Thomford PJ, Seacat AM, Butenhoff JL. (2002). Terminal observations in Sprague-Dawley rats after lifetime dietary exposure to N-ethyl perfluorooctane sulfonamide ethanol. *Toxicologist*, 66: 185 (abstract).

Toft G, Jönsson BA, Lindh CH, Giwercman A, Spano M, Heederik D, Lenters V, Vermeulen R, Rylander L, Pedersen HS, Ludwicki JK, Zvezdai V, Bonde JP. (2012). Exposure to perfluorinated compounds and human semen quality in Arctic and European populations. *Human Reprod*; 27: 2532–2540.

Tojo N, Kogg B, Kiørboe N, Kjær B, Aalto K. (2012). Prevention of textile waste. Material flows of textiles in three Nordic countries and suggestions on policy instruments. *TemaNord 2012:545*. Nordisk Ministerråd, København.

Tønning K, Jacobsen E, Pedersen E, Strange M, Poulsen PB, Møller L, Buchardt Boyd H. (2009). 2-åriges udsættelse for kemiske stoffer. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 103. Miljøstyrelsen, København.

UNEP (2006). Risk profile on perfluorooctane sulfonate. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its second meeting. Geneva, 6–10 November 2006.

Upham BL, Park JS, Babica P, Sovadinova I, Rummel AM, Trosko JE, Hirose A, Hasegawa R, Kanno J, Sai K. (2009). Structure-activity-dependent regulation of cell communication by perfluorinated fatty acids using in vivo and in vitro model systems. *Environ Health Perspect*; 117: 545-551.

US EPA (2006). Draft risk assessment of the potential human health effects associated with exposure to perfluoro octanoic acid and its salts. U.S. Environmental Protection Agency Office of Pollution Prevention and Toxics Risk Assessment Division.

US EPA (2009). Long-Chain Perfluorinated Chemicals (PFCs) Action Plan. US EPA.

Vanparys C, Maras M, Lenjou M, Robbens J, Van Bockstaele D, Blust R, De Coen W. (2006). Flow cytometric cell cycle analysis allows for rapid screening of estrogenicity in MCF-7 breast cancer cells. *Toxicology in Vitro*; 20: 1238-1248.

Vested A, Ramlau-Hansen CH, Olsen SF, Bonde JP, Kristensen SL, Halldorsson TI, Becher G, Haug LS, Ernst EH, Toft G. (2013). Associations of in utero exposure to perfluorinated alkyl acids with human semen quality and reproductive hormones in adult men. *Environ Health Perspect*; 121(4): 453-458.

Vestergaard S, Nielsen F, Andersson AM, Hjöllund NH, Grandjean P, Andersen HR, Jensen TK. (2012). Association between perfluorinated compounds and time to pregnancy in a prospective cohort of Danish couples attempting to conceive. *Hum Reprod*; 27(3): 873-880.

Viberg H, Lee I and Eriksson P. (2013). Adult dose-dependent behavioral and cognitive disturbances after a single neonatal PFHxS dose. *Toxicology*; 304: 185-191.

Vieira VM, Hoff man K, Shin HM, Weinberg JM, Webster TF, Fletcher T. (2013). Perfluorooctanoic acid exposure and cancer outcomes in a contaminated community: a geographic analysis. *Environ Health Perspect*; 121: 318–323.

VIT (2013). Smarte efterbehandlingsmidler. Videncenter for for Intelligente Tekstiler, Creative Business Center, VIA University Collage. Hentet 15 juni 2014 fra:

<http://www.creativebusinesscenter.dk/wordpress/wp-content/uploads/2013/01/Smarte-efterbehandlingsmidler-3.pdf>.

Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Buck RC, Hungerbühler K. (2014a). Global emission inventories for C4-C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, part II: the remaining pieces of the puzzle. *Environ Int*; 69: 166-176.

Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Buck RC, Hungerbühler K. (2014b). Global emission inventories for C4-C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, Part I: production and emissions from quantifiable sources. *Environ Int*; 70: 62-75.

Washburn ST, Bingman TS, Braithwaite SK, Buck RC, Buxton LW, Clewell HJ, Haroun LA, Kester JE, Rickard RW, Shipp AM. (2005). Exposure assessment and risk characterization for perfluorooctanoate in selected consumer articles. *Environ Sci Techno*; 39: 3904-3910 med supporting information.

Weiss JM, Andersson PL, Lamoree, MH, Leonards, PE, van Leeuwen SP, Hamers T. (2009). Competitive binding of poly- and perfluorinated compounds to the thyroid hormone transport protein transthyretin. *Toxicol Sci*; 109: 206-216.

White SS, Fenton SE, Hines EP. (2011). Endocrine disrupting properties of perfluorooctanoic acid. *J Steroid Biochem Mol Biol*; 127(1-2): 16-26.

Wolf CJ, Schmid JE, Lau C, Abbott BD. (2012). Activation of mouse and human peroxisome proliferator-activated receptor-alpha (PPARalpha) by perfluoroalkyl acids (PFAAs): further investigation of C4-C12 compounds. *Reprod Toxicol*; 33: 546–551.

Wolf CJ, Fenton SE, Schmid JE, Calafat AM, Kuklennyik Z, Bryant XA, Thibodeaux J, Das KP, White SS, Lau CS, Abbott BD. (2007). Developmental toxicity of perfluorooctanoic acid in the CD-1 mouse after cross-foster and restricted gestational exposures. *Toxicol Sci*; 95: 462-473.

Zhao Z, Xie Z, Möller A, Sturm R, Tang J, Zhang G, Ebinghaus R (2012). Distribution and long-range transport of polyfluoroalkyl substances in the Arctic, Atlantic Ocean and Antarctic coast. *Environ Pollut*; 170: 71-77.

Bilag 1: Stoffer og stofgrupper omtalt i rapporten opdelt efter forkortelse

Nedenstående tabel angiver kemiske navn, CAS nummer, kædelængde, gruppenavn og gruppeforkortelse for alle stoffer nævnt i rapporten.

Navne og forkortelser på stoffer og grupper er baseret på den anbefalede nomenklatur i Buck *et al.* (2011). Stoffer, som er analyseret i denne undersøgelse, er markeret med en stjerne.

Bemærk at den angivne kædelængde ikke i alle tilfælde er længden af den perfluorerede kulstofkæde. I carboxylsyrerne vil der i kæden være ét kulstofatom, der ikke er perfluoreret. Eksempelvis har PFOA en kulstofkæde på 8 C-atomer og angives normalt som C₈ teknologi, men det er kun 7 af kulstofatomerne, der er perfluorerede. Længden af den perfluorerede kæde er derfor angivet i parentes. For telomerene er kædelængden angivet som længden af den perfluorerede del, og der vil hertil være to C-atomer som ikke er fluorerede. 6:2 FTOH er således i overensstemmelse med almindelig praksis i litteraturen angivet som C₆, selvom den samlede kædelængde er på 8 C-atomer. Denne anvendte notationsform vedrørende kædelængde skal gøre det nemmere at se, hvilke stoffer der kan fungere som precursors for andre.

For syrer bruges de samme forkortelser for både syreformen og syreanionen, f.eks. bruges PFOS for både perfluorooctansulfonsyre og perfluorooctansulfonat anionen. I nedenstående tabel er kun syreformen angivet.

Forkortelse	Kemisk navn (i henhold til Buck <i>et al.</i> , 2014)	CAS nr.	Kædelængde **	Gruppenavn	Gruppe forkortelse
4:2 FTAC	4:2 Fluortelomeracrylat	52591-27-2	C4	n:2 Fluortelomeracrylater	n:2 FTAC
4:2 FTOH *	4:2 Fluortelomeralkohol	2043-47-2	C4	n:2 Fluortelomeralkoholer	n:2 FTOH
4:2 FTSA *	4:2 Fluortelomersulfonsyre	757124-72-4	C4	n:2 Fluortelomersulfonsyrer	n:2 FTSA
6:2 diPAP	6:2 Fluortelomerphosphatdiester	57677-95-9	C6	Polyfluoralkylphosphorsyrediester	diPAP
6:2 FTAC *	6:2 Fluortelomeracrylat	65104-64-5	C6	n:2 Fluortelomeracrylater	n:2 FTAC
6:2 FTCA *	6:2 Fluortelomercarboxylsyre	53826-12-3	C6	n:2 Fluortelomer Carboxylsyrer, mættede	n:2 FTCA
6:2 FTI	6:2 Perfluorhexylethylidid	2043-57-4	C6	n:2 Fluortelomer odider	FTI
6:2 FTMAC	6:2 Fluortelormethacrylat	2144-53-8	C6	n:2 Fluortelormethacrylater	n:2 FTMAC
6:2 FTO	6:2 Fluortelomerolefin	25291-17-2	C6	n:2 Fluortelomerolefiner	n:2 FTO
6:2 FTOH *	6:2 Fluortelomeralkohol	647-42-7	C6	n:2 Fluortelomeralkoholer	n:2 FTOH
6:2 FTSA *	6:2 Fluortelomersulfonsyre	27619-97-2	C6	n:2 Fluortelomersulfonsyrer	n:2 FTSA
6:2 FTUCA	6:2 Fluortelomercarboxylsyre, umættet	70887-88-6	C6 (C ₅)	6:2 Fluortelomer carboxylsyrer, umættede	FTUCA
8:2 diPAP	8:2 Fluortelomerphosphatdiester	678-41-1 8	C8	Polyfluoralkylphosphorsyrediester	diPAP
8:2 FTAC *	8:2 Fluortelomeracrylat	27905-45-9	C8	n:2 Fluortelomeracrylater	n:2 FTAC

Forkortelse	Kemisk navn (i henhold til Buck <i>et al.</i> , 2014)	CAS nr.	Kæde-længde **	Gruppenavn	Gruppe forkortelse
8:2 FTCA *	8:2 Fluortelomercarboxylsyre	27854-31-5	C8	(n:2) Fluortelomer carboxylsyrer, mættede	n:2 FTCA
8:2 FTMAC *	8:2 Fluortelomer methacrylat	1996-88-9	C8	n:2 Fluortelomermethacrylater	n:2 FTMAC
8:2 FTOH *	8:2 Fluortelomer alkohol	678-39-7	C8	(n:2) Fluortelomeralkoholer	n:2 FTOH
8:2 FTSA *	8:2 Fluortelomersulfonsyre	39108-34-4	C8	n:2 Fluortelomer sulfonsyrer	n:2 FTSA
8:2 FTUCA	8:2 Fluortelomercarboxylsyre, umættet	70887-84-2	C8 (C7)	6:2 Fluortelomer carboxylsyrer, umættede	FTUCA
10:2 FTAC *	10:2 Fluortelomeracrylat	17741-60-5	C10	n:2 Fluortelomeracrylater	n:2 FTAC
10:2 FTCA *	10:2 Fluortelomercarboxylsyre	53826-13-4	C10	(n:2) Fluortelomercarboxylsyrer, mættede	n:2 FTCA
10:2 FTMAC *	10:2 Fluortelomermethylacrylat	2144-54-9	C10	n:2 Fluortelomermethacrylater	n:2 FTMAC
10:2 FTOH *	10:2 Fluortelomeralkohol	865-86-1	C10	n:2 Fluortelomeralkoholer	n:2 FTOH
10:2 monoPAP	10:2 Fluortelomerphosphat monoester	57678-05-4	C10	n:2 Polyfluoralkyl phosphorsyremonoestere	monoPAP
APFN	Ammoniumperfluornonanoat	4149-60-4	C9 (C8)	Perfluoralkylcarboxylsyrer og salte	PFCA
APFO	Ammoniumperfluoroctanoat	3825-26-1	C8 (C7)	Perfluoralkylcarboxylsyrer og salte	PFCA
C8-PFPA	Perfluorooctyl phosphorsyre	40143-78-0	C8	Perfluoralkylphosphorsyrer	PFPA
EtFASA	N-Ethylperfluoralkansulfonamider	Gruppe	-	-	-
EtFASE	N-Ethylperfluoralkansulfonamidethanoler	Gruppe	-	-	-
EtFOSA *	N-Ethyl-perfluorooctane sulfonamide	4151-50-2	C8	N-Ethyl perfluoralkan sulfonamider	EtFASA
EtFOSE *	N-Ethyl-perfluorooctane sulfonamidethanol	1691-99-2	C8	N-Ethyl perfluoralkansulfonamidethanoler	EtFASE
FASA	Perfluoralkylsulfonamider	Gruppe	-	-	-
FOSA *	Perfluorooctansulfonamid	754-91-6	C8	Perfluoralkansulfonamider	FASA
FTAC	Fluortelomeracrylater	Gruppe	-	-	-
FTCA	Fluortelomercarboxylsyrer	Gruppe	-	-	-
FTMAC	Fluortelomermethacrylater	Gruppe	-	-	-
FTO	Fluortelomerolefiner	Gruppe	-	-	-
FTOH	Fluortelomeralkoholer	Gruppe	-	-	-
FTSA	Fluortelomersulfonsyrer	Gruppe	-	-	-
MeFASA	N-Methylperfluoralkan sulfonamider	Gruppe	-	-	-
MeFASE	N-Methylperfluoralkan	Gruppe	-	-	-

Forkortelse	Kemisk navn (i henhold til Buck <i>et al.</i> , 2014)	CAS nr.	Kædelængde **	Gruppenavn	Gruppe forkortelse
	sulfonamidethanoler				
MeFBSE	<i>N</i> -Methylperfluorbutan sulfonamidethanol	34454-97-2	C4	<i>N</i> -Methyl perfluoralkansulfon-amidoethanoler	MeFASE
MeFOSA *	<i>N</i> -Methylperfluoroctan sulfonamid	31506-32-8	C8	<i>N</i> -Methyl perfluoralkan sulfonamider	MeFASA
MeFOSE *	<i>N</i> -Methylperfluorctan sulfonamidethanol	24448-09-7	C8	<i>N</i> -Methyl perfluoralkan sulfonamidoethanoler	MeFASE
Na-PFOA	Natriumperfluoroctanoat	335-95-5	C8 (C7)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PASF	Perfluoroalkansulfonylfluorider	Gruppe	-	-	-
PBSF	Perfluorobutansulfonylfluorid	375-72-4	C4	Perfluoroalkansulfonylfluorider	PASF
PFAS	Polyfluoralkylforbindelser	Gruppe	-	-	-
PFBA	Perfluorbutansyre	375-22-4	C4 (C3)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PFBI	Perfluorbutyl iodid	423-39-2	C4	Perfluoralkyl iodider	PFBI
PFBS *	Perfluorbutansulfonsyre	375-73-5	C4	Perfluoralkansulfonsyre	PFSA
PFCA	Perfluoralkylcarboxylsyre	Gruppe	-	-	-
PFDA *	Perfluordecansyre	335-76-2	C10 (C9)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PFDoDA *	Perfluordodecansyre	307-55-1	C12 (C11)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PFDS *	Perfluordecansulfonsyre	335-77-3	C10	Perfluoralkansulfonsyre	PFSA
PFHpA *	Perfluorheptansyre	375-85-9	C7 (C6)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PFHpS *	Perfluorheptansulfonsyre	375-92-8	C7	Perfluoralkansulfonsyre	PFSA
PFHxA *	Perfluorhexansyre	307-24-4	C6 (C5)	Perfluoralkyl carboxylsyre og salte	PFCA
PFHxDA	Perfluorhexadecansyre	67905-19-5	C16 (C15)	Perfluoralkylcarboxylsyre og salte	PFCA
PFHxS *	Perfluorhexansulfonsyre	355-46-4	C6	Perfluoralkansulfonsyre	PFSA
PFNA *	Perfluornonansyre	375-95-1	C9 (C8)	Perfluoralkyl carboxylsyre og salte	PFCA
PFOA *	Perfluoroctansyre	335-67-1	C8 (C7)	Perfluoralkyl carboxylsyre og salte	PFCA
PFOS *	Perfluoroctansulfonsyre	1763-23-1	C8	Perfluoralkansulfonsyre	PFSA
PFO-TeAA	REACH registrering: 2-Propenoic acid, γ - ω -perfluor-C8-14-alkyl esters (PFO-TeAA) is a multi constituent substance consisting of alkyl esters with chain lengths of C8-C14. It can therefore also be declared as reaction mass of 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,	85631-54-5	C8-C14	fluortelomeracrylater	Ingen gruppeforkortelse

Forkortelse	Kemisk navn (i henhold til Buck <i>et al.</i> , 2014)	CAS nr.	Kædelængde **	Gruppenavn	Gruppe forkortelse
	10-heptadecafluorodecyl acrylate and 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-henicosafuorododecyl acrylate and 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotetradecyl acrylate.				
PFPA *	Perfluorpentansyre	2706-90-3	C5 (C4)	Perfluoralkylcarboxylsyrer og salte	PFCA
PFPeS *	Perfluorpentansulfonsyre	2706-91-4	C5	Perfluoralkansulfonsyrer	PFSA
PFSA	Perfluoralkansulfonsyrer	Gruppe	-	-	-
PFTeDA *	Perfluortetradecansyre	376-06-7	C14 (C13)	Perfluoralkyl carboxylsyrer og salte	PFCA
PFTrDA *	Perfluortridecansyre	72629-94-8	C13 (C12)	Perfluoralkyl carboxylsyrer og salte	PFCA
PFUnDA *	Perfluorundecansyre	4234-23-5	C11 (C10)	Perfluoralkyl carboxylsyrer og salte	PFCA
PFAA	Perfluoralkylsyrer	Gruppe	-	-	-
POSF	Perfluorooctansulfonylfluorid	307-35-7	C8	Perfluoralkansulfonylfluorider	PASF

* Stoffer markeret med stjerne indgår i analyseprogram.

** For carboxylsyrerne er længden af den perfluorerede kædelængde angivet i parentes.

Bilag 2: Andre forkortelser anvendt i rapporten

ADHD	Attention deficit hyperactivity disorder
BCF	Biokoncentreringsfaktor
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BMF	Biomagnificeringsfaktor
CAS	Chemical Abstract Service (kemisk klassificeringssystem)
CLP	Classification, Labelling and Packaging (Forordning)
CMR	Carcinogen, mutagen, eller reproduktionstoksisk
EC ₅₀	Koncentration, hvor der ses en effekt på 50% af forsøgsorganismerne
ECHA	European Chemicals Agency - Kemikalieagenturet
EF	De europæiske fællesskaber
EFSA	European Food Safety Authority- Den Europæiske Fødevareautoritet
ESI	Negativ electrospray ionization
EU	European Union
GC	Gaskromatograf / Gaskromatografi
HDL	Low-density lipoprotein
IARC	International Agency for Research on Cancer
JRC	Joint Research Centre
LC ₅₀	Koncentration, hvor 50% af forsøgsorganismerne dør
LDL	Low-density lipoprotein
LOUS	Listen over Uønskede Stoffer
MS	Massespektrometri
MTBE	Methyl- <i>tert</i> -butyl ether
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
PBT	Persistent, bioakkumulerbar og toksisk
PCI	Positive chemical ionization
PE	Polyethylen
PE	Personekvivalenter
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No-effect Concentration
POP	Persistent organic pollutant
PTFE	Polytetrafluorethylen
RCR	Risikokarakteriseringsratio
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (Forordning (EF) nr. 1907/2006)
ROS	Reaktive oxygen substances
TTR	Transthyretin
USA	United States of America
vPvB	Meget persistent og meget bioakkumulerbart

Bilag 3: Spørgeskema til virksomheder

Questions concerning the use of perfluorinated substances in textile products for children on the Danish market .

COWI and partners are preparing a survey of the use of perfluorinated substances in children's textile products on the Danish market for the Danish EPA. As a part of the project, companies are asked to support the survey by providing information on the topic. Please consider the following questions, which will presumably take 10 – 30 min to fill in depending on the amount of information and knowledge available.

Thank you very much in advance!

Your company:				
Contact person:				
Email:				
Phone:				
1. Which kind of children clothing with water- and/or dirt-repelling properties do you sell? Are there any product brands within the group, which are branded/labelled as containing fluorine-based technology? If yes, please indicate the brand name(s) of the garment. Please tick both YES and NO if some products in a category contain the substance while others do not.				
<i>Garment in the assortment</i>	<i>With fluorine technology for water and/or soil repellency?</i>			<i>If yes, which main brand(s)</i>
	YES	NO	Don't know	
<input type="checkbox"/> Snow suits/cold weather suits (Danish: flyverdragter)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Outdoor jackets and pants	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Rainwear	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Skiwear	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Gloves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Bibs and pinafores	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Sports clothing	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Boots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Other (please indicate):	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

2. Which kind of **childcare products** with water- and/or dirt-repelling properties do you sell? Are there any product brands within the group, which are branded/labelled as containing fluorine-based technology? If yes, please indicate the brand name(s) of the garment. Please tick both YES and NO if some products in a category contain the substance while others do not.

<i>Childcare products</i>	<i>With fluorine technology?</i>			<i>If yes, which brand(s)</i>
	YES	NO	Don't know	
<input type="checkbox"/> Car seats	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Buggies	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Cradle seats	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Carriers and baby slings	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Changing mats	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Other (please indicate):	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

3. Which kind of **accessories for children** with water- and/or dirt-repelling properties do you sell?

<i>Accessories for children</i>	<i>With fluorine technology?</i>			<i>If yes, which brand(s)</i>
	YES	NO	Don't know	
<input type="checkbox"/> Bags and backpacks	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Pencil cases	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Other (please indicate):	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

4. Textile products may be marked with certain trade names indicating the technology used for water and dirt repellency?

Are any of your children products branded with any of the following attributes?

- Teflon[®]
- Scotchgard[®]
- Unidyne[®]
- NanoTex[®]
- GreenShield[®]
- Lurotex[®] Duo System
- Crypton[®]
- Other (please indicate trade name):

5. Does your company have any restrictions of perfluorinated substances in textiles going beyond the general EU restriction on perfluorooctane sulfonates (PFOS) and related substances (the first five are covered by Oeko-Tex 100)?

Perfluorooctanoic acid (PFOA), concentration limit:
 Perfluorotridecanoic acid (PFTrDA), concentration limit:
 Perfluorododecanoic acid (PFDoDA), concentration limit:
 Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA), concentration limit:
 Perfluorotetradecanoic acid (PTFEDA), concentration limit:
 C8-based fluorotechnology, concentration limit:
 Fluoroalkyl substances of any kind, concentration limit:
 Other (please indicate substances):
 Don't know

6. Do you know any of the fluorine compounds used to provide water and dirt repellency? Please indicate chemical name and/or CAS nr.

7. In which concentrations might the fluorinated substances be present in the finished textiles?

8. Compared to the total volume of sold outdoor textile products for children, how large is the turnover of products with water- and dirt-repelling properties? (We are aware of that it is largely impossible to provide a precise estimate on that, please provide a "qualified guess" if possible). Please choose at least 1 of the three quantification possibilities:

Weight in tons:	Number of articles:	Value of articles (DKK or EUR):
<input type="checkbox"/> below 10 %	<input type="checkbox"/> below 10 %	<input type="checkbox"/> below 10 %
<input type="checkbox"/> 10 – 25 %	<input type="checkbox"/> 10 – 25 %	<input type="checkbox"/> 10 – 25 %
<input type="checkbox"/> 25 – 50 %	<input type="checkbox"/> 25 – 50 %	<input type="checkbox"/> 25 – 50 %
<input type="checkbox"/> 50 – 75 %	<input type="checkbox"/> 50 – 75 %	<input type="checkbox"/> 50 – 75 %
<input type="checkbox"/> more than 75 %	<input type="checkbox"/> more than 75 %	<input type="checkbox"/> more than 75 %

Bilag 4: Fluorholdige imprægneringsmidler som markedsføres til imprægnering af tekstiler.

Videncenter for Intelligente Tekstiler ved Creative Business Center har i 2012 udarbejdet en liste over en række overfladebehandlingsmidler til tekstiler, herunder midler baseret på (co-)polymere med perfluorerede sidekæder (VIT, 2013). Oplysninger om PFAS-baserede midler er samlet i nedenstående tabel, hvor oplysningerne er suppleret med oplysninger om andre midler indhentet fra internettet.

Producent	Varemærke/ produktnavn	Fluorforbindelser (som angivet af producent)	Anvendelse (som angivet af producent)	Reference
DuPont /Huntsman	Advanced Dual Action Teflon® fabric protector. Sælges via Huntsman som Oleophobol CP.	Fluoroalkylacrylat copolymer dispersion.	Traditionel tekstil efterbehandlingsproces (påføring på foulard - tørring - hærkning). Teflon® fabric protector-betegnelsen kan kun opnås, hvis farveriet har licens fra DuPont. Smudsafvisende	VIT, 2012
	Repel Teflon® fabric protector High performance Repel Teflon® fabric protector Advanced Dual Action Teflon® fabric protector Tri-Effects Teflon® fabric protector Sælges via Huntsman som Oleophobol CP®.	Fluoroalkylacrylat copolymer dispersion.	Traditionel tekstil efterbehandlingsproces (påføring på foulard - tørring - hærkning). Teflon® fabric protector-betegnelsen kan kun opnås, hvis farveriet har licens fra DuPont. Smudsafvisende. Tri-Effects Teflon® giver samtidig en fugtabsorberende funktion på indersiden	VIT, 2012
	Release Teflon® High Performance Release Teflon® Ultra Release Teflon®	Fluoroalkylacrylat copolymer dispersion.	Traditionel tekstil efterbehandlingsproces (påføring på foulard - tørring - hærkning). Teflon® fabric protector-betegnelsen kan kun opnås, hvis farveriet har licens fra DuPont. Smudsjernende funktion Ultra Release Teflon® fabric protector forhindrer desuden	VIT, 2012

Producent	Varemærke/ produkt navn	Fluorforbindelser (som angivet af producent)	Anvendelse (som angivet af producent)	Reference
			genudfældning af smuds under vask	
BigSky Technologies LLC	GreenShield®	Fluoroalkylacrylat og alkylacrylat copolymere Angiveligt miljøvenlig ved 8-10 gange mindre brug af fluorcarbon.	Anvendelig til bomuld, polyester, nylon, polypropylen og viskose. Angiveligt permanent vaskebestandighed (25 ganges vask). Forbedret greb i forhold til traditionelle midler. Vandbaseret formulering - traditionel proces (påføring, tørring, hærdning). Smudsafvisende Vand- og olieafvisende	VIT, 2012
BASF	Lurotex Protector RL ECO ®	Fluorcarbon efterbehandling med C ₆ -teknologi sammen med Perapret Booster XLR.	Traditionel tekstilefterbehandlingsproces (påføring på foulard - tørring - hærdning). Kan anvendes på bomuld og syntetiske varer. God vaskebestandighed og blødt greb. Reducerer behov for vask. Til beklædning og boligtekstiler. Smuds er lettere at vaske ud.	VIT, 2012
Pulcra Chemicals	Repellan KFC®	Perfluoralkyl acrylpolymer.	Kan anvendes til materialer af cellulose, syntet og uld samt blandinger. Til beklædning. Påføres i konventionelle tekstilmaskiner. Påvirker ikke greb og åndbarhed. Forbedrer slidstyrke og levetid. Smudsafvisende.	VIT, 2012
Rudolf Group	Rucostar® EEE6	Dendrimere af fluorcarbon, som reducerer mængden af fluorcarbon med 50 % i forhold til konventionel imprægnering, men med forbedret effekt. Opløsningsmiddelfri	Vandafvisende	VIT, 2012
Daikin	Unidyne™	Fluoroalkylacrylat copolymer	UNIDYNE bruges til en række af forskellige anvendelser inden for forskellige industrier såsom tekstil-, tæppe-, bil-,	Daikin, 2014

Producent	Varemærke/ produkt navn	Fluorforbindelser (som angivet af producent)	Anvendelse (som angivet af producent)	Reference
			og medicoindustrien. Vand- og olieafvisende.	
Rudolf Group	Bionic Finish®	Ved anvendelse af STARLIKE, forgrenede polymere (dendrimere), opnås vand- og olieafvisende effekter med et samtidigt reduceret indhold af harpiks fluorocarbon Det angives ikke, hvilke fluorcarbon resiner der indgår	Vand- og smudafvisende imprægnering af overflader Bemærk at Bionic Finish® Eco ikke indeholder perfluorede grupper (Rudolf Group, 2014b)	Rudolf Group, 2014a
	RUCO-GUARD®	Vand eller opløsningsmiddel-baserede fluorocarbon-polymere, fluorcarbonharpikser eller boostere Baseret på C ₆ -baserede fluorocarbon polymerdispersioner	Til vand, olie og smudsafvisende imprægnering af overflader	Rudolf Group, 2014a
	RUCOSTAR® RUCO-COAT® RUCO-PROTECT® RUCOTEC® RUCO®	Vand- eller opløsningsmiddel-baserede fluorocarbon produkter (nogle af mærkerne også tilgængelige som fluor-carbon frie) Baseret på C ₆ -baserede fluorocarbon polymerdispersioner	Til vand-, olie- og smudsafvisende imprægnering af overflader med reduceret fluorocarbon portion	Rudolf Group, 2014a
Nano-Tex	Resist Spills™	C ₆ -baserede "PFOA fri" "repellency" løsning. Hver fiber har været fundamentalt transformeret ved nanoteknologi.	Afviser væsker Giver langvarig beskyttelse Forlænger levetiden af stoffet Bevarer stoffets naturlige blødhed Til beklædning, boligtekstiler, bolig møbler, kommercielle interiør.	Nanotex, 2014

Producent	Varemærke/ produkt navn	Fluorforbindelser (som angivet af producent)	Anvendelse (som angivet af producent)	Reference
	Resists Spills and Releases Stains™	C ₆ -baserede "PFOA-fri" "dual action" produkt. Hver fiber har været fundamentalt transformeret ved nanoteknologi.	Afviser spild Hjælper til at pletter let afvaskes Giver langvarig beskyttelse Forlænger levetiden af stoffet Bevarer stoffets naturlige blødhed Til tøj og boligtekstiler	Nanotex, 2014
3M	Scotchgard™ Fabric Protector	Fluorochemical Urethane <3 %, CAS No confidential	Stærk beskyttelse, sikrer at pletter nemt fjernes Vil ikke ændre udseendet, fornemmelsen og åndbarhed af tekstiler Sikker at bruge på sarte stoffer som silke og uld	3M, 2014
Nicca	NK Guard S series	Fluorocarbon baseret vand- og olieafvisende	PFOA-frit vand og olieafvisende, skånsom mod miljøet (under detektionsgrænsen på 5 ppb) Indeholder ikke formaldehyd og dets derivater Tilbyder holdbar vand og olie frastødning for polyesterforter, nylon og bomuld Tilbyder meget blød hånd til forskellige typer af stoffer	Nicca, 2014

Bilag 5: Per- og polyfluorerede mellemprodukter/udgangsstoffer produceret af Dupont

Varemærke/ produkt navn	Fluorforbindelser (som angivet af Dupont)	Anvendelse
Capstone™ 62-I	Perfluorhexyl ethyliodid 85,0 % min (CAS Nr 2043-57-4; 6:2 FTI) Perfluorbutyl ethyliodid 5,0 % max Perfluorooctyl ethyliodid 2,0–10,0 % Perfluordecyl ethyliodid 6,0 % max Other perfluoralkylethyl iodider 1,0 % max	Overfladeaktive stoffer til tør-rensning og beskyttelse af tekstiler mod jord (US5610128) Uretaner for vand-og olieafvisende stoffer (WO2006013791) Afvisende polymer og overfladebehandlingsmiddel (WO2005092937) Vand- og olieafvisende phosphatharpiks (JP2003096311) Vand- og olieafvisende fluor-modificerede siliconer og deres fremstilling (JP09227685) Phosphonsyrer, som kan anvendes til behandling af substratoverflader (US6824882) Fluorsilicone-harpikser (JP 3364355) Polyurethaner som smudsfrigørelsesmidler (US3759874)
Capstone® 4-I	Perfluorbutyliodid 90 % min (CAS Nr 423-39-2; PFBI) Perfluorethylidid 2,0 % max Perfluorhexyliodid 1,0 % max Perfluorhexan 8,5 % max Perfluorooctan 1,0 % max	Arylguanamine derivater som vand- og olieafvisende midler til tekstiler (JP03145477) Perfluoralkylphenol pletafvisende midler til syntetiske polymere fibre (WO2002055464) Fluoralkyl triaziner som vandafvisende midler (US6391948) Uretaner til vand-og olieafvisende midler (WO006013791) Fluorerede polyurethaner som jord-frigørende finish til tekstiler (US3872058)
Capstone™ 62-AL	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridecafluor-1-octanol (CAS no. 647-42-7; 6:2 FTOH)	Ikke specificeret (må formodes at anvendes til at fremstille andre intermediater)
Capstone™ 62-MA	2-Methyl-2-propensyre, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl ester (CAS No 2144-53-8; 6:2 Fluortelomer methacrylate)	Ikke specificeret DuPont™ Capstone™ 62-MA mellemprodukt er en delvis fluoreret methacrylatmonomer, afledt fra en lineær 6:2 FTOH.

Bilag 6: Detektionsgrænser for PFAS i de forskellige matricer

Stof	Detektionsgrænser Tekstil ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Detektionsgrænser Syntetisk spyt (ng/L)	Detektionsgrænser Vaskevand (ng/L)
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)			
PFBS	0,001	0,54	1,1
PFPeS	0,001	*	*
PFHxS	0,002	0,98	0,97
PFHpS	0,001	0,72	2,38
PFOS	0,001	0,50	0,52
PFDS	0,002	0,68	0,25
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler			
PFOSA	0,006	2,5	0,91
MeFOSA	0,06	24	3,2
EtFOSA	0,06	24	3,3
MeFOSE	0,6	240	35,4
EtFOSE	0,3	120	16,0
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)			
PFPA	0,001	0,77	*
PFHxA	0,001	0,18	0,80
PFHpA	0,001	0,27	1,2
PFOA	0,001	0,51	2,2
PFNA	0,001	0,42	0,35
PFDA	0,001	0,23	0,71
PFUnDA	0,001	0,35	3,3
PFDoDA	0,002	0,87	0,59
PFTTrDA	0,005	2,5	2,4
PFTeDA	0,007	3,2	0,37
Fluortelomeralkoholer (FTOH)			
4:2 FTOH	1,0	400	*
6:2 FTOH	0,6	240	*
8:2 FTOH	0,5	200	44,1
10:2 FTOH	0,09	36	6,3

Stof	Detek- tionsgrænser Tekstil (µg/m ²)	Detektionsgræn- ser Syntetisk spyt (ng/L)	Detek- tionsgrænser Vaskevand (ng/L)
Fluortelomercarboxylsyre (FTCA)			
6:2 FTCA	0,006	2,8	4,9
8:2 FTCA	0,009	3,9	5,7
10:2 FTCA	0,02	8,1	13,9
Fluortelomermethylacrylater (FTMAC)			
8:2 FTMAC	0,5	200	61,5
10:2 FTMAC	0,5	200	40,3
Fluortelomeracrylater (FTAC)			
4:2 FTAC	1,0	400	*
6:2 FTAC	0,8	320	*
8:2 FTAC	0,6	240	61,5
10:2 FTAC	0,5	200	40,3
Fluortelomersulfonsyre (FTSA)			
4:2 FTSA	0,001	0,12	*
6:2 FTSA	0,002	0,92	0,07
8:2 FTSA	0,001	0,25	0,50

Bilag 7: Genfindingsrater ved analyse af PFAS i forskellige matricer

Stof	Genfinding (±RSD%) Tekstil	Genfinding (±RSD%) Syntetisk spyt	Genfinding (±RSD%) Vaskevand
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)			
PFBS	69 (± 12)	57 (± 20)	27 (± 12)
PFPeS	4± 14)	105 (± 2)	*
PFHxS	96 (± 5)	97 (± 6)	9± 6)
PFHpS	117 (± 3)	94 (± 5)	1± 12)
PFOS	95 (±3)	10± 14)	1± 9)
PFDS	69 (±23)	7± 20)	19 (± 1)
Perfluoralkansulfonamider og -amidethanoler			
PFOSA	100 (± 6)	10± 7)	100 (± 5)
MeFOSA	85 (± 3)	99 (± 3)	94 (± 1)
EtFOSA	86 (± 2)	10± 5)	9± 1)
MeFOSE	89 (± 3)	99 (± 2)	85 (± 1)
EtFOSE	79 (± 4)	97 (± 2)	94 (±1)
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)			
PFPA	77 (± 15)	49 (± 21)	*
PFHxA	90 (± 14)	100 (± 3)	100 (± 1)
PFHpA	120 (± 11)	11± 6)	17 (± 9)
PFOA	10±12)	10± 6)	100 (± 3)
PFNA	108 (± 6)	99 (± 6)	97 (± 2)
PFDA	96 (± 11)	99 (± 5)	95 (± 5)
PFUnDA	98 (± 4)	10± 6)	89 (± 10)
PFDoDA	11± 14)	10± 6)	94 (± 3)
PFTTrDA	10± 23)	75 (± 32)	98 (± 7)
PFTeDA	117 (± 15)	104 (± 10)	4± 16)
Fluortelomeralkoholer (FTOH)			
4:2 FTOH	9± 9)	11± 2)	*
6:2 FTOH	10± 16)	90 (± 32)	*
8:2 FTOH	88 (± 5)	12±10)	57 (± 24)
10:2 FTOH	96 (± 10)	99 (± 3)	7± 10)

Stof	Genfinding (±RSD%) Tekstil	Genfinding (±RSD%) Syntetisk sput	Genfinding (±RSD%) Vaskevand
Fluortelomercarboxylsyre (FTCA)			
6:2 FTCA	99 (± 6)	9± 4)	95 (± 3)
8:2 FTCA	100 (± 9)	95 (± 3)	84 (± 3)
10:2 FTCA	9± 4)	9± 6)	59 (± 23)
Fluortelomermethylacrylater (FTMAC)			
8:2 FTMAC	106 (± 14)	127 (± 17)	4± 30)
10:2 FTMAC	12± 3)	13± 16)	6± 21)
Fluortelomeracrylater (FTAC)			
4:2 FTAC	124 (± 3)	135 (± 12)	*
6:2 FTAC	138 (± 5)	174 (± 2)	*
8:2 FTAC	98 (± 2)	12± 10)	3± 33)
10:2 FTAC	107 (± 10)	129 (± 7)	5± 26)
Fluortelomersulfonsyre (FTSA)			
4:2 FTSA	9± 6)	84 (± 12)	*
6:2 FTSA	116 (± 5)	115 (± 4)	12± 4)
8:2 FTSA	106 (± 14)	99 (± 3)	26 (± 4)

Bilag 8: Koncentration af PFAS i tekstiler til børn i µg/m²

Nr	F1		F3		F4		F5		F6		F7		F9	
Produkt navn	Flyver-dragt		Softshell-dragt		Handsker		Kørepose		Kørepose		Kørepose		Regnjakke	
Kategori	PFAS teknologi		Vand-/smudsafvisende		PFAS teknologi		Vand-/smudsafvisende		Vand-/smuds-afvisende		Teflon®		Vand-/smudsafvisende	
Total-F µg/mgennemsn it)	60.000		128.000		58.000		21.000		42.000		365.000		32.000	
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)														
PFBS	nd	0,006	0,004	0,004	nd	nd	0,003	0,002	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFPeS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFHxS	0,005	0,004	nd	nd	0,026	0,023	0,010	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFHpS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFOS	0,055	0,062	0,009	0,009	0,033	0,028	0,24	0,17	0,002	0,002	nd	nd	0,051	0,044
PFDS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0	nd	nd	0,1	0,0
Perfluoralkansulfonamider og - amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)														
FOSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,006	0,005
MeFOSA	0,011	0,002	0,008	0,005	0,007	nd	0,01	0,02	nd	0,008	nd	nd	nd	nd
EtFOSA	0,006	0,005	0,009	0,001	0,002	nd	0,001	0,01	nd	0,003	nd	nd	nd	nd
MeFOSE	0,03	0,02	0,03	0,04	nd	nd	nd	nd	nd	0,001	nd	nd	nd	nd
EtFOSE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	0,04	0,03	0,05	0,05	0,01	0,00	0,01	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)														
PFPA	0,06	0,10	0,25	0,32	nd	0,014	0,085	0,058	nd	0,016	0,004	nd	nd	nd
PFHxA	0,84	1,13	2,92	3,59	0,22	0,19	0,27	0,22	0,02	0,030	0,17	0,12	0,047	0,044
PFHpA	0,77	1,21	1,90	2,54	0,022	0,016	0,18	0,14	0,016	0,021	0,064	0,026	0,031	0,031
PFOA	24,90	37,45	11,35	14,95	0,13	0,09	0,73	0,59	0,093	0,15	1,40	0,91	0,62	0,58
PFNA	0,31	0,78	2,32	3,62	0,023	0,017	0,14	0,12	0,019	0,11	0,063	0,038	3,62	3,20
PFDA	1,84	3,61	6,26	8,63	0,032	0,020	0,36	0,29	0,049	0,079	0,82	0,49	0,25	0,23

Nr	F1		F3		F4		F5		F6		F7		F9	
Produkt navn	Flyver-dragt		Softshell-dragt		Handsker		Kørepose		Kørepose		Kørepose		Regnjakke	
PFUnDA	0,11	0,29	0,77	1,18	0,001	0,003	0,066	0,056	0,001	0,026	0,038	0,047	1,16	0,95
PFDoDA	0,81	1,70	3,36	4,52	0,001	nd	0,15	0,11	0,006	0,013	0,56	0,37	0,025	0,022
PFTTrDA	0,43	0,94	1,42	1,25	nd	nd	0,19	0,19	0,003	0,004	nd	nd	0,019	0,013
PFTTeDA	4,69	8,65	9,77	8,86	0,024	0,014	1,21	0,87	0,48	0,66	0,018	0,21	0,079	0,068
Sum	34,76	55,85	40,31	49,44	0,45	0,37	3,38	2,63	0,69	1,11	3,14	2,21	5,84	5,13
Fluortelomercarboxylsyrer (FTCA)														
6:2 FTCA	nd	nd	0,030	0,067	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,043	0,034	nd	nd
8:2 FTCA	0,22	0,23	0,13	0,16	nd	nd	0,053	0,051	0,065	0,12	1,33	1,03	0,31	0,33
10:2 FTCA	0,23	0,32	0,21	0,19	nd	nd	nd	nd	0,030	0,064	1,11	0,97	0,13	0,16
Sum	0,45	0,55	0,38	0,41	nd	nd	0,05	0,05	0,10	0,18	2,48	2,03	0,44	0,49
Fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC)														
8:2 FTMAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,37	nd	nd	nd
10:2 FTMAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,29	nd	nd	nd
4:2 FTAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,65	nd	nd	nd
6:2 FTAC	0,08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,53	nd	nd	nd
8:2 FTAC	2,97	4,62	1,04	0,66	0,08	0,03	0,21	0,13	0,12	0,24	0,82	0,73	0,66	0,32
10:2 FTAC	1,00	1,44	0,28	0,24	nd	0,01	0,09	0,05	0,02	0,04	0,42	0,12	0,11	0,04
Sum	4,05	6,06	1,32	0,90	0,08	0,05	0,30	0,18	0,14	0,28	3,08	0,85	0,77	0,36
Fluortelomeralkoholer (FTOH)														
4:2 FTOH	0,24	nd	0,07	nd	0,24	0,06	0,14	0,51	nd	nd	0,33	nd	nd	nd
6:2 FTOH	0,35	0,48	0,74	0,48	6,20	8,86	7,99	4,39	3,91	3,34	1,35	0,31	0,25	nd
8:2 FTOH	27,49	46,86	36,76	28,94	14,72	8,22	7,93	5,10	15,27	25,93	112,14	227,85	303,59	150,82
10:2 FTOH	10,18	13,86	9,94	0,67	4,10	2,39	2,14	1,52	3,68	6,41	25,63	39,50	58,43	33,12
Sum	38,26	61,20	47,51	30,09	25,27	19,53	18,21	11,53	22,85	35,68	139,46	267,65	362,27	183,94
Fluortelomersulfonater (FTSA)														
4:2 FTSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,11	0,059	nd	nd
6:2 FTSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,58	0,25	nd	nd
8:2 FTSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5,58	0,76	0,075	0,071

Nr	F1		F3		F4		F5		F6		F7		F9	
Produkt navn	Flyver-dragt		Softshell-dragt		Handsker		Kørepose		Kørepose		Kørepose		Regnjakke	
Sum	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,27	1,07	0,08	0,07
Sum PFAS	77,63	123,75	89,58	80,90	25,87	20,00	22,20	14,60	23,78	37,26	154,42	273,80	369,45	190,03

Nr	F10		F11		F15		F17		F18		F20		F21		F22	
Produkt navn	Regnsæt		Flyver-dragt		Flyver-dragt		Regnsæt		Regnsæt		Luffer		Kørepose		Luffer	
Kategori	Teflon®		PFAS teknologi		Vand-/smudsafvisende		PFAS teknologi		PFAS teknologi		Teflon®		Vand-/smudsafvisende		Vand-/smudsafvisende	
Total-F µg/mgennemsnit)	115.000	32.000	149.000	19.000	27.000	193.000	11.000	49.000	115.000	32.000	149.000	19.000	27.000	193.000	11.000	
Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)																
PFBS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFPeS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFHxS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,003	0,004	nd	nd	0,001	0,002	0,005	0,007	0,003	0,004
PFHpS	nd	nd	nd	nd	0,14	0,16	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PFOS	nd	nd	nd	nd	0,054	0,067	nd	nd	0,001	0,002	0,006	0,007	0,003	0,002	0,02	0,02
PFDS	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,011	0,008	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	nd	nd	nd	nd	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Perfluoralkansulfonamider og - amidethanoler (FASA, MeFASA, MeFASE, EtFASA, EtFASE)																
FOSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
MeFOSA	nd	nd	nd	nd	0,007	0,007	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EtFOSA	nd	nd	nd	nd	0,026	0,067	nd	nd	nd	nd	0,04	0,04	nd	nd	nd	nd
MeFOSE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,06	0,04	nd	nd	nd	nd
EtFOSE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,04	0,03	nd	nd	nd	nd
Sum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00
Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)																

Nr	F10		F11		F15		F17		F18		F20		F21		F22	
Produkt navn	Regnsæt		Flyverdragt		Flyverdragt		Regnsæt		Regnsæt		Luffer		Kørepøse		Luffer	
PFPA	0,021	0,016	nd	nd	0,11	0,12	0,03	0,007	0,012	0,02	0,011	0,006	0,004	0,012	0,03	0,04
PFHxA	0,22	0,22	0,003	0,004	0,75	0,70	0,01	0,01	0,13	0,14	0,08	0,06	0,005	0,004	0,50	0,58
PFHpA	0,034	0,049	0,005	0,004	0,44	0,31	0,007	0,007	0,03	0,04	0,02	0,02	0,006	0,005	0,16	0,24
PFOA	0,65	0,63	0,041	0,051	1,86	1,61	0,04	0,04	0,34	0,37	0,10	0,08	0,03	0,02	2,65	3,42
PFNA	0,040	0,037	0,084	0,093	0,73	0,54	0,002	0,002	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03	0,15	0,27
PFDA	0,25	0,24	0,022	0,025	1,89	1,68	0,008	0,006	0,16	0,19	0,04	0,04	0,02	0,02	1,37	1,68
PFUnDA	0,016	0,014	0,027	0,029	0,21	0,13	0,001	0,001	0,01	0,01	0,007	0,008	0,01	0,01	0,06	0,10
PFDoDA	0,14	0,13	0,005	0,005	0,55	0,38	0,002	0,001	0,07	0,08	0,002	0,002	0,003	0,002	0,49	0,65
PFTTrDA	0,039	0,012	0,006	0,009	0,089	0,056	0,001	0,002	0,008	0,008	0,002	0,002	0,004	0,002	0,06	0,09
PFTeDA	0,25	0,088	0,021	0,022	2,91	1,90	0,01	0,01	0,12	0,14	0,007	0,007	0,02	0,01	1,16	1,56
Sum	1,66	1,43	0,21	0,24	9,53	7,42	0,11	0,08	0,91	1,02	0,31	0,26	0,14	0,12	6,62	8,63
Fluortelomercarboxylsyre (FTCA)																
6:2 FTCA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,02	0,02	nd	nd	0,01	0,02
8:2 FTCA	0,074	0,063	0,10	0,11	0,19	0,18	0,03	0,03	0,04	0,03	0,07	0,11	0,06	0,05	0,04	0,14
10:2 FTCA	0,043	0,041	0,032	0,029	0,046	0,036	nd	nd	0,01	0,02	0,03	0,04	0,02	0,02	0,04	0,07
Sum	0,12	0,10	0,14	0,14	0,24	0,22	0,03	0,03	0,05	0,05	0,11	0,17	0,08	0,07	0,10	0,23
Fluortelomeracrylater (FTAC) og fluortelomermethacrylater (FTMAC)																
8:2 FTMAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
10:2 FTMAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4:2 FTAC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6:2 FTAC	0,09	0,14	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
8:2 FTAC	4,34	5,28	0,91	0,63	0,75	0,48	0,45	0,50	0,24	0,24	2,92	2,52	0,83	0,60	0,82	1,37
10:2 FTAC	1,47	1,60	0,20	0,08	0,17	0,09	0,17	0,15	0,13	0,13	0,55	0,88	0,23	0,17	0,32	0,47
Sum	5,90	7,02	1,11	0,71	0,92	0,57	0,62	0,65	0,37	0,37	3,47	3,40	1,06	0,77	1,14	1,84
Fluortelomeralkoholer (FTOH)																
4:2 FTOH	0,59	0,02	0,07	0,07	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6:2 FTOH	0,13	0,83	0,40	nd	0,02	nd	0,50	0,39	0,65	0,24	93,93	72,17	3,46	1,90	1,33	2,20

Nr	F10		F11		F15		F17		F18		F20		F21		F22	
Produkt navn	Regnsæt		Flyver- dragt		Flyver- dragt		Regnsæt		Regnsæt		Luffer		Kørepø- se		Luffer	
8:2 FTOH	99,70	94,60	94,48	68,01	46,23	43,41	19,51	21,27	32,62	28,95	244,34	285,64	133,25	85,63	71,57	89,31
10:2 FTOH	22,65	21,07	20,84	13,28	13,49	15,04	5,72	5,38	7,49	6,57	48,50	60,58	26,69	18,52	15,40	18,69
Sum	123,08	116,52	115,79	81,36	59,74	58,45	25,73	27,05	40,76	35,76	386,77	418,40	163,40	106,05	88,31	110,20
Fluortelomersulfonater (FTSA)																
4:2 FTSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6:2 FTSA	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
8:2 FTSA	0,023	0,022	0,030	0,024	0,026	0,023	0,02	0,014	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03
Sum	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03
Sum PFAS	130,78	125,09	117,28	82,48	70,68	66,98	26,51	27,84	42,12	37,23	390,83	422,35	164,71	107,05	96,20	120,95

Bilag 9: Oversigt over fund af PFAS i tidligere undersøgelser identificeret i forbindelse med fase 1 af projektet.

Fluortelomeralkoholer (FTOH), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)									
Total FTOH	4:2 FTOH	6:2 FTOH	8:2 FTOH	10:2 FTOH	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	TekstilN r.	Reference	Kommentar (e.g. oprindel- sesland eller brandname)
<dg - 10.680					10/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne		SFT, 2006	De fleste tekstiler have koncentrationer mellem 30 og 400 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, kun en enkelt jakke indeholdt 10,7 mg/m^2 . I 9 ud af 11 produkter var 8:2 FTOH det stof, som blev fundet i de højeste koncentrationer.
27,1 - 1001					6/6	Jakker til alt slags vejr og anorak		Norges Naturvern- forbund 2006	8:2 FTOH var det domine- rende FTOH i alle produk- ter.
<dg - 464,2					8/14	Udendørstøj til børn og voksne		Greenpeace, 2012	Fundet at 6:2 FTOH som dominerende FTOH i flere produkter (9 – 11, 12) indikerer at flere produ- center er begyndt at bruge dette stof i stedet for 8:2 FTOH.
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Greenpeace jakke	1	Greenpeace, 2012	Kina

Fluortelomeralkoholer (FTOH), koncentration (µg/m ²)									
Total FTOH	4:2 FTOH	6:2 FTOH	8:2 FTOH	10:2 FTOH	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	TekstilN r.	Reference	Kommentar (e.g. oprindel- sesland eller brandname)
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	2	Greenpeace, 2012	Indonesia
418,5	<dg	<dg	229,5	189,0		Udendørs børnejakke	3	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	4	Greenpeace, 2012	Vietnam
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	5	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	6	Greenpeace, 2012	Ukraine
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børneregnbukser	7	Greenpeace, 2012	Kina
52	<dg	52,0	<dg	<dg		Damejakke	8	Greenpeace, 2012	Kina, solgt som ”PFC-free”
123,0	<dg	72,00	30,00	21,00		Udendørsjakke	9	Greenpeace, 2012	Kina
99,0	<dg	99,00	<dg	<dg		Udendørsjakke	10	Greenpeace, 2012	Kina
17,6	<dg	17,6	<dg	<dg		Poncho til børn	11	Greenpeace, 2012	Kina
40,6	<dg	<dg	40,6	<dg		Børnejakke	12	Greenpeace, 2012	Kina
464,2	<dg	352	78,1	34,1		Damejakke	13	Greenpeace, 2012	Kina
175,6	<dg	27,0	87,8	60,8		Damejakke	14	Greenpeace, 2012	Kina

Fluortelomerkoholer (FTOH), koncentration (µg/m ²)									
Total FTOH	4:2 FTOH	6:2 FTOH	8:2 FTOH	10:2 FTOH	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	TekstilN r.	Reference	Kommentar (e.g. oprindel- sesland eller brandname)
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
97,8	<dg	<dg	81,3	16,5		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbe- handlet polyester)
115,6	<dg	<dg	10.578	105		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
285,0	<dg	<dg	154	131		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon®
42,2	<dg	<dg	31,8	10,4		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
86,8	<dg	<dg	62,3	24,5		Sportsjakke	20	SFT, 2006	
426,0	<dg	<dg	295	131		Overtræks-bukser til børn	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil
206,6	<dg	<dg	140	66,6		Sort flyverdragt til børn	22	SFT, 2006	
154,9	<dg	<dg	110	44,9		Jakke til alt slags vejr	23	SFT, 2006	ProrTex tekstil
33,0	<dg	<dg	24,9	8,08		Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
168,3	<dg	<dg	125	43,3		Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Räven den mest brugte

Fluortelomerkoholer (FTOH), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)									
Total FTOH	4:2 FTOH	6:2 FTOH	8:2 FTOH	10:2 FTOH	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	TekstilN r.	Reference	Kommentar (e.g. oprindel- sesland eller brandname)
									tekstilmateriale i deres produkt- sortiment
91,0	<dg	<dg	50,4	40,6		Jakke til alt slags vejr	26	Norges Naturvern- forbund 2006	FINE TEX [®] / DuPont [™] Teflon [®]
384,8	<dg	12,8	224	148		Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvern- forbund 2006	Gore-Tex [®] Pac Lite [®]
1001,1	<dg	<dg	954	47,1		Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvern- forbund 2006	HellyTech [®]
27,1	<dg	2,73	18,9	5,46		Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvern- forbund 2006	TCS WATER 2000

Detektionsgrænser: Greenpeace ($6,8 - 179 \mu\text{g}/\text{m}^2$), SFT ($0,48 - 2,0 \mu\text{g}/\text{m}^2$), Norges Naturforbund ($0,50 - 0,54 \mu\text{g}/\text{m}^2$)

Fluortelomeracrylater (FTA) og –olefin (FTolefin), koncentration (µg/m ²)									
Total	6:2 FTA	8:2 FTA	10:2 FTA	10:2 FTolefin	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	Tekstil Nr.	Reference	Kommentar (e.g. oprin- delsesland eller brand- name)
<dg – 78,3				-	11/14	Udendørstøj til børn og voksne		Greenpeace, 2012	Intermediater i poly- merproduktionen.
1,4	<dg	1,36	<dg	-		Greenpeace jakke	1	Greenpeace, 2012	Kina
10,1	<dg	10,13	<dg	-		Børnejakke	2	Greenpeace, 2012	Indonesia
<dg	<dg	<dg	<dg	-		Udendørs børne- jakke	3	Greenpeace, 2012	Kina
19,5	<dg	19,5	<dg	-		Damejakke	4	Greenpeace, 2012	Vietnam
23,8	<dg	23,75	<dg	-		Damejakke	5	Greenpeace, 2012	Kina
6,1	<dg	6,09	<dg	-		Damejakke	6	Greenpeace, 2012	Ukraine
25,6	<dg	25,6	<dg	-		Børneregnbukser	7	Greenpeace, 2012	Kina
20,8	20,8	<dg	<dg	-		Damejakke	8	Greenpeace, 2012	Kina, solgt som ”PFC- free”
65,0	<dg	35	30	-		Udendørsjakke	9	Greenpeace, 2012	Kina
5,6	<dg	5,58	<dg	-		Udendørsjakke	10	Greenpeace, 2012	Kina

<dg	<dg	<dg	<dg	-		Poncho til børn	11	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	-		Børnejakke	12	Greenpeace, 2012	Kina
57,2	<dg	39,6	17,6	-		Damejakke	13	Greenpeace, 2012	Kina
78,4	<dg	58,1	20,3	-		Damejakke	14	Greenpeace, 2012	Kina
	-	-	-	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
	-	-	-	<dg		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbehandlet polyester)
	-	-	-	<dg		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
	-	-	-	<dg		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon
	-	-	-	<dg		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
	-	-	-	<dg		Sportsjakke	20	SFT, 2006	
	-	-	-	<dg		Overtræks-bukser til børn	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil
	-	-	-	<dg		Sort flyverdragt til børn	22	SFT, 2006	
	-	-	-	<dg		Jakke til alt slags	23	SFT, 2006	ProreTex tekstil

					vejr			
	-	-	-	<dg	Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
	-	-	-	<dg	Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Råven den mest brugte tekstilmateriale i deres produkt-sortiment
	-	-	-	1,11	Jakke til alt slags vejr	26	Norges Naturvernforbund 2006	FINE TEX [™] / DuPont [™] Teflon [™]
	-	-	-	0,26	Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvernforbund 2006	Gore-Tex [™] Pac Lite [™]
	-	-	-	0,85	Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvernforbund 2006	HellyTech [™]
	-	-	-	<dg	Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvernforbund 2006	TCS WATER 2000

Detektionsgrænser: Greenpeace (1,59 – 29,7 µg/m²), SFT (0,10 µg/m²), Norges Naturforbund (0,20 µg/m²)

Fluortelomersulfonater (FTSA) og fluortelomer-carboxylater (telomersyrer, FTCA), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)									
Total	6:2 FTSA	8:2 FTSA	6:2 FTCA	8:2 FTCA	antal > dg/ total antal	Type af tekstil- produkter	Tekstil Nr.	Reference	Kommentar
<dg – 124.2					7/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne		SFT, 2006	FTSA kan nedbrydes til perfluor-alkylsulfonater
<dg – 3,87					4/6	Jakker til alt slags vejr og anorak		Norges Naturvernforbund 2006	
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbehandlet polyester)
2,72	<dg	<dg	<dg	2,72		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
5,56	<dg	<dg	3,72	1,84		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon
0,33	<dg	<dg	<dg	0,33		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
0,09	<dg	<dg	0,09	<dg		Sportsjakke	20	SFT, 2006	
0,38	0,38	<dg	<dg	<dg		Overtræks-bukser til børn	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Sort flyverdragt til	22	SFT, 2006	

						børn			
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	23	SFT, 2006	ProreTex tekstil
0,05	<dg	<dg	0,05	<dg		Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
0,97	<dg	<dg	0,53	0,44		Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Råven den mest brugte tekstilmateriale i deres produktsortiment
1,87	0,16	1,71	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	26	Norges Naturvernforbund 2006	FINE TEX [™] / DuPont [™] Teflon [™]
1,92	0,21	1,71	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvernforbund 2006	Gore-Tex [™] Pac Lite [™]
3,87	0,34	3,53	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvernforbund 2006	HellyTech [™]
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvernforbund 2006	TCS WATER 2000

Detektionsgrænser: SFT (0,02 – 0,13 µg/m²), Norges Naturforbund (0,07 – 0,08 µg/m²)

Perfluorerede alkylsulfonater (PFS), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)									
Total	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS	antal > dg/ total antal	Type af tekstil-produkter	Tekstil Nr.	Reference	Kommentar
0 – 30,5					9/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne		SFT, 2006	
0,02 – 23,3					6/6	Jakker til alt slags vejr og anorak		Norges Naturvernforbund 2006	
<dg						Udendørstøj til børn og voksne		Greenpeace, 2012	PFOS blev ikke detekteret i prøverne fra 2012, som afspejler forbuddet i 2008
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Greenpeace jakke	1	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	2	Greenpeace, 2012	Indonesia
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørs børnejakke	3	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	4	Greenpeace, 2012	Vietnam
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	5	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	6	Greenpeace, 2012	Ukraine
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børneregnbukser	7	Greenpeace, 2012	Kina

<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	8	Greenpeace, 2012	Kina, solgt som "PFC-free"
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørsjakke	9	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørsjakke	10	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Poncho til børn	11	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	12	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	13	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	14	Greenpeace, 2012	Kina
0,06	<dg	0,04	0,02	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbehandlet polyester)
30,5	0,02	0,38	30,1	<dg		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
0,04	<dg	<dg	0,04	<dg		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon
0,03	<dg	<dg	0,03	<dg		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Sportsjakke	20	SFT, 2006	
0,17	0,10	<dg	0,07	<dg		Overtræks-bukser til	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil

						børn			
0,07	<dg	<dg	0,07	<dg		Sort flyverdragt til børn	22	SFT, 2006	
0,07	<dg	<dg	0,07	<dg		Jakke til alt slags vejr	23	SFT, 2006	ProreTex tekstil
0,06	<dg	<dg	0,06	<dg		Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
0,26	<dg	0,02	0,24	<dg		Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Råven den mest brugte tekstilmateriale i deres produktsortiment
0,02	0,02	<dg	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	26	Norges Naturvernforbund 2006	FINE TEX“ / DuPont™ Teflon“
0,28	0,12	<dg	0,16	<dg		Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvernforbund 2006	Gore-Tex“ Pac Lite“
0,67	0,30	0,17	0,20	<dg		Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvernforbund 2006	HellyTech“
0,44	0,08	0,12	0,24	<dg		Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvernforbund 2006	TCS WATER 2000
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	30	Greenpeace, 2013	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	31	Greenpeace, 2013	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	32	Greenpeace, 2013	Kina

Detektionsgrænser: Greenpeace 2010,042 – 0,277 $\mu\text{g}/\text{m}^2$), SFT (0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^2$), Norges Naturforbund (0,02 – 0,04 $\mu\text{g}/\text{m}^2$), Greenpeace 2010,092 – 0,147 $\mu\text{g}/\text{m}^2$)

Perfluoralkyl carboxylsyrer (PFCA), koncentration (µg/m ²)															
Total	PFBA	PFPA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTeDA	antal > dg / total antal	Type af tekstil-produkter	Teks tilNr	Reference	Kommentar
2,97 - 170	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne		SFT, 2006	
1,89 - 428	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6/6	Jakker til alt slags vejr og anorak		Norges Naturvern-forbund 2006	
0,66 - 10,96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14/14	Udendørstøj til børn og voksne		Greenpeace, 2012	PFOA kunne blive kvantificeret i 6/14 prøver
0,9	0,27	0,177	0,08	0,08	0,27	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Greenpeace jakke	1	Greenpeace, 2012	Kina
5,1	0,22	0,37	0,47	0,24	2,01	0,26	1,02	0,08	0,46	<dg		Børnejakke	2	Greenpeace, 2012	Indonesia
2,4	0,91	<dg	0,36	0,23	0,58	<dg	0,20	0,14	<dg	<dg		Udendørs børnejakke	3	Greenpeace, 2012	Kina
0,5	0,20	<dg	<dg	<dg	0,24	<dg	0,08	<dg	<dg	<dg		Damejakke	4	Greenpeace, 2012	Vietnam
3,2	0,31	<dg	0,64	0,09	1,58	0,11	0,43	<dg	0,07	<dg		Damejakke	5	Greenpeace, 2012	Kina
0,6	0,37	<dg	<dg	<dg	0,20	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	6	Greenpeace, 2012	Ukraine
6,3	2,26	<dg	<dg	0,84	2,31	<dg	0,90	<dg	<dg	<dg		Børneregnbukser	7	Greenpeace, 2012	Kina

1,2	0,58	<dg	0,30	<dg	0,29	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	8	Greenpeace, 2012	Kina, solgt som "PFC-free"
8,5	0,89	0,55	3,21	0,64	2,16	0,10	0,67	0,10	0,16	<dg		Udendørsjakke	9	Greenpeace, 2012	Kina
1,0	0,54	<dg	0,20	<dg	0,29	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørsjakke	10	Greenpeace, 2012	Kina
1,2	0,28	<dg	<dg	<dg	0,45	0,09	0,20	0,08	0,10	<dg		Poncho til børn	11	Greenpeace, 2012	Kina
0,7	0,36	<dg	<dg	<dg	0,30	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	12	Greenpeace, 2012	Kina
5,4	0,53	1,34	0,58	0,93	0,65	0,62	0,36	0,23	0,16	<dg		Damejakke	13	Greenpeace, 2012	Kina
11,0	0,56	0,17	1,50	0,48	4,98	0,45	1,96	0,24	0,65	<dg		Damejakke	14	Greenpeace, 2012	Kina
6,3	0,50	<dg	1,45	0,30	3,08	0,14	1,37	<dg	<dg	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
3,0	<dg	<dg	<dg	<dg	0,42	2,03	0,37	0,15	<dg	<dg		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbehandlet polyester)
34,9	4,5	2	5,46	5,18	13,7	2,21	0,45	0,34	0,85	0,16		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
170,2	1,06	4,22	11,1	20,2	34,2	49,4	23,3	13,6	11,2	1,90		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon
10,8	<dg	<dg	4,94	0,05	1,21	0,49	3,53	0,16	0,37	<dg		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
18,9	<dg	<dg	6,06	1,59	9,26	<dg	<dg	0,56	1,18	0,21		Sportsjakke	20	SFT, 2006	

3,4	<dg	<dg	<dg	0,63	1,82	0,57	0,39	<dg	<dg	<dg		Overtræks-bukser til børn	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil
2,7	<dg	<dg	<dg	0,22	2,26	0,23	<dg	<dg	<dg	<dg		Sort flyverdrag til børn	22	SFT, 2006	
7,0	<dg	<dg	<dg	0,19	1,73	2,44	1,41	0,76	0,22	0,22		Jakke til alt slags vejr	23	SFT, 2006	ProreTex tekstil
17,6	0,30	<dg	2,64	0,78	8,23	1,51	2,98	0,18	0,84	0,13		Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
94,7	2,62	2,94	24,0	10,5	32,7	6,27	13,1	0,70	1,83	0,06		Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Råven den mest brugte tekstilmateriale i deres produktsortiment
16,4	<dg	<dg	2,25	2,82	4,76	5,75	0,40	0,42	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	26	Norges Naturvernforbund 2006	FINE TEX [®] / DuPont [™] Teflon [®]
55,9	0,72	<dg	8,64	4,42	24,6	3,52	10,6	0,74	2,61	<dg		Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvernforbund 2006	Gore-Tex [®] Pac Lite [®]
53,3	0,83	<dg	11,8	3,74	20,4	0,53	11,4	3,07	1,48	<dg		Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvernforbund 2006	HellyTech [®]
1,9	<dg	<dg	0,62	0,47	0,80	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvernforbund 2006	TCS WATER 2000
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	30	Greenpeace, 2013	Kina

5.48	0,182	0,124	0,808	0,239	2,436	0,150	1,086	<dg	0,467	<dg		Børnejakke	31	Greenpeace, 2013	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	0,317	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	32	Greenpeace, 2013	Kina

Detektionsgrænser: Greenpeace (0,042 – 0,804 µg/m²), SFT (0,03 – 0,23), Norges Naturforbund (0,20 – 0,50 µg/m²), Greenpeace 2010,092 – 0,098 µg/m²)

Perfluoralkylsulfonamider (PFASA), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)										
Total	FOSA	MaFOSA	EtFOSA	MeFOSE	EtFOSE	antal > dg / total antal	Type af tekstilprodukter	TekstilNr.	Reference	Kommentar
<dg – 22.8						8/11	Ski- og sportstøj for børn og voksne		SFT, 2006	
1,43 - 107						6/6	Jakker til alt slags vejr og anorak		Norges Naturvernforbund 2006	
<dg						0/14	Udendørstøj til børn og voksne		Greenpeace, 2012	
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Greenpeace jakke	1	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	2	Greenpeace, 2012	Indonesia
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørs børnejakke	3	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	4	Greenpeace, 2012	Vietnam
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	5	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	6	Greenpeace, 2012	Ukraine
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børneregnbukser	7	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	8	Greenpeace, 2012	Kina, solgt som

Perfluoralkylsulfonamider (PFASA), koncentration (µg/m ²)										
Total	FOSA	MaFOSA	EtFOSA	MeFOSE	EtFOSE	antal > dg / total antal	Type af tekstil-produkter	TekstilNr.	Reference	Kommentar
										"PFC-free"
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørsjakke	9	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Udendørsjakke	10	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Poncho til børn	11	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Børnejakke	12	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	13	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Damejakke	14	Greenpeace, 2012	Kina
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Alpinbukser til børn	15	SFT, 2006	AIR-FLO coating
0,41	<dg	<dg	<dg	0,35	0,06		Flyverdragt til børn	16	SFT, 2006	Ping Protection (efterbehandlet polyester)
22,79	21,3	<dg	<dg	1,10	0,39		Damejakke til alt slags vejr	17	SFT, 2006	
0,03	0,03	<dg	<dg	<dg	<dg		Teflondug	18	SFT, 2006	DuPont teflon

Perfluoralkylsulfonamider (PFASA), koncentration (µg/m ²)										
Total	FOSA	MaFOSA	EtFOSA	MeFOSE	EtFOSE	antal > dg / total antal	Type af tekstil-produkter	TekstilNr.	Reference	Kommentar
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Alpinjakke	19	SFT, 2006	MaxAliento membran far Maxland Technical Textile
<dg	<dg	<dg	<dg	<dg	<dg		Sportsjakke	20	SFT, 2006	
0,03	0,03	<dg	<dg	<dg	<dg		Overtræks- bukser til børn	21	SFT, 2006	ReimaTec tekstil
0,04	<dg	<dg	0,04	<dg	<dg		Sort flyverdragt til børn	22	SFT, 2006	
1,08	<dg	<dg	<dg	0,65	0,43		Jakke til alt slags vejr	23	SFT, 2006	ProreTex tekstil
0,36	<dg	<dg	<dg	0,29	0,07		Letvægtsjakke	24	SFT, 2006	
0,74	0,04	<dg	<dg	0,52	0,18		Prøve fra tekstil til outdoor brug	25	SFT, 2006	G-1000 tekstil, ifølge Fjell Råven den mest brugte tekstilmateriale i deres produktsortiment
1,43	<dg	<dg	<dg	1,43	<dg		Jakke til alt slags	26	Norges Naturvern-	FINE TEX“ /

Perfluoralkylsulfonamider (PFASA), koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)										
Total	FOSA	MaFOSA	EtFOSA	MeFOSE	EtFOSE	antal > dg / total antal	Type af tekstil-produkter	TekstilNr.	Reference	Kommentar
							vejr		forbund 2006	DuPont™ Teflon“
14,13	0,07	0,16	<dg	13,9	<dg		Jakke til alt slags vejr	27	Norges Naturvernforbund 2006	Gore-Tex“ Pac Lite“
6,1	0,06	<dg	<dg	6,04	<dg		Jakke til alt slags vejr	28	Norges Naturvernforbund 2006	HellyTech“
4,3	<dg	<dg	<dg	4,30	<dg		Jakke til alt slags vejr	29	Norges Naturvernforbund 2006	TCS WATER 2000
<dg	<dg	-	- -	-	-		Børnejakke	30	Greenpeace, 2013	Kina
<dg	<dg	-	-	-	-		Børnejakke	31	Greenpeace, 2013	Kina
<dg	<dg	-	-	-	-		Børnejakke	32	Greenpeace, 2013	Kina

Detektionsgrænser: Greenpeace ($0,85 - 29,7 \mu\text{g}/\text{m}^2$), SFT ($0,01 - 0,06 \mu\text{g}/\text{m}^2$), Norges Naturforbund ($0,03 - 0,40 \mu\text{g}/\text{m}^2$)

Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) i tekstiler til børn

Polyfluoralkylforbindelser (PFAS) er en meget stor familie af overfladeaktive stoffer med forskellige anvendelser og egenskaber i forhold til miljø og sundhed. Der er stor forskel på, hvor grundigt stofferne er undersøgt for skadelige effekter på miljø og sundhed. Blandt de stoffer, som er undersøgt mest grundigt, er der observeret kræftfremkaldende, reproduktionstoksiske og akut giftige effekter. PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler anvendes blandt andet i tøj og andre tekstiler for at gøre materialerne vand- og smudsafvisende. Denne rapport kortlægger, hvilke forbrugerprodukter af tekstiler til børn, som indeholder PFAS, samt analyserer hvilke PFAS der findes i materialerne. Desuden undersøges det, i hvilken grad PFAS kan afgives ved brug og vask af tekstilerne, og det vurderes om afgivelsen af stofferne udgør en miljø- og sundhedsrisiko. Afsluttende redegøres for relevante affaldsstrømme, affaldsmængder og skæbne ved affaldsbehandling.

Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tel.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk