

Technical University of Denmark



Gravide forbrugeres udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer

Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 117, 2012

Nørgaard Andersen, Dorthe; Møller, Lise; Buchardt Boyd, Helle; Boberg, Julie; Petersen, Marta Axelstad; Christiansen, Sofie; Hass, Ulla; Bruun Poulsen, Pia; Strandesen, Maria; Bach, Daniela

Publication date:
2012

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Nørgaard Andersen, D., Møller, L., Buchardt Boyd, H., Boberg, J., Petersen, M. A., Christiansen, S., ... Bach, D. (2012). Gravide forbrugeres udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer: Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 117, 2012. København: Miljøstyrelsen.

DTU Library
Technical Information Center of Denmark

General rights

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

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

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



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Gravide forbrugeres udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer

Kortlægning af kemiske stoffer i
forbrugerprodukter nr. 117, 2012

Titel:

Gravide forbrugeres udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer

Redaktion:

Dorthe Nørgaard Andersen, Lise Møller og Helle Buchardt Boyd, DHI
Julie Boberg, Marta Axelstad Petersen, Sofie Christiansen og Ulla Hass, DTU Fødevareinstituttet
Pia Brunn Poulsen, Maria Strandesen og Daniela Bach, FORCE Technology

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

Foto:**Illustration:****År:**

2012

Kort:**ISBN nr.**

978-87-92779-95-3

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

1	INDLEDNING	9
1.1	PROJEKTETS BAGGRUND	9
2	UDVÆLGELSE AF STOFFER OG PRODUKTGRUPPER TIL ANALYSE	15
2.1	UDVÆLGELSE AF STOFFER	15
2.2	MATERIALER, HVOR DE UDVALGTE STOFFER FORVENTES AT FOREKOMME	18
2.3	KRITERIER FOR VALG AF PRODUKTER TIL VIDERE UNDERSØGELSE	19
2.4	VALG AF PRODUKTGRUPPER	19
3	KORTLÆGNING	25
3.1	MOBILCOVERS	26
3.2	LIGGEUNDERLAG	34
3.3	ARBEJDSHANDSKER / RENGØRINGSHANDSKER	39
3.4	GUMMISKO	44
3.5	ANTIBAKTERIELT TØJ	50
3.6	HÅNDTASKER AF KUNSTLÆDER	57
3.7	MAVECREMER/SVANGERSKABSOLIER SAMT FUGTIGHEDSCREMER/LOTIONS	64
3.8	SOLCREME	72
4	EKSPONERINGSOVERVEJELSER	77
4.1	RELEVANTE DATA TIL BRUG I MIGRATIONSANALYSERNE OG EKSPONERINGSBEREGNINGERNE	77
5	ANALYSER	79
5.1	KVANTITATIVE ANALYSER	79
5.2	MIGRATIONSANALYSER	85
6	FAREVURDERING	87
6.1	UDVÆLGELSE AF NULEFFEKTNIVEAUER (NOAEL'S OG LOAEL'S)	87
6.2	VURDERING AF HORMONFORSTYRENDE EFFEKTER	87
6.3	ANVENDELSE AF USIKKERHEDSFAKTORER	89
6.4	OMREGNING TIL INTERN DOSIS	90
6.5	DATA UDVALGT TIL FAREVURDERINGEN	91
6.6	FTALATER	99
6.7	DIOXINER OG DIOXINLIGNENDE PCB'ER	101
6.8	BISPHENOL A	103
6.9	NONYLPHENOL	104
6.10	TETRABROMOBISPHENOL A (TBBPA)	104
6.11	PERFLUOROCTANOATE (PFOA)	104
6.12	PERFLUOROCTANE SULFONATE (PFOS)	105
6.13	OCTAMETHYLCYCLOTETRA-SILOXANE (D4)	105
6.14	PARABENER	106
6.15	UV FILTRE	108
6.16	TRICLOSAN	108
6.17	RESORCINOL	109
6.18	PESTICIDER	109
7	EKSPONERINGSVURDERING	115

7.1	METODE TIL BEREKNING AF EKSPONERING	116
7.2	ANATOMISKE DATA ANVENDT I EKSPONERINGSBEREGNINGERNE	118
7.3	DERMAL OG ORAL OPTAGELSESRATER SAMT INHALATIONS FRAKTIONER	121
7.4	EKSPONERING VIA FØDEVARER	122
7.5	EKSPONERING VIA INDEKLIMA	126
7.6	EKSPONERING VIA FORBRUGERPRODUKTER	150
8	RISIKOVURDERING	177
8.1	METODE TIL BEREKNING AF RISIKO	177
8.2	EKSPONERINGSSCENARIER	179
8.3	RESULTATER	181
8.4	DISKUSSION	198
8.5	BETYDNING AF USIKKERHEDER	211
8.6	ANDRE STOFFER, DER KAN BIDRAGE TIL HORMONFORSTYRENDE EFFEKTER	212
9	KONKLUSION	215
10	LITTERATURLISTE	219

Forord

Projektet om gravides udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer er gennemført i perioden juli 2011 til marts 2012.

Denne rapport beskriver resultaterne af projektet, herunder udvælgelse af stoffer, gennemgang af eksisterende viden på området (herunder tidligere kortlægningsprojekter fra Miljøstyrelsen), kortlægning af hvilke nye produkter, der udvælges til kemiske analyser, opstilling af eksponeringsscenerier samt risikovurdering af gravides og kvinder, der ønsker at blive gravides samlede udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer.

Rapportens resultater bliver fulgt op af en informationskampagne, der primært retter sig mod gravide kvinder i Danmark og kvinder, der ønsker at blive gravide. Informationskampagnen sættes i gang i marts 2012.

Projektet er gennemført i et samarbejde mellem DHI, DTU Fødevareinstituttet, FORCE Technology, Informationscenter for Miljø & Sundhed og Operate.

Projektledelsen er overordnet forestået af DHI ved projektchef cand. scient. Dorthe Nørgaard Andersen.

Kortlægning er foretaget af Pia Brunn Poulsen og Maria Strandesen, FORCE, samt Lise Møller, Tina Haugaard Stephansen og Dorthe Nørgaard Andersen, DHI.

Daniela Bach, FORCE, har været ansvarlig for analyserne
Risikovurderingerne er gennemført af Julie Boberg, Marta Axelstad Petersen, Sofie Christiansen, Ulla Hass, DTU Fødevareinstituttet, Pia Brunn Poulsen og Maria Strandesen, FORCE, samt Lise Møller, Helle Buchardt Boyd og Dorthe Nørgaard Andersen, DHI

Kommunikationsrådgiver Torben Clausen, Operate er overordnet ansvarlig for informationskampagnen.

Projektet blev fulgt af en følgegruppe bestående af
Shima Dobel, Miljøstyrelsen
Louise Fredsbo Karlsson, Miljøstyrelsen
Marie Louise Holmer; Miljøstyrelsen
Christel Søgaard Kirkeby; Miljøstyrelsen
Dorthe Nørgaard Andersen, DHI

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen

Sammenfatning og konklusioner

Alle mennesker udsættes for kemiske stoffer i dagligdagen fra kilder som fødevarer, lægemidler, indeklima, kosmetik, og andre forbrugerprodukter, som vi omgiver os med i hjemmet, i forbindelse med fritidsinteresser og på arbejdspladsen. Blandt de tusindvis af kemiske stoffer, man kan tænkes at blive udsat for i dagligdagen, er nogle vist at virke hormonforstyrrende hos forsøgsdyr. Disse stoffer mistænkes for også at være hormonforstyrrende hos mennesker og for at være medvirkende årsag til bl.a. kryptorkisme (manglende nedstigning af testiklerne til pungen) og hypospadi (misdannelse af penis) hos drengebørn, tidligere indtræden i puberteten hos piger samt lav sædkvalitet, øget forekomst af testikelkræft og nedsatte niveauer af det mandlige kønshormon hos mænd.

I dette projekt blev det undersøgt, hvilke mistænkte hormonforstyrrende stoffer, kvinder i den fødedygtige alder kan være udsat for, som forbrugere. Nogle af de mest følsomme perioder i menneskelivet er fostertilværelsen og barndommen, da mennesket og dets organer i disse perioder undergår en betydningsfuld udvikling, som kræver, at der er balance i de hormonsystemer, der er involveret i reguleringen af de forskellige udviklingstrin. Der blev i dette projekt fokuseret på den gravide kvinde, da hendes udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer kan give et billede af, hvad hendes foster kan være udsat for i følsomme perioder af dets udvikling. Kvinder, der ønsker at blive gravide, er medtaget i målgruppen for den efterfølgende informationskampagne, fordi man typisk er gravid i 14 dage før man ved det, og fordi nogle mistænkte hormonforstyrrende stoffer ophobes i kroppen og kun udskilles meget langsomt. En udsættelse lang tid før graviditeten kan derfor have betydning for hvad et kommende foster kan blive udsat for.

Projektet lægger op til en informationskampagne, der inddrager rapportens konklusioner og kommer med handlingsanvisende råd til gravide og kvinder, der gerne vil være gravide.

Der blev udvalgt en række kemiske stoffer mistænkt for at have hormonforstyrrende effekt. De hormonforstyrrende effekter, som er omfattet, er antiandrogene (nedsætter produktionen af eller blokerer for virkningen af mandlige kønshormoner), østrogene (indvirker på balancen af kvindeligt kønshormon) og/eller thyreoideahormonforstyrrende (forstyrrer virkningen af skjoldbruskkirtlens (thyreoideas) hormoner).

Kriterierne for at medtage et stof i projektet var følgende:

- der udvælges stoffer fra gruppe 1 og gruppe 2a ifølge forslag til kriterier til identifikation af hormonforstyrrende stoffer udarbejdet af det danske Center for Hormonforstyrrende Stoffer (CEHOS) for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2011c)
- der udvælges stoffer, hvor den hormonforstyrrende effekt er relateret til en antiandrogen, østrogen eller thyreoideahormonforstyrrende virkemåde
- der udvælges stoffer, hvor der er tilstrækkelig viden i dyreforsøg til at beregne hvilke doser af stoffet, der kan antages at være sikre for

mennesker (med hensyn til den specifikke hormonforstyrrende effekt)

- der udvælges de stoffer, der forventes at forekomme i produkter hyppigt anvendt af målgruppen
- der udvælges de stoffer, der forventes at give en væsentlig eksponering
- endelig foretages udvælgelsen af stofferne under hensyntagen til, at vi med de udvalgte stoffer kommer til at dække over flere forskellige produktgrupper og flere forskellige materialer indenfor de opstillede formidlingssituationer/aktiviteter

Der fokuseres således på stoffer med antiandrogen, østrogen og thyreoideahormonforstyrrende virkemåde. Det skal bemærkes, at nogle stoffer har flere virkemåder, og at det ikke i alle tilfælde er muligt at kategorisere, om f.eks. forandringer af reproduktionssystemet skyldes en antiandrogen eller en østrogen virkemåde.

De udvalgte stoffer er:

Stofnavn (CAS nr.)	Antian-drogene	Østro-gene	Thyreoldeahormon-forstyrrende
Ftalater			
DEHP (di-ethyl-hexyl-phthalate) (117-81-7)	X		X
DiNP (di-iso-nonyl-phthalate) (28553-12-0)	X		
DBP (di-butyl-phthalate) (84-74-2)	X		
DiBP (di-iso-butyl-phthalate) (84-69-5)	X		
BBP (butyl-benzyl-phthalate) (85-68-7)	X		
DPP (dipentyl phthalate) (131-18-0)	X		
DnHP (di-n-hexyl phthalate) (84-75-3)	X		X
DnOP (Di-n-octyl phthalate) (117-84-0)	X		X
Øvrige miljøfremmede kemiske stoffer			
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er	X		X
Bisphenol A (80-05-7)		X	
Nonylphenol (25154-52-3)		X	
TBBPA (Tetrabromobisphenol A) (79-94-7)		X	X
Perfluorooctanoate (PFOA) (335-67-1)	X		X
Perfluorooctane sulfonate (PFOS) (1763-23-1)	X		X
Octamethylcyclotetrasiloxane (D4) (556-67-2)		X	
Stoffer i kosmetiske produkter			
Propylparaben (94-13-3)		X	
Butylparaben (94-26-8)		X	
Isobutylparaben (4247-02-3)		X	
Octyl methoxycinnamate, 2-ethylhexyl-4-methoxycinnamate (OMC) (5466-77-3)		X	X
3-Benzylidene camphor (3-BC) (15087-24-8)		X	
4-Methylbenzylidene camphor (4-MBC) (36861-47-9)		X	
Benzophenone 3 (BC-3) (131-57-7)		X	
Triclosan (3380-34-5)		X	X
Resorcinol (108-46-3)			X
Pesticider			
Chlorpyrifos (2921-88-2)	X		X
Dithiocarbamater: - Mancozeb (8018-01-7) - Maneb (12427-38-2) - Propineb (12071-83-9)	X		X
Imazalil (35554-44-0)	X		
Iprodion (36734-19-7)	X		
Pirimiphos-methyl (29232-93-7)	X		
Procymidon (32809-16-8)	X		
Propamocarb (24579-73-5)		X	
Tebuconazol (107534-96-3)	X		
Thiabendazol (148-79-8)	X		X

Valget af de 35 stoffer afspejler den viden, vi har på området i dag. Der er mange flere stoffer, som mistænkes for at være hormonforstyrrende. Der er for eksempel næsten 200 stoffer i kategori 1 på EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer, men mange er ikke medtaget i dette projekt. Det kan skyldes at gravides udsættelse for disse forventes at være meget lille eller ikke eksisterende, at datagrundlag for risikovurderingen er mangelfuldt eller at stoffet indgår i en gruppe af stoffer, som nogle af de udvalgte stoffer er valgt som repræsentanter for. Derudover er kun en lille andel af de cirka 50.000 kemiske stoffer, vi omgiver os med i det daglige, testet for hormonforstyrrende effekter. Det kan derfor ikke udelukkes, at flere andre stoffer, som gravide udsættes for i det daglige, kan bidrage til risikoen for hormonforstyrrende effekter.

Baseret på viden fra Miljøstyrelsens tidligere gennemførte kortlægningsprojekter samt en adfærdsanalyse af målgruppens brug af forbrugerprodukter, der kunne tænkes at indeholde stoffer fra ovennævnte tabel, blev der udvalgt produktgrupper til kortlægning og analyse. I alt 8 produktgrupper indgik i kortlægningsfasen: mobilcovers, liggeunderlag, arbejdshandsker, tasker af kunstlæder, gummisko, antibakterielt behandlet tøj, fugtighedscremer til helkropsbrug/mavecremer og solcremer. Kortlægningen gav indblik i antallet af produkter indenfor de 8 produktgrupper, materialetyper og for kosmetikprodukter indholdet af de udvalgte stoffer. Udvalgte produkter indenfor disse 8 grupper blev efterfølgende udtaget til kvantitative analyser for en række af de udvalgte stoffer afhængigt af produktets materialetype. For udvalgte produkter i de forskellige grupper blev der yderligere foretaget migrationsanalyser.

De kvantitative analyser gav følgende resultater:

Ftalater blev identificeret ved en indholdsanalyse i følgende produktgrupper (tal i parentes angiver antallet af produkter med påvist indhold af det angivne stof):

- 20 mobilcovers testet (DEHP i 5 produkter, DiNP i 1 produkt)
- 11 arbejdshandsker testet (DEHP i 1 produkt, DiNP i 2 produkter)
- 10 liggeunderlag testet (DEHP i 1 produkt)
- 9 gummisko testet (DEHP i 1 produkt)
- 10 håndtasker testet (DEHP i 2 produkter, DBP i 1 produkt)

Der blev ved en indholdsanalyse identificeret spormængder af bisphenol A (dvs. koncentrationer under kvantificeringsgrænsen) i 6 mobilcovers, hvilket var i de mobilcovers, der er fremstillet af polycarbonat plast, også forkortet PC.

Indholdet af triclosan og nonylphenol blev analyseret i antibakterielt tøj og gummisko. Der blev ikke fundet triclosan eller nonylphenol (inklusive nonylphenolethoxylater med op til ca. 4 ethoxylatenheder i kæden) ved analyserne.

Indholdet af octamethylcyclotetrasiloxane (D4) blev analyseret i produktgrupperne mobilcovers, arbejdshandsker, gummisko, antibakterielt tøj og kosmetiske produkter. Der blev udelukkende identificeret D4 i kosmetiske produkter. I 10 ud af 15 kosmetiske produkter blev der identificeret et indhold af D4 over detektionsgrænsen.

Der blev udført **migrationsundersøgelser** med svedsimulatorer. Undersøgelserne viste, at ingen af ftalaterne DEHP eller DiNP, eller bisphenol A migrerer ud af produkterne ved de anvendte betingelser – ej heller i spormængder. Der blev ikke foretaget migrationsanalyser for triclosan og nonylphenol/nonylphenolethoxylater, da de kvantitative analyser ikke påviste et indhold af stofferne. Der blev ikke foretaget migrationsanalyser for D4, da ingen produkter ud over kosmetiske produkter indeholdt D4. For de kosmetiske produkter er en migrationsanalyse irrelevant, da produkterne smøres direkte på huden. Hele indholdet af D4 kan derfor potentielt optages gennem huden. Indholdskoncentrationerne anvendes derfor direkte i en senere eksponeringsvurdering.

Der blev foretaget en **farevurdering** af de udvalgte kemiske stoffer med det formål at fastsætte stoffernes nuleffekt niveauer (DNEL) for deres hormonforstyrrende effekt i forsøgsdyr. Disse blev anvendt til at beregne risikoen dels for hvert enkelt stof, dels til at beregne den samlede risiko for en gruppe af stoffer med samme effekt.

Målgruppens **eksponering** for de udvalgte stoffer er beregnet dels ved et basis-scenarie, dels ved forskellige andre input til eksponering såsom i forbindelse med et ferie-scenarie eller et arbejds-scenarie. Eksponeringerne er inddelt i henholdsvis en middel- og en maksimaleksponering, hvor tilgangen er, at eksponeringen jævnes ud over en uges eksponering idet der i projektet vurderes en eksponering for gravide kvinder. I graviditetsperioden er det interessant at kigge på en meget kort eksponeringsperiode grundet den korte periode på nogle uger, hvor fosteret er mest følsomt overfor hormonforstyrrende effekter. Middeksponering beskriver den situation, som mange i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk scenarie**, mens maksimaleksponeringen beskriver den situation, som færre i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk worst case scenarie**. Der er taget udgangspunkt i de tilgængelige informationer og en antagelse af hvilke produkter en gravid forventes at anvende i løbet af en uge. Der vil være forskelle og mange kvinder vil bruge produkter på andre måder, men antagelserne er foretaget for at kunne beregne en eksponering. Målgruppen kan ligeledes anvende andre produkter, der ikke er medtaget her, men som kan indeholde og afgive de udvalgte stoffer.

I **basis-scenariet** indgår der eksponering for fødevarer, indeklima samt de aktiviteter, man normalt har i sin dagligdag og inkluderer bidrag fra tandbørstning, fodtøj/tekstiler, brug af cremer (herunder mavecremer og bodylotions), sexlegetøj, badesæber, bademåtter, etc. samt sport, fritid og indkøb. Eksponeringerne er baseret på tilgængelige data, dvs. at der for forbrugerprodukterne er indregnet de bidrag, som kommer fra produkter, hvor der er tilgængelige migrationsdata (fx voksdug, pilatesbold, rygsæk, badesæbeemballage og plastsandal) – og dækker derfor ikke bidrag fra samtlige forbrugerprodukter, man er i kontakt med i dagligdagen.

Udover basis-scenariet er der beregnet en eksponering i forbindelse med et **ferie-scenarie**, hvor der hovedsagligt indgår en vurdering af det bidrag til eksponeringen som brugen af solcremer vil give, et **arbejds-scenarie**, hvor arbejdsgrupper som sundhedspersonale og kassemedarbejderes risiko for eksponering ved brug af enkelte forbrugerprodukter som håndcreme og plastiksandaler i arbejdssituationer er beregnet. Der er ligeledes beregnet en risiko fra indeklima i biler i et **transport-scenarie**.

Risikovurderingen af hver enkelt af de udvalgte stoffer viste, at dioxiner og dioxinlignende PCB'er (fra fødevarer og støv), propyl- og butylparabener (fra creme/solcreme), OMC (fra solcreme), triclosan (fra deodorant og tandpasta), nonylphenol (tøj) og ftalater (fra forskellige forbrugerprodukter samt støv) er de stoffer/stofgrupper som har de højeste bidrag til eksponering og de højeste risikokarakteriseringsratioer (RCR). RCR beskriver forholdet mellem eksponering og "sikker dosis" med hensyn til hormonforstyrrende effekt for et stof. Jo højere RCR er, des højere antages risikoen ved eksponeringen at være. I dette projekt beregnes samlede RCR værdier for stoffer med samme virkemåde, og RCR værdier over 1 tolkes som tegn på at der kan være risiko for hormonforstyrrende effekt forbundet med eksponering for stofferne, dvs. at risikoen ikke er kontrolleret, og at der er behov for en detaljeret vurdering af om risikoen gælder for en væsentlig del af målgruppen, og om eksponeringen for de relevante stoffer kan begrænses. Propyl- og butylparaben giver især et højt bidrag til den samlede RCR i forbindelse med brug af parabenindeholdende solcreme, men andre produkter, der også anvendes på en stor kontaktflade som fx bodylotions giver også et betydeligt bidrag. De præsenterede RCR værdier er baseret på konservative estimater for nuleffektniveauer for propyl- og butylparaben, men også med mindre konservative beregninger ses høje RCR værdier ved eksponering for de høje paraben-niveauer i ferie-scenariet. Gruppen af pesticider giver kun et minimalt bidrag til RCR'en ved de anvendte eksponeringsniveauer. Det kan ikke i dette projekt afgøres, om eksponering for bisphenol A i fødevarer eller produkter kan give anledning til hormonforstyrrende effekter hos mennesker.

Normalt baseres risikovurdering på en vurdering af eksponering fra et enkelt stof i et enkelt produkt. Vi udsættes imidlertid for mange forskellige produkter dagligt, hvoraf flere indeholder de samme kemiske stoffer, og dermed den samme toksikologiske virkning. I dette projekt er der taget højde for dette ved at foretage en kumulativ risikovurdering og derved indregne **kombinationseffekter** af stofferne, også kaldet cocktaileffekter.

Der er i projektet for alle tre effekt-typer (antiandrogen, østrogen, thyreoideahormonforstyrrende) fundet en samlet RCR mellem 0,5 og 0,8 for middeleksponering i basis-scenariet. Der er fundet RCR værdier mellem 1,4 og 3,1 for maksimaleksponering i basis-scenariet. I ferie-scenariet er det fundet, at brugen af solcreme indeholdende propyl- og butylparaben bidrager væsentlig til RCR'en for østrogene effekter med en værdi på 1,4 ved middeleksponeringen for østrogene effekter ved de i projektet valgte forudsætninger. Alene propyl- og butylparaben giver i dette scenarie en RCR over 1 (1,1) ved middeleksponeringen. Ved vurdering af brug af forbrugerprodukter i arbejdsituationer er det fundet, at fx brugen af ekstra håndcreme indeholdende propyl- og butylparaben igennem en arbejdsdag vil kunne bidrage til RCR'en for østrogene effekter. Der er kun fundet et ubetydeligt bidrag via indeklima i biler.

Da det er realistisk, at man i en ferie-situation også vil udsættes for fødevarer og andre kilder fra basis-scenariet er de samlede værdier for ferie+basis også beregnet med en RCR over 1 for både antiandrogene og østrogene effekter ved middeleksponeringen. For de samlede værdier for basis+arbejde+transport ses RCR værdier under 1 ved middeleksponeringen.

Effekt	Middeleksponering						Maksimaleksponering					
	RCR BASIS	RCR FERIE	RCR ARB	RCR TRANSPORT	RCR BASIS-FERIE	RCR BASIS+ ARB-TRANSPORT	RCR BASIS	RCR FERIE	RCR ARB	RCR TRANSPORT	RCR BASIS-FERIE	RCR BASIS+ ARB-TRANSPORT
Antiandrogen	0,72	0,56	0,08	<0,00	1,28	0,80	2,23	1,12	0,15	<0,00	3,35	2,39
Østrogen	0,76	1,41	0,21	0	2,17	0,97	3,10	9,96	0,81	0	13,04	3,88
Thyreoidea	0,47	0,36	<0,0	<0,00	0,84	0,48	1,43	1,33	<0,00	<0,00	2,76	1,43

Dette peger alt i alt på, at der kan være øget risiko for hormonforstyrrende effekter hos kvinder, der på grund af deres forbrugsmønster kommer i berøring med mange mistænkte hormonforstyrrende stoffer på samme tid. Det fremgår, at det er af stor betydning, at der er foretaget kumulativ risikovurdering frem for en vurdering af risiko for hvert enkelt stof. Det er tydeligvis det samlede bidrag fra de forskellige stofgrupper, der giver anledning til RCR værdier over 1 ved maksimaleksponering i basis-scenariet, da enkeltstofferne hver især har RCR under 1. Eneste udtagelse fra dette er bidraget fra dioxin og dioxinlignende PCB'er, der ved maksimaleksponering i basis-scenariet har en RCR på 1,1.

Beregningerne af eksponeringsniveauerne som målgruppen modtager fra forbrugerprodukterne, fødevarer og indeklime er sammenholdt med faktisk målte koncentrationer af stofferne, som der ses i et **biomoniteringsstudie**, hvor der er målt på urinprøver fra danske gravide kvinder. Hverken de beregnede eller målte eksponeringsniveauer udgør en fuldstændig opgørelse af, hvilke eksponeringer det enkelte individ vil være påvirket af. Det skyldes mht.

beregningerne, at ikke alle kilder til eksponering er kendt og indregnet. Mht. biomoniteringsstudiet skyldes det, at der er store individuelle forskelle på, hvor meget kemisk stof man udsættes for, og dermed også hvor høje niveauer, der efterfølgende ses i prøverne. Da der kun indgår et vist antal kvinder i undersøgelsen, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme andre niveauer hos andre gravide, som ikke deltager i undersøgelsen.

Eksponeringsberegningerne og biomoniteringsstudiet giver dog tilsammen et billede af den eksponering, som i hvert fald nogle individer er påvirket af. For flere af de specifikke stoffer behandlet i dette projekt ses der overensstemmelse mellem de eksponeringsniveauer, der findes ved worst case beregninger (maksimaleksponering), og de koncentrationsniveauer, der direkte findes i urinen fra de kvinder, hvor de højeste værdier er fundet. De enkeltstoffer (DEHP, DBP, propylparaben og triclosan), der i projektet er fundet at udgøre det største bidrag til den samlede RCR, er også de stoffer, som i biomoniteringsstudiet stemmer bedst overens med de beregnede dosisniveauer.

Samlet set kan det konkluderes, at der for nogle gravide kvinder er et behov for at reducere eksponeringen for mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Stoffer med antiandrogene, østrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter kan øge risikoen for hormonforstyrrende effekter hos den gruppe af gravide, der udsættes for høje mængder af stofferne fra fødevarer, indeklime og forbrugerprodukter. På baggrund af de udsættelser for mistænkte hormonforstyrrende stoffer, som er medtaget i dette projekt, tyder det på at størstedelen af de gravide ikke er udsat for hormonforstyrrende stoffer i så høje niveauer, at det umiddelbart giver anledning til bekymring. Mange kilder til mistænkte hormonforstyrrende stoffer er dog ikke medregnet i risikovurderingen i dette projekt. Det gælder blandt andet phytoøstrogener i kosten, lægemidler og kosttilskud. Derudover er der stadig stor usikkerhed omkring hvilke stoffer, der er hormonforstyrrende, og hvordan vi udsættes for dem. Det kan derfor ikke udelukkes, at flere andre stoffer, som gravide udsættes for i det daglige, kan bidrage yderligere til risikoen for hormonforstyrrende effekter. Det er ikke muligt at undgå enhver eksponering for hormonforstyrrende stoffer (fx udsættelse for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i fødevarer), men for visse stofgrupper er det muligt at begrænse eksponeringen ved fx at undgå propyl- og butylparabener i creme og solcreme, OMC i solcreme, triclosan i deodorant og tandpasta, nonylphenol ved at vaske tøjet og ftalater i forskellige forbrugerprodukter samt støv.

1 Indledning

1.1 Projektets baggrund

Alle mennesker udsættes for kemiske stoffer i dagligdagen, nemlig fra fødevarer, indeklima, kosmetik og andre produkter, som vi omgiver os med i hjemmet og på arbejdspladsen. Også brug af kosttilskud, lægemidler og naturlægemidler giver anledning til en kemisk påvirkning af kroppen, som kan have både ønskede og utilsigtede virkninger. Blandt de tusindvis af kemiske stoffer, man kan tænkes at blive udsat for i dagligdagen, er nogle påvist at virke hormonforstyrrende hos forsøgsdyr, og disse stoffer mistænkes for også at være hormonforstyrrende hos mennesker og for at være medvirkende årsag til bl.a. kryptorkisme (manglende nedfald af testikler til pungen) og hypospadi (misdannelse af kønsorganer) hos drengebørn, tidligere indtræden i puberteten hos piger samt lav sædkvalitet, øget forekomst af testikelkræft og nedsatte niveauer af det mandlige kønshormon hos mænd.

Nogle af de mest følsomme perioder i menneskelivet er fostertilværelsen og barndommen, da mennesket og dets organer i disse perioder undergår en betydningsfuld udvikling, som kræver, at der er balance i de hormonsystemer, som er involveret i de forskellige udviklingstrin.

Miljøstyrelsen har i et tidligere projekt undersøgt hvilke mistænkte hormonforstyrrende stoffer, 2-årige børn kan være udsat for (Miljøstyrelsen 2009a). I nærværende projekt undersøges, i hvilken grad gravide kan være udsat for udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Der fokuseres på den gravide kvinde, da hendes udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer kan give et billede af, hvad hendes foster kan være udsat for i følsomme perioder af dets udvikling. Det er ikke fuldstændig afklaret, hvilken eller hvilke perioder af graviditeten, der er mest følsom for de forandringer i hormonbalancen, der eventuelt vil kunne påvirke fosterets udvikling. Dog nævnes første tredjedel af graviditeten som en periode, hvor der foregår en særlig grundlæggende udvikling af fosteret, og hvor forstyrrelser af hormonbalancen på grund af kemisk påvirkning kan give anledning til udviklingsmæssige forstyrrelser af fosteret. Derfor tilrådes gravide kvinder (og kvinder, der ønsker at være det) at være særligt påpasselige med brug af fx alkohol og medicin i denne periode. Dog foregår der en vigtig udvikling af fosteret i hele graviditeten, og det er væsentligt, at hele graviditetsperioden anses som en periode, hvor fosteret beskyttes mod uønskede kemiske påvirkninger i videst mulige omfang. Kvinder, der ønsker at blive gravide er medtaget i målgruppen for den efterfølgende informationskampagne, fordi man typisk er gravid i 14 dage før man ved det, og fordi nogle mistænkte hormonforstyrrende stoffer ophobes i kroppen og kun udskilles meget langsomt. En udsættelse lang tid før graviditeten kan derfor have betydning for hvad et kommende foster kan blive udsat for.

1.1.1 Viden om hormonforstyrrende effekter

Hormonforstyrrende stoffer har i adskillige år været mistænkt for at kunne være en medvirkende årsag til reproduktionsskadelige effekter på især drenge og mænd (Toppari et al., 2010; Universitetsafdelingen for Vækst og Reproduktion 2011). Studier har i de senere år vist:

- at én ud af fem danske mænd mellem 18 og 20 år har en sædkvalitet, der ligger under den normale grænse, som WHO sætter,
- at Danmark har haft en stor stigning i testikelkræft over de sidste 60 år, og er det land i Europa, der har den højeste forekomst. Næsten 1 % af de danske mænd får testikelkræft i løbet af deres levetid,
- at 9 % af de danske drengebørn bliver født med kryptorkisme (testiklerne ikke faldet helt på plads i pungen ved fødslen). Det er signifikant flere end i 1960'erne. Kryptorkisme er forbundet med en øget risiko for lav sædkvalitet og testikelkræft,
- at danske mænds testosteronindhold i blodet er faldet. Mænd født efter 1930-40'erne har lavere testosteronindhold, end deres fædre og bedstefædre havde i den samme alder. En 30-40-årig mand i dag har et niveau som en 70-årig dengang

En væsentlig baggrund for, at hormonforstyrrende stoffer mistænkes for at være blandt årsagerne til den stigende forekomst af ovenstående reproduktionsproblemer er, at lignende effekter også ses hos forsøgsdyr, der har været udsat for hormonforstyrrende stoffer med antiandrogen eller østrogen virkning under fosterudviklingen.

Hormonforstyrrende stoffer med østrogen virkning er mistænkt for at være en medvirkende årsag til sundhedsskadelige effekter også hos piger og kvinder, såsom tidligere pubertet og den stigende forekomst af brystkræft (Diamanti-Kandarakis et al., 2010; Mouritsen et al., 2010).

Hormonforstyrrende stoffer, der påvirker thyreoideahormonerne thyroxin (T4) og triiodothyronin (T3) spiller en vigtig rolle i forbindelse med hjernens udvikling i fostertilværelsen. Man har længe vidst, at et kraftigt nedsat niveau af thyreoideahormon under fosterudviklingen hæmmer børns hjerneudvikling og i værste fald kan føre til mental retardering. I de senere år har man yderligere fundet ud af, at moderate og forbigående fald i mødrenes T4-niveauer under graviditeten også kan have negativ indflydelse på børnenes adfærd og intelligens. Adskillige hormonforstyrrende stoffer kan nedsætte T4-niveauet og forårsage adfærdseffekter i forsøgsdyr, og er på denne baggrund mistænkt for at kunne være en medvirkende årsag til effekter på børns adfærd og intelligens (Axelstad 2011).

I de seneste år er der desuden fremsat hypoteser om, at hormonforstyrrende stoffer kan bidrage til udvikling af bl.a. bryst- og prostatakræft, metabolisk syndrom, fedme, diabetes og hjerte-kar sygdomme (Diamanti-Kandarakis E 2009). Disse andre effekter er ikke inddraget i denne rapport, da der stadig er stor tvivl om sammenhængene.

1.1.2 Kombinationseffekter

Ved risikovurdering af kemiske stoffer sammenlignes menneskers eksponering for et enkelt stof normalt med det såkaldte nuleffekt-niveau. Nuleffekt-niveauet er den højeste dosis af stoffet, som i dyreforsøg ikke har givet nogen skadelige effekter. Risikovurderingen udføres normalt for et stof ad gangen, og det er meget sjældent, at der findes en risiko ved udsættelse for et stof set alene. Mennesker er imidlertid dagligt udsat for mange forskellige kemiske stoffer fra mange forskellige kilder. Kombinationseffekter, også kaldet cocktaileffekter, betegner det forhold, at små mængder af flere stoffer tilsammen kan give en uønsket effekt, som ikke ses ved udsættelse for de enkelte stoffer hver for sig i samme doser. Kombinationseffekter på grund af udsættelse for lave doser af mange kemiske stoffer med hormonforstyrrende virkning mistænkes for at være medvirkende årsag til bl.a. kryptorkisme og hypospadi hos drengebørn, tidligere indtræden i puberteten hos piger samt lav sædkvalitet, øget forekomst af testikelkræft og nedsatte niveauer af det mandlige kønshormon hos mænd.

Der er udviklet en række beregningsmetoder til at forudsige, hvad der sker, når et forsøgsdyr udsættes for flere stoffer samtidig. En af disse er dosis-addition. Princippet om dosis-addition kan anvendes, hvis det for en gruppe stoffer er velkendt, at disse har samme virkningsmekanisme, fx interagerer med den samme receptor, eller har samme virkemåde, fx påvirker samme organsystem. Dosis-addition bygger på det faktum, at ligesom stigende doser af et enkelt stof kan føre til stigende effekt, så kan samtidig forekomst af flere stoffer (der virker på samme måde) give en effekt svarende til, at dosis af et enkelt stof forøges. Samme model kan anvendes til risikovurdering af kemiske stoffers betydning for human sundhed.

I denne sammenhæng skal virkemåde forstås bredt som en række af cellulære eller biokemiske begivenheder, der kan være forskellige for forskellige stoffer, men fører til samme type af effekt (virkning) hos et dyr eller menneske. Dette står i modsætning til begrebet virkningsmekanisme, som dækker over en specifik molekylær begivenhed (fx aktivering af en receptor), som fører til en given effekt.

I januar 2009 afholdt Miljøstyrelsen en international ekspertworkshop om mulighederne for at lave lovgivning, der kan håndtere problemerne med kombinationseffekter. Her blev den samlede eksisterende viden om kombinationseffekter af kemiske stoffer inkl. aktivstoffer i pesticider vurderet med særlig fokus på hormonforstyrrende stoffer.

Konklusionerne fra workshoppen var bl.a., at anvendelse af dosis-addition blev anbefalet generelt, indtil evt. andre bedre alternativer måtte dukke op og at grupperingskriterier bør fokusere på samme type effekter og/eller virkemåder og sandsynligheden for kombinationseksponering (Kortenkamp et al., 2009).

En række forskningsprojekter, der bidrager med større viden om kombinationseffekter er beskrevet nedenfor:

- i et større EU-finansieret internationalt forskningsprojekt blev der gennemført store eksperimentelle rottforsøg med eksponering for flere antiandrogener samtidigt. Resultaterne viste, at der var tydelige kombinationseffekter ved doser af de enkelte antiandrogener omkring eller under NOAEL (Hass et al., 2007; Metzdorff et al., 2007;

Christiansen et al., 2008; Christiansen et al., 2009). Effekterne var bl.a. alvorlige misdannelser af hanungernes kønsorganer og kunne generelt forudsiges ud fra enkeltstoffernes effekter ved brug af dosis-addition. De undersøgte kombinationer af antiandrogener omfattede blandinger af stoffer med samme virkningsmekanisme og blandinger af stoffer med forskellig virkningsmekanisme, men samme typer effekter.

- undersøgelser i *in vitro* forsøg og kortvarige studier i forsøgsdyr har fundet kombinationseffekter af hormonforstyrrende stoffer med østrogen virkning (Rajapakse et al., 2002; Silva et al., 2002; Tinwell et al., 2004)
- i et projekt under det danske Bekæmpelsesmiddelforsknings-program er der undersøgt kombinationseffekter af 5 anvendte hormonforstyrrende pesticider med forskellig virkningsmekanisme, inkl. antiandrogen virkning og effekt på progesteron. Forskningsresultaterne viser generelt, at kombinationer af hormonforstyrrende stoffer med samme type af effekter har mere alvorlige effekter end de enkelte stoffer givet alene (Hass et al., in preparation, Jacobsen et al., in preparation). Specifikt blev der fundet alvorlige kombinationseffekter på de drægtige hunrotters evne til at kunne føde og effekter på hanungernes udvikling af kønsorganerne, inkl. misdannelser (Jacobsen et al., 2010)
- undersøgelser i USA af kombinationer af kemiske stoffer, der påvirker thyreoideahormoner, har vist kombinationseffekter, der kunne forudsiges ved brug af dosis-addition (Crofton et al., 2005)

Alt i alt er der god videnskabelig dokumentation og enighed blandt eksperter om, at hormonforstyrrende stoffer med samme typer effekter, herunder antiandrogen, østrogen og thyreoideahormonforstyrrende effekter, kan forårsage kombinationseffekter, der kan forudsiges med dosis-addition. Der savnes på nuværende tidspunkt viden om eventuelle kombinationseffekter ved udsættelse for fx antiandrogener og østrogener samtidigt. Der er en mistanke om, at der kan være en kombineret effekt ved samtidig udsættelse af antiandrogener og østrogener, fordi forandringer i kønshormonbalancen forårsaget af såvel antiandrogener som østrogener kan give reproduktionsskadelige effekter på samme organsystemer.

Dosis-addition er nævnt ovenfor som en beregningsmodel, der er vist at kunne forudsige effekter af flere stoffer givet samtidig i dyreforsøg. Dosis-additions modellen anvendes også til risikovurdering af kemiske stoffers betydning for menneskers sundhed. Data fra dyreforsøg med de enkelte kemiske stoffer anvendes til at fastsætte sikre doser for mennesker. Når disse doser sammenholdes med de doser, som mennesker reelt er udsat for, kan det vurderes om der er grund til bekymring for eksponering for det enkelte kemikalie. For flere kemiske stoffer med samme virkningsmekanisme kan man ved dosis-addition foretage en samlet risikovurdering af, om der er grund til bekymring for den samlede udsættelse for denne gruppe af kemiske stoffer. Det er sådanne beregninger af den samlede risiko, der vil blive foretaget i dette projekt.

1.2 Projektets formål

Projektet har fokus på gravides udsættelse for stoffer, der mistænkes for at have hormonforstyrrende effekt (antiandrogen, østrogen og/eller thyreoideahormonforstyrrende).

Det overordnede strategiske mål med projektet er, at:

eksisterende og ny viden om hormonforstyrrende stoffer og kombinationseffekter skal samles og bearbejdes, så de kan danne baggrund for udarbejdelsen af information til gravide kvinder i Danmark og kvinder i Danmark, der ønsker at blive gravide.

Dette overordnede mål forfølges ved at:

1. Generere viden om:

- hvilke mistænkte hormonforstyrrende stoffer målgruppen kommer i kontakt med
- hvilke mængder af mistænkte hormonforstyrrende stoffer målgruppen eksponeres for

samt at:

- indsamle viden om kombinationseffekter ved udsættelse for flere mistænkte hormonforstyrrende stoffer samtidig
- vurdere, om de fundne stoffer og mængder af disse stoffer er potentielt skadelige for kvinderne og deres fostre

1. Udarbejde en informationskampagne med handlingsanvisende råd, herunder f.eks., om:

- der er produkter/produktgrupper, man bør forsøge at undgå, og hvorfor
- der er produkter/produktgrupper, man skal være særlig opmærksom på anvendelsen af, og hvorfor
- hvordan man som forbruger forholder sig til en mulig identificeret risiko,
- der er særlige stofgrupper, man skal være opmærksom på
- der er gode historier om uproblematisk produkter og produktgrupper

Med afsæt i den faglige rapport iværksættes informationskampagnen, hvis overordnede mål er at udarbejde og sprede let, overskuelig og handlingsanvisende information.

2 Udvælgelse af stoffer og produktgrupper til analyse

Der eksisterer i alt omkring 143.000 forskellige kemiske stoffer (antal stoffer, der er præ-registreret hos ECHA i forbindelse med REACH). For en lang række af disse kemiske stoffer mangler der i dag viden om deres effekter, men EU har opstillet en liste på 432 stoffer, som mistænkes for at være hormonforstyrrende. Disse stoffer skal undersøges yderligere for deres hormonforstyrrende effekter, da de på baggrund af forsøg i reagensglas eller i dyr mistænkes for at have hormonforstyrrende effekter.

Det er i projektet ikke muligt at favne alle stoffer, der er hormonforstyrrende, eller mistænkes for at være det.. Derfor er en række stoffer, fra EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer, og stoffer som anvendes i en udstrækning, der muligvis giver anledning til en væsentlig eksponering af kvinder i målgruppen, udvalgt i dette projekt.

I dette kapitel præsenteres de kriterier, der ligger til grund for udvælgelsen af de relevante stoffer samt de produktgrupper, der er blevet analyseret nærmere i dette projekt. Først præsenteres de relevante stoffer, der er valgt at fokusere på i dette projekt og endelig præsenteres de produktgrupper, der er blevet udvalgt til nærmere undersøgelse. Til sidst i kapitlet præsenteres en samlet liste over de udvalgte relevante stoffer, samt en oversigt over, hvor det forventes, at disse stoffer forekommer henne (fødevarer, indeklime, arbejdsmiljø og forbrugerprodukter). Det skal dog pointeres, at udvælgelsen af både stoffer og produktgrupper er tæt forbundne, og at den eksisterende viden fra Miljøstyrelsens over 100 kortlægningsprojekter har spillet en stor rolle i udvælgelse af både stoffer og produktgrupper.

2.1 Udvælgelse af stoffer

For at kunne udvælge relevante stoffer, som er mistænkt for at være hormonforstyrrende hos mennesker, er det væsentligt at have klare kriterier for, hvornår et stof er hormonforstyrrende eller mistænkt for at være hormonforstyrrende. Der arbejdes på fælles kriterier i EU for definition af hormonforstyrrende stoffer, og som input til dette har DTU Fødevareinstituttet og Center for Hormonforstyrrende stoffer (CEHOS) udarbejdet en rapport til Miljøstyrelsen om kriterier for hormonforstyrrende stoffer (Miljøstyrelsen 2011). Disse kriterier opererer med 3 grupper, som beskrives således:

- gruppe 1, Hormonforstyrrende stof: stoffet har forårsaget alvorlige effekter i dyreforsøg eller hos mennesker, hvor en hormonforstyrrende mekanisme er meget plausibel. Gruppen dækker også stoffer, som i dyreforsøg eller hos mennesker har en hormonforstyrrende virkemåde, som klart kan relateres til alvorlige effekter
- gruppe 2a, Mistænkt hormonforstyrrende stof: der er lignende data som for gruppe 1, men de vurderes som utilstrækkelige til denne gruppe. Denne gruppe dækker over stoffer, som 1) i dyreforsøg giver alvorlige effekter, der **mistænkes** for at skyldes hormonforstyrrelser, og/eller 2) i dyreforsøg giver hormonforstyrrelser, der mistænkes for at kunne føre til alvorlige effekter, og/eller 3) i cellebaserede forsøg viser en hormonforstyrrende virkemåde, der mistænkes for at være relateret til alvorlige effekter i dyreforsøg, og som samtidig har fx strukturelle ligheder med velkendte hormonforstyrrende stoffer
- gruppe 2b, Indikation på hormonforstyrrende effekt: et stof placeres i denne gruppe, hvis der er in vitro eller in silico data (QSAR), der tyder på potentiale for hormonforstyrrende effekter

Udvælgelsen af stoffer, der fokuseres på i projektet, er sket med baggrund i følgende forhold:

- der udvælges stoffer fra gruppe 1 og gruppe 2a
- der udvælges stoffer, hvor den hormonforstyrrende effekt er relateret til en antiandrogen, østrogen eller thyreoideahormonforstyrrende virkemåde
- der udvælges stoffer, hvor der er tilstrækkelig viden i dyreforsøg til at beregne hvilke doser af stoffet, der kan antages at være sikre for mennesker (med hensyn til den specifikke hormonforstyrrende effekt)
- der udvælges de stoffer, der forventes at forekomme i produkter hyppigt anvendt af målgruppen
- der udvælges de stoffer, der forventes at give en væsentlig eksponering
- endelig foretages udvælgelsen af stofferne under hensyntagen til, at vi med de udvalgte stoffer kommer til at dække over flere forskellige produktgrupper og flere forskellige materialer indenfor de opstillede formidlingssituationer/aktiviteter

Der fokuseres således på stoffer med antiandrogen, østrogen og thyreoideahormonforstyrrende virkemåde. Det skal bemærkes, at nogle stoffer har flere virkemåder, og at det ikke i alle tilfælde er muligt at kategorisere, om f.eks. forandringer af reproduktionssystemet skyldes en antiandrogen eller en østrogen virkemåde. Nærmere oplysninger om de udvalgte stoffers virkemåde kan findes i afsnit 6 vedrørende farevurdering.

De udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer, som udvælges i projektet er:

Tabel 2-1 Udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer udvalgt i projektet

Stofnavn (CAS nr.)	Anti-androgene	Østrogene	Thyreidea-hormonforstyrrende
Ftalater			
DEHP (di-ethyl-hexyl-phthalate) (117-81-7)	X		X
DiNP (di-iso-nonyl-phthalate) (28553-12-0)	X		
DBP (di-butyl-phthalate) (84-74-2)	X		
DiBP (di-iso-butyl-phthalate) (84-69-5)	X		
BBP (butyl-benzyl-phthalate) (85-68-7)	X		
DPP (dipentyl phthalate) (131-18-0)	X		
DnHP (di-n-hexyl phthalate) (84-75-3)	X		X
DnOP (Di-n-octyl phthalate) (117-84-0)	X		X
Øvrige miljøfremmede kemiske stoffer			
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er	X		X
Bisphenol A (80-05-7)		X	
Nonylphenol (25154-52-3)		X	
TBBPA (Tetrabromobisphenol A) (79-94-7)		X	X
Perfluorooctanoate (PFOA) (335-67-1)	X		X
Perfluorooctane sulfonate (PFOS) (1763-23-1)	X		X
Octamethylcyclotetrasiloxane (D4) (556-67-2)		X	
Stoffer i kosmetiske produkter			
Propylparaben (94-13-3)		X	
Butylparaben (94-26-8)		X	
Isobutylparaben (4247-02-3)		X	
Octyl methoxycinnamate, 2-ethylhexyl-4-methoxycinnamate (OMC) (5466-77-3)		X	X
3-Benzylidene camphor (3-BC) (15087-24-8)		X	
4-Methylbenzylidene camphor (4-MBC) (36861-47-9)		X	
Benzophenone 3 (BC-3) (131-57-7)		X	
Triclosan (3380-34-5)		X	X
Resorcinol (108-46-3)			X
Pesticider			
Chlorpyrifos (2921-88-2)	X		X
Dithiocarbamater: - Mancozeb (8018-01-7) - Maneb (12427-38-2) - Propineb (12071-83-9)	X		X
Imazalil (35554-44-0)	X		
Iprodion (36734-19-7)	X		
Pirimiphos-methyl (29232-93-7)	X		
Procymidon(32809-16-8)	X		
Propamocarb (24579-73-5)		X	
Tebuconazol (107534-96-3)	X		
Thiabendazol (148-79-8)	X		X

Valget af de 35 stoffer afspejler den viden, vi har på området i dag. Der er mange flere stoffer, som mistænkes for at være hormonforstyrrende. Der er for eksempel næsten 200 stoffer i kategori 1 på EU's liste over potentielt hormonforstyrrende stoffer, men mange er ikke medtaget i dette projekt. Det kan skyldes at gravidens udsættelse for disse forventes at være meget lille eller ikke eksisterende, at datagrundlag for risikovurderingen er mangelfuldt eller at stoffet indgår i en gruppe af stoffer, som nogle af de udvalgte stoffer er valgt som repræsentanter for. Derudover er kun en lille andel af de cirka 50.000 kemiske stoffer, vi omgiver os med i det daglige, testet for hormonforstyrrende effekter. Det kan derfor ikke udelukkes, at flere andre stoffer, som gravide udsættes for i det daglige, kan bidrage til risikoen for hormonforstyrrende effekter.

Det har ikke været muligt i dette projekt at foretage beregninger for alle de stoffer, der forventes at være relevante for gravide. Blandt andet er antallet af parabener begrænset til nogle af dem, hvor der er stærkest evidens for deres hormonforstyrrende virkning, mens også andre af parabenerne (methyl-, ethyl-, isopropyl, benzylbutyl- og andre parabener) også kan have hormonforstyrrende virkninger, men med mindre tydeligt datagrundlag for en risikovurdering. Blandt pesticiderne er kun udvalgt de pesticider, der i de seneste år har været på Fødevarestyrelsens lister over de pesticider, der giver anledning til de højeste indtag hos mennesker. Blandt ftalater, flammehæmmere, UV-filtre og siloxaner findes flere andre stoffer, der kan mistænkes for at have hormonforstyrrende effekter, men ikke er medtaget i dette projekt. Dette skyldes dels manglende datagrundlag for risikovurderingen, dels at de udvalgte stoffer er valgt som repræsentanter for deres stofgrupper.

2.2 Materialer, hvor de udvalgte stoffer forventes at forekomme

I tabel 2-2 er angivet en oversigt over de udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer samt oplysninger om, hvor det forventes, at stofferne optræder henne, dvs. i hvilke typer af forbrugerprodukter eller materialer. I forhold til udvælgelsen af forbrugerprodukter til kortlægningen er det relevant at gå i dybden med en undersøgelse af, hvilke af de udvalgte stoffer, der kan forventes at findes i hvilke materialer.

I nedenstående tabel er angivet hvilke typer af materialer, som disse stofgrupper forventes at forekomme i. Tabellen er fremkommet dels ud fra projektgruppens erfaringer, dels ud fra søgninger på internettet.

Tabel 2-2 Angivelse af hvilke former for materialer, de udvalgte stoffer forventes at forekomme i

Udvalgte stoffer	Stofgruppe	Materiale, som stofferne kan forekomme i
DEHP DiNP DBP DiBP BBP DPP DnHP DnOP	Ftalater	Ftalater forekommer i blødgjort plastmateriale, primært i PVC, men kan også findes i gummi. Ftalater kan desuden forekomme i plasttryk på tøj, trykfarve, bøger, blade, lim samt i forskellige kunstlædermaterialer. Ftalater kan således forekomme i følgende typer af materialer: Vinylfilm, PVC, PES (polyethersulfone), TPE (fællesbetegnelse for termoplastiske elastomerer) og anden blød plast
Bisphenol A		Bisphenol A er en bestanddel i polycarbonatplast, og kan fx findes i kasseboner af thermopapir, mobilcovers og narresutter.
Nonylphenol		Nonylphenol kan forekomme i tekstiler og i plast. Nonylphenoethoxylater er tensider (vaskeaktive stoffer), der kan indgå i de vaskemidler, der bliver brugt når tekstiler produceres. Nonylphenoethoxylater nedbrydes til nonylphenol.
TBBPA		TBBPA er en flammehæmmer. Flammehæmmere anvendes i elektronikprodukter og i nogle boligtekstiler.
PFOS PFOA	Fluorerede stoffer	Fluorerede stoffer anvendes som imprægneringsmidler i forskellige produkter, såsom tekstiler (især udetøj, fodtøj, gulvtæpper og lign.), fedttæt papir (til fødevarer) og imprægneringsmidler. PFOS og PFOA kan findes som urenheder i de fluorerede imprægneringsmidler og enkelte fluorerede stoffer nedbrydes til fx PFOA i naturen
D4	Siloxaner	Siloxaner bruges bl.a. til at blødgøre, glatte ud og befugte. Siloxaner kan derfor forekomme i mange forskellige kosmetiske produkter (bl.a. cremer). I kosmetiske produkter anvendes cyclomethicone, som er en blanding lavmolekylære cykliske siloxaner. Primært drejer det sig om octamethylcyclotetrasiloxane (D4), decamethylcyclopentasiloxane (D5) og dodecamethylcyclohexasiloxane (D6) i forskellige koncentrationer. Anvendes cyclomethicone i kosmetik er det således ikke sikkert, at D4 er tilsat. Siloxaner

		kan desuden forekomme i tekstiler, maling, antiperspiranter, smøremidler, plastik, silikonematerialer, medicinalprodukter m.m. Siloxaner kan forekomme i materiale såsom PU, TPU (polyurethan), silikone og plast generelt
Propylparaben Butylparaben Isobutylparaben	Parabener	Parabener er konserveringsmidler, der kan forekomme i vandige produkter, der skal have en vis holdbarhed, fortrinsvist i kosmetiske produkter.
OMC 4-MBC 3-BC BC-3	UV-filtre	UV-filtre kan forekomme i produkter, der skal beskytte mod solens stråler. Dvs. fortrinsvist i solcremer og ansigtscremer
Triclosan		Antibakterielle midler, såsom triclosan, anvendes i forskellige produkter for at hæmme bakterievækst. Antibakterielle midler kan forekomme i forskellige typer af produkter, såsom kosmetiske produkter (tandpasta, deodoranter) og tekstiler
Resorcinol		Resorcinol findes i hårfarvningsprodukter og kan afgives fra farvet hår. Resorcinol findes også i visse øjendråber og cremer mod bumser mm.

2.3 Kriterier for valg af produkter til videre undersøgelse

Udvælgelsen af produkter til kortlægning og analyse tager afsæt i følgende overvejelser, som skal sikre relevans, aktualitet og genkendelighed i informationskampagnen:

- produkter som målgruppen forventes at komme i kontakt med i løbet af dagligdagen
- produkter hvor kontakten er væsentlig i enten varighed, kontaktflade eller hyppighed (dvs. mindst ugentlig eksponering af målgruppen via indtag, påføring på hud, indånding eller berøring)
- produkterne forventes at indeholde nogle af de udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer (dvs. fra gruppe 1 eller 2a)
- produktgruppen er ikke nærmere undersøgt tidligere (eller data vurderes at være forældede)

Nedenfor uddybes punktet om hvilke af de udvalgte stoffer, der forventes at forekomme i de udvalgte produkter.

2.4 Valg af produktgrupper

På baggrund af ovenstående kriterier/overvejelserpunkter er der i samarbejde med Miljøstyrelsen udvalgt 8 produktgrupper til kortlægning og videre analyse. Disse er:

- mobilcovers
- liggeunderlag
- arbejdshandsker/rengøringshandsker
- gummisko
- antibakterielt tøj
- håndtasker af kunstlæder
- mavecreme/svangerskabsolie/fugtighedscremer
- solcremer

Tabel 2-3 giver en oversigt over de mistænkte hormonforstyrrende stoffer, der er valgt at fokusere på i projektet. Listen angiver desuden, hvilken viden om eksponering, der forventes for de enkelte stoffer og hvor der findes data, der

kan anvendes i risikovurderingen. Listen er udarbejdet i samråd med Miljøstyrelsen og med input fra Arbejdstilsynet, Fødevarestyrelsen og Sundhedsstyrelsen.

I tabellen er den/de hormonforstyrrende virkningsmåder angivet for hvert stof sammen med relevante kilder til eksponering og viden om eksponering fra tidligere kortlægninger fra Miljøstyrelsen.

For enkelte af de nyere eksisterende kortlægninger er der kun foretaget kvantitative analyser, og **ikke** migrationsanalyser. Derfor kan resultaterne ikke anvendes i beregningerne i risikovurderingen. I listen er det noteret, hvis der mangler migrationsanalyser på en given produktgruppe. De nye produktgrupper, der kortlægges og analyseres i dette projekt er markeret med fed i tabel 2-3, for at angive, at der i dette projekt analyseres for de angivne stoffer. Analyseresultaterne, angivet senere i denne rapport (afsnit 5) viser, om disse stoffer rent faktisk er blevet identificeret i produkterne. Som det ses af tabel 2-3, så er der identificeret relevante stoffer i en lang række forbrugerprodukter i tidligere undersøgelser. Mange af produkterne er imidlertid rettet mod børn, som målgruppen måske kun har meget begrænset kontakt til, medmindre de allerede har børn eller arbejder i fx en børneinstitution. Enkelte børneprodukter (badesæbeballage, rygsæk) er således medtaget i de endelige eksponeringsberegninger, men udelukkende de produkter, der vurderes også at være relevante for målgruppen. De produktgrupper, der forventes at kunne indgå i eksponeringsvurderingen er markeret med gråt i tabellen.

Tabel 2-3. Liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer, der indgår i projektet, forventede kilder til de udvalgte stoffer, samt oversigt over eksisterende/ny viden, der anvendes i risikovurderingen. De forbrugerprodukter, der indgår i eksponerings- og risikovurdering er markeret med gråt

Stof	CAS-nr.	Forventede kilder til eksponering				Tidligere kortlagte produkter Nye produktgrupper, der kortlægges i dette projekt er markeret med fed
		Forbruger- produkter	Fødevarer	Indeklima	Arbejds miljø	
Ftalater						
DEHP (di-ethyl-hexyl-phthalate)	117-81-7					Emission fra modellervoks Overfladebehandlet trælegetøj Sexlegetøj (vibrator og gag) Viskelæder Penalhus til børn Legetaske til børn (rygsæk) Lamineringsmaterialer Madkasse Luffe til børn (i mærkat på luffe) Badesæbeballage Bademåtte Indeluft i biler Voksdug Pilatesbold Plastsandaler Rollespilmaterialer – ingen migrationsanalyser Bukser – ingen migrationsanalyser Badebassin til børn – ingen migrationsanalyser Badeforhæng – ingen migrationsanalyser Svømmeudstyr (børn) – ingen migrationsanal. Tasker (børn) – ingen migrationsanalyser Luftmadras – ingen migrationsanalyser Tryk på T-shirts – ingen migrationsanalyse Spillekonsol – ingen migrationsanalyse Mobilcovers

Stof	CAS-nr.	Forventede kilder til eksponering				Tidligere kortlagte produkter Nye produktgrupper, der kortlægges i dette projekt er markeret med fed
		Forbruger- produkter	Fødevarer	Indeklima	Arbejds miljø	
						Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
DiNP (di-iso-nonyl-phthalate)	28553-12-0	x	x	x		Emission fra modellervoks Legetøj (Bratz dukke) <i>Spillekonsol – ingen migrationsanalyse</i> <i>Tryk på T-shirts – ingen migrationsanalyse</i> <i>Viskelæder – ingen migrationsanalyse</i> <i>Julepynt (nøglering) – ingen migrationsanalyse</i> Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
DBP (di-butyl-phthalate)	84-74-2	x	x	x		Emission fra modellervoks Overfladebehandlet trælegetøj Plastsandaler Indeluft i biler <i>Tryk på T-shirts – ingen migrationsanalyse</i> <i>Badeforhæng – ingen migrationsanalyser</i> <i>Lampe – ingen migrationsanalyser</i> <i>Plastsandaler – ingen migrationsanalyser</i> <i>Gulvbelægning – ingen migrationsanalyser</i> <i>Barstol – ingen migrationsanalyser</i> <i>Spisebordstol – ingen migrationsanalyser</i> Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
DiBP (di-iso-butyl-phthalate)	84-69-5	x	x	x		Overfladebehandlet trælegetøj Legetaske (børn) Viskelæder Penalhus (børn) Skoletaske (børn) Jakke (børn) – yderstof Plastsandaler <i>Gulvbelægning – ingen migrationsanalyser</i> <i>Badeforhæng – ingen migrationsanalyser</i> <i>Lampe – ingen migrationsanalyser</i> <i>Barstol – ingen migrationsanalyser</i> <i>Voksdug – ingen migrationsanalyser</i> <i>Pilatesbold – ingen migrationsanalyser</i> <i>Spisebordstol – ingen migrationsanalyser</i> <i>Svømmeudstyr (børn) – ingen migrationsanal.</i> <i>Tasker (børn) – ingen migrationsanalyser</i> Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
BBP (butyl-benzyl-phthalate)	85-68-7	x	x	x		Emission fra modellervoks Tandbørster Overfladebehandlet trælegetøj Indeluft i biler Plastsandaler <i>Gulvbelægning – ingen migrationsanalyse</i> Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder

Stof	CAS-nr.	Forventede kilder til eksponering				Tidligere kortlagte produkter Nye produktgrupper, der kortlægges i dette projekt er markeret med fed
		Forbruger- produkter	Fødevarer	Indeklima	Arbejds miljø	
DPP (dipentyl phthalate)	131-18-0	x	-	x		Gummisko Emission fra modellervoks Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
DnHP (di-n-hexyl phthalate)	84-75-3		-	x		Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
DnOP (Di-n-octyl phthalate)	117-84-0	x	-	x		Emission fra modellervoks Sexlegetøj (vibrator) Plastsandaler Sexlegetøj (dildo) – ingen migrationsanalyser Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
Øvrige miljøfremmede kemiske stoffer						
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er	-		x	x		Fugemasser
Bisphenol A	80-05-7	x	x	x	x	Sexlegetøj (vibrator) Sutteflasker til børn Narresutter Kassebøner Mobilcovers Arbejdshandsker/rengøringshandsker Liggeunderlag Håndtasker af kunstlæder Gummisko
Nonylphenol	25154-52-3	x			x	Emission fra modellervoks <i>Håndklæder – ingen migrationsanalyser</i> <i>Fugemasse – ingen migrationsanalyser</i> <i>Fritidstøj (print) – ingen migrationsanalyser</i> Tøj Antibakterielt tøj Gummisko
TBBPA (Tetrabromobisphenol A)	79-94-7	x		x		<i>Computer – ingen migrationsanalyser</i>
Perfluorooctanoate (PFOA)	335-67-1	x	x	x		Imprægneringsmidler (fra 2004) <i>Regnjakker til børn – ingen migrationsanalyser</i>
Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	1763-23-1		x	x		<i>Regnjakker til børn – ingen migrationsanalyser</i>
Octamethylcyclotetrasiloxane (D4)	556-67-2	x			x	Solcreme/bodylotion Mavecreme/svangerskabsolier Antibakterielt tøj Gummisko
Stoffer i kosmetiske produkter						
Propylparaben	94-13-3	x		x	x	Dyrepøje produkter Håndsæbe Børnmake-up sæt Solcreme Bodylotion
Butylparaben	94-26-8	x		x	x	Teater og fastelavnssminke Håndsæbe Børnmake-up sæt Solcreme til børn Bodylotion til børn Sexcreme

Stof	CAS-nr.	Forventede kilder til eksponering				Tidligere kortlagte produkter Nye produktgrupper, der kortlægges i dette projekt er markeret med fed
		Forbruger- produkter	Fødevarer	Indeklima	Arbejds miljø	
Isobutylparaben	4247-02-3	x			x	Teater og fastelavnssminke Håndsaæbe Solcreme til børn Bodylotion til børn
OMC, octyl methoxycinnamate, 2-ethylhexyl-4-methoxycinnamate	5466-77-3	x				Foundation Ansigtscreme Solcreme
4-MBC, 4-methylbenzylidene camphor	36861-47-9	x				Solcreme
3-BC, 3-benzylidene camphor	15087-24-8	x				Solcreme
BC-3, Benzophenone 3	131-57-7	x				Ansigtscreme Solcreme
Triclosan	3380-34-5	x				Tandpasta Deodoranter <i>Skisokker – ingen migrationsanalyse</i> <i>Underbukser – ingen migrationsanalyse</i> <i>Cykelbukser – ingen migrationsanalyse</i> <i>Sandaler – ingen migrationsanalyse</i> <i>Håndsaæbe – ingen migrationsanalyse</i> <i>Arbejdshandsker – ingen migrationsanalyse</i> Antibakterielt tøj
Resorcinol	108-46-3	x			x	Hårfarver – ingen indholdsanalyser
Pesticider						
Dithiocarbamater: - Mancozeb - Maneb - Propineb	8018-01-7 12427-38-2 12071-83-9		x			
Chlorpyrifos Imazalil Iprodion Pirimiphos-methyl Procymidon Propamocarb Thiabendazol	2921-88-2 35554-44- 36734-19-7 29232-93-7 32809-16-8 24579-73-5 148-79-8		x			
Tebuconazol	107534-96-3		x		x	

¹AA: antiandrogen effekt,

²Ø: østrogenlignende effekt,

³T: forstyrrer thyreoideahormonsystemet.

3 Kortlægning

På baggrund af viden indsamlet om allerede undersøgte stoffer og produkter blev der udvalgt 8 produktgrupper til kortlægning.

Formålet med kortlægningen var at:

- supplere allerede eksisterende viden fra bl.a. Miljøstyrelsens tidligere kortlægningsprojekter om produkter, der indgår i gravide kvinder og kvinder, der ønsker at blive gravides dagligdag
- identificere de produkter indenfor den enkelte produktgruppe, der anvendes mest af gravide og kvinder, der ønsker at blive gravide
- undersøge, hvilke materialer de enkelte produktgrupper er fremstillet af
- forsøge at fremskaffe oplysninger om materialerne – herunder indholdsstoffer – i den udstrækning oplysningerne er tilgængelige
- udvælge produkter til kemiske analyser

I kortlægningen indgik følgende aktiviteter:

- kontakt til brancheforeninger og forhandlere – brancheforeninger og forhandlere er kontaktet for oplysninger om bl.a. mærker/handelsnavne, indenfor hvilke mærker/handelsnavne, der er det største salg, samt materialer/indholdsstoffer
- kontakt til detailhandel
- internetsøgning – en række forhandlere på internettet er kontaktet med henblik på at få oplysninger om, hvilke produkter inden for hver produktgruppe, der sælges mange af

Der blev ikke foretaget en komplet kortlægning af alle produkter inden for de enkelte produktgrupper, men det er tilstræbt at inddrage de produkter/varemærker, der sælges mest. Dette er forsøgt opnået via:

- dels kontakt til brancheforeninger med henblik på at få oplysninger om, hvilke butikker, der har det største salg inden for den enkelte produktgruppe, og
- dels ved i de enkelte butikker (såvel detailhandel som internetbutikker) at tale med personalet om, hvilke produkter/modeller, der sælges flest af

3.1 Mobilcovers

3.1.1 Afgrænsning af produktgruppen

Med mobilcovers menes i dette projekt alle former for beskyttelse til en mobiltelefon. Det vil sige diverse betræk/hylstre, samt "skins" (en film til at beskytte henholdsvis for- og bagside af telefonen) og "screen protectors" (en film til at beskytte skærmen). Alle mobilcovers har det formål at beskytte mobiltelefonen mod stød og ridser. Det er dog klart, at ikke alle mobilcovers er interessante i forhold til at undersøge for indhold af de udvalgte stoffer. Fx er mobilcovers af læder irrelevante i denne sammenhæng.

Mobilcovers, der er undersøgt i dette projekt, dækker derfor over alle former for bløde mobilcovers til alle typer af mobiltelefoner, samt mobilcovers af polycarbonat. Der er i kortlægningen udelukkende fokuseret på bløde mobilcovers samt mobilcovers af polycarbonat, da det var forventet, at bløde mobilcovers kunne indeholde ftalater og at mobilcovers af polycarbonat kunne indeholde Bisphenol A.

Der eksisterer en form for "tasker" til fx at sætte i et bælte eller lignende til opbevaring af mobiltelefonen. Desuden eksisterer der en slags poser eller tasker, man sætter om mobiltelefonen for at beskytte den, når den ikke er i brug. Disse er ikke omfattet af kortlægningen. Kortlægningen har fokuseret på de mobilcovers, man lader blive siddende på sin mobiltelefon for at beskytte den – også når den er i brug – pga. den forventede langvarige kontakttid.

Produktgruppen er desuden yderligere afgrænset ved at undlade at kortlægge mobilcovers bestående udelukkende af metal eller læder, da de ikke er interessante i dette projekt, da de ikke forventes at indeholde de udvalgte stoffer. Disse typer af mobilcovers beskrives derfor ikke nærmere i kortlægningen.

3.1.2 Hvordan er viden fremkommet

Der er foretaget en søgning efter mobilcovers på det danske marked ved hjælp af følgende værktøjer:

- internetsøgning (webshops)
- kontakt til branchen (Branchen ForbrugerElektronik)
- undersøgelse af udvalget i detailhandlen (butikker såsom Expert, Telenor, Føtex, Kvickly, Telia, Fona, Bog&Ide)

Mobilcovers hører kun perifert under Branchen ForbrugerElektronik, så det var yderst begrænset, hvad de kunne hjælpe med af relevante oplysninger.

3.1.3 Kategorier

Kortlægningen har vist, at der typisk findes følgende kategorier af mobilcovers på markedet – se tabel 3-1.

Table 3-1 Forskellige kategorier af mobil covers

Kategori	Beskrivelse	Typisk materiale
Bagside cover	Består typisk af hårdt materiale. En bagbeklædning til mobiltelefonen. Evt. med hul til kamera.	Metal (aluminium) eller hård plast
Bagside og kant cover	Et cover der dækker kant og bagbeklædning af mobiltelefonen. Evt. med hul til kamera. Forsiden (skærmen) kan være beskyttet af medfølgende beskyttelsesfilm (screen cover) – dvs. der er her to produkter i én pakke.	Metal (aluminium), læder, blød plast (TPU), akryl, silikone eller polycarbonatplast
Kant cover	En ramme til at sætte på kanten af mobiltelefonen. Dækker kun kanten, ikke front eller bag. Er typisk set for iPhones.	Plast/silikone eller kun silikone.
Skin	En beskyttelsesfilm, der "klistres" på bagside og front (dog ikke skærmen). På forsiden sættes filmen rundt om skærmen. Skins beskytter mod ridser, men det er mest af hensyn til designet (mønster og farver), at de anvendes. Er ikke det samme som et cover.	Plastfilm (folie med lim), vinyl eller læder
Screen cover	En gennemsigtig beskyttelsesfilm, der dækker skærmen for at beskytte skærmen mod ridser – også til smartphones.	Plastfilm (folie med lim)

Kilde: <http://www.mytrendyphone.dk/shop>, samt diverse producenters hjemmesider.

Uanset hvad de forskellige mobilcovers hedder, så har de samme funktion – nemlig at sidde konstant på mobiltelefonen – også i brug – og beskytte telefonen mod ridser eller stød.

3.1.4 Hvilke mærker/produkter findes der på markedet?

Der eksisterer en lang række mobilcovers på det danske marked til stort set alle mærker og modeller af mobiltelefoner. Der findes mere end 40 forskellige mærker af mobiltelefoner. Indenfor hvert mobilmærke findes mange forskellige modeller af mobiltelefoner – og hver af disse forskellige modeller kan der være mobilcover til. Flere producenter kan producere mobilcovers til hver mobiltelefonmodel. Desuden findes mobilcovers ofte i mange forskellige farver, mønstre og designs.

Der er ved kortlægningen identificeret mere end 35 forskellige producenter af mobilcovers. Der eksisterer både producenter, der producerer covers til specifikke mobilmodeller eller covers, der er kompatible med flere mobiltelefoner, samt originale producenter, dvs. mobiltelefonfirmaerne, der selv producerer (eller får produceret) mobilcovers til egne mobil modeller. Enkelte mærker/producenter producerer udelukkende covers til fx iPhone.

I det følgende er mobilcovers af de enkelte mærker/producenter undersøgt nærmere angående oplysninger om materiale m.m. I oversigten er der udelukkende fokuseret på de mobilcovers og screen protectors, der er lavet af bløde materialer eller polycarbonat. Der er udelukkende angivet oplysninger fra de producenter/mærker, hvor det har været muligt at få informationerne, fx via deres hjemmesider.

De forskellige typer af mobilcovers fra hver producent/mærke er primært identificeret via producentens egen hjemmeside. Dvs. der kan forekomme specifikke typer af mobilcovers, der ikke forefindes på det danske marked. Dog er alle de angivne producenter identificeret på det danske marked via enten danske webshops eller ved at produkterne er set i den danske detailhandel.

Der er fokuseret på at beskrive, hvilke materialer, producenterne angiver, at deres covers er lavet af.

Tabel 3-2 Oversigt over forskellige mobil covers fra diverse producenter, samt oplysninger om materiale de er fremstillet af

Producent/mærke	Beskrivelse	Materiale
Griffin	Covers til forskellige mobilmærker	Polycarbonat Polycarbonat/kunsthæder Polycarbonat/polyurethan Vinyl tekstil Blødt TPU Polycarbonat/TPU Silikone/ syntetisk gummi Vinyl Silikone/ polycarbonat Silikone
	Screen protectors til smartphones	Ukendt
Puro	Covers til forskellige mobilmærker	Silikone Ikke oplyst materiale TPU
	Screen protectors	Ukendt (blødt materiale)
Collection	Covers til forskellige mobilmærker	Silikone TPU
	Screen protectors	Ukendt (blødt materiale)
Gear 4	Covers til forskellige mobilmærker	Ukendt (blødt materiale)
Xqisit	Covers	Silikone Ukendt (blødt materiale, metal eller hård plast) TPU
	Screen protectors	Ukendt (blødt materiale)
Belkin	Udelukkende covers til iPhone	TPU Silikone Ukendt (silikone) Polycarbonat Blandede materialer. Hvilke?
	"Screen Guard Anti-Glare Overlay" til skærmen	Ukendt (blødt materiale)
cm (case-mate)	Covers til forskellige mobilmærker	Plast (fleksibelt) Silikone Silikone og polycarbonat Fleksibelt termoplastisk materiale Plast og gummi
	Screen protectors	Selvklebende polymer
Copter	Screen protectors	Urethan film
Zagg	Skins – design selv eget skin (film til for og bag på mobiltelefonen)	Ukendt
	Covers	Polycarbonat og silikone Polycarbonat Silikone Polycarbonat og kunstlæder Polyurethan
	Screen protectors (Invisible Shield)	Ukendt
Scandinavian Unit	Covers	TPU PVC og gummi
Ozaki	Har udelukkende covers til iPhone:	Silikone Ukendt (anti-slip materiale)
Skinmania	På skinmania.com kan man uploade sit eget billede og på denne måde selv lave sit eget skin (film) til for og bag på mobiltelefonen.	Vinyl

Producent/mærke	Beskrivelse	Materiale
Ed Hardy	Udelukkende covers (skins) til iPhone. Ed Hardy er specielt designede (tegnede) covers, der "klistres" på bag og front (rundt om skærmen).	Blød antislip overflade af ukendt materiale
Incipio	Primært covers til iPhone (og BlackBerry)	Silikone Polycarbonat Semi-stiv polymer TPU Polycarbonat/silikone Silikone/acryl
Krusell	Covers	Polycarbonat/læder Ukendt silikonemateriale
Otterbox	Covers	Silikone/polycarbonat Polycarbonat med TPE gummi Silikone
Turtle Brand	Covers til forskellige mobilmærker	Blød TPU TPU/polycarbonat
	Screen protectors	Ukendt (film)
Body Glove	Diverse typer af covers til forskellige mobilere (iPhone, HTC m.m.)	Plast (polyurethan) evt. med gummi i siden
Dolce Vita Roma	Covers specielt til iPhone	Ukendt
ICU	Covers specielt til iPhone	Ukendt
iLuv	Covers specielt til iPhone og BlackBerry	Silikone TPU Polycarbonat
Katinkas	Covers til forskellige mobilmærker	Blødt TPU Hård polymer
Konkis	Covers specielt til iPhone	Ukendt
NazTech	Covers specielt til iPhone	ABS plast Silikone/polycarbonat
Deltaco	Udelukkende screen protectors til iPhone	Ukendt
Adapt	Screen protectors	Ukendt
Wrapsol	Udelukkende screen protectors til diverse telefoner	polyurethane

Kilder: Griffin: <http://store.griffintechology.com/iphone>
Puro: www.puroitalianstyle.it/en/home.jsp
Collection: www.teled.net
Gear 4: www.gear4.com
Xqisit: www.xqisit.com
Belkin: http://www.belkin.com/IWCatSectionView.process?Section_Id=208807
Cm: www.case-mate.com
Golla: www.golla.com/#/en/products
Copter: <http://www.copter.cc/>
Zagg: www.zagg.com
Unit: <http://www.pc-electro.com/> (Scandinavian Unit)
Ozaki: <http://ozaki.weebly.com/iphone-4-cases.html>
Incipio: www.myincipio.com
Krusell: http://www.krusellcases.com/uk/p_krusell_listing.aspx?f=1562
Otterbox: www.otterbox.com
Turtle Brand: www.turtlebrand.com
Body Glove: www.bodyglovemobile.com
iLuv: www.i-luv.com
Katinkas: www.katinkas.de/en
NazTech: www.naztech.com
Deltaco: <http://www.deltaco.dk/menu/354/355/products/categories.aspx>
Wrapsol: www.wrapsol.com

Det ses således, at mobilcovers typisk er fremstillet i følgende materialer:

- silikone
- polycarbonat
- polyurethan (TPU) – er typisk blødt/fleksibelt
- vinyl/PVC
- ABS plast (kun én enkelt producent angiver dette som udgangsmateriale for nogle covers)

For en del covers var det ikke muligt at indhente information om materiale. Af de ovennævnte materialer er det helt klart silikone, polycarbonat og TPU, der er de typisk anvendte materialer. Vinyl er kun set hos enkelte producenter og kun for få modeller af mobilcovers. ABS plast er kun set hos en enkelt producent og kun for nogle enkelte mobilcovers. Hertil kommer så selvfølgelig mobilcovers af læder eller metal, som ikke er kortlagt nærmere her.

Herudover er der mange mobilcovers, der er lavet af en kombination af forskellige materialer. De kombinationer, der er set i kortlægningen er:

- kombination af polycarbonat og TPU
- kombination af silikone og polycarbonat
- kombination af silikone og syntetisk gummi
- kombination af silikone og akryl
- kombination af polycarbonat og TPE gummi

3.1.5 Pris

Via en søgning på diverse webshops har det vist sig, at de forskellige mobilcovers typisk ligger inden for følgende prisramme:

- mobilcovers: 20 – 338 kr. (og langt de fleste mellem 89 og 199 kr.)
- skins: 18 – 159 kr.
- screen protectors: 8 – 261 kr.

Information om priserne bruges i forbindelse med udvælgelse af produkter til analyse, da der ønskes analyse af både billige og dyre produkter.

3.1.6 Hvor sælges det?

Der er mange forskellige butikker, der sælger mobilcovers. I fysiske butikker kan mobilcovers findes hos større supermarkeder (fx Bilka, Føtex), hos boghandlere, hos Telebutikker (fx Telia, Telenor, TDC), samt elektronikbutikker som Fona, Expert m.m.

Herudover kan mobilcovers købes i en række Internetbutikker, som fx:

- www.mytrendyphone.dk
- www.cdon.com
- www.callme-mobiltilbehoer.dk
- www.lux-case.dk
- www.e-tasker.dk
- www.elpefa.dk
- www.ioffer.com
- www.my-phoneshop.dk
- www.goblue.dk
- www.proshop.dk
- www.imania.dk
- www.happii.dk
- www.nemoware.dk
- www.modify.dk
- www.cdon.com
- www.stratek.dk
- www.shopitonline.dk

3.1.7 Markedsandele

Det har været svært at finde oplysninger om markedsandele, når det gælder mobilcovers. Der eksisterer en lang række butikker og webbutikker, der sælger de samme former for mobilcovers. Der eksisterer mobilcovers til stort set enhver model indenfor ethvert mobilmærke, dvs. et utal af mobilcovers.

Ved besøg i butikker, der forhandler mobilcovers blev der spurgt om nogle covers er mere populære end andre, men der var ikke noget klart svar nogen steder. Desuden blev en enkelt webshop stillet spørgsmålet om, hvilke mærker af mobilcovers, der er mest salg i, men uden at det resulterede i brugbare oplysninger. I stedet er der fokuseret på, hvilke mærker af mobiltelefoner, der er de mest populære, for på denne måde at udvælge mobilcovers til analyse, som anvendes til de mest populære mobiltelefoner.

Ved at sammenholde oplysninger om de 10 mest populære mobiltelefoner i 2010 (Mobilsiden.dk 2011) med oplysninger om de mest populære mobiltelefoner i øjeblikket (28. september 2011) (telepristjek.dk 2011), så fås følgende oversigt over de mest populære mobiltelefoner i 2010/2011:

- Apple iPhone 4 (32 GB)
- Apple iPhone 4 (16 GB)
- Apple iPhone 3GS (8 GB)
- HTC Wildfire
- HTC Desire
- HTC Desire S
- HTC Desire HD
- HTC Legend
- HTC Sensation
- HTC Wildfire S
- Nokia N8
- Nokia C5-03
- Nokia C2-01
- Nokia 6700 classic
- Samsung Galaxy S 2
- Sony Ericsson XPERIA X10 mini
- Sony Ericsson XPERIA X10 mini pro
- Sony Ericsson LT15i Xperia Arc

Bemærk, at ovenstående liste er i alfabetisk rækkefølge.

Det vil derfor være relevant at koncentrere indkøbet af mobilcovers til netop disse mest populære mobiltelefoner for 2010/2011, som også dækker over en række smartphones, som må anses for at være populære hos målgruppen for dette projekt.

3.1.8 Hvor meget sælges der?

For at forstå væsentligheden af kortlægningen af denne produktgruppe er det undersøgt, hvor store mængder mobilcovers, der sælges på det danske marked.

Det er ikke muligt via Danmarks Statistik (Statistikbanken) at se, hvor store mængder af mobilcovers, der sælges hvert år. Statistikken er ikke detaljeret nok til denne varegruppe. Der findes specifikke varegrupper for varer af plast og varer af gummi, men mobilcovers findes ikke som en specifik varegruppe.

Det er derimod muligt via Statistikbanken at få oplyst hvor mange mobiltelefoner, der årligt sælges via KN-koden:

85171200 Telefoner til celleopdelt radiotelefoni "mobiletelefoner" eller andre trådløse net.

Salget angives hos Danmarks statistik via "Udenrigshandel", der angiver eksport og import, samt "Industriens salg af egne varer", dvs. produktion i Danmark. Udenrigshandlen er udover en angivelse i kilo og kr. også angivet i stk. Det er industriens salg af egne varer derimod ikke. Industriens salg af egne varer udgør imidlertid blot ca. en tusindedel af udenrigshandlen, og er således irrelevant. Derfor er industriens salg af egne varer ikke er medtaget i tabel 3-3.

Tabel 3-3 Udenrigshandel med mobiltelefoner – antal stk. solgte mobiltelefoner i Danmark i 2010

Varekode	Import i 2010	Eksport i 2010	Solgt i DK i 2010
85.171.200 Telefoner til celleopdelt radiotelefoni "mobiletelefoner" eller andre trådløse net	3.508.854	628.942	2.879.912

Dvs. at der i 2010 blev solgt (eller netto importeret) 0,52 mobiltelefon per indbygger i Danmark eller 0,60 mobiltelefon per indbygger i Danmark over 10 år.

Idet det antages, at mange der køber mobiltelefon også vil købe en eller anden form for mobilcover til deres mobiltelefon, kan det antages, at der sælges relativt mange mobilcovers i Danmark på årsbasis. Formentlig op mod omkring 500.000 - 1.000.000 mobilcovers årligt, hvis det antages at op imod hver tredje, der har mobiltelefon køber et mobilcover til sin mobiltelefon. Der eksisterer dog ingen oplysninger om, hvor stor en procentdel af dem, der har en mobiltelefon også har et mobilcover. En tredjedel er således et rent gæt.

3.1.9 Udvalgelse af produkter til analyse

20 forskellige mobilcovers er analyseret for indhold af ftalater, bisphenol A og D4, da der er en formodning om at disse stoffer kan forekomme i de materialer, som mobilcovers er lavet af.

Markedet for mobilcovers er meget stort. Følgende kriterier blev anvendt ved udvælgelse af mobilcovers til analyse:

- der er udvalgt mobilcovers fra forskellige producenter af mobilcovers
- der er udvalgt mobilcovers i de forskellige kategorier, dog primært bagside og kant covers, skins og screen protectors. Bagside covers ses ofte i metal, hvorfor disse er knap så relevante, og kant covers ses typisk kun til iPhones (og arealet/kontaktfladen er lille i forhold til de andre covers)
- der er udvalgt mobilcovers af forskelligt materiale, dvs. der er foretaget en nogenlunde ligelig fordeling mellem de følgende materialer, der anses som de mest vigtige i forhold til indhold af ftalater, bisphenol A og D4:
 - silikone
 - polycarbonat – hård plast
 - TPU – er ofte blødt/fleksibelt
 - vinyl/PVC

- film af ukendt materiale (evt. urethanfilm), som screen protectors er lavet af
- der er udelukkende udvalgt mobilcovers til de mest populære mobiltelefoner, dvs. de listede modeller fra 2010 og 2011. Flere af producenterne af mobilcovers producerer udelukkende mobilcovers til smartphones eller udelukkende til iPhone. Derfor er der naturligt valgt en overvægt af covers til smartphones generelt. Det vurderes dog ikke som noget stort problem, da målgruppen (yngre kvinder) vurderes at tilhøre den generation, hvor brugen af smartphones er mest udbredt
- der er udvalgt mobilcovers fra både den billige og dyre ende af prisskalaen (dog vurderes denne parameter ikke at være den væsentligste, da alle mobilcovers ligger indenfor nogenlunde samme prisområde)

3.2 Liggeunderlag

3.2.1 Afgrænsning af produktgruppen

Produktgruppen ”liggeunderlag” er i dette projekt afgrænset til:

- yogamåtter og andre træningsmætter
- liggeunderlag til brug i telte mv

Liggeunderlag i form af luftmadrasser er ikke medtaget, idet disse er undersøgt i et tidligere projekt. Ligeledes er der set bort fra liggeunderlag af tekstil (dvs. bomuld, uld, mV).

Der er primært fokuseret på liggeunderlag af plastmaterialer. Produkter såsom trækugle-underlag til sæder i biler og liggepuder mv. er ikke medtaget. Der er ligeledes set bort fra liggeunderlag betrukket med alufolie (anvendes ofte under et almindeligt liggeunderlag for yderligere isolering).

3.2.2 Hvordan er viden fremkommet?

Der er søgt efter informationer til kortlægningen via følgende kilder:

- internetsøgning
- telefonisk kontakt til udvalgte sports- og fritidsforretninger

I nedenstående afsnit er alle informationer - hvor intet andet er angivet - fremkommet via internetsøgninger.



3.2.3 Kategorier

Kortlægningen har vist, at der typisk findes følgende kategorier af yoga/træningsmætter, samt liggeunderlag:

- yogamåtter/træningsmætter – ofte skumunderlag
- selvoppustelige liggeunderlag
- manuelt oppustelige liggeunderlag
- børneliggeunderlag
- kvindeliggeunderlag
- Oeko-TEX mærkede liggeunderlag/yogamåtter
- ekstra lange liggeunderlag
- letvægtsliggeunderlag
- luksus liggeunderlag

De kan dog alle inddeles i følgende to relevante hovedkategorier:

Tabel 3-4 Kategorier af liggeunderlag

Kategori	Eksempel	Typisk materiale*
Yogamåtter /skumunderlag		Naturgummi, jute, TPE, Jute kombineret med kunststof, polyethen**, PVC, PES, (polyethersulfone), EVA
Liggeunderlag (både oppustelige og ikke-oppustelige)		Polyester, nylon, TPU coated, polyethylen, polyethenskum, PU, PVC, polyethylen-terephthalat (PET),

* ifølge hjemmesiderne, hvorfra produkterne sælges.

** Produktet beskrives som et liggeunderlag, men ligner et skumunderlag.

De noterede "typiske materialer" er eksempler på, hvad produkterne kan være lavet af, dvs. det er ikke en udtømmende liste over alle de materialer hhv. liggeunderlag og yogamåtter kan være lavet af.

3.2.4 Mærker/produkter

Producenter/mærker af yogamåtter identificeret under kortlægningen af yoga/træningsmåtter:

- Sun Salutation
- Microcell
- Jade Professional
- JadeYoga (producerer udelukkende PVC frie måtter)
- Manduka
- Adidas
- Casall

Producenter/mærker af liggeunderlag identificeret under kortlægningen:

- High Peak
- Outwell
- Pacific Outdoor
- Asivik (Spejdersports eget mærke)
- Mammut
- Evazote
- Nordpol
- Thermarest
- Robens
- Nordisk
- AB-Camping
- Mountain Eagle
- VAUDE
- Easycamp
- DownMat
- Exped
- Helsport
- HD Camp
- Wanderlust
- Hajk

- Haglöfs
- Mat Minto
- Wolf Camper
- Active Leasure
- Grand Canyon
- Bramming Plast-Industri A/S

Nedenfor er listet de materialer, som kortlægningen har afdækket at hhv. liggeunderlag og yogamåtter består af:

Yogamåtter: Naturgummi, jute, TPE, uld, kunststof, polyethen, PVC, PES (polyethersulfone), EVA.

Liggeunderlag: Polyester, nylon, TPU coated, polyethylen, polythenskum, PU, PVC, polyethylen-terephthalat (PET).

Af de ovennævnte kortlagte materialer i hhv. yogamåtter og liggeunderlag, er følgende materialer relevante i relation til potentielt at indeholde ftalater jævnfør afsnit 2:

- PVC
- PES
- TPE (fællesbetegnelse for Thermoplastiske elastomerer – hvoraf PVC kan være en af dem)

3.2.5 Pris

En søgning efter "yogamåtter", "træningsmåtter" og "liggeunderlag" på pricerunner.dk (site, der sammenligner priser fra forskellige internetbutikker) viste priser fra 118 kr. til 1835 kr. (inkl. fragt). – den typiske pris lå omkring 3-400 kr.

Ifølge indkøber fra Spejdersport ligger den typiske pris for skumunderlag på ca. 100 kr., mens oppustelige liggeunderlag ligger på ca. 500 kr. En kontakt hos Fjeld og Fritid mente, at den typiske pris for skumunderlag lå mellem 20 og 100 kr.

En gennemsnitspris for et liggeunderlag/yoga-træningsmåtte kan således antages at være ca. 300 kr.

Information om priserne bruges i forbindelse med udvælgelse af produkter til analyse, da der ønskes analyse af både billige og dyre produkter.

3.2.6 Hvor sælges de?

Liggeunderlag og yoga-træningsmåtter kan købes i følgende butikstyper:

- store supermarkeds kæder
 - Kvickly
 - SuperBrugsen
 - Føtex
 - Bilka
 - andre store supermarkeder
- sport- og fritidsforretninger
 - Stadium
 - Fjeld og Fritid
 - Intersport

- Sportmaster
- Spejdersport
- Friluftsland
- Eventyrsport
- Lasse Hjortnæs Ski & Outdoors
- byggemarkeder og lign.
 - Silvan
 - Jysk Sengetøjslager
- internetbutikker, f.eks.:
 - www.yogamudra.dk
 - www.alun.dk
 - www.yogaudstyr.dk
 - www.bodystore.dk
 - www.hvidovresport.dk
 - www.rejsequip.dk/vligunlg.htm
 - www.outnet.dk
 - www.ellos.dk

3.2.7 Markedsandele

Der blev taget kontakt til forskellige forhandlere af liggeunderlag, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest solgte/populære typer. Disse oplysninger er fortrolige, men informationerne er blevet anvendt i forbindelse med udvalg af produkter til analyse. Der er således udvalgt de mest solgte/populære mærker til analyse.

3.2.8 Hvor meget sælges der?

For at forstå væsentligheden af kortlægningen af denne produktgruppe er det undersøgt, hvor store mængder liggeunderlag, der sælges på det danske marked.

Data fra den kategori fra Danmarks Statistik, der minder mest om liggeunderlag ("Madrasser af cellegummi, dvs. skumgummi og lignende, med eller uden overtræk") indikerer, at der blev solgt for 46 mia. kr. i 2010. Dette virker umiddelbart ikke korrekt, idet dette ville svare til, at hver dansker købte liggeunderlag for ca. 8500 kr. i 2010. Kategorien må sandsynligvis indeholde langt flere produkter end liggeunderlag.

Det er således ikke muligt at indhente troværdige data vedrørende salg af liggeunderlag og yogamåtter i Danmark. En kontakt til en af de større Sports- og Fritidsforretninger i Danmark bekræftede dette, idet de heller ikke selv kunne få valide tal for hvor mange liggeunderlag/yogamåtter, der bliver solgt i Danmark via Danmarks Statistik.

3.2.9 Udvælgelse af produkter til analyse

Liggeunderlagene (dvs. inkl. yogamåtterne) skal i projektet analyseres for ftalater, da produktgruppen forventes at kunne indeholde ftalater. Følgende materialer er relevante i relation til potentielt at indeholde ftalater:

- PVC
- PES
- TPE (fællesbetegnelse for Thermoplastiske elastomerer – hvoraf PVC kan være en af dem)

Kriterier for udvælgelse af liggeunderlag/yogamåtter til analysen var følgende:

- 4 liggeunderlag og 6 yogamåtter (idet det forventes at gravide i højere grad vil anvende yogamåtter end liggeunderlag, som oftest bruges ifm. camping og typisk anvendes med en sovepose eller lignende, hvilket betyder, at der er mindre hudkontakt med disse produkter)
- så vidt muligt ligelig fordeling mellem prisklasser
- så vidt muligt blev alle relevante materialer dækket
- de mest kendte mærker var repræsenteret
- enkelte blev indkøbt i butikker, for også at repræsentere det "fysiske marked". Her blev der indkøbt liggeunderlag/yogamåtter, der virkede "fedtede" i overfladen, idet dette er et typisk tegn på afgivelse af ftalater
- produkterne blev indkøbt dels i de mest populære yoga/træningscentre, men der blev også indkøbt produkter fra supermarkeder eller andre billige butikker (fx Søstrene Grene)

Det har via kortlægningen ikke været muligt at identificere mere end 3 yogamåtter, som via nettet beskrives som indeholdende PVC, PES eller TPE. Dette kan til dels skyldes, at det lader til at være blevet populært at reklamere med at yogamåtter er "PVC-frie" – dvs. andre producenter (som måske sælger yogamåtter med PVC) vælger ikke at oplyse, hvad der er i produktet.

3.3 Arbejdshandsker / Rengøringshandsker

3.3.1 Afgrænsning af produktgruppen

Afgrænsningen af kortlægningen af arbejdshandsker / rengøringshandsker er foretaget på materialevalg og produkter, der anses at appellere til kvinder. Herunder er der fokuseret mere på de tætsluttende tyndere handske-typer end på den mere traditionelle og kraftige løstsiddende "herrearbejdshandske" med læder.

Kortlægningen har omfattet følgende handsketyper:

- arbejdshandsker
- all-round handsker
- havehandsker
- strikhandsker
- gummihandsker (kan også bruges til rengøring)
- engangshandsker

Handsker, der bruges i forbindelse med sportsudøvelse så som fx ridehandsker, kajakhandsker, cykelhandsker er ikke omfattet af kortlægningen.

3.3.2 Hvordan er viden fremkommet

Viden på brugen af arbejdshandsker er fremkommet ved dels søgning på internettet, dels ved besøg i en række detailhandelsbutikker (byggemarkeder, supermarkeder, havecentre) i København / Nordsjælland. Følgende hjemmesider og butikker er blevet besøgt for deres udvalg af arbejdshandsker / rengøringshandsker:

- hjemmesider:
 - www.Silvan.dk
 - www.Bauhaus.dk
 - www.billigkoste.dk
 - www.saekko-industri.dk
- byggemarkeder:
 - Silvan
 - Bauhaus
 - Fog byggemarked
 - Harald Nyborg
 - Jem&Fix
 - XL Byg
 - Stark
 - Bygma
- havecentre:
 - Bo Grønt
- supermarkeder:
 - Føtex
 - Super Brugsen
 - Netto
 - Fakta
 - Aldi

Der er via søgemaskinen Google anvendt diverse søgeord og kombinationer af søgeord. Dette er sket med henblik på at få generelle oplysninger om

arbejdshandsker / rengøringshandsker på markedet og endvidere med henblik på at finde frem til en række net butikker, der forhandler disse produktgrupper.

Der er desuden søgt på en række specifikke hjemmesider.

3.3.3 Kategorier

Kortlægningen har belyst at følgende handsketyper er tilgængelige på det danske marked enten via køb i detailhandelsbutikker (byggemarkeder, supermarkeder, havecentre) eller på internettet:

- arbejdshandsker: Arbejdshandsker er løstsiddende onesize handsker i groft stof eller læder, eventuelt med forstærkning på udsatte slidflader. Typisk til udendørsbrug
- all-round handske: Handsker til arbejds -eller fritidsbrug. Handsken er mere tætsiddende end ovennævnte arbejdshandske og nogle er helt tætsiddende. Materialerne varierer men er typisk udstyret med skridsikre materialer, også af variabel karakter. Handskerne kan også være markedsført som havehandsker, men vil her fremstå som en all-round handske
- havehandsker: Havehandsker er handsker, der er markedsføres som havehandsker, ukrudtshandsker eller lignende. Handsken er typisk af stof/strik med forstærkninger af enten læder, stof, eller antislip materialer, som for eksempel gummi
- strikhandsker: Strikhandsker er bløde løstsiddende onesize handsker i strik eller blødt stof. Oftest med dots på undersiden for bedre greb
- gummihandsker (rengøringshandsker): Gummihandsker er lange handsker i variationer af gummi. Bruges typisk i våde miljøer
- engangshandsker: Engangshandsker er handsker af enten forskellige materialer, dog typisk PE, Vinyl eller latex. Handskerne passer til både højre og venstre hånd

3.3.4 Mærker/produkter

I forbindelse med søgning på nettet og ved besøg i detailhandelsbutikker (byggemarkeder, supermarkeder, havecentre) viste kortlægningen, at der findes mange produkter under kategorien arbejdshandsker og et mindre omfang af produkter indenfor kategorien gummihandsker (rengøringshandsker).

De omfattede produkter er langt fra udtømmende, men repræsenterer et bredt udsnit af hvad der findes på markedet. Produkterne er udvalgt så de spænder over et bredt prisleje, kvalitet, mærker og tilgængelighed. I tabel 3-5 er angivet eksempler på de forskellige typer af handsker, der er blevet kortlagt.

De kortlagte produkter er baseret på tilgængelighed på markedet, det vil sige, at produkterne er observeret flere steder. Nogle produkter er ydermere anerkendt i brugstest, og spænder over prisniveau, mærker samt materialer.

De dominerende mærker/producenter er Ox-On/sækko, OS/Otto Schackner, Kliks/KCL for Bauhaus, Weibulls. Mindre udenlandske producenter findes typisk hos internet forhandlere eller mere nicheprægede butikker som brugskunst forretninger og lignende.

Tabel 3-5 Eksempler på kategorier af handsker

Kategori	Eksempel	Karakteristika / typisk materiale
Arbejdshandske		Groft stof eller læder, eventuelt med forstærkning på udsatte slidflader. Typisk til udendørsbrug.
Gummihandsker (rengøringshandske)		Gummihandsker er lange handsker i variationer af gummi. Bruges typisk i våde miljøer
Engangshandske		Forskellige materialer, dog typisk PE, Vinyl eller latex.
Havehandske		Handsken er typisk af stof/strik med forstærkninger af enten læder, stof, eller antislip materialer, som for eksempel gummi
All-round handske		Handsken er mere tætsiddende end ovennævnte arbejdshandske og nogle er helt tætsiddende. Materialerne varierer, men er typisk udstyret med skridsikre materialer, også af variabel karakter.
Strikhandske		Strikhandsker er bløde løstsiddende onesize handsker i strik eller blødt stof. Oftest med dotter (PVC) på undersiden for bedre greb.

3.3.5 Pris

Kortlægningen har vist, at produkterne indenfor denne produktgruppe kan findes indenfor prisrammen DKK 1,- til DKK 229,- pr. par, men med hovedvægten (> 50 %) med en styk pris på DKK 20-70 pr. par.

Tabel 3-6 Fordelingen af priser på forskellige typer af handsker

Produktkategori	Billigste produkt fundet (DKK pr par)	Dyreste produkt fundet (DKK pr par)
Arbejdshandsker	21,25	169,95
Havehandsker	4,00	229,00
Fritidshandske	19,95	119,95
Strikhandske	4,16	8,00
Gummihandske	5,00	29,95
Engangshandske	0,84	4,39

Information om priserne bruges i forbindelse med udvælgelse af produkter til analyse da der ønskes analyse af både billige og dyre produkter.

3.3.6 Hvor sælges det?

Kortlægningen har vist at produkterne i høj grad sælges gennem bygge- markeder med Silvan og Bauhaus som værende de to byggemarkeder, hvor det største sortiment er observeret.

3.3.7 Markedsandele

Der blev taget kontakt til forskellige sælgere af arbejdshandsker/ rengøringshandsker, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest solgte/populære handsker. Disse oplysninger er fortrolige, men informationerne er blevet anvendt i forbindelse med udvalgte produkter til analyse. Der er således udvalgt de mest solgte/populære mærker til analyse.

3.3.8 Hvor meget sælges der?

Data fra den kategori fra Danmarks Statistik, der omfatter handsker omfattet af kortlægningen er opdelt i 2 grupper hhv. a) Handsker, imprægneret, overtrukket el. belagt med plast el. gummi, strik og b) gummihandsker. Mængden af importen af disse typer af handsker til det danske marked er præsenteret i tabel 3-7.

Tabel 3-7 Import af arbejdshandsker / rengøringshandsker (inkl. Malerhandsker) til det danske marked

Kilo, Import 2011M07	Handsker, imprægneret, overtrukket el. belagt med plast el. gummi, af trikotage	Gummihandsker
Hongkong	15 460	0
Indonesien	0	480
Kina	58 213	33 919
Malaysia	200	233 444
Norge	2	713
Pakistan	14 343	50
Schweiz	0	4
Sri Lanka	12 548	3 361
Sydkorea	15	0
Vietnam	0	3 826
Taiwan	0	220
Thailand	22	0
Total: 376820 kg	100 803	276 017

Dvs. at der i 2010 blev importeret 376.820 kg handsker. Af de ca. 4 mill. voksne danskere antages det, at den ældre del af befolkningen i mindre grad benytter denne type handsker. Hvis mængden af handskerne antages at blive benyttet af ca. 3 mill. voksne danskere er det ca. 0,13 kg handske/år per voksen indbygger, eksklusiv de ældre. Mange af handskerne vejer under 100 g per par. Maxiflex vejer fx ca. 40g/par, så 0,13 kg svarer til ca. 3-4 par handsker/år i gennemsnit per voksen i Danmark. Tallene dækker naturligvis over store forskelle idet erhvervsmæssigt brug af handskerne også er omfattet af opgørelsen. Opgørelsen giver dog en idé om hvor mange par handsker/år, der i gennemsnit anvendes per voksen i Danmark, hvilket giver et grundlag til at vurdere eksponeringen herfra.

3.3.9 Udvalgelse af produkter til analyse

Der blev udvalgt arbejdshandsker indeholdende gummi/plast materiale, der anses som de mest vigtige i forhold til eksponering for de udvalgte ftalater og D4. Erfaring viser, at flere forskellige plastmaterialer udover PVC kan

indeholde ftalater, fx polyurethan (PU), dog i lavere koncentrationer end hvad der kan være tilfældet i blød PVC. Derfor er produkterne udvalgt med det formål at dække mange gummi/plast materialetyper.

For at tilgodese et bredt udvalg af produkterne på markedet er der således i udvælgelseskriterierne taget hensyn til:

- pris (analyse både af billige og dyre produkter)
- mærker/producent (analyse af produkter fra forskellige producenter og/eller af forskellige mærker)
- markedsandele (analyse af de produkter, som der sælges flest af)
- type af produkt (analyse af forskellige typer af produkter, dvs. fx strikhandsker og gummihandsker)
- relevante kategorier (analyse af både have/arbejdshandsker og rengøringshandsker)

Baseret på informationer fra kortlægningen blev der udvalgt produkter til analyser indenfor alle identificerede kategorier, men med hovedvægten lagt på havehandsker og all-round handsker (flesteprodukter analyseret). I alt blev 11 produkter analyseret. Det primære fokus var analyse af ftalater, da disse vurderes at kunne give den højeste eksponering ved brug af handsker på baggrund af materialetypen anvendt i mange handsker. Idet det ikke var muligt på baggrund af de tilgængelige informationer at udpege hvilke handsker, som kunne indeholde siloxaner (D4) blev alle de udvalgte handsker på nær engangshandskerne også analyseret for D4.

3.4 Gummisko

3.4.1 Afgrænsning af produktgruppen

Produktgruppen gummisko dækker i dette projekt rundt regnet alle former for lukkede behagelige sko, som indeholder dele af blød plast/gummi. Dvs. det er ikke kun almindelige kondisko (som anvendes til fx aerobic), der er medtaget. "Fritidssko" som fx Converse All Star, som også anvendes til hverdag er også medtaget.

For nærmere info om de typer gummisko, der er medtaget se afsnit 3.4.3 vedrørende kategorisering.

Der ses bort fra sko som plastiksandal, crocks, ballerinas, mv, da flere af disse tidligere er undersøgt.

3.4.2 Hvordan er viden fremkommet?

Der er søgt efter informationer til kortlægningen via følgende kilder:

- internetsøgning
- Danmarks Skohandlerforening
- Danmarks Skoleleverandør Forening
- sportsbranchens Leverandørforening
- samtale med medarbejdere fra Sportsmaster

I nedenstående afsnit er alle informationer - hvor intet andet er angivet - fremkommet via internetsøgninger.

3.4.3 Kategorier

Kortlægningen har afdækket kategorier af gummisko, der er angivet i tabel 3-8.

Det skal pointeres, at kategoriseringen udelukkende er en opdeling, som er fundet passende. En søgning på fx "sneakers" vil resultere i sko, som passer ind under "Træningssko-kategorien" såvel som sko, der passer ind under "Fritidssko-kategorien" og "Korte støvler-kategorien". Kendetegnen for kategorien "Træningssko" er dog, at de alle kan forventes at blive anvendt i forbindelse med sport, mens "Fritidssko" primært tænkes anvendt som almindeligt fodtøj - dvs. ikke i sportslige sammenhænge. Ligeledes gælder dette for kategorien "Korte støvler".

Tabel 3-8 Eksempler på kategorier af gummisko

Kategori	Eksempel	Typisk materiale*	Typisk materiale*	Typisk materiale*	Typisk materiale*
		Overdel	Inderfoer	Indersål	Ydersål
Trænings-sko		Mesh (vævet materiale) PU Gore-Tex Skind Læder Nubuck Syntetisk skind Syntet Tekstil PVC 100 % polyamid	Tekstil Mesh EVA (i frem og bagfoden) Neopren	TPU PU letvægtssål (evt. er det ydersålen?) EVA sål Bakteriedræben de materiale Mesh	Gummi Vatteret EVA PU (gætter på ydersål)
Fritidssko		Skind Ruskind Canvas Skindlign. PU Læder PU Kunstlæder	Skindforing Tekstil 100 % bomuld Kunstpels	Tekstil Skind	Gummi
Korte støvler		Syntetstof Ruskind Canvas Lærred Økologisk bearbejdet ko-skind Skind Ruskind	Lammeskind og lign.		Gummi Rågummi
Five-fingers		Nylonstof Velcroremme Neopren for isolering TPU beskyttelse af tæerne.		3mm PU (tykkest under forfoden) EVA "footbed" (antager indersål)	Puder af gummi Gummisål

* ifølge hjemmesiderne, hvorfra produkterne sælges.

3.4.4 Mærker/produkter

Kortlægningen har afdækket følgende forskellige mærker af gummisko.

Tabel 3-9 Liste over identificerede producenter af gummisko

Adidas	Fred Perry	Pikolinos
Alife	Generic Surplus	Playboy
Asics	Gola	Pointer
Ammann	Gram	Puma
Bensimon	Gravis	Race Marine
Björn Borg	G-Star	Ralph Lauren
Blend	Guess	Reebok
Boras	Henri Lloyd	Replay
C1rca?	HUB	Rieker
Camel	Hugo Boss	Salomon
Clae	Hummel	Selected
Converse	Jack & Jones	Shape-Ups
Creative Recreation leather hi	Kangaroos	Shoe The Bear
Cult	Kappa	Simple
DC Shoes	Karl Kani	Spalwar
Diesel	Kawasaki	SpringCourt
Dorotennis	Keds	Superdry Kanvas Hi
DVS	LaCoste	Supra
Ecco	Le Coq Sportif	TBS
Ed Hardy	Levi's	The Hundreds
Ellesse	Lyle & Scott	Timberland
Energie	New Balance	Tommy Hilfiger
Energy	Nike	Tone-ups
Eser	Onitsuka Tiger	Tretorn
Etnies	Original Penguin	Vans
Feiyue	Palladium	Vibram
Finn Comfort	Paul Smith	Victoria
Fornarina		Viking
		Warp

Listen er selvsagt ikke udtømmende, men giver en meget god indikation af, hvor stort dette marked rent faktisk er.

3.4.5 Pris

En søgning på www.pricerunner.dk ("sneakers" som søgeord) resulterede i 5.649 produkter, med en pris varierende fra 49 kr. til 2.144 kr.

En søgning på www.findpriser.dk resulterede i 42 hits (på "gummisko") med en pris fra 199 kr. til 1.199 kr. En søgning på "sneakers" resulterede i 11.455 produkter, med en pris fra 49 kr. til 2.940 kr.

En typisk gennemsnitspris for gummisko (af typen sneakers, fritidssko, korte støvler) kan formentlig antages at ligge omkring **400-600 kr.** Tallet antages, idet det ikke er muligt via data fra www.pricerunner.dk eller www.findpriser.dk at regne et reelt gennemsnit ud.

Derimod kan gennemsnitsprisen for gummisko af kategorien “fivefingers” formodentlig antages at ligge højere, idet en søgning på “Fivefingers” hos www.pricerunner.dk resulterede i 15 produkter, med en pris fra 799 kr. til 1.221 kr. De 15 produkter havde i gennemsnit en pris på **1.039 kr.**, hvilket antages at være gennemsnitspris for Fivefingers.

Information om priserne bruges i forbindelse med udvælgelse af produkter til analyse, da der ønskes analyse af både billige og dyre produkter.

3.4.6 Hvor sælges de?

Gummisko kan købes i følgende butikstyper. Listen er ikke udtømmende, men angiver udelukkende eksempler:

- skobutikker
 - Skoringen
 - TOPS
 - Bianco Footwear
 - Banks Detail
 - ZJOOS
 - EuroSko
 - Feet me
 - Riis Sko
 - Ecco
- sportsforretninger
 - Stadium
 - Fjeld og Fritid
 - Intersport
 - Sportmaster
 - Spejdersport
 - Friluftsland
 - Eventyrssport
 - Lasse Hjortnæs Ski & Outdoors
- supermarkeder
 - Bilka
 - Føtex
 - Kvickly
 - alle større supermarkeder
- internetbutikker
 - www.brandos.dk (hævder selv at være Danmarks største skobutik på nettet).
 - www.spartoo.dk
 - www.alun.dk
 - www.growingfeet.dk
 - www.zjoos.dk
 - www.youheshe.com
 - www.store.nike.com
 - www.sneakershop.dk
 - www.stadium.dk
 - www.cloggs.dk

3.4.7 Markedsandele

Der blev taget kontakt til forskellige forhandlere af gummisko, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest populære typer og mærker. Det har dog ikke været muligt at indhente information om, hvilke markedsandele de forskellige populære mærker har. Oplysninger er fortrolige, men informationerne er blevet anvendt i forbindelse med udvalg af produkter til analyse. Der er således udvalgt de mest populære mærker til analyse.

3.4.8 Hvor meget sælges der?

Følgende data vedrørende omsætning af gummisko på det danske marked i 2010 er hentet fra Danmarks Statistik.

Produkt	Import – kr.	Eksport – kr.	Industriens eget salg	Total omsætning i DK i 2010 - kr
Gummisko*	3.464.090.124	2.221.827.835	107.128.000	1.349.390.289

* Gummisko dækker over 30 forskellige underkategorier, blandt andet "Sportsfodtøj, med ydersål af gummi, plast, læder eller kunstlæder og overdel af læder (undtagen skistøvler)". Dvs. tallet er formentlig overestimeret, idet det – fx for nævnte underkategori – ikke kan udelukkes, at der i kategorien vil findes sko med en ydersål af læder.

Ifølge disse data omsættes der gummisko for godt 1,3 mia. kr. på det danske marked i 2010. Antages en gennemsnitspris for et par gummisko at være 400-600 kr. svarer det til, at der blev solgt 2,25 – 3,37 millioner par gummisko på det danske marked i 2010.

Med et befolkningstal på 5,53 millioner mennesker (både mænd og kvinder) svarer det til, at hver dansker købte mellem 0,4 og 0,6 par gummisko i 2010. Markedet for salg af gummisko er således relativt stort i Danmark.

3.4.9 Udvælgelse af produkter til analyse

I dette projekt analyseres 9 gummisko for følgende stoffer:

- Ftalater
- Bisphenol A
- triclosan
- nonylphenol
- octamethylcyclotetrasiloxane (D4)

Disse stoffer kan findes i følgende relevante materialer:

- tekstiler (både naturlige (uld, bomuld) og kunsttekstiler) (triclosan, ftalater og nonylphenol)
- kunstlæder (kan være lavet af PU) (ftalater og D4)
- PVC (ftalater)
- canvas/lærred (tekstil) (triclosan, ftalater og nonylphenol)
- TPU (D4)
- nylon/polyamid (triclosan, ftalater og nonylphenol)
- materiale behandlet med bakteriedræbende midler (triclosan)

Der analyseres for bisphenol A i samme analyse som ftalaterne, og derfor er dette stof også medtaget.

Der kan indgå mange forskellige materialetyper i en gummisko. I relation til udvælgelse af sko til analyser, foreslås det at udvælge sko, hvor det er beskrevet, at inderføddens og/eller inderforet består af de ovennævnte relevante materialer. Der fokuseres på inderforet og inderføddens, da der her findes den

største eksponering. Hvis ikke der findes oplysninger om materialet i inderfor/indersålen, prioriteres materialetypen i overdelen (idet denne ofte også vil være det samme som på indersiden af skoen (i hvert fald for sko, der ikke har for).

Ifølge en rapport fra Greenpeace (2011) har 14 internationale tøjproducenter brugt nonylphenoethoxylat i deres produktion. Stoffet kan nedbrydes til nonylphenol, som har hormonforstyrrende egenskaber. I alt testede Greenpeace 78 produkter – dog fortrinsvist tøj – fordelt på 15 mærker og fandt NPE over detektionsgrænsen på 1 mg/kg i 52 af produkterne. De mærker, der indeholdt nonylphenoethoxylat over grænseværdien, var blandt andet Adidas, Calvin Klein, Converse, G-Star RAW, H&M, Kappa, Lacoste, Li Ning, Nike, Puma, Ralph Lauren. Kun en enkelt sko blev undersøgt, en klassisk Converse-støvle, som viste sig at indeholde 140 mg NPE/kg. Det blev derfor foreslået, at der blev udvalgt en Converse-sko til analyse i dette projekt.

I udvælgelsen af gummisko til analyse blev der indkøbt produkter af disse ovenstående mærker fra Greenpeace undersøgelsen (2011) – med fortrinsret til de mærker, som både er nævnt af Danmarks Skoleleverandør Forening som værende de mest kendte i Danmark og som også er nævnt i rapporten fra Greenpeace (som producenter, der har produkter (tøj), der indeholder NPE), det vil sige mærker som Adidas, Converse og Puma.

De kriterier, der blev brugt til udvælgelse af gummisko til analyser var følgende:

- 3 par træningssko, 3 par fritidssko, 2 par korte støvler, 1 par Fivefingers
- ligelig fordeling mellem prisklasser
- skoene repræsenterer de forskellige relevante materialetyper (i inderål/inderfoer)
- de mest kendte mærker blev så vidt muligt være repræsenteret – dog med fortrinsret til de mærker som også er nævnt i rapporten fra Greenpeace (2011)
- derefter blev prioriteret at købe de mærker, som Greenpeace havde fundet NPE i
- derudover blev det prioriteret at købe sko som markedsføres med bakteriehæmmende inderfoer eller lign. idet triclosan ofte er anvendt som bakteriehæmmende stof
- tillige blev det prioriteret at købe en Converse-sko, idet denne i studiet fra Greenpeace indeholdt NPE

3.5 Antibakterielt tøj

Antibakterielt tøj er tøj, der er tilsat bakteriedræbende kemikalier for fx at mindske svedlugten i tøjet.

I tidligere kortlægningsprojekt fra Miljøstyrelsen "Kortlægning af triclosan" (Miljøstyrelsen 2006) samt "Antibakterielle midler i beklædningsgenstande" (Miljøstyrelsen 2003) fremgår det, at antibakterielt tøj / produkter kan være følgende:

- tøj
 - "active wear" / sportstøj (fx cykelbukser, sports BH, skistrømper)
 - trikotage
 - undertøj
 - sokker/skistrømper
 - gamacher
 - handsker
 - huer
- arbejdstøj
- sengetøj
- soveposer
- madrasser (betræk og fyld)
- fyld og stof til hovedpuder

Triclosan blev undersøgt i 17 forskellige stykker tøj i kortlægningsrapporten fra 2003 (Miljøstyrelsen 2003) og i 5 blev der identificeret triclosan ved analyse. Disse fem produkter var dametrusser, cykelshorts (2 stk.), underbukser og sandaler.

I Miljøstyrelsens rapport "Antibakterielle midler i beklædningsgenstande" (Miljøstyrelsen 2003) konkluderes det, at triclosan tilsyneladende ikke anvendes i fabrikationen af beklædningsgenstande i Danmark. Det bemærkes dog, at der i andre EU-lande anvendes flere tons triclosan i fabrikationen af beklædningsgenstande, og at en del triclosanbehandlede varer derfor kan finde vej til Danmark, ligesom meget tøj importeres fra lande udenfor EU. Rapportens resultater peger dog på, at indhold af triclosan i denne type varer kun skal være 7 ppm (eller mindre) for at opnå den ønskede antibakterielle virkning.

Ifølge Miljøstyrelsens rapport "Kortlægning af triclosan" (Miljøstyrelsen 2006) er der ved kortlægninger i såvel Danmark som i Norge og Sverige blevet identificeret små mængder triclosan i sports- og fritidstøj. Samme rapport refererer til en svensk rapport, der konkluderer, at brugen af triclosan synes at være faldende til fordel for sølvforbindelser og sølvtråde. Kortlægningen i dette projekt forsøger således at be- eller afkræfte dette. Produktgruppen er udvalgt, da Miljøstyrelsen har modtaget oplysninger, der indikerer, at anvendelsen af triclosan er udbredt.

I Miljøstyrelsens rapport "Kortlægning af kemiske stoffer i tekstiler" angives, at der ikke er identificeret oplysninger om, at triclosan vaskes ud af tøjet ved vask. Men det angives, at opløseligheden for triclosan ikke er speciel høj (10 mg/l), hvorfor det forventes, at udvaskningen ikke er speciel stor (Miljøstyrelsen 2011). Dette er således et argument for at inddrage antibakterielt tøj behandlet med det triclosan i dette projekt, da eksponeringen

for triclosan således er større, hvis triclosan ikke vaskes ud af tøjet end hvis det vaskes ud af tøjet ved vask.

Efter igangsættelse af denne kortlægning og kemisk analyse af udvalgt antibakterielt tøj i dette projekt har Kemikalieinspektionen i Sverige udgivet en rapport om antibakterielle midler i tøj (KemI 2011). Denne svenske undersøgelse viser, at triclosan ikke er stærkt udbredt og er således udelukkende identificeret i to ud af 30 stykker sportstøj, hvorimod sølv blev identificeret i 16 ud af 33 stykker sportstøj. Koncentrationerne af triclosan i de to stykker sportstøj var henholdsvis 62 og 44 ppm.

3.5.1 Afgrænsning af produktgruppen

Antibakterielt tøj er tøj, der er tilsat bakteriedræbende kemikalier for fx at mindske svedlugten i tøj. Antibakterielle kemiske stoffer kan typisk være triclosan eller nanosølv (Miljøstyrelsen 2011). Titandioxid har som triclosan og nanosølv også en bakteriedræbende effekt (Wu et al., 2009), men anvendes sandsynligvis primært som UV filter (beskytter mod solens stråler) (The NanoCare Consortium 2009).

Denne kortlægning fokuserede udelukkende på antibakterielt tøj, der er behandlet med triclosan, da triclosan er ét af de hormonforstyrrende stoffer, der er i fokus i dette projekt.

Produkter behandlet med nano-sølv eller andre stoffer blev således valgt fra og diskuteres ikke i denne rapport. Hvis der ikke var oplysninger om, hvilket bakteriedræbende kemikalie, som det antibakterielle tøj er behandlet med, indgik tøjet i kortlægningen.

For en del produkter angives, at de indeholder naturlige materialer, såsom uld og bambus, der naturligt har en antibakteriel virkning. Disse materialer indgik ikke i denne kortlægning, da fokus var at finde og analysere produkter med et indhold af triclosan.

Desuden var fokus i denne kortlægning på antibakterielt tøj og ikke produkter som sengetøj, soveposer, madrasser eller lignende.

3.5.2 Hvordan er viden fremkommet

Der blev foretaget en søgning efter antibakterielt tøj på det danske marked ved hjælp af følgende værktøjer:

- internetsøgning (webshops)
- kontakt til branchen (Dansk Mode & Textil)
- kontakt til udvalgte tøjproducenter i Danmark (primært producenter af sportstøj)
- undersøgelse af udvalget i detailhandlen (butikker såsom sportsforretninger (Intersport, Sportmaster og Sportsman), undertøjsforretninger (Hunkemøller mfl.), specielle cykelforretninger, supermarkeder)

Ved Internetsøgningen blev anvendt søgeord såsom "antibakterielle", "meldug resistente", "bakteriehæmmende" eller lignende i kombination med "tøj", "tekstil", "undertøj", "cykelbukser", "sokker", "BH", "bukser" og lignende.

3.5.3 Kategorier

3.5.3.1 Forskellige typer af antibakterielt tøj

Der nævnes forskellige steder på internettet, at tekstiler af naturmaterialer, såsom tørvefibre, bambus, soyafibre, mælkefibre og sasawashi (bambustype) fra naturens side er bakteriehæmmende. Bl.a. angives, at bambustøj tilsat "den naturlige agent "Bambus Kun" giver tøjet en bakteriehæmmende og lugtfri funktion". I kortlægningen viste også en anvendelse af antibakteriel behandling med chitosan indvundet fra skaldyr (okoliv.dk 2010; eco-info.dk 2011; friluftslageret.dk 2011; nordjyske.mobi 2011). Denne type af antibakteriel behandling er ikke medtaget i denne kortlægning.

Desuden blev der ved kortlægningen/søgningen efter antibakterielt tøj identificeret en del bakteriehæmmende tøj, hvor der specifikt stod angivet, at der anvendes sølvioner som mindsker bakterieudbredelsen. Dette bakteriehæmmende tøj med indhold af sølv blev, som tidligere angivet, ikke taget med i denne kortlægning.

Dvs. at der for antibakterielt tøj således eksisterer tre forskellige kategorier af antibakterielt tøj:

1. tøj, der indeholder sølvioner, der virker antibakterielt
2. tøj, der indeholder naturligt materiale af en eller anden form, som virker bakteriehæmmende eller antibakterielt (som fx bambus og uld, der klart er de hyppigst angivne)
3. tøj, der angives som værende antibakterielt, men det antibakterielle middel er ikke angivet. Der kan her være tale om triclosan, men det vides ikke med sikkerhed

Internetsøgningen viste, at disse tre grupper af antibakterielt tøj er nogenlunde ligeligt repræsenteret ved antallet af hits. Dvs. der er stort set fundet lige mange stykker tøj i de tre kategorier. Om de også mængde- og salgsmæssigt er nogenlunde ligeligt repræsenteret vides ikke. Ud fra søgningen i detailhandlen er det svært at sige, hvilke af de tre forskellige kategorier af antibakterielt tøj, der er den hyppigste. Generelt er der set ikke fundet meget antibakterielt tøj i detailhandlen (stort set udelukkende cykelshorts).

Det er udelukkende kategori nr. 3, som er kortlagt i dette projekt, og som er beskrevet nærmere i det følgende.

3.5.3.2 Forskellige kategorier af tøj

Internetsøgningen viste, at der findes følgende forskellige typer af tøj, hvor der er angivet, at tøjet har en antibakteriel virkning eller bakteriehæmmende effekt:

- BH/sports BH
- underbukser/trusser (også specielle til løb, også G-strengs trusser)
- skiundertøj (lange underbukser/langærmet undertrøje)
- undertøj (tank top/lårlange underbukser)
- arbejdstøj – undertrøje med lange ærmer
- træningsbukser
- løbetights
- shorts
- cykelbukser/cykelshorts (med eller uden pude, med eller uden stropper/seler, korte eller lange)
- tank top (ærmeløs T-shirt)
- T-shirt (kortærmet)

- løbebluser (langærmet)
- strømper/sokker (typisk sportsstrømper, løbesokker, skisokker eller vandrestømper)
- strømpebukser (både korte – til låret – og lange)

Fælles for langt hovedparten af det identificerede antibakterielle tøj er, at det findes i butikker, der har noget med fysisk aktivitet at gøre. Dvs. sportsbutikker, Spejdersport, outdoor butikker, friluftsboutikker eller lignende. Det er således kun få stykker tøj, der blev identificeret som antibakterielt eller bakteriehæmmende, som **ikke** er sports- og fritidstøj. Dette er det mere "almindelige" undertøj som trusser og BH, samt strømpebukser.

Det identificerede antibakterielle tøj kan således inddeles i følgende overordnede relevante kategorier:

1. "almindeligt" undertøj
2. skiundertøj/arbejdstøj
3. træningsbukser/shorts
4. tights (til løb eller cykling)
5. bluser (toppe, T-shirts eller langærmede)
6. strømper/strømpebukser

Fælles for alle disse kategorier af tøj er, at størstedelen af det sidder tæt til kroppen og bæres som inderste lag.

For de specielle cykelbukser med siddepude er det typisk selve siddepuden, der er antibakterielt behandlet.

3.5.4 Hvilke mærker/produkter findes der på markedet?

Kontakten til de udvalgte tøjproducenter bekræfter, at antibakterielle midler **ikke** eksisterer i mere almindeligt tøj (dvs. ikke-sportstøj). Ifølge "Bestseller's Chemical Restrictions" er Bestsellers officielle kemikaliepolitik, at "biologically active finishing products" (som fx triclosan), ikke er tilladt (Bestsellers 2010).

Det generelle billede fra de udvalgte kontaktede tøjproducenter var, at triclosan ikke anvendes. En enkelt producent nævnte, at de tidligere har anvendt triclosan i noget af deres sportstøj, men at det blev udfaset for flere år siden. En anden producent fortalte, at de udelukkende anvender sølvsalte i deres antibakterielle tøj.

Besøg i udvalgte butikker i detailhandlen har udelukkende identificeret et enkelt mærke af cykelbukser, som antibakterielt behandlet tøj. Og i cykelbukserne er det udelukkende siddepuden, der er antibakterielt behandlet. Det ser således ud til, at der er et forholdsvis begrænset udvalg af antibakterielt behandlet tøj i detailhandlen.

Internetsøgningen bekræftede dog, at der findes antibakterielt tøj på det danske marked – men at det typisk findes i sports/fritids/aktivitetstøj. Via internetsøgningen blev følgende mærker af antibakterielt tøj på det danske marked identificeret. Dvs. i danske Internetbutikker (og til dels i den danske detailhandel).

Tabel 3-10 Tøjmærker, der har antibakterielt tøj

Addidas Techfit	Haglöfs	O' Glam
BMW Danmark	Heatgear	ROGO
Casall	Held	Sloggi
Cette-Revelation	Houdini	Sup'air
Craft	Hummel	Thoni mara
DarmaSilk	Kari Traa	Under Armour
Dream Ride	Kjus	Uvex
Endura	MASCOT	Vangård
Estella	Nannan	VIP Ergomed
Everest	Newline	

3.5.5 Pris

Prisen for det antibakterielle tøj afhænger selvfølgelig af om der er tale om sokker eller om der er tale om specielle cykelbukser, der anvendes af kvinder, der dyrker cykling som sportsgren.

Nedenfor er angivet i hvilket prisleje det antibakterielle tøj blev fundet i de forskellige kategorier af tøj.

Tabel 3-11

Kategori af antibakterielt tøj	Observeret min pris	Observeret maksimal pris
"Almindeligt" undertøj	99 kr.	375 kr.
Skiundertøj/arbejdstøj	199 kr.	799 kr.
Træningsbukser/shorts	449 kr.	649 kr.
Tights (til løb eller cykling)	199 kr.	799 kr.
Bluser (toppe, T-shirts eller langærmede)	50 kr.	800 kr.
Strømper/strømpebukser	69 kr.	139 kr.

Information om priserne bruges i forbindelse med udvælgelse af produkter til analyse, da der ønskes analyse af både billige og dyre produkter.

3.5.6 Hvor sælges det?

Antibakterielt tøj blev primært fundet i Internetbutikker. Antibakterielt tøj i detailhandlen viste sig at være meget begrænset – baseret på de enkelte butikbesøg, der blev foretaget under kortlægningen. Det er udelukkende lykkedes at identificere cykelbukser, der var antibakterielt behandlet i detailhandlen (sportsbutik) – og det er udelukkende ét mærke, der er identificeret som værende antibakterielt behandlet. Et andet mærke beskrev, at det var antibakterielt behandlet med sølv (og er derfor ikke beskrevet yderligere).

Der blev identificeret antibakterielt tøj i blandt andet følgende Internetbutikker:

- www.stadium.dk
- www.nelly.com
- www.outdoorrodovre.dk
- www.bodystore.dk
- www.shop.denintelligentekrop.dk
- www.aktivtraening.dk

- www.eventyrsport.dk
- www.jepsenhealthcare.dk
- www.workgear.dk
- www.maxpuls.dk
- www.netlingeri.dk
- www.friluftslageret.dk
- www.friluftslad.dk
- www.marathonsport.dk
- www.lingeri-online.dk
- www.skishop.dk
- www.runnerschoise.dk
- www.webshop-skikaelderens.dk
- www.skysport.biz
- www.stuff4bikes.dk
- www.runnur.dk

Navnene på de forskellige Internetbutikker indikerer også, at det typisk er sports- og fritidstøj, der sælges som antibakterielt eller bakteriehæmmende.

3.5.7 Markedsandele

Der blev ikke fundet nogen oplysninger om hvilke mærker af antibakterielt tøj, der sælger bedst. Derfor er det de mest kendte mærker, der er udvalgt til analyse.

3.5.8 Hvor meget sælges der?

Det er ikke muligt via Danmarks Statistik (Statistikbanken) at skelne mellem tøj, der er antibakterielt behandlet og tøj, der ikke er. Det er derfor ikke muligt at angive, hvor stor en procentdel eller hvor stor en mængde antibakterielt tøj, der sælges i Danmark.

Dansk Mode & Textil har været kontakten i forbindelse med denne kortlægning, og de ligger ikke inde med nogen oplysninger på området (der findes ingen statistikker). Men de mener ikke, at det er et område, der er specielt udbredt.

I projektet "Kortlægning af kemiske stoffer i tekstiler" (Miljøstyrelsen 2011) blev det angivet, hvor stor en mængde tøj (angivet i værdi af import), som årligt importeres og sælges i Danmark. Disse mængder er angivet i tabel 3-12.

Tallene dækker kun over beklædning (hvilket betyder, at sko, smykker og lædervarer ikke er med i opgørelsen). Tallene dækker over al import til Danmark – også salg via internettet. Tallene stammer fra Danmarks Statistik.

Tabel 3-12 Andelen af beklædningsgenstande og tilbehør, der importeres til DK. Antibakterielt tøj udgør formentlig kun en meget lille del af den samlede import. Kilde: (Miljøstyrelsen 2011).

Værdi af import (1000 kr.) Beklædningsgenstande og -tilbehør			
Tidspunkt	2007	2008	2009
Samlet import til Danmark	24.169.936	24.131.465	21.170.743
% af beklædning som ikke kommer fra EU	61 %	63 %	66 %

Det ses, at andelen af tøj (beklædning), der sælges i Danmark, som er produceret i lande uden for EU er støt stigende over perioden 2007 til 2009. I 2009 stammede 66 % af den importerede mængde tøj (angivet som værdi i kr.) fra ikke-EU lande.

Importen fra ikke-EU lande stammer næsten udelukkende fra Østen. Dansk Mode & Textil har leveret data for året 2009 (tallene stammer fra Danmarks Statistik), der viser, at kun omkring en værdi for ca. 100 mio. kr. blev importeret fra andre lande end Østen. Det er primært fra lande som USA, Ægypten og De forenede Emirater. Dvs. af import af tekstil udenfor EU, udgør import fra Østen ca. 99,3 %. Det antages, at der kan være triclosan i tøj fra både EU og ikke-EU lande (Miljøstyrelsen 2003).

3.5.9 Udvalgelse af produkter til analyse

Der blev i alt udvalgt 8 stykker tøj med indhold af antibakterielle midler til analyse. Det vil sige antibakterielt tøj med eventuelt indhold af triclosan, da vi ikke ud fra kortlægningen med sikkerhed ved, at det er triclosan, der er anvendt. Hvert stykke tøj analyseres for indhold af triclosan, samt evt. indhold af nonylphenol og octamethylcyclotetrasiloxan (D4), da det forventes, at disse stoffer også kan forekomme i tøj. Greenpeace-undersøgelsen (Greenpeace International 2011), som beskrevet tidligere, bekræfter, at nonylphenolethoxylater kan findes i tøj (identificeret i 52 ud af 78 produkter).

Følgende parametre blev anvendt i forbindelse med udvælgelse af de 8 stykker antibakterielt tøj, der analyseres for indhold af triclosan, nonylphenol og octamethylcyclotetrasiloxan (D4):

- der er udvalgt fra de forskellige kategorier af tøj, som udelukkende består af tøj, der bæres som det inderste tøjlag. Fx undertøj, løbebluse, tights, sokker m.m.
- der er udvalgt tøj af 8 forskellige mærker og de mest kendte mærker er repræsenteret
- der er udvalgt tøj, hvor hele tøjstykket sandsynligvis er antibakterielt behandlet. Dog cykelshorts også udvalgt, selvom det udelukkende er selve "puden", der er antibakterielt behandlet
- der er udvalgt fra både den dyre og billige ende af prislejet

3.6 Håndtasker af kunstlæder

3.6.1 Afgrænsning af produktgruppen

Med kunstlædertasker menes tasker, der består af kunstlæder eller andre former for plastmateriale. Dvs. tasker af skind, ruskind, tekstil (bomuld, viskose, polyester, mv.) medtages ikke.

Der er set bort fra tasker såsom skoletasker, kameratasker, sportstasker, kufferter, mv. Ligeledes er der set bort fra tasker, hvor hanken er så lille, at det ikke er muligt at bære tasken over skulderen, dvs. man er nødt til kun at bære tasken i hanken.

Der fokuseres således udelukkende på tasker som kan bæres via en rem over skulderen (dvs. både pæne små håndtasker og større tasker (herunder computer tasker og pusletasker) - og tasker i form af "clutches", dvs. tasker uden hank, som bæres presset ind under armen.

3.6.2 Hvordan er viden fremkommet?

Der er søgt efter informationer til kortlægningen via følgende kilder:

- internetsøgning
- Scandinavian Shoe Center (håndterer også tasker)
- Neye – den markedsledende detail-kæde indenfor tasker
- Kaza – en af de større detail-kæder indenfor tasker
- www.bagcenter.dk (Center, der informerer butikkerne om nye trends indenfor bl.a. tasker).
- Føtex

I nedenstående afsnit er alle informationer - hvor intet andet er angivet - fremkommet via internetsøgninger.

Informationer til afsnittet vedr. identifikation af producenter (mærker) er primært fremkommet ved at google hhv. "tasker af kunstlæder", "clutches kunstlæder" mv.

3.6.3 Kategorier

3.6.3.1 *Forskellige produktkategorier*

Kortlægningen har afdækket følgende relevante kategorier af kunstlædertasker:

Kategori	Eksempel	Typisk materiale*
Skuldertaske (herunder pusletasker)		PU læderlook/kunstlæder 100 % PU Skai (kan indeholde PVC)** Diverse beskrivelser af kunstlæder: - Stof med gummieffekt - Præget gummimateriale - Kunstmateriale - Læderlook - Ruskindslook - Blødt skindlook - Kunstlæder - Imiteret læder
Clutch		Kunstlæder/Imiteret læder Genbrugs-slikpapir (økoenligt materiale med vandafvisende egenskaber ifølge producenten)

* ifølge hjemmesiderne, hvorfra produkterne sælges.

** Ifølge telefonsamtale med indkøber fra Kaza

Ovennævnte kategorisering er udelukkende til brug for dette projekt. Kaza nævnte, at de normalt kategoriserer tasker i små, mellemstore og store tasker – en kategorisering, der dog ikke giver mening i dette projekt, idet der her ledes efter tasker, der har relativt meget hudkontakt. Dvs. kategorien små tasker vil formentlig indeholde små håndtasker (som kun kan bæres i hånden) – en gruppe tasker, der ikke er relevant for dette projekt. Ligesom store tasker formentlig vil inkludere sportstasker, en kategori, som heller ikke er relevant for dette projekt – grundet den lave hudeksponering.

3.6.3.2 *Forskellige kategorier af kunstlædermaterialer*

Det har været svært via Internetbutikkerne at få information om, hvad kunstlæderet på taskerne består af. Oftest anvendes bare udtryk som “kunstlæder”, “imiteret læder” “præget gummimateriale” og lignende. Enkelte steder fremgik det dog tydeligt, at kunstlæderet var lavet af PU.

For at få en bedre idé om hvad kunstlæder rent faktisk består af blev der derfor lavet en yderligere søgning på internettet. Formålet var at finde ud af hvilke typer af kunstlæder, som fx indeholder store mængder af PVC, PU eller PES, og som derved skal prioriteres i relation til udvælgelse af produkter til analyse (såfremt det er muligt at identificere kunstlædertasker, der består af disse typer kunstlædermateriale).

Et opkald til Kaza afslørede, at kunstlæder i deres verden ofte består af “skai”. Ifølge www.forbruger kemi.dk er skai typisk lavet af PVC plast, ligesom der på en hjemmeside fra en forhandler af kunstmaterialer står, at vare nr. ”6610 Læderlook” består af kunstlæder - Skai – 100 % PVC – med bagside af polyester/bomuld (hecht-johan.dk 2011). Dvs. det tyder på, at skai kan indeholde PVC.

En yderligere søgning via nettet omkring typiske indholdsstoffer i “kunstlæder” afslørede de i tabel 3-13 viste informationer.

Tabel 3-13 Eksempler på hvad kunstlædermaterialer kan bestå af. De kunstlædermaterialer, der er markeret med gråt, er dem der ser ud til at have det største indhold af PVC, PES og/eller PU.

Navn på kunstlæder-type	Materiale/indholdstoffer	Illustration	Kilde
GaUCHO	75,3 % PVC og 24,7 % bomuld		http://www.qimova.dk/~medi a/Product%20sheets/PDF/DA/34%20-%20GaUCHO%20kunstlæder.ashx
Skai	100 % PVC, bagside af polyester/bomuld		http://www.hecht-johan.dk/page.asp?sideid=148
Kunstlæder	100 % polyurethan (PU) Dog mest møbellæder.		http://www.ballins.dk/KunstLæder.htm
Ambla	Bomuld med overflade af PVC Antibakteriel og derfor velegnet til hospital og plejemøbler.		http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
Stamskin Top	Polyamid-jersey med overflade af PVC	Ingen illustration	http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
PM/MAH/Griffine Neptune G	Polyester med overflade af PVC	Ingen illustration	http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
Touch mee	Bomuld med overflade af 94 % vinyl/PVC og 6 % polyurethan	Ingen illustration, men skulle minde om ruskind	http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
Arelan Apollo	Polyester med overflade af PVC	Ingen illustration	http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
Arelan Mobilia	Polyester med overflade af blød PVC	Ingen illustration	http://www.schultz-kalecher.dk/?page_id=308
Apollo kunstlæder	Blød PVC og vævet er tricot PES. Har en lidt bøffelig struktur.		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=485
New York Kunstlæder	PVC med bagside af vævet PES.		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=9988

Navn på kunstlæder-type	Materiale/indholdstoffer	Illustration	Kilde
FORTE kunstlæder	PVC med væv af tricot PES		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=494
PISA kunstlæder	PVC – 665 gr. M2		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=720
TECNOSKIN kunstlæder	55 % PU, 26% PL, 19% CO		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=1815
CHICAGO – ftalatfri kunstlæder	Ingen info om indholdsstoffer! Til biler, fly og børn under 3 år.		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=6867
CORDOBA – ftalatfri kunstlæder	Ingen info om indholdsstoffer! Til biler, fly og børn under 3 år!		http://www.tm-materialer.dk/product.asp?product=6929

NB: listen er ikke udtømmende, men viser eksempler på hvad kunstlæder kan bestå af. Det skal også pointeres, at en del af de kunstlædermaterialer, der blev identificeret havde fået en eller anden form for brandhæmmende behandling!

3.6.4 Mærker/produkter

Kortlægningen har afdækket følgende forskellige mærker af kunstlædertasker.

Dixie Bjørn Borg Esprit (laver kun syntettasker)* Adax Optipus Qnus byStroom Stephanie	Zwei Vespa Friis & Company Mandarina Duch Guess (laver kun syntettasker)* St. Sulpice (Neyes eget mærke – laver også kun syntettasker)* H&M
---	---

* Informationen vedrørende de tre mærker, som kun laver syntettasker stammer fra en ekspedient i en Neye butik.

De listede mærker, er mærker, hvor det med sikkerhed vides, at de producerer tasker af kunstlæder. Hvis man lister alle producenter af tasker uanset materiale, vil listen blive betydelig længere.

For mange af de kunstlædertasker, der findes til salg på nettet, oplyses producents navn ikke. Det har således været vanskeligt at identificere producenter/mærker af kunstlædertasker.

3.6.5 Pris

En søgning på www.kelkoo.dk ("tasker" som søgeord) resulterede i 2806 produkter, med en pris varierende fra 38 kr. til 10.417 kr. Imidlertid inkluderer dette alle former for tasker og også tasker i skind, så tallet er noget misvisende. Da det ikke er muligt på "pris-søgemaskinerne" kun at søge på kunstlædertasker, er data herfra ikke anvendelige til at fastsætte et bud på en gennemsnitspris.

Gennemsnitsprisen for de i dette projekt kortlagte tasker af kunstlæder (32 stk.) er 305 kr., varierende fra 45 kr. til 599 kr.

En erfaren ekspedient hos Neye mente, at en typisk gennemsnitspris for en kunstlædertaske er 400 kr.

Idet det forventes, at ekspedienter har en ganske god idé om gennemsnitspriser, antages gennemsnitsprisen for en kunstlædertaske i dette projekt at være 400 kr.

3.6.6 Hvor sælges de?

Kunstlædertasker kan bl.a. købes i følgende butikstyper. Bemærk, at listen ikke er udtømmende:

- taskebutikker
 - Friis & Company
 - Neye
 - Kaza
- andre typer butikker
 - Hennes & Mauritz
 - Diverse tøj/accessories-butikker
- stormagasiner
 - Magasin
 - Illum
- supermarkeder
 - Bilka
 - Føtex
 - Kvickly
 - alle større supermarkeder
- internetbutikker
 - www.shopfriiscompany.com
 - www.regovs.com
 - www.piaries.dk
 - www.importvarer.dk
 - www.fashionteam.dk
 - www.sofiagaver.dk
 - www.pribot.dk

Ifølge Scandinavian Shoes Center (forhandler også tasker) er typiske steder, hvor man ville købe tasker, de store detailkæder såsom Neye, Kaza og Friis & Company, efterfulgt af dagligvarebranchen.

Ifølge en artikel fra 2005 er Neye langt den største lædervarekæde i Danmark. De nærmeste konkurrenter er ifølge artiklen dagligvarebranchen, hvilket stemmer overens med udtalelsen fra Scandinavian Shoes Center (Jessen 2005). Også ifølge wikipedia er kæden (Neye) markedsledende og har kun få mindre konkurrenter. Neye har i dag 37 butikker fordelt over hele landet, og omsætter for ca. 200 mio. kr. om året (Wikipedia 2011).

3.6.7 Markedsandele

Der blev taget kontakt til forskellige forhandlere af tasker, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest solgte/populære typer. Disse oplysninger er fortrolige, men informationerne er blevet anvendt i forbindelse med udvalgt af produkter til analyse. Der er således udvalgt produkter blandt de mest populære mærker til analyse.

3.6.8 Hvor meget sælges der?

Følgende data vedrørende omsætning af kunstlædertasker på det danske marked i 2010 er hentet fra Danmarks Statistik.

Produkt	Total omsat mængde (stk.)
Håndtasker m/u. rem – med yderside af læder, kunstlæder eller laklæder	1.030.519
Håndtasker m/u. rem – med yderside af plast	1.390.921
Total	2.421.440 stk.

NB: Der er her set bort fra Industriens "egen produktion" (dvs. produktion i Danmark), idet den var minimal.

Ifølge disse data blev der i 2010 omsat godt 2.42 mio. håndtasker på det danske marked, svarende til at hver dansker (ældre end 11 år) købte (2.421.440/4.811.581) 0,5 håndtaske i 2010. Markedet for håndtasker i Danmark er således relativt stort.

3.6.9 Udvælgelse af produkter til analyse

Kunstlædertaskerne analyseres for indhold og afgivelse af ftalater og bisphenol A. Der analyseres for bisphenol A i samme analyse som ftalaterne, og derfor er dette stof også medtaget. Ifølge Kemisk Analyseafdeling, så er de materialetyper som der med sandsynlighed kan findes ftalater i:

- PU
- PVC
- PES
- TPE (TPE er en fællesbetegnelse for Thermoplastiske elastomerer – hvoraf PVC kan være en af dem)

Kortlægningen har imidlertid afsløret, at det er vanskeligt at indhente information om, hvad præcis kunstlædermaterialet i taskerne består af. Enkelte steder er det oplyst, at kunstlæderet består af PU, men ellers bruges som regel begreber som "imiteret læder", "læderlook" osv.

Da det vurderes, at der er større chance for at finde store mængder PVC, PU og/eller PES i bestemte kunstlædertyper blev der indkøbt en del af taskerne fysisk i butikker ud fra ovenstående billeder af materialetyper.

Kortlægningen afslørede 8 kunstlædertasker, der blev beskrevet som indeholdende PU. Producenten/mærket blev dog kun oplyst for 3 af disse (2 af mærket Esprit og 1 af mærket EDC). Da Esprit er et af de kendte mærker, blev der derfor indkøbt en Esprit taske af PU.

Kriterier for udvælgelse af kunstlædertasker til analyse er således følgende:

- idet det antages at flere kvinder går rundt med skuldertasker end clutches, blev der indkøbt 7 skuldertasker og 3 clutches. Heraf var en af skuldertaskerne en pusletaske
- taskerne repræsenterede billige såvel som dyre produkter
- de mest solgte/populære mærker er udvalgt
- Der blev indkøbt 8 tasker i butikker, hvor kunstlædermaterialet lignede de kunstlædermaterialer, der er markeret med gråt i tabel 3-13. Kunstlædertaskerne blev indkøbt i følgende butikker:
 - Neye
 - Friis og Company
 - Kaza
 - supermarkeder
 - Hennes & Mauritz
 - Søstrene Grene
 - og nogle få internetbutikker

3.7 Mavecremer/svangerskabsolier samt fugtighedscremer/Lotions

For kosmetiske produkter er der et krav om at dokumentere ingredienserne i produktet i en indholdsdeklaration. Det er derfor muligt blot ved læsning af indholdsdeklarationer at få en viden om indholdet af ingredienser i kosmetiske produkter. I dette projekt er indholdsdeklarationen derfor blevet nærlæst for viden om mængden af produkter indeholdende et eller flere af de udvalgte stoffer.

3.7.1 Afgrænsning af produktgruppen

Brugen af cremer/lotions til kroppen er udbredt for målgruppen af gravide kvinder og kvinder, der ønsker at blive gravide. Det er derfor relevant at kigge på mængden og typen af produkter, der findes på det danske marked. Da projektet gerne vil inkludere nogle af de specifikke produkter, der anvendes af gravide kvinder er kategorien "mavecremer/svangerskabsolier" medtaget i denne kortlægning. Det vurderes, at mavecremer/svangerskabsolier hovedsagligt anvendes i den sidste del af graviditeten. Der er dog observeret produkter, hvor det anbefales at anvende produktet allerede tidligt i graviditeten for at undgå strækmærker, og det er derfor vurderet at være relevant at medtage denne produktgruppe i projektet.

Produktgruppen begrænses til kun at omhandle produkter, der ikke er svanemærkede. Svanemærket kosmetik må ikke indeholde ingredienser, der er på EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Derfor er svanemærkede produkter ikke relevante for dette projekt.

Kortlægningen er delt op i to dele med følgende afgrænsninger:

- A. Mavecremer/svangerskabsolier begrænses ikke yderligere i kortlægningen idet, der arbejdes hen i mod at kortlægge et bredt udsnit af de produkter, der findes på det danske marked
- B. Fugtighedscremer/lotions begrænses, idet der i kortlægningen kun medtages creme/lotion som markedsføres til hele kroppen, hvilket undtager fod-, ansigts-, håndcreme og lignende fra kortlægningen

Derudover vil kortlægningen udover svanemærkede produkter ikke omfatte cremer/lotions som sælges som "parabenfri", idet disse antages ikke at indeholde parabener. Kosmetik der sælges som parabenfri kan dog i nogle tilfælde indeholde en eller flere af de udvalgte UV-filtre.

3.7.2 Hvordan er viden fremkommet

Der er rettet henvendelse til Brancheforeningen for Sæbe, Parfume og Teknisk/kemiske artikler (SPT) med henblik på at få kortlagt, hvilke cremer der findes på markedet, samt at få en større viden om mængden (koncentrationen) af de udvalgte stoffer i produkterne. SPT spurgte deres medlemmer om indholdskoncentrationer (i %) med henblik på i risikovurderingen at kunne beregne på både den maksimalt tilladte koncentration samt den mest realistiske koncentration i produktgruppen.

Til Coop, Dansk Supermarked, Matas og kæder af apoteker (Apotekerforeningen, *dit*apotek og A-apoteket) blev der rettet henvendelse vedrørende hvilke mærker/handelsnavne, der sælges flest af.

Der blev via søgemaskinen Google søgt på informationer om mavecremer/svangerskabsolier og fugtighedscremer/lotions på internettet. Dette skete med henblik på at få generelle oplysninger om, hvilke typer mavecremer/svangerskabsolier samt fugtighedscremer/lotions der findes på markedet, og endvidere med henblik på at finde frem til en række net butikker, der fører produkterne.

Den primære metode til kortlægning af markedet for mavecremer/svangerskabsolier samt fugtighedscremer/lotions har været at besøge forskellige butikker, såsom parfumerier, dagligvarebutikker og apoteker, hvor relevante produkter er blevet fotograferet (for side/bagside) for at identificere indholdsstoffer. En række detailbutikker er besøgt.

Det drejer sig om følgende:

- Føtex
- Bilka
- SuperBrugsen
- SuperBest
- Kvickly
- Netto
- Matas
- Apoteker
- Magasin
- Esthique
- The Body Shop
- Urtehuset
- Helsemin (Fields)

Indholdsdeklarationen er herefter nærlæst, og indholdet af de relevante udvalgte stoffer er noteret.

3.7.3 Kategorier

3.7.3.1 Mavecremer/svangerskabsolier

Produkter, der markedsføres som værende creme/olie til "behandling" af gravide maver "mod strækmærker" findes kun i en meget begrænset mængde. Produkterne adskiller sig fra hinanden ved enten at være creme eller olie. Produkterne markedsføres hovedsagligt til brug på maven, men kan også bruges på bryster, hofter og større hudarealer. Mavecremer er fx set markedsført som værende "beskyttende for huden mod udtørring og irritation" eller at "hudens elasticitet øges og derved er med til at forebygge strækmærker", og det kan være en ekstra fed creme med fx glycerin eller creme med vitamin- og mineralrig olie og fx indeholde sheasmør, avocadoolie og kokosolie. Svangerskabsolier er set markedsført med virkning som at "olien smidiggør underhuden og vævet og derfor forebygger strækmærker" og kan være olier indeholdende fx mandelolie, jojobaolie, soyaolie og hvedekimolie samt A og E-vitaminer.

3.7.3.2 Fugtighedscremer/lotions

Kortlægningen har vist, at der typisk findes følgende kategorier af cremer til kroppen:

- bodylotion
- creme
- fedtcreme

Om produkterne er en bodylotion, en creme eller en fedtcreme afgøres af produktets vand/fedt indhold. Lotion er mere tyndtflydende og mindre fed end henholdsvis creme og fedtcreme. Fedtcreme er meget tyktflydende (pasta) og har et højt fedtindhold. Der er i kortlægningen lavet en vurdering af kategorisering af produkterne i hhv. lotion, creme og fedtcreme som ses i tabel 3-15. Det vurderes dog, at der ikke vil være væsentlig forskel på kategorierne mht. indhold af mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Der kan dog være forskel i mængden man anvender pr brug afhængig af typen, men dette tages der i dette projekt ikke højde for.

3.7.4 Mærker/produkter

3.7.4.1 Mavecremer/svangerskabsolier

I tabel 3-14 er angivet en liste over de mavecremer/svangerskabsolier, der er kortlagt i dette projekt.

Tabel 3-14 Mavecremer/svangerskabsolier fundet dels i butikker og dels på internettet. For hvert produkt er angivet tilstedeværelsen af de udvalgte ingredienser, der er fokus på i dette projekt

Kategori	Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclomethicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan
Mave-cremer	http://www.rent-liv.dk/kropspleje/78-biosmetics-mavecreme.html	Biosmetics Mavecreme	Biosmetics	-	-	-	-	-
	http://www.biosmetics.com/mavecreme-til-gravide/5-okologisk-mavecreme-100ml.html							
	Matas*	Matas mavecreme	Matas	-	-	-	-	-
	Matas*	Mor & Barn Mavecreme	Matas	-	-	-	-	-
	Esthetique	Clarins Stretch Mark Control	Clarins	X	-	-	-	-
Svangerskabsolier	Matas * Bilka Føtex A-Z	Bio-oil	Bio-oil	-	-	-	-	-
	Matas http://www.helseriet.dk/shop/weleda-svangerskabsolie-456p.html	Weleda Svangerskabs olie	Weleda Markedsføres i DK af Dansk Helios, Østerskovvej 2, 7000 Fredericia.	-	-	-	-	-

* Matas, Borups Allé 132, 2000 Frederiksberg

"x" angiver at stoffet er nævnt på produktets indholdsdeklaration

"-" Angiver at der er tjekket for det udvalgte stof, men det er ikke nævnt på produktets indholdsdeklaration

Der er fundet 6 produkter på det danske marked som markedsføres til brug som mavecreme/olie eller ved strækmærker. Kun et af produkterne indeholder

en af de 9 ingredienser, der er fokus på - cyclomethicone. Ingen af de kortlagte mavecremer/olier indeholder propyl-, butyl- eller isobutylparaben.

3.7.4.2 Fugtighedscremer/lotions

I tabel 3-15 er angivet en liste over de fugtighedscremer/lotions, der er kortlagt i projektet.

Tabel 3-15 Fugtighedscremer/Lotions fundet dels i butikker og dels på internettet. For hvert produkt er angivet tilstedeværelsen af de udvalgte ingredienser, der er fokus på i dette projekt

Kategori	Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclomethicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan
Creme	Magasin	Acqua Di Parma Colonia	-	-	-	X	X	-
Creme	Apoteker	A-Derma Creme De Soir	Apotekernes A.M.B.A	X	-	-	-	-
Lotion	BodyShop	Africa Shea Butter & sesam oil Body Balm	BodyShop	-	X	X	X	-
Fedtcreme	BodyShop	Aloe Body Butter	BodyShop	-	-	-	-	-
Creme	Matas	Australian Body Care Intensive skin Cream	Australian Bodycare	-	-	-	-	-
Lotion	Apoteker	Avène Cold Cream Body Lotion	Avène	X	-	-	-	-
Lotion	Apoteker	Avène Moisturising Body Lotion	Avène	X	-	-	-	-
Creme	Magasin	Baylis & Harding	-	-	X	-	-	-
Creme	Matas	Beauté Pacifique	Beauté Pacifique	-	-	-	-	-
Creme	Bilka	Biotherm	Biotherm	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Biotherm Beurre Corporel	Biotherm	-	-	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Body Butter Duo	BodyShop	-	-	-	-	-
Lotion	Føtex	Budget - Bodylotion	Produceret for dansk supermarked	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Calvin Klein Euphoria Sensual Skin	Calvin Klein	-	X	X	X	-
Fedtcreme	Netto	Careful Kopattesalve	Produceret for Netto	-	X	-	-	-
Creme	Esthetique	Chanel Allure Creme pour le corps	Chanel	-	X	-	-	-
Creme	Esthetique	Chanel Body Excellence	Chanel	-	X	-	-	-
Lotion	Esthetique	Clarins Lotion Tonique Toning Lotion	Clarins	-	-	-	-	-
Lotion	Magasin	Clarins Satin Smooth Body Lotion	Clarins	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Clarins Serum Corps Peau Neuve	Clarins	X	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Clarins Silky-smooth body Cream	Clarins	X	-	-	-	-
Lotion	Magasin	Clinique Body Lotion	Clinique	-	-	-	-	-
Lotion	BodyShop	Cocoa Butter hand & body lotion	BodyShop	-	X	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Coconut Body Butter	BodyShop	-	X	-	-	-
Lotion	BodyShop	Coconut Milk Body lotion	BodyShop	X	-	-	-	-
Creme	Matas	Comwell Spa Philosphy	-	-	-	-	-	-
Creme	Apoteker	Cosmea BODY fugtighedscreme	Cosmea Aco A/S	-	X	-	-	-
Lotion	Apoteker	Cosmea BODY hudlotion	Cosmea Aco A/S	-	X	-	-	-
Creme	Apoteker	Decubal Body Cream	Actavis Danmark A/S	-	-	-	-	-
Lotion	Apoteker	Decubal body Lotion	Actavis Danmark A/S	-	-	-	-	-
Creme	Apoteker	Decubal Intensive Cream	Actavis Danmark A/S	-	-	-	-	-
Creme	Apoteker	Decubal originally Clinic Cream	Actavis Danmark A/S	-	-	-	-	-
Creme	BodyShop	Deep Sleep Peaceful body moisturizer	BodyShop	-	-	-	-	-
Creme	http://www.dermalogica.dk/	Dermalogica body hydrating cream	Derma-logica	-	X	X	X	-
Creme	http://www.dermalogica.dk/	Dermalogica Stress Relief Treatment Oil-	Derma-logica	-	X	X	X	-
Creme	http://www.dermalogica.dk/	Dermalogica Ultra rich Bodycream	Derma-logica	-	X	-	-	-
Lotion	BodyShop	Dewberry Bodylotion	BodyShop	-	-	-	-	-
Lotion	BodyShop	Divine Calm Sublime Bodylotion	BodyShop	-	-	-	-	-
Creme	Bilka	Dove Body cream oil	Unilever	-	-	-	-	-
Lotion	SuperBest/Føtex	Dove Body Milk	Unilever	-	X	-	-	-

Kategori	Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclomethicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan
Lotion	Bilka	Dove Body Silk	Unilever	-	-	-	-	-
Creme	SuperBest	Dove Essential Nourishment	Unilever	-	-	-	-	-
Lotion	Kvickly	Dove Proage Nourishment	Unilever	-	X	-	-	-
Creme	SuperBest	Dove Silky Nourishment	Unilever	-	X	-	-	-
Lotion	Netto	Dove Supreme Silk Lotion	Unilever	-	X	-	-	-
Lotion	Magasin	Dr. Hauschka Lemon body Lotion	Dr. Hauschka	-	-	-	-	-
Lotion	Magasin	Dr. Hauschka Quince body Lotion	Dr. Hauschka	-	-	-	-	-
Lotion	Magasin	Dr. Hauschka Rose body Lotion	Dr. Hauschka	-	-	-	-	-
Lotion	Matas	Dr. Scheller 24-hour intensive moisture body lotion	Dr. Scheller	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Eau de Rose	Crabtree & Evelyn	-	X	X	X	-
Creme	Føtex	Elisabeth Arden – Green Tea	Elisabeth Arden	-	X	X	X	-
Creme	Magasin	Elsa Heronimus	Elsa Heronimus	-	X	X	X	-
Creme	Matas	Embryolisse Lait Creme Fluide	-	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Estee Lauder Body performance	Estee Lauder	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Estelle & Thild	Estelle & Thild	-	-	-	-	-
Lotion	Bilka	GOSH Classic Bodycare - Moisturizing body lotion	GOSH	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Heavenly Gingerlily	Molton Brown	X	X	X	X	-
Creme	Magasin	Helena Rubinstein	Helena Rubinstein	-	-	-	-	-
Creme	Matas	Helosan	-	-	X	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Hemp Body butter	BodyShop	X	X	-	-	-
Creme	Magasin	Inspiring Wild Indigo	Molton Brown	X	X	X	X	-
Creme	Magasin	Iris	Crabtree & Evelyn	-	-	-	-	-
Lotion	BodyShop	Japan Yuzu & Rice body milk	BodyShop	X	-	-	-	-
Lotion	Netto	Jeune Intensiv pleje Body lotion Ekstra	Jeune	-	-	-	-	-
Creme	Urtehuset	John Masters Organics	-	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Jojoba	Crabtree & Evelyn	-	X	X	X	-
Creme	Magasin	La Prairie	La Prairie	-	X	-	-	-
Lotion	Magasin	La Source body lotion	La Source	-	X	X	X	-
Creme	Matas	Lancome Baume Corps	Lancome	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Lancome Nutrix Body Body	Lancome	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Lancome Nutrix Royal body	Lancome	-	-	-	-	-
Lotion	Matas	LdB Creme Rich Body Lotion	LdB	-	X	-	-	-
Creme	Magasin	Lily	Crabtree & Evelyn	-	-	-	-	-
Creme	Apoteker http://www.ren-velvaereshop.dk	Locobase Fedtcreme	Astellas Pharma a/s	-	-	-	-	-
Creme	http://www.pureshop.dk/krop/velvet-moisturizing-cream	Logona - velvet moisturizing cream	Logona	-	-	-	-	-
Lotion	http://www.pureshop.dk	Logona Daily Care - Body Lotion Organic Aloe & Verbena	Logona	-	-	-	-	-
Lotion	http://www.pureshop.dk/krop/free-body-lotion	Logona Free Body lotion	Logona	-	-	-	-	-
Creme	Matas	L'Oréal NutriLift	L'Oréa	-	-	-	-	-
Creme	Netto	Malaja Lotion til Tør hud	-	-	-	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Mango Body Butter	BodyShop	X	X	-	-	-
Creme	BodyShop	Maroccan Argan oil & orange blossom Body Souffle	BodyShop	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Massage From heaven	Rituals	-	X	X	X	-
Lotion	Helsemin	Melissa Bodylotions	Melissa	-	-	-	-	-
Lotion	Føtex	Nivea Body Milk	Beiersdorf	-	-	-	-	-
Lotion	Føtex	Nivea Bodylotion	Beiersdorf	-	-	-	-	-
Creme	SuperBest	Nivea Happy Time	Beiersdorf	-	X	-	-	-
Creme	SuperBest	Nivea Soft Careing	Beiersdorf	-	X	-	-	-

Kategori	Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclomethicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan
Creme	Matas	No 7 Protect and Perfect	Boots	-	X	X	-	-
Creme	Matas	Nuxe body	Nuxe	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Ô de Lancôme lait Pour le Corps	Lancome	-	-	-	-	-
Lotion	Matas	Olay quench plus firming Body lotion	-	-	X	-	-	-
Lotion	Esthetique	Ole henriksen Body Sleek Hydrating lotion	Ole Henriksen	-	-	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Olive Body Butter	BodyShop	X	X	-	-	-
Lotion	Matas	Organic Goodies Seize the day Body Lotion	-	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Origins	Origins	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Origins A perfect world	Origins	-	-	-	-	-
Creme	Esthetique	Origins Modern Friction for the Body	Origins	-	-	-	-	-
Creme	Magasin	Paradisiac Pink Pepperpod	Molton Brown	-	X	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Pink Grapefruit Bodybutter	BodyShop	X	X	-	-	-
Creme	Matas	Plaisir Body Cream	Plaisir	-	-	-	-	-
Lotion	Matas	Plaisir Body Lotion	Plaisir	-	-	-	-	-
Creme	Matas	Professor Lange Lavandal Skin Treatment	-	-	-	-	-	-
Creme	Matas	PSO lotion No 12	-	-	-	-	-	-
Creme	Matas	Ren Clean bio active Skincare Marroccan Rose otto Body Cream	-	-	-	-	-	-
Lotion	Føtex	Revlon Natural Honey - moisturizing lotion	Revlon	-	X	-	-	-
Lotion	http://www.theorganicpharmacy.com/shop/body/rose_body_lotion	Rose Body Lotion	The Organic Pharmacy	-	-	-	-	-
Lotion	Brugsen	Sanex – Bodylotion	Colgate Palmolive Europe	-	-	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Satsuma Body Butter	BodyShop	X	X	-	-	-
Lotion	Matas	Seba Med Moisturizing Body lotion	-	-	-	-	-	-
Fedtcreme	BodyShop	Shea Body Butter	BodyShop	X	X	-	-	-
Creme	Magasin	Shiseido Replenishing Body Cream	Shiseido	X	-	-	-	-
Fedtcreme	SuperBest	Skin O'care – Kopattesalve	Ukendt	-	X	-	-	-
Creme	Magasin	Summerhill	Crabtree & Evelyn	-	X	X	X	-
Creme	Magasin	travel Reviving Cempaka	Molton Brown	-	-	-	-	-
Creme	Netto	Vanderbilt	-	-	-	-	-	-
Lotion	Brugsen	X-tra – hudlotion	Produceret for Coop	-	-	-	-	-

"x" angiver at stoffet er nævnt på produktets indholdsdeklaration

"-" Angiver at der er tjekket for det udvalgte stof, men det er ikke nævnt på produktets indholdsdeklaration

Listen er ikke udtømmende, men giver en meget god indikation af, hvor stort dette marked er.

Der er kortlagt i alt 116 fugtighedscremer. Der er ikke medtaget svanemærkede produkter eller produkter, der markedsføres som parabenfrie (selvom der i de "parabenfrie" kunne findes andre af de mistænkte hormonforstyrrende stoffer).

Der er fundet 16 fugtighedscremer/lotions med et indhold af cyclomethicone svarende til 14 % af de kortlagte produkter.

Der er fundet 43 fugtighedscremer/lotions med et indhold af parabener svarende til at 37 % af de kortlagte produkter indeholder 1 eller flere af de parabener, som projektet har fokus på. 42 cremer/lotions indeholder propylparaben svarende til 36 %, 15 cremer/lotions svarende til 13 % indeholder butylparaben og 14 cremer/lotions svarende til 12 % indeholder isobutylparaben.

Der er ikke fundet fugtighedscremer/lotions med indhold af ingredienserne triclosan, og de fire UV-filtre OMC, 4-MBC, 3-BC og BC-3.

3.7.5 Pris

Prisen for de enkelte produkter anvendes til at sikre at både billige og dyre produkter udtages til analyse, men da disse produkter som udgangspunkt ikke skal analyseres da oplysningerne findes ved at læse indholdsdeklarationer er prisen derfor ikke relevant.

3.7.6 Hvor sælges det?

Det fremgår af tabel 3-15, at produkterne sælges i et stort udvalg af forskellige typer butikker såsom supermarkeder, apoteker, stormagasiner, helsebutikker ligesom køb via internettet i høj grad også er muligt.

3.7.7 Markedsandele

Tal fra Brancheforeningen SPT viser, at salget af gruppen af hudplejeprodukter, dvs. både ansigtsprodukter og bodylotions i kosmetikbranchen i 2010 fordelte sig således mellem de forskellige mærker. Tallene er omsætningstal angivet i DKK.:

1.	Biotherm:	53.326
2.	Clinique:	41.415
3.	Lancôme:	36.488
4.	Clarins:	31.573
5.	Origins:	26.781
6.	Elizabeth Arden:	17.059
7.	Estée Lauder:	16.788
8.	Christian Dior:	8.146
9.	Shiseido:	7.906
10.	Helena Rubinstein:	5.408

Bodylotions udgør ca. 32 % af gruppen af hudplejeprodukter.

Der blev desuden taget kontakt til forskellige forhandlere af denne produktgruppe, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest solgte/populære typer. Disse oplysninger er dog fortrolige.

3.7.8 Hvor meget sælges der?

Det er ikke muligt via Danmarks Statistik (Statistikbanken) at se, hvor store mængder af bodylotions/fugtighedscremer der sælges hvert år. Der blev ikke fundet tal for lotions/cremer i Statistikbanken. Men tal fra Brancheforeningen SPT viser at kosmetikbranchen i 2010 solgte hudplejeprodukter for 1517 millioner DKK. Hudplejeprodukter udgør 28 % af markedsfordelingen blandt andre grupper, som udgør hudpleje mænd (2 %), Make up (21 %), Dameduft (28 %) og Herreduft (21 %) (SPT 2011a; SPT 2011b).

3.7.9 Udvalgelse af produkter til analyse

Det blev besluttet ikke at analysere mavecremer og fugtighedscremer for deres indhold af de udvalgte ingredienser idet maksimalt tilladte koncentrationer i kosmetiske produkter som udgangspunkt anvendes i risikovurderingen.

Der ønskes dog en analyse af de produkter som indeholder ingrediensen cyclomethicone for at vurdere produkternes indhold af D4 idet der ikke er fastsat en maksimal tilladt koncentration for cyclomethicone/D4 i kosmetiske produkter i kosmetikdirektivet. For at kunne lave en eksponeringsvurdering af dette stof er en analyse derfor nødvendigt.

Der blev fundet 16 produkter med indhold af cyclomethicone, hvoraf 10 analyseres. Kriterierne for udvælgelsen af de 10 produkter er:

- mindst 1 produkt pr producent analyseres
- ved duftvarianter udvælges kun 1 produkt til analyse, da grundrecepten for produktet formodes at være den samme for alle duftvarianter og dermed med stor sandsynlighed også koncentrationen af cyclomethicone

3.8 Solcreme

3.8.1 Afgrænsning af produktgruppen

Solcreme kan benyttes af målgruppen, og i sommerperioder og kan også anvendes på skiferier. Ved brug af solcreme sker eksponeringen for de stoffer, som er indeholdt i solcremen, via en stor kontaktflade.

Der er udelukkende i denne kortlægning fokuseret på solcremer til voksne, hvilket vil sige, at produkter der sælges specifikt til børn, dvs. har betegnelsen "kids", "children", "børn", "baby" eller "junior" er undtaget af kortlægningen. Målgruppen kan have kontakt med solcremer markedsført til børn, hvis de har et barn i forvejen eller ad anden vej, men denne eksponering behandles ikke i dette projekt.

Kortlægningen begrænses til kun at omhandle produkter, der ikke er svanemærkede. Svanemærket kosmetik må ikke indeholde ingredienser, der er på EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Derfor er svanemærkede produkter ikke relevante for dette projekt.

Der er taget udgangspunkt i en kortlægning foretaget af Informationscenter for Miljø og Sundhed (IMS) i foråret 2011 af solcremer på det danske marked, hvor 32 solcremer er kortlagt og deres indholdsstoffer vurderet (IMS 2011). Otte af disse solcremer er svanemærkede og medtages derfor ikke i denne kortlægning.

Kortlægningen i dette projekt supplerer IMS's kortlægning med yderligere produkter fundet på markedet efteråret 2011.

3.8.2 Hvordan er viden fremkommet

Der blev rettet henvendelse til Brancheforeningen for Sæbe, Parfume og Teknisk/kemiske artikler (SPT) med henblik på at få kortlagt, hvilke solcremer der findes på markedet, samt at få en større viden om mængden (koncentrationen) af de udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer i produkterne. Dette gav desværre ikke noget resultat.

Brancheforeningen orienterede desuden om, at for solcreme kommer der typisk en ny formulering hvert år. Dvs. de solcremer, der er kortlagt måske vil være forældede til næste år på tidspunktet for informationskampagnen.

Der er rettet henvendelse til Coop, Dansk Supermarked, Matas og kæder af apoteker (Apotekerforeningen, **dit**apotek og A-apoteket) vedrørende hvilke mærker/handelsnavne, der sælges flest af.

Der er via søgemaskinen Google søgt på informationer om solcremer på internettet. Dette er sket med henblik på at få generelle oplysninger om, hvilke typer af solcreme der findes på markedet, og endvidere med henblik på at finde frem til en række net butikker, der sælger solcreme.

Den primære metode til kortlægning af markedet for solcreme har været ved at besøge forskellige butikker, såsom parfumerier, dagligvarebutikker og apoteker, hvor relevante produkter er blevet fotograferet (forside/bagside). En række detailbutikker er besøgt.

Det drejer sig om følgende:

- Føtex
- Bilka
- Kvickly
- Aldi
- Matas
- Apoteker
- Magasin
- Illum
- Esthetique
- Urtehuset
- Helsehuset

Indholdsdeklarationen er herefter nærlæst, og indholdet af de relevante udvalgte stoffer er noteret.

3.8.3 Kategorier

Der eksisterer to overordnede grupper af solcreme: Lotion/creme eller spray. I kortlægningen er der ikke sket yderligere kategorisering af produkterne.

3.8.4 Mærker/produkter

Solcreme indeholder typisk enten et fysisk UV-filter (titanium dioxid), et kemisk UV-filter eller en kombination af begge til beskyttelse mod UV-stråling fra sollys.

I tabel 3-16 er angivet en liste over de solcremer, der er kortlagt i projektet. Efterår er dog ikke noget godt tidspunkt for kortlægning af solcremer, idet mange dagligvarebutikker har taget solcreme ned fra hylderne på dette tidspunkt. Derfor er dele af kortlægningen baseret på en kortlægning af solcremer på det danske marked i foråret 2011 udført af Informationscenter for Miljø og Sundhed (IMS 2011), der har kortlagt i alt 24 produkter, der hører under kriterierne for denne kortlægning. Ved besøg i flere forskellige butikker er kortlægningen fra foråret 2011 udbygget med 9 andre solcremer, så der nu er inkluderet i alt 33 solcremer i kortlægningen.

Tabel 3-16 Solcremer fundet dels i butikker og dels på internettet i foråret 2011 og efteråret 2011 (nogle data er baseret på kortlægning af solcremer udført af IMS(IMS 2011))

Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclo-methicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan	OMC	4-MBC	3-BC	BC-3
Apoteket	Aco Moisturising Sun Spray	Aco Hud Nordic AB	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Føtex	Ambre Solaire Clear Protect Transparent Body Protection	Garnier Paris	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mornatur.dk	AnMa Sololie SPF 14	AnMa Naturprodukt	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urtehuset*	Annemarie Börlind Sun Fluid SPF 10	Annemarie Börlind	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apotek	Avène EAU Thermale Moderate Protection Spray SPF 20	Pierre fabre/ Apotekernes A.M.B.A	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Magasin	Biotherm Lait Solaire	Biotherm	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Esthetique*	Christian Dior Beautifying protective Suncare SPF 15	Christian Dior	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Esthetique*	Clarins Sun care soothing cream moderate protection SPF 20	Clarins	X	-	-	-	-	X	-	-	-
Cliniderm	Cliniderm, Clear protection Transparent Sun Spray	Aco Hud Nordic AB	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matas	Clinique Face/Body Cream SPF 20	Clinique/Estee Lauder	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Illum	Decléor, Protective hydrating milk	Decléor	-	-	-	-	-	X	-	-	X
Magasin	Dermalogica Multivitamin Sunblock	Dermalogica	-	X	-	-	-	-	-	-	-
Urtehuset*	EcoCosmetics Solcreme SPF 15	EcoCosmetics	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Esthetique*	Estee lauder Bronze Goddess SPF 15	Estee Lauder	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Helsehuset	Juhndahl Sollotion	CosMedic Care/PharmaScandia	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Apotek	La Roche-Posay, Sun Sensitive skin	La Roche-Posay	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Esthetique*	Lancaster fast Tan optimizer Shimmering velvety cream SPF 15	Lancaster	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matas	Lancôme Sôlail DNA Guard SPF 15	Lancôme	-	-	X	-	-	-	-	-	-

Købeadresse (forhandler)	Produkt navn	Producent / Importør	Cyclo-methicone	Propylparaben	Butylparaben	Isobutyl paraben	Triclosan	OMC	4-MBC	3-BC	BC-3
Føtex	L'Oréal Solar Expertise, Milk Spray Mist SPF 20	L'Oréal Paris	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lrworld.dk	LR Aloe Vera Sun Care SPF 20	LR health and Beauty systems GmbH	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matas*	Matas Sol Lotion SPF 30	Matas	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urtehuset	Melissa Solbeskyttelses-creme SPF 20	Melissa NaturKosmetik ApS	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bilka	Nivea Sun Invisible Prtotection Transparent Spray SPF 20	Beiersdorf	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Aldi	Ombra Sun Care Sol Spray	Emil Kiessling GmbH	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matas	Piz Buin Allergy Lotion SPF 15	Johnson & Johnson UK	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Matas	Rieman P20 solfilter	Riemann & CO A/S	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Esthetique*	Shiseido Extra Smooth Sun protection Cream spf 30	Shiseido	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Illum	Shiseido Sun protection Sol Lotion	Shiseido	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Føtex*	Sun Balance Sunlotion SPF 30	Dansk Supermarked gruppen	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mlmodel.dk	TIO-Solcreme "middelblocker"	Shangri-La	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urtehuset	UV Bio Økologisk solcreme SPF 20	UV Bio/ Alpha Cosmetics A/S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Apotek	Vichy Capital Soleil SPF 20	VICHY	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yves-Rocher.dk	Yves Rocher, Fugtgivende beskyttende Lotion	Yves Rocher, France	-	X	-	-	-	X	-	-	-

* Solcremer kortlagt efteråret 2011 og dermed udbygget til kortlægningen fra foråret 2011

"x" angiver at stoffet er nævnt på produktets indholdsdeklaration

"-" Angiver at der er tjekket for det udvalgte stof, men det er ikke nævnt på produktets indholdsdeklaration

Seks solcremer indeholder UV-filteret OMC svarende til 18 % af de kortlagte produkter, og to solcremer indeholder UV-filteret benzophenone-3 svarende til 6 % af de kortlagte produkter. Der er ikke fundet solcremer indeholdende UV-filtrene 4-MBC og 3-BC. Derfor udgår 4-MBC og 3-BC af de følgende eksponeringsberegninger og af den samlede risikovurdering.

Der er to solcremer, som indeholder propylparaben, og en solcreme, der indeholder butylparaben svarende til at 9 % af de kortlagte solcremer indeholder en af de udvalgte parabener.

Med hensyn til eksponering via solcreme må det forventes at mange vil blive udsat for stoffer i cremer købt i udlandet, da behov for solcreme typisk opstår ved ophold i lande, hvor solindstrålingen er betydelig kraftigere end i Danmark. Her kan ingredienserne være nogle andre end dem, der ses på det danske marked.

3.8.5 Pris

Prisen for de enkelte produkter anvendes til at sikre at både billige og dyre produkter udtages til analyse, men da disse produkter som udgangspunkt ikke skal analyseres da oplysningerne findes ved at læse indholdsdeklarationer er prisen derfor ikke relevant.

3.8.6 Hvor sælges det?

Det fremgår af tabel 3-16, at solcreme sælges i et stort udvalg af forskellige typer butikker såsom supermarkeder, apoteker, stormagasiner, helsebutikker ligesom køb via internettet i høj grad også er muligt.

3.8.7 Markedsandele

Der blev desuden taget kontakt til forskellige forhandlere af denne produktgruppe, hvorved projektgruppen har fået oplysninger om de mest solgte/populære typer. Disse oplysninger er dog fortrolige.

3.8.8 Hvor meget sælges der?

Det er ikke muligt via Danmarks Statistik (Statistikbanken) at se, hvor store mængder af solcremer der sælges hvert år. Der blev ikke fundet tal for solcremer i Statistikbanken.

3.8.9 Udvælgelse af produkter til analyse

Det blev besluttet ikke at analysere solcremer for deres indhold af de udvalgte ingredienser idet maksimalt tilladte koncentrationer i kosmetiske produkter som udgangspunkt anvendes i risikovurderingen.

Der ønskes dog en analyse af de produkter som indeholder ingrediensen cyclomethicone for at vurdere produkternes indhold af D4 idet der ikke er fastsat en maksimal tilladt koncentration for cyclomethicone/D4 i kosmetiske produkter i kosmetikdirektivet. For at kunne lave en eksponeringsvurdering af dette stof er en analyse derfor nødvendigt.

Alle de i kortlægningen medtagne produkter, hvor cyclomethicone står anført på indholdsdeklarationen, analyseres for deres indhold af D4.

4 Eksponeringsovervejelser

4.1 Relevante data til brug i migrationsanalyserne og eksponeringsberegningerne

I forbindelse med migrationsanalyser og eksponeringsberegninger blev det overvejet, hvilke eksponeringsscenarier de 6 testede produktgrupper (migrationsanalyser er ikke udført på kosmetikprodukter) vil indgå i og dermed hvor lang tids eksponering målgruppen potentielt udsættes for (tabel 4-1). Disse tidsestimater er anvendt i migrationsanalyserne (se afsnit 5.2.3).

Tabel 4-1 Oversigt over relevante migrationsanalyser sammenholdt med eksponeringsperioden for de 6 produktgrupper, hvor analyser foretages. Overfladearealerne er baseret på (Nordic Exposure Group 2011)

Produktgrupper	Relevante migrations-analyser	Eksponeringsperiode ¹⁾ (Anvendelse/kontakt, hvor ofte?)	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres?
<i>Gummisko</i>	Sved (inderside af sko)	Analyse i 10 timer samlet²⁾ <u>Kontakttid:</u> Minimum.: ½ time per dag. Maksimal.: 10 timer per dag. 10 timer dagligt iført fodtøj for personer som altid går i gummisko dækker gennemsnitsbetragtning for en 8 timers arbejdsdag samt transporttid til/fra arbejde og shopping samt sport/fritid. Dertil 10 timer/weekenddag til ophold uden for hjemmet (til havearbejde, shopping, sport, transport, på besøg, café-besøg, etc.). Estimatet er baseret på følgende tal: Personer opholder sig gennemsnitlig mellem 80 og 90 % af døgnet indendøre (Miljøstyrelsen 2007). Dette svarer til mellem 19,2 og 21,6 timer i døgnet	Fødder = 0,122 m ²
<i>Håndtasker af kunstlæder</i>	Sved (ydside af taske)	Analyse i 2 timer samlet²⁾ <u>Kontakttid:</u> 2 timer per dag 1 time gennemsnitlig daglig hudkontakt med hånd + underarm ifm. transporttid til/fra arbejde, shopping samt sport/fritid	½ hånd = ½ x ½ x 0,089 m ² = 0,022 m ² ½ underarm = ½ x ½ x 0,099 m ² = 0,025 m ² ½ hånd + ½ underarm = 0,047 m ²
<i>Liggeunderlag Sportsbrug</i>	Sved (ydside/tværsnit af liggeunderlag)	Analyse i 2 timer samlet²⁾ <u>Kontakttid:</u> 1 time per dag 1 time gennemsnitlig daglig hudkontakt med over- eller underside af kroppen ifm. sport/fritid dækker gennemsnitsbetragtning for 1 times daglig motion fordelt på alle ugens dage (eller samlet i 7 timer/uge, fordelt anderledes over ugen)(DHI estimat)	½ x ½ kropsoverflade = 0,46 m ²
<i>Liggeunderlag Telt/fritidsbrug</i>	Sved (ydside/tværsnit af liggeunderlag)	Analyse i 8 timer samlet²⁾ <u>Kontakttid:</u> 8 timer per dag i 7 dage 56 timer indenfor en kort periode eller per år gennemsnitlig hudkontakt med ½ kropsoverflade (over- eller underside) svarende til en uges ferie/år (telttur o.lign.), hvor der soves på luftmadras/liggeunderlag	Areal svarende til ½ x ½ kropsoverflade = 0,46 m ²

Produktgrupper	Relevante migrationsanalyser	Eksponeringsperiode ¹⁾ (Anvendelse/kontakt, hvor ofte?)	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres?
<i>Mobilcovers</i>	Sved (ydelse/tværsnit af covers)	Analyse i 3½ time samlet²⁾ Kontaktid: 3½ time per dag. 3½ time gennemsnitlig daglig hudkontakt med inderside af hånd også kind ifm. SMS, telefonsamtaler, net søgninger, etc.	Areal svarende til undersiden af en hånd, dvs. $\frac{1}{2} \times \frac{1}{2} \times 0,089 \text{ m}^2 = 0,022 \text{ m}^2$
<i>Anti-bakterielt tøj</i>	<i>Trusser</i>	Analyse i 23 timer samlet²⁾ Kontaktid: Maksimal: 23 timer per dag Maksimal 23 timer gennemsnitlig daglig hudkontakt med trusse, eksklusiv omklædning, badning, sex, etc.	Udregnet som 1/5 del af krop = $0,131 \text{ m}^2$ ($1/5 \times 0,654 \text{ m}^2 = 0,131 \text{ m}^2$)
	<i>Strømper</i>	Analyse i 16 timer samlet²⁾ Kontaktid: Maks.: 16 timer per dag. Maks. 16 timer dagligt baseret på 24 timer minus 8 timers søvn iført strømper. Det dækker også en gennemsnitsbetragtning for en 8 timers arbejdsdag samt transporttid til/fra arbejde og shopping samt sport/fritid. Dertil weekenddage til ophold i/uden for hjemmet (til havearbejde, shopping, sport, transport, på besøg, café-besøg, etc.)	Fødder = $0,122 \text{ m}^2$ Underben = $0,18 \text{ m}^2$ Fødder + ½ underben = $0,212 \text{ m}^2$
	<i>Cykelbukser</i>	Analyse i 5 timer samlet²⁾ Kontaktid: Maksimal: 1 time per arbejdsdag. Maksimal 5 timer ugentligt iført cykelbukser dækker gennemsnitsbetragtning for 1 time daglig cykling til/fra arbejde på hverdage (eller samlet i 5 timer/uge, fordelt anderledes over ugen)	18 % af kropsoverflade for sports shorts = $0,18 \times 1,85 \text{ m}^2 = 0,333 \text{ m}^2$ (ASHRAE, 1984, s. 67 af 161) Udregnet som 1/5 del af krop + 2/3 af lår = $0,246 \text{ m}^2$ ($1/5 \times 0,654 \text{ m}^2 = 0,131 \text{ m}^2$; $2/3 \times 0,172 \text{ m}^2 = 0,115 \text{ m}^2$)
	<i>Sved-undertøj/ski-undertøj</i>	Analyse i 9 timer samlet²⁾ Kontaktid: 2 scenarier: Maksimal: 1 time per dag (sport) Maksimal: 9 timer pr dag (skiferien) Maksimal ½ time dagligt iført svedundertøj dækker gennemsnitsbetragtning for ½ times daglig motion/manuelt arbejde fordelt på alle ugens dage (eller samlet i 3½ time/uge, fordelt anderledes over ugen)	Udregnet som hele kropsoverfladen fratrukket fødder, hænder og hoved = $1,525 \text{ m}^2$ (Hele kropsoverfladen = $1,85 \text{ m}^2$, fødder = $0,122 \text{ m}^2$, hænder = $0,089 \text{ m}^2$, hoved = $0,114 \text{ m}^2$)
<i>Arbejdshandske/rengøringshandske Professionel anvendelse</i>	Sved (inderside/tværsnit af handske)	Analyse i 6 timer samlet²⁾ Kontaktid: 6 timer dagligt i 5 dage per uge. 30 timer gennemsnitligt per uge hudkontakt med hel hånd ifm. professionelt arbejde (fx malerarbejde, rengøring, etc.)	Hænder = $0,089 \text{ m}^2$
<i>Arbejdshandske/rengøringshandske Anvendelse i fritid</i>	Sved (inderside/tværsnit af handske)	Analyse i 7 timer samlet²⁾ Kontaktid: 7 timer per uge. 7 timer gennemsnitligt per uge hudkontakt med hel hånd ifm. havearbejde, gør det selv arbejde i hjemmet, opvask, rengøring, etc. 6 timer/uge som gennemsnit mellem personer med hyppig brug af handsker dagligt til rengøring, opvask, havearbejde m.m. til sjældent brug af handsker	Hænder = $0,089 \text{ m}^2$

1) Den længste eksponeringsperiode anvendes ved analyserne. På baggrund af resultaterne herfra beregnes dernæst de kortere eksponeringsperioder. Fx ved handskerne udføres migrationsanalyserne for 7,4 time/dag og på baggrund af resultatet herfra beregnes den tilsvarende eksponering for 6 timer/uge.

2) Angiver eksponeringsperioden, der anvendes til migrationsanalysen. Fx "Analyse i 3½ time samlet" for liggeunderlag, for at sikre en migration fra materialet, som også er dækkende for en koncentreret samlet ugentlig anvendelse. Når beregningerne så gennemføres vil migrationen fordeles på ½ time per dag for at tilgodese gennemsnittet.

5 Analyser

5.1 Kvantitative analyser

Formålet med de udførte analyser er at undersøge, om udvalgte produktgrupper indeholder de udvalgte kemiske stoffer. Analyseprogrammet består af kvantitative analyser af ekstraherbare stoffer og af kvantitativ bestemmelse af stoffer der migrer ud af produkterne i sved. Programmet er opstillet i relation til forskellige eksponeringsscenarier afhængig af de specifikke produkter, således at der er fokuseret på de dele af produkterne, der er størst hudkontakt med.

Der er foretaget kvantitative indholdsbestemmelser af udvalgte stoffer og produkter, for at opnå en viden om indhold af de udvalgte stoffer i produkterne og migrationsanalyser for at vide, hvilken mængde af de udvalgte stoffer, som målgruppen kan forventes at blive udsat for ved kontakt med produktet (dvs. hvad der migrerer ud af produktet).

I de enkelte eksponeringsscenarier simuleres kontakt med hud ved anvendelse af kunstig sved.

Tabel 5-1 viser en oversigt over, hvilke stoffer, der er analyseret for i hvilke produkter. Der er foretaget dobbeltbestemmelse for alle analyser.

Tabel 5-1 Oversigt over kvantitative analyser udført for de forskellige produktgrupper

Produktgruppe	ftalater og bisphenol A	Triclosan	Nonylphenol	Octamethylcyclotetra-siloxane (D4)	Parabener	Solfiltre	Sum kvantitative analyser
Liggeunderlag	10						10
Mobilcovers	20			20			40
Arbejdshandsker/rengøringshandsker	11			8			19
Håndtasker af kunstlæder	10						10
Gummisko	9	9	9	9			36
Antibakterielt tøj		8	8	8			24
Solcremer/bodylotion				15			15
Mavecreme/svangerskabsolier							
I alt							154

5.1.1 Analysemetode – kvantitativ analyse af ekstraherbare stoffer

5.1.1.1 Diverse forbrugerprodukter – ikke kosmetiske produkter

GC/MS blev anvendt til undersøgelse for indhold af ekstraherbare flygtige og semiflygtige organiske indholdsstoffer i diverse udvalgte grupper af forbrugerprodukter.

I tabel 5-2 er analysemetoden beskrevet med de enkeltstoffer, der er kalibreret for.

Tabel 5-2 Metode til kvantitativ analyse af udvalgte ekstraherbare stoffer

Prøvetagning	Se under de enkelte afsnit for produkterne
Prøveforberedelse til analyse af ekstraherbare stoffer fra materialerne	Ekstraktionsmiddel: dichlormethan, 4-20 ml. Ekstraktion: Min. natten over ved stuetemperatur. Herefter udtages 1,5 ml ekstraktionsvæske, der tilsættes 13,5 ml metanol til udfældning af evt. opløst polymermateriale.
Intern standard	DEHP-d4 (deutereret DEHP)
Standarddrække	Af følgende stoffer blev fremstillet standarddrækker til kvantificering af stofferne: DEHP, DiNP, DBP, BBP, DNOP, bisphenol A, D4, nonylphenol og triclosan. Såfremt der var andre ftalater i ekstrakterne ville de med god tilnærmelse kunne kvantificeres efter en af de kendte.
GC/MS-instrument	Perkin Elmer Clarus 600/MS
GC-parametre	Kolonne Elite-5 MS, 30 m x 0,25 mm id., 0,25 µm filmtykkelse Bæregas: Helium, konstant tryk. Ovnprogram: 80 °C i 2 min., 10 °C/min. til 150 °C, 18 °C/min. til 300 °C Injektion: 325 °C, split 20
MS-parametre	Scan mode: 45-650 m/z + SIMmode Solvent delay: 5 min.
Kvantificeringsgrænse (estimeret)	Se tabellerne, hvor kvantificeringsgrænsen er angivet

Ved udførelsen af de kvantitative analyser var der for en del af analyserne problemer med at prøvematerialet svulmede op i ekstraktionsmidlet. For at få en korrekt ekstraktion var det således nødvendigt at tilsætte langt mere ekstraktionsmiddel end normalt, hvilket betyder, at kvantificeringsgrænsen blev væsentligt højere end forventet.

Det betyder dog ikke, at det ikke har været muligt at detektere de udvalgte stoffer under denne kvantificeringsgrænse. Detektionsgrænsen er lavere end kvantificeringsgrænsen, så for nogle prøver kunne stofferne godt detekteres, men ikke kvantificeres. Som hovedregel er detektionsgrænsen mindst tre gange lavere end kvantificeringsgrænsen, den præcise værdi afhænger af de enkelte prøver.

I tabellerne nedenfor er det markeret i alle de tilfælde, hvor de udvalgte stoffer er detekteret i niveauer under kvantificeringsgrænsen. Men det generelle billede er, at der ikke er detekteret nogen af de udvalgte stoffer under kvantificeringsgrænsen (dog med undtagelse af bisphenol A i mobilcovers).

Bisphenol A og ftalater undersøges ved samme analysemetode. Der er derfor undersøgt for bisphenol A i samtlige produktgrupper, hvor der også er undersøgt for ftalater på trods af, at der kun forventes et indhold af bisphenol A i produkter af polycarbonatplast (som enkelte mobilcovers bestod af).

5.1.1.2 Kosmetiske produkter

15 kosmetiske produkter er blevet analyseret for indhold af D4 (octamethylcyclotetrasiloxane, CAS 556-67-2).

Analysemetoden er en intern metode hos Eurofins, hvor der anvendes ekstraktion med efterfølgende analyse ved GC/MS.

En kendt mængde af en delprøve udtages repræsentativt fra prøven.

Delprøven ekstraheres med dichlormethan tilsat interne standarder.

Ekstraktet analyseres ved gaschromatografi med masseselektiv detektion (GC/MS). Resultaterne er beregnet med responsfaktor fra en kørsel af en standardrække med octamethylcyclotetrasiloxane.

Detektionsgrænsen for D4 i kosmetiske produkter er angivet til 0,8-1 mg/kg med en analyseusikkerhed U_m (%) på 20-30 %.

5.1.2 Resultater – kvantitative analyser

I tabellerne nedenfor ses resultaterne af GC/MS analyserne. Resultaterne er angivet i vægtprocent. Der er udelukkende listet de stoffer i tabellerne, som der er identificeret i ét eller flere af produkterne.

5.1.2.1 Mobilcovers

20 mobilcovers og/eller screenprotectors blev undersøgt for indhold af:

- ftalater
- bisphenol A
- octamethylcyclotetrasiloxane D4

I de tilfælde, hvor mobilcoverene er fremstillet af forskellige materialer blev der udtaget poolede prøver til analyserne.

Analyseresultaterne ses i tabel 5-3. Der er udelukkende angivet resultater, hvor der er detekteret et indhold. Værdierne for de fleste produkter ligger under kvantificeringsgrænsen. Kvantificeringsgrænserne blev beregnet individuelt per prøve afhængig af prøvemængde og mængde af opløsningsmiddel, der skulle bruges til analysen.

Der er kun fundet DEHP i fem produkter og DiNP i et af disse – alle fem produkter med indhold over kvantificeringsgrænsen. Produkter, hvor der er et indhold af DEHP eller DiNP er markeret med mørk grå baggrundsfarve i tabellerne nedenfor. Der er ikke fundet andre ftalater (DBP, DiBP, BBP, DPP, DnHP, DnOP) i nogen af produkterne. D4 er ikke fundet i nogen af produkterne. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for D4 0,05 – 0,4 %.

Der findes spormængder (mængder over detektionsgrænsen, men under kvantificeringsgrænsen) af bisphenol A i ekstraktionsvæsken fra følgende mobilcovers: M7, M8, M10, M12, M18 og M19. Dette er markeret med lys grå baggrundsfarve i rækken for bisphenol A i tabellerne nedenfor. Et (meget usikkert) niveau er angivet i parentes. Der er en højere detektionsgrænse på følgende mobilcovers: M4, M11, M14, M16, M18, M19 og M20 som skyldes, at prøven har svulmet op eller at der af anden grund er brugt en større mængde opløsningsmiddel for at dække prøven. Detektionsgrænsen for disse prøver ligger på ca. 0,05 %.

Tabel 5-3 Analyseresultater for ekstraherbare stoffer i mobil covers. Resultater er angivet i vægtprocent

Stofnavn	CAS-nr	Produkt nr.									
		M7	M8	M10	M11	M12	M14	M16	M18	M19	M20
DEHP i % ¹	117-81-7	-	-	-	8	-	6	13	-	9	0,12
DiNP i % ¹	28553-12-0	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-
Bisphenol A i % ²	80-05-7	(0,08)	(0,1)	(0,1)	-	(0,06)	-	-	(0,16)	(0,05)	-

¹ Afhængig af produkt og ftalat er kvantificeringsgrænsen 0,04 – 0,15 %.

² Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for bisphenol A 0,2 – 2 %.

Bisphenol A er detekteret i nogle prøver, men i klart lavere niveauer end den angivne kvantificeringsgrænse.

Prøver med ftalatniveauer over kvantificeringsgrænsen er markeret med mørk grå baggrundsfarve.

Prøver med bisphenol A niveauer over detektionsgrænsen, men under kvantificeringsgrænsen er markeret med lys grå baggrundsfarve og der er i parentes angivet et sandsynligt niveau.

5.1.2.2 Arbejdshandsker/rengøringshandsker

11 arbejdshandsker blev undersøgt for indhold af:

- ftalater
- bisphenol A

Desuden blev 8 arbejdshandsker blev undersøgt for indhold af:

- octamethylcyclotetrasiloxane D4

Ved analyse af arbejdshandsker fremstillet af flere materialer blev der udtaget delprøver for hvert af de forskellige materialer, som handsken bestod af. Bestod en handske af tre forskellige materialer, er en prøve fra hver af de tre materialer således blandet sammen til en samlet prøve, der er analyseret for indhold af de udvalgte stoffer. Så vidt muligt repræsenterer størrelsen af de enkelte materialedele forholdet mellem materialedelene i det samlede produkt. Det vil sige, at hvis en handske overvejende består af et bestemt materiale, er dette materiale repræsenteret ved en større delprøve i den poolede prøve. Baggrunden for at poole materialerne var, at der ikke var midler nok i projektet til at foretage kvantitative analyser for hvert enkelt materiale for alle de udvalgte produkter.

Analyseresultaterne af de kvantitative analyser af ekstraherbare stoffer ses i tabel 5-4. Der er udelukkende angivet resultater, hvor der er detekteret et indhold. H8, H9 og H10 blev ikke analyseret for D4, da de kun indeholder plast. I produkt H9 og H11 er der fundet et højt indhold af henholdsvis DiNP og DEHP. Produkter, hvor der er identificeret et indhold over kvantificeringsgrænsen er markeret med grå baggrundsfarve i tabellen nedenfor. Der er ikke fundet hverken DBP, DiBP, BBP, DPP, DnHP eller DnOP i nogen af produkterne. Der er heller ikke fundet bisphenol A eller D4 i nogen af produkterne. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for bisphenol A 0,5 – 1 %. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for D4 0,12 – 0,15 %.

Tabel 5-4 Analyseresultater arbejdshandsker/rengøringshandsker

Stofnavn	CAS-nr	Produkt nr.	
		H9	H11
DEHP i % ¹	117-81-7	-	26
DiNP i % ¹	28553-12-0	> 30	0,9

¹ Afhængig af produkt og ftalat er kvantificeringsgrænsen 0,1 – 0,2 %.

Prøver med værdier over kvantificeringsgrænsen er markeret med mørk grå baggrundsfarve.

Ved den anvendte analysemetode er det muligt at identificere flere ftalater end de udvalgte stoffer. Chromatogrammerne viser, at der sandsynligvis er en tereftalatblødgører i prøve H10. Denne er dog ikke kvantificeret.

5.1.2.3 Liggeunderlag

10 liggeunderlagene blev undersøgt for indhold af:

- ftalater
- bisphenol A

Prøver til analyse af liggeunderlag blev udtaget så alle materialer blev repræsenteret.

Kun i produkt L5 er der fundet et indehold af en ftalat: DEHP. Der er ikke fundet hverken DiNP, DBP, DiBP, BBP, DPP, DnHP eller DnOP i nogen af produkterne. Afhængig af produkt og ftalat er kvantificeringsgrænsen 0,12 – 0,2 %. Der er ikke fundet bisphenol A i nogen af produkterne. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for bisphenol A 0,6 – 1 %.

Indhold af DEHP i L5 var 14 %.

Ved den anvendte analysemetode er det muligt at identificere flere ftalater end de udvalgte stoffer. Chromatogrammerne viser, at der sandsynligvis er tereftalat i prøve L1 og L7. Prøve L6 indeholder desuden store mængder DINCH (Hexamoll, di-isonoinylester af 1,2 cyclohexandicarboxylsyre), der anvendes som blødgører. Dette indhold er ikke blevet kvantificeret.

5.1.2.4 Antibakterielt tøj

8 stykker antibakterielt tøj blev undersøgt for indhold af:

- triclosan
- nonylphenol og nonylphenoethoxylater
- octamethylcyclotetrasiloxane D4

De produkter, der var fremstillet af mere end ét stof blev analyseret på følgende måde:

- produkt AT7, BH stoffet blev analyseret, men ikke stropperne
- produkt AT8, Cykelbuks: For undersøgelse af triclosan blev kun siddepudematerialet analyseret. For undersøgelse af nonylphenol og D4 blev siddepudematerialet og det almindelige stof poollet til en samlet prøve

Alle værdier var under kvantificeringsgrænsen 0,15 % for triclosan, nonylphenol og D4. Der er heller ikke set spormængder af stofferne under kvantificeringsgrænsen. Der er desuden ikke fundet nonylphenoethoxylater i nogle af produkterne.

5.1.2.5 Håndtasker af kunstlæder

10 håndtasker af kunstlæder blev undersøgt for indhold af:

- ftalater
- bisphenol A

Prøver til analyse af kunstlædertaskerne blev udtaget fra den udvendige side af tasken, dvs. bag- og forsiden af tasken fra det dominerende materiale på tasken.

Analyseresultaterne af de kvantitative analyser af ekstraherbare stoffer ses i tabel 5-5. I HT7 blev der fundet et indhold af DEHP og i HT9 er der påvist små mængder af DEHP og DBP, samt spormængder af DiBP. Dette er markeret med grå baggrundsfarve i tabellen nedenfor. Der er ikke fundet hverken DiNP, DiBP, BBP, DPP, DnHP eller DnOP i nogen af produkterne. Bisphenol A er ikke fundet i nogen af produkterne. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for bisphenol A 0,6 – 0,75 %.

Tabel 5-5 Analyseresultater for håndtasker af kunstlæder

Stofnavn	CAS-nr	Produkt nr.	
		HT7	HT9 ²
DEHP i % ¹	117-81-7	8	0,07
DBP i % ¹	84-74-2	-	0,06

¹ Afhængig af produkt og ftalat er kvantificeringsgrænsen 0,06 – 0,15 %.

² Desuden er DiBP fundet i spormængder.

5.1.2.6 Gummisko

9 gummisko blev undersøgt for indhold af:

- ftalater
- bisphenol A
- octamethylcyclotetrasiloxane D4
- triclosan
- nonylphenol og nonylphenoethoxylater

Prøver til analyse blev udtaget fra den indvendige del af gummiskoene, dvs. indersålen og inderforet. Materiale fra indersål og de forskellige typer af inderfors-materialer blev poollet til en samlet prøve. Dog med den undtagelse, at maksimalt to af materialerne fra gummiskoens inderfor blev udtaget til analyse. I de få tilfælde, hvor ikke alle inderforsmaterialer blev analyseret, blev de to væsentligste materialer (arealmæssigt) udtaget til poollet analyse.

Kun i produkt G7 blev der af ftalaterne fundet DEHP i spormængder – niveau 0,06 %.

Der er ikke fundet hverken DiNP, DBP, DiBP, BBP, DPP, DnHP eller DnOP i nogen af produkterne. Afhængig af produkt og ftalat er kvantificeringsgrænsen 0,05 – 0,15 %. Der er desuden ikke fundet bisphenol A, D4, triclosan eller nonylphenol i nogen af produkterne. Afhængig af produkt er kvantificeringsgrænsen for bisphenol A 0,6 – 0,75 %. Kvantificeringsgrænsen for D4, triclosan og nonylphenol er 0,09 - 0,15 %.

Der er desuden ikke set nonylphenoethoxylater i nogen af produkterne.

Udover de udvalgte ftalater er der ved analyserne set mulige spormængder af DIDP, dvs. under kvantificeringsgrænsen på < 0,2 % i gummisko G4.

5.1.2.7 Kosmetiske produkter

I alt er 15 kosmetiske produkter blevet analyseret for det kvantitative indhold af D4. De kosmetiske produkter er udvalgt på baggrund af kortlægningen (tidligere beskrevet). Der er udelukkende udvalgt produkter til indholdsanalyse, hvor der var angivet "Cyclomethicone" på indholdsdeklarationen, der som tidligere nævnt kan indeholde D4, men ikke nødvendigvis gør det (se tabel 2-2).

De kosmetiske produkter var opdelt på følgende kategorier:

- bodylotions (KB) - 9 ud af de 16 produkter, der indeholdt cyclomethicone, blev analyseret
- mavecreme (KM) - 1 produkt blev analyseret
- solcremer (KS) – alle 5 produkter, der indeholdt cyclomethicone blev analyseret

Analyseresultaterne for det kvantitative indhold af D4 i bodylotions, mavecreme og solcremer fremgår af tabellerne 5-6 og 5-7. Det ses, at for fem produkter (alle bodylotions) kunne der ikke måles et indhold af D4 (dvs. niveauerne var under detektionsgrænsen, som er mellem 0,8 og 1 mg/kg afhængig af produktet) på trods af det deklarerede indhold af cyclomethicone. Et deklareret indhold af cyclomethicone er dog udelukkende ensbetydende med, at D4 **kan** være indeholdt.

Ni andre produkter havde et lavt indhold af D4 på under 30 ppm eller 0,003 %. Kun et enkelt produkt (en solcreme) havde et højere indhold af D4 på 3400 ppm eller 0,34 %.

Tabel 5-6 Analyseresultater for bodylotions (KB)

Stofnavn	CAS-nr	Produkt nr.								
		KB1	KB2	KB3	KB4	KB5	KB6	KB7	KB8	KB9
D4 i mg/kg	556-67-2	2,2	<1	<0,9	3,4	0,8	<1	<1	2,6	<1

Tabel 5-7 Analyseresultater for mavecremer (KM) og solcremer (KS)

Stofnavn	CAS-nr	Produkt nr.					
		KM10	KS11	KS12	KS13	KS14	KS15
D4 i mg/kg	556-67-2	30	3400	4,1	12	1,9	4,3

5.2 Migrationsanalyser

5.2.1 Udvalgelse af produkter til migrationsanalyser

Alle produkter, hvor der blev identificeret et indhold af de udvalgte stoffer – selv i spormængder, blev udvalgt til migrationsanalyse. Tabel 5-8 angiver hvor mange produkter i de enkelte produktgrupper, der er udført migrationsanalyser for. Da der kun er observeret indhold af ftalater og bisphenol A i produkterne, er analysen kun kalibreret for disse stoffer

Tabel 5-8 Oversigt over antal migrationsanalyser udført for de forskellige produktgrupper

Produktgruppe	Ftalater og Bisphenol A
Liggeunderlag	1
Mobilcovers	11
Arbejdshandsker/rengøringshandsker	2
Håndtasker af kunstlæder	2
Gummisko	3
Antibakterielt tøj	0
Solcremer/bodylotion	0
Mavecreme/svangerskabsolier	0
I alt antal migrationsanalyser	19

5.2.2 Beskrivelse af migrationsanalyser

Den anvendte kunstige sved simulant er beskrevet i ISO 105 E04, som anvendes i forbindelse med ØKO-TEX-certificering, og som er anvendt i tidligere Miljøstyrelsesprojekter. Sved simulanten i ISO 105 EO4 består af 1-histidin-monohydrochlorid-1-hydrat, natriumklorid, natriumdihydrogenfosfat og natriumhydroxid til justering af pH til pH 5,5.

Migrationen blev udført ved 37 grader, da dette er tæt på kropstemperaturen og anvendes i EN-71-3 og ISO 105 E04. Ved gennemførelsen af migrationsundersøgelserne forvarmes simulant, inden den tilsættes produkterne. Prøverne sættes i temperaturstyret ovn (37 +/- 3 grader) ved omrøring i det antal timer, som er beskrevet i afsnit 7.3 omhandlende relevante data til eksponeringsberegninger. Omrøring blev anvendt for at simulere en dynamisk ekstraktion.

Der blev anvendt en prøve på ca. 25 cm² overflade areal (hvor der normalt er regnet med at både for- og bagside bidrager til arealet) til 50 ml simulant, hvilket er den mængde, der anvendtes ved migrationsanalyserne foretaget i et tilsvarende Miljøstyrelses projekt om 2-årige børns udsættelse for kemiske stoffer. Prøverne blev udtaget i ét stykke, for at simulere brugssituationen bedst mulig. Prøvemængden varierede fra 0,1 til 4 g afhængigt af hvilket materiale, der blev analyseret. Vandfasen blev dekanteret fra prøvestykkerne og undersøgt med GC-MS med fastfase mikroekstraktion (SPME) af stoffer migreret til vandfasen med 7 µm PDMS fiber, efter tilsætning af 25 % w/v NaCl. Der blev anvendt omtrent samme GC MS metode som angivet i tabel 5-2, med nødvendige modifikationer.

5.2.3 Resultater - migrationsanalyser

Resultatet af migrationsanalyserne var at alle værdier var under kvantificeringsgrænsen. Der er heller ikke observeret spor af ftalater eller bisphenol A i migrationsvæskerne for nogen af produkterne. Kvantificeringsgrænsen var typisk ca. 4 µg/cm². De nærmere detaljer er angivet i tabel 5-9.

Tabel 5-9 Produkter udvalgt til migrationsanalyse

Produktgruppe	Produkter udvalgt til migrationsanalyse	Kvantificeringsgrænse for ftalater og bisphenol A
Mobilcover	M7, M8, M9, M10, M11, M12, M14, M16, M18, M19, M20	Kvantificeringsgrænserne blev beregnet individuelt per prøve afhængig af prøveareal, typisk var niveauet 4 µg/cm ² for M8 dog 6,5 µg/cm ² .
Arbejdshandsker	H9, H11	Kvantificeringsgrænserne blev beregnet individuelt per prøve afhængig af prøveareal, typisk var niveauet 4 µg/cm ² .
Liggeunderlag	L5	Kvantificeringsgrænsen var 4 µg/cm ² .
Håndtasker	HT7, HT9	Kvantificeringsgrænserne blev beregnet individuelt per prøve afhængig af prøveareal, typisk var niveauet 4 µg/cm ² .
Gummisko	G7 (indersål), G7 (hæl), G7 (sider/flap)	Kvantificeringsgrænserne blev beregnet individuelt per prøve afhængig af prøveareal, typisk var niveauet 4 µg/cm ² .

6 Farevurdering

6.1 Udvælgelse af nuleffektniveauer (NOAEL's og LOAEL's)

Fokus for den kumulative risikovurdering i dette projekt er stoffer med potentielle hormonforstyrrende effekter. Derfor er det valgt at basere vurderingerne på nuleffektniveauer, NOAELs (No Observed Adverse Effect Levels), og laveste effektniveauer, LOAELs (Lowest Observed Adverse Effect Levels), fra dyreforsøg, som påviser hormonforstyrrende effekter. De NOAELs/LOAELs, som anvendes i risikovurderingen, stammer altså ikke fra stoffernes kritiske effekt, som ellers normalt anvendes i Miljøstyrelsens kortlægningsrapporter. Det er tilstræbt at vælge NOAELs/LOAELs, som også anvendes for hormonforstyrrende effekter i EU risikovurderinger, EFSA's opinions eller andre officielle risikovurderinger.

Der er i farevurderingen fokuseret på den samlede evidens for den hormonforstyrrende effekt af hvert af de udvalgte stoffer. Udvælgelsen af data er derfor foregået i flere trin:

- det afgøres ud fra den samlede tilgængelige litteratur om stoffet, hvorvidt det opfylder kriterierne for hormonforstyrrende effekt, som beskrevet i afsnit 2. Relevans og følsomhed af de tilgængelige studier samt viden fra eventuelle risikovurderingsrapporter evalueres
- der udvælges en NOAEL eller LOAEL på baggrund af det eller de studier, der viser relevante effekter ved de laveste dosis-niveauer. Der er i den følgende tekst samt i tabel 6-2 kun præsenteret data for det eller de udvalgte studier af hvert stof, mens den øvrige evaluerede baggrundsviden ikke er gennemgået her
- ved hjælp af korrektionsfaktorer (nærmere beskrevet herunder) er NOAEL eller LOAEL for en given effekt omregnet til det afledte nuleffekt-niveau (på engelsk: derived no-effect level), DNEL

6.2 Vurdering af hormonforstyrrende effekter

For antiandrogen effekt er der udvalgt NOAELs/LOAELs på baggrund af forskellige typer effekter, der alle kan skyldes en antiandrogen virkemåde. Dette kan hos hanrotter være

- ændringer i testosteronproduktion,
- ændringer i vægt af hanlige reproduktionsorganer,
- histologiske forandringer i hanlige reproduktionsorganer,
- nedsat sædkvalitet

eller

- ændringer i nogle af de meget sensitive tidlige markører for antiandrogen virkningsmekanisme, nemlig nedsat anogenital afstand hos hanner ved fødslen eller øget antal bibeholdte brystvorter (nipple retention) hos unge dyr.
- Misdannede kønsorganer (hypospadi)

Nogle effekter kan være associeret med såvel antiandrogen som østrogen virkemåde (fx forsinket pubertet, ændringer i testikelvægt eller sædkvalitet), men figurerer her som antiandrogen effekt, hvis det samtidig er vist, at stoffet har andre effekter, der tydeligt kan tilskrives antiandrogen virkemåde, eventuelt ved højere doser. Der er fortrinsvis anvendt studier, hvor effekterne ses efter udsættelse for stoffet i fostertilværelsen. For enkelte stoffer er NOAEL/LOAEL udvalgt på baggrund af studier med eksponering af unge eller voksne dyr, da der mangler specifikke undersøgelser af antiandrogene effekter i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr. I disse tilfælde er der samtidig kendskab til antiandrogene effekter i andre studier, fx screening test for anti-androgen effekt (Hershberger test) eller cellebaserede studier. For andre stoffer er det vist, at hvis der ses antiandrogene effekter ved eksponering af voksne dyr, vil der også ses antiandrogene effekter ved eksponering i fostertilværelsen, og oftest vil effekten ses ved lavere doser end ved eksponering af voksne (Mahood et al., 2007). Det anses derfor for relevant at anvende NOAELs/LOAELs for antiandrogene effekter i studier af unge eller voksne dyr. Det kan desuden være relevant at inkludere en ekstra usikkerhedsfaktor som ekstrapolation fra studie med eksponering af voksne dyr til studie med eksponering af fostre, der i visse tilfælde er mere følsomme end voksne. En sådan ekstra usikkerhedsfaktor er dog **ikke** anvendt i DNEL beregningerne, da fostre i andre tilfælde kan være delvis beskyttet for den eksponering, moderen er udsat for.

For østrogen effekt er der udvalgt NOAELs/LOAELs på baggrund af forskellige effekter, der kan skyldes østrogen virkemåde, dvs.:

- ændringer i østrus cyklus,
- nedsat uterusvægt i uterotrophic assay samt
- ændringer i hanners reproduktionssystem (f.eks. ændringer i testikelvægt, nedsat sædkvalitet eller forsinket pubertet) for stoffer, der er vist at være østrogene i andre studier, fx uterotrophic assay eller cellebaserede studier

Der er anvendt studier, hvor effekterne ses efter udsættelse for stoffet i fostertilværelsen, hvis disse er fundet relevante. For flere af stofferne er der dog anvendt NOAELs/LOAELs for studier af dyr doseret som unge eller voksne, herunder såkaldte screening-studier (fx uterotrophic assay). For andre stoffer er det vist, at hvis der ses østrogene effekter ved eksponering af voksne dyr, vil der også ses østrogene effekter ved eksponering i fostertilværelsen. Det anses derfor for relevant at anvende NOAELs/LOAELs for østrogene effekter i studier af unge eller voksne dyr. Det kan desuden være relevant at inkludere en ekstra usikkerhedsfaktor som ekstrapolation fra studie med eksponering af voksne dyr til studie med eksponering af fostre, der i visse tilfælde er mere følsomme end voksne. En sådan ekstra usikkerhedsfaktor er dog **ikke** anvendt i DNEL beregningerne, da fostre i andre tilfælde kan være delvis beskyttet for den eksponering, moderen er udsat for.

For thyreoideahormonforstyrrende stoffer er der udvalgt NOAELs/LOAELs på baggrund af effekter, der skyldes en thyreoideahormonforstyrrende effekt. Den effekt som i de fleste studier er set ved den laveste dosis, er nedsættelse af totale T4 (thyroxin) niveauer i blodet, hvorfor et signifikant fald i T4, ofte har dannet baggrund for valg af DNEL værdi. Stoffer som sænker T4 i blodet kan gøre dette via en lang række thyreoideahormonforstyrrende mekanismer, og det er for de fleste af stofferne vist, at de ved højere doser resulterer i flere og mere alvorlige thyreoideahormonforstyrrende effekter som bl.a. nedsatte T3 (triiodthyronin) niveauer, forøgede TSH (thyreoideastimulerende hormon)

niveauer, forøgede vægte af og histologiske forandringer i thyreoidea. Der er til DNEL bestemmelserne både anvendt studier hvor effekterne er set i drægtige og ikke-drægtige dyr, idet effekter på thyreoideahormoner antages at forekomme ved samme dosis-niveauer uafhængigt af om dyrene er drægtige eller ej.

Grundet forskelle imellem rotters og menneskers thyreoideasystem, har man længe diskuteret om T4 nedsættelser hos forsøgsdyr overhovedet er humant relevante. Eksperter på området har dog de senere år argumenteret for, at især når det drejer sig om thyreoideahormonforstyrrende stoffers potentielle indvirkning på det udviklende nervesystem, så er målinger af T4 nedsættelser i dyr ganske relevante (Zoeller et al., 2007). For selvom væsentlige fysiologiske forskelle på rotters og menneskers thyreoideasystem, som fx typen af bindingsproteiner i blodet eller forskelle i thyreoideas lagringskapacitet af thyreoideahormoner gør, at man hurtigere vil se en sænkning i T4 hos en rotte efter eksponering for et givent hormonforstyrrende stof, end man vil hos mennesker, så ved vi på nuværende tidspunkt ikke nok om dyremodellerne til at vide om rotter er mere eller mindre følsomme overfor effekten af nedsat T4 (Crofton et al., 2005; Zoeller et al., 2007). Idet begge arter ser ud til at være ganske følsomme overfor manglende T4 under hjernens udvikling, og nogle af de samme mekanismer ser ud til at gøre sig gældende hos rotter og mennesker (Crofton et al., 2005; Crofton 2008), er der i denne rapport lagt vægt på resultater som viser nedsatte T4 niveauer ved udvælgelse af LOAELs og NOAELs.

6.3 Anvendelse af usikkerhedsfaktorer

I tidligere kortlægningsprojekter blev en udregning af Margin of Safety (MoS) benyttet i risikovurderingen af den beregnede eksponeringskoncentration/-dosis i det enkelte studie. REACH anvender i stedet en Derived No Effect Level (DNEL) -værdi udregnet på baggrund af en dosisfaktor (NOAEL eller LOAEL) og relevante usikkerhedsfaktorer (på engelsk assessment factor - AF). De usikkerhedsfaktorer, der skal anvendes vil afhænge af hvilket studie, dosisfaktoren er baseret på. Ud fra denne udregnes den effektspecifikke DNEL-værdi (ECHA 2010).

Den effektspecifikke DNEL værdi er fastsat på baggrund af følgende formel:

$$\text{Effekt-specifikke DNEL} = \frac{NOAEL}{AF_1 \cdot AF_2 \cdot \dots \cdot AF_n} = \frac{NOAEL}{AF \text{ sum}}$$

I visse tilfælde, hvor en NOAEL værdi ikke har kunnet fastsættes, anvendes en LOAEL- i stedet for en NOAEL-værdi, og der korrigeres med en usikkerhedsfaktor på 3 for ekstrapolation fra LOAEL til NOAEL. De beregnede DNEL-værdier fremgår af stofgennemgangen på de kommende sider. Usikkerhedsfaktorerne er fastsat efter principperne i REACH vejledningen som angivet i tabel 6-1.

Tabel 6-1 usikkerhedsfaktorer (AF), der er anvendt til beregning af DNEL.

Parameter	Værdi	Anvendt usikkerhedsfaktor
Mellem arter (Interspecies)	Allometrisk skalering. Korrektion for forskelle i metabolisk rate per kg kropsvægt.	4 for rotter 7 for mus 2,4 for kanin 2 for abe
Mellem arter (Interspecies)	Resterende forskelle mellem arter	2,5
Inden for arten (Intraspecies)	Forskelle mellem individer	10
Dosis-respons	LOAEL til NOAEL, hvis LOAEL anvendes, fordi NOAEL ikke er fastlagt	3

6.4 Omregning til intern dosis

Når der skal foretages sammenligninger af doser indgivet i dyreforsøg med humane eksponeringsdata, er det relevant at anvende interne doser for både dyr og mennesker. Med interne doser menes mængden af stof, der optages i kroppen, og der skal anvendes en absorptionsfraktion for at fastlægge en sådan intern dosis. For de fleste af stofferne i dette projekt er der ikke tilstrækkelige data til at bestemme interne doser for dyreforsøgene. Det ideelle datamateriale ville være en beregning af biotilgængelighed af stoffet ved sammenligning af mængden af stof i blodet ved oral dosering med mængden af stoffet i blodet målt ved intravenøs dosering. Denne procentvise biotilgængelighed af stoffet hos dyrene ville således kunne sammenlignes med målinger af mængden af stoffet i blodet hos mennesker eksponeret for en kendt dosis fx oralt eller via hud. Sådanne data er dog sparsomme både for dyr og mennesker. Der regnes i risikovurderinger ofte med en intern dosis i forsøgsdyr på 100 % af den dosis, der er givet til dyret fx via foderet.

I dette projekt er der generelt anvendt 100 % optagelse af stofferne i forsøgsdyr eksponeret ved oral eller subcutan dosering. Både for mennesker og dyr vil en 100 % optagelse af stoffet ved oral indtagelse formentlig føre til overvurdering af den interne eksponering, men disse usikkerheder har modsatrettet betydning for risikovurderingen. En overvurdering af intern eksponering hos forsøgsdyret vil medføre en undervurdering af human risiko, mens en overvurdering af intern eksponering hos mennesker vil medføre en overvurdering af human risiko. En anvendelse af 100 % optagelse for både dyr og mennesker er dermed en antagelse om, at samme orale optagelsesfraktion ses hos dyr og mennesker. For enkelte stoffer er der anvendt lavere oral optagelse for forsøgsdyr, nemlig i de tilfælde, hvor EU's risikovurdering af det pågældende stof anvender en lavere optagelse end 100 %. Dette gælder følgende stoffer: DEHP, DiNP, og nonylphenol. De anvendte orale absorptionsfraktioner er angivet for hvert stof i tabel 6-2.

For de af stofferne, hvor der sker en oral eksponering af mennesker (via fødevarer eller støv), vil de orale absorptionsfraktioner angivet i tabel 6-2 også anvendes.

For dermal eksponering af mennesker anvendes absorptionfraktioner som angivet i afsnittet vedrørende eksponering fra produkter. Det kan bemærkes, at for visse stoffer, hvor vi ikke har data om oral biotilgængelighed, kan en oral absorptionsfraktion på 100 % være urealistisk høj, og den udregnede DNEL for dyreforsøget bliver dermed for høj. Dette kan føre til en undervurdering af risikoen, når der samtidig for den dermale optagelse hos mennesker anvendes

en absorptionsfraktion, der er under 100 % (se nærmere beskrivelse af risikovurderingen i afsnit 8).

6.5 Data udvalgt til farevurderingen

I det følgende afsnit vises de data, der er brugt som baggrund for fastsættelse af DNEL for hver af de enkelte stoffer medtaget i projektet.

Tabel 6-2 giver en oversigt over de data, der er anvendt til DNEL bestemmelsen. For alle stofferne er der foretaget en grundig gennemgang af den samlede litteratur vedrørende reproduktionseffekter og hormonforstyrrende effekter. Det eksperimentelle dyrestudie, der ligger til grund for DNEL fastsættelsen er anført med angivelse af NOAEL, LOAEL, effekt og faktorer anvendt til omregning af eksterne til interne doser, hvor det er muligt. I teksten vedrørende farevurderingerne af hvert enkelt stof er der inkluderet yderligere referencer af relevans for DNEL bestemmelsen. Desuden er der inkluderet referencer, der begrundet evidensen for de enkelte stoffers hormonforstyrrende virkning, fx *in vitro* studier af interaktion med hormonreceptorer.

Det skal understreges, at det for de reproduktionsskadelige effekter sjældent kan afgøres klart, hvorvidt effekterne skyldes en antiandrogen eller en østrogen virkning. Derfor er der foretaget et valg, hvorvidt den fastsatte DNEL kaldes:

- DNEL_ø (for stoffer med overvejende østrogen effekt)
- DNEL_{AA} (for stoffer med overvejende antiandrogen effekt)
- DNEL_T (for stoffer, der virker forstyrrende på thyreoideahormon systemet.)

Der gives for hvert stof en vurdering af, hvor robuste data der er for stoffets hormonforstyrrende virkning hos forsøgsdyr. Generelt vurderes det, at evidensen styrkes, når der er flere egnede dyrestudier, der viser reproduktionsskadelige effekter som er forenelige med en hormonforstyrrende virkemåde, når der ikke er modsatrettet evidens fra dyrestudierne, samt når egnede *in vitro* studier ydermere viser hormonforstyrrende effekt. Det må understreges, at der for alle stofferne er tale om, at de er *mistænkte* for at være hormonforstyrrende hos mennesker, selv om der er robuste data for at de *har* hormonforstyrrende virkning hos forsøgsdyr.

Table 6-2 Overview of hormone-disrupting effects, NOAEL, LOAEL, and internal dose DNEL for the substances included in the project (4-MBC and 3-BC are excluded due to missing exposure data)

Stof	CAS nr.	Ef-fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorptions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
DEHP	117-81-7	AA	5	10	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,05	0,5	25	↓ AGD, ↑ Brystvorter, rotte – Nedsat testikelvægt, histologiske forandringer i testikler, rotte	Kombineret NOAEL/LOAEL for to studier. Anvendt i EU RAR og EFSA	(Wolfe et al., 2003; Christiansen et al., 2010)
DEHP	117-81-7	T	37,6	375,2	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,376	0,5	188	Thyreoida histologi; 13 ugers studie i rotter		(Poon et al., 1997)
DiNP	28553-12-0	AA	300	600	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	3	0,5	1500	↑ Brystvorter, rotte	baseret på højeste NOAEL under laveste LOAEL og fordi effekter i EU RAR ikke er hormonforstyrrende	(Boberg et al., 2011)
DBP	84-74-2	AA	ND	2	200 (jf EFSA 2005)	0,01	1	10	Histologiske forandringer i testikler, forandringer i brystvæv, rotte	EFSA 2005	(Lee et al., 2004)
DiBP	84-69-5	AA	125	250	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	1,25	1	1250	↓ AGD, ↑ Brystvorter, rotte		(Saillenfait et al., 2008)
BBP	85-68-7	AA	50	250	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,5	1	500	↓ AGD, rotte	EFSA	(Tyl et al., 2004)
DPP	131-18-0	AA	33	100	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,33	1	330	↓ AGD PND2, ↓ udtryk af steroidgener i fostertestes, rotte	↑ Brystvorter ved næste dosis	(Hannas et al., 2011b)
DnHP	84-75-3	AA	50	125	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,5	1	500	↓ AGD, øget hyppighed af misdannelser, rotte	↑ Brystvorter, forsinket kønsmodning, nedsat reproorganvægt ved 250 og over	(Saillenfait et al., 2009b)
DnHP	84-75-3	T	Ikke fastlagt	1824	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 3 = 300$	6,1	1	6100	Thyreoida histologiske effekter, hyperaktivitet, rotte 3, 10, 21 dage	Noteret "sufficient data" i NTP monografibaseret på dette studie	(Hinton et al., 1986)

Stof	CAS nr.	Ef- fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorp- tions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
DnOP	117-84-0	T	36,8	350	$2.5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,368	1	368	Thyreoidea histologiske effekter i 13 ugers studie i rotter	Citeret i ECHA review og NTP_CERHR monograph 2003. Thyreoideeffekter også set i 21 dages studie ved højere doser.	(Poon et al., 1997)
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er (fødevarer og indeluft)	-	AA				2,0E-09	1	2E-06	Reproduktionseffekter forenelige med antiandrogen virkemåde.	DNEL er i TEQ (dioxin-ekvivalenter). 2 µg TEQ/kg/dag svarer til TDI jf SCF (Scientific Committee for Food) 2001. Der er taget højde for omregning til body burden.	(Faqi et al., 1998)
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er (støv)	-	AA	Ikke fastlagt	0,0005	$2.5 \cdot 2 \cdot 10 \cdot 3 = 150$	3,3E-06	1	3,3 E-03	Reproduktionseffekter hos aber	Der er taget højde for omregning til body burden.	(Arnold et al., 1995)
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er (fødevarer og indeluft)	-	T				6,0E-09	1	6E-06	Ændret thyroidea histologi, nedsat T4, øget TSH		(Sewall et al., 1995)

Stof	CAS nr.	Ef- fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorp- tions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
Bisphenol A	80-05-7	Ø	ND	0,025	$2,5 \cdot 4 \cdot 10^3 = 300$	8E-05	1	0,083	Brystvævsforandinger, subkutan dosering i drægtighed	Studier ikke accepteret i EU RAR addendum 2008.	(Durando et al., 2007; Murray et al., 2007)
Bisphenol A	80-05-7	Ø	50	500/600	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,5	1	500	Østrogene effekter i 2-3 generations studie	EU RAR NOAEL på 5 mg/kg er baseret på effekt på fosterudvikling ved 50 mg/kg, EFSA's NOAEL på 5 mg/kg er baseret på lever effekt	(Tyl et al., 2008)
Nonylphenol	25154-52-3	Ø	15	50	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,15	0,1	15	Forandring i østruscyklus, tidspunkt for vaginal åbning, ovarievægt, sperm/spermatid antal	Østrogen in vitro, men også svag antiandrogen iflg 2 in vitro studier. Der er flere reproductudier, men dette er anvendt i EU RAR og har laveste NOAEL under laveste LOAEL af 2 studier	(NTP 1997)
TBBPA	79-94-7	Ø	ND	20	$2,5 \cdot 4 \cdot 10^3 = 300$	0,07	1	70	øget uterus vægt i uterotrophic assay	også østrogen in vitro	(Kitamura et al., 2005)
TBBPA	79-94-7	T	30	100	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,3	1	300	28 dages forsøg og 1.gen studie i Wistar rotter. Blandet i foder. Nedsat T4 i begge studier, ingen effekt på thyroidea vægt eller histologi.	NOAEL og LOAEL er bestemt ud fra data i artiklen, om end forfatterne kun beregner BMD. Finder også forøget testes og hypofyse størrelse, men ikke noget på hunnernes reproduktion.	(van der Ven et al., 2008)
PFOA	335-67-1	AA	10	30	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,1	1	100	Forsinket pubertet, han og hun rotter i 2 generationsstudie		(Butenhoff et al., 2004)
PFOA	335-67-1	T	NA	3	$2,5 \cdot 2 \cdot 10^3 = 150$	0,02	1	20	Nedsat T4 ved 3 mg/kg/dag efter dosering af voksne aber i 27 uger.	Effekten ses også efter bare 5 uges dosering ved 10m/kg	(Butenhoff et al., 2002)

Stof	CAS nr.	Ef- fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorp- tions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
PFOS	1763-23-1	AA	5	10	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,05	1	50	Nedsat sædcelleantal, nedsat testosteron samt nedsat ekspression af gener relateret til steroid syntese efter 21 dages dosering af mus	Fald i genexp fra 5 mg/kg. Desuden nedsat sædkvalitet og testis vægt i kinesisk studie, dog kun på kinesisk. Nedsat testo hos guldfisk eksp for PFOS	(Wan et al., 2011)
PFOS	1763-23-1	T	0,03	0,15	200 jf efsa	0,00015	1	0,15	Nedsat T3 og T4 og forøget TSH	NOAEL på 0.03 brugt af EFSA i opinion fra 2008 til fastsættelse af TDI på 150 ng/kg(UF 200)	(Seacat et al., 2002)
Octamethyl cyclotetra-siloxane (D4)	556-67-2	Ø	19,5	32,5	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,195	1	195	Nedsat fertilitet og nedsat kuldstørrelse i et 2-generationsforsøg (inhalation) i rotter	NOAEL 300 ppm i inhalationsstudie, omregning jf SCCS 2010	(Siddiqui et al., 2007)
Propylparaben	94-13-3	Ø	2	10-100	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,02	1	20	Nedsat sædkvalitet ved eksponering af hhv unge og drægtige rotter; øget uterusvægt i uterotrophic	SCCS anvender samme NOEL for propyl- og butylparaben	(SCCS 2011)
Butylparaben	94-26-8	Ø	2	10-100	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,02	1	20	(se propylparaben)	Samlet vurdering af flere studier. Der er usikre data for LOAEL på 10 mg/kg lgv/dag, men robuste data for LOAEL på 100 mg/kg lgv/dag. Se tekst nedenfor.	(Fisher et al., 1999; Kang et al., 2002; Oishi 2002; Lemini et al., 2003; Lemini et al., 2004; SCCS 2011)
Isobutylparaben	4247-02-3	Ø	62,5	250	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,625	1	625	Uterotrophic, umodne mus/rotter, subkutan dosering	Højeste NOAEL under laveste LOAEL af 2 studier	(Darbre et al., 2002; Vo et al., 2009)

Stof	CAS nr.	Ef- fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorp- tions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
OMC	5466-77-3	Ø	NA	500	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 3 = 300$	1,6667	1	1667	Nedsat testosteron (han PND16), progesteron (hun PND28) og sædcelleantal. Ved højere doser også nedsat vægt af testes og prostata samt histologiske forandringer.		(Axelstad 2011)
OMC	5466-77-3	T	100	333	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	1	1	1000	Nedsat T4	Effekt sås efter 5 dages gavage dosering	(Klammer et al., 2007)
BP-3	131-57-7	Ø	937	1525	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	9,37	1	9370	Forøget uterusvægt i uterustest på umodne rotter		(Schlumpf et al., 2001)
Triclosan	3380-34-5	Ø	5	10	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,05	1	50	Nedsat vægt af flere reproduktionsorganer, nedsat FSH, LH, pregnenolon og testosteron efter 60 dages dosering af voksne hanner. Ved højere dosis ses også nedsat sædproduktion		(Kumar et al., 2009)
Triclosan	3380-34-5	T	3	30	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,03	1	30	Nedsat T4 efter 31 dages dosering af unge hanrotter	Wistar rotter, som måske er mere følsomme over triclosan end LE rotter.	(Zorrilla et al., 2009)

Stof	CAS nr.	Ef-fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorptions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgv/dag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
Resorcinol	108-46-3	T	1000 mg/l ≈ 78 mg/kg i hannner og 113-220 mg/kg i hunner	3000 mg/L ≈ 233 mg/kg i hannner og 340-660 mg/kg i hunner	2,5*4*10 = 100	1.1	1	1130	Thyreoidea histologi påvirket i højdosisgruppe i P hannerne. Ingenting på TH målt PND4 og 21, eller på thyreoidea vægt, men	Dyr doseret via drikkevand over 2 generationer.	(Welsch et al., 2008)
Dithiocarba-mater: - mancozeb - maneb - propineb	8018-01-7 12427-38-2 12071-83-9	T	4.8 (125 ppm)	28 (750 ppm)	2,5*4*10 = 100	0,048	1	48	Nedsat T3 og T4, forøget TSH og thyreoidea vægt, ændret thyreoidea histologi i 2 års rottestudie, doseret i foderet	NOAEL for Mancozeb. Anvendt af JMPR for mancozeb og Maneb	(Stadler et al. 1990)
Chlorpyrifos	2921-88-2	AA	6	9	2,5*4*10 = 100	0,06	1	60	Nedsat testisvægt, sædcelleantal, rotter 90 dage oral dosering		(Akhtar et al., 2009)
Chlorpyrifos	2921-88-2	T	3	6	2,5*7*10=175	0,017	1	17	Thyreoidea histologi, nedsat T4 hos mødre GD18, dosering subcutan, mus, gd 15 -18 og PND 11-14.	Ingen thyreoideahormonforstyrrende effekter hos afkom PND15 men thyreoidea histologi og T4 effekter hos 150 dage gamle afkom som postnalt har fået 3 mg/kg lgv/d	(De Angelis et al., 2009)
Imazalil	35554-44-0	AA	20	80	2,5*4*10 = 100	0,2	1	200	Forlænget drægtighed samt nedsat evne til at føde		(Dirkx et al. 1992)

Stof	CAS nr.	Ef-fekt *	NOAEL (mg/kg lgv/dag)	LOAEL (mg/kg lgv/dag)	AF, 2,5 interspecies generel og allometrisk skallering på 4 for rotter og 7 for mus, 10 intraspecies, 3 fra NOAEL til LOAEL	DNEL (mg/kg lgv/dag)	Absorptions fraktion anvendt	Intern dosis DNEL (µg/kg lgvdag)	Effekt	Kommentar	Reference NOAEL/LOAEL
Iprodion	36734-19-7	AA	15	30	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,15	1	150	Histologiske forandringer i testes, prostata, sædblære, bitestikel, rotte 2 år kronisk studie	150 ppm antaget dosis 15 mg/kg. En del reproeffekter vist i andre studier i DAR	(Chambers et al. 1992)
Pirimiphos-methyl	29232-93-7	AA	62,5	125	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,625	1	625	Nedsat sædkvalitet, histologiske forandringer i testes, rotter 90 dage	AR antagonist og østrogen virkning in vitro	(Ngoula et al., 2007)
Procymidon	32809-16-8	AA	ND	2,5	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 3 \cdot 3 = 900$	0,0028	1	2,8	↓ AGD, hypospadi, testis effekt, rotte eksponeret i drægtighed	Ekstra faktor 3 for "severity of effects"; 0,0028 er ny ADI fra 2009	(EFSA 2009)
Propamocarb	24579-73-5	Ø	37,5	150	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,375	1	375	↓ sædkvalitet hos afkom, rotte 2 gen studie. Nedsat vægt af bitestikel og sædblære ved næste dosis, histologiske forandringer	Samme effekt i FO. Østrogen in vitro	(Thorsrud et al. 2002)
Tebucnazol	107534-96-3	AA	NA	50	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 3 = 300$	0,17	1	170	↑ Brystvorter, rotte eksponeret i drægtighed	Højere DNEL end EU DAR NOAEL, men mere relevant antiandrogen effekt end effekter anvendt i EU DAR	(Taxvig et al., 2007)
Thiabendazol	148-79-8	T	10	90	$2,5 \cdot 4 \cdot 10 = 100$	0,1	1	100	Lav T3, høj TSH, øget thyreoidvægt og hyperplasi. Hanrotte, 90 dage, diet	2 studier	(Myers et al. 1990; Lankas et al. 1995)

* AA: antiandrogen; Ø: østrogen; T: thyreoideahormonforstyrrende. PND: postnatal day; GD: gestation day, TSH: thyreoidstimulating hormone, FSH: follicle stimulating hormone, DAR: Draft assessment reports for biocider.

6.6 Ftalater

Der er foretaget farevurdering af di-ethyl-hexyl-ftalat (DEHP), di-iso-nonyl-ftalat (DiNP), di-n-butyl-ftalat (DBP), di-iso-butyl-ftalat (DiBP), butyl-benzyl-ftalat (BBP), dipentyl ftalat (DPP), di-n-hexyl ftalat (DnHP) og di-n-octyl ftalat (DnOP). Alle undtagen DnOP havde effekt på reproduktionssystemet, og DEHP, DnOP og DnHP havde alle effekt på thyreoideahormonsystemet. De effekter, der ses på reproduktionssystemet er vist at være relateret til en antiandrogen virkemåde, idet disse ftalater kan reducere testosteron-produktion hos rottefostre (Howdeshell et al., 2008; Hannas et al., 2011a). Der findes også studier, der viser at visse ftalater kan have østrogenlignende virkning i cellebaserede undersøgelser (bl.a. (Ghisari et al., 2009)), men den østrogene effekt er relativt svag. Det kan dog ikke udelukkes, at visse af effekterne kan skyldes den østrogene virkning frem for den antiandrogene. Dette gælder også for andre stofgrupper, hvor de reproduktionsskadelige effekter ikke kan opdeles skarpt i østrogene og antiandrogene.

6.6.1 DEHP

$DNEL_{AA}$ 25 µg/kg lgv/dag er baseret på en NOAEL på 5 mg/kg lgv/dag ud fra en kombineret vurdering af to studier med undersøgelser af hanrotters reproduktion, herunder effekter på testis vægt og histologi (Wolfe et al., 2003) og nedsat anogenital afstand og øget forekomst af brystvorter hos hanrotter eksponeret under drægtighed og laktation (Christiansen et al., 2010). Der findes et væld af andre studier, der viser lignende effekter af DEHP_{AA}. $DNEL_T$ på 188 µg/kg lgv/dag er baseret på en NOAEL på 37,6 mg/kg lgv/dag i et studie med fund af histologiske forandringer i thyreoidea hos rotter eksponeret i 13 uger (Poon et al., 1997). Dette fund af thyreoideahormonforstyrrende virkning støttes af flere andre studier, der viser nedsat T4 hormon hos rotter eksponeret for DEHP (NTP - CERHR 2003).

Det vurderes, at der for DEHP er robuste data, der viser antiandrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter.

6.6.2 DiNP

$DNEL_{AA}$ på 1500 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 300 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat sæd kvalitet samt øget forekomst af brystvorter hos rotter eksponeret under drægtighed og laktation (Boberg et al., 2011). Den antiandrogene effekt af DiNP støttes af studier, der viser nedsat testosteronproduktion hos rottefostre (Borch et al., 2004; Hannas et al., 2011a). DiNP er mindre potent end fx DEHP og DBP, hvilket også afspejles i denne højere DNEL.

Der er ikke fastsat $DNEL_T$, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for DiNP er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.6.3 DBP

$DNEL_{AA}$ på 10 µg/kg lgv/dag er baseret på ændret udvikling af testikler samt forandringer af brystvæv hos rotter eksponeret under drægtighed og laktation (Lee et al., 2004). Denne DNEL anvendes også af EFSA, og er baseret på en

LOAEL på 2 mg/kg lgv/dag, som er noget lavere end NOAEL for reduktion af testosteron hos rottefostre eller nedsat anogenital afstand hos hanner. Valget af denne lave DNEL i dette projekt skyldes at EFSA bruger denne værdi. Der findes et væld af andre studier, der viser antiandrogene effekter af DBP. EFSA anvender en usikkerhedsfaktor på 200, hvilket er lavere end de 300, der her er anvendt for andre rottestudier, hvor DNEL er fastsat på baggrund af LOAEL fordi en NOAEL ikke er identificeret. EFSA's argumenter for denne lavere usikkerhedsfaktor er, at de observerede effekter er reversible samt at der er et stort spring fra denne LOAEL til LOELs i andre studier, hvor effekter ses ved cirka 30 gange højere doser. Vi anvender derfor samme usikkerheds faktor på 200.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for DBP er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.6.4 DIBP

DNEL_{aa} på 1250 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 125 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat anogenital afstand og øget antal brystvorter hos rotter eksponeret i drægtighed og laktation (Saillenfait et al., 2008) og støttes af fund af nedsat testosteron produktion hos rottefostre (Howdeshell et al., 2008; Hannas et al., 2011a).

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet

Det vurderes, at der for DiBP er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.6.5 BBP

DNEL_{AA} på 500 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 50 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat anogenital afstand hos hanrotter eksponeret i drægtighed og laktation (Tyl et al., 2004) og understøttes af fund af nedsat testosteronproduktion hos rottefostre (Howdeshell et al., 2008). Der findes flere andre studier, der viser lignende antiandrogene effekter af BBP.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for BBP er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.6.6 DPP

DNEL_{AA} på 330 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL 33 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat anogenital afstand og nedsat testosteronproduktion hos rotter eksponeret i drægtigheden (Hannas et al., 2011b). Ældre studier (Heindel et al., 1989) viser, at høje doser af DPP giver total hæmning af fertilitet hos mus ved direkte dosering i foderet, men der kendes ikke til studier af reproduktionseffekter af DPP ved lavere doser.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for DPP er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.6.7 DnHP

DNEL_{AA} på 500 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL 50 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat anogenital afstand samt øget forekomst af misdannelser af reproduktionsorganer hos rotter eksponeret i drægtighed og laktation og understøttes af andre reproduktionsskadelige effekter ved højere doser (Saillenfait et al., 2009a; Saillenfait et al., 2009b). Et ældre studie viser hanlig infertilitet, nedsat sædkvalitet og nedsat vægt af reproduktionsorganer ved højere doser end dem, denne DNEL er baseret på (Lamb et al., 1987).

DNEL_T på 6100 µg/kg lgv/dag er baseret på LOAEL på 1824 mg/kg lgv/dag i studie med fund af histologiske forandringer i thyreoidea hos rotter eksponeret i 3, 10 og 21 dage (Hinton et al., 1986). Dette fund er noteret at være "sufficient data" til at påvise thyreoideahormonforstyrrende effekt i NTP monografi (NTP - CERHR 2003), men der er dog anvendt meget høje doser og ikke fastslået et NOAEL, hvorfor der er nogen usikkerhed forbundet med denne DNEL bestemmelse.

Det vurderes, at der for DnHP er robuste data, der viser antiandrogene effekter, mens data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet er mindre robuste.

6.6.8 DnOP

DNEL_T på 368 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 36,8 mg/kg lgv/dag i studie med fund af histologiske forandringer i thyreoidea hos rotter eksponeret i 13 uger (Poon et al., 1997) og støttes af andre studier, der viser nedsat funktion af thyreoidea hos rotter (NTP - CERHR 2003; ECHA 2010).

Der er ikke fastsat DNEL_{aa/ostro} da der ikke er fundet data for påvirkning af reproduktionssystemet.

Det vurderes, at der for DnOP er robuste data, der viser thyreoideahormonforstyrrende effekter.

6.7 Dioxiner og dioxinlignende PCB'er

Der anvendes i dette projekt forskellige DNELs ved vurderingen af for dioxiner (polychlorinerede dibenzofuraner, PCDF) og dioxinlignende PCB'er i støv, end for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i luft og fødevarer. Baggrunden for at anvende en anden DNEL til vurdering af dioxiner og dioxinlignende PCB'er i støv end i luft og fødevarer er, at der ikke er fundet data for måling af de enkelte dioxinlignende PCB'er i støv, men kun foreligger data for samlet indtag af PCB'er. Derfor er det nødvendigt at arbejde ud fra en antagelse om, at sammensætningen af støv har ligheder med de oprindelige forureningskilder, dvs. de kommercielle blandinger af PCB'er (Aroclor blandinger), for hvilke de reproduktionsskadelige effekter især kan tilskrives indholdet af PCDF og de dioxinlignende PCB'er. Derfor er risikovurderingen af PCB'er i støv baseret på toksikologiske studier af Aroclor blandinger, mens risikovurderingen af PCB'er i luft og fødevarer er baseret på toksiciteten af de enkelte målte PCB congeners

I risikovurdering af dioxiner samt dioxinlignende PCB'er regnes med begrebet TEQ (toksiske ækvivalenter) som forklares nedenfor.

Fødevarer og luft:

DNEL_{aa} på 2 pg TEQ/kg lgv/dag er fastsat på baggrund af fund af reproduktionsskadelige effekter hos hanrotter eksponeret for 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) i drægtighed og laktation (Faqi et al., 1998) ved doser svarende til en steady state body burden på 40 ng/kg lgv). Denne DNEL er valgt svarende til et tolerabelt ugentligt indtag på 14 pg/kg lgv/week fastsat af EU's videnskabelige komite for fødevarer (SCF) og FAO/WHO ekspertkomiteen for fødevaretilsætningsstoffer (EC-SCF 2001) for 2,3,7,8-TCDD. I studiet af Faqi et al., (1998), er dyrene udsat for en enkelt "loading dose" på 25 ng/kg lgv og ugentlige "vedligeholdelsesdoser" på 5 ng/kg lgv. SCF vurderede, at fostrets eksponering som følge af denne dosering ville svare til den eksponering, fostret opnår ved en steady state kropsbelastning på 40 ng/kg lgv som følge af kontinuerlig daglig indtagelse. SCF har derpå foretaget en omregning fra dyrenes kropsbelastning til daglig dosis hos mennesker ved kontinuerlig udsættelse; dvs den dosis (20 pg/kg lgv/dag), der ved dagligt indtag (over 30-40 år) vil give en steady state kropsbelastning på 40 ng/kg lgv i mennesker (EC-SCF 2001). Dernæst er der anvendt udvalgte usikkerhedsfaktorer for at nå til det tolerable ugentlige indtag på 14 pg/kg lgv/uge, som her anvendes til fastsættelse af DNEL_{aa} 2 pg/kg lgv/dag.

For de enkelte dioxinlignende PCB congeners omregnes dosis i forhold til potens ved hjælp af toksiske ækvivalent faktorer (TEF) som angiver stoffernes forskellige potens i forhold til 2,3,7,8 TCDD. 2,3,7,8-TCDD er som den mest toksiske tildelt en TEF på 1, mens de dioxinlignende PCB'er, der måles i fx fødevarer, indeluft og støv har TEF'er mellem 0,1 og 0,00003 (WHO 2005). I risikovurderinger af dioxinlignende PCB'er foretages derfor en omregning af de målte værdier til TEQ-værdier (dosis ganges med TEF). Efterfølgende beregnes en samlet toxic equivalent, TEQ, ved at TEQ for hvert stof adderes. Denne samlede TEQ sammenlignes med DNEL på 2 pg TEQ/kg lgv/dag.

Luft og fødevarer:

For dioxiner og dioxinlignende PCB'er DNEL_{thyr} fastsat til 6 pg TEQ/kg lgv/dag, hvilket er 3 gange højere end DNEL_{aa}. Dette er baseret på, at et dyr skal udsættes for 3 gange højere kropsbelastninger med TCDD for at se thyroidea-effekter, end de kropsbelastninger der giver reproduktionseffekter. Beregningen er foretaget ud fra studier af kronisk toksicitet ved dosering af forsøgsdyr med 2,3,7,8-TCDD i 2 år, hvor påvirkning af thyroideahormonsystemet ses ved en kropsbelastning på 127 ng/kg lgv (NTP 2006), hvilket er en 3 gange højere kropsbelastning end den kropsbelastning på 40 ng/kg lgv, der er vist at medføre reproduktionseffekter i studiet af Faqi et al (1998).

Støv:

DNEL_{aa} på 0,033 µg/kg lgv/dag anvendes her ved vurderingen af dioxinlignende PCB'er i støv. Denne DNEL er fastsat på baggrund af en LOAEL på 0,005 mg /kg legemsvægt/dag for en kommerciel PCB-blanding, Aroclor 1254 med hensyn til reproduktionseffekter i aber (Arnold et al., 1995).

Der er ikke beregnet en DNEL_{thyr} for dioxinlignende PCB'er i støv, da det ikke på nuværende tidspunkt var muligt at fastsætte et NOAEL for thyroideahormonforstyrrende effekter af Aroclor-blandinger. Dermed vil bidraget fra dioxinlignende PCB'er i støv ikke blive inddraget i den samlede

risikovurdering af thyreoideahormonforstyrrende stoffer, hvilket kan føre til en undervurdering af den samlede risiko.

Det vurderes, at der for dioxiner og dioxinlignende PCB'er er robuste data, der viser antiandrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter (EC-SCF 2000).

6.8 Bisphenol A

$DNEL_o$ på 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag er baseret på NOAEL på 50 mg/kg lgv/dag for reproduktionsskadelige effekter forenelige med østrogen virkemåde (nedsat fertilitet, forsinket pubertet, testikelforandringer) i et multigenerationsstudie i rotter og et to-generationsstudie i mus (Tyl et al., 2008). Denne DNEL er 10 gange højere end EFSA's TDI (EFSA 2007), som også er anvendt i EU risikovurderingen for bisphenol A (EU RAR 2003). Denne TDI er baseret på andre effekter end reproduktionsskadelige med NOAEL på 5 mg/kg lgv/dag (Tyl et al., 2008).

Der er i flere studier fundet reproduktionsskadelige effekter af bisphenol A ved lavere doser end de effekter, der blev vist i studiet af (Tyl et al., 2008). Disse studier finder effekt ved doser mellem 25 ng/kg lgv/dag og EFSA's anvendte NOAEL på 5 mg/kg lgv/dag. Med udgangspunkt i studier, der finder effekter på brystvævs udvikling ved subcutan dosering med 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag (LOAEL) kan beregnes en alternativ lavere DNEL på 0,083 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag (Durando et al., 2007; Murray et al., 2007). Andre studier viser effekter på brystvævet ved orale doser på 10 til 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag. Særligt bemærkes et studie af rotter oralt doseret med bisphenol A in utero fulgt af postnatal eksponering for et carcinogent stof (Betancourt et al., 2010). Blandt de dyr, der havde fået bisphenol A (250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag) sås tidligere fremkomst af brysttumorer og et højere antal dyr med brysttumorer end i kontrolgruppen. Usikkerhed omkring disse lavdosis effekter gør det umuligt at fastslå en sikker DNEL, og anvendelse af den høje $DNEL_o$ på 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag tager dermed ikke højde for fund af effekter på hormonfølsomme parametre, der ikke indgår i guidelinestudier.

$DNEL_T$ er ikke fastsat for bisphenol A i dette projekt på trods af, at flere studier viser, at bisphenol A hæmmer virkningen af thyreoideahormoner på thyreoid-receptoren. Denne hæmning af receptor-aktivering vil formentlig føre til samme typer af effekter på den neurologiske udvikling, som de effekter der ses ved eksponering af stoffer, der sænker niveauet af thyreoideahormoner. Men da der samtidig ses øget T4 niveau hos dyr eksponeret for bisphenol A, er det komplekst at forudsige den samlede effekt af thyreoidreceptor antagonist som bisphenol A og T4-sænkende stoffer. Da der ikke kan fastsættes en $DNEL_T$ for bisphenol A, udelades bisphenol A af gruppen af stoffer, der påvirker thyreoidhormonsystemet i dette projekt.

Det vurderes, at der for Bisphenol A er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter ved høje doser. Fastsættelsen af NOAEL er baseret på mindre robuste data, dvs. behæftet med en vis usikkerhed, der har stor betydning for størrelsen af DNEL og dermed for risikovurderingen. Det er her valgt at tage udgangspunkt i den høje $DNEL_o$, da data for fastsættelse af den lavere $DNEL_o$ ikke er robuste. Dette betyder, at risikoen for østrogene effekter vil være undervurderet, hvis der reelt forekommer lavdosis effekter, som blot ikke er påvist i robuste studier med undersøgelse af hormonfølsomme effekter.

Selvom den alternative DNEL på 0,083 µg/kg lgv/dag, som er baseret på lavdosis effekter, ikke anvendes i den kvantitative risikovurdering, bruges den til perspektivering af de fundne resultater i de følgende afsnit.

6.9 Nonylphenol

DNEL_o på 15 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 15 mg/kg lgv/dag for fund af østrogene effekter på reproduktionssystemet hos han- og hunrotter eksponeret for nonylphenol (NP) i et 2-generationsforsøg (NTP 1997). Dette studie er også anvendt i EU's risikovurdering, hvor der ligeledes er foretaget omregning til intern dosis ud fra en antaget biotilgængelighed på 10 % førende til en intern DNEL_o på 15 µg/kg lgv/dag.

DNEL_T er ikke fastsat for nonylphenol i dette projekt, om end der er tegn på, at nonylphenol kan påvirke thyreoideasystemet. Der er ikke tilstrækkelige data til fastsættelse af en DNEL_T.

Nonylphenol kan stamme fra nonylphenoethoxylat (NPE), som danner nonylphenol som nedbrydningsprodukt (metabolit). Nonylphenol er mere giftigt end udgangsstoffet. (US EPA 2010) refererer til undersøgelser, hvor det blev konkluderet, at pattedyr omsætter NPE til NP. NPE er her tillagt den samme systemiske giftighed som NP (målt som mg NP/kg legemsvægt). Dette er naturligvis en tilnærmelse, eftersom NPE ikke altid nedbrydes 100 % til NP og kan blive udskilt fra kroppen i urinen som en kortkædet NPE. På grund af manglende specifik viden om kinetik skal den her anvendte 100 % omsætning af NPE til NP opfattes som et konservativt estimat, som muligvis kan føre til en overvurdering af eksponeringen og dermed overvurdering af risikoen for hormonforstyrrende effekt.

Det vurderes, at der for nonylphenol er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter.

6.10 Tetrabromobisphenol a (TBBPA)

DNEL_T på 300 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 30 mg/kg lgv/dag for fund af nedsat T4 i to studier i hhv drægtige og ikke-drægtige rotter (van der Ven et al., 2008).

DNEL_o på 66,7 µg/kg lgv/dag er valgt på baggrund af LOAEL på 20 mg/kg lgv/dag for forøget uterusvægt i et screeningsassay for østrogen effekt (uterotrophic assay) samt cellebaserede undersøgelser for østrogen effekt (Kitamura et al., 2005).

Det vurderes, at der for TBBPA er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene og thyreoidea) effekter, men at fastsættelsen af DNEL er baseret på mindre robuste data, dvs. behæftet med en vis usikkerhed.

6.11 Perfluorooctanoate (PFOA)

DNEL_{AA} på 100 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 10 mg/kg lgv/dag for fund af forsinket pubertet hos han- og hunrotter i 2-generationsforsøg (Butenhoff et al., 2004) samt nedsat testosteron, nedsat vægt af hanners reproduktionsorganer samt forekomst af hormonrelaterede tumorer i testikler hos rotter doseret i hhv. 14 dage og 2 år (Sibinski 1987; Cook et al., 1992).

DNEL_T på 20 µg/kg lgv/dag er baseret på LOAEL på 3 mg/kg lgv/dag i et enkelt abestudie, hvor T4 er reduceret efter dosering i 5 eller 27 uger (Butenhoff et al., 2002). Dette fund støttes af enkelte humane studier, der viser sammenhæng mellem eksponering for PFOA og nedsatte mængder af thyreoideahormoner i blodet (Knox et al., 2011), mens andre humane studier ikke finder sammenhæng. Der er ikke beskrevet rottestudier med undersøgelse af thyreoideahormoner i åben litteratur.

Det vurderes, at der for PFOA er robuste data, der viser antiandrogen hormonforstyrrende effekter samt gode data til brug for DNEL_{AA} fastsættelse. Med hensyn til en thyreoideahormonforstyrrende effekt, er data mindre robuste, hvorfor DNEL_T fastsættelsen er behæftet med en vis usikkerhed.

6.12 Perfluorooctane sulfonate (PFOS)

DNEL_{AA} på 50 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 5 mg/kg lgv/dag i et studie med fund af nedsat sædcelleantal og nedsat testosteron niveau hos mus eksponeret for PFOS i 21 dage. Der mangler specifikke undersøgelser af parametre følsomme for antiandrogen påvirkning i dyreforsøg med eksponering af drægtige for at kunne foretage en mere sikker DNEL bestemmelse mhp. gravide.

DNEL_T på 0,15 µg/kg lgv/dag svarer til TDI fastsat af EFSA i 2008 og er baseret på NOAEL på 0,03 mg/kg lgv/dag i studie, der viser nedsat thyreoideahormon niveau hos aber eksponeret for PFOS i 183 dage. Der er anvendt en usikkerhedsfaktor på 200 jævnfør EFSA's opinion (EFSA 2008). EFSA begrundet den ekstra usikkerhedsfaktor med ønsket om at kompensere for usikkerheder grundet den relativt korte doseringsperiode i studiet samt intern dosis kinetik (bioakkumulering).

Det vurderes, at der for PFOS er robuste data, der viser thyreoideahormonforstyrrende effekter samt gode data til brug for DNEL_T fastsættelse. Med hensyn til den antiandrogene effekt, er data mindre robuste hvorfor DNEL fastsættelsen her er behæftet med noget større usikkerhed.

6.13 Octamethyl cyclotetra-siloxane (D4)

DNEL_o på 195 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 19,5 mg/kg lgv/dag for ændret østrus cyklus, nedsat fertilitet og nedsat kuld størrelse i et 2-generationsforsøg (inhalation) i rotter (Siddiqui et al., 2007). NOAEL på 19,5 mg/kg lgv/dag er en intern dosis beregnet ud fra en inhalationsdosis på 300 ppm og ved hjælp af en beregningsmetode anvendt i SCCS' risikovurdering for D4 (SCCS 2010b). Den østrogene virkemåde støttes af fund af øget uterusvægt og nedsat østradiol i blodet i screeningstudier for østrogen effekt i mus (He et al., 2003), samt øget uterus vægt samt ændrede hormonniveauer og ændret uterus histologi hos rotter (McKim et al., 2001; Quinn et al., 2007).

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for Siloxane D4 er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter.

6.14 Parabener

6.14.1 Propylparaben

DNEL_o på 20 µg/kg lgv/dag er baseret på NOEL på 2 mg/kg lgv/dag anvendt af SCCS i opinion fra 2011 for både propyl- og butylparaben (SCCS 2011). Denne NOEL er fastsat ud fra studie af Fisher et al., 1999, hvor unge hanrotter blev doseret med 2 mg/kg lgv/dag butylparaben fra dag 2 til 18, og der ikke blev fundet effekter på reproduktionssystemet hos disse hanner på dag 18. Denne NOEL angives i SCCS's opinion at være konservativ. I andre studier er der ved 10-20 mg/kg lgv/dag (LOAEL) fundet øget uterusvægt i screeningstudier for østrogen effekt (Lemini et al., 2003; Lemini et al., 2004) samt ved 10 mg/kg lgv/dag nedsat bitestikelvægt og nedsat sædproduktion hos unge rotter eksponeret for propylparaben (Oishi 2002). Der er flere studier, der viser at propylparaben har østrogenlignende og/eller antiandrogene effekter *in vivo* og *in vitro* (beskrevet i SCCS opinion 2010). Dog er fastsættelsen af DNEL_o for propylparaben ikke robust, da NOEL på 2 mg/kg lgv/dag er fundet i et studie af butylparaben og da SCCS anvender dette NOAEL også for propylparaben pga. manglende specifikke data. Generelt bliver propylparaben anset for at være mindre potent end butylparaben både *in vitro* og *in vivo* (SCCS 2011), hvilket dog ikke afspejles i den valgte DNEL_o. Desuden mangler specifikke undersøgelser af hormonfølsomme parametre i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr for at kunne foretage en mere sikker DNEL_o bestemmelse.

Der er ikke fastsat DNEL_r, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for Propylparaben er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter, men at fastsættelsen af DNEL er baseret på mindre robuste data, dvs. behæftet med en vis usikkerhed, hvilket vil blive diskuteret nærmere i afsnittet vedrørende diskussion af risikovurderingen.

6.14.2 Butylparaben

DNEL_o på 20 µg/kg lgv/dag er baseret på NOEL på 2 mg/kg lgv/dag anvendt af SCCS i opinion fra 2011 for både propyl- og butylparaben. Denne NOEL er fastsat ud fra studie af (Fisher et al., 1999), hvor unge hanrotter blev doseret med 2 mg/kg lgv/dag butylparaben fra dag 2 til 18, og der ikke blev fundet effekter på reproduktionssystemet hos disse hanner på dag 18. Denne NOEL angives at være konservativ. Den østrogene virkning støttes af fund af øget uterusvægt i flere screeningstudier for østrogen effekt (Hossaini et al., 2000; Lemini et al., 2003; Lemini et al., 2004; Vo et al., 2009). Desuden ses nedsat sædcelle antal hos afkom af rotter eksponeret i drægtighed og laktation (Kang et al., 2002). Der ses ikke effekter på antiandrogene effektmål som anogenital afstand hos hanner i studier med dosering i drægtigheden (Kang et al., 2002, (Boberg J 2008; Taxvig C 2008). I andre studier er der ved 10-20 mg/kg lgv/dag (LOAEL) fundet nedsat sædproduktion hos unge rotter (Oishi 2001), men efterfølgende studier med samme forsøgsdesign har ikke vist samme type af effekter (Hoberman AM 2008).

Studiet af Kang et al. (2002), undersøger specifikt effekter af butylparaben hos afkom eksponeret i drægtighed og laktation og er dermed særlig relevant for fastsættelse af DNEL_o for gravide kvinder. Der er dog ikke fundet NOAEL i dette studie (effekt ved laveste dosis på 100 mg/kg lgv/dag), og den nederste del af dosis-responskurven er dermed dårligt fastlagt i studier med eksponering i drægtigheden og efterfølgende undersøgelse af sædkvalitet. Til DNEL fastsættelsen er der ligesom i SCCS' vurdering valgt en konservativ tilgang (SCCS 2010), som tager højde for eventuelle effekter i lavdosisområdet. Enkelte studier af østrogen virkning hos umodne dyr viser effekter ved samme lave doser (Lemini et al., 2003), mens andre studier først ser effekt ved højere doser (Vo et al., 2009, Vo et al., 2010) eller undersøger ikke de lave doser (Hossaini et al., 2000). Da der er rejst tvivl om effekter af butylparaben i doser i den lave ende af dosis-respons kurven, kan et alternativt ikke-konservativt DNEL_o beregnes ud fra studiet af Kang et al., 2002, hvor der ses effekt ved eksponering af drægtige rotter for 100 mg/kg bw/dag. Ved anvendelse af den højere NOAEL på 100 mg/kg bw/dag fås med en AF på 300 en alternativ DNEL_o på 330 µg/kg lgv/dag, dvs 17 gange højere end den her anvendte. I dette projekt regnes generelt med DNEL_o på 20 µg/kg lgv/dag for at følge den konservative tilgang, som også SCCS lægger til grund for deres vurderinger, men der gives sidst i rapporten et eksempel på beregninger foretaget med den alternative ikke-konservative DNEL_o.

Der mangler specifikke undersøgelser af hormonfølsomme effekter i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr for at kunne foretage en mere sikker DNEL_o bestemmelse.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for butylparaben er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter, men at fastsættelsen af DNEL er baseret på mindre robuste data, dvs. behæftet med en vis usikkerhed, hvilket vil blive diskuteret nærmere i afsnittet vedrørende risikovurderingen.

6.14.3 Isobutylparaben

DNEL_o på 625 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 62,5 mg/kg lgv/dag for øget uterusvægt hos umodne hunmus hhv. umodne hunrotter i screeningstudier for østrogen effekt (Darbre et al., 2002; Vo et al., 2009). Flere studier finder østrogen effekt i tilsvarende *in vivo* studier samt i cellebaserede undersøgelser, hvorfor det kan anses for robust viden, at isobutylparaben er hormonforstyrrende (Koda et al., 2005). Der mangler specifikke undersøgelser af hormonfølsomme effekter i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr for at kunne foretage en mere sikker DNEL bestemmelse.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for Isobutylparaben er robuste data, der viser hormonforstyrrende (østrogene) effekter, men at fastsættelsen af DNEL er baseret på mindre robuste data, dvs. behæftet med en vis usikkerhed.

6.15 UV filtre

Det skal bemærkes, at 4-MBC og 3-BC udgår af fare- og risikovurdering på grund af manglende eksponering (jf. afsnit 3.8.4).

6.15.1 Benzophenone-3

$DNEL_{\text{ø}}$ på 9370 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag er baseret på NOAEL på 937 mg/kg lgv/dag for øget uterusvægt hos umodne hunrotter eksponeret i screeningstudier for østrogen effekt (Schlumpf et al., 2001). I et andet studie af benzophenone-3 (BP-3) er der ved doser på 250 og 1000 mg/kg/dag ikke fundet nogen effekter på uterusvægten (Schlecht et al., 2004). Endvidere har række cellebaserede studier vist østrogen aktivitet af BP-3 eller dets nedbrydningsprodukt benzophenone-1 (bl.a. (Takatori et al., 2003; Matsumoto et al., 2005; Morohoshi et al., 2005; Suzuki et al., 2005).

Der er ikke fastsat $DNEL_{\text{T}}$, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at data for benzophenone-3 i forhold $DNEL$ fastsættelse er behæftet med en vis usikkerhed, da kun ét af de to publicerede studier som undersøger hormonforstyrrende effekter i rotter, viser en effekt på uterusvægten.

6.15.2 OMC

$DNEL_{\text{ø}}$ på 1667 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag er baseret på LOAEL på 500 mg/kg lgv/dag for ændrede kønshormonniveauer og nedsat sædcelleantal hos afkom, som har været doseret under fosterudviklingen og i den postnatale periode (Axelstad 2011). Herudover har stoffet ved højere doser vist at give forøget uterusvægt, ændret uterus histologi og ændret genekspression i uterus i screeningstudier for østrogen effekt (Schlumpf et al., 2001; Klammer et al., 2005; Seidlova-Wuttke et al., 2006). Der er også observeret østrogen receptor aktivitet i cellebaserede forsøg (Seidlova-Wuttke et al., 2006).

$DNEL_{\text{T}}$ på 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag er baseret på NOAEL på 100 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat T4 niveau hos hanrotter som er blevet sondedoseret i 5 dage (Klammer et al., 2007). Andre rottestudier viser en tilsvarende effekt på T4 niveauer efter OMC dosering i hhv. drægtige (Axelstad 2011) og ovariektomede hunrotter (Seidlova-Wuttke et al., 2006). Ydermere er OMC vist at påvirke deiodinase enzymaktiviteten i leveren. Denne mekanisme er en af de måder, hvorpå andre thyreoideahormonforstyrrende kemiske stoffer kan påvirke thyreoidhormonsystemet.

Det vurderes, at der for OMC er robuste data, der viser hormonforstyrrende effekter på både reproduktions- og thyreoideahormonsystemet.

6.16 Triclosan

$DNEL_{\text{østro}}$ på 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag er baseret på NOAEL på 5 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat vægte af flere reproorganer, histopatologiske forandringer i disse, samt nedsatte niveauer af FSH, LH og testosteron efter 60 dages dosering af voksne hanner. Ved højere dosis ses i dette studie også nedsat sædproduktion (Kumar et al., 2009). Den østrogene virkning støttes af fund af østrogenlignende effekter i cellebaserede forsøg (Gee et al., 2008; Jung

et al., 2011), ligesom forsøg i fisk og padder har vist, at stoffet i høje koncentrationer her kan virke østrogen (Ishibashi et al., 2004; Raut et al., 2010).

$DNEL_{thy}$ på 30 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 3 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat T4 niveauer efter 31 dages dosering af unge hanrotter (Zorrilla et al., 2009). Ved højere doser sås også nedsat T3 og ændret thyroidea histologi. Disse fund støttes af en del andre studier, der viser, at triclosan kan påvirke thyroideahormon systemet ved at nedsætte niveauerne af T4 hos både unge og voksne drægtige rotter (Crofton et al., 2007; Stoker et al., 2010; Paul et al., 2010b) (Axelstad et al., in prep), og at effekterne sandsynligvis skyldes forøget enzyminduktion i leveren, hvilket medfører hurtigere nedbrydning af thyroideahormonerne (Paul et al., 2010a).

Det vurderes, at der for triclosan er robuste data, der viser thyroidea-hormonforstyrrende effekter. Med hensyn til den østrogene effekt, er data mindre robuste, hvorfor DNEL fastsættelsen her er behæftet med noget større usikkerhed, og valget af en lav DNEL er konservativt og kan føre til overvurdering af risikoen med hensyn til østrogen effekt.

6.17 Resorcinol

Der er ikke fastsat $DNEL_{AA/\emptyset}$, da der ikke er fundet data for påvirkning af reproduktionssystemet.

$DNEL_T$ på 1130 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 113 mg/kg lgv/dag i studie med fund af ændret thyroidea histologi hos voksne dyr doseret med resorcinol i drikkevandet (forældre-generationen i et to-generationsforsøg) (Welsch et al., 2008). Flere andre store dyreforsøg har dog ikke vist thyroideahormonforstyrrende effekter hos eksponerede rotter. Således peger resultaterne fra de studier, som er foretaget for at undersøge resorcinols effekt på thyroideahormonsystemet, i forskellige retninger. Den mulige thyroideahormonforstyrrende effekt af resorcinol støttes af, at resorcinol er vist at hæmme iodoptagelse og TPO enzymet i cellebaserede forsøg, og at flere kliniske studier fra 1950'erne viser, at brug af salve med resorcinol til at helbrede hudsår gav thyroideaproblemer hos patienterne. Virkningen af resorcinol i cellebaserede forsøg samt hos mennesker giver dog anledning til, at stoffet kan anses for at være thyroidea-hormonforstyrrende.

Dog vurderes, at de dyreeksperimentelle data, der viser hormonforstyrrende (thyroidea) effekter af resorcinol er behæftet med nogen usikkerhed, samt at fastsættelsen af DNEL er behæftet med en vis usikkerhed.

6.18 Pesticider

Der er foretaget farevurdering af Tebuconazol, Pirimiphos-methyl, Imazalil, Propamocarb, Iprodion, Chlorpyrifos, Dithiocarbamaterne (Mancozeb, Maneb og Propineb), Thiabendazol og Procymidon. Tebuconazol, Pirimiphos-methyl, Imazalil, Propamocarb, Iprodion, Chlorpyrifos og Procymidon har effekter på reproduktionssystemet forenelige med antiandrogen- eller østrogen virkemåde, mens Chlorpyrifos, Mancozeb, Maneb, Proineb og Thiabendazol har effekter på thyroideahormonsystemet.

6.18.1 Chlorpyrifos

DNEL_{AA} på 60 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 6 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat sædcelleantal, nedsat testikelvægt og nedsat testosteronniveau hos rotter eksponeret i 90 dage (Akhtar et al., 2009) og understøttes af tilsvarende fund i andre studier. Dette studie er ikke foretaget med eksponering af drægtige rotter, men det er sandsynligt, at effekterne skyldes hormonforstyrrende effekt, idet et lignende stof, chlorpyrifos-methyl er vist at have lignende effekter hos afkom, når stoffet er givet i drægtighed og laktation samt reducere vægt af hanrotters kønsorganer i screening test for antiandrogen effekt (Hershberger test) (Kang et al., 2004; Jeong et al., 2006). Desuden har chlorpyrifos vist antiandrogen effekt i cellebaserede studier. Der mangler specifikke undersøgelser af antiandrogene effekter i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr for at kunne foretage en mere sikker DNEL bestemmelse mhp. gravide.

DNEL_T på 17 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 3 mg/kg lgv/dag i studie med fund af histologiske forandringer i thyreoidea samt nedsat T4 niveau hos drægtige mus doseret i drægtighedsperioden (De Angelis et al., 2009). Denne virkning på thyreoidea støttes af lignende fund ved dosering med det beslægtede stof chlorpyrifos-methyl.

Det vurderes, at der for chlorpyrifos er robuste data, der viser antiandrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter, men at data til fastsættelse af DNEL for antiandrogene effekter er mindre robuste.

6.18.2 Dithiocarbamaterne (mancozeb, maneb, probineb)

Der er foretaget en samlet risikovurdering for dithiocarbamaterne mancozeb, maneb og probineb. Disse tre stoffer har samme virkningsmekanisme, og i dyreforsøg resulterer eksponering i de samme thyreoideahormonforstyrrende effekter. Dithiocarbamaterne nedbrydes til de kendte thyreoideahormonforstyrrende stoffer ethylenethiourea (ETU) og propylthiouracil (PTU) som bl.a. hæmmer dannelsen af T4 i thyreoidea. På grund af stoffernes lighed, er indtagsberegningerne for dithiocarbamaterne opgivet samlet, og DNEL bestemmelserne er i denne rapport ligeledes baseret på en samlet NOAEL værdi for mancozeb, som er valgt som repræsentant for gruppen. Samme fremgangsmåde er anvendt i JMPRs (Joint Meeting on Pesticide Residues) vurderinger (JMPR 1993).

DNEL_T for dithiocarbamaterne samlet er sat til 48 µg/kg lgv/dag, baseret på NOAEL på 4,8 mg mancozeb/kg lgv/dag i studie med fund af histologiske forandringer i thyreoidea, øget thyreoideavægt, nedsat T3 og T4 niveau samt forøget TSH hos rotter eksponeret i 2 år (Stadler et al. 1990). Maneb er tilsvarende vist at give af histologiske forandringer i thyreoidea samt en øget thyreoideavægt efter 14 ugers dosering i foderet hos rotter (Trutter et al. 1988), mens studier af propineb har givet øget thyreoideavægt samt nedsat T4 niveau hos rotter eksponeret i 62 dage (Kroetlinger et al. 1980). Der findes en del andre studier, der også viser, at dithiocarbamaterne, samt deres metabolitter ETU og PTU kan påvirke thyreoideahormonsystemet.

Der er ikke fastsat DNEL_{AA/Ø} for dithiocarbamaterne, da der ikke er fundet robuste data for påvirkning af reproduktionssystemet.

Det vurderes, at der for dithiocarbamater er robuste data, der viser thyreoideahormonforstyrrende effekter.

6.18.3 Imazalil

DNEL_{AA} på 200 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 20 mg/kg lgv/dag i et 2-generationsforsøg, hvor der ses forlænget drægtighed samt påvirkning af evnen til at føde (Dirkx et al. 1992). Denne effekt kan opfattes som hormonforstyrrende og ses også ved andre pesticider af azol-fungicid typen (Jacobsen et al., 2010). Ved tilsvarende doser (NOAEL 14 mg/kg lgv/dag) er der set nedsat testikelvægt hos rotter doseret i 28 dage (Gur et al. 1990). Det er sandsynligt, at disse effekter skyldes antiandrogen effekt, idet stoffet er vist at være en potent androgen receptor antagonist og påvirke steroidsyntesen i cellebaserede forsøg (Vinggaard et al., 2000; Orton et al., 2011). Der mangler specifikke undersøgelser af antiandrogene parametre i dyreforsøg med eksponering af drægtige dyr for at kunne foretage en mere sikker DNEL bestemmelse mhp. gravide.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoidhormonsystemet.

Det vurderes, at der for imazalil er robuste data, der viser antiandrogene effekter, men at data til fastsættelse af DNEL er mindre robuste.

6.18.4 Iprodion

DNEL_{AA} på 150 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 15 mg/kg lgv/dag i studie med fund af histologiske forandringer i reproduktionsorganer hos hanrotter eksponeret i 2 år (Chambers et al. 1992). Dette studie er ikke foretaget med eksponering af drægtige rotter, men det er sandsynligt, at effekterne skyldes antiandrogen effekt, idet stoffet er vist at reducere vægt af hanrotters kønsorganer i screening test for antiandrogen effekt (Hershberger test) samt at forsinke kønsmodning, reducere vægt af hanlige reproduktionsorganer og nedsætte testosteronniveau hos rotter eksponeret omkring kønsmodningstidspunktet (Blystone et al., 2007; Blystone et al., 2009).

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoidhormonsystemet.

Det vurderes, at der for iprodion er robuste data, der viser antiandrogene effekter, men at data til fastsættelse af DNEL er mindre robuste.

6.18.5 Pirimiphos-methyl

DNEL_{AA/O} på 625 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 62,5 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat sædkvalitet samt histologiske forandringer i testikler hos rotter eksponeret i 90 dage (Ngoula et al., 2007). Dette studie er ikke foretaget med eksponering af drægtige rotter, men det er sandsynligt, at effekterne skyldes hormonforstyrrende effekt, idet stoffet er vist at være androgen receptor antagonist og have østrogenlignende virkning i cellebaserede forsøg (Orton et al., 2011). Der er også rapporteret om histologiske forandringer i testikler hos afkom af rotter eksponeret i et 2-generationsstudie, men da der foreligger modstridende vurderinger af dette studie anvendes det ikke til DNEL fastsættelse her. Der mangler specifikke undersøgelser af antiandrogene/østrogene parametre i dyreforsøg med eksponering af drægtige for at kunne foretage en mere sikker DNEL bestemmelse.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for pirimiphos-methyl er robuste data, der viser hormonforstyrrende (antiandrogene/østrogene) effekter, men at data til fastsættelse af DNEL er mindre robuste.

6.18.6 Procymidon

DNEL_{AA} på 2,8 µg/kg lgv/dag er baseret på LOAEL på 2,5 mg/kg lgv/dag i studie med fund af nedsat anogenital afstand, hypospadier (misdannede kønsorganer) samt effekter på testikler hos afkom af rotter eksponeret under drægtighed (EFSA 2009). Flere andre dyrestudier samt cellebaserede studier viser, at procymidon er et potent antiandrogen (EFSA 2009).

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyridhormonsystemet.

Det vurderes, at der for procymidon er robuste data, der viser antiandrogene effekter.

6.18.7 Propamocarb

DNEL_Ø på 375 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 37,5 mg/kg lgv/dag for fund af nedsat sædkvalitet hos afkom i et 2 generationsstudie på rotter og er støttet af fund af nedsat vægt af hanners reproduktionsorganer ved højere doser samt østrogenlignende virkning i cellebaserede forsøg (Andersen et al., 2002; Thorsrud et al. 2002). Det er ikke afklaret, om effekterne i 2-generationsstudiet er udtryk for østrogener eller antiandrogene effekter af propamocarb, men det er valgt at propamocarb kommer til at indgå i gruppen af østrogener, da der er specifik viden om østrogen virkemåde, men ikke specifik viden om eventuel antiandrogen virkemåde.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for propamocarb er robuste data, der viser hormonforstyrrende effekter.

6.18.8 Tebuconazole

DNEL_{AA} på 170 µg/kg lgv/dag er baseret på LOAEL på 50 mg/kg lgv/dag i studie med fund af øget antal brystvorter hos hanrotter eksponeret i drægtighed og laktation samt understøttes af fund af nedsat testosteronproduktion hos fostre ved højere doser (Taxvig et al., 2007). Desuden er stoffer med lignende struktur (azol-fungicider) kendt for deres antiandrogene virkemåde.

Der er ikke fastsat DNEL_T, da der ikke er fundet data for påvirkning af thyreoideahormonsystemet.

Det vurderes, at der for tebuconazol er robuste data for antiandrogen effekt.

6.18.9 Thiabendazole

DNEL_T på 100 µg/kg lgv/dag er baseret på NOAEL på 10 mg/kg lgv/dag for fund af histologiske forandringer i thyreoidea, øget thyreoideavægt samt nedsat T3 niveau i to studier af rotter eksponeret i 90 dage (Myers et al. 1990; Lankas et al. 1995). Der findes en del andre studier, der viser at thiabendazole kan påvirke thyreoideahormonsystemet.

Der er ikke fastsat DNEL_{AA/Ø}, da der ikke er fundet data for påvirkning af reproduktionssystemet.

Det vurderes, at der for tebuconazole er robuste data, der viser thyreoideahormonforstyrrende effekter.

7 Eksponeringsvurdering

På baggrund af analyser, der er foretaget på produkter relevante for målgruppen i dette projekt, analyser af relevante produkter foretaget i tidligere kortlægningsprojekter udgivet af Miljøstyrelsen, samt estimater af eksponering via indeklima og fødevarer, er der foretaget eksponeringsberegninger for de udvalgte kemiske stoffer udvalgt i afsnit 2.

Eksponeringen er opdelt i forskellige scenarier. Baggrunden for at dele eksponeringen op i forskellige scenarier er, at der kan være stor forskel på hvordan og hvor meget man spiser/anvender af den/det enkelte fødevarer/produkt samt hvor meget man indeholder sig indendøre afhængig af hvilken situation man er i. Det vil derfor give det mest realistiske billede af forskellige situationer en gravid kvinde kan være i, hvis disse situationer er beskrevet i særskilte scenarier. Det kunne være ønskeligt at beskrive langt flere situationer end tilfældet er, men tilgængelige data har ikke gjort dette muligt. Følgende scenarier er vurderet i projektet:

- basis-scenarie (her vil indgå indeklima og fødevarer)
- ferie-scenarie
- arbejds-scenarie (udelukkende i forhold til forbrugerprodukter)
- Transport-scenarie

For alle scenarierne arbejdes der desuden med en middel- og maksimal-eksponering.

Middel- og maksimaleksponering

Eksponeringerne er inddelt i henholdsvis en middel- og en maksimal-eksponering, hvor tilgangen er, at eksponeringen jævnes ud over en uges eksponering idet der her regnes eksponering for gravide kvinder. I denne situation er det interessant at kigge på en meget kort eksponeringsperiode grundet den korte periode på uger, hvor fosteret er mest følsomt overfor hormonforstyrrende effekter som beskrevet i afsnit 1.

Middeleksponering beskriver den situation, som mange i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk scenarie** mens maksimal-eksponering beskriver den situation, som færre i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk worst case scenarie**.

For forbrugerprodukterne er der opstillet eksponeringsscenerier med udgangspunkt i EU's REACH vejledning for risikovurderinger (ECHA 2010). Scenarierne er baseret på beregninger af anvendelse og forudsigtelig anden håndtering af produkterne. Afhængigt af produktgruppe og brug er eksponeringsvurderingen baseret på oral eller dermal eksponering eller indånding.

Eksponeringen fra indeklima er baseret på data fra litteraturen. For fødevarer er der taget udgangspunkt i målgruppens gennemsnitlige og maksimale indtag af fødevarer.

7.1 Metode til beregning af eksponering

I de følgende afsnit vil der være en beskrivelse af, hvordan eksponering ved indånding, oral kontakt og hudkontakt beregnes.

7.1.1 Eksponering fra indeklima

Til vurdering af eksponeringen for de udvalgte stoffer via indeklimaet er der anvendt de generelle ligninger beskrevet i REACH vejledningen "Guidance on information requirements and chemical safety assessment" (ECHA 2008).

Samlet eksponering indeklima = Eksponering via støv + eksponering via luft

Eksponeringen via luft antages at blive optaget 100 %, dvs. indåndet mængde er lig den interne dosis. For DEHP, DINP og nonylphenol anvendes dog en optagelse via inhalation og oral eksponering, som er lavere, da lavere fraktioner er angivet i EU's riskovurderinger for disse stoffer. De anvendte dermale, oral og inhalations absorptionsfraktioner er angivet i tabel 7-2.

Eksponering via støv

Eksponeringen via støv for hvert stof x udregnes som det daglige indtag af støv ganget med fraktionen af stoffet x i støv divideret med kvinders legemsvægt (BW).

$$D(\text{stof } x)_{\text{STØV}} = \frac{\text{Indtag}_{\text{STØV}} \cdot f(\text{stof } x)_{\text{STØV}} \cdot f(\text{stof } x)_{\text{ORAL}}}{\text{BW}}$$

Hvor

$D(\text{stof } x)_{\text{STØV}}$	Indtaget daglig dosis af stoffet x	mg/kg lgv/dag
$\text{Indtag}_{\text{STØV}}$	Det daglige indtag af støv	kg/dag
$f(\text{stof } x)_{\text{STØV}}$	Koncentrationen af stoffet x i støv	mg/kg
$f(\text{stof } x)_{\text{ORAL}}$	Den orale absorption af stof x	%
BW	Legemsvægt (lgv)	Kg

Eksponering via indeluft

Eksponeringen beregnes efter formlen "Equation 15-2" fra REACH vejledningen, kapitel R.15 "Consumer exposure estimation" (ECHA 2010):

$$D(\text{stof } x)_{\text{inh}} = \frac{F_{\text{resp}} \cdot C_{\text{inh}} \cdot IH_{\text{air}} \cdot T_{\text{contact}}}{\text{BW}} \cdot n$$

Hvor

$D(\text{stof } x)_{\text{inh}}$	Indåndet daglig dosis af stoffet x	mg/kg lgv/dag
F_{resp}	Inhaleret stof, dvs. respirabel fraktion (decimal fraktion mellem 0-1)	
C_{inh}	Koncentration af stoffet i luften i rummet	mg/m ³
T_{contact}	Varighed af eksponering per hændelse	timer
IH_{air}	Personens respirationsvolumen	m ³ /dag
n	Antal eksponeringer (hændelser)	per dag
BW	Legemsvægt (lgv)	Kg

For støv er indholdet af de forskellige stoffer angivet som en fraktion, dvs. mængden af stof i µg eller ng per gram støv. For indeluften er indholdet af de forskellige stoffer angivet som en koncentration, dvs. mængden af stof i µg eller ng per m³ luft.

7.1.2 Dermal eksponering

Eksponering af huden sker ved direkte kontakt med produkterne, fx når tasken holdes i hånden, når tøjet sidder på kroppen, når man smører kosmetik på huden, når man snakker i telefon og holder den mod kinden osv.

Den mulige optagelse via huden kan beregnes efter formelen "Equation 15-7" fra REACH vejledningen, kapitel R.15 "Consumer exposure estimation" (ECHA 2010). Der er tilføjet en faktor F_{abs} , som er den fraktion af det enkelte stof, der kan optages gennem huden. Herved vil den beregnede D_{der} udgøre den reelle mængde af stof, der kan optages per kg lgv per dag.

$$D_{der} = \frac{Q_{prod} \cdot F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}} \cdot F_{abs} \cdot F_{contact} \cdot T_{contact}}{BW} \cdot n$$

$F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}}$ svarer direkte til resultaterne fra migrationsanalyserne.

Hvor

D_{der}	Dermal daglig dosis (mængde af kemisk stof, der optages)	µg/kg lgv/dag
Q_{prod}	Mængde produkt brugt pr gang	g
$F_{C_{prod}}$	Vægtfraktion af stoffet i produktet (decimalfraktion mellem 0 og 1)	
$F_{C_{migr}}$	Fraktion af stof, der migrerer per tidsenhed ud af produktet	µg/g per time
F_{abs}	Fraktion af applikeret stof, der absorberes gennem hud (decimalfraktion mellem 0 og 1)	
$F_{contact}$	Fraktion af kontaktareal (for at tage højde for at produktet kun delvis er i kontakt med huden). For kosmetiske produkter sættes denne til 1 da der i mængden anvendt er taget højde for det antagede kropsareal	m ² /m ²
$T_{contact}$	Varigheden af eksponering per hændelse	timer
n	Antal eksponeringer (hændelser)	per dag
BW	Legemsvægt (lgv)	kg

Hvis der ikke er kendskab til den dermale optagelse af et stof anvendes i denne undersøgelse som worst case-scenarie, at hele den mængde af stof, der er migreret fra produktet, vil blive absorberet dermalt. Hvor der for et stof foreligger data for den dermale optagelse, vil disse data blive brugt.

7.1.3 Oral eksponering

Det vurderes, at oral eksponering for forbrugerprodukter forekommer i mindre grad, når målgruppen er voksne mennesker. Der vil selvfølgelig være en mulig oral eksponering for hormonforstyrrende stoffer via fødevarer og nogle typer kosmetik (tandpasta, mundskyllemiddel).

Den mulige orale optagelse kan beregnes efter formelen "Equation 15-11" fra REACH vejledningen, kapitel R.15 "Consumer exposure estimation" (ECHA 2010). Formlen er dog her omskrevet så den også indeholder muligheden for at indføre den aktuelle målte migration fra et produkt, der anvendes i fx munden så som en tandbørste.

$$D_{oral} = \frac{Q_{prod} \cdot F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}} \cdot F_{abs}}{BW} \cdot n$$

hvor

$F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}}$ svarer direkte til resultaterne fra migrationsanalyserne

D_{oral}	Dermal daglig dosis (mængde af kemisk stof, der optages)	µg/kg IgV/dag
Q_{prod}	Mængde produkt brugt	g
$F_{C_{prod}}$	Vægtfraktion af stoffet i produktet (decimalfraktion mellem 0 og 1)	
F_{abs}	Fraktion af applikeret stof, der absorberes gennem hud (decimalfraktion mellem 0 og 1)	
$F_{C_{migr}}$	Fraktion af stof, der migrerer per tidsenhed ud af produktet	µg/g per time
n	Antal eksponeringer (hændelser)	per dag
BW	Legemsvægt (IgV)	kg

7.2 Anatomiske data anvendt i eksponeringsberegningerne

De anvendte anatomiske data til eksponeringsvurderingen er præsenteret i tabel 7-1.

Kvindens vægtstigning under graviditet er yderligere medtaget i tabel 7-1. Disse data er medtaget for informationens skyld om vægtændringen gennem graviditeten og er beregnet ud fra en gennemsnitsvægt for kvinder på 67 kg og ikke worst-case scenariet på 60 kg, som er brugt i eksponeringsberegningerne.

Tabel 7-1 Oversigt over anatomiske data m.v. til brug for eksponeringsscenerierne for gravide kvinder

Parameter	Værdi (+ bemærkninger)	Anvendt (gennemsnit)
Vægt (danske kvinder)	Som et worst case scenarie anvendes en vægt på 60 kg for en dansk kvinde idet dette er den normale vægt anvendt i forbindelse med risikovurdering (Hesse 2007) Gennemsnittet for danske kvinder er dog: 64 kg (gennemsnit, 2005, 16-24 år) 69 kg (gennemsnit, 2005, 25-44 år), (Nordic Exposure Group 2011)	60 kg
Vægtstigning under graviditet	13,5 kg (Estimeret gennemsnit på baggrund af nedenstående) 12-15 kg; 12,1 kg (gennemsnit baseret på data fra 2011), (Lofthus 2009) 10-15 kg (almindelig vægtstigning baseret på data fra 2006), (Sundhedsstyrelsen 2006) 11,2 kg (vægtøgning alene som følge af graviditeten, barn, moderkage etc.), (Bech 2011)	13,5 kg
Vægtøgning 0-12 uge (ca. 0-2½ mdr)	1,5 kg (gennemsnit, passende vægtøgning i perioden fra 0-12 uge er 1-2 kg, (Bech 2011)	1,5 kg
Vægtøgning 12-28 uge (ca. 2½ - 7 mdr)	5,6 kg (gennemsnit; passende vægtøgning i perioden fra 12-28 uge er 4,8-6,4 kg, (Bech 2011)	5,6 kg
Vægtøgning 28-40 uge (ca. 7-9 mdr)	6,4 kg (gennemsnit; passende vægtøgning i perioden fra 28-40 uge er 2,5-7,5 kg og 6,4 i gennemsnit, når et samlet gennemsnit på 12,1 kg skal opnås for hele graviditetsperioden;), (Bech 2011)	6,4 kg
Vægt ved fødsel	73,5 kg (Estimeret gennemsnitsvægt af den gravide lige før fødsel, beregnet som 60 + 13,5 kg = 73,5 kg)	73,5 kg
Kropsoverflade (for voksne DK kvinder)	Det samlede kropsoverfladeareal for voksne kvinder er 18.500 cm² , (angivet overflade areal for 30 til 40-årige kvinder), (Nordic Exposure Group 2011)	18.500 cm ²
Hoved	1140 cm ² , (SCCS 2010c; Nordic Exposure Group 2011)	1120 - 1140 cm ²
Krop	6540 cm ² , (Nordic Exposure Group 2011)	6540 cm ²
Arme (begge)	2370 cm ² , (Nordic Exposure Group 2011)	2370 cm ²
Overarme (begge)	1240 cm ² , (ECHA 2010; Nordic Exposure Group 2011)	1240 cm ²
Underarme (begge)	990 cm ² , (ECHA 2010; Nordic Exposure Group 2011)	990 cm ²

Parameter	Værdi (+ bemærkninger)	Anvendt (gennemsnit)
Hænder (over- og underside)	890 cm ² , (Nordic Exposure Group 2011) 860 cm ² (SCCS 2010c)	860 - 890 cm ²
Ben (begge)	5980 cm ² , (Nordic Exposure Group 2011)	5980 cm ²
Lår (begge)	1720 cm ² (ECHA 2010; Nordic Exposure Group 2011)	1720 cm ²
Underben (begge)	1800 cm ² (ECHA 2010; Nordic Exposure Group 2011)	1800 cm ²
Fødder (begge)	1220 cm ² , (Nordic Exposure Group 2011) Heraf udgør fødsåler fra en str. 39 197 cm ²	122 cm ²
Højde (danske kvinder)	168 cm (gennemsnit, 2005, 16-24 år) 168 cm (gennemsnit, 2005, 25-44 år) Gennemsnitshøjde: 168 cm (Folkesundhed 2007)	168 cm
"Mave (høj gravid)"	For at få et mere nøjagtigt tal for danske kvinder anvendes formlen angivet i (ECHA 2010; Nordic Exposure Group 2011) $S_{\text{der, tot}} = 0,0239 \times BH^{0,417} \times BW^{0,517}$ Hvor gennemsnits højde (168) og vægt (60) af danske kvinder således giver: $S_{\text{der, tot}} = 0,0239 \times 168^{0,417} \times 60^{0,517} = \mathbf{16.800 \text{ cm}^2}$ Det samlede kropsoverfladeareal for gravide kvinder ved fødsel er tilsvarende med en gennemsnits højde på 168 og vægt på 73,5 således: $S_{\text{der, tot}} = 0,0239 \times 168^{0,417} \times 73,5^{0,517} = \mathbf{18.700 \text{ cm}^2}$ For højgravide danske kvinder udgør det ekstra kropsareal på maven samt evt. lidt større barm og bagdel m.m., således de 1,87 m ² (kropsareal gravid) - 1,68 m ² (kropsareal dansk kvinde) = 1860 cm²	1860 cm ²
½ krops-overflade, frontside med mave eller frontside med ryg	½ x 18.500 cm ² = 9.250 cm ² (tallene er gældende for en kvinde, der endnu ikke har øget arealet af den gravide mave betydeligt)	9250 cm ²

7.2.1 Data til beregning af eksponering via støv og luft

De anvendte beregningsparametre, der er nødvendige for at foretage beregningerne for støv og luft er herudover følgende:

- indtag af støv, dvs. hvor stor en mængde støv det antages, at kvinder indtager hver dag
- kvinders legemsvægt (lgv)
- respirabel fraktion af det inhalerede stof
- varighed, dvs. i hvor lang tid er kvinderne udsat for stofferne via indeluften
- kvinders respirationsvolumen, dvs. hvor stor en mængde luft kvinder indånder hver dag

Disse parametre gennemgås i detaljer nedenfor.

7.2.1.1 Indtag af støv

En RIVM (National Institute for Public Health and the Environment, Holland) rapport med titlen "Exposure to chemicals via house dust" fra 2008 konkluderer, at et konservativt, men realistisk estimat på indtag af støv hos voksne ligger på 50 mg/dag (Oomen et al., 2008). I denne rapport listes desuden en række studier relateret til indtag af støv hos voksne. Disse studier angiver værdier varierende fra 0,56 mg/dag til 100 mg/dag. De fleste studier præsenterede dog en værdi omkring 50 mg/dag, hvorfor Oomen et al. (2008) valgte at bruge denne værdi i deres vurderinger. Et af de listede studier var USEPA (1997) som netop listede en værdi på 50 mg/dag.

D'Hollander et al. (2010) vælger at anvende en gennemsnitsværdi på 7 mg/dag for indtag af støv for voksne og en 95 %-percentil værdi på 20 mg/dag for voksne.

Værdien på 50 mg støvindtag/dag for voksne anvendes desuden i "Annex XV Restriction Report" for ftalaterne DEHP, BBP, DBP og DiBP (Miljøstyrelsen et al., 2011).

På baggrund af ovenstående information, er der i dette projekt valgt at sætte værdien for indtag af støv hos voksne kvinder til 50 mg/dag.

Som angivet i kapitlet nedenfor om orale optagelsesrater, anvendes generelt en oral optagelsesrate på 1, dvs. 100 % svarende til, at hele den indtagede mængde af stoffet også optages i kroppen. Dog anvendes lavere værdier for to ftalater og nonylphenol på baggrund af oplysninger fra litteraturen.

7.2.1.2 Respirabel fraktion af det inhalerede stof

Det antages generelt, at den respirable fraktion af de inhalerede stoffer er 1, dvs. 100 % svarende til, at hele den indåndede mængde af stoffet også optages i kroppen. For to af ftalaterne anvendes imidlertid en værdi på 0,75 på baggrund af oplysninger fra litteraturen.

7.2.1.3 Varighed (ophold inden døre)

En almindelig dansker opholder sig gennemsnitligt mellem 80 og 90 % af tiden inden døre (Miljøstyrelsen 2007). Dette svarer til mellem 19,2 og 21,6 timer i døgnet. Dette tal dækker over hele ugen og gælder således også for ophold inden døre i arbejdssituationen.

Der anvendes en gennemsnitsværdi i beregninger, dvs. der anvendes en værdi på 20 timer for ophold inden døre. Der skelnes bevidst ikke mellem ophold i hjemmet og ophold inden døre på arbejde. Mange af de præsenterede data viser, at der ikke er den store forskel på koncentrationerne af stofferne i private hjem og i kontorer, daginstitutioner og offentlige bygninger, hvor der er foretaget målinger. Derfor er der i beregningerne valgt at anvende de maksimalt målte gennemsnitsværdier og maksimalværdier uanset om det er data fra private hjem eller data, der kan repræsentere en arbejdssituation. De beregnede værdier vil således repræsentere ophold inden døre for både hjemmet og arbejde.

7.2.1.4 Kvinders respirationsvolumen

Voksne indånder ifølge REACHvejledningen "Guidance on information requirements and chemical safety assessment", kapitel R.15 "Consumer exposure estimation" (ECHA 2010) 18 m³ luft per dag.

Denne værdi er anvendt i beregningerne.

Det vil sige, at kvinder indånder indeluft 20 timer - 24 timer per dag x 18 m³ luft per dag = 15 m³ luft mens de opholder sig inden døre hvad enten det er på arbejde eller i hjemmet.

7.3 Dermal og oral optagelsesrater samt inhalations fraktioner

Ved dermal eller oral eksponering eller ved inhalation korrigeres de beregnede eksponeringsdoser med den dermale optagelsesrate eller inhalationsfraktionen for at finde den interne dosis.

Tabel 7-2 Angivelse af dermal og oral optagelse og optagelse ved inhalation (fraktion). Der er kun medtaget stoffer, hvor der er fundet eksponering enten via den dermale eller orale rute eller via inhalation (derfor er ikke alle stoffer nævnt her). Betegnelsen (1) angiver at der ikke er fundet data og fraktionen derfor worst case sættes til 1

Stof	Dermal abs fraktion, human	Oral abs fraktion, human	Inhalations abs fraktion, human	Reference
Ftalater				
DEHP	0,05	0,5	0,75	(RAR 2008)
DiNP	0,1	0,5	0,75	(RAR 2003)
DBP	0,1	1	1	(EU RAR 2003)
DiBP	0,1	1	1	(EU RAR 2003)
BBP	0,05	1	1	(EU RAR 2003)
BPP	(1)	1	(1)	Antaget; ingen data
DnHP	(1)	1	1	(NTP - CERHR 2003)
DnOP	(1)	1	(1)	Antaget; ingen data
Øvrige miljøfremmede kemiske stoffer				
Dioxiner og dioxinlignende PCB'er	(1)	1	1	Antaget; ingen data
Bisphenol A	0,1	1	(1)	(EU RAR 2003)
Nonylphenol	< 0,1	0,1	(1)	(Monteiro-Riviere et al., 2000; EU RAR 2002; Moody et al., 2010)
TBBPA	(1)	1	(1)	Ikke tilstrækkelige data
PFOA	0,5-0,7	1	1	(EFSA 2008; Franko et al., 2012)
PFOS	(1)	1	1	(EFSA 2008)
D4	0,005-0,01	1	(1)	(Reddy et al., 2007)
Parabener				
Propylparaben	0,037	1	(1)	(SCCS 2011)
Butylparaben	0,037	1	(1)	(SCCS 2011)
Isobutylparaben	0,037	1	(1)	(SCCS 2011)
UV-filtre				
OMC	0,02	1	(1)	(SCCNFP 2001)
BC-3	0,04	1	(1)	(SCCP 2008a)
Stoffer relevante for andre kosmetiske produkter				
Triclosan	0,208	1	(1)	Den dermale abs er for (deo og creme); fra EU DAR
Resorcinol	0,025	1	(1)	(SCCP 2008b; SCCS 2010)
Pesticider				
Chlorpyrifos	(1)	1	(1)	Ikke tilstrækkelige data

DAR: Draft assessment report for biocider

7.4 Eksponering via fødevarer

Det antages i eksponeringsvurderingen at indtagelse af fødevarer hører under basis-scenariet. Der arbejdes generelt med 2 eksponeringsniveauer, middel- og maksimaleksponering. For de stoffer, hvor det har været muligt at finde 95 percentiler for befolkningens eksponering er disse værdier angivet, men mange tilfælde har det været nødvendigt at anvende andre estimater for en maksimaleksponering, som skal repræsentere cirka en 95 percentil af befolkningen. Det er tilstræbt at anvende danske data for human eksponering for stofferne, men hvor sådanne data ikke er tilgængelige, er der anvendt udenlandske data eller eksponeringsniveauer anvendt i EU risikovurderinger eller opinions publiceret af det europæiske fødevareagentur, EFSA.

Værdier for eksponering for ftalater fra fødevarer ses af tabel 7-3. Der er for **DEHP, DBP, DiBP og BBP** anvendt indtag baseret på målinger beskrevet af Fromme et al., 2007. Disse indtag er beregnet på baggrund af målinger af ftalater i den samlede mængde af fødevarer indtaget i løbet af en uge for hver af 50 personer mellem 14 og 60 år. Undersøgelsen er foretaget i Sydtykland i 2005, og er dermed baseret på nyere data end andre tilgængelige undersøgelser. Værdierne ligger lavere end indtags værdier beregnet ud fra danske målinger i år 1999 (Petersen et al., 2000) og beregninger fra 2006 baseret på målinger på fødevarer fra USA, EU og Asien i perioden 1996 til 2002 (Wormuth et al., 2006).

Der blev i 2008 indført begrænsninger på brug af DEHP, DBP, BBP, DiNP og DIDP fødevarekontaktmaterialer mens øvrige ftalater ikke må anvendes i fødevarekontaktmaterialer. Da der formentlig er sket tilpasninger af fødevareproduktionen mhp. at begrænse forurening af fødevarer med ftalater også i perioden op til 2005, antages de seneste målinger (Fromme et al., 2007) at være et egnet estimat for den nuværende ftalat-eksponering fra fødevarer.

For **DiNP** er der som middelværdi anvendt et indtag på 0,45. Der er ikke beregnet indtag i studiet af Fromme et al., (2007), og data fra studiet af Wormuth et al., (2006), som er baseret på målinger i fødevarer i perioden 1996 til 2002 viser ligeledes en eksponering fra fødevarer nær 0. Dog bemærker Wormuth et al., (2006), at eksponeringen for DEHP via miljøforurening af fødevarer vil erstattes med eksponering for DiNP, og at fødevarer med tiden forventes at blive en væsentlig kilde til DiNP. Clark et al., 2011, beregner indtag af DiNP fra fødevarer på 0,45 g/kg lgv/dag (middel) og 1,4 g/kg lgv/dag (maksimal) (Clark 2011).

For **DPP, DnHP og DnOP** antages der ikke at være eksponering fra fødevarer, da disse stoffer ikke er tilladt i fødevarekontaktmaterialer. Disse ftalater kan i teorien findes i fødevarer pga. baggrundsforurening i miljøet, men da der ikke findes specifikke data, er eksponeringen her sat til 0.

For **dioxiner og dioxinlignende PCB'er** er der anvendt indtags værdier fra det danske overvågningsprogram for fødevarer. De seneste tilgængelige middelværdier for indtag er for perioden 2005-2009 (Cederberg et al., 2010). Da der i den nyeste rapport ikke indgår 95 percentiler, er der som højt indtag anvendt 95 percentilen fra kortlægningen af danskernes indtag af dioxin og dioxinlignende PCB'er i perioden 2000-2004 (Fødevarestyrelsen 2005).

For **bisphenol A** er der anvendt indtags beregninger fra EFSA's opinion fra 2007 (EFSA 2007).

For **nonylphenol** er der anvendt indtag fra EU risikovurderingsrapporten (EU RAR 2002). Der er kun givet ét tal for indtag, og dette angives at være øvre grænse for indtag, men er her anvendt som både middel og højt indtag.

For **PFOA og PFOS** er der anvendt samme indtags data som i EFSA's opinion fra 2008. Disse data er baseret på flere europæiske studier (EFSA 2008).

For **triclosan** er indtaget via fødevarer sat til 0, om end triclosan er tilladt til visse anvendelser i fødevarerproduktion i EU, men triclosan er ikke på positivlisten over stoffer, der er tilladt i fødevarerkontaktmaterialer i Danmark; (Fødevestyrelsen 2011). Der er dog ikke fundet beregninger af humant indtag af triclosan fra fødevarer.

For **resorcinol, octamethylcyclotetrasiloxane (D4), propyl, butyl- og isobutylparaben** samt **OMC** og **benzophenon-3** er indtaget via fødevarer sat til 0, da der ikke antages at være en væsentlig eksponering fra fødevarer i forhold til den forventede højere dermale eksponering fra kosmetiske produkter. Dog har propylparaben tidligere været tilladt som konserveringsmiddel i fødevarer, og der kan tænkes at være nogen eksponering for propylparaben fra fødevarer produceret udenfor EU. D4 indgår i visse siloxan-baserede produkter tilladt i fødevarerkontaktmaterialer, men da denne stofgruppe har lav migration (Helling et al., 2009) er der ikke antaget relevant eksponering via fødevarer. For **tetrabromobisphenol A (TBBPA)** er indtaget fra fødevarer ligeledes sat til 0.

Værdier for indtag af pesticider via fødevarer ses af tabel 7-3. Der er generelt taget udgangspunkt i stoffer, der findes på Fødevestyrelsens liste over de 20 pesticider, der er beregnet størst indtag af i 2009 baseret på målinger i Fødevestyrelsens overvågningsprogram (Fødevestyrelsen 2009). Disse indtag er anvendt som middelværdi for **pirimiphos-methyl, Imazalil, propamocarb, iprodion, chlorpyrifos, thiabendazol** samt gruppen af **dithiocarbamater** (mancozeb, maneb og probineb samlet). **Procymidon** er ikke på listen fra 2009, men der er i stedet anvendt indtags beregning for 2007 (Fødevestyrelsen 2007). **Tebuconazol** er ikke på listerne fra 2007 eller 2009, men der er anvendt indtag bestemt ved probabalistisk beregning foretaget i et andet projekt udført af DTU Fødevestitutttet for Miljøstyrelsen (Pestimix 2011).

For tebuconazol og procymidon er der som høj værdi anvendt 95 percentiler for indtag bestemt ved probabalistisk beregning i pestimix-projektet (Pestimix 2011). For de stoffer, hvor der ikke er fundet en værdi, der kan repræsentere et 95 percentil niveau, er der som høj værdi anvendt et tal, der er 2 gange middel-indtaget. Dette er baseret på beregninger for dithiocarbamater, for hvilke der ved probabalistisk beregning er vist, at 95 percentilen for indtag for voksne ligger på omtrent det dobbelte af middelværdien (Jensen et al., 2008). Dobbelte middelværdier er anvendt som højt indtag for pirimiphos-methyl, imazalil, propamocarb, iprodion, chlorpyrifos, og dithiocarbamater (mancozeb, maneb, propineb).

Tabel 7-3 Liste over indtagelsen af udvalgte stoffer via fødevarer

Stofnavn	Indtag middel (µg/kg lgv/dag)	Indtag høj (µg/kg lgv/dag)	reference indtag middel	reference indtag maksimal	Bemærkninger
DEHP	1,2	2,2	(Fromme et al., 2007)	(Fromme et al., 2007)	
DiNP	0,45	1,4	(Wormuth et al., 2006)	(Clark et al., 2011)	Ikke fundet DiNP i (Fromme et al., 2007), men biomonitering viser stigende eksponering
DBP	0,26	1,4	(Fromme et al., 2007)	(Fromme et al., 2007)	
DiBP	0,6	2,1	(Fromme et al., 2007)	(Fromme et al., 2007)	
BBP	0,2	0,4	(Fromme et al., 2007)	(Fromme et al., 2007)	
DPP	0	0			ikke tilladt i fødevarekontaktmaterialer og derfor antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
DnHP	0	0			ikke tilladt i fødevarekontaktmaterialer og derfor antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
DnOP	0	0			ikke tilladt i fødevarekontaktmaterialer og derfor antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
Dioxin og dioxinlignende PCB'er	1,00E-06	2,07E-06	(Cederberg et al., 2010) høje mean	10 % lavere værdi end 95 percentil (Fødevarestyrelsen 2005)	
Bisphenol A	1,5	1,5	(EFSA 2007)	(EFSA 2007)	
Nonylphenol	0,2	0,2		(EU RAR 2002)	2 ug/kg/dag divideret med 10 pga. biotilgængeligheden
TBBPA	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
PFOA	0,06	0,2	(EFSA 2008)	(EFSA 2008)	
PFOS	0,002	0,006	(EFSA 2008)	(EFSA 2008)	
D4	0	0			Indgår muligvis i produkter, der kan anvendes i fødevarekontaktmaterialer, men findes der eksponeringsdata?
Propylparaben	0	0	Ikke tilladt. Propyl P kan forekomme fra udenlandske fødevarer	Ikke tilladt. Propyl P kan forekomme fra udenlandske fødevarer	
Butylparaben	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
Isobutylparaben	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer

Stofnavn	Indtag middel (µg/kg lgv/dag)	Indtag høj (µg/kg lgv/dag)	reference indtag middel	reference indtag maksimal	Bemærkninger
OMC	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
Benzo- phenone 3	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
Triclosan	0	0			Vistnok tilladt i fødevarekontaktmaterialer, men findes der eksponeringsdata? Nedbrydningsprodukter kan være bioakkumulerbare (dioxiner)
Resor- cinol	0	0			Antaget neglignibel eksponering fra fødevarer
Tebu- nazol	0	0,0246	Probabalis- tisk beregning, (Pestimix 2011)	95 percentil, probabalis- tisk bereg- ning, (Pestimix 2011)	
Pirimi- phos- methyl	0,1	0,2	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel, antaget samme forskel ml middel og 95 perc som for dithio- carbamat	
Imazalil	0,067	0,13	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel	
Propamo carb	0,067	0,13	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel	
Iprodion	0,05	0,1	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel	
Chlorpy- rifos	0,033	0,067	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel	
Procy- midon	0,012	0,044	(Fødevarer- yrelsen 2007)	95 percentil, probabalisti- sk beregning, (Pestimix 2011)	
Dithiocar- bamater (Manco- zeb, maneb, propineb)	0,1	0,2	(Fødevarer- yrelsen 2009)	Dobbelt af middel	
Thiaben- dazol	0,05	0,14	(Fødevarer- yrelsen 2009)	(Fødevarer- yrelsen 2009)	

7.5 Eksponering via indekl ima

Vores indekl ima er identificeret som en af de væsentligste kilder til eksponering for kemiske stoffer. Vores indeluft kan indeholde væsentligt højere koncentrationer af kemiske stoffer end udeluften. Den vigtigste eksponeringsvej i indekl imaet ser ud til at være via husstøv (Rudel et al., 2003).

En række af de udvalgte stoffer findes i vores indekl ima, da de frigives fra diverse inventar og forbrugerprodukter i hjemmet og kan således måles i både støv og i indeluften.

En undersøgelse fra 2003 fandt en signifikant korrelation mellem eksponering via luften og udskillelse af DBP og BBP med urinen hos kvinder (Schettler 2006). Dette tyder på inhalation og indtag af støv kan være vigtige eksponeringsveje for de mere lavmolekylære ftalater hos kvinder.

Der er foretaget en generel søgning efter rapporter og artikler angående de udvalgte potentielt hormonforstyrrende stoffer og deres forekomst i vores indekl ima. Der er fokuseret på undersøgelser fra private hjem, men undersøgelser fra kontorer, skoler og daginstitutioner er også inkluderet, da disse steder meget vel kan repræsentere en eksponering via indekl imaet for målgruppen gravide kvinder og kvinder, der ønsker at blive gravide.

Nedenfor er en række undersøgelser af indholdet af de udvalgte stoffer i indekl ima gennemgået, og nedenstående tabeller giver en oversigt over de i kilderne præsenterede data.

Hvor det er muligt, er danske tal anvendt i eksponeringsberegningerne, men det er kun for PCB og ftalater (i støv), at der findes danske værdier.

Afsnittet er opdelt i to hovedsektioner:

- 1) data angående de udvalgte stoffer i støv og
- 2) data angående de udvalgte stoffer i indeluften

Stoffer – for hvilke der er fundet data omkring deres forekomst i indekl imaet (såvel støv som indeluft) – er præsenteret enkeltvis nedenfor. Det skal bemærkes, at målingerne af indeluften godt kan omfatte både de luftbårne partikler (fx ophvirvlede) og gasser/dampe.

Alle undersøgelser, der er identificeret er angivet i tabeller i de forskellige afsnit nedenfor. I tabellerne er der markeret med grå baggrundsfarve, hvilken undersøgelse, der anvendes til risikoberegningerne – og de enkelte værdier fra denne udvalgte undersøgelse er markeret med fed.

Generelt ligger målinger fra arbejdspladser (kontorer, daginstitutioner m.m.) nogenlunde på niveau med målinger fra private hjem, selvom der er en tendens til at målinger fra arbejdspladser ligger lidt højere end i private hjem. Men der er også undersøgelser, der viser det modsatte billede. Der er derfor bevidst valgt ikke at skelne mellem arbejdsmiljøeksponering og eksponering fra vores private hjem. I stedet anvendes de højeste værdier for hele den tid, det antages at kvinder opholder sig inden døre.

Der er overordnet set anvendt følgende kriterier til udvælgelsen af data til brug for eksponeringsberegningerne:

- danske undersøgelser er udvalgt frem for udenlandske
- undersøgelser med mange målinger er valgt frem for undersøgelser med få målinger
- nye undersøgelser er udvalgt frem for ældre undersøgelser
- der er udvalgt undersøgelser med de højeste målte værdier

Der er, hvis det er beskrevet i undersøgelserne, angivet, hvornår målingerne er foretaget. Ellers anvendes udgivelsesåret for undersøgelsen som en indikation af hvor gamle undersøgelserne er.

For undersøgelserne, er der generelt præsenteret minimums og maksimumsværdier (range), gennemsnittet, median (50 %-percentil), samt 95 %-percentil, hvis disse er angivet i undersøgelserne. På baggrund af disse data er der udvalgt to værdier for hvert stof for både koncentrationer i støv og i indeluften, som anvendes i de videre eksponeringsberegninger:

- medianværdier (eller gennemsnittet, hvis medianen ikke haves). Median vælges frem for gennemsnittet, da gennemsnittet kan være påvirket af enten særlig høje eller særlig lave værdier.
- maksimumsværdier, da langt de færreste undersøgelser angiver en 95 %-percentil. I enkelte undersøgelser, hvor der er angivet en 95 %-percentil anvendes denne frem for maksimal-værdien, hvis maksimal-værdien ligger ekstremt højt i forhold til de resterende målinger.

7.5.1 Koncentrationer af de udvalgte stoffer i støv

Der er fundet data for koncentrationer i støv i indeklimaet for følgende af de udvalgte stoffer:

- ftalater (DEHP, BBP, DBP, DiBP, DiNP, DnOP, DPP og DnHP)
- PCB
- bisphenol A
- nonylphenol
- TBBPA
- PFOS og PFOA
- parabener
- triclosan
- chlorpyrifos

Disse stoffer/stofgrupper er præsenteret hver for sig nedenfor.

7.5.1.1 Ftalater i støv

Der er identificeret en række undersøgelser af forskellige ftalater i husstøv, men dog flest undersøgelser, der måler på DEHP, BBP, DBP og DiBP. Der er præsenteret minimums og maksimumsværdier (range), gennemsnittet, median (50 %-percentil), samt 95 %-percentil, hvis disse er angivet i undersøgelserne.

Som det fremgår af data i tabel 7-4, er der meget store udsving mellem 50- og 95-percentilerne og maksimum-værdierne på målingerne af ftalater i støv. Dette illustrerer, at der er store forskelle på, hvilke niveauer, der findes og dermed også på de niveauer, der vil forekomme i danske hjem. Der foretages derfor eksponeringsberegninger for både medianen (eller gennemsnittet, hvis medianen ikke haves), samt maksimum-værdierne for at illustrere de store udsving, og hvilken betydning de har for risikoen.

Data, der er præsenteret nedenfor deler sig i to grupper. Ældre data og nyere data (2008) fra en større dansk undersøgelse, samt fra en svensk undersøgelse, der måler på ftalatinhold i støv i 12 forskellige lande (Bornehag et al., 2005; Langer et al., 2010; SSNC 2011).

Der er gengivet data fra målinger af bl.a. amerikanske, bulgarske, tyske, svenske og danske hjem. En større svensk undersøgelse er ca. 10-11 år gammel (prøvetagning foregået i 2001-2002), (Bornehag et al., 2005). Den nyeste danske undersøgelse er ca. 4 år gammel – prøvetagning foretaget i 2008 (Langer et al., 2010), og den nyeste svenske undersøgelse er fra 2011, men det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget (SSNC 2011).

Denne sidstnævnte svenske undersøgelse (SSNC 2011) er ikke særlig omfattende. Der er kun foretaget én måling fra hvert af 12 forskellige lande. Bortset fra niveauerne af DBP, som er langt det højeste, der er målt, så ligger alle andre værdier lavere end de andre undersøgelses maksimum-værdier. Den høje måling af DBP er målt i Tjekkiet. Alle andre landes DBP værdier ligger på et niveau, der er mindst 100 gange lavere. Da undersøgelsen er lille (12 prøver i alt fra 12 forskellige lande) anvendes værdierne herfra ikke til eksponeringsberegningerne, da der findes en dansk (forholdsvis ny) undersøgelse, der har foretaget langt flere målinger.

Denne nyere danske undersøgelse har indsamlet støvprøver fra 500 børneværelser og 151 daginstitutioner fra boliger og bygninger på Fyn i foråret 2008 (Langer et al., 2010). I forbindelse med denne danske undersøgelse er de målte koncentrationer (medianer) i støv for ftalaterne sammenlignet med et stort udvalg af europæiske og amerikanske undersøgelser (som også er præsenteret i tabellen nedenfor). Denne sammenligning viser, at værdierne målt i de tidligere udenlandske undersøgelser ligger nogenlunde på samme niveau (indenfor en faktor 10) for de forskellige ftalater (DEHP, DBP, DiBP og BBP) i de forskellige lande – dog med undtagelse af den bulgarske undersøgelse. Den bulgarske undersøgelse afviger væsentligt fra de andre med langt højere værdier. Langer et al. (2010) angiver, at disse bulgarske værdier er usædvanligt høje og mener at det kan skyldes analytiske problemer. Langer et al. (2010) konkluderer, at værdierne for BBP, DBP og DEHP i støv i denne danske undersøgelse er en del lavere end målt i de tidligere undersøgelser. DiBP ligger på niveau med de tidligere undersøgelser.

Langer et al (2010) foretager en større sammenligning af en svensk undersøgelse fra 2005, der også er en forholdsvis stor undersøgelse (346 målinger) (Bornehag et al., 2005). Medianen for BBP er ca. 35 gange mindre i den nye danske undersøgelse sammenlignet med den svenske, DBP er ca. 10 gange mindre og DEHP ca. 3,5 gange mindre. Årsagerne til dette angiver forfatterne som følgende:

1. de lavere værdier viser, at der er sket et skift til brug af andre ftalater i kraft af et EU forbud mod brug af ftalaterne i bl.a. legetøj fra 2007.
2. geografiske forskelle (dvs. der anvendes forskellige produkter i hjemmene i Danmark og Sverige). Fx var der PVC gulve (med indhold af ftalater) i langt flere af hjemmene i Sverige (50 %) sammenlignet med Danmark (5 %).

Langer (2010) sammenligner derfor de svenske og danske data i disse to undersøgelser for de hjem, hvor der ikke forekom PVC gulve. Og selv i denne sammenligning er de danske medianværdier for BBP ca. 24 gange mindre i

den danske undersøgelse sammenlignet med den svenske, DBP er ca. 9 gange mindre og DEHP ca. 3,3 gange mindre. Dette sammenholdt med det faktum, at DEHP støvværdierne fra denne nye danske undersøgelse er 2,5 gange mindre end for den tidligere danske undersøgelse (Clausen et al., 2003), viser, at ftalatkoncentrationen i støv for disse ftalater ser ud til at være faldet.

Det blev besluttet udelukkende at anvende de danske data fra Langer et al (2010) for DEHP, DBP, DiBP og BBP i risikovurderingen, da denne undersøgelse er forholdsvis ny, er langt den største, er dansk, og at der er en chance for, at ftalatforbuddet kan have haft en effekt i form af lavere ftalatværdier i dag end tidligere. For de andre ftalater anvendes således værdier fra ikke-danske undersøgelser, da der her ikke findes danske værdier:

- for DiNP, DnOP og DnHP anvendes de data, der er tilgængelige, hvilket kun er fra henholdsvis en enkelt eller to undersøgelser
 - for DiNP anvendes 95 percentil i stedet for maksimumværdien, da medianværdien viser, at det kun er en enkelt måling eller to, der viser disse ekstremt høje værdier
 - for DnOP anvendes det geometriske gennemsnit, da median eller almindeligt gennemsnit ikke er tilgængeligt
- for DnPP foretages ingen beregninger, da den eneste undersøgelse, der har målt for DPP ikke har identificeret DPP over detektionsgrænsen

Langer et al (2010) illustrerer, at der er en lille forskel mellem koncentrationerne målt i de danske hjem og i daginstitutionerne. Gennemsnitskoncentrationerne i daginstitutionerne er en faktor 1-4 højere end gennemsnitskoncentrationerne fra hjemmene. Da forskellen ikke er væsentlig højere og for at anvende en konservativ tilgang anvendes den højeste koncentration fra undersøgelsen uanset om der er tale om målinger fra daginstitutionerne eller fra hjemmene. Denne koncentration anvendes over hele døgnet – dvs. så de repræsenterer både ophold inden døre i en arbejdssituation og i en privat situation (derhjemme).

Tabel 7-4 Oversigt over indhold af ftalater i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(SSNC 2011)	<u>Husstøv (soveværelser):</u> DEHP: Range: 6,5 – 1670 µg/g Sverige: 121 µg/g Tyskland: 213 µg/g DBP: Range: < DL – 2900 µg/g Sverige: 9,2 µg/g Tyskland: < DL DiNP: Range: < DL – 879 µg/g Sverige: 102 µg/g Tyskland: < DL µg/g BBP: Range: < DL – 27 µg/g Sverige: 7,6 µg/g Tyskland: 7,1 µg/g	SSNC har målt på indhold af kemiske stoffer i støvprøver fra 12 forskellige lande: Syd Afrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerne, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjekkiet, Ungarn og Italien. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget. Støvprøverne er taget fra soveværelser. Der er udelukkende taget tre støvprøver fra hvert soveværelse, som så er poollet til en samlet prøve, der er analyseret. De højeste værdier er generelt målt i Filippinerne for alle stoffer. Der er her angivet en range for de forskellige ftalater. Dette range illustrerer således forskellen på værdierne fra de tolv lande. Værdier fra vores nabolande Sverige og Tyskland er angivet særskilt.
(Langer et al., 2010; Weschler et al., 2010)	<u>Husstøv (soveværelser):</u> DEHP: Range: 12,7 – 6611 µg/g GM: 220 µg/g Median: 210 µg/g DBP: Range: < 0,18 – 253 µg/g	I foråret 2008 er der taget 500 støvprøver fra danske hjem (soveværelser), samt støvprøver fra 151 danske daginstitutioner. Alle prøver er taget på Fyn. DEHP blev identificeret i alle prøverne i både hjem og i daginstitutioner, mens DnBP, DiBP og BBP blev detekteret i mere end 75% af soveværelserne og mere end 90% af daginstitutionerne.

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
	GM: 8,1 µg/g Median: 15 µg/g DIBP: Range: < 0,26 – 2496 µg/g GM: 16,6 µg/g Median: 27 µg/g BBP: Range: < 0,7 – 285 µg/g GM: 4,2 µg/g Median: 3,7 µg/g Daginstitutioner: DEHP: Range: 101 – 5566 µg/g GM: 540 µg/g Median: 500 µg/g DBP: Range: < 0,18 – 440 µg/g GM: 30 µg/g Median: 38 µg/g DIBP: Range: < 0,26 – 652 µg/g GM: 18,1 µg/g Median: 23 µg/g BBP: Range: < 0,7 – 293 µg/g GM: 16,4 µg/g Median: 17 µg/g	Artiklen sammenligner de fundne niveauer med en del tidligere undersøgelser (også præsenteret i denne tabel), og konkluderer, at koncentrationen af BBP, DnBP og DEHP er en del lavere end for tidligere undersøgelser. Årsagerne til dette angiver forfatter som følgende: 1) værdierne repræsenterer, at der er sket et skift til brug af andre ftalater 2) geografiske forskellige (der anvendes forskellige produkter i hjemmene i forskellige lande) Artiklen angiver udelukkende gennemsnitsværdier – ingen maksimal-værdier for stofferne. Vi har modtaget rådata fra forfatterne og kan på denne baggrund angive minimum og maksimumværdier for undersøgelsen. GM = Geometric Mean
(Hwang et al., 2008)	DEHP: ND – 40459 µg/g (95-percentil: 854 – 7980 µg/g) (Gns.: 192 – 3214 µg/g) (median* = 195 - 996 µg/g)	Blandt ftalaterne har kilden kun undersøgt DEHP. Amerikansk undersøgelse, men der er angivet data fra en række andre kilder – også europæiske (1997-2008). Mellem 5 og 376 antal prøver i de forskellige undersøgelser. Den højeste værdi er målt i undersøgelsen med de 376 prøver. Data repræsenterer således værdier fra en række forskellige lande. Det fremgår ikke, hvornår de enkelte data er fra.
(Becker et al., 2004)	DEHP: 22 – 5330 µg/g (95-percentil: 1840 µg/g) (50-percentil*: 515 µg/g) (Gns. (geometrisk): 508 µg/g)	Kun DEHP er målt i husstøv fra støvsugerposer i Tyskland i 2001 og 2002. 252 støvsugerstøvprøver er analyseret.
(Clausen et al., 2003)	DEHP: Skoler: Gns.: 3214 µg/g (95-percentil: 7063 µg/g) (50-percentil*: 858 µg/g) Husstøv: Gns.: 640 – 858 µg/g (95-percentil: 2000 – 2600 µg/g)	Gengiver også resultater fra tidligere danske (1991/23 prøver), tyske (1997/272 prøver, 2001/286 prøver) og norske (1997/38 prøver) undersøgelser af husstøv (støvsugerstøv). De nyeste undersøgelser (2003) er kun fra skoler ikke private hjem. Bornehag et al, 2005, der har citeret 50-percentilen fra denne danske undersøgelse af Clausen et al, 2003.
(Bornehag et al., 2004; Bornehag et al., 2005)	DEHP: 0 – 40459 µg/g (Gns.: 1310 µg/g, median: 770 µg/g) (95-percentil: 4069 µg/g) DBP: 0 – 5446 µg/g Gns.: 226 µg/g, median: 150 µg/g (95-percentil: 568 µg/g) DIBP: 0 – 3810 µg/g (Gns.: 97 µg/g, median: 45 µg/g) (95-percentil: 311 µg/g) BBP: 0 – 45549 µg/g (Gns.: 319 µg/g, median: 135 µg/g) (95-percentil: 599 µg/g) DiNP: 0 – 40667 µg/g (Gns.: 639 µg/g, median: 41 µg/g) (95-percentil: 1930 µg/g)	Der er foretaget 346 målinger af overfladestøv fra børns værelser i Sverige i 2001 og 2002. Data fra samme undersøgelse præsenteres i de to kilder, men i Bornehag (2005) præsenteres også resultater fra seks tyske undersøgelser (1997/272 prøver, 2001/286 prøver, 2002/199 prøver, 2003/65 prøver, 2004/30 prøver, 2004/252 prøver), en norsk undersøgelse (1997/38 prøver) og en dansk (2003/23 prøver – kun DEHP).

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Kolarik et al., 2008)	DEHP: 95-percentil: 1190 – 7980 µg/g (50-percentil = 340 - 990 µg/g) BBP: 95-percentil: ND – 1560 µg/g (50-percentil = ND - 330 µg/g) DBP: 95-percentil: ND – 30.800 µg/g (50-percentil = ND - 9850 µg/g) DnOP: Geometric mean: 250 µg/g 95% CL: 200 - 300 µg/g Range: ND – 2510 µg/g	Der er foretaget støvprøver fra 177 hjem i Bulgarien i 2005. Der er desuden gengivet resultater fra ni andre Europæiske undersøgelser (herunder Becker et al, 2004; Clausen et al, 2003; og Bornehag et al, 2004). Der er resultater fra Sverige (2004/346 prøver), Tyskland (1997/272 prøver, 2001/286 prøver, 2002/199 prøver, 2002/65 prøver, 2004/30 prøver, 2004/252 prøver), Norge (1997/38 prøver) og Danmark (2003/23 prøver). Andre ftalater er også målt. Kolarik et al, 2008 refererer til de samme undersøgelser som andre kilder, men angiver udelukkende 95-percentil og ikke maksimal-værdier, hvorfor den høje værdi på > 40.000 µg/g ikke fremgår af denne kilde. Målingerne af DNOP i støv målt i 177 hjem i Bulgarien. Antal prøver over detektionsgrænsen: 143. Data er listet som: Geometric mean (95% CI; range).
(Rudel et al., 2003)	DEHP: 16,7 – 7700 µg/g (median = 340 µg/g) DBP: < 24 – 352 µg/g (median = 20,1 µg/g) BBP: 3,87 – 1310 µg/g (median = 45,4 µg/g) DIBP: < 1 – 39,1 µg/g (median = 1,91 µg/g) DnHP: < 0,1 – 30,6 µg/g (median = 1,1 µg/g)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Støvprøven er indsamlet via en støvsuger fra 4-5 af de mest brugte rum i hjemmet.
(Watson 2009)	DEHP: Range: 10 – 2400 µg/g (median = 1355 µg/g) DBP: 20 – 460 µg/g (median = 89 µg/g) BBP: < 2,6 – 20 µg/g (median = < DL) DIBP: 4,7 – 77 µg/g (median = 43 µg/g) DPP (Dipentyl phthalate): Range: <1,3 µg/g - <3,3 µg/g (median = < DL)	4 støvprøver taget i hhv. 2 kontorer i Tjekkiet og et observatorium på toppen af et bjerg og en myndighedsbygning. Bjergstøvprøven gav værdien: < 1,5. Støv indsamlet via støvsuger. Der er ikke angivet, hvornår prøverne er indsamlet.
(HSDB 2009)	DnHP: Range: 0,308 – 3,14 µg/g	Data er fundet i 5 ud af 6 støvprøver fra boliger og kontorer. Den fulde reference kan desværre ikke skaffes, men flg. site refererer dataene: (HSDB 2009). Oprindelig reference er fra 2001. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget eller hvor henne.
(NTP - CERHR 2003)	DnOP 40 µg/g (støvsugeposestøv) 20 µg/g (støvprøve fra et af 3 huse)	(Pfordt et al., 1999)refereret i (NTP - CERHR 2003) angiver at der var fundet DNOP i de angivne mængder i prøver fra Tyskland. De testede dog (angiveligt) kun 3 hjem. Refereret på side II-2 i (NTP - CERHR 2003). Den oprindelige kilde kunne ikke skaffes.

ND = Not detected (under detektionsgrænsen)

DL = Detection Limit (detektionsgrænse)

Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne.

*) Bemærk, at nogle undersøgelser angiver en median og andre en 50-percentil. Dette er et udtryk for den samme værdi.

7.5.1.2 PCB i støv

PCB i indeklimaet består både af dioxinlignende PCB og ikke-dioxinlignende PCB. Af de i alt 209 forskellige typer af PCB (congenerer) er 12 af dem dioxinlignende. Det er de dioxinlignende PCB'er der er interessante i forhold til hormonforstyrrende effekter. Problemet er imidlertid, at der ikke i alle undersøgelser af PCB i indeklimaet skelnes mellem ikke-dioxinlignende og dioxinlignende PCB.

Der er fundet et par amerikanske undersøgelser, der måler på PCB i støv. Desuden findes der en dansk undersøgelse af PCB i danske bygninger fra 2009 (Gunnarsen et al., 2009). Den nye danske PCB-undersøgelse af Farum

Midtpunkt måler desværre ikke PCB i støv (Sundhedsstyrelsen 2012). En dansk rapport udarbejdet til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet (Jensen et al., 2009) samler op på indeklimamålinger foretaget i USA og Europa for PCB, men der er generelt angivet få oplysninger, såsom maksimumværdier. Data fra Gunnarsen et al. (2009) er ikke inkluderet her, da studierne er udarbejdet nogenlunde samtidig.

Fælles for mange af undersøgelserne er, at der er fokuseret på målinger af bygninger (fx skoler), hvor man er bevidste om, at bygningen er forurenede med PCB. For disse bygninger kan niveauerne være ekstremt høje, fx 980 µg/g i støv (Weis et al., 2003)

Der er nogen usikkerhed på denne eksponeringsberegning for PCB, da der ikke i kilderne har været oplysninger om mængderne af de specifikke dioxinlignende PCB congenere. Der er stor forskel på om undersøgelserne måler på enkelte specifikke PCB congenere, PCB 7 (der består af seks ikke-dioxinlignende PCB'er og én dioxinlignende congener) eller total PCB (PCBn). Da der ikke er fundet tilstrækkelige data til at udføre en risikovurdering specifikt for de dioxinlignende PCB'er, er der som angivet i kapitel 6 "Farevurdering" anvendt en anden DNEL for PCB'er i støv end for PCB'er i luft og fødevarer. DNEL_{AA} værdien for PCB'er i støv er fastlagt på baggrund af et studie af en blanding af dioxinlignende og ikke-dioxinlignende PCB'er og en antagelse af, at sammensætningen af PCB'er i støv afspejler sammensætningen af PCB'er i det anvendte studie. Der udvælges derfor som udgangspunkt værdier af PCB i støv som total PCB eller PCB n til eksponeringsberegningerne.

Data angivet i Jensen et al. (2009) viser de højeste værdier, der er målt i støv på en skole i Danmark. Der er ikke her data for PCB n, men PCB 7, og den højest målte værdi for PCB7 anvendes som maksimal værdi. Som medianværdi anvendes medianen fra de 10 målinger, der er foretaget for PCB n i private hjem og offentlige bygninger i (Gunnarsen et al., 2009). Data fra skoler, offentlige bygninger, daginstitutioner eller lignende anvendes, da de kan repræsentere en arbejdsituation for målgruppen.

Tabel 7-5 Oversigt over indhold af PCB i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fedt i lustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	PCB 52: < 0,2 – 15,7 µg/g (median = < 0,2 µg/g) PCB 105: < 0,2 – 16,3 µg/g (median = < 0,2 µg/g) PCB 153: < 0,2 – 35,3 µg/g (median = < 0,2 µg/g)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Støvprøven er indsamlet via en støvsuger fra 4-5 af de mest brugte rum i hjemmet. Af 120 hjem blev der fundet PCB i luften i 32 % af dem og PCB i støvet i 18 % af dem. (Rudel et al., 2008) PCB 105 er én af de dioxinlignende congenere. PCB 52 og 153 er ikke-dioxinlignende.
(Rudel et al., 2008)	Sum af PCB 105 og 153: Maksimum: 0,6 - 10 µg/g	Kilden følger op på de 2 af de 120 amerikanske hjem, der havde de højeste målte PCB koncentrationer og årsagen findes (trægulv finish). Der måles stadig høje PCB koncentrationer 5 år senere. Disse målinger er fra 2004-2005. Der gengives, at andre amerikanske undersøgelser ikke viser de samme høje PCB koncentrationer (en undersøgelse af 1000 støvsugerposeprøver). Spredningen indikerer således niveauet fra "normal" til enkelte høje koncentrationer angivet i Rudel et al, (2008). PCB 105 er én af de dioxinlignende congenere. PCB 153 er ikke-dioxinlignende.
(Sullivan 2008)	Total PCB: Maksimum 36 µg/g Gns.: 6,7 µg/g	19 støvprøver på en skole i USA i 2007. PCB var at finde i 18 ud af 19 prøver fra skolen. Støvprøver er fra ventilationssystem.
(Jensen et al., 2009)	PCB: Sverige: Maksimal: 4 µg/g	Dansk rapport udarbejdet til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet (Jensen et al., 2009). Den samler op

Kilde	Koncentration målt i indeklimatestøv	Kommentar
	Danmark (skole): Range PCB 7: 0,6 – 18,2 µg/g	på indeklimatemålinger foretaget i USA og forskellige Europæiske lande for PCB. Data fra Gunnarsen et al. (2009) er ikke inkluderet her. Der er generelt ikke angivet hvornår prøverne er taget, og det er generelt enkeltmålinger, der er angivet. Der er få data for PCB i støv, men er angivet støvmålinger fra en skole i Danmark foretaget i 2008. Målingerne for støv er for PCB 7. PCB 7 består af seks ikke-dioxinlignende PCB'er og den dioxinlignende congener PCB 118.
(Gunnarsen et al., 2009)	Enfamiliehuse/etagebolig: PCB 7: < 0,015 – 0,0899 µg/g PCB n: < 0,015 – 0,171 µg/g Offentlige bygninger: PCB 7: 0,0685 – 0,906 µg/g PCB n: 0,119 – 2,054 µg/g Alle 10 målinger: Median PCB 7: 0,09 µg/g Median PCB n: 0,152 µg/g	Der er i denne danske undersøgelse bevidst udvalgt bygninger, der indeholder PCB i byggematerialerne. De angivne værdier er for enfamiliehuse (4) og en etagebolig (1), men der er også målt i lager, kontor, gymnasium og universitet, som havde mellem 1 og 100 gange højere koncentrationer af PCB i støvet. PCB 7 = summen af 7 kongenerer. PCB 7 består af seks ikke-dioxinlignende PCB'er og den dioxinlignende congener PCB 118. PCB n = summen af de n af de 22 kongenerer, der lå over detektionsgræsen. Bemærk, der er ikke angivet 95-percentil for de få data (10 i alt), der er målt. Det er ikke angivet hvornår målingerne er taget, men projektet startede i 2006.

7.5.1.3 Bisphenol A i støv

Der er identificeret fem undersøgelser, der har foretaget målinger af bisphenol A i støv. Tre amerikanske undersøgelser (to af ældre dato), samt en nyere belgisk og en nyere svensk undersøgelse (som har målt i 12 forskellige lande). Alle undersøgelser viser, at Bisphenol A indholdet i støv ligger på nogenlunde samme forholdsvis lave niveau. Den svenske undersøgelse viser dog langt lavere værdier.

Værdierne fra den nyeste amerikanske undersøgelse anvendes (Loganathan et al., 2011), da der her er foretaget forholdsvis mange målinger (56). Målingerne er foretaget i 2006. Medianværdi og højeste maksimalt målte koncentration anvendes i beregningerne.

Tabel 7-6 Oversigt over indhold af Bisphenol A i støv i indeklimate. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimatestøv	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	Bisphenol A: < 0,2 – 17,6 µg/g (median = 0,821 µg/g)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Støvprøven er indsamlet via en støvsuger fra 4-5 af de mest brugte rum i hjemmet.
(Wilson et al., 2001)	Bisphenol A: 1,04 – 4,51 µg/g	Støvprøver fra 6 hjem og kontorer i USA. (Wilson et al., 2001; Salthammer et al., 2009) Wilson, Chuang and Lyu (2001) refereret i Salthammer and Udhe, 2009. Der er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Loganathan et al., 2011)	Bisphenol A: Range: < 0,0005 – 2,95 µg/g Gns.: 0,843 µg/g Median: 0,422 µg/g	Foretaget 56 målinger af støvprøver fra to forskellige byer i det østlige USA i 2006. 44 målinger er fra huse, 6 målinger fra laboratorier, og 6 specielle målinger fra støv i tørretumbler eller køleskabe. Det angives, at gennemsnitskoncentrationerne fra laboratorierne var højere end koncentrationerne fra de private hjem, men ikke statistisk signifikant højere. Den højeste måling på 10,2 µg/g stammer fra en måling fra et støvfilter på et laboratorium, hvor støvet har akkumuleret i mere end et år. Denne måling holdes således ude for undersøgelsen og anses ikke for at være repræsentativ til dette projekt om de gravide. Næsthøjeste måling er på 2,95 µg/g.
(Geens et al., 2009)	Bisphenol A: Private hjem: Minimum 0,535 µg/g Median: 1,461 µg/g	Målt i støvprøver fra 18 tilfældigt udvalgte huse og 2 kontorer i Flanderns i Belgien. Prøverne er taget i 2008. Prøverne består af støv opsamlet fra stue, soveværelse og køkken.

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
	95%: 4,873 µg/g Maksimum: 9,729 µg/g Mean: 2,001 µg/g Kontorer: I de to kontorer opgives kun følgende to værdier: 4,685 µg/g 8,380 µg/g	
(SSNC 2011)	Bisphenol A: Minimum: 0,00004 µg/g Maksimum: 0,0247 µg/g Sverige: 0,0017 µg/g Tyskland: 0,0004 µg/g	SSNC har målt på indhold af kemiske stoffer i støvprøver fra 12 forskellige lande: Syd Afrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerne, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjekkiet, Ungarn og Italien. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget. Støvprøverne er taget fra soveværelser. Der er udelukkende taget tre støvprøver fra hvert soveværelse, som så er poollet til en samlet prøve, der er analyseret. De højeste værdier er generelt målt i Filippinerne for alle stoffer. Der er her angivet en range for bisphenol A. Dette range illustrerer således forskellen på værdierne fra de tolv lande. Værdier fra vores nabolande Sverige og Tyskland er angivet særskilt.

7.5.1.4 Nonylphenol i støv

Der er identificeret en række undersøgelser af nonylphenol i indeklimastøv. Data er imidlertid primært af ældre dato (2000-2005). Nogle data er angivet som nonylphenol – andre som nonylphenol og dets ethoxylater. Der er identificeret både data fra husstøv, samt data fra kontormiljø eller daginstitutioner.

En tjekkisk undersøgelse og en amerikansk undersøgelse skiller sig ud ved at have maksimumværdier, samt gennemsnitsværdier, der ligger væsentligt højere end de resterende undersøgelser (ca. 1000 gange højere). Den tjekkiske undersøgelse dækker dog over andre nonylphenoler også og den amerikanske undersøgelse er helt tilbage fra 2000.

Rudel et al. 2003 er langt den største undersøgelse med 118 støvprøver fra amerikanske husholdninger (foretaget i 1999-2001). De resterende undersøgelser dækker udelukkende over et par prøver (4-10 prøver). Derfor anvendes data fra den mest omfattende undersøgelse (Rudel et al., 2003), selvom data er flere år gamle.

Der anvendes de maksimalt fundne værdier i beregningerne (dvs. de højest identificerede medianværdier og maksimumværdier).

Tabel 7-7 Oversigt over indhold af nonylphenol i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	4-nonylphenol: Minimum: <RL Maksimum: 8,68 µg/g Median: 2,58 µg/g	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Der er data for 4-nonylphenol (hvilket er et synonym for nonylphenol). 4-nonylphenol blev fundet i 80 % af de 118 støvprøver fra husholdninger.
(Butte et al., 2001)	Nonylphenol Median: 6,2 µg/g 95 %: 18 µg/g	Fundet i husstøv fra husholdninger (beboernes egne støvsugere). Husholdninger i Schleswig-Holstein og Lower Saxony. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget.
(Watson 2009)	P-Nonylphenol: Range: 3300 – 20.000 µg/g Gns.: 8675 µg/g.	4 støvprøver taget i hhv. 2 kontorer i Tjekket og et observatorium på toppen af et bjerg og en myndighedsbygning. Bjergstøvprøven gav værdien: < 4500 µg/g. Støv indsamlet via støvsuger. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget. Data for den nonylphenol med de højeste værdier er præsenteret her: NB: nonylphenol dækker her P-N-nonylphenol (104-40-5) og 4-Nonylphenol mono-ethoxylate (9016-45-9) og 4-nonylphenol di-ethoxylate (20427-84-3) og ikke Nonylphenol (med nr. 25154-52-3 eller 84852-15-3) som vi har fokus på i projektet.
(Rudel et al., 2001; Salthammer et al., 2009)	Nonylphenol: Nonylphenol (og dets mono- og di-ethoxylater): Maksimum: 14 µg/g i husstøv	(Rudel et al., 2001) (Salthammer et al., 2009). Målingerne er taget i 7 prøver af husstøv i USA. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget.
(Wilson et al., 2001; Salthammer et al., 2009)	Nonylphenol: Range: 4,16-13,8 µg/g	Støvprøver fra 10 daginstitutioner i USA. (Wilson et al., 2001; Salthammer et al., 2009). Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget.
(Costner et al., 2005)	Nonylphenol: Maksimum: 10.500 µg/g Minimum: 3740 µg/g Gns: 5141 µg/g	Data er for 4-nonylphenol. Fundet i 7 ud af 7 støvprøver (fra støvsugerposer) fra 7 forskellige stater i USA (10 prøver fra boliger i hver stat). Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget.
(SSNC 2011)	Nonylphenol: Maksimum: 0,0038 µg/g Minimum: 0,0001 µg/g Sverige: 0,001 µg/g Tyskland: 0,0008 µg/g	SSNC har målt på indhold af kemiske stoffer i støvprøver fra 12 forskellige lande: Syd Afrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerne, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjekket, Ungarn og Italien. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget. Støvprøverne er taget fra soveværelser. Der er udelukkende taget tre støvprøver fra hvert soveværelse, som så er poollet til en samlet prøve, der er analyseret. De højeste værdier er generelt målt i Filippinerne for alle stoffer. Der er her angivet en range for nonylphenol. Dette range illustrerer således forskellen på værdierne fra de tolv lande. Værdier fra vores nabolande Sverige og Tyskland er angivet særskilt.

7.5.1.5 TBBPA i støv

Der er kun identificeret to nyere belgiske undersøgelser, samt en engelsk undersøgelse, hvor der er foretaget målinger af TBBPA i støv. Alle tre undersøgelser viser nogenlunde samme målte niveauer. Den ene belgiske undersøgelse (Geens et al., 2009) skiller sig dog ud med en maksimumværdi som er ca. 3-5 gange højere end maksimumværdien i de andre to undersøgelser. Medianværdien (der er lav) fra denne belgiske undersøgelse viser dog, at det må være få målinger, der ligger så højt.

Resultaterne fra den nyeste belgiske undersøgelse (D'Hollander et al., 2010) anvendes (målinger foretaget i 2008), da der her er de højeste maksimumværdier af de resterende to undersøgelser. Medianværdien fra denne belgiske undersøgelse ligger dog en faktor 3-5 lavere end den engelske undersøgelse.

Tabel 7-8 Oversigt over indhold af TBBPA i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(D'Hollander et al., 2010)	TBBPA Range: < 3 – 419 ng/g Median: 12 ng/g	Belgiske målinger fra 45 hjem og 10 kontorer. Støvprøver er indsamlet i 2008. Støvprøverne repræsenterer støv fra stue, soveværelse, køkken og kontor.
(Geens et al., 2009)	TBBPA <u>Private hjem:</u> Minimum: 0,85 ng/g Median: 10 ng/g 95 %: 689 ng/g Maksimum: 1481 ng/g Mean: 146 ng/g <u>Kontorer:</u> I de to kontorer opgives kun følgende to værdier: 100 ng/g 45 ng/g	Målt i støvprøver fra 18 tilfældigt udvalgte huse og 2 kontorer i Flanders i Belgien. Prøverne er taget i 2008. Prøverne består af støv opsamlet fra stue, soveværelse og køkken.
(Abdallah et al., 2008)	TBBPA <u>Private hjem (35):</u> Range: <0,05 – 382 ng/g Median: 62 ng/g Gns.: 87 ng/g <u>Kontorer (28):</u> Range: <0,05 – 140 ng/g Median: 36 ng/g Gns.: 49 ng/g <u>Offentlige steder (4):</u> Range: 52 – 350 ng/g Median: 230 ng/g Gns.: 220 ng/g	Der er målt for TBBPA i støv i 35 private hjem, 28 kontorer og 4 offentlige steder (3 pubs og 1 restaurant) i UK. Prøvetagning er foretaget i 2007. Støvprøver er opsamlet med støvsuger. Luftprøver er opsamlet i stuer (private hjem). Der blev ikke detekteret TBBPA alle steder. Artiklen udregner hvor stor betydning indtag via luft, støv og fødevarer har for børn og voksne. For voksne har fødevarer stadig størst betydning (44-82 % af den samlede eksponering afhængig af om man kigger på 5 eller 95 percentilen), hvorimod indtag fra støv står for mellem 12 og 50 % af den samlede eksponering (for henholdsvis 5 og 95 percentilen). Det konkluderes i undersøgelsen, at støvindtaget står for en vigtig del af den samlede eksponering.

7.5.1.6 PFOS og PFOA i støv

Der er identificeret flere forholdsvis nye undersøgelser af indholdet af PFOS og PFOA i støv i indeklimaet. En norsk undersøgelse (Huber et al., 2011) samler desuden op på mange andre tidligere støvmålinger (fra Belgien, Sverige, Canada, USA og Japan). Generelt tyder det ikke på, at der er den store forskel på værdierne fra private hjem eller fra kontorer. Alle værdier er derfor præsenteret samlet. Huber et al. (2011) angiver, at de målte værdier i Tromsø i Norge generelt er lavere end observeret i de andre undersøgelser, men angiver, at dette forhold kan skyldes geografiske forskelle, kulturelle forskelle, samt forskelle i de anvendte prøvetagningsmetoder.

En japansk undersøgelse – ligeledes fra 2011 (Liu et al., 2011) samler også op på tidligere undersøgelser. Her angives også, at den nye japanske undersøgelse har værdier, der ligger lavere end tidligere målte værdier i fx USA, Kina, Australien, UK og Tyskland, men der findes også andre tidligere undersøgelser med lavere værdier end de japanske. Den japanske undersøgelse måler udelukkende på PFOA og andre PFC (perfluoroalkyl carboxylater) i støv. Der er ikke målt PFOS.

En svensk undersøgelse måler på PFOS og PFOA i støv i 12 forskellige lande (SSNC 2011). Der er udelukkende foretaget én enkelt måling i hvert land og der er kun identificeret PFOS og PFOA i henholdsvis 5 og 2 af de 12 målinger.

Jogsten, Nadal et al. (2012) har målt på PFOS og PFOA i 10 forskellige huse i Spanien. Det angives, at de identificerede værdier ligger lavere end værdier fra tidligere undersøgelser.

Goosey & Harrad (2011) repræsenterer langt den største undersøgelse af PFOS og PFOA i støv i private hjem og arbejdssteder (kontorer og klasseværelser). Der er i alt foretaget 225 forskellige målinger i 8 forskellige lande. Denne undersøgelse viser samtidigt også nogle af de højest målte værdier. Værdierne herfra anvendes i beregningerne, da det er langt den største undersøgelse. Der anvendes de højeste identificerede værdier, samt højeste medianværdier i beregningerne. Disse højeste målte værdier er målt i enten UK eller i Tyskland. Der skelnes bevidst ikke mellem målinger fra private hjem og arbejdssituationer, da værdierne er nogenlunde på niveau – og for at anvende en konservativ tilgang anvendes de højeste koncentrationer fra arbejdssituationer eller hjemmet over hele døgnet, dvs. så de repræsenterer både ophold inden døre i en arbejdssituation og i en privat situation (derhjemme). Det angives dog i undersøgelsen, at niveauerne fra klasseværelser og kontorer er signifikant højere end i de private hjem, selvom den højest fundne værdi stammer fra et privat hjem.

Tabel 7-9 Oversigt over indhold af PFOS og PFOA i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fedt illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Jogsten et al., 2012)	PFOS: Range: 1,1 – 12 ng/g Median: 2,5 ng/g Average: 3,5 ng/g PFOA: Range: 0,16 – 36 ng/g Median: 4,2 ng/g Average: 9,5 ng/g	Der er målt på PFOS og PFOA samt en lang række andre PFC'er i husstøv og indeluft i 10 forskellige huse i Spanien. Støvprøver er taget fra støvsugerposer og luftprøverne er indsamlet i 1 meters højde i hjemmene i 2009. PFOS og PFOA blev identificeret i alle 10 prøver af husstøv, men PFOS kun i tre prøver af indeluften (men de kunne ikke identificeres igen ved dobbeltbestemmelse). Det angives, at de identificerede værdier ligger lavere end værdier fra tidligere undersøgelser. I artiklen foretages en vurdering af voksne og små børns udsættelse for forskellige PFC'er. Eksponeringsvurderingen viser, at fødevarerindtaget er den største kilde til eksponering for PFC'er. Ved anvendelse af de højest målte værdier fra denne undersøgelse udgør indeklimaet maksimalt 4 % af den totale eksponering for voksne.
(Huber et al., 2011)	PFOS: Range: <0,1 – 5065 ng/g Median: 0,5 – 201 ng/g Average: 9,4 – 443,6 ng/g PFOA: Range: <0,05 – 3700 ng/g Median: 0,7 – 165 ng/g Average: 6,4 – 380 ng/g	Der er målt på PFOS og PFOA, samt en lang række andre PFC'er i husstøv og indeluft i Tromsø i Norge. 12 støvprøver er indsamlet – heraf 7 fra stuer, 1 fra et soveværelse, 2 støvprøver fra henholdsvis gulvtæppe og sofa, samt 2 prøver fra et kontor og lagerrum. Prøverne er indsamlet i 2007/2008. Artiklen samler desuden op på mange andre støvmålinger fra Belgien (45 målinger i hjem), Sverige (10 målinger i huse, 38 målinger i lejligheder og 10 målinger på et kontor), Canada (67 målinger i hjem), USA (102 målinger i hjem og 10 målinger i daginstitutioner), Japan (16 målinger i hjem), Norge (1 måling på et kontor) og Belgien (10 målinger på et kontor). Der præsenteres minimum, maksimal, median og gennemsnitsværdier for alle disse målinger, hvor Huber et al. (2011) har citeret en række andre kilder. Generelt tyder det ikke på, at der er den store forskel på værdierne fra private hjem eller fra kontorer. Alle værdier er derfor præsenteret. Huber et al. (2011) angiver, at de målte værdier i Tromsø i Norge generelt er lavere end observeret i de andre undersøgelser, men angiver, at dette forhold kan skyldes geografiske forskelle, kulturelle forskelle, samt forskelle i de anvendte prøvetagningsmetoder.
(Liu et al., 2011)	PFOA: Range: 3,2 – 340 ng/g Median: 20,8 ng/g Average: 42,3 ng/g	Der er målt på PFOA og andre PFC i 77 prøver af støvsugerposestøv fra 4 forskellige byer i Japan i 2010. Det angives at målingerne i denne undersøgelse har værdier, der ligger lavere end tidligere målte værdier i fx USA, Kina, Australien, UK og Tyskland, men der findes også andre tidligere undersøgelser med lavere værdier end de

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
		Japanske. Artiklen samler op på en række tidligere undersøgelser (udgivet i 2003-2011), som viser medianværdier på mellem < 0,98 og 355 ng/g PFOA i støv. Den højeste medianværdi refereret på de 355 ng/g har dog kun foretaget 4 målinger. Der er udelukkende angivet medianværdier fra de tidligere undersøgelser – ikke maksimumværdier.
(SSNC 2011)	<p>PFOA: Range: 1,1 – 3,4 ng/g Sverige: < DL Tyskland: < DL</p> <p>PFOS: Range: 0,7 – 7,6 ng/g Sverige: 1,6 Tyskland: < DL</p>	<p>SSNC har målt på indhold af kemiske stoffer i støvprøver fra 12 forskellige lande: Syd Afrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerne, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjekkiet, Ungarn og Italien. Der er ikke angivet hvornår prøvetagning er foretaget.</p> <p>Støvprøverne er taget fra soveværelser. Der er udelukkende taget tre støvprøver fra hvert soveværelse, som så er poollet til en samlet prøve, der er analyseret.</p> <p>De højeste værdier er generelt målt i Filippinerne for alle stoffer. Der er her angivet en range for PFOS og PFOA. Dette range illustrerer således forskellen på værdierne fra de tolv lande. Det er dog ikke i alle 12 lande, at PFOS og PFOA blev detekteret. Værdier fra vores nabolande Sverige og Tyskland er angivet særskilt.</p>
(Goosey et al., 2011)	<p>PFOS: <u>Private hjem:</u> Range: <0,03 – 7400 ng/g (målt i UK) Median: 16 – 310 ng/g Average: 32 – 1000 ng/g</p> <p><u>Klasseværelser/kontorer:</u> Range: 20 – 3700 ng/g Median: 230 – 840 ng/g (målt i UK) Average: 370 – 980 ng/g</p> <p>PFOA: <u>Private hjem:</u> Range: <0,98 – 4100 ng/g Median: <0,98 – 300 ng/g (målt i Tyskland) Average: 45 – 530 ng/g</p> <p><u>Klasseværelser/kontorer:</u> Range: <0,98 – 6000 ng/g (målt i UK) Median: 240 – 290 ng/g Average: 310 – 550 ng/g</p>	<p>Der er målt på PFOA og PFOS samt andre PFC'er i husstøv i en lang række lande fra 2007-2009. Australien (20 målinger), Canada (20 målinger), Frankrig (9 målinger), Tyskland (10 målinger), Kasakhstan (9 målinger), Thailand (20 målinger), UK (45 målinger) og USA (10 målinger). Desuden er der foretaget målinger fra biler (20 målinger), klasseværelser (42 målinger) og kontorer (20 målinger) i UK. Højeste koncentration af PFOS er målt i UK, laveste er målt i Kasakhstan. Højeste koncentration af PFOA er målt i UK, laveste er målt i Kasakhstan og Thailand.</p> <p>De målte værdier er blevet analyseret rent statistisk og viser, at værdierne i UK, Australien, Canada, Frankrig, Tyskland og USA er signifikant højere end i Kasakhstan, og værdierne i UK, Australien, Canada og USA er signifikant højere end i Thailand, når det gælder PFOS. Desuden er værdierne i klasseværelserne signifikant højere end værdierne i private hjem for PFOS.</p> <p>Artiklen beskriver ligeledes en eksponeringsvurdering, der viser, at indtag for fødevarer udgør det største bidrag for PFOS og PFOA (hvilket er på linje med tidligere undersøgelser). Men indtaget af PFOS og PFOA fra støv kan være af betydning for særligt høje værdier af PFOS og PFOA i støv.</p>
(D'Hollander et al., 2010)	<p>PFOS: Range: <0,1 – 211 ng/g Median: 0,5 ng/g Average: 9,4 ng/g 95% P: 17,5 ng/g</p> <p>PFOA: Range: <0,05 – 109 ng/g Median: 0,7 ng/g Average: 6,4 ng/g 95% P: 11,5 ng/g</p>	<p>Belgiske målinger fra 45 hjem og 10 kontorer. Prøvetagning er foretaget i 2008. Det angives, at data observeret for PFC i dette studie er på samme niveau som PFC niveauer observeret andre steder i Europa – dog er medianværdier ca. 10 gange lavere i dette studie. Det angives, at median PFC værdier i USA og Canada i støvprøver generelt er højere sammenlignet med Europæiske studier, hvor PFOS og PFOA niveauer er min. 200 gange højere i forhold til værdierne i dette studie.</p> <p>I dette studie er støvmålinger af PFOS og PFOA generelt ca. 3-10 gange højere for kontormålingerne sammenlignet med målinger i hjemmene.</p>
(Bjorklund et al., 2009)	<p>PFOS: Range: 8 – 1100 ng/g Median: 31 – 110 ng/g</p> <p>PFOA: Range: 14 – 850 ng/g Median: 41 – 93 ng/g</p>	<p>Målinger er PFOS og PFOA i Sverige. Støvmålinger er foretaget i 10 huse, 38 lejligheder, 10 daginstitutioner, 10 kontorer og 5 biler i 2006/2007. Resultaterne er også gennemgået af Huber et al. (2011) ovenfor. Resultaterne fra biler er ikke medtaget her.</p> <p>Niveauer i hjem, kontorer og daginstitutioner ligger på nogenlunde samme niveau og er derfor alle taget med. Der præsenteres min- og maksimal-værdier (range), samt median for alle målinger (undtagen biler).</p>

7.5.1.7 Parabener i støv

Der er kun identificeret en amerikansk undersøgelse (fra 2003), en spansk undersøgelse, og en nyere svensk undersøgelse, der undersøger forekomsten af parabener i støv (Rudel et al., 2003; Canosa et al., 2007; SSNC 2011). Den amerikanske undersøgelse har udelukkende foretaget målinger af butylparaben i støv. Det er forholdsvist lave koncentrationer, der er identificeret, og det faktum, at medianværdien ligger under detektionsgrænsen, viser, at det er relativt få af de 120 undersøgelser, hvor der er målt et reelt indhold af butylparaben.

Den spanske undersøgelse måler på methylparaben, ethylparaben, propylparaben og butylparaben. Alle fire parabener er identificeret i alle 10 prøver. I nærværende projekt er der imidlertid udelukkende fokus på propylparaben og butylparaben. Det ses, at værdierne fra den spanske undersøgelse ligger på niveau med værdierne fra den amerikanske undersøgelse. Den spanske undersøgelse ser ud til at kunne analysere lavere niveauer end den amerikanske undersøgelse.

Den amerikanske undersøgelse er – selvom den er helt tilbage fra 2003 – en stor undersøgelse med i alt 120 målinger. Den nyere spanske undersøgelse (fra 2007) dækker kun over 10 målinger. Derfor anvendes maksimumværdien fra den amerikanske undersøgelse på butylparaben, da dette er den mest omfattende undersøgelse. Den amerikanske undersøgelse har imidlertid ikke målt på propylparaben, hvorfor den spanske anvendes her.

Tabel 7-10 Oversigt over indhold af butylparaben i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimatestøv	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	Butylparaben: Range: < 0,2 – 3,92 µg/g (median = < 0,2 µg/g)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Støvprøven er indsamlet via en støvsuger fra 4-5 af de mest brugte rum i hjemmet.
(Canosa et al., 2007)	Butylparaben: Range: 0,004 – 0,210 µg/g (gns. = 0,076 µg/g) Propylparaben: Range: 0,016 – 1,05 µg/g (gns. = 0,406 µg/g)	Støvmålinger foretaget fra private hjem i Spanien. Der er taget 10 støvprøver fra flere private hjem – hvor mange angives ikke. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(SSNC 2011)	Butylparaben: < DL for alle målinger Propylparaben: Range: < DL - 0,0002 µg/g	SSNC har målt på indhold af kemiske stoffer i støvprøver fra 12 forskellige lande: Syd Afrika, Tanzania, Kenya, Uganda, Filippinerne, Malaysia, Sverige, Belgien, Tyskland, Tjekkiet, Ungarn og Italien. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. Støvprøverne er taget fra soveværelser. Der er udelukkende taget tre støvprøver fra hvert soveværelse, som så er poollet til en samlet prøve, der er analyseret. De højeste værdier er generelt målt i Filippinerne for alle stoffer. Der er her angivet en range for parabener. Dette range illustrerer således forskellen på værdierne fra de tolv lande. Det er dog ikke i alle 12 lande, at parabenerne blev detekteret. Propylparaben blev udelukkende detekteret i Syd Afrika. Butylparaben blev ikke detekteret i nogen af de 12 lande.

7.5.1.8 Triclosan i støv

Der er kun identificeret en spansk og en belgisk undersøgelse af indholdet af triclosan i støv. Det nyeste studie anvendes, dette studie har ligeledes de højeste målinger af triclosan i støv.

Tabel 7-11 Oversigt over indhold af triclosan i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Canosa et al., 2007)	Triclosan Maksimum: 702 ng/g	Støvmålinger foretaget fra private hjem i Spanien. Der er taget 10 støvprøver fra flere private hjem – hvor mange angives ikke. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Geens et al., 2009)	Triclosan <u>Private hjem:</u> Minimum: 25 ng/g Median: 220 ng/g 95 %: 1733 ng/g Maksimum: 1828 ng/g Mean: 484 ng/g <u>Kontorer:</u> I de to kontorer opgives kun følgende to værdier: 305 ng/g 195 ng/g	Målt i støvprøver fra 18 tilfældigt udvalgte huse og 2 kontorer i Flandern i Belgien. Prøverne er taget i 2008. Prøverne består af støv opsamlet fra stue, soveværelse og køkken.

7.5.1.9 Chlorpyrifos i støv

Der er kun identificeret en enkelt undersøgelse omkring koncentrationen af pesticidet chlorpyrifos i støv (Rudel et al., 2003). Data stammer fra en større amerikansk undersøgelse fra 2003 (målingerne er foretaget i 1999-2001). Det angives i artiklen, at pesticidet er blevet forbudt (eller begrænset) på det tidspunkt, hvor prøverne blev taget. Det betyder, at niveauerne kan være noget højere end i dag – selvom medianværdien fra undersøgelsen er under detektionsgrænsen.

Den angivne maksimalt målte værdi anvendes i beregningerne. Medianværdien ligger under detektionsgrænsen, hvorfor værdien nul anvendes som medianværdi i beregningerne.

Tabel 7-12 Oversigt over indhold af chlorpyrifos i støv i indeklimaet. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeklimastøv	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	Chlorpyrifos: < 1 – 228 µg/g (Median = < 1 µg/g)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001. Støvprøven er indsamlet via en støvsuger fra 4-5 af de mest brugte rum i hjemmet. Der er identificeret pesticidet chlorpyrifos i 18 % af de 120 prøver. Det bemærkes i artiklen, at pesticidet er forbudt eller begrænset på det tidspunkt, hvor prøverne blev taget.

7.5.2 Eksposeringen fra de udvalgte stoffer via støv

På baggrund af de udvalgte median og maksimum-værdier for de udvalgte stoffer i støv er eksposeringen beregnet. Den daglige eksposering er angivet i tabel 7-13.

Beregningen af den daglige eksposering er foretaget på følgende måde, som også er beskrevet i afsnit 7.1:

$$D(DEHP)_{STØV\ MAX} = \frac{0,05\ g / dag \cdot 6611\ \mu g / g\ støv \cdot 0,5}{60\ kg} = 2,75\ \mu g / kg / dag$$

Tabel 7-13 Oversigt over de udvalgte median og maksimumværdier, samt beregnet daglig eksposering for de udvalgte stoffer i støv

Stof	Median/maksimum	Indtag af husstøv (g/dag)	Målte værdi (µg/g)	Oral absorption	Legemsvægt (kg)	Dagligt indtag (µg/kg lgv/dag)
DEHP	Maksimum	0,05	6611	0,5	60	2,7546
	Median		500			0,2083
DiNP	95 % percentil	0,05	1930	0,5	60	0,8042
	Median		41			0,0171
DBP	Maksimum	0,05	440	1	60	0,3667
	Median		38			0,0317
DiBP	Maksimum	0,05	2496	1	60	2,0800
	Median		27			0,0225
BBP	Maksimum	0,05	293	1	60	0,2442
	Median		17			0,0142
DPP	Maksimum	0,05	0*	1	60	0
	Median		0*			0
DnHP	Maksimum	0,05	30,6	1	60	0,0255
	Median		1,1			0,0009
DnOP	Maksimum	0,05	2510	1	60	2,0912
	Geometrisk gns.		250			0,2083
PCB'er	Maksimum	0,05	18,2	1	60	0,0152
	Median		0,152			0,0001
Bisphenol A	Maksimum	0,05	2,95	1	60	0,0025
	Median		0,422			0,0004
Nonylphenol	Maksimum	0,05	8,68	0,1	60	0,0007
	Median		2,58			0,0002
TBBPA	Maksimum	0,05	0,419	1	60	0,0003
	Median		0,012			0,00001
PFOA	Maksimum	0,05	6	1	60	0,0050
	Median		0,3			0,0003
PFOS	Maksimum	0,05	7,4	1	60	0,0062
	Median		0,84			0,0007
Propylparaben	Maksimum	0,05	1,05	1	60	0,0009
	Gennemsnit		0,406			0,0003
Butylparaben	Maksimum	0,05	3,92	1	60	0,0033
	Gennemsnit		0,076			0,0001
Triclosan	Maksimum	0,05	1,828	1	60	0,0015
	Median		0,22			0,0002
Chlorpyrifos	Maksimum	0,05	228	1	60	0,1900
	Median		0*			0

* Alle værdier lå her under detektionsgrænsen

7.5.3 Koncentrationer af de udvalgte stoffer i indeluft

Der er fundet data for koncentrationer i indeluft i indeklimaet for følgende af de udvalgte potentielle hormonforstyrrende stoffer:

- ftalater (primært DEHP, BBP, DBP, DiBP - DnOP og DnHP kun i små mængder omkring detektionsgrænsen)
- PCB
- nonylphenol
- TBBPA
- PFOS og PFOA
- butylparaben
- chlorpyrifos

Disse stoffer/stofgrupper er præsenteret hver for sig nedenfor.

Der er ikke identificeret data for bisphenol A eller triclosan i indeluft.

7.5.3.1 Ftalater i indeluft

Der er få undersøgelser af ftalater i indeluften sammenlignet med ftalater i støv. Der er identificeret fire undersøgelser, og det er kun fire ftalater, der bliver målt i koncentrationer over detektionsgrænsen (DEHP, BBP, DBP og DiBP).

De identificerede amerikanske undersøgelser er forholdsvis gamle (målingerne er foretaget i 2001 eller før) og der er indført et forbud mod visse ftalater (DEHP, DBP, BBP, DiNP, DiDP og DnOP) i legetøj i Europa siden da (Rudel et al., 2003; Adibi et al., 2008). Resultaterne fra en nyere undersøgelse vælges derfor på trods af, at denne undersøgelse ikke er så stor (10 målinger), da koncentrationerne af ftalater i indeluften forventes at være faldet pga. regulering.

Tabel 7-14 Oversigt over indhold af ftalater i indeluften. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Adibi et al., 2008)	DEHP: 95-percentil: 0,49 µg/m ³ (50-percentil = 0,19 µg/m ³) DBP: 95-percentil: 1,04 µg/m ³ (50-percentil = 0,48 µg/m ³) BBP: 95-percentil: 0,27 µg/m ³ (50-percentil = 0,04 µg/m ³) DIBP: 95-percentil: 1,43 µg/m ³ (50-percentil = 0,50 µg/m ³)	Der er målt i 96 amerikanske hjem over en periode på 48 timer. Personerne bar en anordning, der sikrede, at der blev målt fra luften omkring personen (personal air). Det er ikke eksakt angivet, hvornår prøverne er taget, men prøverne er analyseret fra 2001.
(Schettler 2006)	DBP: median 0,39 µg/m ³ BBP: median 0,01 µg/m ³ DEHP: median 0,11 µg/m ³	Der er målt ftalatkoncentration i indendørs luft i 27 huse i Tokyo. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Rudel et al., 2003)	DEHP: < 59 – 1000 ng/m ³ (median = 77 ng/m ³) DBP: 52 – 1100 ng/m ³ (median = 220 ng/m ³) BBP: < 31 – 480 ng/m ³ (median = < 31 ng/m ³) DIBP: 11 – 990 ng/m ³ (median = 61 ng/m ³)	Der er målt i 120 amerikanske i 1999-2001 hjem over en periode på 24 timer. Der er målt i et rum, der bruges flittigt, dvs. stuen eller alrum. Der er suget luft i en højde på ca. 1,2 meter over gulvet (4 ft).

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Boast et al., 2010)	DEHP: 8,5 – 142,0 ng/m³ Gns.: 39,6 ng/m ³ Median: 16,5 ng/m³ BBP: 0,5 – 15,2 ng/m³ Gns.: 6,8 ng/m ³ Median: 4,9 ng/m³ DBP: 66,5 – 354,7 ng/m³ Gns.: 137,5 ng/m ³ Median: 106,8 ng/m³ DIBP: 59,6 – 686,3 ng/m³ Gns.: 139,5 ng/m ³ Median: 61,7 ng/m³ DnOP: <0,4 - <2 ng/m³ Gns.: <0,82 ng/m ³ DnHP: <0,1 - <0,2 ng/m³ Gns.: <0,16 ng/m ³	Koncentration af ftalater målt i indeluften i 10 boliger i Melbourne, Australien. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. DNOP og DNHP er udelukkende identificeret i koncentrationer under detektionsgrænsen. Forfatterne gør opmærksom på, at niveauet af ftalater er lavere i denne undersøgelse sammenlignet med andre undersøgelser (eks. (Rudel et al., 2003)).

7.5.3.2 PCB i indeluft

PCB i indeklimaet består både af dioxinlignende PCB og ikke-dioxinlignende PCB. Af de i alt 209 forskellige typer af PCB (congenerer) er 12 af dem dioxinlignende. Det er de dioxinlignende PCB'er der er interessante i forhold til hormonforstyrrende effekter. Problemet er imidlertid, at der ikke i alle undersøgelser af PCB i indeklimaet skelnes mellem ikke-dioxinlignende og dioxinlignende PCB.

Der er stor forskel på om undersøgelserne måler på enkelte specifikke PCB kongener, PCB 7 (der består af seks ikke-dioxinlignende PCB'er og én dioxinlignende congener) eller total PCB.

Der er fundet et par amerikanske undersøgelser, der måler på PCB i indeluft. Desuden eksisterer en dansk undersøgelse af PCB i danske bygninger fra 2009 (Gunnarsen et al., 2009). En dansk rapport udarbejdet til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet samler op på indeklimamålinger foretaget i USA og Europa for PCB (Jensen et al., 2009). Data fra Gunnarsen et al. (2009) er ikke inkluderet i rapporten fra Jensen et al. (2009), da studierne er udarbejdet nogenlunde samtidigt.

Der er desuden identificeret et fåtal nyere målinger af PCB i indeluften i en række offentlige bygninger i Danmark, såsom kommunale bygninger (skoler, daginstitutioner, hospitaler). Desuden er PCB målinger af Farum Midtpunkt lige blevet offentliggjort i starten af 2012 (Sundhedsstyrelsen 2012).

Der findes en række målinger af PCB koncentrationer i indeklimaet, men fælles for mange af undersøgelserne er, at der er fokuseret på målinger af bygninger (fx skoler), hvor man er bevidst om, at bygningen er forurenet med PCB. For disse bygninger kan niveauerne være ekstremt høje, såsom mere end 40 µg/m³ i luften (Weis et al., 2003). For PCB målingerne i Farum Midtpunkt gælder der det specielle forhold, at indeklimamålingerne er foretaget *efter* at PCB-fugerne er blevet tildækket med alutape, som menes at reducere eksponeringen markant og reducere især de tungere opløselige (dioxinlignende) PCB-typers frigivelse fra fuger til indeluft. Desuden er målingerne foretaget *efter* at beboerne var blevet instrueret om hvad de selv kan gøre for at reducere eksponeringen i lejligheden (øget ventilation, støvsugning/tørring og rengøring) (Sundhedsstyrelsen 2012).

I eksponeringsberegningerne i dette projekt er der valgt at anvende værdierne fra målingerne i Farum Midtpunkt. Det er den nyeste og samtidigt største undersøgelse og den repræsenterer desuden de højeste værdier fundet i

Danmark. Lars Gunnarsen fra Statens Byggeforskningsinstitut kalder Farum Midtpunkt for "den største og mest alvorlige PCB-sag vi indtil videre har identificeret i Danmark" (Bredsdorff 2012). Der er således tale om worst case ved anvendelse af disse data, da det er de højeste niveauer identificeret i Danmark. Dog er målingerne foretaget efter tildækning af fugerne, samt information om udluftning/rengøring, hvorfor det er muligt, at der kan forekomme endnu højere niveauer andre steder. Fra undersøgelsen anvendes summen af de dioxinlignende PCB'er.

Som angivet i afsnit 6 "Farevurdering" er DNEL værdierne brugt til risikovurderingen for PCB i indeluften fastlagt udelukkende for de dioxinlignende PCB'er, og der er specifikt beregnet DNEL i TEQ (dioxin-ekvivalenter) i forhold til de specifikke dioxinlignende PCB-derivater, der er identificeret i indeluften i Farum-undersøgelsen.

Tabel 7-15 Oversigt over indhold af PCB i indeluften. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	PCB 52: < 1 – 25 ng/m ³ (median = < 1 ng/m ³) PCB 105: < 1 – 3,6 ng/m ³ (median = < 1 ng/m ³) PCB 153: < 1 – 6,7 ng/m ³ (median = < 1 ng/m ³)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001 over en periode på 24 timer. Der er målt i et rum, der bruges flittigt, dvs. stuen eller alrum. Der er suget luft i en højde på ca. 1,2 meter over gulvet (4 ft). Af 120 hjem blev der fundet PCB i luften i 32 % af dem og PCB i støvet i 18 % af dem. (Rudel et al., 2008). PCB 105 er én af de dioxinlignende congenere. PCB 52 og 153 er ikke-dioxinlignende.
(Rudel et al., 2008)	Sum af de tre PCB'er (52, 105 og 153): Maks.: 7,3 ng/m ³	Kilden følger op på de 2 af de 120 amerikanske hjem, der havde de højeste målte PCB koncentrationer og årsagen findes (trægulv finish). Der måles stadig høje PCB koncentrationer 5 år senere. Disse målinger er fra 2004-2005. Der gengives, at andre amerikanske undersøgelser ikke viser de samme høje PCB koncentrationer. Spredningen indikerer således niveauet fra "normal" til enkelte høje koncentrationer angivet i (Rudel et al., 2008). PCB 105 er én af de dioxinlignende congenere. PCB 153 er ikke-dioxinlignende.
(Sullivan 2008)	Total PCB: Range: 2,4 – 310 ng/m ³	Prøver fra en skole i USA i 2007.
(Jensen et al., 2009)	PCB: Sverige: Maks: 1200 ng/m ³ Norge (private hjem): Range: 6 – 429 ng/m ³ Tyskland (220, off. bygning): Range: 10 – 2880 ng/m ³ Gns.: 600 ng/m ³ Tyskland (181, off. bygning): Maks: 2065 ng/m ³ Median: 20 ng/m ³ Tyskland (skoler): Mere end halvdelen havde en konc. på > 300 ng/m ³ Maks: 40.000 ng/m ³ Schweiz (700, private hjem): Maks: 10.000 ng/m ³ Gns.: > 500 ng/m ³ Schweiz (160, off. bygninger): Maks: > 3.000 ng/m ³ Gns.: 790 ng/m ³ USA (private hjem): Range: 40 – 580 ng/m ³ Danmark (skoler, daginst.): Range: 24 – 2701 ng/m ³	Dansk rapport udarbejdet til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet (Jensen et al., 2009). Den samler op på indeklimamålinger foretaget i USA og forskellige Europæiske lande for PCB. Der er ikke angivet, hvornår de forskellige målinger er foretaget. Data fra Gunnarsen et al., (2009) er ikke inkluderet her.

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Gunnarsen et al., 2009)	<p>Enfamiliehuse/etagebolig: PCB 7: < 1 – 5,6 ng/m³ PCB n: < 1 – 11,9 ng/m³</p> <p>Offentlige bygninger: PCB 7: < 1 – 580 ng/m³ PCB n: < 1 – 1153 ng/m³</p>	<p>Der er i undersøgelsen bevidst udvalgt bygninger, der indeholder PCB i byggematerialerne. De angivne værdier er for 4 enfamiliehuse og 1 etagebolig, men der er også målt i lager, kontor, gymnasium og universitet, som havde mellem 1 og 100 gange højere koncentrationer af PCB i indeluften.</p> <p>PCB 7 = summen af 7 kongenerer. PCB 7 består af seks ikke-dioxinlignende PCB'er og den dioxinlignende kongener PCB 118. PCB n = summen af de n af de 22 kongenerer, der lå over detektionsgræsen. Det er ikke angivet hvornår målingerne er taget, men projektet startede i 2006.</p>
(Boast et al., 2010)	<p>PCB: 17 - 343 pg/m³ Gns.: 71 pg/m³ Median: 44,18 pg/m³</p>	<p>Koncentration af total PCB er målt i indeluften i 10 boliger i Melbourne, Australien. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. Forfatterne angiver, at de målte koncentrationer i denne undersøgelse alle ligger lavere end tilsvarende målinger andre steder.</p>
(Alectia 2011)	PCB: 85 – 600 ng/m ³	Foretaget 8 målinger af PCB i indeluften på Rigshospitalet. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Alectia 2010)	PCB: 1 – 255 ng/m ³	Foretaget PCB målinger i indeluften i 7 af Brøndby Kommunes bygninger (skoler, daginstitutioner, plejehjem) i 2010.
(Golder Associates 2011)	PCB: 2,9 – 600 ng/m ³	Foretaget målinger af PCB på en enkelt skole i Humlebæk i 2011. Der er foretaget 10 luftprøver i forskellige lokaler.
(Sundhedsstyrelsen 2012)	<p>PCB: Forurenede lejligheder: Range PCB total (6): 167,97 – 3842,88 ng/m³ Median PCB total (6): 861,95 ng/m³ Range PCB DL: 0,18 – 16,53 ng/m³ Median PCB DL: 2,19 ng/m³</p> <p>Ikke-forurenede lejligheder: Range PCB total (6): < 0,005 – 253,63 ng/m³ Median PCB total (6): < 0,005 ng/m³ Range PCB DL: < 0,005 – 0,38 ng/m³ Median PCB DL: < 0,005 ng/m³</p>	<p>PCB målinger foretaget i Farum Midtpunkt i starten af 2011. Der er målt i 83 PCB-forurenede lejligheder og i 21 ikke-forurenede lejligheder. Det skal bemærkes, at målingerne foretaget i de forurenede lejligheder var <u>efter</u> at PCB-fugerne er blevet tildækket med alutape, som menes at reducere eksponeringen markant. Desuden er målingerne foretaget <u>efter</u> at beboerne var blevet instrueret om hvad de selv kan gøre for at reducere eksponeringen i lejligheden (øget ventilation, støvsugning/tørring og rengøring). Det angives derfor at koncentrationen i indeluften kan være højere, hvis alutape og udluftning/rengøring ikke var foretaget. Medianværdi for PCB total i fugerne var på 21%. I undersøgelse er også foretaget målinger af beboernes PCB-indhold i blodet. Undersøgelsen angiver både den totale koncentration af PCB'er ("PCB total (6)"), samt summen af de dioxinlignende kongener ("PCB DL"). Summen af de dioxinlignende kongenerne anvendes i eksponeringsberegningerne.</p>

7.5.3.3 Nonylphenol i indeluft

Der er identificeret et par undersøgelser af nonylphenol i indeklimaet (indeluften). Data er imidlertid primært af ældre dato. Nogle data er angivet som nonylphenol – andre som nonylphenol og dets ethoxylater. Der er identificeret både data fra private hjem, samt fra daginstitutioner, dvs. data kan repræsentere en evt. arbejdssituation.

Rudel et al. 2003 er langt den største undersøgelse med 120 prøver fra private amerikanske hjem. De andre amerikanske undersøgelser er kun kort omtalt i Salthammer and Udhe (2009). Der er derfor kun sparsomme data. Data fra Rudel et al. 2003 anvendes derfor, da det er en større undersøgelse, selvom den ikke repræsenterer de maksimalt målte værdier (men dog værdier af samme størrelsesorden som maksimumværdierne).

Tabel 7-16 Oversigt over indhold af nonylphenol i indeluften. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Rudel et al., 2001; Salthammer et al., 2009)	Nonylphenol Maksimum: 118 ng/m ³	Rudel et al., 2001 refereret i Salthammer and Udhe, 2009. 4-nonylphenol blev fundet i luft i koncentrationer op til 0,118 ug/m ³ i USA i 7 prøver. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Rudel et al., 2003)	4-nonylphenol: Minimum: 21 ng/m ³ Maksimum: 420 ng/m³ Median = 110 ng/m³	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001 over en periode på 24 timer. Der er målt i et rum, der bruges flittigt, dvs. stuen eller alrum. Der er suget luft i en højde på ca. 1,2 meter over gulvet (4 ft). Der er data for 4-nonylphenol (hvilket er et synonym for nonylphenol). 4-nonylphenol blev fundet i 100 % af de 120 bolig-prøver.
(Wilson et al., 2001; Salthammer et al., 2009)	Nonylphenol Range: 52 – 527 ng/m ³ Gns.: 203 ng/m ³ (dækker sum af nonylphenol og dets ethoxylater)	Prøver af indeluft i 10 daginstitutioner i USA. Kilden er Wilson, Chuang and Lyu (2001) refereret i Salthammer and Udhe, 2009. Der er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. Middelværdien dækker summen af nonylphenol og dets ethoxylater
(Saito et al., 2004; Salthammer et al., 2009)	Nonylphenol Maksimum: 680 ng/m ³	Det fremgår ikke hvor eller hvornår prøverne er taget, eller hvor mange prøver, der er taget.

7.5.3.4 TBBPA i indeluft

Der er identificeret få undersøgelser, hvor der er foretaget målinger af TBBPA i indeluften på kontorer eller andre arbejdspladser. En nyere finsk undersøgelse har foretaget målinger af TBBPA på 6 forskellige arbejdspladser. Her er identificeret meget høje koncentrationer i forhold til de koncentrationer, der er identificeret i private hjem i andre undersøgelser (Mäkinen et al., 2009).

Som worst case anvendes i eksponeringsberegningerne disse meget høje TBBPA-værdier fra arbejdspladser, som niveau for hele døgnet, vel vidende, at der formentlig vil være tale om en væsentlig overestimering.

Tabel 7-17 Oversigt over indhold af TBBPA i indeluften. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Mäkinen et al., 2009)	TBBPA: Range: < 4 – 14.600 ng/m³ Geometric mean: 970 – 1050 ng/m³	Der er foretaget 6 målinger på arbejdspladser i Finland. På printkort fabrik, på møbelværksted, på to steder hvor elektronik skiller ad, i computer klasseværelse, på kontorer i de nævnte fabrikker. Der er foretaget både stationære målinger af TBBPA i luften, men også luftbårne personmålinger. For TBBPA var de personbårne målinger ca. 10 gange højere end de stationære målinger. Det er de personbårne målinger, der er angivet her. Der er ikke angivet, hvornår prøverne er taget.
(Abdallah et al., 2008)	TBBPA <u>Private hjem (5):</u> Range: 0,009 – 0,022 ng/m ³ Median: 15 ng/m ³ Gns.: 16 ng/m ³ <u>Kontorer (5):</u> Range: 0,0045 – 0,033 ng/m ³ Median: 0,011 ng/m ³ Gns.: 0,016 ng/m ³ <u>Offentlige steder (4):</u> Range: 0,017 – 0,032 ng/m ³ Median: 0,027 ng/m ³ Gns.: 0,026 ng/m ³	Der er målt for TBBPA i indeluften i 5 private hjem, 5 kontorer og 4 offentlige steder (3 pubs og 1 restaurant) i UK. Prøvetagning er foretaget i 2007. Støvprøver er opsamlet med støvsuger. Luftprøver er opsamlet i stuer (private hjem). Der blev ikke detekteret TBBPA alle steder. Artiklen udregner hvor stor betydning indtag via luft, støv og fødevarer har for børn og voksne. Indtag fra støv står for mellem 12 og 50 % af den samlede eksponering (for henholdsvis 5 og 95 percentilen). Indtag fra indeluft står omkring 5-6 % af den samlede eksponering. Det konkluderes i undersøgelsen, at støvindtaget står for en vigtig del af den samlede eksponering.

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Sjødin et al., 2001; Destallats et al., 2008)	TBBPA: Range: 0,01-0,07 ng/m ³ Gns. = 0,036 ng/m ³	Koncentration i luft i kontorer med computere i Sverige. Undersøgelsen dækker over 4 målinger. Der er også givet data for TBBPA i elektroniske genanvendelsesfabrikker i Sverige (6,9-61 ng/m ³ – 12 målinger) og "Electronic assembly lines" i Sverige (0,11-0,37 ng/m ³ – 6 målinger). Der er ikke angivet, hvornår prøverne er taget, men data stammer fra en kilde fra år 2001.

7.5.3.5 PFOS og PFOA i indeluft

Der er identificeret få undersøgelser af indholdet af PFOS og PFOA i indeluften i indeklimaet. Den nyeste kilde er australsk, og denne kilde refererer til en ældre norsk undersøgelse fra 2005 (Barber et al., 2007), hvor der udelukkende er angivet en gennemsnitsværdi for PFOA, der ligger ca. 8 gange lavere end de australske værdier.

Den australske undersøgelse anvendes, da det er den nyeste undersøgelse, da der her er foretaget flere målinger end i den norske undersøgelse, og da der er angivet både median og maksimumværdier i undersøgelsen. Det er samtidigt de højeste værdier.

Tabel 7-18 Oversigt over indhold af PFOS og PFOA i indeluften. Grå markeringer og tal med fed i lustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Boast et al., 2010)	PFOS: 4,8 – 349,5 pg/m³ Gns.: 47,6 pg/m ³ Median: 12,8 pg/m³ PFOA: 6,9 – 109,9 pg/m³ Gns.: 33,5 pg/m ³ Median: 21,6 pg/m³	Koncentration af PFOS, PFOA og andre perfluorerede stoffer målt i indeluften i 10 boliger i Melbourne, Australien. Det er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. En enkelt måling skiller sig ud ved at have et markant højere indhold af PFOS og PFOA i forhold til de 9 andre målinger. Forfatterne har ingen umiddelbar forklaring på det. Der blev generelt målt højere koncentrationer af PFOS og PFOA inden døre i forhold til de udendørs målinger.
(Barber et al., 2007; Boast et al., 2010)	PFOA: Gns.: 4,4 pg/m ³	Der er målt PFOA og andre perfluorerede stoffer i indeluften i 4 boliger i 2005. Målinger er fra Tromsø, Norge. Data er citeret i (Boast et al., 2010), hvor der udelukkende er angivet en gennemsnitsværdi.

7.5.3.6 Butylparaben i indeluft

Der er udelukkende identificeret en enkelt amerikansk undersøgelse (Rudel et al., 2003), der har foretaget målinger af butylparaben i indeluften. Det er forholdsvist lave koncentrationer, der er identificeret og det faktum, at medianværdien ligger under detektionsgrænsen, viser, at det er få af de 120 undersøgelser, hvor der er målt et reelt indhold af butylparaben.

Tabel 7-19 Oversigt over indhold af butylparaben i indeluften. Grå markeringer og tal med fed i lustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	Butylparaben: Maksimum.: 3,2 ng/m³ (median = < 4 ng/m ³)	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001 over en periode på 24 timer. Der er målt i et rum, der bruges flittigt, dvs. stuen eller alrum. Der er suget luft i en højde på ca. 1,2 meter over gulvet (4 ft).

7.5.3.7 Chlorpyrifos i indeluft

Der er kun identificeret en enkelt undersøgelse omkring koncentrationen af pesticidet chlorpyrifos i indeluften. Data stammer fra en ældre større amerikansk undersøgelse. Det angives i artiklen, at pesticidet er blevet forbudt (eller begrænset) på det tidspunkt, hvor prøverne blev taget.

Den angivne medianværdi (under detektionsgrænsen), samt den målte maksimum-værdi anvendes i beregningerne. Medianværdien ligger under detektionsgrænsen, hvorfor værdien nul anvendes som medianværdi i beregningerne.

Tabel 7-20 Oversigt over indhold af chlorpyrifos i indeluften. Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne

Kilde	Koncentration målt i indeluft	Kommentar
(Rudel et al., 2003)	Chlorpyrifos: Range. < 1 – 92 ng/m³ Median = < 1 ng/m ³	Der er målt i 120 amerikanske hjem i 1999-2001 over en periode på 24 timer. Der er målt i et rum, der bruges flittigt, dvs. stuen eller alrum. Der er suget luft i en højde på ca. 1,2 meter over gulvet (4 ft). Der er identificeret pesticidet chlorpyrifos i 38 % af de 120 prøver. Det bemærkes i artiklen, at pesticidet er forbudt eller begrænset på det tidspunkt, hvor prøverne blev taget.

7.5.4 Eksposeringen fra de udvalgte stoffer via indeluften

På baggrund af de udvalgte median og maksimum-værdier for de udvalgte stoffer i indeluften er eksposeringen beregnet. Den daglige eksposering er angivet i tabellen nedenfor.

Beregningen af den daglige eksposering er foretaget på følgende måde, som også er beskrevet i afsnit 7.1 og kan ses i tabel 7-21:

$$D(DEHP)_{inh\ max} = \frac{18\ m^3 / dag \cdot 20 / 24 \cdot 0,142\ \mu g / m^3 \cdot 0,75}{60\ kg} = 0,027\ \mu g / kg / dag$$

Tabel 7-21 Oversigt over de udvalgte median og maksimumværdier, samt beregnet daglig eksposering for de udvalgte stoffer i indeluften

Stof	Median/maksimum	Indånding af luft (m ³ /dag)	Eksposeringstid (timer/dag)	Målte værdi (µg/m ³)	Inhalationsfraktion	Legemsvægt (kg)	Dagligt indtag (µg/kg lgv/dag)
DEHP	Maksimum	18	20/24	0,142	0,75	60	0,0266
	Median			0,0165			0,0031
DiNP	Maksimum	18	20/24	Ingen	0,75	60	Ingen
	Median			Ingen			Ingen
DBP	Maksimum	18	20/24	0,3547	1	60	0,0887
	Median			0,1068			0,0267
DiBP	Maksimum	18	20/24	0,6863	1	60	0,1716
	Median			0,0617			0,0154
BBP	Maksimum	18	20/24	0,0152	1	60	0,0038
	Median			0,0049			0,0012
DPP	Maksimum	18	20/24	Ingen	1	60	Ingen
	Median			Ingen			Ingen
DnHP	Maksimum	18	20/24	0*	1	60	0
	Median			0*			0
DnOP	Maksimum	18	20/24	0*	1	60	0
	Median			0*			0
PCB'er	Maksimum	18	20/24	7,78 x 10 ⁻⁷	1	60	0,0000002
	Median			9,21 x 10 ⁻⁸			0,00000002
Bisphenol A	Maksimum	18	20/24	Ingen	1	60	Ingen
	Median			Ingen			Ingen
Nonylphenol	Maksimum	18	20/24	0,42	1	60	0,1056
	Median			0,11			0,0275
TBBPA	Maksimum	18	20/24	14,6	1	60	3,6500
	Geometrisk gns.			1,05			0,2625
PFOA	Maksimum	18	20/24	0,00011	1	60	0,00003
	Median			0,00002			0,000005
PFOS	Maksimum	18	20/24	0,00035	1	60	0,0001
	Median			0,000013			0,000003
Propylparaben	Maksimum	18	20/24	Ingen	1	60	Ingen
	Gennemsnit			Ingen			Ingen
Butylparaben	Maksimum	18	20/24	0,0032	1	60	0,0008
	Gennemsnit			0*			0
Triclosan	Maksimum	18	20/24	Ingen	1	60	Ingen
	Median			Ingen			Ingen
Chlorpyrifos	Maksimum	18	20/24	0,092	1	60	0,0230
	Median			0*			0

* Alle værdier lå her under detektionsgrænsen

7.6 Eksponering via forbrugerprodukter

Der blev i projektet udført kvantitative analyser og migrationsanalyser på mobilcovers, handsker, liggeunderlag, håndtasker, antibakterielt tøj og gummisko. Der blev målt indhold af nogle af de udvalgte stoffer i de kvantitative analyser, men ikke migration i koncentrationer over detektionsgrænsen for de udvalgte stoffer (se afsnit 5). De migrationsundersøgelser, som er medtaget nedenfor er derfor hentet fra tidligere kortlægningsundersøgelser fra Miljøstyrelsen.

Eksponeringen via forbrugerprodukter er opdelt i forskellige scenarier. Baggrunden for at dele eksponeringen op i forskellige scenarier er, at der kan være stor forskel på hvordan og hvor meget man anvender af det enkelte produkt afhængig af hvilken situation man er i. Det vil derfor give det mest realistiske billede af de forskellige situationer en gravid kvinde kan være i, hvis disse situationer er beskrevet i særskilte scenarier. Det kunne være ønskeligt at beskrive langt flere situationer end tilfældet er, men datagrundlaget har ikke gjort dette muligt.

Følgende scenarier er vurderet i projektet:

- basis-scenarie
- ferie-scenarie
- arbejds-scenarie
- transport-scenarie

Scenarierne er nærmere defineret i afsnit 8.2. For alle scenarierne arbejdes der desuden med en middel- og maksimaleksponering (se nedenfor).

Kategorisering af middel- og maksimaleksponering

Eksponeringerne er inddelt i henholdsvis en middel- og en maksimal-eksponering, hvor tilgangen er, at eksponeringen jævnes ud over en uges eksponering idet der her regnes eksponering for gravide kvinder. I graviditetsperioden er det interessant at kigge på en meget kort eksponeringsperiode grundet den korte periode på nogle uger, hvor fosteret er mest følsomt overfor hormonforstyrrende effekter som beskrevet i afsnit 1. Det er derimod mindre interessant i dette tilfælde at se på en kronisk eksponering (fx eksponering hen over et år), som ellers er meget anvendt ved risikovurdering af enkelte stoffer/produkter.

Middeleksponering beskriver den situation, som mange i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk scenarie**. Det kan fx være at stå på en badematte 10 minutter hver dag, og gå i plastsandaler 5 timer per dag samt have rygsæk på 10 minutter dagligt. Eller være i kontakt med andre produkter, som giver en tilsvarende eksponering.

Maksimaleksponering beskriver den situation, som færre i målgruppen vurderes at være berørt af, altså et **realistisk worst case scenarie**. Det kan fx være at stå på en skridmatte ½ time dagligt og gå i plastsandaler 10 timer hver dag samt have rygsæk på 1 time dagligt, eller være i kontakt med andre produkter, som giver en tilsvarende eksponering.

I tabel 7-22 – 7-24 er der for hvert af de i eksponeringsberegningerne medtagne produkter beskrevet de forudsætninger, der er foretaget for at

beregne en eksponering for en gravid over en uge. Der er taget udgangspunkt i de tilgængelige informationer og en antagelse af de produkter en gravid forventes at anvende i løbet af en uge. Der vil være forskelle og mange kvinder vil bruge produkter på andre måder, men antagelserne er foretaget for at kunne beregne en eksponering. Målgruppen kan ligeledes anvende andre produkter, der ikke er medtaget her, men som kan indeholde og afgive de udvalgte stoffer.

De specifikke beregninger af eksponeringerne for hvert enkelt produkt ses i tabel 7-25 – 7-39. For enkelte eksponeringer er der ikke angivet en forskel på middel og maksimal, fx ved brug af shampoo og tandpasta. Dette skyldes at middeleksponeringen antages at være overvejende repræsentativ og er derfor også gentaget under den maksimale eksponering.

Tabel 7-22 Eksponeringsovervejelser for produkter inkluderet i basis-scenariet

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Forbrugerprodukter					
Badesæbe-emballage	Migration: 2 µg DEHP /g /0,5 time for et produkt på 4 g svarende til 4 µg/g/time	<u>Kontaktid:</u> 1 min svarende til 0,017 time <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 4 g	<u>Kontaktid:</u> 5 min svarende til 0,083 time <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 4 g	<u>Kontaktareal:</u> Det antages at man har kontakt med 75 % af produktet ved brug	(Miljøstyrelsen 2009a)
Kasseboner	Migration: Migrationen er målt til 0,00103 mg bisphenol A/cm ² /sek for et gennemsnit af boner svarende til 3708 µg/cm ² /time ved migration til fugtige hænder	<u>Kontaktid:</u> 10 sek svarende til 0,0028 time Bonen holdes med begge hænder og fingrene flyttes ned over bonnen, mens den tjekkes, og bonen foldes efterfølgende sammen <u>Antal gange pr dag:</u> 4,6 gang dagligt	<u>Kontaktid:</u> 10 sek svarende til 0,0028 time Bonen holdes med begge hænder og fingrene flyttes ned over bonnen, mens den tjekkes, og bonen foldes efterfølgende sammen <u>Antal gange pr dag:</u> 4,6 gang dagligt	<u>Kontaktareal:</u> 10 cm ² af fingerpuderne (på 8 fingre), som vil være i kontakt med bonen, når den tjekkes og foldes med forsiden udad	(Miljøstyrelsen 2011b)
Pilatesbold	Migration: Der er lavet migration på 1 pilatesbold med en migration på 0,38 µg DEHP/cm ² /time svarende til en migration på 5,6 µg/g/time for et stykke bold på 1,13 g og 16,8 cm ² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (500 cm ² /16,8 cm ² x 1,13 g) = 33,6 g	<u>Kontaktid:</u> 1/2 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 3 gange pr uge svarende til 0,42 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 33,6 g	<u>Kontaktid:</u> 1 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 3 gange pr uge svarende til 0,42 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 33,6 g	<u>Kontaktareal:</u> 500 cm ² bar hud	(Miljøstyrelsen 2010b)

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Plast-sandaler, voksne	<p>Migration: Plastsandalers migration af DEHP, DiBP og DBP er tidligere målt i en række produkter. I dette projekt er der udregnet et gennemsnit af migrationen i 11 prøver (7 såle og 5 remme)</p> <p>Sål: Migrationen er målt til 0,11 µg DEHP/g/time 1,56 µg DiBP/g/time 0,30 µg DBP/g/time Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 4,18 g og 18,14 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (394 cm²/18,14 cm² x 4,18 g) = 90,74 g</p> <p>Rem: Migrationen er målt til 0,18 µg DEHP/g/time 0,58 µg DiBP/g/time 2,23 µg DBP/g/time</p> <p>Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 2,77 g og 11,40 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (100 cm²/11,40 cm² x 2,77 g) = 24,32 g</p>	<p>Kontakttid: 8 timer</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang dagligt</p> <p>Anvendt mængde: Q = 90,74 g for sål Q = 24,32 g for rem</p>	<p>Kontakttid: 16 timer</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang dagligt</p> <p>Anvendt mængde: Q = 90,74 g for sål Q = 24,32 g for rem</p>	<p>Kontaktareal: 2 fodsåler svarende til en størrelse 39 i sko: 197 cm² x 2 = 394 cm² samt kontaktareal med en rem svarende til 50 cm² pr fod. I alt 100 cm² For remmen antages det at man kun er i kontakt med halvdelen af den hvorfor der ganges en faktor 0,5 på beregningen (F_{contact})</p>	(Miljøstyrelsen 2010)
Rygsæk	<p>Migration: Der er lavet migration på 1 rygsæk med en migration på 0,21 µg DEHP/cm²/time svarende til en migration på 9,9 µg/g/time for et stykke rygsæk på 033 g og 15,8 cm²</p> <p>Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (580 cm²/15,8 cm² x 0,33 g) = 12 g</p>	<p>Kontakttid: 1 time pr gang</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang pr uge svarende til 0,14 pr dag</p> <p>Anvendt mængde: Q = 12 g</p>	<p>Kontakttid: 1 time pr gang</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang pr dag</p> <p>Anvendt mængde: Q = 12 g</p>	<p>Kontaktareal: 580 cm². I mange tilfælde vil man ikke bære en rygsæk direkte på huden, men dette antages i dette tilfælde (fx når man går i bikinitop)</p>	(Miljøstyrelsen 2010b)
Sexlegetøj – vibrator	<p>Migration: Migration af DEHP fra en vibrator er testet i et produkt ved samtidig anvendelse af glidecreme. Værdien er 54,80 µg/cm²/time for et produkt med størrelsen 120 cm²</p> <p>Migration af DnOP fra en vibrator er testet i et produkt ved samtidig anvendelse af glidecreme. Værdien er 0,21 µg/cm²/time for et produkt med størrelsen 120 cm²</p>	<p>Kontakttid: 0,5 time pr gang</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang pr uge svarende til 0,14 pr dag</p>	<p>Kontakttid: 0,5 time pr gang</p> <p>Antal gange pr dag: 2 gange pr uge svarende til 0,28 pr dag</p>	<p>Kontaktareal: Det antages at man har kontakt med 80 % af produktet ved brug svarende til 96 cm²</p>	(Miljøstyrelsen 2006b)

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Sexlegetøj – gag	<u>Migration:</u> 0,06 µg DEHP/cm ² /time for et produkt med størrelsen 38 cm ²	<u>Kontaktid:</u> 0,5 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr uge svarende til 0,14 pr dag	<u>Kontaktid:</u> 0,5 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr uge svarende til 0,28 pr dag	<u>Kontaktareal:</u> Dette sexlegetøj er til brug i munden og derfor beregnes en oral eksponering. Det antages at man maksimalt er i kontakt med 50 % af produktet ved brug, svarende til 19 cm ²	(Miljøstyrelsen 2006b)
Skridmætter til bad	<u>Migration:</u> 25 µg DEHP/g/0,5 time for et produkt på 202,2 g svarende til 50 µg/g/time	<u>Kontaktid:</u> 10 min pr gang svarende til 0,167 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 202,2 g	<u>Kontaktid:</u> 0,5 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 202,2 g	<u>Kontaktareal:</u> Eksponering ved kontakt med undersiden af fødderne, dvs. man står på matten og er i kontakt med 25 % af hele matten	(Miljøstyrelsen 2009a)
Tandbørste	<u>Migration:</u> 4,29 µg BBP/tandbørste/10 timer svarende til en migration på 0,429 µg/tandbørste/time Der antages worst case at der er oral eller hudkontakt med hele tandbørsten, hvorfor Q sættes til 1	<u>Kontaktid:</u> 2,5 min pr gang svarende til 0,04 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 1 g	<u>Kontaktid:</u> 2,5 min pr gang svarende til 0,04 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 1 g	<u>Kontaktareal:</u> Det antages at man er i kontakt med hele tandbørsten enten via mund eller hånd	(Miljøstyrelsen 2004)
Træningsbold	Der er lavet migration på 1 træningsbold med en migration på 5,8 µg DiBP/cm ² /time svarende til en migration på 182 µg/g/time for et stykke bold på 0,55 g og 17,3 cm ² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (500 cm ² /17,3 cm ² x 0,55 g) = 16 g	<u>Kontaktid:</u> 0,5 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 3 gange pr uge svarende til 0,42 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 16 g	<u>Kontaktid:</u> 1 time pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 3 gange pr uge svarende til 0,42 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Q = 16 g	<u>Kontaktareal:</u> 500 cm ² bar hud (ben og arme igennem træningen)	(Miljøstyrelsen 2011b)
Tøj – jeans	<u>Migration:</u> Migration af NPE fra to par jeans er målt til hhv. 32 og 60 mg/kg tøj/2 timer svarende til et gennemsnit på 23 µg NPE/g tekstil/time. Det antages at NPE optages over huden i samme grad som NP og at alt NPE omdannes til NP i kroppen	<u>Kontaktid:</u> 14 timer pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang hver 14. dag svarende til 0,07** <u>Anvendt mængde:</u> Q = 450 g	<u>Kontaktid:</u> 14 timer pr gang <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr uge svarende til 0,14 <u>Anvendt mængde:</u> Q = 450 g	<u>Kontaktareal:</u> Det antages at man er i direkte hudkontakt med 75 % af et par jeans	(Miljøstyrelsen 2012)

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser	Middeleksposering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Voksdug	<p><u>Migration:</u> Der er lavet migration på to voksduge med en gennemsnitlig migration på 0,07 µg DEHP/cm²/time (0,05 og 0,09 µg/cm²/time) svarende til 5,35 µg/kg/time for et gennemsnitligt stykke voksdug på 0,24 g og 18,3 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (500 cm²/18,3 cm² x 0,24 g) = 6,6 g</p>	<p><u>Kontaktid:</u> 0,5 time pr gang</p> <p><u>Antal gange pr dag:</u> fordelt over flere gange pr dag eller en gang</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> Q = 6,6 g</p>	<p><u>Kontaktid:</u> 1 time pr gang</p> <p><u>Antal gange pr dag:</u> fordelt over flere gange pr dag eller en gang</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> Q = 6,6 g</p>	<p><u>Kontaktflade:</u> 500 cm² bar hud svarende til 2 undersider af underarme</p>	(Miljøstyrelsen 2010b)
Kosmetiske produkter					
Ansigtscreme	Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 1,54 g/day estimeret af SCCS ved 2,14 gange/dag svarende til 0,72 g/gang</p>	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 1,54 g/day estimeret af SCCS ved 2,14 gange/dag svarende til 0,72 g/gang</p>	<p><u>Kropsareal:</u> Ansigtet, dvs. 565 cm²</p>	(SCCS 2010c)
Bodylotion/creme	Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<p><u>Antal gange pr dag:</u> Hver anden dag, svarende til 0,5 per dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 7,82 g/day estimeret af SCCS ved 2,28 gange/dag svarende til 3,43 g/gang</p>	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang per dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 7,82 g/day estimeret af SCCS ved 2,28 gange/dag svarende til 3,43 g/gang</p>	<p><u>Kropsareal:</u> Hele kroppen, dvs. 15.670 cm²</p>	(SCCS 2010c)
Deodorant	Non-spray produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 1,5 g/day estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 0,75 g/gang</p>	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 2 gang pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 1,5 g/day estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 0,75 g/gang</p>	<p><u>Kropsareal:</u> I begge armhuler, dvs maksimalt 200 cm²</p>	(SCCS 2010c)
Håndcreme	Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr uge svarende til 0,29 pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 2,16 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,08 g/gang</p>	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 2,16 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,08 g/gang</p>	<p><u>Kropsareal:</u> Begge hænder, dvs. 860 cm²</p>	(SCCS 2010c)
Håndsæbe	Da håndsæbe skylles af tilføjes en fortyndingsfaktor på 0,01 (SCCS 2010c)	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 5 gange pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 20 g/dag estimeret af SCCS ved 10 gange/dag svarende til 2 g/gang</p>	<p><u>Antal gange pr dag:</u> 8 gange pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 20 g/dag estimeret af SCCS ved 10 gange/dag svarende til 2 g/gang</p>	<p><u>Kropsareal:</u> Begge hænder, dvs. 860 cm²</p>	(SCCS 2010c)

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Hårfarve	Da hårfarve til dels skylles af tilføjes en fortyndingsfaktor på 0,1 (SCCNFP 2003; SCCS 2010c)	<u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr uge svarende til 0,14 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 35 ml semi-permanent hårfarve/gang	<u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr uge svarende til 0,14 pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 100 ml permanent hårfarve/gang	<u>Kropsareal:</u> Hovedet, dvs. 580 cm ²	(SCCS 2010c)
Mavecreme /olie	Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Det antages at mængden, der anvendes svarer til 10 % af den mængde man vil bruge til hele kroppen (3,43 g/gang) svarende til 0,34 g/gang	<u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag <u>Anvendt mængde:</u> Det antages at mængden, der anvendes svarer til 10 % af den mængde man vil bruge til hele kroppen (3,43 g) svarende til 0,34 g/gang	<u>Kropsareal:</u> Det ekstra kropsareal på maven samt evt. lidt større barm og bagdel m.m. svarende til 10 % af kropsoverfladen	
Shampoo	Da shampoo skylles af tilføjes en fortyndingsfaktor på 0,01 (SCCS 2010c)	<u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 10,46 g/gang iflg. SCCS	<u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 10,46 g/gang iflg. SCCS	<u>Kropsareal:</u> Hovedet håndfladen, svarende til omkring 1440 cm ²	(SCCS 2010c)
Tandpasta	Da tandpasta tildels spyttes ud efter tandbørstning tilføjes en fortyndingsfaktor på 0,05 (SCCNFP 2003; SCCS 2010c)	<u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 2,75 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,375/gang	<u>Antal gange pr dag:</u> 2 gange pr dag <u>Anvendt mængde:</u> 2,75 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,375/gang	Mulig eksponering via slimhinder i munden samt oral eksponering	(SCCS 2010c)

* Gælder for både middel og maksimaleksponering med mindre andet er nævnt

**Her fraviges antagelsen om at eksponeringen beregnes for en kort periode pr maksimalt en uge.

Tablet 7-23 Eksponeringsovervejelser for produkter inkluderet i ferie-scenariet

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser og størrelse af produktet (Q)	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering – eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
Plast-sandaler, voksne	Plastsandalers migration af DEHP, DiBP og DBP er målt i en række produkter. I dette projekt er der udregnet et gennemsnit af migrationen i 11 prøver (7 såle og 5 remme). Der er ved samtidig brug af solcreme fundet en højere	<u>Kontaktid:</u> 8 timer <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang dagligt <u>Anvendt mængde:</u>	<u>Kontaktid:</u> 16 timer <u>Antal gange pr dag:</u> 1 gang dagligt <u>Anvendt mængde:</u>	<u>Kontaktareal:</u> 2 fodsåler svarende til en størrelse 39 i sko: 197 cm ² x 2 = 394 cm ² samt	(Miljøstyrelsen 2010)

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser og størrelse af produktet (Q)	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering – eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres*	Anvendt reference
	<p>migration for stoffer DEHP og DiBP svarende til hhv. en faktor 149 og 3,4 forøget migration. Disse faktorer er ganget på migrationerne for DEHO og DiBP</p> <p><u>Sål:</u> Migrationen er målt til 0,11 µg DEHP/g/time x en faktor 149 svarende til 16,39 µg DEHP/g/time</p> <p>1,56 µg DiBP/g/time x en faktor 3,4 svarende til 5,30 µg DiBP/g/time</p> <p>0,30 µg DBP/g/time</p> <p>Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 4,18 g og 18,14 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (394 cm²/18,14 cm² x 4,18 g) = 90,74 g</p> <p><u>Rem:</u> Migrationen er målt til 0,18 µg DEHP/g/time x en faktor 149 svarende til 26,82 µg DEHP/g/time</p> <p>0,58 µg DiBP/g/time x en faktor 3,4 svarende til 1,97 µg DiBP/g/time</p> <p>2,23 µg DBP/g/time</p> <p>Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 2,77 g og 11,40 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (100 cm²/11,40 cm² x 2,77 g) = 24,32 g</p>	<p>Q = 90,74 for sål Q = 24,32 for rem</p>	<p>Q = 90,74 for sål Q = 24,32 for rem</p>	<p>kontaktareal med en rem svarende til 50 cm² pr fod. I alt 100 cm²</p> <p>For remmen antages det at man kun er i kontakt med halvdelen af den hvorfor der ganges en faktor 0,5 på beregningen (F_{contact})</p>	
Solcremer	<p>Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)</p>	<p><u>Kontakttid:</u> 1 gang pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> SCCS angiver 18 g/dag som det realistiske daglige forbrug</p>	<p><u>Kontakttid:</u> 2 gange pr dag</p> <p><u>Anvendt mængde:</u> 18 g anvendes 2 gange dagligt svarende til 36 g/dag, EU kommissionen anbefaler 36 g/dag</p>	<p><u>Kropsareal:</u> Hele kroppen, dvs. 17.500 cm²</p>	(SCCS 2010c)

* Gælder for både middel og maksimaleksponering med mindre andet er nævnt

Tabel 7-24 Eksponeringsovervejelser for produkter inkluderet i arbejds-scenariet

Produkt-gruppe	Relevante migrationsanalyser og størrelse af produktet (Q)	Middeleksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Maksimal-eksponering - eksponeringstid og anvendt mængde	Hvilken/hvor stor del af kroppen eksponeres *	Anvendt reference
Håndcreme	Leave-on produkt (100 % indhold regnes som tilgængelig for optagelse gennem huden; hvor meget der optages over huden afhænger af stoffet)	<p>Antal gange pr dag: 3 gange pr dag</p> <p>Anvendt mængde: 2,16 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,08 g/gang</p>	<p>Antal gange pr dag: 3 gange pr dag</p> <p>Anvendt mængde: 2,16 g/dag estimeret af SCCS ved 2 gange/dag svarende til 1,08 g/gang</p>	Kropsareal: Begge hænder, dvs. 860 cm ²	(SCCS 2010c)
Kasseboner	Migrationen er målt til 0,00103 mg bisphenol A/cm ² /sek svarende til 3708 µg/cm ² /time ved migration til fugtige hænder	<p>Kontakttid: Bonen holdes med en hånd i 5 sek</p> <p>Antal gange pr dag: Antallet af hændelser pr. dag: 100 boner pr dag</p>	<p>Kontakttid: Bonen holdes med en hånd i 5 sek</p> <p>Antal gange pr dag: Antallet af hændelser pr. dag: 100 boner pr dag</p>	Kontaktflade: 5cm ² af fingerpuderne (på 4 fingre), som vil være i kontakt med bonen	(Miljøstyrelsen 2011b)
Plast-sandaler, voksne	<p>Migration: Plastsandalers migration af DEHP, DiBP og DBP er målt i en række produkter. I dette projekt er der udregnet et gennemsnit af migrationen i 11 prøver (7 såle og 5 remme)</p> <p>Sål: Migrationen er målt til 0,11 µg DEHP/g/time 1,56 µg DiBP/g/time 0,30 µg DBP/g/time</p> <p>Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 4,18 g og 18,14 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (394 cm²/18,14 cm² x 4,18 g) = 90,74 g</p> <p>Rem: Migrationen er målt til 0,18 µg DEHP/g/time 0,58 µg DiBP/g/time 2,23 µg DBP/g/time</p> <p>Alle migrationsværdierne er målt i sandalprøver med en gennemsnitsvægt på 2,77 g og 11,40 cm² Q vil i dette tilfælde med den antagede kontaktflade for brugen være (100 cm²/11,40 cm² x 2,77 g) = 24,32 g</p>	<p>Kontakttid: 8 timer</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang dagligt</p> <p>Anvendt mængde: Q = 90,74 g for sål Q = 24,32 g for rem</p>	<p>Kontakttid: 16 timer</p> <p>Antal gange pr dag: 1 gang dagligt</p> <p>Anvendt mængde: Q = 90,74 g for sål Q = 24,32 g for rem</p>	<p>Kontaktareal: 2 fodsåler svarende til en størrelse 39 i sko: 197 cm² x 2 = 394 cm² samt kontaktareal med en rem svarende til 50 cm² pr fod. I alt 100 cm²</p> <p>For remmen antages det at man kun er i kontakt med halvdelen af den hvorfor der ganges en faktor 0,5 på beregningen (F_{contact})</p>	(Miljøstyrelsen 2010)

* Gælder for både middel og maksimaleksponering med mindre andet er nævnt

Eksempel på eksponeringsberegning (DEHP i forbrugerprodukt)

Den beregnede D_{der} vil udgøre den reelle mængde af stof, der kan optages per kg lgv per dag. jf kolonnen for intern dosis (D_{der}) i tabellerne 7-23 til 7-37. Beregningen er baseret på parametre angivet i tabel 7-23. Ved at beregne DEHP påvirkningen fra badesæbeemballage i tabel 7-23, fås således:

Q_{prod}	Mængde produkt brugt	4 g
$F_{C_{prod}}$	Vægtfraktion af stoffet i produktet (decimalfraktion mellem 0 og 1) og her 1, da der foreligger målt migration.	1
$F_{C_{migr}}$	Fraktion af stof, der migrerer per tidsenhed ud af produktet	4 $\mu\text{g/g}$ per time
F_{abs}	Fraktion af applikeret stof, der absorberes gennem hud (decimalfraktion mellem 0 og 1). 5 % dermal optagelse for DEHP jævnfør tabel 7-2	0,05
$F_{contact}$	Fraktion af kontaktareal (for at tage højde for at produktet kun delvis er i kontakt med huden), Det antages at man er i kontakt med 75 % af sæbeemballagen	0,75 m^2/m^2
$T_{contact}$	Varigheden af eksponering per hændelse	0,25 timer
n	Antal eksponeringer (hændelser) per dag	1 gang per dag
BW	Legemsvægt (lgv)	60 kg
D_{der}	Dermal daglig dosis (mængde af kemisk stof, der optages = intern dosis)	0,0025 $\mu\text{g/kg}$ lgv/dag

Via:

$$D_{der} = \frac{Q_{prod} \cdot F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}} \cdot F_{abs} \cdot F_{contact} \cdot T_{contact}}{BW} \cdot n$$

Hvor $F_{C_{prod}} \cdot F_{C_{migr}}$ direkte svarer til resultaterne fra migrationsanalyserne.

$$= \frac{4 \text{ g} \cdot 4 \mu\text{g} / \text{g} / \text{t} \cdot 0,05 \cdot 0,75 \text{ m}^2 / \text{m}^2 \cdot 0,25 \text{ timer} / \text{dag}}{60 \text{ kg}} \cdot 1 \text{ gang} / \text{dag}$$

$$= 0,0025 \mu\text{g/kg lgv/dag}$$

7.6.1 Eksponeringsberegning for basis-scenariet - forbrugerprodukter

De beregnede eksponeringsniveauer er fastsat under den forudsætning, at migrationen fra de produkter, der anvendes som angivet i tabel 7-22 til 7-24 og de produkter, der reelt anvendes af den gravide er ens. Eksponeringen vil variere afhængig af, hvilke produkter der anvendes. Nogle produkter vil kunne afgive højere koncentrationer, mens man for andre ville se lavere værdier. For flere af de i tabel 7-22 medtagne produkter er der anvendt migrationsgennemsnit for et antal produkter. Dette betyder, at man ved anvendelse af den pågældende produktgruppe vil kunne blive udsat for produkter med en højere eller en lavere migration af det pågældende stof.

7.6.1.1 DEHP

DEHP er kvantitativt bestemt i en række forskellige forbrugerprodukter (se tabel 2-3), men for mange af produkterne findes der ikke migrationsundersøgelser. De tilgængelige migrationsundersøgelser, hvor der er målt migration af DEHP i forbrugerprodukter, og vurderes relevante for målgruppen, er samlet i tabellen nedenunder. I tabel 7-25 er der beregnet en intern dosis baseret på en antaget middel- og maksimaleksponering.

Tabel 7-25 Eksponering ved kontakt med forskellige forbrugerprodukter indeholdende DEHP. Beregningerne er baseret på målte mængder DEHP, som migrerer ud af produkterne. Alle værdier er for dermal eksponering, bortset fra gag, som er et sexlegetøj, man har halvt inde i munden. Der er beregnet en intern dosis baseret på hhv. middel- og maksimaleksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g) ¹	Vægtfraktion af stof i produkt (F _{c,prod}) ²	Målte migrationsværdi, sved (F _{c,migr}), (µg/g/t, hvis ikke andet er nævnt)	F _{abs}	Del af produkt der er kontakt med (F _{contact})	Kontakt tid (T _{contact}), (t)	Antal gange per dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis (µg/kg lgv/dag) (D _{der})
Middeleksponering									
Badesæbeemballage	4	1	4	0,05	0,75	0,017	1	60	0,0002
Pilatesbold	33,6	1	5,6	0,05	1	0,5	0,42	60	0,0329
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	0,11	0,05	1	8	1	60	0,0665
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	0,18	0,05	0,5	8	1	60	0,0146
Rygsæk	12	1	9,9	0,05	1	1	0,14	60	0,0139
Sexlegetøj, vibrator	120 cm ²	1	54,8 µg/cm ² /t	0,05	0,8	0,5	0,14	60	0,3069
Sexlegetøj, gag (oral)	38 cm ²	1	0,06 µg/cm ² /t	0,5	0,5	0,5	0,14	60	0,0014
Skridmætter til bad	202	1	50	0,05	0,25	0,17	1	60	0,3580
Voksdug	6,6	1	5,35	0,05	1	0,5	1	60	0,0145
Sum; intern dosis ved middeleksponering									0,8087
Maksimaleksponering									
Badesæbeemballage	4	1	4	0,05	0,75	0,083	1	60	0,0008
Pilatesbold	33,6	1	5,6	0,05	1	1	0,42	60	0,0659
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	0,11	0,05	1	16	1	60	0,1331
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	0,18	0,05	0,5	16	1	60	0,0292
Rygsæk	12	1	9,9	0,05	1	1	1	60	0,0990
Sexlegetøj, vibrator	120 cm ²	1	54,8 µg/cm ² /t	0,05	0,8	0,5	0,28	60	0,6138
Sexlegetøj, gag (oral)	38 cm ²	1	0,06 µg/cm ² /t	0,5	0,5	0,5	0,28	60	0,0027
Skridmætter til bad	202	1	50	0,05	0,25	0,5	1	60	1,0531
Voksdug	6,6	1	5,35	0,05	1	1	1	60	0,0290
Sum; intern dosis ved maksimaleksponering									2,0265

¹ Q (vægten af produktet) er her ikke udtryk for vægten af det samlede produkt, men afhængig af de fundne data vægten af den del af produktet, der er målt migration for eller vægten korrigeret for det areal man er i kontakt med (se endvidere tabel 7-22)

² En vægtfraktion af stof i produktet på 1 er her ikke udtryk for at hele produktet er lavet af DEHP, men at her anvendes den målte migrationsværdi. F_{c,prod} x F_{c,migr} er lig den målte migration af DEHP fra produktet

7.6.1.2 DBP

DBP er kvantitativt bestemt i en række forskellige forbrugerprodukter (se tabel 2-3), men for mange af produkterne findes der ikke migrationsundersøgelser. De tilgængelige migrationsundersøgelser, hvor der er målt migration af DBP i forbrugerprodukter, og er relevante for målgruppen er samlet i tabellen nedenunder. Eksponeringen kommer fra hudkontakt med en plastsandal indeholdende DBP. Den interne dosis er beregnet baseret på en middel- og maksimaleksponering.

Tabel 7-26 Eksponering ved kontakt med forbrugerprodukt indeholdende DBP. Beregningerne er baseret på målt mængde DBP, som migrerer ud af produktet ved kontakt med sved ved dermal eksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c\text{ prod}}$)	Målte migrationsværdi, sved ($F_{c\text{ migr}}$), ($\mu\text{g/g/t}$)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F_{contact})	Kontakt tid (T_{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu\text{g/kg lgv/dag}$) (D_{der})
Middeleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	0,30	0,1	1	8	1	60	0,3630
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	2,23	0,1	0,5	8	1	60	0,3616
Sum; intern dosis ved middeleksponering									0,7245
Maksimaleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	0,30	0,1	1	16	1	60	0,7259
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	2,23	0,1	0,5	16	1	60	0,7231
Sum; intern dosis ved maksimaleksponering									1,4490

7.6.1.3 DiBP

Der er to tilgængelige migrationsundersøgelser, hvor der er målt migration af DiBP i forbrugerprodukter, og som er relevante for målgruppen. I tabel 7-27 er der beregnet en intern dosis baseret på en antaget middel- og maksimaleksponering.

Tabel 7-27 Eksponering ved kontakt med forskellige forbrugerprodukter indeholdende DiBP. Beregningerne er baseret på målte mængder DiBP, som migrerer ud af produkterne ved kontakt med sved. Værdier er for dermal middel- og maksimaleksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c\text{ prod}}$)	Målte migrationsværdi, sved ($F_{c\text{ migr}}$), ($\mu\text{g/g/t}$)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F_{contact})	Kontakt tid (T_{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu\text{g/kg lgv/dag}$) (D_{der})
Middeleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	1,56	0,1	1	8	1	60	1,8874
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	0,58	0,1	0,5	8	1	60	0,0940
Træningsbold	16	1	182	0,1	1	0,5	0,42	60	1,0192
Sum; intern dosis ved middeleksponering									3,0006
Maksimaleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål	90,74	1	1,56	0,1	1	16	1	60	3,7748
Plastsandaler, voksne, rem	24,32	1	0,58	0,1	0,5	16	1	60	0,1881
Træningsbold	16	1	182	0,1	1	1	0,42	60	2,0384
Sum; intern dosis ved maksimaleksponering									6,0013

7.6.1.4 BBP

Der er en tilgængelig migrationsundersøgelse, hvor der er målt migration af BBP i forbrugerprodukter som er relevante for målgruppen. Dette er vist i tabel 7-28. Eksponering kommer fra kontakt med en tandbørste indeholdende BBP.

Tabel 7-28 Eksponering ved kontakt med forbrugerprodukt indeholdende BBP. Beregningerne er baseret på målt mængde BBP, der migrerer fra produktet. Den interne dosis beregnes ens for middel- og maksimaleksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c\text{ prod}}$)	Målte migrationsværdi ($F_{c\text{ migr}}$), ($\mu\text{g/g/time}$)	F abs (oral)	Del af produkt der er kontakt med (F_{contact})	Kontakt tid (T_{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu\text{g/kg lgv/dag}$) (D_{der})
Middel- og maksimaleksponering									
Tandbørster	1	1	0,429	0,05	1	0,04	2	60	0,00003

7.6.1.5 DnOP

Der er en tilgængelig migrationsundersøgelse, hvor der er målt migration af DnOP i forbrugerprodukter, som er relevante for målgruppen: Den er vist i tabellen nedenunder. Eksponering kommer fra hudkontakt med en vibrator (sexlegetøj) indeholdende DnOP.

Tabel 7-29 Eksponering ved kontakt med forbrugerprodukt indeholdende DnOP. Beregningerne er baseret på målt mængde DnOP, som migrerer fra produktet ved kontakt med sved ved dermal eksponering. Den samme interne dosis beregnes for middel- og maksimaleksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	'Vægt produkt', (Q), (cm^2)*	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c\text{ prod}}$)	Målte migrationsværdi, sved ($F_{c\text{ migr}}$), ($\mu\text{g/cm}^2/\text{t}$)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F_{contact})	Kontakt tid (T contact) (timer)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu\text{g/kg lgv/dag}$)
Middeleksponering									
Sexlegetøj, vibrator	120	1	0,21	1	0,8	0,5	0,14	60	0,0235
Maksimaleksponering									
Sexlegetøj, vibrator	120	1	0,21	1	0,8	1	0,14	60	0,0470

* For DnOP er 'vægt produkt' pga de tilgængelige data for migrationen i stedet det antagede areal af produktet man er i direkte kontakt med ligesom migrationen er målt i $\mu\text{g/cm}^2/\text{time}$.

7.6.1.6 Bisphenol A

Der er to tilgængelige migrationsundersøgelser, hvor migration af Bisphenol A er målt i forbrugerprodukter, som er relevante for målgruppen. De er samlet i tabel 7-30. Den højeste eksponering kommer fra hudkontakt med bisphenol A holdige kasseboner under indkøb.

Tabel 7-30 Eksponering ved kontakt med forskellige forbrugerprodukter indeholdende Bisphenol A. Beregningerne er baseret på målte mængder Bisphenol A, som migrerer fra produkterne ved kontakt med sved. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	'Vægt produkt', (Q), (cm ²)*	Vægtfraktion af stof i produkt (F _{c prod})	Målte migrationsværdi, sved (F _{c migr}), (µg/cm ² /t)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F _{contact})	Kontakt tid (T _{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis (µg/kg lgv/dag) (D _{der})
Middeleksponering									
Sexlegetøj, vibrator	120	1	0,21	0,1	0,8	0,5	0,14	60	0,0024
Kasseboner	10	1	3708	0,1	1	0,0028 (10 sek)	4,6	60	0,7960
Sum; intern dosis ved middeleksponering									0,7984
Maksimaleksponering									
Sexlegetøj, vibrator	120	1	0,21	0,1	0,8	0,5	0,28	60	0,0047
Kasseboner	10	1	3708	0,1	1	0,0028 (10 sek)	4,6	60	0,7960
Sum; intern dosis ved maksimaleksponering									0,8007

* For bisphenol A er 'vægt produkt' pga de tilgængelige data for migrationen i stedet det antagede areal af produktet man er i direkte kontakt med.

7.6.1.7 Nonylphenol

De tilgængelige migrationsundersøgelser, der er relevante for målgruppen er baseret på brug af uvasket nyt tøj. Ved middeleksponeringen antages, at man anvender nyt tøj, der endnu ikke har været vasket én gang hver 14. dag, mens der ved maksimaleksponeringen antages, at der anvendes nyt tøj, der endnu ikke har været vasket én gang ugentlig (parametrene er beskrevet i tabel 7-22). I dette tilfælde fraviges metoden om, at en eksponering beregnes over maksimalt en uge for gravide. Dette gøres idet det anses for værende mest realistisk, at en gravid kun har nyt uvasket tøj på en gang hver 14. dag eller formentlig endda mindre. Det antages desuden af man kun er i direkte hudkontakt med 75 % af et par jeans.

Migrationen til sved er baseret på migration af nonylphenoethoxylater, hvor en gennemsnitlig migration af NPE til sved på 23 µg/g tekstil for jeans blev fundet i Miljøstyrelsens kortlægning om NP/NPE i tekstil (Miljøstyrelsen 2012). Det antages at migrationen af NP fra tøj er maksimalt af samme størrelsesorden som migration af NPE ligesom det antages, som et groft estimat, at alt optaget NPE fra eksponering via tøj vil blive omdannet til NP i kroppen.

Tabel 7-31 Eksponering ved kontakt med forbrugerprodukter indeholdende Nonylphenol/nonylphenoethoxylater. Beregningerne er baseret på målt mængde NP/NPE, som migrerer fra produktet ved kontakt med sved ved dermal eksponering. Der henvises til tabel 7-22 for forklaring af de anvendte parametre og referencer

Produktgruppe	Vægt produkt (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt (F _{c prod})	Målte migrationsværdi, sved (F _{c migr}), (µg/g/t)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F _{contact})	Kontakt tid (T _{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis (µg/kg lgv/dag) (D _{der})*
Middeleksponering									
Jeans	450	1	23	0,1	0,75	14	0,07	60	4,5281
Maksimaleksponering									
Jeans	450	1	23	0,1	0,75	14	0,14	60	9,0563

* Optaget af NPE er omregnet til et optag af NP-enheder. Det antages, at NPE har 9 ethoxylatgrupper, hvorfor molvægten af NPE₉ er 616 g/mol. Da molvægten af NP er 220 g/mol, svarer en NPE koncentration på f.eks. 25 mg NPE/kg til 25/616×220 mg NP/kg = 8,9 mg NP/kg tekstil. Det vil sige, at optaget af NPE omregnes til et optag af NP ved at dividere med 2,8. Derfor er tallet i denne kolonne fremkommet ved at dividere den beregnede D_{der} med 2,8.

7.6.2 Eksponeringsberegning for basis-scenariet – kosmetiske produkter

Målgruppen forventes at anvende følgende kosmetiske produkter dagligt eller næsten dagligt, hvorfor disse vil indgå i eksponeringsvurderingen:

- ansigtscreme
- bodylotion/creme (inkl. mavecreme)
- deodorant
- håndcreme
- håndsæbe
- shampoo
- tandpasta

For nogle vil make-up også blive anvendt på daglig basis, men make-up er ikke medtaget i bidraget til eksponeringen da det vurderes, at de anvendte mængder for en gennemsnitskvinde er minimale i forhold til fx mængden af cremer og deodorant, og at det er meget forskelligt, hvor store mængder og hvor ofte kvinder bruger disse produkter. Ligeledes kunne man overveje at medtage eksponering via følgende andre produkter: kropssæbe, mundskyllemiddel, pudder, foundation, dækstifter mm. Der er dog valgt i dette projekt kun at udvælge de mest almindeligt brugte produkter, hvor det forventes at størstedelen af målgruppen har et dagligt forbrug.

Andre ikke dagligt anvendte produkter kunne være:

- hårfarve
- solcreme (beskrives under ferie-scenariet i afsnit 7.6.4.1)

Der er kun foretaget kemiske analyser for et af de udvalgte stoffer, som kan forekomme i kosmetiske produkter, nemlig octamethylcyclotetrasiloxane (D4). For de resterende af de udvalgte stoffer, der kan forekomme i kosmetiske produkter, er der ikke analyseret for stofferne i det enkelte produkt. Der er dog undersøgt for forekomsten af de udvalgte stoffer i produktgruppen i forbindelse med kortlægningen alene ud fra indholdsdeklarationen (se afsnit 3.7 og 3.8). Da det kvantitative indhold af stofferne i de enkelte produktgrupper derfor ikke er kendt, anvendes der i eksponeringsberegningerne for maksimaleksponeringen de tilladte maksimale koncentrationer af stofferne i kosmetiske produkter (tabel 7-32). For middeleksponeringen antages, at kun maksimalt halvdelen af den tilladte mængde af det enkelte stof er indeholdt i produktet (tabel 7-33). For parabenerne beregnes middeleksponeringen dog med en værdi på 0,1 % (som ester), for henholdsvis propyl- og butylparaben. Det skyldes at EU's videnskabelige komite for forbrugerprodukter (SCCS) har vurderet, at summen af deres individuelle koncentrationer skal sættes ned til 0,19 % (som ester). Derfor arbejder man i øjeblikket i EU på et forslag, hvor man vil reducere koncentrationerne af propyl- og butylparaben, og samtidig forbyde isopropyl- og isobutylparaben.

Tabel 7-32 Maksimalt tilladte koncentrationer af de udvalgte stoffer i kosmetiske produkter (Rådets Direktiv 1976)

Stof	CAS-nr.	Maksimalt tilladte koncentration i kosmetiske produkter
Octamethylcyclotetrasiloxane (D4)	556-67-2	Ingen maksimal grænse – der regnes på den analyserede indholdskoncentration
Propylparaben	94-13-3	0,4 % for enkeltstof og 0,8 % i alt for alle parabener i et produkt
Butylparaben	94-26-8	
Isobutylparaben	4247-02-3	
OMC	5466-77-3	10 %
Benzophenone 3	131-57-7	10 %
Triclosan	3380-34-5	0,3 %
Resorcinol	108-46-3	5 % (hårfarvning)*, 0,5 % (hårlotion og shampoo)

* 5 % er tilladt i den ene halvdel af hårfarveblandingen, men da man blander to ting sammen efter det, så sættes den maksimale koncentration til 2,5 % for det man fører på håret (huden)

DNEL₀-værdierne for parabenerne (20 µg/kg lgv/dag for både propylparaben og butylparaben og 625 mg/kg lgv/dag for isobutylparaben) angiver, at propylparaben og butylparaben er de mest potente parabener af de tre, hvorfor der i eksponeringsberegningerne antages, at der for maksimaleksponeringen i de kosmetiske produkter er 0,4 % af propylparaben og 0,4 % af butylparaben i produkterne, dvs. de maksimalt tilladte indholdskoncentrationer i produkterne.

Kortlægningen viste, at det overvejende var propylparaben som var tilsat de produkter, der indeholdt paraben, mens propyl- eller butylparaben i kombination med isobutylparaben var sjælden. Kombinationen af alle tre parabener blev også observeret. Det vurderes derfor at være et realistisk worst case scenarium (maksimaleksponering) at regne på, at de tilladte 0,8 % udgøres af propyl- og/eller butylparaben. Der udregnes således ikke daglig eksponeringsdosis for isobutylparaben.

Da nogle af produkterne er badeprodukter anvendes en fortyndingsfaktor (retentionsfaktor) på 0,1 (hårfarve), 0,05 (tandpasta) eller 0,01 (håndsæbe, shampoo) for at tage højde for produkter, der fortyndes, når de bruges og skylles af efter brug (SCCS 2010c).

Tabel 7-33 Daglig intern dosis af de udvalgte stoffer som optræder i kosmetiske produkter (legemsvægt er 60 kg). Beregningen er foretaget med mængder af de udvalgte stoffer i produkterne svarende til maksimalt halvdelen (dvs. middelseksponering) af den tilladte mængde i kosmetiske produkter. For parabenerne er der regnet med 0,1 % (som ester) for hver paraben, da summen af deres individuelle koncentrationer må være 0,19 % (som ester) i Kommissionens nye forslag.

For maksimaleksponeringen er beregningen foretaget med mængder af de udvalgte stoffer i produkterne svarende til maksimalt tilladte af den tilladte mængde i kosmetiske produkter på nær for D4, hvor analysedata forefindes. De anvendte parametre er beskrevet i tabel 7-22

Produkt	Stof	Mængde produkt pr gang (Q) (g)	Vægtfraktion af stof i produktet (F_{Cprod})	Retentionsfaktor	Dermalabsorption (F_{abs})	Antal brug pr dag (n)	Intern dosis ($\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag)
Middelseksponering							
Ansigtscreme	Propyl-paraben	0,72	0,001	1	0,037	2	0,8880
	Butyl-paraben	0,72	0,001	1	0,037	2	0,8880
	OMC	0,72	0,05	1	0,02	2	24,0000
	Benzophenone-3	0,72	0,05	1	0,04	2	48,0000
Bodylotion /creme	Propyl-paraben	3,43	0,001	1	0,037	0,5	1,0576
	Butyl-paraben	3,43	0,001	1	0,037	0,5	1,0576
	D4	3,43	3,4E-06	1	0,01	0,5	0,0010
Deodorant	Propyl-paraben	0,75	0,001	1	0,037	1	0,4625
	Butyl-paraben	0,75	0,001	1	0,037	1	0,4625
	Triclosan	0,75	0,0015	1	0,20	1	3,9000
Håndcreme	Propyl-paraben	1,08	0,001	1	0,037	0,29	0,1865
	Butyl-paraben	1,08	0,001	1	0,037	0,29	0,1865
Håndsæbe	Propyl-paraben	2,0	0,001	0,01	0,037	5	0,0617
	Butyl-paraben	2,0	0,001	0,01	0,037	5	0,0617
Hårfarvning	Resorcinol	35 ml	0,0125	0,1	0,025	0,033	0,0006
Mavecreme/ Olie*	D4	0,34	0,00003	1	0,01	1	0,0017
Shampoo	Propyl-paraben	10,46	0,001	0,01	0,037	1	0,07
	Butyl-paraben	10,46	0,001	0,01	0,037	1	0,07
Tandpasta	Triclosan	1,375	0,0015	0,05	-	2	6,875
Maksimaleksponering							
Ansigtscreme	Propyl-paraben	0,72	0,004	1	0,037	2	3,5220
	Butyl-paraben	0,72	0,004	1	0,037	2	3,5220
	OMC	0,72	0,1	1	0,02	2	48,0000
	Benzophenone-3	0,72	0,1	1	0,04	2	96,0000
Bodylotion /creme	Propyl-paraben	3,43	0,004	1	0,037	1	8,4607
	Butyl-paraben	3,43	0,004	1	0,037	1	8,4607
	D4	3,43	3,4E-06	1	0,01	1	0,0019
Deodorant	Propyl-paraben	0,75	0,004	1	0,037	2	3,7000
	Butyl-paraben	0,75	0,004	1	0,037	2	3,7000
	Triclosan	0,75	0,003	1	0,20	2	15,6000
Håndcreme	Propyl-paraben	1,08	0,004	1	0,037	1	2,6640
	Butyl-paraben	1,08	0,004	1	0,037	1	2,6640
Håndsæbe	Propyl-paraben	2,0	0,004	0,01	0,037	8	0,3947
	Butyl-paraben	2,0	0,004	0,01	0,037	8	0,3947
Mavecreme/ Olie*	D4	0,34	0,00003	1	0,01	2	0,0034
Hårfarvning	Resorcinol	100 ml	0,025	0,1	0,025	0,033	0,0035
Shampoo	Propyl-paraben	10,46	0,004	0,01	0,037	1	0,27
	Butyl-paraben	10,46	0,004	0,01	0,037	1	0,27
Tandpasta	Triclosan	1,375	0,003	0,05	-	2	6,8750

* Der blev ikke fundet parabener i mavecremer/svangrskabsolier ved kortlægningen

7.6.3 Eksponeringsberegning for basis-scenariet - andre aktiviteter og kilder

Dette kapitel indeholder en beskrivelse af undersøgelser af eksponeringer fra forskellige andre situationer, som er en del af projektet, men hvor der ikke var tilgængelige migrationsundersøgelser til at gennemføre beregninger.

7.6.3.1 Gør det selv

Under "gør det selv arbejde" vil man ofte være i kontakt med fx maling, rengøringsprodukter, fugemasser, afdækningstape/-plast og forskelligt udstyr, som knæpuder og byggematerialer. Ofte bærer man rengørings- og/eller arbejdshandsker, mens arbejdet står på.

I den forbindelse kan man blive eksponeret for fx ftalater, perfluorerede forbindelser (PFAS) som PFOS og PFOA samt nonylphenol dels via direkte hudkontakt med produkterne og dels via indånding af stofferne, som damper af fra produkterne eller i forvejen findes i luften.

Der blev i projektet målt på rengørings- og arbejdshandsker, men ikke fundet migration over detektionsgrænsen af ftalater, bisphenol A eller octamethylcyclotetrasiloxane (D4) og da der heller ikke var egnede tilgængelige migrationsdata fra de tidligere projekter, er der ikke regnet med noget ekstra bidrag fra dette scenarie. Det er dog klart, at produkter af denne type, som indeholder en eller flere af de udvalgte stoffer (fx ftalater) vil bidrage til den samlede belastning af disse stoffer i vores hjem (vores indeklima – støv og indeluft).

7.6.3.2 Sport i fritiden (eksponering via træningssituation)

I forbindelse med sportsaktiviteter vil man ofte være i kontakt med fx yogamåtter/liggeunderlag, pilatesbolde, bløde håndtag på udstyr (cykler, træningsmaskiner), håndvægte og elastikker. Ofte bærer man desuden cykelhandsker/-bukser, gummisko/fivefingers og andet sportstøj, mens man dyrker sport.

I den forbindelse kan man blive eksponeret for fx ftalater, triclosan og nonylphenol dels via direkte hudkontakt med produkterne og dels via indånding af stofferne, som damper af fra produkterne eller i forvejen findes i luften.

Der blev i projektet målt på gummisko/fivefingers og liggeunderlag, men ikke fundet migration af de undersøgte stoffer. Der var dog migrationsdata for ftalater fra tidligere undersøgelser af pilates- og træningsbold, som er blevet anvendt som et bidrag til eksponering for ftalater.

Anvendes produkter af denne type, som indeholder en eller flere af de udvalgte stoffer (fx ftalater), i vores private hjem, vil de bidrage til den samlede belastning af disse stoffer i vores hjem (vores indeklima – støv og indeluft).

7.6.4 Eksponeringsberegning for ferie-scenariet

Ud over den eksponering, som målgruppen udsættes for via dagligdagen vil der også kunne forekomme ekstra bidrag i forbindelse med ferieperioder, f.eks. en badeferie, hvor kvinderne anvender solcreme og går i plastsandaler.

7.6.4.1 Solcremer

Eksponering for nogle af de udvalgte stoffer via brugen af solcremer opstår for de fleste i målgruppen, som en kortvarig tidsbegrænset eksponering i forbindelse med fx badeferier eller en mindre eksponering på skiferie (kun ansigtet). Undtaget fra dette kan være personer, som opholder sig meget udendørs fx i forbindelse med arbejde. For disse vil man se en længere eksponeringsperiode, men formentlig med en væsentlig mindre kontaktflade (ansigt og arme); der er dog ikke udført beregninger for denne situation. Eksponeringen er udregnet:

- middeleksponering med den totale mængde solcreme anvendt pr dag sat til 18 gram (SCCS 2011) og koncentrationen for UV-filtrene nedsat til halvdelen af det maksimalt tilladte og for parabenerne 0,1 % (som ester) for hhv. propyl- og butylparaben, da summen af deres individuelle koncentration må være 0,19 % (som ester) i Kommissionens nye forslag. Derudover er medtaget resultater fra de kvantitative analyser på indhold af D4 i solcremer (parametrene er beskrevet i tabel 7-23)
- maksimaleksponering med den maksimalt anbefalede mængde solcreme på 36 gram pr dag anvendt (Kommissionens henstilling, 2006) og parabener og UV-filtre i produktet i deres maksimalt tilladte koncentrationer, hvilket vil sige 0,4 % propylparaben, 0,4 % butylparaben samt 10 % af et UV-filter. Derudover er medtaget resultater fra de kvantitative analyser på indhold af D4 i solcremer (parametrene er beskrevet i tabel 7-23)

Tabel 7-34 Intern dosis af udvalgte stoffer, som optræder i solcremer ved maksimalt tilladte mængder i produkterne og ved halvdelen af de maksimalt tilladte mængder for UV-filtre, mens der for parabenerne ved middel eksponering regnes med 0,1 % (som ester) for hver paraben, da summen af deres individuelle koncentrationer må være 0,19 % (som ester) i Kommissionens nye forslag

Produkt	Stof	Mængde produkt pr gang (Q) (g)	Vægtfraktion af stof i produktet (F_{Cprod})	Retentions faktor	Dermal absorption (F_{abs})	Antal brug pr dag (n)	Intern dosis ($\mu\text{g}/\text{kg lgv}/\text{dag}$)
Middeleksponering							
Solcreme	Propyl-paraben	18	0,001	1	0,037	1	11,1
	Butyl-paraben	18	0,001	1	0,037	1	11,1
	OMC	18	0,05	1	0,02	1	300
	Benzophenone-3	18	0,05	1	0,04	1	600
	D4	18	0,0034	1	0,01	1	10,2
Maksimaleksponering							
Solcreme	Propyl-paraben	18	0,004	1	0,037	2	88,8
	Butyl-paraben	18	0,004	1	0,037	2	88,8
	OMC	18	0,1	1	0,02	2	1200
	Benzophenone-3	18	0,1	1	0,04	2	2400
	D4	18	0,0034	1	0,01	2	20,4

7.6.4.2 Plastsandaler

I kortlægningsprojekt nr. 107 fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2010) er der undersøgt migration fra plastsandaler ved samtidig brug af solcreme på fødderne. Det er fundet, at solcreme på fødderne vil øge migrationen af flere ftalater fra plastsandalen betydeligt; det gælder dog ikke alle. For DBP ses en lavere migration. I forbindelse med ferie vil en situation, hvor der bruges solcreme og plastsandaler samtidig let kunne forekomme og derfor er en beregning af en sådan eksponering udført (tabel 7-35). De anvendte antagelser og forudsætninger er beskrevet i tabel 7-23.

Tabel 7-35 Eksponering under ferie ved brug af plastsandaler samtidig med at man har indsmurt fødderne i solcreme. Alle værdier er for dermal eksponering. Der henvises til tabel 7-23 for forklaring af de anvendte parametre samt referencer

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c,prod}$)	Målte migrationsværdi, sved ($F_c migr$), ($\mu g/g/t$)	F abs	Del af produkt der er kontakt med ($F_{contact}$)	Kontakt tid ($T_{contact}$), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu g/kg$ lgv/dag)
Middeleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål, DEHP	90,74	1	16,39	0,05	1	8	1	60	9,9149
Plastsandaler, voksne, rem, DEHP	24,32	1	26,82	0,05	0,5	8	1	60	2,1742
Total DEHP									12,0891
Plastsandaler, voksne, sål, DBP	90,74	1	0,3	0,1	1	8	1	60	0,3630
Plastsandaler, voksne, rem, DBP	24,32	1	2,23	0,1	0,5	8	1	60	0,3616
Total DBP									0,7245
Plastsandaler, voksne, sål, DIBP	90,74	1	5,3	0,1	1	8	1	60	6,4123
Plastsandaler, voksne, rem, DIBP	24,32	1	1,97	0,1	0,5	8	1	60	0,3194
Total DIBP									6,7317
Maksimaleksponering									
Plastsandaler, voksne, sål, DEHP	90,74	1	16,39	0,05	1	16	1	60	19,8297
Plastsandaler, voksne, rem, DEHP	24,32	1	26,82	0,05	0,5	16	1	60	4,3484
Total DEHP									24,1781
Plastsandaler, voksne, sål, DBP	90,74	1	0,3	0,1	1	16	1	60	0,7259
Plastsandaler, voksne, rem, DBP	24,32	1	2,23	0,1	0,5	16	1	60	0,7231
Total DBP									1,4490
Plastsandaler, voksne, sål, DIBP	90,74	1	5,3	0,1	1	16	1	60	12,8246
Plastsandaler, voksne, rem, DIBP	24,32	1	1,97	0,1	0,5	16	1	60	0,6388
Total DIBP									13,4634

7.6.5 Eksponeringsberegning for arbejds-scenariet

På en arbejdsplads er der regler for, hvordan stoffer og materialer skal håndteres. I arbejdsmiljøet arbejder man med forebyggelsestrappen, hvor første trin på trappen er at overveje substitution. I den sammenhæng er der stoffer og materialer, man umiddelbart kan substituere (fx kan håndcreme og plastsandaler være sådanne), og så kan der være stoffer og materialer, der er meget svære eller ikke mulige at substituere. Hvis det ikke er muligt at substituere, skal der etableres tekniske foranstaltninger for at undgå eksponering fra stoffer eller materialer. Hvis det ikke er teknisk muligt at eliminere eksponeringen af den vej, skal man bruge personlige værnemidler, som er sidste trin på forebyggelsestrappen.

En arbejdsgiver skal, når han/hun bliver bekendt med, at en medarbejder er gravid, sørge for, at det i arbejdspladsvurderingen vurderes, om der er en risiko for, at medarbejderen er udsat for påvirkninger, der kan indebære en fare for graviditeten. Grundlæggende skal arbejdsgiveren altid udføre en risikovurdering, der både handler om påvirkningens farlighed og dens styrke og varighed. Arbejdsgiverens beslutning om, at en gravid kan udføre en bestemt arbejdsopgave, skal derfor træffes i sammenhæng med hendes konkrete arbejdsforhold. Hvis arbejdsgiveren vurderer, at en risiko vil få negativ indvirkning på graviditeten, skal han/hun foretage sig følgende i prioriteret rækkefølge over for den gravide:

- sørge for tekniske foranstaltninger eller ændret indretning af arbejdsstedet, eller hvis det ikke er tilstrækkeligt eller muligt
- ændre i planlægningen og tilrettelæggelsen af arbejdet, eller hvis det ikke er tilstrækkeligt eller muligt
- overføre den gravide til andre opgaver, eller hvis det ikke er tilstrækkeligt eller muligt
- beslutte, at den gravide ikke må beskæftige sig med det pågældende arbejde

7.6.5.1 Eksponering for enkelte forbrugerprodukter via arbejdsmiljø

Da der i dette projekt ikke har været mulighed for at generere specifikke data for arbejdsmiljøet, er de følgende data baseret på data fra publiceret litteratur samt på et skøn af den eksponering som professionelle kan få via kontakt med enkelte forbrugerprodukter. Der er i dette projekt ikke udarbejdet scenarier for eksponering for mistænkte hormonforstyrrende stoffer fra produkter til professionelle via arbejdsmiljøet.

Sundhedspersonale, småbørnspædagoger m.fl.

Sundhedspersonale og småbørnspædagoger vurderes bl.a. pga. hyppig håndvask at anvende håndcreme hyppigere end den øvrige befolkning. Desuden benytter mange bløde plastsandaler/plasttræsko for at aflaste stødpåvirkninger af fødder/ben og ryg i forbindelse med de mange timers gang og stående arbejdsstillinger.

Den ekstra eksponering, som kvinder i disse arbejdssituationer kan udsættes for gennem forbrugerprodukter som plastsandaler og håndcreme er belyst i tabel 7-36.

Tabel 7-36 Eksposering ved arbejdsdag iført plastsandaler samt brug af håndcreme. Værdier er for dermal eksposering. Der henvises til tabel 7-24 for forklaring af de anvendte parametre

Produktgruppe	Vægt produkt, (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt (F _{c prod})	Målte migrationsværdi, sved (F _{c migr}), (µg/g/t)	F abs	Del af produkt der er kontakt med (F _{contact})	Kontakt tid (T _{contact}), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis (µg/kg lgv/dag)
Middeleksposering									
Håndcreme, propylparaben	1,08	0,001	ikke anvendt	0,037	1	1	3	60	1,9980
Håndcreme, butylparaben	1,08	0,001	ikke anvendt	0,037	1	1	3	60	1,9980
Plastsandaler, voksne, DEHP, sål	90,74	1	0,11	0,05	1	8	1	60	0,0665
Plastsandaler, voksne, DEHP, rem	24,32	1	0,18	0,05	0,5	8	1	60	0,0146
Plastsandaler, voksne, DBP, sål	90,74	1	0,30	0,1	1	8	1	60	0,3630
Plastsandaler, voksne, DBP, rem	24,32	1	2,23	0,1	0,5	8	1	60	0,3616
Plastsandaler, voksne, DiBP, sål	90,74	1	1,56	0,1	1	8	1	60	1,8874
Plastsandaler, voksne, DiBP, rem	24,32	1	0,58	0,1	0,5	8	1	60	0,0940
Maksimaleksposering									
Håndcreme, propylparaben	1,08	0,004	ikke anvendt	0,037	1	1	3	60	7,9920
Håndcreme, butylparaben	1,08	0,004	ikke anvendt	0,037	1	1	3	60	7,9920
Plastsandaler, voksne, DEHP, sål	90,74	1	0,11	0,05	1	16	1	60	0,1313
Plastsandaler, voksne, DEHP, rem	24,32	1	0,18	0,05	0,5	16	1	60	0,0292
Plastsandaler, voksne, DBP, sål	90,74	1	1,56	0,1	1	16	1	60	3,7748
Plastsandaler, voksne, DBP, rem	24,32	1	0,58	0,1	0,5	16	1	60	0,1881
Plastsandaler, voksne, DiBP, sål	90,74	1	1,56	0,1	1	16	1	60	3,7748
Plastsandaler, voksne, DiBP, rem	24,32	1	0,58	0,1	0,5	16	1	60	0,1881

Kassemedarbejdere

Kassemedarbejdere er oftere i berøring med kassebøner end den øvrige befolkning og antages at være i berøring med kassebøner op til 100 gange på en arbejdsdag.

Den ekstra eksponering, som kassemedarbejdere kan udsættes for gennem hyppigere kontakt med kassebøner er belyst i 7-37.

Tabel 7-37 Eksponering ved kontakt med kassebøner. Værdier er for dermal eksponering. Der henvises til tabel 7-24 for forklaring af de anvendte parametre

Produktgruppe	Vægt produkt (Q), (g)	Vægtfraktion af stof i produkt ($F_{c,prod}$)	Målte migrationsværdi, sved ($F_c migr$), ($\mu g/g/t$)	F abs	Del af produkt der er kontakt med ($F_{contact}$)	Kontakt tid ($T_{contact}$), (t)	Antal gange pr dag (n)	Lgv (kg)	Intern dosis ($\mu g/kg$ lgv/dag)
Middel- og maksimaleksponering									
Kassebøner, bisphenol A, (Miljøstyrelsen 2011)	10 cm ²	1	3708 $\mu g/cm^2/t$	0,1	1	0,0014 (5 sek)	100	60	4,3260

7.6.6 Eksponeringsberegning for arbejds-scenarier – eksempler på andre arbejdsfunktioner med risiko for eksponering

Der er ikke foretaget eksponeringsscenarioer for arbejdsmiljøet, men beregnet en risiko ved brug af enkelte forbrugerprodukter anvendt ved arbejde. De nedenfor nævnte brancher er eksempler på brancher (det vil sige en ikke-udtømmende liste over brancher), hvor der kan være risiko for udsættelse af hormonforstyrrende stoffer.

7.6.6.1 Malere

Under beskæftigelse med malerarbejde og lignende slags arbejde vil der være en risiko for, at man kommer i kontakt med fx maling, rengøringsprodukter, fugemasser, afdækningstape/-plast og forskelligt udstyr, som knæpuder og byggematerialer.

Under malearbejdet kan man blive eksponeret for hormonforstyrrende stoffer dels via direkte hudkontakt med produkterne og dels via indånding af stoffer, hvis disse damper af fra produkterne.

Arbejdsgiveren har dog pligt til at sørge for, at den gravide maler ikke bliver udsat for påvirkninger, der kan være til fare for graviditeten. I den forbindelse kan det være nødvendigt at henvende sig til en arbejdsmiljørådgiver, som kan hjælpe med at vurdere de produkter, den gravide kan komme til at arbejde med under graviditeten.

7.6.6.2 Frisører

Frisører benytter engangshandsker ved vådt arbejde, hvis de følger anbefalingerne fra Arbejdstilsynet. Ved håndtering af permanentvæske, blegemidler, hårfarver og lignende, skal de bruge egnede handsker, der beskytter tilstrækkeligt mod eksponering for stoffet.

Det er sandsynligt, at frisører vil få en eksponering fx fra kontakt med resorcinol i hårfarver og andre stoffer i de kosmetiske produkter, som de er i kontakt med og dermed potentielt dels optager via dermal kontakt og dels indånder gennem arbejdsdagen. Da der ikke er egnede tilgængelige eksponeringsdata herpå, kan der ikke beregnes noget bidrag for dette.

7.6.6.3 Gartnere og gartnerimedarbejdere

Gartnere og gartnerimedarbejdere benytter personlige værnemidler ved sprøjtning, hvis de følger kravene fra Arbejdstilsynet. . Det til trods viser undersøgelser, at kvinderne alligevel udsættes for et bidrag af pesticider

gennem arbejdet, hovedsageligt ved at udvande svampemidler eller vækstreguleringsmidler (Sundhedsstyrelsen 2008). Gravide må ifølge Arbejdstilsynets regler ikke blande eller udbringe bekæmpelsesmidler eller rengøre sprøjteudstyr, og de må heller ikke opholde sig i væksthuse, hvor der udbringes bekæmpelsesmidler. Gravide bør undgå at arbejde i væksthuse, hvor der har været udlagt kendte eller mistænkte fosterskadende bekæmpelsesmidler. Arbejder en gravid i et væksthuse efter sprøjtning, skal hun altid bruge beskyttelseshandsker, der beskytter mod det pågældende pesticid.

7.6.7 Eksponeringsberegning for transport-scenariet

Der er søgt i litteraturen på oplysninger om de udvalgte stoffer i køretøjer (biler). Der er identificeret tre undersøgelser, som er angivet i tabel 7-38.

Undersøgelserne viser, at der kan forekomme små mængder af ftalater, flammehæmmere og fluorforbindelser indvendigt i biler, dvs. i bilens indeklime. Der er foretaget målinger af indeluften fra biler, i støv fra biler samt fra fedt/snavs/støv, der sætter sig indvendigt på forruden af bilen. Stofferne kan stamme fra materialerne fra selve bilen, men også fra de produkter, som vi som forbrugere vælger at have i vores biler, såsom fx barnesæder, bagsædebeskyttere (et produkt med rum til opbevaring, der også beskytter bagsiden af forsædet). Også imprægneringsmidler anvendt på tekstilerne på bilsæderne har vist sig at indeholde ftalater og fluorforbindelser (Miljøstyrelsen 2009b).

Geiss et al. (2009) angiver koncentrationen af ftalater i indeluften i forskellige biler, hvorimod Goosey & Harrad (2011) har målt på indholdet af PFOS og PFOA, samt andre PFC'er i støv indvendigt i biler. Den amerikanske undersøgelse fra Ecocenter (2006) har målt på indholdet af ftalater i støv og på filmen af fedt/snavs/støv indvendigt på forruden. Koncentrationer må variere afhængig af bilmærke (og dermed interiør), samt alder på bilen.

Støv i biler

Støvværdierne i biler for PFOS og PFOA (Goosey et al., 2011) viser sig at ligge langt under målte værdier fra indeklimaet (hjem og kontorer) foretaget i samme kilde/undersøgelse. Det samme gælder for støvværdierne for ftalaterne (The Ecology Center 2006), der ligger en faktor 100 – 1000 lavere end tilsvarende støvværdier fra private hjem eller daginstitutioner. Da der i eksponeringsberegningerne regnes på et dagligt bidrag fra støv på 50 mg/dag for voksne, ignoreres dette bidrag fra både PFOS/PFOA og ftalater fra transport, da det ikke forventes, at kvinder har et højere indtag af støv per dag blot fordi de kører i bil. Som worst cases regnes således udelukkende på de højere PFOS/PFOA og ftalat-værdier fra indeklimaet for de fulde 50 mg støvindtag/dag.

Indeluft i biler

For indeluften i biler anvendes derimod de maksimale værdier for DEHP og DBP, der er målt i undersøgelsen fra undersøgelsen Geiss et al. (2009). Bidraget fra indeluften i biler for disse to ftalater beregnes derfor som et ekstra bidrag i forhold til indeklimaet i eksponeringsberegningerne. Undersøgelsen er italiensk, men forventes at kunne overføres til danske forhold. Målingerne er foretaget om vinteren, hvorfor afdampningen af ftalater kan forventes at være noget højere ved højere temperaturer om sommeren.

Tabel 7-38 Oversigt over indhold af udvalgte stoffer i biler

Kilde	Koncentration målt	Kommentar
Indeluft i biler		
(Geiss et al., 2009)	DEHP: Range: < DL – 3,656 µg/m³ DBP: Range: < DL – 1,630 µg/m³	Der er foretaget målinger i indeluften i 23 forskellige italienske biler for koncentrationen af tre forskellige ftalater. Målingerne er foretaget i november og december i 2007.
Støv i biler		
(Goosey et al., 2011)	PFOS: Range: 20 – 1500 ng/g Median: 97 ng/g Average: 260 ng/g PFOA: Range: <0,98 – 370 ng/g Median: 65 ng/g Average: 110 ng/g	Der er målt på PFOA og PFOS samt andre PFC'er i støv i 20 biler i Birmingham, UK i 2007-2009.
(The Ecology Center 2006)	Støv: DBP: 3 µg/g DIBP: 1 µg/g BBP: 6 µg/g DEHP: 49 µg/g Forrudefilm: DBP: 3 µg/m ² BBP: 2 µg/m ² DEHP: 5 µg/m ²	En amerikansk undersøgelse fra 2006 har undersøgt en række biler på det amerikanske marked for indhold af ftalater i støv indvendigt i biler (2 målinger) og fra filmen indvendigt på forruden (13 målinger). Der er ikke angivet, hvornår prøverne er taget. Koncentrationerne fra filmen i forruden er angivet per areal af forruden.

Grå markeringer og tal med fed illustrerer de værdier, der anvendes i eksponeringsberegningerne.

Bidraget fra indeluften i biler for ftalaterne DEHP og DBP (som der findes data for) beregnes som et ekstra bidrag i forhold til indeklimaet. Det antages at vi opholder os 20 timer inden døre (hjemme og på arbejde), men herudover antages det, at der anvendes 1½ times transport per dag – som hvis det foregår i bil, kan give nedenstående ekstra bidrag til den daglige eksponering af de to ftalater (se tabel 7-39). Til sammenligning angives i (The Ecology Center 2006), at amerikanerne tilbringer minimum 100 minutter i deres bil hver dag.

Beregningen af den daglige eksponering er foretaget på følgende måde, som også er beskrevet i afsnit 7.1:

$$D(DEHP)_{inh} = \frac{3,656 \mu\text{g} / \text{m}^3 \cdot 18 \text{m}^3 / \text{dag} \cdot 1,5 / 24 \cdot 0,75}{60 \text{kg}} \cdot 1 = 0,027 \mu\text{g} / \text{kg} / \text{dag}$$

Tabel 7-39 Eksponering for ftalater ved kørsel med bil 1½ time dagligt

Bidrag fra indeluft i biler	Maksimale målte konc. i luft (µg/m ³)	Daglig inhalation af luft (m ³ /dag)	F inh (fraktion af stof der inhaleres)	Kontakt tid (T _{contact}), (t)	n	Lgv (kg)	Eksponering (indånding) (µg/kg lgv/dag)
DEHP	3,656	18	0,75	1,5/24	1	60	0,0514
DBP	1,63	18	1	1,5/24	1	60	0,0306

8 Risikovurdering

8.1 Metode til beregning af risiko

Den gravide kan eksponeres for samme stof via forskellige eksponeringsveje som beskrevet i afsnit 1. Ifølge REACH vejledningen for forbrugereksponering (ECHA 2010), sammenlægges eksponeringsdosis (D_{total}) for de tre forskellige eksponeringsveje for at finde den samlede eksponering pr stof:

$$D_{total} = D_{inh} + D_{der} + D_{oral}$$

Ifølge REACH vejledningen for risikovurdering (ECHA 2008), vurderes det i hvert enkelt tilfælde, om der er tale om en risiko for sundheden ud fra følgende formel, der beregner en risikokarakteriserings ratio (engelsk: Risk Characterisation Ratio, RCR) ved brug af det afledte nuleffekt-niveau (engelsk: Derived No Effect Level, DNEL):

$$RCR = \frac{Exposure (D_{total})}{DNEL}$$

Hvis $RCR > 1$ (dvs. eksponeringen er større end DNEL), er der tale om en risiko. Hvis $RCR < 1$ anses eksponeringen ikke at udgøre en risiko.

For et enkelt stof vil sammenlægning af eksponeringsværdier for forskellige eksponeringsveje fulgt af division med DNEL svare til, at RCR beregnes for forskellige eksponeringsveje og herefter sammenlægges:

$$RCR = \frac{Exposure (D_{total})}{DNEL} = \frac{D_{inh}}{DNEL} + \frac{D_{der}}{DNEL} + \frac{D_{oral}}{DNEL} =$$

$$RCR = RCR_{inh} + RCR_{der} + RCR_{oral}$$

Med det formål at kunne sammenligne forskellige eksponeringskilders bidrag til en samlet RCR for et stof, er der i dette projekt foretaget beregninger af RCR fra forskellige eksponeringsveje samt fra forskellige kilder (fx oral eksponering fra hhv. støv og fødevarer), og disse RCR-værdier for hvert stof er lagt sammen til en RCR_{total} , som forklaret nedenunder.

8.1.1 Kombinationseffekter

Udsættelse for forskellige stoffer med samme virkning fra mange forskellige kilder, kan betegnes som kombinationseffekter eller cocktaileffekter. Arbejdstilsynet anbefaler, at der i det mindste regnes med en sammenlagt (additiv) virkning, hvis der ikke foreligger specifik oplysning om stoffernes samvirksomhed (Arbejdstilsynet, 2005). Forekomst af flere stoffer samtidig kan også have en forstærkende (synergistisk) eller afsvækkende (antagonistisk)

virkning. At påvise disse virkninger kræver dog grundige studier med de rette detaljerede stoffkombinationer. I nærværende projekt indregnes udelukkende den additive virkning ved brug af dosis-additions princippet, som beskrevet i afsnit 1.

Nye undersøgelser viser, at kombinationseffekter af ftalater og andre antiandrogene stoffer kan beregnes ved at anvende dosis-addition konceptet (NAP 2008; Benson 2009). Dette koncept anvendes også her.

Der er vurderet, at den bedste metode til at beregne kombinationseffekter i dette tilfælde er en modificeret udgave af hazard index (HI) metoden. Denne metode kan generelt beskrives med formlen:

$$HI = \sum_{i=1}^n EL_i / AL_i$$

Hvor EL er eksponeringsniveauet og AL er det acceptable niveau. I dette tilfælde bruges DNEL som det acceptable niveau, og brøken EL/AL svarer dermed til den beregnede RCR for hvert stof. Denne metode giver mulighed for at anvende specifikke usikkerhedsfaktorer for de enkelte stoffer, hvilket er en fordel, når DNEL for de enkelte stoffer er baseret på forskellige typer af dyreforsøg.

Den samlede, dvs. additive risiko er således beregnet ved at lægge de enkelte stoffers RCR-værdier sammen:

$$RCR_{Total} = RCR_1 + RCR_2 + RCR_3 + \dots + RCR_n$$

RCR_{Total} er dermed et udtryk for den øgede (kumulative) risiko kvinden udsættes for ved fx påvirkning fra hele gruppen af mistænkte hormonforstyrrende stoffer med antiandrogen virkning.

RCR_{Total} udregnes:

- isoleret for de antiandrogene stoffer ($RCR_{Total(AA)}$)
- isoleret for de østrogenlignende stoffer ($RCR_{Total(O)}$)
- isoleret for de stoffer, der har en thyreoideahormonforstyrrende effekt ($RCR_{Total(T)}$)

8.2 Eksponeringsscenarier

8.2.1 Basis-scenariet

Alle mennesker udsættes for kemiske stoffer i dagligdagen, fra fødevarer, indeklime, kosmetik og andre produkter, som vi omgiver os med i hjemmet, på arbejdspladsen og andre steder, hvor vi opholder os. Der er i projektet arbejdet med en basis eksponering dækkende en gennemsnitskvinde, der repræsenterer den estimerede eksponering, som målgruppen udsættes for gennem deres normale dagligdag i den udstrækning, der har været data til at belyse dette.

I basis-scenariet inkluderes bidrag fra:

- indeklime,
- fødevarer,
- dagligdag (herunder eksponering fra tandbørstning, mobilcovers, fodtøj/tekstiler, brug af cremer (herunder mavecremer og bodylotions), sexlegetøj, badesæber, bademåtter, etc. samt sport, fritid og indkøb)

I basis-scenariet indgår der et realistisk estimat for eksponeringen (middel-eksponering) samt et realistisk worst case estimat (maksimaleksponering). De to eksponeringssituationer indenfor basis-scenariet er fastsat ved en vurdering af kontakttid med forbrugerprodukter (middel/maksimal), fundne værdier fra litteraturen (median/maksimumværdier) for eksponering fra indeklime og via indtagelse af fødevarer (median og 95 percentiler så vidt muligt).

Eksponeringerne er baseret på de data som er tilgængelige, dvs. at der for forbrugerprodukterne er indregnet de bidrag, der kommer fra produkter, hvor der er migrationsdata (fx voksdug, pilatesbold, rygsæk, badesæbeemballage og plastsandal) – og derfor ikke dækker bidrag fra samtlige forbrugerprodukter man er i kontakt med i dagligdagen. Data for forbrugerprodukter, der er valgt medtaget i basis-scenariet er beskrevet i tabel 7-22.

8.2.1.1 Produkter specielt for den gravide

Gravide kan eksponeres for de udvalgte stoffer ved brug af produkter specielt henvendt til gravide. Der er kun fundet data for mavecremer/-svangerskabsolier, der i høj grad henvender sig til gravide. Der er lavet en vurdering af risikoen ved brug baseret på data fra tabel 7-33. Det antages at den gravide kvinde smører mave, barm og balder ind i cremen svarende til 10 % af den mængde man ville bruge, hvis hele kroppen skulle smørres ind i creme. Det antages, at den gravide ved et realistisk scenarie (middel) smører maven ind 1 gang dagligt, mens hun ved et realistisk worst case scenarie (maksimal) smører maven ind 2 gange dagligt. Eksponering via brug af mavecreme indgår i basis-scenariet.

8.2.2 Andre eksponeringsscenarier

Udover basis-scenariet kan der forekomme eksponeringer, som udelukkende sker i kortere perioder, eller man kan tilhøre en gruppe, der har særlige vaner, eller har et specielt arbejde, som gør, at man bliver udsat for en eksponering udover det basale.

8.2.2.1 Ferie-scenariet

I løbet af sommerperioden kan målgruppen eksponeres for solcremer fx i forbindelse med sommerferier. Eksponeringen kan forekomme intenst i løbet

af to ugers sommerferie, mens man ikke eksponeres resten af året. Det antages, at målgruppen ved en middeleksponering anvender 18 gram solcreme pr dag i ferieperioden, mens der ved maksimaleksponeringen antages et forbrug på 36 gram pr dag svarende til indsmøring af hele kroppen 2 gange dagligt i et tykt lag. Derudover vurderes det sandsynligt at målgruppen anvender plastsandaler i op til 16 timer dagligt og i sommerferien tillige har smurt solcreme på fødderne. Herved er det vist at migrationen af nogle ftalater fra plastsandaler øges betydeligt.

Risikoen ved en sådan eksponering for solcreme samt brugen af plastsandaler ved samtidig brug af solcreme på fødderne er beregnet som ferie-scenariet (tabel 7-34 og 7-35) og den udregnede risiko ses i tabel 8-2 for en middel- og maksimaleksponering.

8.2.2.2 Transport-scenariet

I forbindelse med transport (her biler, som der er data for) kan målgruppen eksponeres for visse af de udvalgte ftalater, som findes i små mængder i indeluften i biler (tabel 7-39). Det antages i transport-scenariet, at man opholder sig 1½ time i bilen pr dag. Denne antagelse beror på en gennemsnitsbetragtning, men eksponeringstiden kan være meget forskellig fra kvinde til kvinde. Nogle som fx pendler langt til arbejde bruger længere tid, mens andre langt fra bruger 1½ time i en bil dagligt. Der er kun blevet identificeret data for biler, men en lignende eksponering kunne estimeres i forbindelse med brug af andre transportmidler som tog og bus. Risikoen ved denne gennemsnitsbetragtning for transport-scenariet ses i tabel 8-2, hvor der antages en ens risiko for middel- og maksimaleksponeringen.

8.2.2.3 Arbejds-scenariet

I dette projekt er der ikke udarbejdet scenarier, hvor man i arbejdsmiljøet eksponeres for mistænkte hormonforstyrrende stoffer fra produkter til professionelle. Der er dog beregnet en eksponering for enkelte forbrugerprodukter, som kan anvendes i forbindelse med arbejdet (tabel 7-36 og 7-37). Det er antaget at udvalgte arbejdsgrupper anvender mere håndcreme end den mængde, der antages anvendt i basis-scenariet. Det antages at man ved hyppig vask af hænderne (fx sundhedspersonale på sygehuse) anvender mere håndcreme svarende til 3 gange ekstra dagligt i forhold til basis-scenariet. Derudover vurderes det, at flere arbejdsgrupper anvender plastsandaler og derigennem kan eksponeres for ftalater. Ved anvendelse af plastsandaler i en arbejdssituation vurderes kontakttiden at være 8 timer. Risikoen ved udsættelse for enkelte forbrugerprodukter brugt i arbejdssituationer ses i tabel 8-2 for en middel- og maksimaleksponeringen.

8.3 resultater

De beregnede interne doser ved eksponering for de udvalgte stoffer i fødevarer, indeklima og forbrugerprodukter er samlet i forskellige scenarier. Resultaterne af eksponeringsberegningerne for basis-scenariets forskellige kilder ses i tabel 8-1, hvor den interne dosis, hvormed målgruppen udsættes for et enkelt stof er angivet for hver af de tre hovedkilder (forbrugerprodukter, indeklima, fødevarer) i en middel- og maksimaleksponering. Derudover er RCR værdierne per stof angivet. Eksponeringsberegningerne for ferie-, arbejds- og transport-scenarierne er vist i tabel 8-2.

Det er dog også interessant at samle eksponeringsberegninger for udvalgte scenarier for at vurdere en total risiko, hvis/når man i løbet af en dag bliver udsat for mange kilder.

Følgende scenarier lægges sammen for at vurdere en total eksponering:

- basis- + ferie-scenarie (middel- og maksimaleksponering)
- basis- + arbejde- + transport-scenarie (middel- og maksimaleksponering)

8.3.1 Basis- + arbejde -+ transport-scenariet

Det vurderes at være et realistisk estimat, at målgruppen potentielt kan blive eksponeret for mistænkte hormonforstyrrende via de kilder, der indgår i basis-scenariet, samt andre kilder via arbejde og transport, hvorfor disse scenarier lægges sammen. Da der ikke er udarbejdet arbejds-scenarier for udsættelsen af mistænkte hormonforstyrrende stoffer fra produkter til professionelle er de eneste data fra arbejdsmiljøet eksponering for enkelte forbrugerprodukter som ekstra håndcreme i forhold til basis-scenariet samt eksponering for ftalater ved anvendelse af plastsandaler. Da der allerede er medtaget eksponering for ftalater ved brug af plastsandaler i basis-scenariet (samme eksponering; 8 timer ved middeleksponering og 16 timer ved maksimaleksponeringen som i arbejds-scenariet) vil en direkte sammenlægning af de to scenarier give en betydelig overestimering af risikoen. Det ekstra bidrag fra arbejds-scenariet vil derfor i dette tilfælde reelt kun være brug af ekstra håndcreme. Derudover tillægges et ekstra bidrag fra transport-scenariet. Disse data kan ses i tabel 8-3.

8.3.2 Basis- + ferie-scenariet

I forbindelse med en ferieperiode vurderes det, at målgruppen fortsat vil få en eksponering i form af kilder som fødevarer og indeklima (basis-scenariet), om end man i en sommerperiode ofte vil opholde sig længere tid udenfor end i en vinterperiode. I en ferieperiode kan bidraget fra basis-scenariet på indeklimadelen således være noget overestimeret.

Der vil i ferieperioden ofte i samme grad som til hverdag være kontakt til diverse forbrugerprodukter, hvorfor det vurderes realistisk at lægge basis- og ferie-scenariet sammen. Dog er der for både basis- og ferie-scenariet i denne rapport medtaget eksponering for udvalgte ftalater fra plastsandaler. Det vil ikke være realistisk at få en dobbelt eksponering for dette produkt, da kontakttiden i begge scenarier er sat til hhv. 8 og 16 timer for middel- og maksimaleksponeringen. Plastsandalerne vil derfor udgå af basis-scenariet i denne situation.

Tabel 8-1 Den samlede eksponering pr stof og pr kilde (forbrugerprodukter, indeklima og fødevarer) er vist for basis-scenariet. De udregnede interne doser for forbrugerprodukter, indeklima og fødevarer er angivet i µg/kg lgv./dag. RCR er beregnet som sum af eksponering divideret med DNEL for hvert stof. RCR værdier over 0,1 er angivet med røde tal, mens RCR værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Hvor ingen data er tilgængelig er der angivet "-". Den grønne farve angiver den kilde, der giver det største bidrag for det enkelte stof for hhv. realistisk (middel eksponering) og realistisk worst case (maksimal eksponering) i basis scenariet. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	DNEL (µg/kg lgv/dag)	BASIS - middeleksponering					BASIS - maksimaleksponering				
		Forbruger produkter (µg/kg lgv/dag)	Indeklima (µg/kg lgv/dag)	Fødevarer (µg/kg lgv/dag)	Sum (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Total}	Forbruger produkter (µg/kg lgv/dag)	Indeklima (µg/kg lgv/dag)	Fødevarer (µg/kg lgv/dag)	Sum (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Total}
DEHP (AA)	25,00	0,8087	0,2114	1,2000	2,2201	0,0888	2,0265	2,7812	2,2000	7,0077	0,2803
DEHP (T)	188,00	0,8087	0,2114	1,2000	2,2201	0,0118	2,0265	2,7812	2,2000	7,0077	0,0373
DiNP (AA)	1500,00		0,0171	0,4500	0,4671	0,0003		0,8042	1,4000	2,2042	0,0015
DBP (AA)	10,00	0,7245	0,0584	0,2600	1,0429	0,1043	1,4490	0,4553	1,4000	3,3044	0,3304
DiBP (AA)	1250,00	3,0006	0,0379	0,6000	3,6386	0,0029	6,0013	2,2516	2,1000	10,3528	0,0083
BBP (AA)	500,00	<0,0000	0,0154	0,2000	0,2154	0,0004	<0,0000	0,2480	0,4000	0,6480	0,0013
DPP (AA)	330,00		<0,0000	<0,0000	0,0000	<0,0000		<0,0000	<0,0000	0,0000	<0,0000
DnHP (AA)	500,00		0,0009	<0,0000	0,0009	<0,0000		0,0255	<0,0000	0,0255	0,0001
DnHP (T)	6100,00		0,0009	<0,0000	0,0009	<0,0000		0,0255	<0,0000	0,0255	<0,0000
DnOP (AA)	368,00	0,0235	0,2083	<0,0000	0,2319	0,0006	0,0470	2,0917	<0,0000	2,1387	0,0058
Dioxin og dioxinlignende PCB'er (AA)	0,000002		0,00000002	0,00000100	0,00000102	0,5115		0,0000002	0,00000207	0,00000226	1,1322
Dioxin og dioxinlignende PCB'er (T)	0,000006		0,00000002	0,00000100	0,00000102	0,1705		0,0000008	0,00000207	0,00000285	0,4747
Dioxin og dioxinlignende PCB'er (AA) STØV	0,03		0,0001		0,0001	0,0038		0,0152		0,01517	0,4555
Bisphenol A (Ø)	500,00	0,7983	0,0004	1,5000	2,2987	0,0046	0,8007	0,0025	1,5000	2,3031	0,0046
Nonylphenol (Ø)	15,00	4,5281	0,0277	0,2000	4,7558	0,3171	9,0563	0,1057	0,2000	9,3620	0,6241
TBBPA (Ø)	66,70		0,2625	<0,0000	0,2625	0,0039		3,6503	<0,0000	3,6503	0,0547
TBBPA (T)	300,00		0,2625	<0,0000	0,2625	0,0009		3,6503	<0,0000	3,6503	0,0122
PFOA (AA)	100,00		0,0003	0,0600	0,0603	0,0006		0,0050	0,2000	0,2050	0,0021
PFOA (T)	20,00		0,0003	0,0600	0,0603	0,0030		0,0050	0,2000	0,2050	0,0103
PFOS (AA)	50,00		0,0007	0,0020	0,0027	0,0001		0,0063	0,0060	0,0123	0,0002
PFOS (T)	0,15		0,0007	0,0020	0,0027	0,0180		0,0063	0,0060	0,0123	0,0817
D4 (Ø)	195,00	0,0027			0,0027	<0,0000	0,0054			0,0054	<0,0000
Propylparaben (Ø)	20,00	2,7241	0,0003	<0,0000	2,7244	0,1362	19,0427	0,0009	<0,0000	19,0435	0,9522
Butylparaben (Ø)	20,00	2,7241	0,0001	<0,0000	2,7241	0,1362	19,0427	0,0041	<0,0000	19,0467	0,9523
Isobutylparaben (Ø)*	625,00				-	-				-	-

Stof	BASIS - middeleksponering						BASIS - maksimaleksponering				
	DNEL (µg/kg lgv/dag)	Forbruger produkter (µg/kg lgv/dag)	Indeklima (µg/kg lgv/dag)	Fødevarer (µg/kg lgv/dag)	Sum (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Total}	Forbruger produkter (µg/kg lgv/dag)	Indeklima (µg/kg lgv/dag)	Fødevarer (µg/kg lgv/dag)	Sum (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Total}
OMC (Ø)	1666,70	24,0000			24,0000	0,0144	48,0000			48,0000	0,0288
OMC (T)	1000,00	24,0000			24,0000	0,0240	48,0000			48,0000	0,0480
Benzophenone 3 (Ø)	9370,00	48,0000			48,0000	0,0051	96,0000			96,0000	0,0102
Triclosan (Ø)	50,00	7,3375	0,0002	<0,0000	7,3377	0,1468	22,4750	0,0015	<0,0000	22,4765	0,4495
Triclosan (T)	30,00	7,3375	0,0002	<0,0000	7,3377	0,2446	22,4750	0,0015	<0,0000	22,4765	0,7492
Resorcinol (T)	1017,00	0,0006			0,0006	<0,0000	0,0035			0,0035	<0,0000
Chlorpyrifos (AA)	60,00		<0,0000	0,0330	0,0330	0,0006		0,2130	0,0670	0,2800	0,0047
Chlorpyrifos (T)	17,10		<0,0000	0,0330	0,0330	0,0019		0,2130	0,0670	0,2800	0,0164
Dithiocarbamater (T)	48,00			0,1000	0,1000	0,0021			0,2000	0,2000	0,0042
Imazalil (AA)	200,00			0,0670	0,0670	0,0003			0,1300	0,1300	0,0007
Iprodion (AA)	150,00			0,0500	0,0500	0,0003			0,1000	0,1000	0,0007
Pirimiphosmethyl (AA)	625,00			0,1000	0,1000	0,0002			0,2000	0,2000	0,0003
Procymidon (AA)	2,80			0,0120	0,0120	0,0043			0,0443	0,0443	0,0158
Propamocarb (Ø)	375,00			0,0670	0,0670	0,0002			0,1300	0,1300	0,0003
Tebuconazol (AA)	170,00			<0,0000	0,0000	<0,0000			0,0246	0,0246	0,0001
Thiabendazol (T)	100,00			0,0500	0,0500	0,0005			0,1400	0,1400	0,0014

* Der er jævnfør afsnit 7.6.2 ikke beregnet en eksponering for isobutylparaben

Tabel 8-2 Den samlede eksponering pr stof pr scenarie (Ferie, arbejde, transport) er vist. De udregnede interne doser er angivet i µg/kg lgv./dag. RCR værdier over 0,1 er angivet med røde tal, mens RCR værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Der er kun medtaget de udvalgte stoffer, hvor et eksponeringsbidrag er fundet. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	DNEL (µg/kg lgv/dag)	Midleksponering						Maksimaleksponering					
		Ferie (µg/kg lgv/dag)	RCR _{FERIE}	Arbejde (µg/kg lgv/dag)	RCR _{ARBEJDE}	Transport (µg/kg lgv/dag)	RCR _{TRANSPORT}	Ferie (µg/kg lgv/dag)	RCR _{FERIE}	Arbejde (µg/kg lgv/dag)	RCR _{ARBEJDE}	Transport (µg/kg lgv/dag)	RCR _{TRANSPORT}
DEHP (AA)	25,00	12,0891	0,4836	0,0811	0,0032	0,0514	0,0021	24,1781	0,9671	0,1623	0,0065	0,0514	0,0021
DEHP (T)	188,00	12,0891	0,0643	0,0811	0,0004	0,0514	0,0003	24,1781	0,1286	0,1623	0,0009	0,0514	0,0003
DBP (AA)	10,00	0,7245	0,0725	0,7245	0,0725	0,0306	0,0031	1,4490	0,1449	1,4490	0,1449	0,0306	0,0031
DiBP (AA)	1250,00	6,7317	0,0054	3,9629	0,0032			13,4634	0,0108	3,9629	0,0032		
Bisphenol A (Ø)	500,00			4,3260	0,0087					4,3260	0,0087		
D4 (Ø)	195,00	10,2000	0,0523					20,4000	0,1046				
Propylparaben (Ø)	20,00	11,1000	0,5550	1,9980	0,0999			88,8000	4,4400	7,9920	0,3996		
Butylparaben (Ø)	20,00	11,1000	0,5550	1,9980	0,0999			88,8000	4,4400	7,9920	0,3996		
OMC (Ø)	1666,70	300,0000	0,1800					1200,000	0,7200				
OMC (T)	1000,00	300,0000	0,3000					1200,000	1,2000				
Benzophenone 3 (Ø)	9370,00	600,000	0,0640					2400,000	0,2561				

Tabel 8-3 Sammenlægning af scenarier. Basis-scenariet er lagt sammen med Ferie-scenariet; eksponering fra plastsandaler er udtaget af basis-scenariet i dette tilfælde. Basis-scenariet er sammenlagt med arbejds-scenariet og transport-scenariet. I det tilfælde er plastsandalerne udtaget af basis-scenariet. Der vises kun de stoffer, hvor der kommer et bidrag fra de ekstra scenarier. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Middeleksponering						Maksimaleksponering					
	RCR _{BASIS}	RCR _{FERIE}	RCR _{TOTAL} - basis + ferie	RCR ARBEJDE	RCR TRANSPORT	RCR _{TOTAL} - basis + arbejde + transport	RCR _{BASIS}	RCR _{FERIE}	RCR _{TOTAL} - basis + ferie	RCR ARBEJDE	RCR TRANSPORT	RCR _{TOTAL} - basis + arbejde + transport
DEHP (AA)	0,0856	0,4836	0,5691	0,0032	0,0021	0,0909	0,2738	0,9671	1,2409	0,0065	0,0021	0,2824
DEHP (T)	0,0114	0,0643	0,0757	0,0004	0,0003	0,0121	0,0364	0,1286	0,1650	0,0009	0,0003	0,0375
DBP (AA)	0,0318	0,0725	0,1043	0,0725	0,0031	0,1073	0,1855	0,1449	0,3304	0,1449	0,0031	0,3335
DiBP (AA)	0,0013	0,0054	0,0067	0,0032		0,0045	0,0051	0,0108	0,0159	0,0032		0,0083
Bisphenol A (Ø)	0,0046	0,0000		0,0087		0,0132	0,0046			0,0087		0,0133
D4 (Ø)	<0,0000	0,0523	0,0523			<0,0000	<0,0000	0,1046	0,1046			<0,0000
Propylparaben (Ø)	0,1362	0,5550	0,6912	0,0999		0,2361	0,9522	4,4400	5,3922	0,3996		1,3518
Butylparaben (Ø)	0,1362	0,5550	0,6912	0,0999		0,2361	0,9523	4,4400	5,3923	0,3996		1,3519
OMC (Ø)	0,0144	0,1800	0,1944			0,0144	0,0288	0,7200	0,7488			0,0288
OMC (T)	0,0240	0,3000	0,3240			0,0240	0,0480	1,2000	1,2480			0,0480
Benzophenone 3 (Ø)	0,0051	0,0640	0,0692			0,0051	0,0102	0,2561	0,2664			0,0102

Den samlede, dvs. additive risiko, er beregnet for hhv. antiandrogene, østrogener og thyreoideahormonforstyrrende stoffer ved at kategorisere stofferne efter deres effekt og lægge de enkelte stoffers RCR-værdier sammen.

8.3.3 Antiandrogene stoffer

Bidrag fra forskellige kilder til den samlede RCR_{AA} for stoffer med antiandrogene effekter er baseret på hhv. et basis-scenarie, ferie-scenarie, arbejds-scenarie og transport-scenarie. Værdierne til de forskellige eksponeringer er baseret på et realistisk middel scenarie (middeleksponering) for en gravid (tabel 8-4), og et realistisk worst case scenarie (maksimaleksponering) for en gravid (tabel 8-5).

Tabel 8-4 Samlet RCR_{AA} for stoffer med antiandrogene effekter baseret på et realistisk scenarie (middeleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. For disse scenarier er eksponering for plastsandaler udtaget af basis-scenariet for at undgå en overestimering af risikoen. Røde tal indikerer en RCR_{AA} værdi over 0,1, mens RCR_{AA} værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Middeleksponering								
	$RCR_{\text{basis-forbruger}}$	$RCR_{\text{basis-indeklima}}$	$RCR_{\text{basis-fødevarer}}$	$RCR_{\text{basis-total}}^*$	RCR_{ferie}	RCR_{arbejde}	$RCR_{\text{transport}}$	$RCR_{\text{Basis + Ferie}}$	$RCR_{\text{Basis + Arbejde + transport}}$
DEHP	0,0323	0,0085	0,0480	0,0888	0,4836	0,0032	0,0021	0,57241	0,0941
DiNP		<0,0000	0,0003	0,0003				0,0003	0,0003
DBP	0,0725	0,0058	0,0260	0,1043	0,0725	0,0725	0,0031	0,1768	0,1799
DiBP	0,0024	<0,0000	0,0005	0,0029	0,0054	0,0032		0,0083	0,0045
BBP		<0,0000	0,0004	0,0004				0,0004	0,0004
DPP		<0,0000	<0,0000	<0,0000				<0,0000	<0,0000
DnHP		<0,0000	<0,0000	<0,0000				<0,0000	<0,0000
Dioxin og dioxinlignende PCB'er		0,0115	0,5000	0,5115				0,5115	0,5115
Dioxin og dioxinlignende PCB'er STØV		0,0038		0,0038				0,0038	0,0038
PFOA		<0,0000	0,0006	0,0006				0,0006	0,0006
PFOS		<0,0000	0,0000	0,0001				0,0001	0,0001
Chlorpyrifos		<0,0000	0,0006	0,0006				0,0006	0,0006
Imazalil			0,0003	0,0003				0,0003	0,0003
Iprodion			0,0003	0,0003				0,0003	0,0003
Procymidon			0,0043	0,0043				0,0043	0,0043
Pirimiphosmethyl			0,0002	0,0002				0,0002	0,0002
Tebuconazol			<0,0000	<0,0000				<0,0000	<0,0000
TOTAL sum	0,1072	0,0297	0,5815	0,7170	0,5614	0,0789	0,0051	1,2784	0,8010

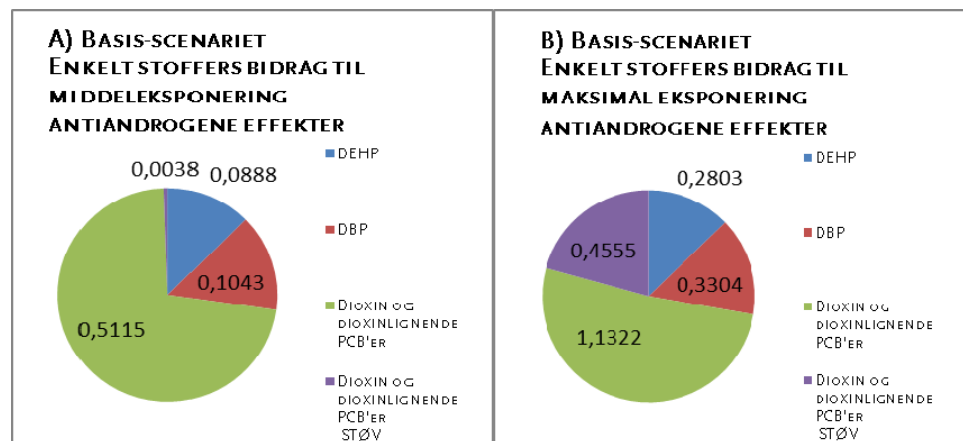
* Eksponering for plastsandaler er inkluderet i denne kolonne

For basis-scenariet ses det største bidrag fra kosten med en samlet RCR_{AA} på 0,58 for middeleksponeringen og 1,29 for maksimaleksponeringen (tabel 8-4 og 8-5). Det stof, der hovedsagligt bidrager til denne RCR_{AA} er dioxin og dioxinlignende PCB'er, mens andre stoffer kun giver et lille bidrag (Figur 8-1). Forbrugerprodukterne giver et bidrag på hhv. en RCR_{AA} på 0,11 for middeleksponeringen og 0,23 for maksimaleksponeringen, mens indeklimaets bidrag er hhv. 0,03 for middeleksponeringen og 0,72 for maksimaleksponeringen

Tabel 8-5 Samlet RCR_{AA} for stoffer med antiandrogene effekter baseret på et realistisk scenarie (maksimaleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. For disse scenarier er eksponering for plastsandaler udtaget af basis-scenariet for at undgå en overestimering af risikoven. Røde tal indikerer en RCR_{AA} værdi over 0,1, mens RCR_{AA} værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Maksimaleksponering								
	RCR _{basis-} forbruger	RCR _{basis-} indeklima	RCR _{basis-} fødevarer	RCR _{basis-} total*	RCR _{ferie}	RCR _{arbejde}	RCR _{transport}	RCR _{Basis + Ferie}	RCR _{Basis + Arbejde + transport}
DEHP	0,0811	0,1112	0,0880	0,2803	0,9671	0,0065	0,0021	1,2474	0,2889
DiNP		0,0005	0,0009	0,0015				0,0015	0,0015
DBP	0,1449	0,0455	0,1400	0,3304	0,1449	0,1449	0,0031	0,4753	0,4784
DiBP	0,0048	0,0018	0,0017	0,0083	0,0108	0,0032		0,0191	0,0115
BBP		0,0005	0,0008	0,0013				0,0013	0,0013
DPP		<0,0000	<0,0000	<0,0000				<0,0000	<0,0000
DnHP		0,0001	<0,0000	0,0001				0,0001	0,0001
Dioxin og dioxinlignende PCB'er		0,0972	1,0350	1,1322				1,1322	1,1322
Dioxin og dioxinlignende PCB'er STØV		0,4555		0,4555				0,4555	0,4555
PFOA		0,0001	0,0020	0,0021				0,0021	0,0021
PFOS		0,0001	0,0001	0,0002				0,0002	0,0002
Chlorpyrifos		0,0036	0,0011	0,0047				0,0047	0,0047
Imazalil			0,0007	0,0007				0,0007	0,0007
Iprodion			0,0007	0,0007				0,0007	0,0007
Pirimiphosmethyl			0,0003	0,0003				0,0003	0,0003
Procymidon			0,0158	0,0158				0,0158	0,0158
Tebuconazol			0,0001	0,0001				0,0001	0,0001
TOTAL sum	0,2308	0,7161	1,2873	2,2278	1,1228	0,1546	0,0051	3,3506	2,3875

* Eksponering for plastsandaler er inkluderet i denne kolonne



Figur 8-1 Fordelingen af hvor stort et bidrag til RCR-værdien det enkelte stof giver i basis-scenariet A) middeleksponering og B) maksimal eksponering. Der er kun medtaget de stoffer som giver et betydeligt bidrag

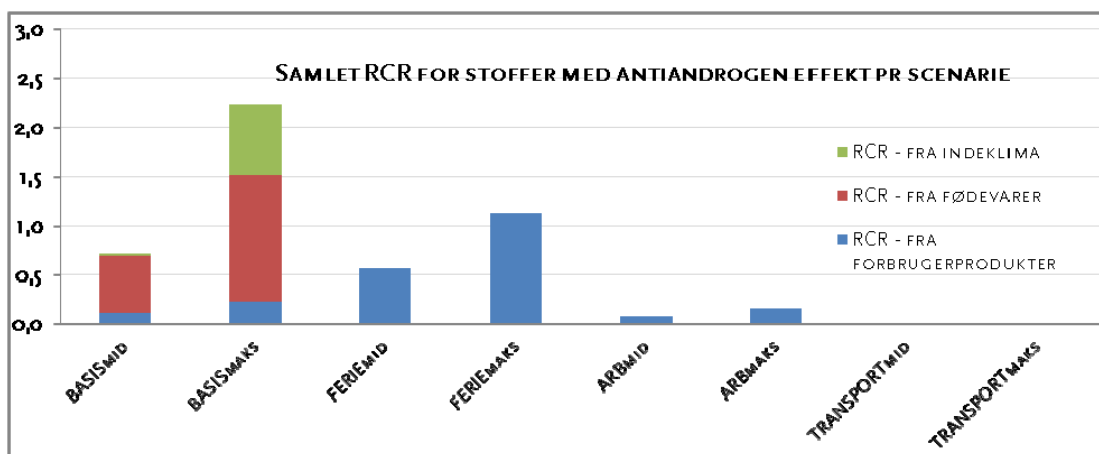
Samlet giver belastningen for antiandrogene i basis-scenariet en RCR_{AA} under 1 for middeleksponeringen og over 1 for maksimaleksponeringen (tabel 8-4 og 8-5 samt figur 8-2). For ferie-scenariet ses en RCR_{AA} på 0,56 for

middeleksponeringen og 1,12 for maksimaleksponeringen, hvor bidraget beror på eksponering for ftalater fra plastsandaler. Den samme eksponering for ftalater fra plastsandaler ses for arbejds-scenariet (men uden solcreme så eksponeringen svarer til eksponeringen i basis-scenariet) med en RCR_{AA} på hhv. 0,08 og 0,15 for middel- og maksimaleksponering.

Det ses, at ftalaterne i indeluften fra biler samlet set giver et meget lille bidrag til den samlede RCR_{AA} for målgruppen. Selv hvis ophold i bilen i en feriesituation øges betydeligt (på fx en bilferie) vil bidraget stadig være minimalt. Desuden vil bidraget fra indeklimaet i en feriesituation (bilferie) tilsvarende falde, da man så ikke opholder sig inden døre, men enten udenfor eller i en bil. Eksponeringen fra transport er således minimal i det samlede billede af målgruppens samlede eksponering. Om det samme gør sig gældende for anden form for transport (tog, bus, metro m.m.) vides ikke, da der ikke er undersøgelser af disse transportformer, men det forventes at være på nogenlunde samme niveau.

Nogle arbejdsgrupper går og står meget op en stor del af dagen og det vurderes derfor, at de anvender stødabsorberende fodtøj, fx plastsandaler/træsko. Derfor er plastsandalerne medtaget i arbejds-scenariet. Ftalaterne i plastsandaler giver et samlet RCR_{AA} bidrag på 0,08 ved middeleksponeringen og 0,15 ved maksimaleksponeringen i arbejds-scenariet.

I forbindelse med ferie kan der forekomme brug af plastiksandaler i mange timer (8-16 timer) samt i tilfælde, hvor der er en højere migration af ftalater, fordi foden er smurt med solcreme i forhold til hvis foden ikke er smurt (se tabel 7-22). En sådan eksponering vil derfor give et ekstra bidrag til de antiandrogene effekter (tabel 8-5 og 8-6), og samlet giver basis- og ferie-scenariet en samlet RCR_{AA} på 1,3 ved en middeleksponering når der tages hensyn til ikke at få en dobbelt eksponering for plastsandalerne i de to scenarier. Der ses altså en risiko i middeleksponeringen ved sammenlægning af de to scenarier. Ved maksimaleksponeringen ses en RCR_{AA} på 3,4 ved sammenlægning af basis- og ferie-scenariet.



Figur 8-2 Samlet RCR for stoffer med antiandrogene effekter baseret på middel og maksimal eksponering af målgruppen i forskellige scenarier

8.3.4 Østrogene stoffer

Bidrag fra forskellige kilder til den samlede RCR_{\emptyset} for stoffer med østrogene effekter baseret på et basis-scenarie, ferie-scenarie, arbejds-scenarie og transport-scenarie er vist i tabel 8-6 og 8-7. Værdierne til de forskellige eksponeringer er baseret på et realistisk scenarie (middeleksponering) og et realistisk worst case scenarie (maksimaleksponering) af en gravid.

Tabel 8-6 Samlet RCR_{\emptyset} for stoffer med østrogene effekter baseret på et realistisk scenarie (middeleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. Røde tal indikerer en RCR_{\emptyset} værdi over 0,1, mens RCR_{\emptyset} værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Middeleksponering								
	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{forbruger}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{indeklima}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{fødevarer}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{total}}$	RCR_{ferie}	RCR_{arbejde}	$RCR_{\text{transport}}$	$RCR_{\text{Basis +}}_{\text{Ferie}}$	$RCR_{\text{Basis +}}_{\text{Arbejde + transport}}$
Bisphenol A	0,0016	<0,0000	0,0030	0,0046		0,0087		0,0046	0,0133
Nonylphenol	0,3019	0,0018	0,0133	0,3170				0,3171	0,3171
TBBPA		0,0039	<0,0000	0,0039				0,0039	0,0039
D4	0,000014		<0,0000	0,000014	0,0523			0,0523	0,000014
Propylparaben	0,1362		<0,0000	0,1362	0,5550	0,0999		0,6912	0,2361
Butylparaben	0,1362	<0,0000	<0,0000	0,1362	0,5550	0,0999		0,6912	0,2361
Isobutylparaben*		<0,0000	<0,0000						
OMC	0,0144			0,0144	0,1800			0,1944	0,0144
Benzophenone 3	0,0051		<0,0000	0,0051	0,0640			0,0692	0,0051
Triclosan	0,1468	<0,0000	<0,0000	0,1468				0,1468	0,1468
Propamocarb			0,0002	0,0002				0,0002	0,0002
TOTAL sum	0,7422	0,0058	0,0165	0,7644	1,4063	0,2085	0,0000	2,1707	0,9730

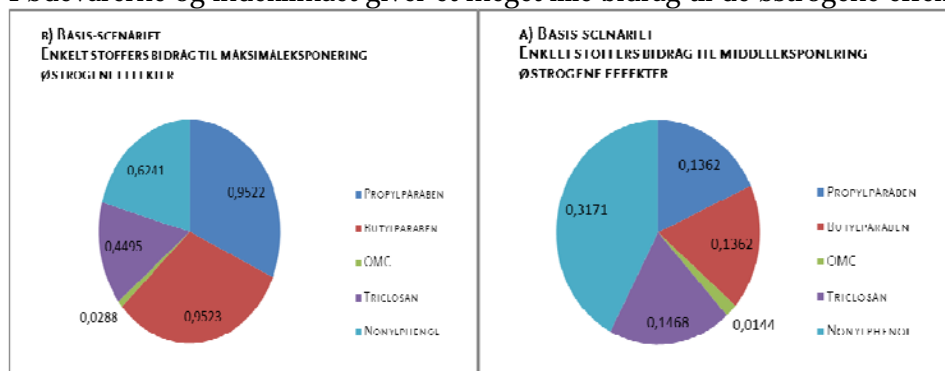
* Der er jævnt før afsnit 7.6.2 ikke beregnet en eksponering for isobutylparaben

Table 8-7 Samlet RCR₀ for stoffer med østrogene effekter baseret på et realistisk worst case scenarie (maksimaleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. Røde tal indikerer en RCR₀ værdi over 0,1, mens RCR₀ værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

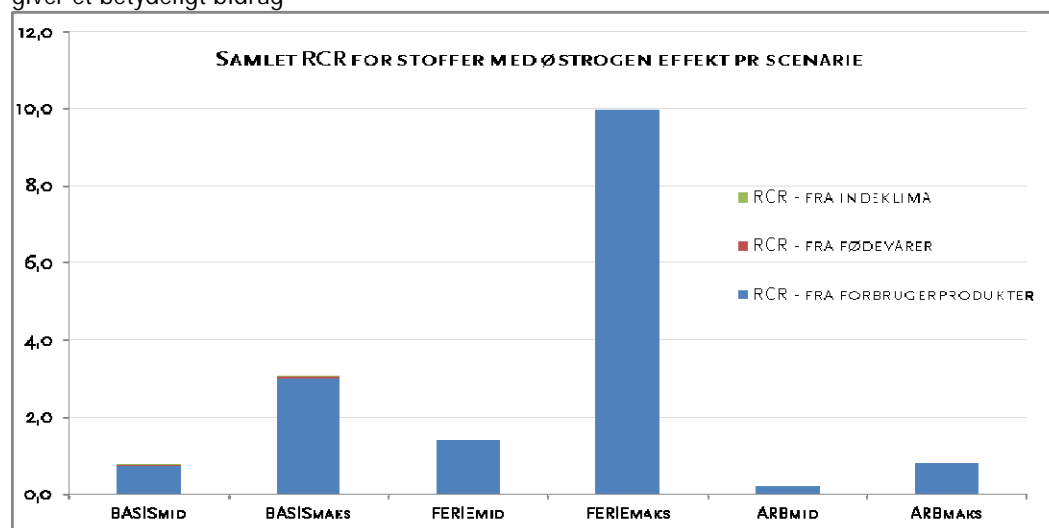
Stof	Maksimaleksponering								
	RCR _{basis-} forbruger	RCR _{basis-} indeklima	RCR _{basis-} fødevarer	RCR _{basis-} total	RCR _{ferie}	RCR _{arbejde}	RCR _{transport}	RCR _{Basis + Ferie}	RCR _{Basis + Arbejde + transport}
Bisphenol A	0,0016	<0,0000	0,0030	0,0046	-	0,0087	-	0,0046	0,0133
Nonylphenol	0,6038	0,0070	0,0133	0,6241	-	-	-	0,6241	0,6241
TBBPA	-	0,0547	<0,0000	0,0547	-	-	-	0,0547	0,0547
D4	0,000028		<0,0000	0,000028	0,1046	-	-	0,1046	0,000028
Propylparaben	0,9521	<0,0000	<0,0000	0,9522	4,4400	0,3996	-	5,3922	1,3518
Butylparaben	0,9521	0,0002	<0,0000	0,9523	4,4400	0,3996	-	5,3923	1,3519
Isobutylparaben									
OMC	0,0288		<0,0000	0,0288	0,7200	-	-	0,7488	0,0288
Benzophenone 3	0,0102		<0,0000	0,0102	0,2561	-	-	0,2663	0,0102
Triclosan	0,4495	<0,0000	<0,0000	0,4495	-	-	-	0,4495	0,4495
Propamocarb	-		0,0003	0,0003	-	-	-	0,0003	0,0003
TOTAL sum	2,9982	0,0621	0,0167	3,0769	9,9607	0,8079	0,0000	13,0376	3,8848

* Der er jævnfør afsnit 7.6.2 ikke beregnet en eksponering for isobutylparaben

For de østrogene stoffer ses, at det største bidrag i basis-scenariet kommer fra forbrugerprodukter med en samlet RCR_{θ} på 0,74 og 3,0 hhv. for middel- og maksimaleksponering (tabel 8-6 og 8-7 samt figur 8-4). Stofferne, der hovedsagligt bidrager til denne RCR_{θ} i basis-scenariet er propyl- og butylparaben og triclosan indeholdt i kosmetiske produkter (figur 8-3). Fødevarerne og indeklimaet giver et meget lille bidrag til de østrogene effekter.



Figur 8-3 Fordelingen af hvor stort et bidrag til RCR_{θ} -værdien det enkelte stof giver A) middeleksponering og B) maksimaleksponering. Der er kun medtaget de stoffer som giver et betydeligt bidrag



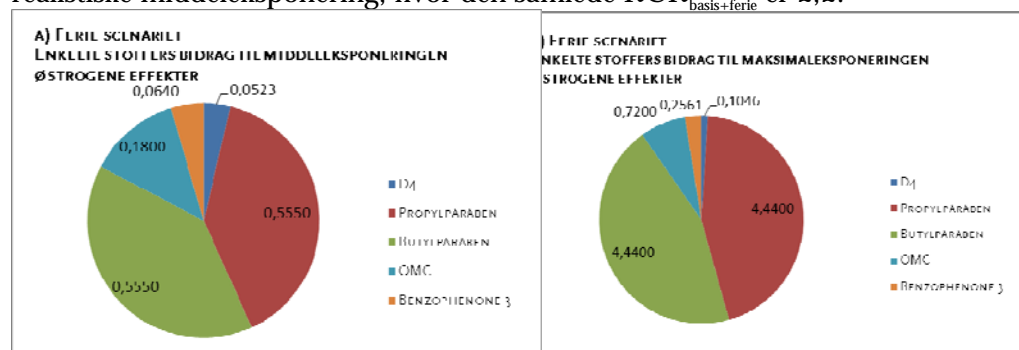
Figur 8-4 Samlet RCR_{θ} for stoffer med østrogene effekter baseret på middel og maksimal eksponering af målgruppen i forskellige scenarier

I forbindelse med sommerferie vurderes det, at målgruppen eksponeres for produkter, som kan indeholde mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Der er derfor beregnet, hvor stor en eksponering målgruppen udsættes for i denne, for de fleste, forholdsvis korte periode.

For ferie-scenariet er det eksponering via solcremer, der er regnet på for de østrogene effekter. Kortlægningen og analyserne viste, at solcremer kan indeholde UV-filtrene OMC og benzophenone-3, parabener og D4. 18 % indeholdt UV-filteret OMC og 6 % indeholdt benzophenone-3. 9 % af de kortlagte solcremer i dette projekt indeholdt en eller flere af de i dette projekt medtagne parabener, mens 15 % af de kortlagte solcremer indeholdt D4 i lave koncentrationer (se afsnit 5.1.2.7). Med de produkter, der findes på det danske marked er det således muligt at undgå det mistænkte hormonforstyrrende bidrag fra disse stoffer ved at købe og anvende kosmetiske produkter uden de udvalgte stoffer, fx svanemærkede produkter. For at lave et så realistisk scenarie som muligt er der i middel-eksponeringen i ferie-scenariet regnet på, at solcremerne kun indeholder 0,1 % (som ester) af hhv. propyl- og butylparaben i modsætning til de tilladte 0,4 % (og som der er regnet på i maksimaleksponeringen i ferie-scenariet). Det vurderes at være en

realistisk tilgang, idet det i EU diskuteres at nedsætte den tilladte maksimale koncentration af propyl- og butylparaben, så summen af deres individuelle koncentrationer må være 0,19 % (som ester) i kosmetiske produkter ligesom industrien har givet udtryk for, at mange produkter ikke indeholder den maksimalt tilladte koncentration. Derudover er mængden af solcreme, der anvendes på dagsbasis nedsat fra de af EU kommissionen anbefalede 36 gram pr dag, til 18 gram pr dag, der er angivet som en realistisk mængde af SCCS (SCCS, 2010).

I tabel 8-6 samt i figur 8-4 ses at bidraget til RCR_{σ} ved ferie-scenariet alene er over 1 (er 1,4) for middeleksponeringen. I figur 8-5 ses, at det hovedsagligt er propyl- og butylparaben, der bidrager til den høje RCR_{σ} i ferie-scenariet. I forbindelse med ferie og ved stadig udsættelse for de "normale" kilder fra basis-scenariet (dvs. der anvendes bodylotion, håndcreme, ansigtscreme osv.) vil brugen af solcreme give en betydelig ekstra eksponering selv ved den realistiske middeleksponering, hvor den samlede RCR_{σ} basis+ferie er 2,2.



Figur 8-5 Fordelingen af hvor stort et bidrag til RCR_{σ} -værdien det enkelte stof giver i ferie-scenariet A) middel eksponering og B) maksimal eksponering.

Der er fundet D4 i mavecreme/svangerskabsolie, bodylotions samt i solcreme. Under antagelse af at gravide kvinder i et realistisk scenarie bruger mavecreme 1 gang dagligt til indsmøring af mave/barm/hofter og ved middeleksponeringen og 2 gange dagligt ved maksimaleksponeringen i basis-scenariet ses der i tabel 8-6 og 8-7, at det giver et negligneligt bidrag til RCR_{σ} 'en både for middel- og maksimaleksponering ved brug af mavecreme og bodylotion. Ved maksimaleksponeringen i ferie-scenariet giver det store forbrug af solcreme et mindre bidrag.

Det blev observeret i kortlægningen af mavecreme/svangerskabsolie, at der kun findes ganske få produkter på markedet og ingen af de kortlagte produkter blev fundet at indeholde parabener.

Arbejds-scenariet omfatter bl.a. sundhedspersonale på hospitaler, der vurderes hyppigere at vaske hænder og derfor vurderes at have et højere forbrug af håndcreme. Anvendelse af ekstra håndcreme (antaget tre gange ekstra i løbet af en arbejdsdag) bidrager med en ekstra RCR værdi på 0,2, hvis cremen indeholder propyl- og/eller butylparaben ved middeleksponeringen og 0,8 ved maksimaleksponeringen.

Desuden kan kassemedarbejdere blive eksponeret for bisphenol A via kontakt med kasseboner. Det ses dog i tabel 8-6 og 8-7 at bidraget er negligneligt.

8.3.5 Thyreoideahormonforstyrrende stoffer

Bidrag fra forskellige kilder til den samlede RCR_T for stoffer med thyreoideahormonforstyrrende effekter baseret på et basis-scenarie, ferie-scenarie, arbejds-scenarie og transport-scenarie er vist i tabel 8-8 og 8-9. Værdierne til de forskellige eksponeringer er baseret på et realistisk scenarie

(middeleksponering) og et realistisk worst case scenarie (maksimal eksponering) af en gravid.

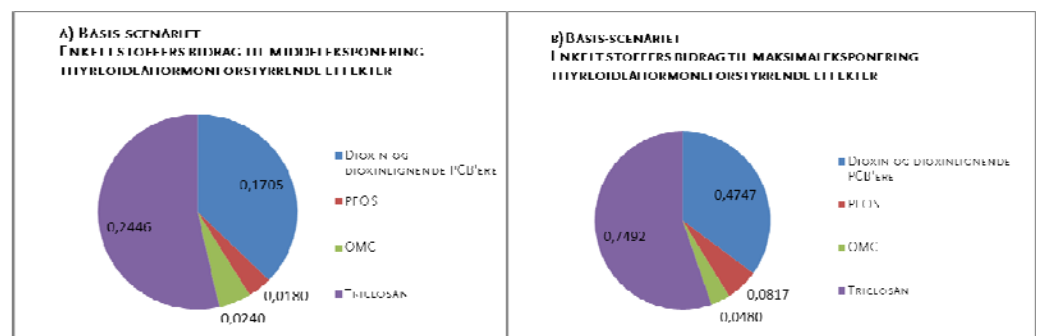
Tabel 8-8 Samlet RCR_T for stoffer med thyreoideahormonforstyrrende effekter baseret på et realistisk scenarie (middeleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. Røde tal indikerer en RCR_T værdi over 0,1. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Middeleksponering								
	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{forbruger}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{indeklima}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{fødevarer}}$	$RCR_{\text{basis-}}_{\text{total}}$	RCR_{ferie}	RCR_{arbejde}	$RCR_{\text{transport}}$	$RCR_{\text{Basis + Ferie}}$	$RCR_{\text{Basis + Arbejde + transport}}$
DEHP	0,0043	0,0011	0,0064	0,0118	0,0643	0,0004	0,0003	0,0757	0,0121
DnHP		<0,0000	<0,0000	<0,0000				<0,0000	0,0000
DnOP	0,0001	0,0006	<0,0000	0,0006				0,0006	0,0006
TBBPA		0,0009	<0,0000	0,0009				0,0009	0,0009
Dioxin og dioxinlignende PCB'er		0,0038	0,1667	0,1705				0,1705	0,1705
PFOA		0,0000	0,0030	0,0030				0,0030	0,0030
PFOS		0,0047	0,0133	0,0180				0,0180	0,0180
OMC	0,0480		<0,0000	0,0240	0,3000			0,3240	0,0240
Triclosan	0,2446	<0,0000	<0,0000	0,2446				0,2446	0,2446
Resorcinol	<0,0000		<0,0000	<0,0000				<0,0000	0,0000
Chlorpyrifos		<0,0000	0,0019	0,0019				0,0019	0,0019
Dithiocarbamater			0,0021	0,0021				0,0021	0,0021
Thiabendazol			0,0005	0,0005				0,0005	0,0005
TOTAL sum	0,2969	0,0111	0,1939	0,4780	0,3643	0,0004	0,0003	0,8423	0,4787

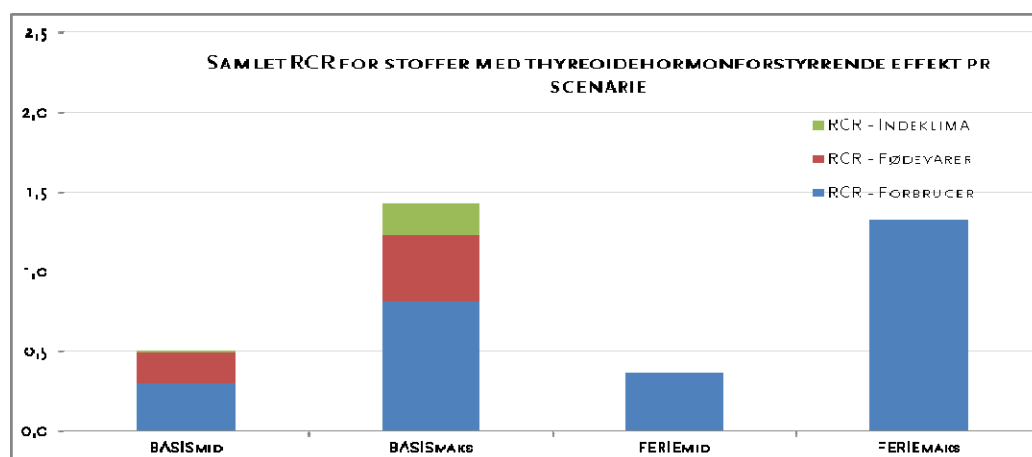
Her ses, at det største bidrag kommer fra forbrugerprodukter med en samlet RCR på 0,3 og 0,8 hhv. for middel- og maksimaleksponering (tabel 8-8 og 8-9). Stofferne, der hovedsagligt bidrager til denne RCR er triclosan indeholdt i kosmetiske produkter (figur 8-6). Fødevarerne giver et bidrag på hhv. 0,19 og 0,42 for middel- og maksimaleksponeringen (hovedsagligt fra dioxin og dioxinlignende PCB'er), mens indeklimate giver et meget lille bidrag i middel eksponeringen på 0,01 og et højere bidrag på 0,22 i maksimaleksponeringen. Bidrag fra de andre scenarier til de thyreoideahormonforstyrrende effekter er små. Det eneste bidrag større end 0,1 er bidraget fra UV-filteret OMC, der har en individuel RCR fra ferie-scenariet på 0,3 ved middeleksponeringen, men et bidrag på 1,2 ved maksimaleksponeringen, og dermed bidrager væsentlig til risikoen for thyreoideahormonforstyrrende effekter. Det er ved brugen af solcreme i store mængder (36 gram pr dag) at stoffet OMC i sig selv kommer op på en RCR_T over 1. Der er kun et ubetydeligt bidrag til RCR_T fra arbejds- og transport-scenariet ved både middel- og maksimaleksponeringen.

Tabel 8-9 Samlet RCR_T for stoffer med thyreoideahormonforstyrrende effekter baseret på et realistisk worst case scenarie (maksimaleksponering) for basis-scenariet, ferie-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet samt basis + ferie og basis + arbejde + transport. Røde tal indikerer en RCRT værdi over 0,1, mens RCRT værdier over 1 er angivet med fede røde tal og i kursiv. Ved tomme felter er der ikke identificeret data for det pågældende stof ved den pågældende kilde

Stof	Maksimaleksponering								
	RCR _{basis- forbruger}	RCR _{basis- indeklima}	RCR _{basis- fødevarer}	RCR _{basis- total}	RCR _{ferie}	RCR _{arbejde}	RCR _{transport}	RCR _{Basis + Ferie}	RCR _{Basis + Arbejde + transport}
DEHP	0,0108	0,0148	0,0117	0,0373	0,1286	0,0009	0,0003	0,1659	0,0376
DnHP		<0,0000	<0,0000	<0,0000				<0,0000	0,0000
DnOP	0,0001	0,0057	<0,0000	0,0058				0,0058	0,0058
TBBPA		0,0122	0,0001	0,0123				0,0123	0,0002
Dioxin og dioxin- lignende PCB'er		0,1297	0,3450	0,4747				0,4747	0,4747
PFOA		0,0003	0,0100	0,0103				0,0103	0,0103
PFOS		0,0417	0,0400	0,0817				0,0817	0,0817
OMC	0,0480		<0,0000	0,0480	1,2000			1,2480	0,0480
Triclosan	0,7492	0,0001	<0,0000	0,7492				0,7492	0,7492
Resorcinol	<0,0000		<0,0000	<0,0000				<0,0000	0,0000
Chlorpyrifos		0,0125	0,0039	0,0164				0,0164	0,0164
Dithiocarbamater			0,0042	0,0042				0,0042	0,0042
Thiabendazol			0,0014	0,0014				0,0014	0,0014
TOTAL sum	0,8081	0,2168	0,4163	1,4410	1,3286	0,0009	0,0003	2,7696	1,4422



Figur 8-6 Samlet RCR for thyreoideahormonforstyrrende stoffer baseret på maksimal basis eksponering af målgruppen. Der er kun medtaget de stoffer som giver et betydeligt bidrag



Figur 8-7 Samlet RCR for thyreoideahormonforstyrrende stoffer baseret på middel- og maksimal eksponering af målgruppen ved basis- og ferie-scenariet 8.3.6 Biomonitoringsdata

I biomonitoringsundersøgelsen blev 12 af de kemiske stoffer som indgår i dette projekt målt i urinprøver fra danske gravide kvinder. Prøverne blev indsamlet i perioden mellem d. 1. februar og d. 7. juni 2011. Ftalater (DEHP, DINP, DBP, DIBP, BBP, DPP og DnOP) og parabener (propyl- butyl og isobutylparaben) blev målt i urinprøver fra 200 gravide kvinder, mens bisphenol A, triclosan, benzophenone-3 og nonylphenol blev målt i urinprøver fra 50 gravide kvinder. Alle disse stoffer omsættes relativt hurtigt i kroppen. Den mængde, der udskilles i løbet af et døgn, kan derfor med rimelighed antages at være et mål for den daglige udsættelse.

Urinprøverne blev taget som spoturinprøver i graviditetsuge 28. Spoturinprøver er urin prøver udtaget på et tidspunkt i løbet af dagen, i

Tabel 8-10 Data for interne doser målt i et biomonitoringsstudie i DK for et udpluk af de stoffer, der er behandlet i projektet. RCR værdier sammenholdes mellem biomonitoringsdata og de i projektet beregnede RCR værdier. Røde tal indikerer en RCR_T værdi over 0,1.

Stof	DNEL (µg/kg lgv/dag)	Midleksponering				Maksimaleksponering			
		Estimeret udsættelse fra biomonitoring (µg/kg lgv/dag)	Sum (produkter, indeklima, fødevarer) BASIS (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Biomonitoring}	RCR _{BASIS}	Estimeret udsættelse fra biomonitoring (µg/kg lgv/dag)	Sum (produkter, indeklima, fødevarer) BASIS (µg/kg lgv/dag)	RCR _{Biomonitoring}	RCR _{BASIS}
DEHP (AA)	25,00	0,2294	2,2201	0,0092	0,0888	2,64	7,0077	0,1055	0,2803
DEHP (T)	188,00	0,2294	2,2201	0,0012	0,0118	2,64	7,0077	0,0140	0,0373
DINP (AA)	1500,00	0,0921	0,4671	0,0001	0,0003	22,93	2,2042	0,0153	0,0015
DBP	10,00	0,2085	1,0429	0,0209	0,1043	1,86	3,3044	0,1860	0,3304
DiBP (AA)	1250,00	0,5295	3,6386	0,0004	0,0029	4,11	10,3528	0,0033	0,0083
BBP (AA)	500,00	0,0356	0,2154	0,0001	0,0004	3,45	0,6480	0,0069	0,0013
DPP (AA)	330,00	0	0,0000	0	0,0000	0,051	0,0000	0,0002	0,0000
DnOP (T)	368,00	0,0324	0,2319	0,0001	0,0006	2,925	2,1387	0,0079	0,0058
Bisphenol A (Ø)	500,00	0,0140	2,2987	0	0,0046	0,0791	2,3031	0,0002	0,0046
Nonylphenol (Ø)	15,00	0	4,7558	0	0,3171	0	9,3620	0	0,6241
Propylparaben (Ø)	20,00	0,0704	2,7244	0,0035	0,1362	5,19	19,0435	0,2595	0,9522
Butylparaben (Ø)	20,00	0	2,7244	0	0,1362	0,941	19,0435	0,0470	0,9522
Isobutylparaben (Ø)	625,00	0	0,0000	0	0,0000	0	0,0000	0	0,0000
Benzophenone 3 (Ø)	9370,00	0,0645	48,0000	0	0,0051	94,25	96,0000	0,0100	0,0102
Triclosan (Ø)	50,00	0,0095	7,3377	0,0003	0,1468	17,24	22,4765	0,4924	0,4495
Triclosan (T)	30,00	0,0095	7,3377	0,0005	0,2446	17,24	22,4765	0,5747	0,7492

modsatning til døgn urin, der opsamles over et døgn, og morgenurin, der opsamles ved den første vandladning om morgenen. Spoturinprøver giver et billede af koncentrationen i urinen på det givne tidspunkt. For at kunne estimere et dagligt indtag ud fra denne koncentration, er det nødvendigt at ekstrapolere, enten i forhold til volumen eller i forhold til kreatinin. I dette projekt bruges kreatinin, da denne metode i modsætning til ekstrapolation i forhold til volumen tager højde for de forskelle i volumen, der kan forekomme fordi individer indtager forskellige væskemængder. Kreatinin er et nedbrydningsprodukt af kreatininfosfat, som findes i skeletmuskulatur. Kreatinin i plasma er proportionelt med muskelmassen, dvs. at det for eksempel typisk er højere hos f.eks. unge mænd end hos kvinder. Indenfor den samme befolkningsgruppe med nogenlunde ensartet kropsvægt (her gravide kvinder), svinger kreatinin niveauerne generelt meget lidt. Kreatinin udskilles ved glomerulær filtration i nyrerne, og en konstant udskilleleshastighed antages normalt.

Der blev målt kreatinin i alle urinprøver, og den gennemsnitlige koncentration af hvert enkelt stof blev angivet som stofmængde per gram kreatinin. Fra litteraturen blev et gennemsnitsmål for den daglige kreatininudskillelse hos gravide udvalgt (0,015 g/kg/d), og ved hjælp af denne blev den daglige udskillelse (og dermed det daglige indtag) af hvert enkelt stof estimeret. Følgende formel blev brugt til beregningerne:

$$\text{Estimeret indtag } (\mu\text{g/kg/d}) = \frac{\text{urin koncentration } (\mu\text{g stof/g kreatinin}) * \text{døgnkreatinin (g kreatinin/kg/d)}}{\text{døgnkreatinin (g kreatinin/kg/d)}}$$

Der blev også undersøgt for nonylphenol og isobutylparaben i urinprøverne, men alle målingerne var under detektionsgrænserne.

PFOA og PFOS blev målt i blodprøver fra 199 gravide i samme kohorte. Da disse stoffer kun nedbrydes meget langsomt i kroppen, har det ikke været muligt at omregne de fundne niveauer til estimater for daglige indtag. Koncentrationerne af DiHP, dioxiner og dioxinlignende PCB'er, TBBPA, D4, OMC samt resorcinol blev ikke undersøgt i biomoniteringsstudiet.

I tabel 8-10 findes en oversigt over estimater af daglig udsættelse for de enkelte stoffer baseret på biomoniteringsstudiet, samt de heraf udregnede RCR-værdier. RCR-værdierne fra biomoniteringsstudiet er ligesom RCR-værdierne for den estimerede eksponering, blevet beregnet ved at dividere eksponeringen for et givent stof med dets DNEL værdi. Eksponeringsestimaterne og RCR-værdierne er vist både som medianer samt de maksimale værdier. Valget af at anvende de maksimale værdier frem for fx 95 percentiler er begrundet i, at dette er et relativt lille studie, hvor hver enkelt kvinde kan siges at repræsentere en vis andel af befolkningen. For de stoffer, der kun er analyseret i 50 kvinder, repræsenterer den højest eksponerede kvinde dermed de 2 % højest eksponerede kvinder i befolkningen. En høj maksimal værdi vil dermed være realistisk for en del kvinder, ligesom der kunne forventes at blive fundet endnu højere maksimalværdier, hvis flere kvinder havde indgået i studiet.

Der er også målt kemikalier i spoturinprøver fra gravide i studier fra andre lande, men sammenligningen vanskeliggøres af, at nogle af studierne er ældre end det danske. Det er særlig relevant at sammenligne med europæiske studier, da amerikanske forbrugsmønstre og udsættelsesniveauer generelt adskiller sig markant fra europæiske. De forskelle, der observeres mellem

studierne, kan derfor både skyldes forskelle i forbrugsmønstre mellem landene, men de kan også skyldes, at udsættelsen er faldet på grund af reguleringsmæssige tiltag og offentlig opmærksomhed overfor de forskellige stoffer. Desuden er mange af studierne små (inklusive det danske, og specielt for de stoffer, hvor kun 50 prøver indgår), hvilket gør usikkerheden af resultaterne meget stor og vanskeliggør sammenligningerne yderligere.

For ftalaterne er de målte niveauer i Danmark generelt lavere end i for eksempel norske (prøver fra 2004) og hollandske (prøver fra 2002-2006) studier, undtagen for MCPP (metabolit af DnOP), som er højere i det danske studie (Ye X 2008; Ye X 2009). Et spansk studie (prøver fra 2004-2008) finder også generelt højere niveauer af ftalaterne, undtagen for MiBP (metabolit af DiBP) og MCPP (metabolit af DnOP) (Casas 2011).

For bisphenol A er de målte niveauer i Danmark på samme niveau som i et hollandsk studie (prøver fra 2004-2006), lidt lavere end i et spansk studie (prøver fra 2004-2008) og meget lavere end i et norsk studie (prøver fra 2004) (Ye X 2008; Ye X 2009; Casas 2011).

For triclosan er de målte niveauer i Danmark lavere end i et spansk studie (prøver fra 2005-2008) (Casas 2011).

For parabener er der ikke kendskab til andre europæiske studier af gravides udsættelse.

For BP-3 er de målte niveauer svarende til målinger i et spansk studie (prøver fra 2005-2008) (Casas 2011).

For PFOS og PFOA, som blev målt i blodprøver fra de gravide, er niveauerne fra dette studie lavere end tidligere danske studier med prøvetagning i 1992-2002 (Fei C 2009; Vestergaard S 2011). Et norsk studie (prøver fra 2007-2008) fandt lavere niveauer af PFOS og PFOA, mens et svensk studie (prøver fra 2004) fandt højere niveauer (Karrman A 2007; Gutzkow KB 2011).

8.4 Diskussion

Der er i projektet vurderet en risiko på baggrund af, at målgruppen i løbet af en almindelig dag opholder sig en række timer inden døre, og dermed potentielt udsættes for de udvalgte stoffer via indeklimaet, indtager en mængde fødevarer, der potentielt kan indeholde de udvalgte stoffer samt, at man dagligt håndterer en række forbrugerprodukter, der potentielt kan afgive nogle af de udvalgte stoffer. Alle disse kilder er samlet i et såkaldt basis-scenarie. De forbrugerprodukter, der er medtaget i basis-scenariet dækker tilgængelige data med relevans for målgruppen. At fx sexlegetøj indgår i et basis-scenarium med brug en gang pr uge er for nogle overestimeret, mens det for andre formentlig er underestimeret ligesom brugen af kosmetiske produkter selvfølgelig varierer fra kvinde til kvinde. Den bagvedliggende begrundelse for at udføre eksponeringsvurderingen på denne måde er, at alle eksponeringskilder desværre ikke er kendte, ligesom migrationen fra alle produkter, der vides at indeholde nogle af de udvalgte stoffer heller ikke er undersøgt. Ved denne fremgangsmåde er nogle kilder til de forskellige stoffer identificeret og vurderet, mens andre endnu er ukendte. Selv om hele målgruppen måske ikke anvender alle de medtagne produkter i basis-scenariet vurderes det, at de så vil anvende noget andet, der potentielt kan indeholde

mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Således giver eksponeringsvurderingen det bedste bud på en typisk eksponering på baggrund af de tilgængelige data.

Der ses for antiandrogene, østrogene og thyreoideahormonforstyrrende stoffer en samlet RCR under 1 ved middeleksponering i basis-scenariet (0,48 – 0,76). Ved maksimaleksponering ses en RCR over 1 for alle tre effekter (1,43 – 3,08). For både middel- og maksimaleksponeringen er RCR_o den højeste. For ferie-scenariet ses en RCR mellem 0,36 og 1,41 ved middeleksponeringen. Værdien over 1 ses kun for østrogene effekter, og kan tilskrives eksponeringen for propyl- og butylparaben samt UV-filteret OMC i forbindelse med brug af solcreme. Ved maksimaleksponeringen ses for alle effekter en RCR over 1 (1,12 – 9,96) ved ferie-scenariet.

Ved sammenlægning af basis-scenariet og ferie-scenariet og en samtidig udtagning af plastsandalerne fra basis-scenariet ses RCR værdier over 1 for både antiandrogene og østrogene effekter (1,20 – 2,18) for middeleksponeringen. Ved sammenlægning af basis-scenariet, arbejds-scenariet og transport-scenariet, og hvor plastsandalerne er udtaget af basis-scenariet, ses RCR værdier under 1 for alle tre effekter (0,48 – 0,97) for middeleksponeringen. For maksimaleksponeringen ses RCR værdier over 1 for alle tre effekter. Transport-scenariet giver dog et negligibel bidrag til RCR.

Eksponeringsvurderingerne peger på, at der kan være en øget risiko for hormonforstyrrende effekter hos kvinder, der samtidig eksponeres for flere af de stoffer, der bidrager med den højeste individuelle RCR. Det fremgår, at det er af stor betydning, at der er foretaget kumulativ risikovurdering frem for en vurdering af risiko for hvert enkelt stof. Det er tydeligvis det samlede bidrag fra de forskellige stofgrupper, der giver anledning til RCR værdier over 1, mens enkeltstofferne alene alle har RCR under 1 ved middeleksponering i basis-scenariet og kun dioxin og dioxinlignende PCB'er har en RCR over 1 ved maksimaleksponeringen i basis-scenariet.

De største bidrag til den samlede RCR kommer i basis-scenariet fra dioxiner og dioxinlignende PCB'er (fødevarer, støv), propyl- og butylparabener (creme), triclosan (deodorant og tandpasta) og ftalater (støv). Indtaget af dioxinlignende PCB'er fra fødevarer kan ikke ændres nævneværdigt af den enkelte person. Mulighederne for at begrænse risikoen for hormonforstyrrende virkninger vil hovedsagelig være ved at ændre på brug af plejeprodukter (undgå propyl- og butylparabener og triclosan i creme og deodorant), og ved at begrænse kemikaliebelastningen fra indeklimaet, fx ved udluftning og hyppig støvsugning (PCB'er og ftalater i støv). Hyppig støvsugning og udluftning har i forbindelse med PCB-undersøgelser vist sig at være ret effektivt til at nedbringe eksponeringen (Sundhedsstyrelsen, 2012).

8.4.1 Diskussion af bidrag til RCR fra de enkelte stoffer/stofgrupper

I det følgende diskuteres stofgrupperne og stoffer enkeltvis ift. den risiko, projektet har belyst.

8.4.1.1 Ftalater

For ftalaterne er de beregnede RCR_{AA} værdier alle under 1 for de individuelle stoffer i basis-scenariet både ved middel- og maksimaleksponering. Den samlede RCR_{AA} for gruppen af ftalater kommer op på 0,20 for middeleksponeringen og 0,62 for maksimaleksponeringen. Ftalater udgør i begge tilfælde et væsentligt bidrag til den samlede RCR for antiandrogene

stoffer. Det skal bemærkes, at der i disse beregninger kun indgår et begrænset udvalg af produkter indeholdende ftalater, idet der kun indgår data for produkter, for hvilke der er foretaget migrationsanalyser (plastsandaler, sexlegetøj, skridmætter, pilatesbolde m.fl.). Kilden til eksponering for ftalater fra forbrugerprodukter er i overvejende grad plastsandaler. Det vurderes, at denne kilde er relevant i sommerperioden, hvor en daglig anvendelse på 8-16 timer ikke er urealistisk (både i forbindelse med ferie og til hverdag). Eksponeringen i sommerperioden kan enten være en eksponering som beregnet i basis-scenariet eller en eksponering, som fundet i ferie-scenariet. I ferie-scenariet findes en RCR_{AA} for ftalaterne på hhv. 0,56 og 1,12 ved middel- og maksimaleksponering ved brug af plastsandaler ved samtidig brug af solcreme på fødderne. Ved eksponering for ftalater fra plastsandaler vil samtidig anvendelse af solcreme på fødderne øge migrationen af nogle ftalater fra sandalerne og dermed forøge bidraget til RCR. For DEHP er en faktor 149 højere migration blevet observeret ved samtidig brug af solcreme (Miljøstyrelsen 2010). Derfor ses et betydeligt bidrag fra de antiandrogene ftalater i ferie-scenariet (tabel 8-3 og 8-4). Det er ganske vist i en begrænset periode, men det kan være en kritisk periode i forhold til fostrets udvikling. For de to ftalater, der bidrager mest, er der robuste data for den hormonforstyrrende effekt.

Der er blevet testet for indhold af de i projektet medtagne 8 ftalater i produktgrupperne mobilcovers, arbejdshandsker, liggeunderlag, gummisko og håndtasker af kunstlæder. Der er kvantitativt fundet ftalater (kun DEHP, DiNP, DIDP) i få produkter, mens der i migrationsundersøgelserne ikke er fundet, at ftalaterne migrerer ud af produkterne (se afsnit 5).

Ud over det nævnte bidrag kan der være yderligere eksponering fra kontakt med andre materialer indeholdende ftalater. Desuden kan der være eksponering fra andre ftalater, der har hormonforstyrrende virkning. DiNP giver et minimalt bidrag til den samlede RCR_{AA} på trods af, at denne ftalat anvendes i stigende grad som erstatning for fx DEHP. Det lave bidrag skyldes til dels, at der ikke er fundet DiNP i målinger på fødevarer og støv, og at der ikke indgår bidrag fra DiNP i forbrugerprodukter. Reelt kan mængden af DiNP i fødevarer, støv og forbrugerprodukter forventes at øges på grund af udfasningen af de af ftalaterne, der er klassificeret som reproduktionsskadelige. DiNP har dog en meget høj DNEL for antiandrogen effekt (60 gange højere end DNEL for DEHP), hvorfor der skal en væsentlig stigning i human eksponering for DiNP til før man kan forvente en til væsentlig forøgelse af RCR for antiandrogen effekt. Det har dermed ingen umiddelbar betydning, hvis eksponeringen for DiNP er underestimeret i dette projekt.

8.4.1.2 Dioxiner og dioxinlignende PCB'er

Dioxiner og dioxinlignende PCB'er udgør en væsentlig del af den samlede RCR. Eksponeringen kommer fortrinsvis fra fødevarer, men indeklimaet bidrager også, især via støv i worst case beregningerne. Eksponeringen via fødevarer er baseret på målinger i danske fødevarer, hvor der måles et faldende indhold af dioxiner og dioxinlignende PCB'er over tid. En del af bidraget til eksponering for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i fødevarer kommer fra fede fisk som laks fra forurenede områder, hvorfor Fødevarestyrelsen anbefaler, at kvinder i den fødedygtige alder, gravide samt ammende kvinder ikke spiser mere end én portion østersølaks (ca. 125 g) én gang om måneden (Altomkost.dk). Anden laks er ofte opdrættet i Norge og ikke dioxinforurennet.

Eksponering via indeklima er meget afhængigt af, om man bor eller arbejder i en PCB-forurenede bygning. Den værdi, der er anvendt i basis-scenariet for støv, stammer fra en dansk undersøgelse og er medianen for PCB-værdier i støv fra 10 bygninger, som er udvalgt på baggrund af opførelsestidspunkt samt typen af fuger. Der er dermed sket en selektion, som gør at disse værdier formentlig er højere end, hvad de fleste danskere oplever. Værdien i worst case beregningen er den højest målte værdi målt i en dansk skole. Denne værdi er på niveau med maksimalværdier fra andre undersøgelser, men afspejler formentlig hvad en mindre del af befolkningen kan være udsat for.

Eksponeringen via indeklima for støv er baseret på et indtag af støv på 50 mg/dag for voksne, som er anvendt i flere undersøgelser (Oomen et al., 2008). Men der er i litteraturen angivet langt lavere daglige indtag af støv for voksne fx på mellem 7 mg/dag (gennemsnit) og 20 mg/dag (95 %-percentil) i D'Hollander et al. (2010), hvilket selvfølgelig vil have en stor betydning for RCR-værdien for støv for PCB'er, hvis den reelle værdi for indtag af støv er langt lavere. En halvering af støvindtaget betyder en halvering af RCR-værdien. Desuden er PCB'er på støvpartikler formentlig mindre biotilgængelig end PCB'er i indeluft og fødevarer.

De ovennævnte faktorer kan medføre, at den beregnede risiko er overvurderet, dvs. risikoen gælder kun for en mindre del af befolkningen. Der er dog også foretaget valg i beregningerne, der trækker i den modsatte retning, dvs. i retning af en undervurdering af risikoen.

Der er nogen usikkerhed på eksponeringsberegningen for PCB i støv, da der ikke i kilderne har været oplysninger om mængderne af de specifikke dioxinlignende PCB congenere. Som angivet i afsnittet om farevurdering anvendes forskellige DNELs for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i støv, end for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i luft og fødevarer. Desuden arbejdes ud fra en antagelse om, at sammensætningen af støv har ligheder med de oprindelige forureningskilder, dvs. de kommercielle blandinger af PCB'er (Aroclor blandinger). Det er dog væsentligt at bemærke, at reproduktionsskadelige effekter af Aroclor blandinger især tilskrives de dioxinlignende PCB'er. Der er udvalgt PCB data for støv for henholdsvis PCB n eller PCB 7, der begge består af hovedparten af ikke-dioxinlignende PCB'er, men også dioxinlignende PCB'er. Specielt hvor der anvendes data for PCB 7 indhold i støv og ikke total-PCB (PCB n), kan der være tale om en undervurdering af den totale PCB-eksponering og dermed af risikoen. Nogle vælger i risikovurderingen at justere PCB 7 til et antaget total-PCB-niveau ved at gange op med 5, hvilket dog kan føre til en overvurdering af risikoen. Denne mulige undervurdering er dog mindre betydningsfuld i forhold til den store variation i maksimale PCB-koncentrationer i støv, der ses i de nævnte undersøgelser.

Der er ikke beregnet en $DNEL_{thy}$ for dioxinlignende PCB'er i støv, da det ikke på nuværende tidspunkt var muligt at fastsætte et NOAEL for thyreoideahormonforstyrrende effekter af Aroclor-blandinger. Dermed vil bidraget til RCR_T fra dioxinlignende PCB'er i støv ikke blive inddraget i den samlede risikovurdering af thyreoideahormonforstyrrende stoffer, hvilket kan føre til en undervurdering af den samlede RCR_T .

Det trækker i samme retning (dvs. i retning af en undervurdering af den samlede risiko), at der i disse beregninger kun er set på dioxinlignende PCB'er i fødevarer og indeklima og ikke på de ikke-dioxinlignende PCB'er. Der er en omfattende viden om, at også de ikke-dioxinlignende PCB'er kan have hormonforstyrrende virkning, og det tyder på, at det særligt er de

thyreoideahormonforstyrrende effekter, som ses hos forsøgsdyr udsat for ikke-dioxinlignende PCB'er. Der er dog ikke på nuværende tidspunkt fastsat en samlet TDI for de ikke-dioxinlignende PCB'er på samme vis, som der er for de dioxinlignende PCB'er. Der gives dog i litteraturen forskellige forslag til, hvordan der kan fastsættes toksiske ækvivalensfaktorer (TEF'er) for de ikke-dioxinlignende PCB'er ligesom det er gjort for de dioxinlignende PCB'er (Simon et al., 2007; Yang et al., 2010). Sådanne beregningsmetoder vil kunne anvendes til en præcisering/raffinering af risikovurderingen for PCB'er inklusive de ikke-dioxinlignende.

Bidraget fra ikke-dioxinlignende PCB'er i støv, indeluft og fødevarer, samt bidrag fra dioxinlignende PCB'er i støv vil dermed bidrage yderligere til den samlede RCR_T . Dette betyder samlet set, at RCR_T kan være undervurderet.

8.4.1.3 Bisphenol A

Der ses negligibelt bidrag fra bisphenol A til den samlede RCR for østrogen effekt ved beregninger foretaget med anvendelse af den høje DNEL på 500 µg/kg lgv/dag. Hvis der anvendes en lavere DNEL på 0,25 µg/kg lgv/dag, som tager højde for lavdosis effekter af stoffet (alternativ DNEL beskrevet i farevurdering, afsnit 6.8), vil den samlede RCR_0 være 9,2, hvilket giver anledning til bekymring for hormonforstyrrende effekter ved bisphenol A-eksponering fra fortrinsvis fødevarer. Bisphenol A findes i en del fødevarer kontaktmaterialer, bl.a. emballage, hvorfor udsættelse for bisphenol A vil være vanskelig at undgå for den enkelte forbruger.

Der er i dette projekt testet for indhold af bisphenol A i mobilcovers, arbejdshandsker, liggeunderlag, gummisko og håndtasker af kunstlæder. Stoffet blev kun fundet i små mængder i få produkter, og analyser kunne ikke detektere en migration (se afsnit 5). I tidligere kortlægningsprojekter fra Miljøstyrelsen er der fundet bisphenol A i forskellige produkter, hvoraf de fleste ikke er vurderet relevante for målgruppen i dette projekt (bl.a. narresutter, sutteflasker). Eksponeringen fra kasseboner, der kan indeholde bisphenol A, både for den almindelige forbruger under indkøb og kassemedarbejderen, som er i kontakt med kasseboner gennem hele arbejdsdagen, viste sig også at være negligibel baseret på den høje DNEL værdi. Hvis risikovurderingen gennemføres med en DNEL baseret på lavdosis effekter, vil eksponeringen fra kasseboner derimod forventes at udgøre en risiko.

Det kan ikke i dette projekt afgøres, om eksponering for bisphenol A i fødevarer eller produkter kan give anledning til hormonforstyrrende effekter hos mennesker.

8.4.1.4 Nonylphenol

I dette projekt undersøges eksponeringen for nonylphenol fra fødevarer, indeklime (støv) og forbrugerprodukter i form af tøj. Der er dog kun få tilgængelige data. Den beregnede RCR_0 er hhv. 0,32 og 0,62 for middel- og maksimaleksponeringen i basis-scenariet ved den antagelse, at den gravide ifører sig nyt uvasket tøj (kun jeans) 1 gang hver 14. dag ved middeleksponeringen og 1 gang pr uge ved maksimaleksponeringen. Ved disse antagelser bidrager nonylphenol til den samlede RCR_0 for østrogene stoffer.

Der er blevet testet for nonylphenol i produktgrupperne antibakterielt tøj og gummisko. Stoffet blev ikke fundet i de to produktgrupper (se afsnit 5.1.2). I et tidligere kortlægningsprojekt fra Miljøstyrelsen er der fundet nonylphenol og nonylphenolethoxylater i tøj (Miljøstyrelsen, 2012). Beregningerne i denne

rapport bygger dog på et spinkelt datamateriale, da kun et begrænset antal tøjprøver indgik i undersøgelsen (der er lavet migrationsundersøgelser på 2 par jeans). Vurderingen af nonylphenols bidrag til RCR_{\circ} bygger i dette projekt på antagelsen om, at nonylphenolethoxylater optages over huden med samme hastighed som nonylphenol og derefter bliver omdannet til nonylphenol i kroppen idet de anvendte migrationsdata er for nonylphenolethoxylat. I NP/NPE rapporten findes migrationen af nonylphenol fra tøj at være ubetydelig, men med ovenstående antagelser om forholdet mellem nonylphenol og nonylphenolethoxylater kan der alligevel være en risiko i forhold til nonylphenol (Miljøstyrelsen 2012). En undersøgelse fra Greenpeace viser, at nonylphenolethoxylater findes i mange produkter, da de fandt at 52 ud af 78 stykker tøj fra hele verden indeholdt rester af nonylphenolethoxylater (Greenpeace International 2011). Relevansen for den humane risiko er ikke videre belyst i rapporten fra Greenpeace. En dansk undersøgelse har endvidere vist, at en stor andel af nonylphenolethoxylater (17-49 %) vaskes ud af tøjet ved vask (Miljøstyrelsen 2011).

8.4.1.5 TBBPA

Eksponering for den bromerede flammehæmmer TBBPA via indeklimaet bidrager til RCR_{\circ} med 0,004 ved en middel eksponering og 0,05 ved maksimaleksponering i basis-scenariet, hvilket ikke i sig selv giver anledning til bekymring, men dog bidrager til den hormonforstyrrende effekt i kombination med andre østrogene stoffer. TBBPA bidrager til RCR_T med 0,0001 ved en middel eksponering og 0,0002 ved maksimaleksponering i basis-scenariet, hvilket ikke giver anledning til bekymring, men dog bidrager til den hormonforstyrrende effekt i kombination med andre thyreoideahormonforstyrrende stoffer. TBBPA er målt i luft og stammer fra elektronisk udstyr og plastik i boliger og på arbejdspladser. Det kan bemærkes, at der kun er foretaget beregninger for TBBPA, mens mennesker kan være udsat for andre bromerede flammehæmmere med mulig hormonforstyrrende effekt, eksempelvis PBDE'ere (polybromerede diphenylethere).

8.4.1.6 PFOA/PFOS

Eksponeringen for PFOA har neglignel betydning for de samlede $RCR_{AA/T}$ værdier for såvel anti-androgen som thyreoideahormonforstyrrende effekt. Eksponeringen for PFOS har ubetydelig betydning for de samlede RCR_{AA} værdier for anti-androgen effekt, mens PFOS bidrager med en RCR_T på 0,08 for thyreoideahormonforstyrrende effekt ved maksimal eksponering i basis-scenariet. Dette bidrag til RCR_T afspejler, at der antages en væsentlig eksponering for PFOS via støv og fødevarer på trods af, at stoffet ikke længere anvendes i produkter. Data fra PFOS i støv stammer fra UK og er foretaget i 2007-2009. Siden da er brugen af PFOS dalet, hvorfor værdierne i dag kan være noget lavere. Eksponeringen fra fødevarer forventes også at være faldende.

PFOS og PFOA ophobes i kroppen, så en eksponering vil bidrage til den mængde, der ophobes i kroppen. Med hensyn til vurdering af dosis er der dog ved fastsættelse af DNEL taget højde for ophobning ved anvendelse af en ekstra usikkerhedsfaktor.

Der er i de senere år sket et skift i brugen af PFOS til brugen af andre per- og polyfluorerede stoffer, og visse af disse stoffer kan også have hormonforstyrrende virkning. Disse stoffer er dog ikke medtaget i beregningerne i dette projekt.

8.4.1.7 Octamethylcyclotetrasiloxane (D4)

Der er blevet testet for D4 i mobilcovers, arbejdshandsker, gummisko, antibakterielt tøj, bodylotion/creme, mavecremer og solcremer. Stoffet blev kun fundet i små mængder i flere af de kosmetiske produkter (se afsnit 5). I tidligere kortlægningsprojekter fra Miljøstyrelsen er der ikke undersøgt for D4, hvorfor der i dette projekt kun medtages ganske få kilder. Stoffet findes muligvis i forskellige hårprodukter, samt i rengøringsmidler. Der findes dog ikke på nuværende tidspunkt en viden om, hvor udbredt stoffet er brugt i forbrugerprodukter og hvorfra man dermed kan blive eksponeret.

D4 giver et ubetydeligt bidrag til den samlede $RCR_{\text{ø}}$ i basis-scenariet for østrogen effekt, da der kun er fundet data for meget små koncentrationer af D4 i bodylotions og mavecreme.

Bidraget fra brug af mavecreme/svangerskabsolier er ikke medtaget i basis-scenariet, men beregnet særskilt for en gravid kvinde. Selv ved anvendelse af mavecreme 2 gange dagligt (maksimal eksponering) i de mængder og med de koncentrationer af D4 antaget i dette projekt giver brugen et ubetydeligt bidrag til $RCR_{\text{ø}}$.

I solcreme er der derimod fundet højere koncentrationer af D4, hvilket giver en større eksponering i ferie-scenariet og en RCR på 0,05 hhv. 0,10 ved en middel eksponering hhv. maksimal eksponering i forbindelse med forbrug af solcreme. I ferie-scenariet bidrager D4 således en smule til den samlede $RCR_{\text{ø}}$, men bidraget er dog stadig negligibelt i sammenligning med de høje $RCR_{\text{ø}}$ -værdier for fx propyl- og butylparabener, UV-filtre som OMC og benzophenone 3 og triclosan.

8.4.1.8 Propyl- butyl- og isobutylparaben

Butyl- og propylparaben giver begge anledning til høje $RCR_{\text{ø}}$ værdier på 0,95 ved maksimaleksponering (realistisk worst case) i basis-scenariet og 4,44 i ferie-scenariet (se tabel 8-11).

Ved middeleksponering i basis-scenariet giver de to parabener hver for sig en $RCR_{\text{ø}}$ på 0,14, mens der i ferie-scenariet ses et bidrag på 0,56, hvilket også er et betydeligt bidrag til den samlede $RCR_{\text{ø}}$ for østrogene stoffer. Ved middel eksponeringen i både basis-scenariet og ferie-scenariet er koncentrationen af hhv. propyl- og butylparaben i de enkelte produkter nedsat til 0,1 % (som ester), mens der ved maksimal eksponering i både basis- og ferie-scenarier er anvendt den nuværende maksimale tilladte koncentration på 0,4 % af hhv. propyl- og butylparaben.

Tabel 8-11 Beregnede $RCR_{\text{ø}}$ for propyl- og butylparaben for hhv. basis- og ferie-scenariet (middel og maksimal eksponering).

	$RCR_{\text{BASIS-}}$ MIDDEL	$RCR_{\text{FERIE-}}$ MIDDEL	$RCR_{\text{BASIS+F}}$ ERIE- MIDDEL	$RCR_{\text{BASIS-}}$ MAKSimal	$RCR_{\text{FERIE-}}$ MAKSimal	$RCR_{\text{BASIS+FERIE-}}$ MAKSIMAL
Propylparaben	0,1362	0,5550	0,6912	0,9522	4,4400	5,3922
Butylparaben	0,1362	0,5550	0,6912	0,9523	4,4400	5,3923
Sum	0,2724	1,1100	1,3824	1,9045	8,8800	10,7846

Denne tilgang til beregningerne er anvendt, da der i EU er foreslået en nedsættelse af den maksimale tilladte koncentration på 0,4 % for hhv. propyl- og butylparaben (samlet 0,8 %) til 0,19 % for butyl- og propylparaben tilsammen, svarende til 0,1 % (som ester) for hver enkel af disse parabener. Med en reduktion af den tilladte koncentration af propyl- og butylparaben i kosmetiske produkter til 0,1 % vil $RCR_{\text{ø}}$ -værdierne stadig give anledning til et

bidrag når der tages udgangspunkt i det opstillede basis-scenarie med en samlet RCR_{\circ} på 0,27. Ved anvendelse af solcreme i de anbefalede mængder ved middeleksponeringen ses en samlet RCR_{\circ} tæt på 1 for de to parabener (1,11). I det tilfælde, hvor målgruppen anvender den mængde af kosmetiske produkter medtaget i basis-scenariet og solcreme samtidigt ses en samlet RCR_{\circ} på 1,38 for middeleksponeringen og 10,78 for maksimaleksponeringen samlet for de to parabener propyl- og butylparaben. Den høje RCR_{\circ} for den samlede eksponering fra basis- og ferie-scenariet betinger, at der anvendes en række forskellige kosmetiske produkter (primært bodylotion, ansigtscreme, solcreme, der giver de højeste eksponeringer), og at de anvendes i de mængder, som er beskrevet i tabel 7-22, og at de alle indeholder propyl- og/eller butylparaben.

Da der er rejst tvivl om effekter i den lave ende af dosis-respons kurven, er der desuden foretaget en beregning af RCR_{\circ} ved en ikke-konservativ DNEL på 330 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag baseret på et studie af dyr eksponeret i fostertilstanden (Kang et al., 2002). Dette er en faktor 16,5 højere end den fastsatte DNEL for effekter i den lave ende af dosis-respons kurven. Med den ikke-konservative DNEL og maksimaleksponeringsværdierne fra et samlet basis- og ferie-scenarie giver propyl- og butylparaben et samlet bidrag til RCR_{\circ} på 0,65 for propyl- og butylparaben samlet (ved samlet koncentration på 0,8 % parabener). Denne RCR_{\circ} er under 1, men repræsenterer dog et væsentligt bidrag til en samlet RCR_{\circ} . Foretages den samme beregning for basis-scenariet med middel eksponering bliver RCR_{\circ} 0,015 og dermed af noget mere begrænset betydning. Det vil sige, at selv hvis der ikke tages højde for mulige effekter ved lavere doser end anvendt i studiet af Kang et al., vil propyl- og butylparabenerne bidrage til en samlet risiko for hormonforstyrrende effekter hos kvinder, der bruger produkter indeholdende propyl- og butylparaben ved de højeste eksponeringsniveauer, men ikke ved en lav hverdags eksponering.

Eksponeringen fra cremer (bodylotion, ansigtscreme, håndcreme, solcreme) og deodorant har den største betydning for RCR_{\circ} , hvorfor den største mulighed for risiko-reduktion vil være at undlade brug af især fugtighedscremer og solcremer med indhold af propyl- og butylparabener, da de bidrager med den væsentligste eksponering pga. en stor kontaktflade. Det vil have mindre betydning for risikoen, hvis man ophører med anvendelse af "rinse-off" produkter som shampoo og sæbe indeholdende propyl- og butylparabener.

Der er ikke udregnet nogen worst case daglig eksponeringsdosis for isobutylparaben, da der er regnet med en maksimal eksponering for butyl- og propylparaben op til den maksimalt tilladte sum af indhold af parabener. Hvis den maksimale eksponeringsdosis af parabener blev erstattet med isobutylparaben i stedet for de to andre parabener, ville RCR_{\circ} -værdien være lavere (ca. 30 gange) pga. den højere DNEL værdi for isobutylparaben i forhold til butyl- og propylparaben. RCR_{\circ} værdien for isobutylparaben ville derfor være 0,18 ved basis-scenariet (maksimal eksponering) + brug af solcreme, hvis alt paraben i produkterne var isobutylparaben. Isobutylparaben ville derfor også give et bidrag til en samlet risiko for hormonforstyrrende effekter hos kvinder, der bruger cremer indeholdende høje koncentrationer af denne paraben, men dog i væsentlig mindre grad end propyl- og butylparaben.

Endelig skal det bemærkes, at beregningerne er foretaget med en

absorptionsgrad fra huden på 3,7 %. Det er den officielle værdi, der bruges ved normal hud, men den er stadig omdiskuteret (Harville et al., 2007). SCCS anvender denne som en konservativ værdi (SCCS 2010). Absorptionen kan evt. være højere ved brug på beskadiget hud.

8.4.1.9 UV-filtrene OMC og BP3

UV-filteret OMC bidrager med RCR_{\circ} på hhv. 0,014 og 0,03 ved hhv. middel- og maksimaleksponering i basis-scenariet for østrogen effekt. OMC bidrager med en RCR_{T} på hhv. 0,02 og 0,05 ved hhv. middel og maksimaleksponering i basis-scenariet for thyreoideahormonforstyrrende effekt. OMC bidrager dermed kun lidt til den samlede RCR_{\circ} . I feriscenariet giver OMC dog et betydeligt bidrag på hhv. 0,3 og 1,2 til den samlede RCR_{\circ} og RCR_{T} ved maksimal eksponering.

Eksponering for BP-3 har mindre betydning for RCR_{\circ} , da BP-3 bidrager med RCR_{\circ} værdier på hhv. 0,005 og 0,01 ved hhv. middel og maksimal eksponering i basis-scenariet for østrogene effekt. RCR_{\circ} for BP-3 er mindre end RCR_{\circ} for OMC på trods af, at der er regnet med højere eksponering for BP-3. Dette skyldes, at DNEL for BP-3 er meget høj, og med hensyn til mulige hormonforstyrrende effekter, vil BP-3 dermed være at foretrække som UV-filter frem for OMC. Det skal dog bemærkes, at der ikke er fundet undersøgelser af om BP-3 har thyreoideahormonforstyrrende effekter.

8.4.1.10 Triclosan

Den beregnede RCR_{\circ} er hhv. 0,15 og 0,45 ved middel- og maksimaleksponering i basis-scenariet for stoffets østrogene effekt og RCR_{T} er 0,24 og 0,75 ved middel- og maksimaleksponering i basis-scenariet for stoffets thyreoideahormonforstyrrende effekter. Triclosan bidrager dermed væsentlig til den samlede $RCR_{\circ/\text{T}}$ for både østrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter.

Data mht. den østrogene effekt i dyreforsøg er mindre robuste, mens data mht. den thyreoideahormonforstyrrende effekt hos forsøgsdyr anses for at være robuste. Det skal her nævnes, at den humane relevans af thyreoideahormonforstyrrende effekter fundet i rottestudier generelt ikke er endeligt afklaret (se afsnit 6.2). Eftersom det dog er vist, at både menneskers og rotters nervesystem kan tage skade af nedsatte T4 niveauer i fosterudviklingsperioden, er det vigtigt at inddrage resultater, som viser nedsatte T4 niveauer ved risikovurderingen af thyreoideahormonforstyrrende stoffer (Crofton et al., 2005; Zoeller et al., 2007). For selvom rotter pga. deres thyreoideafysiologi muligvis er mere følsomme overfor stoffer som sænker T4 niveauerne end mennesker, så er der flere studier som viser, at selv moderate T4-nedsættelser under graviditeten hos mennesker kan føre til hæmmet hjerneudvikling, nedsat intelligens og forsinket motorisk udvikling hos børn (Haddow et al., 1999; Pop et al., 1999; Li et al., 2010). En forsigtig tilgang til denne problematik vil derfor være, at forsøge at tage højde for thyreoideahormonforstyrrende effekter i risikovurderingen.

De mængder og koncentrationer af triclosan, der er anvendt i beregningerne kan ikke antages at være urealistisk høje, og den anvendte dermale absorptionsfraktion svarer til den, der anvendes af SCCS (SCCS 2010). Dermed antages beregningerne at være troværdige, og anvendelsen af triclosan i produkter som tandpasta og deodorant vurderes at bidrage til den samlede risiko for hormonforstyrrende effekter. SCCS finder i deres vurdering fra 2008, at eksponering for triclosan fra bl.a. tandpasta og

deodorant vurderes at være sikker, mens eksponering fra øvrige kilder inklusive mundskyllemiddel og bodylotion ikke vurderes at være sikker (SCCS 2010). SCCS anvender dog ikke hormonforstyrrende effekter i deres vurdering, hvilket diskuteres nærmere nedenfor. Det beskrives af SCCS, at margin of safety (NOAEL divideret med eksponering) er på 200-400, hvilket generelt kan opfattes som sikkert for et enkelt stof, idet der generelt accepteres en margin of safety over 100 i vurdering af enkeltstoffer. En margin of safety beregning for enkeltstoffer tager dog ikke hensyn til kumulativ risiko ved samtidig eksponering for flere stoffer med samme virkemåde.

Det kan bemærkes, at den her anvendte DNEL er baseret på lavere NOAELs (hhv. 5 og 3 mg/kg lgv/dag for østrogen og thyreoideaeffekt), end den NOAEL, der anvendes af SCCS (12 mg/kg lgv/dag). Forskellen mellem disse NOAELs skyldes, at der i denne rapport anvendes nyere studier (fra 2009), hvori der indgår særligt hormonfølsomme parametre, og at disse studier ikke var tilgængelige for SCCS' opinion fra 2008. SCCS vælger desuden at se bort fra de thyreoideahormonforstyrrende effekter vist i dyrestudier på baggrund af usikkerheden omkring human relevans af disse effekter. Der er dog kun en faktor 2-4 mellem de NOAELs, der anvendes her og i SCCS' opinion. Triclosan blev ikke fundet i de produkter som er analyseret i dette projekt (8 produkter indenfor kategorien "antibakteriel behandlet tøj" samt 9 forskellige gummisko) (se afsnit 5). Som beskrevet i kortlægningen af antibakterielt tøj har Kemikalieinspektionen i Sverige udgivet en rapport om antibakterielle midler i tøj (KemI 2011) efter igangsættelse af analyserne i dette projekt. Denne svenske rapport viser, at triclosan ikke er stærkt udbredt. Triclosan er identificeret i to ud af 30 stykker sportstøj. De koncentrationer, der er fundet her, er lavere end detektionsgrænsen for den analysemetode, der er anvendt i dette projekt. Det er således muligt, at der kan forekomme lave værdier af triclosan, som ikke kan ses med den valgte analysemetode. Hvis man foretager en risikovurdering baseret på niveauer på detektionsgrænsen og antager, at alt triclosan migrerer ud af det tøj, man har på vil RCR-værdien for tøj maksimalt udgøre 0,002 eller et minimalt samlet bidrag.

Undersøgelser af triclosan indeholdt i kosmetiske produkter på det danske marked tyder på, at kun én tandpasta indeholder triclosan, mens det hovedsagligt er deodoranter i den dyre prisklasse, der indeholder triclosan (Miljøstyrelsen 2006). Det vurderes derfor at være muligt for den enkelte forbruger at undgå denne eksponering ved at købe kosmetiske produkter uden stoffet, fx svanemærkede produkter

Eksponeringen fra fødevarer samt fra andre produkter end tandpasta og deodoranter er ikke fuldstændig afdækket i dette projekt og kan føre til yderligere bidrag til den beregnede risiko.

8.4.1.11 Resorcinol

Der er regnet med anvendelse af resorcinol i hårfarve 1 gang pr uge, men bidraget til den samlede RCR_T er så lille, at selv ved daglig anvendelse vil resorcinol ikke have væsentlig indflydelse på den samlede RCR_T . Data for hormonforstyrrende effekter er desuden behæftet med en del usikkerhed. Det vurderes, at der ikke umiddelbart er grund til bekymring for hormonforstyrrende effekter forbundet med udsættelse for resorcinol i hårfarve. Det bemærkes dog, at resorcinol er et allergifremkaldende stof.

8.4.1.12 Pesticider

Der ses et forsvindende lille bidrag fra pesticider til de samlede RCR værdier for hormonforstyrrende effekter. Dette skyldes lave indtag fra fødevarer i de målinger, der er foretaget for Fødevarestyrelsen i 2007-2009 (Fødevarestyrelsen 2007; Fødevarestyrelsen 2009). Foruden middelværdier er der som høj værdi anvendt det dobbelte af middelværdien, da der for de fleste af pesticiderne ikke er foretaget detaljeret beregning af fx 95 percentiler for indtag. For tebuconazol og procymidon er der dog anvendt 95 percentiler for indtag. Hvis der foretages beregninger for de dele af befolkningen, der fx har indtag ved 99,9 percentilen for procymidon ses indtag på ca 0,058 µg/kg lgv/dag førende til en RCR_{AA} på 0,02 ((Pestimix 2011). Dermed kan de dele af befolkningen, der har de allerhøjeste indtag af pesticid-holdig frugt og grønt, komme op på et pesticidindtag, der kan bidrage en smule til den samlede risiko for hormonforstyrrende effekt.

8.4.2 Diskussion af biomonitoringsdata

RCR værdierne for ftalaterne i middeleksponeringen ligger generelt lavere i biomonitoringsstudiet end for de estimerede værdier. For maksimal eksponeringen i basis-scenariet viste DEHP og DBP høje RCR_{AA} -værdier ud fra den beregnede eksponering, og her er der en fin overensstemmelse med biomonitoringsdata, idet der også her blev fundet RCR_{AA} -værdier over 0,1 for disse to ftalater. For kvinden med maksimal eksponering vidner biomonitoringsdata om, at vore estimater er realistiske og kan ses hos udsnit af befolkningen.

De største kilder til eksponeringen for DBP er forbrugerprodukterne, især plastsandaler og fødevarer, hvilket i beregningerne for basis-scenariet fører til en RCR på 0,33 ved maksimaleksponeringen, hvilket svarer godt til de eksponeringer der ses hos de kvinder, der har den højeste DBP-eksponering i biomonitoringsstudiet. Her ses en RCR værdi på ca halvdelen (0,18) af den beregnede værdi (0,33). Forskellen kan skyldes, at der i dette projekt kan være lavet en overestimering af DBP bidraget. Datamaterialet i biomonitoringsstudiet er dog begrænset, og da prøverne er indsamlet mellem 2. februar og 6. juni er der en mindre sandsynlighed for, at deltagerne har gået med bare fødder i plastsandaler, end der ville være, hvis prøverne var indsamlet i sommermånedene. Det er dog realistisk, at en del af den høje eksponering for DBP fundet som maksimal-værdier i biomonitoringsstudiet kan skyldes dermal eksponering fra produkter. I visse medicinske produkter kan DBP dog være anvendt som hjælpestof, og det er uafklaret om sådan eksponering kan være årsag til den høje eksponering fundet i biomonitoringsstudiet. Generelt er overensstemmelsen mellem udregnede maksimal eksponeringer og målte maksimale niveauer for ftalaterne god. Dette resultat bekræfter, at flere af de i projektet medtagne ftalater bidrager til den samlede RCR_{AA} for antiandrogen effekt hos mennesker, om end der for hvert af ftalaterne er tale om RCR-værdier under 1.

Nonylphenol blev ikke fundet ved koncentrationer over detektionsgrænsen i nogen af prøverne fra biomonitoringsstudiet, hvilket ikke stemmer overens med, at der i projektet er fundet betydelige bidrag til RCR_{ϕ} for nonylphenol. Dette kan skyldes, at der i dette projekt antages at hele mængden af nonylphenolethoxylater i tøjet omdannes til nonylphenol, hvilket er en worst case betragtning. Desuden vil en del af det nonylphenol, der findes i tøjet blive vasket ud, når tøjet vaskes så noget kan tyde på at 1) kvinder er gode til at vaske deres tøj inden brug, og/eller 2) kvinder har ikke nyt uvasket tøj så hyppigt som 1 gang ugentlig.

For bisphenol A er der en betydelig forskel på eksponeringen i forhold til data fra biomonitoringsstudiet, eftersom de estimerede værdier var 160 og 30 gange højere end de målte værdier, ved hhv. middel- og maksimaleksponeringen. Dette kan fx skyldes, at ingen af forsøgspersonerne havde været særligt eksponeret for bisphenol A eller fx at eksponeringsberegningen baseret på de målte migrationsværdier overestimerer den mængde, som faktisk kommer ind i kroppen. RCR_{ϕ} for bisphenol A er dog lille ved beregninger med den anvendte DNEL, hvorfor en eventuel overestimering i eksponeringsberegningerne er ubetydelig i forhold til den samlede RCR_{ϕ} . Det skal bemærkes at der ikke er taget højde for eventuelle hormonforstyrrende effekter ved lave doser af bisphenol A.

For BP-3 er rapportens estimater af middel eksponeringen også væsentligt højere end de målte værdier, mens data fra maksimal eksponeringen i

biomoniteringsstudiet finder en værdi som ligger meget tæt op ad den estimerede. Dette peger på, at beregningen af maksimal eksponeringen er sandsynlig og forekommer hos nogle kvinder, men at de fleste kvinder kun oplever begrænset udsættelse for BP-3. RCR_{θ} for BP-3 er dog meget lille og bidrager derfor kun minimalt til den samlede RCR_{θ} .

Både propylparaben og butylparaben er i rapporten blevet estimeret at bidrage lige meget til den samlede RCR_{θ} for østrogen effekt idet det er antaget, at koncentrationen af disse to stoffer er ens i de kosmetiske produkter. Ud fra biomoniteringsstudiet ses derimod en betydelig forskel på de to parabener. En lignende forskel er også set i andre biomoniteringsstudier (Boberg et al., 2010). Butylparaben blev slet ikke fundet ved 50 % percentilen, mens den i maksimal eksponeringen sås ved en 20 gange lavere koncentration, end det i rapporten estimerede. Dermed er butylparabens bidrag til den samlede RCR_{θ} ud fra biomoniteringsstudiet minimal. For propylparaben var effekten på RCR_{θ} heller ikke til stede for middel eksponeringen, men i maksimal eksponeringen er forskellen på de estimerede og de målte eksponeringer kun en faktor 3, og RCR_{θ} -værdien for propylparaben kommer op på 0,26 baseret på biomoniteringsdata. Disse biomoniteringsdata tyder på, at om end den reelle humane eksponering for propylparaben kan være lavere end den, der er estimeret i projektet her, vil propylparaben bidrage betydeligt til den samlede humane RCR_{θ} -værdi for østrogen effekt.

Triclosan er væsentligt højere i rapportens beregninger, sammenlignet med biomoniteringsdata for middelværdien. Dette kan skyldes, at det kun er meget få af de undersøgte forsøgspersoner rent faktisk har brugt personlige plejeprodukter som indeholdt triclosan. Til gengæld stemmer den estimerede maksimale eksponering i basis-scenariet meget fint overens med det som blev målt i biomoniteringsstudiet. Det betyder, at RCR -værdierne fra biomoniteringsstudiet ved maksimaleksponeringen i basis-scenariet bliver forholdsvis høje, og dermed ser det ud til at triclosan for de højst eksponerede forsøgspersoner bidrager betydeligt til den samlede $RCR_{\theta/T}$ for både thyreoideahormonforstyrrende- og østrogen effekt.

8.5 Betydning af usikkerheder

8.5.1 Dermal og oral absorption af stoffer hos mennesker hhv. forsøgsdyr

I risiko-beregningerne er det af stor betydning, at der foretages sammenligning af interne doser af stoffet hos både dyr og mennesker. Dette er dog kun muligt for meget få stoffer, hvor der findes detaljerede data for oral optagelse i de dyremodeller, der ligger til grund for NOAEL/DNEL fastsættelse, og samtidig findes data for human optagelse via hud, indånding eller oralt indtag. For alle stofferne i dette projekt er viden om interne doser mangelfuld, og der er anvendt tilnærmede værdier for optagelse, hvor sådanne værdier er tilgængelige.

For oral optagelse i dyreforsøg er der kun anvendt absorptionsfraktioner for DEHP (50 %), DiNP (50 %) og nonylphenol (10 %), da disse er de eneste stoffer, for hvilke EU's risikovurderinger anvender orale absorptionsfraktioner. Disse absorptionsfraktioner er baseret på dyrestudier, men behæftet med nogen usikkerhed. For de resterende stoffer, vil den manglende indregning af oral absorptionsfraktion svare til en antagelse om samme absorption og biotilgængelighed hos dyr og mennesker. Dette er mindre betydningsfuldt i de tilfælde, hvor der både er tale om oral eksponering af forsøgsdyret og oral eksponeringsvej hos mennesker. Usikkerheden kan dog være betydningsfuldt, når et dyrestudie med oral dosering sammenlignes med fx intern dosis beregnet ud fra dermal eksponering af mennesker.

For dermal eksponering af mennesker er der anvendt absorptionsfraktioner mindre end 100 % for alle stoffer, hvor dermale doser er beregnet. Der er en del usikkerhed på disse absorptionsfraktioner, men i de fleste tilfælde er den dermale dosis fastsat konservativt ifølge EU's risikovurderinger, hvilket kan føre til en højere beregnet intern dosis end der reelt ses hos mennesker, og dermed en overvurdering af risikoen. Dog kan den interne humane dosis dog ikke antages at være væsentligt mere overvurderet end den interne dosis i dyrestudiet. Det kan bemærkes, at for visse stoffer, hvor vi ikke har data om oral biotilgængelighed, kan en oral absorptionsfraktion på 100 % være urealistisk høj, og den udregnede DNEL for dyreforsøget bliver dermed for høj. Dette kan føre til en undervurdering af risikoen, når der samtidig for den dermale optagelse hos mennesker anvendes en absorptionsfraktion, der er under 100 %. Alt i alt menes usikkerhederne omkring interne doser hos mennesker og forsøgsdyr at føre til en underestimering af risikoen snarere end en overestimering af risikoen, når det gælder dermal eksponering.

8.5.2 Andre usikkerheder

Eksponeringen via indeklime for støv er baseret på et indtag af støv på 50 mg/dag for voksne (Oomen et al., 2008). I litteraturen er angivet lavere daglige indtag af støv for voksne fx på mellem 7 mg/dag (gennemsnit) og 20 mg/dag (95 percentil) i D'Hollander et al. (2010), hvilket selvfølgelig vil have en stor betydning for den samlede RCR-værdi for støv, hvis den reelle værdi for indtag af støv er langt lavere. En halvering af støvindtaget betyder en halvering af de RCR-værdierne, der stammer fra støv i indeklimaet.

Som nævnt indledende, kan det desuden være relevant at inkludere en ekstra usikkerhedsfaktor som ekstrapolation fra studier med eksponering af unge og voksne dyr til studier med eksponering af fostre, som i nogle tilfælde er mere følsomme end voksne. Anvendelse af en ekstra usikkerhedsfaktor ville betyde

lavere DNEL værdier og dermed højere RCR-værdier end de beregnede. En sådan ekstra usikkerhedsfaktor er dog ikke anvendt i DNEL beregningerne, da fostre i andre tilfælde kan være delvis beskyttet for den eksponering, moderen er udsat for.

I denne risikovurdering er inkluderet en række stoffer, der menes at være hormonforstyrrende, og som målgruppen kan tænkes at være udsat for. Der blev i projektet udført migrationsanalyser på mobilcovers, handsker, liggeunderlag, håndtasker og gummisko. Der blev målt indhold af nogle stoffer i de kvantitative analyser, men ikke migration i koncentrationer over detektionsgrænsen af de udvalgte stoffer. Dette betyder ikke, at der ikke er eller ikke vil kunne forekomme produkter på markedet, hvorfra migration af disse hormonforstyrrende stoffer kan resultere i en påvirkning. Men det betyder derimod, at de udvalgte produkter, som er analyseret i projektet og som udgør enkelte stikprøver fra produktgrupperne, er eksempler på, at der faktisk forekommer produkter på markedet, hvorfra migrationen af disse stoffer er minimal (dvs. under detektionsgrænsen). Om der er tale om en tendens til, at forekomsten af stofferne i forbrugerprodukterne generelt er for nedadgående, kan der ikke siges noget sikkert om på baggrund af resultaterne i projektet. Andre undersøgelser viser:

- a) at nonylphenol stadig findes i mange produkter (Greenpeace International 2011; Miljøstyrelsen 2012) og
- b) at triclosan kun findes i 2 af 30 testede antibakterielt behandlede produkter på det svenske marked (KemI 2011) samt
- c) at der også i 2009 findes ftalater i en lang række forbrugerprodukter på det danske marked (Miljøstyrelsen 2010; Miljøstyrelsen 2010b)

8.6 Andre stoffer, der kan bidrage til hormonforstyrrende effekter

Valget af de 35 stoffer, der er inkluderet i den kvantitative risikovurdering i denne rapport, afspejler den viden, vi har på området i dag. Der er mange flere stoffer, som mistænkes for at være hormonforstyrrende. Der er for eksempel næsten 200 stoffer i kategori 1 på EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Men mange er fravalgt, fordi gravides udsættelse for de stoffer forventes at være meget lille eller ikke eksisterende. Derudover er kun en lille andel af de cirka 50.000 kemiske stoffer, vi omgiver os med i det daglige, testet for hormonforstyrrende effekter.

Blandt de stoffer, som har vist hormonforstyrrende effekt i fx cellebaserede assays, er det kun en lille del, der desuden har gennemgået toksikologisk testning i forsøgsdyr. Denne risikovurdering baserer sig på hormonforstyrrende effekter vist i forsøgsdyr, hvilket yderligere begrænser antallet af stoffer, der er inkluderet. Derfor kan de stoffer, der indgår i beregningerne, IKKE repræsentere det samlede kemikalieunivers, som kvinder potentielt er udsat for, og andre stoffer vil formentlig bidrage yderligere til den samlede risiko, ligesom vi for de medtagne stoffer ikke har det fulde billede af eksponeringskilderne.

Nedenfor beskrives nogle af de stoffer, som med nogen sandsynlighed vil kunne bidrage til at øge den samlede risiko.

8.6.1 Andre miljøfremmede kemiske stoffer

Der er en række andre miljøfremmede kemiske stoffer, som anvendes i de produkter, vi omgiver os med. Af disse er kun en brøkdel undersøgt for hormonforstyrrende effekt. EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer omfatter en samlet EU-liste på 432 kandidatstoffer, der skal undersøges yderligere for hormonforstyrrende effekter. Listen inkluderer bl.a.

også visse bromerede flammehæmmere og organiske tinforbindelser, som også kan forekomme i forbrugerprodukter. Blandt ftalaterne er foruden de her undersøgte 8 reproduktionstoksiske og antiandrogene ftalater også mistanke til at flere kan være hormonforstyrrende. Den hyppigt anvendte diethylftalat (DEP) har muligvis også hormonforstyrrende virkninger, men mekanismestudier viser, at DEP ikke har samme virkningsmekanisme som de testosteronsyntese-hæmmende ftalater. Dicyclohexyl ftalat er et eksempel på en anden ftalat, som findes i visse forbrugerprodukter og har samme typer af effekter som de ftalater, der indgår i ovenstående beregninger. Dette er et blandt flere antiandrogene stoffer, hvis effekt kan antages at bidrage yderligere til den samlede risiko for hormonforstyrrende effekt hos mennesker.

Antallet af parabener begrænset til nogle af dem, hvor der er stærkest evidens for deres hormonforstyrrende virkning, mens også andre af parabenerne (methyl-, ethyl-, isopropyl, benzylbutyl- og andre parabener) også kan have hormonforstyrrende virkninger, men med mindre tydeligt datagrundlag for en risikovurdering. Blandt pesticiderne er kun udvalgt de pesticider, der i de seneste år har været på Fødevarestyrelsens lister over de pesticider, der giver anledning til de højeste indtag hos mennesker.

Endelig er der gruppen af polyfluorede stoffer, som endnu ikke er undersøgt helt til bunds. PFOS og PFOA ser ud til at være potentielle hormonforstyrrende stoffer, men det vides endnu ikke om den store gruppe af polyfluorede stoffer, der anvendes i dag, også vil have sådanne effekter. Der er i de senere år sket et skift i brugen af PFOS til brugen af andre per- og polyfluorede stoffer, og visse af disse stoffer kan også have hormonforstyrrende virkning. Disse andre polyfluorede stoffer er ikke blandt de udvalgte stoffer i dette projekt, da denne stofgruppe generelt ikke er særlig velundersøgt, og der ikke er publiceret dyrestudier, der kan anvendes til fastsættelse af NOAEL for den hormonforstyrrende virkning. Disse stoffer vil potentielt yde et bidrag til den samlede risiko for såvel antiandrogen som thyreoideahormonforstyrrende effekt.

8.6.2 Planteøstrogener/phytoøstrogener

Visse planter indeholder også stoffer med østrogen virkning, og der er grundlæggende ikke forskel på de typer af effekter, der forventes ved udsættelse for miljøfremmede østrogene stoffer og de effekter, der forventes ved udsættelse for naturligt forekommende østrogener (phytoøstrogener) i kosten.

En amerikansk risikovurderingsrapport vedrørende phytoøstrogener i soja er udgivet af National Toxicology Program, US Department of Health and Human Services (NTP - CERHR 2006). Risikovurderingen tager udgangspunkt i dyrestudier af genistein, som er det stof, der hovedsagelig forårsager de østrogenlignende virkninger af soja. I denne rapport angives, at der for genistein er fundet et NOAEL 7 mg/kg lgv/dag og LOAEL på 35 mg/kg/lgv/dag for hormonforstyrrende (østrogene) effekter i multigenerationsstudie (NCTR, refereret af (NTP - CERHR 2006b)). Desuden angives en indtags vurdering for amerikanske vegetarer på 0,1 mg genistein ækvivalenter per kg per dag og for den voksne japanske befolkning et indtag på op til 0,43 mg/kg lgv/dag. Baseret på disse data konkluderer NTP, at der ikke er grund til bekymring ved udsættelse for genistein i doser op til 0,43 mg/kg lgv/dag, da der først ses effekter hos rotter ved 35-45 mg/kg lgv/dag.

Det kan dog ikke udelukkes, at et højt indtag af fx sojaprodukter vil øge risikoen for reproduktionsskadelige effekter i særligt følsomme perioder af udviklingen, dvs. graviditeten og den tidlige barndom (Jefferson et al., 2012; Wendy N. Jefferson in press).

8.6.3 Kosttilskud

Kosttilskud er forskellige typer af produkter, der indeholder en bred vifte af mere eller mindre kendte stoffer eller fødevaringredienser. Det kan fx være: vitamin- og mineralpiller, omega 3-fedtsyrer i fiskeolieprodukter, forskellige planter eller urter, eller andre ingredienser eller stoffer, der er udvundet af planter (vegetabiliske), af ingredienser fra dyr (animalske) eller andet (mineralske). Kosttilskud skal indeholde vitaminer og/eller mineraler, og/eller andre stoffer eller ingredienser i en mængde, der er tilstrækkelig til at påvirke kroppen ernæringsmæssigt og eller fysiologisk, men må ikke være sundhedsskadelige. Dog har man i dag begrænset viden om den potentielle fare for svangerskabs- og fosterskader (herunder hormonforstyrrende effekter), når det gælder de kosttilskud, som indeholder fx plantedele og rene stoffer. Derfor anbefaler Fødevarestyrelsen, at kvinder, der ønsker at blive gravide, er gravide eller ammer, skal være ekstra påpasselige, inden man begynder at bruge et kosttilskud, og at man følger forsigtighedsprincippet (Fødevarestyrelsen 2010). Fødevarestyrelsen fraråder på det kraftigste at tage kosttilskud udover de, der anbefales af myndighederne (folsyre, jern, d-vitamin, calcium), medmindre det sker efter aftale med egen læge, jordemoder eller sundhedsplejerske (Fødevarestyrelsen 2010). Kosttilskud skal desuden være mærket med sætningen: »Bør kun efter aftale med læge eller sundhedsplejerske anvendes af gravide eller børn under 1 år«.

8.6.4 Lægemidler

Lægemidler benyttes til diagnosticering, forebyggelse, behandling eller lindring af sygdom eller symptomer, herunder smerter, fra sygdomme hos mennesker eller dyr. Da lægemidler netop anvendes for deres indvirkning på kroppen, er det almindelig kendt, at lægemidler også kan have bivirkninger i større eller mindre omfang, og at brug af medicin kræver afvejning af gavnlige effekter ved brugen i forhold til de kendte risici. Dette gælder naturligvis også for gravide, som desuden skal være opmærksomme på, at fosteret kan være særlig følsomt for påvirkning fra visse lægemidler inklusive håndkøbsmedicin som fx hovedpinepiller. På den baggrund anbefaler Sundhedsstyrelsen og Lægemiddelstyrelsen at gravide indtager så lidt medicin som muligt under graviditeten. Dette gælder også håndkøbsmedicin og naturlægemidler. Desuden bør kvinder der er i behandling med et lægemiddel og planlægger at blive gravide, kontakte egen læge for rådgivning.

8.6.5 Naturlægemidler

Naturlægemidler er typisk fremstillet ud fra planteekstrakter eller pulveriserede plantedele og indeholder naturligt forekommende stoffer i koncentrationer, der ikke er væsentligt større end dem, hvori de forekommer i naturen. Da et produkt kun kan kaldes et naturlægemiddel, hvis det har en bevist indvirkning på kroppen, gælder det ligesom for lægemidler, at naturlægemidler kan have bivirkninger, herunder hormonforstyrrende virkninger. På dette grundlag gælder Lægemiddelstyrelsens generelle råd om at indtage så lidt medicin som muligt under graviditeten, også for naturlægemidler.

9 Konklusion

I dette projekt er gravide forbrugeres udsættelse for en række udvalgte mistænkte hormonforstyrrende stoffer undersøgt. Nogle af de mest følsomme perioder i menneskelivet er fostertilværelsen og barndommen, da mennesket og dets organer i disse perioder undergår en betydningsfuld udvikling. Denne udvikling kræver, at der er balance i de hormonsystemer, som er involveret i de forskellige udviklingstrin. Der er derfor i dette projekt fokuseret på den gravide kvinde, da kvindens udsættelse for mistænkte hormonforstyrrende stoffer kan give et billede af, hvad hendes foster kan være udsat for i følsomme perioder af dets udvikling.

En række industrikemikalier, ingredienser i kosmetiske produkter og pesticider er udvalgt til at indgå i dette projekt. Målgruppens eksponering for disse stoffer er vurderet ved inkludering af hovedsagligt kilderne fødevarer, indeklima og forbrugerprodukter (herunder kosmetik). Lægemedler og phyto-østrogener i kosten indgår ikke i beregningerne, men mulige eksponeringer fra disse kilder er medtaget i diskussionen. Eksponeringsvurderingen er foretaget ved en opdeling af eksponeringskilderne i et basis-scenarie, hvor fødevarer, indeklima og forbrugerprodukter indgår. Derudover er der foretaget eksponeringsvurderinger for et ferie-, et transport-, og et arbejds-scenarie, idet specifikke grupper udsættes for de udvalgte stoffer på andre mere specifikke måder fx via arbejde eller i kortere perioder af livet fx i forbindelse med ferie og brug af solcreme. Hvor relevant er flere af scenarierne desuden samlet og den samlede eksponering vurderet.

Valget af de 35 stoffer afspejler den viden, vi har på området i dag og rammerne for dette projekt. Der er mange flere stoffer, som mistænkes for at være hormonforstyrrende. Der er for eksempel næsten 200 stoffer i kategori 1 på EU's liste over mistænkte hormonforstyrrende stoffer, men mange er ikke medtaget i dette projekt. Det kan skyldes, at gravides udsættelse for disse stoffer forventes at være meget lille eller ikke eksisterende, at datagrundlag for risikovurderingen er mangelfuldt eller at stoffet indgår i en gruppe af stoffer, som nogle af de udvalgte stoffer er valgt som repræsentanter for. Derudover er kun en lille andel af de cirka 50.000 kemiske stoffer, vi omgiver os med i det daglige, testet for hormonforstyrrende effekter. Det kan derfor ikke udelukkes, at flere andre stoffer, som gravide udsættes for i det daglige, kan bidrage til risikoen for hormonforstyrrende effekter.

Risikovurderingen af hvert enkelt af de udvalgte stoffer viste, at dioxiner og dioxinlignende PCB'er (fødevarer, støv), propyl- og butylparabener (creme/solcreme), OMC (solcreme), triclosan (deodorant, tandpasta), nonylphenol (tøj) og ftalater (forskellige forbrugerprodukter samt støv) er de stoffer/stofgrupper som har de højeste risikokarakteriseringsratioer (RCR). Propyl- og butylparaben giver især et højt bidrag til RCR'en i forbindelse med brug af parabenholdige bodylotions og solcremer. De præsenterede RCR værdier er baseret på konservative estimater for nuleffektniveauer for propyl- og butylparaben, men også med mindre konservative beregninger ses høje RCR værdier ved eksponering for de høje paraben-niveauer i ferie-scenariet. Gruppen af pesticider giver kun et minimalt bidrag til RCR'en ved de anvendte eksponeringsniveauer. Det kan ikke i dette projekt afgøres, om

eksponering for bisphenol A via fødevarer eller forbrugerprodukter kan give anledning til hormonforstyrrende effekter hos mennesker.

Normalt baseres risikovurdering på en eksponering fra et enkelt stof ad gangen og ofte kun for en brugssituation ad gangen. Vi udsættes imidlertid for mange forskellige produkter dagligt, hvoraf flere indeholder de samme kemiske stoffer, som kan have den samme toksikologiske virkning. I dette projekt er denne problematik undersøgt ved at foretage en kumulativ risikovurdering og derved indregne kombinationseffekter af stofferne. Et overordnet resultat er, at mange enkeltstoffer bidrager med en RCR, der ikke i sig selv giver anledning til bekymring, men at den kumulative risikovurdering viser RCR værdier, der tyder på en mulig risiko ved en samlet udsættelse for disse enkeltstoffer.

Der er i projektet for alle tre effekt-typer (antiandrogen, østrogen, thyreoideahormonforstyrrende) fundet en samlet risikokarakteriseringsratio mellem 0,5 og 0,8 for middeleksponering i basis-scenariet. Der blev fundet RCR værdier mellem 1,4 og 3,1 for maksimaleksponering i basis-scenariet. I ferie-scenariet blev det fundet, at brugen af solcreme indeholdende propyl- og butylparaben bidrager væsentligt til RCR'en for østrogene effekter, så en RCR over 1 vil fremkomme ved et realistisk gennemsnitsbrug (middeleksponeringen). Da det er realistisk, at man i en ferie-situation også vil udsættes for fødevarer og andre kilder fra basis-scenariet er de samlede værdier for ferie+basis-scenariet også beregnet med en RCR over 1 for både antiandrogene og østrogene effekter ved middeleksponeringen. For de samlede værdier for basis+arbejde+transport-scenariet ses RCR værdier under 1 ved middeleksponeringen.

Der er ikke vurderet, hvilket bidrag til en hormonforstyrrende effekt man kan få i arbejdsmiljøet ved brug af produkter til professionelle. Der er dog lavet vurderinger af bidrag ved brug af forbrugerprodukter i arbejdsmiljøet. Ved antagelse af, at man indenfor visse brancher hyppigere benytter håndcreme og plastsandaler er det fundet, at brugen af disse produkter kan give et bidrag til RCR'en.

Der er ikke fundet noget betydeligt bidrag via indeklime i biler.

Dette peger alt i alt på, at der kan være en øget risiko for hormonforstyrrende effekter hos kvinder, der på grund af deres forbrugsmønster kommer i berøring med mange af de hormonforstyrrende stoffer på samme tid. Det fremgår, at det er af stor betydning, at der er foretaget kumulativ risikovurdering frem for en vurdering af risiko for hvert enkelt stof. Det er tydeligvis det samlede bidrag fra de forskellige stofgrupper, der giver anledning til RCR værdier over 1 for maksimaleksponering i basis-scenariet, da enkeltstofferne hver især har RCR under 1. Undtagelsen er for beregninger af RCR for antiandrogen effekt, idet dioxiner og dioxinlignende PCB'er i sig selv fører til en RCR over 1. Også her er det dog interessant, at yderligere bidrag fra ftalater giver anledning til en betydningsfuld forøgelse af RCR.

Vurderingen af de eksponeringsniveauer, som målgruppen modtager fra forbrugerprodukterne, fødevarer og indeklime, er sammenholdt med faktisk målte koncentrationer af stofferne, som der ses i et biomonitoringsstudie, hvor der er målt på urinprøver fra danske kvinder. Hverken de beregnede eller målte eksponeringsniveauer udgør en fuldstændig opgørelse af, hvilke eksponeringer det enkelte individ vil være påvirket af. Det skyldes at der i eksponeringsvurderingen ikke er muligt at inkludere alle kilder til eksponering

da mange ikke er estimeret eller kendte. I biomonitoringsstudiet vurderes det, at de store individuelle forskelle skyldes forskelle i den måde den enkelte udsættes for de pågældende stoffer på, og dermed også hvor høje niveauer der efterfølgende ses i prøverne. Da der kun indgår et begrænset antal kvinder i undersøgelsen, kan det ikke udelukkes, at de typiske eksponeringer reelt er anderledes end målt hos de gravide, der deltog i undersøgelsen. Eksponeringsberegningerne og biomonitoringsstudiet giver dog tilsammen et billede af den eksponering, som i hvert til fælde nogle individer er påvirket af. For flere af de specifikke stoffer behandlet i dette projekt ses der overensstemmelse mellem de eksponeringsniveauer, der findes ved worst case beregninger (maksimaleksponering), og direkte findes i urinen fra de kvinder, hvor de højeste værdier er fundet. De enkeltstoffer (DEHP, DBP, propylparaben og triclosan), der i projektet er fundet at udgøre de største bidrag til de samlede RCR-værdier for antiandrogen, østrogen og thyreoideahormonforstyrrende effekt, er også de stoffer, som i biomonitoringsstudiet stemmer bedst overens med de beregnede dosisniveauer.

I dette projekt er samlede RCR værdier for stoffer med samme virkemåde vurderet, og RCR værdier over 1 tolkes som tegn på, at der kan være risiko for hormonforstyrrende effekt forbundet med eksponering for stofferne, dvs. at risikoen ikke er kontrolleret, og at der er behov for en detaljeret vurdering af, om risikoen gælder for en væsentlig del af målgruppen, og om eksponeringen for de relevante stoffer kan begrænses.

Samlet set kan det konkluderes, at der for nogle gravide kvinder er et behov for at reducere eksponeringen for mistænkte hormonforstyrrende stoffer. Stoffer med antiandrogene, østrogene og thyreoideahormonforstyrrende effekter kan øge risikoen for hormonforstyrrende effekter hos den gruppe af gravide, der udsættes for høje mængder af stofferne fra fødevarer, indeklime og forbrugerprodukter. På baggrund af de udsættelser for mistænkte hormonforstyrrende stoffer, som er medtaget i dette projekt, tyder det på, at størstedelen af de gravide ikke er udsat for hormonforstyrrende stoffer i så høje niveauer, at det umiddelbart giver anledning til bekymring. Mange kilder til mistænkte hormonforstyrrende stoffer er dog ikke medregnet i risikovurderingen i dette projekt. Det gælder blandt andet phytoøstrogener i kosten, lægemidler og kosttilskud. Derudover er der stadig stor usikkerhed omkring hvilke stoffer, der er hormonforstyrrende, og hvordan vi udsættes for dem. Det kan derfor ikke udelukkes, at flere andre stoffer, som gravide udsættes for i det daglige, kan bidrage yderligere til risikoen for hormonforstyrrende effekter.

Det er ikke muligt at undgå enhver eksponering for hormonforstyrrende stoffer (fx udsættelse for dioxiner og dioxinlignende PCB'er i fødevarer), men for visse stofgrupper er det muligt at begrænse eksponeringen ved fx at undgå propyl- og butylparabener i creme og solcreme, OMC i solcreme, triclosan i deodorant og tandpasta, nonylphenol ved at vaske tøjet før brug, og ftalater i forskellige forbrugerprodukter samt støv.

10 Litteraturliste

- Abdallah, M. A.-E., S. Harrad and A. Covaci (2008). "Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-A in indoor air and dust in Birmingham, UK: Implications for human exposure" *Environmental Science & Technology* 42(18): 6855-6861.
- Adibi, J. J., R. M. Whyatt, P. L. Williams, A. M. Calafat, D. Camann, et al. (2008). "Characterization of phthalate exposure among pregnant women assessed by repeat air and urine samples" *Environmental Health Perspectives* 116(4): 467-473.
- Akhtar, N., M. K. Srivastava and R. B. Raizada (2009). "Assessment of chlorpyrifos toxicity on certain organs in rat, *Rattus norvegicus*" *J Environ.Biol.* 30(6): 1047-1053.
- Alectia (2010). *Detaljeret kortlægning af PCB i 7 udvalgte bygninger, Brøndby Kommune.*
- Alectia (2011). *PCB mapping at Copenhagen University Hospital, Alectia.*
- Andersen, H. R., A. M. Vinggaard, T. H. Rasmussen, I. M. Gjermansen and E. C. Bonefeld-Jorgensen (2002). "Effects of currently used pesticides in assays for estrogenicity, androgenicity, and aromatase activity in vitro" *Toxicology and Applied Pharmacology* 179(1): 1-12.
- Arnold, D. L., F. Bryce, P. F. McGuire, R. Stapley, J. R. Tanner, et al. (1995). "Toxicological consequences of Arochlor-1254 ingestion by female rhesus (*macaca-Mulatta*) monkeys. 2. Reproduction and infant findings" *Food and Chemical Toxicology* 33(6): 457-474.
- Axelstad, M. (2011). *Thyroid hormone disrupting chemicals and their influence on the developing brain. Division of Toxicology and Risk Assessment, National Food Institute, Technical University of Denmark. Ph.D.Thesis.*
- Barber, J. L., U. Berger, C. Chaemfa, S. Huber, A. Jahnke, et al. (2007). "Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe" *Journal of Environmental Monitoring* 9(6): 530-541.
- Bech, C. (2011) "Vægtstigning under graviditeten", from <http://altomboern.dk/artikel/vaegtstigning-under-graviditeten>.
- Becker, K., M. Seiwert, J. Angerer, W. Heger, H. M. Koch, et al. (2004). "DEHP metabolites in urine of children and DEHP in house dust" *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207(5): 409-417.
- Benson, R. (2009). "Hazard to the developing male reproductive system from cumulative exposure to phthalate esters-dibutyl phthalate, diisobutyl phthalate, butylbenzyl phthalate, diethylhexyl phthalate, dipentyl phthalate, and diisononyl phthalate" *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 53(2): 90-101.
- Bestsellers (2010). *Bestsellers chemical restrictions. Version 3.*
- Betancourt, A. M., I. A. Eltoum, R. A. Desmond, J. Russo and C. A. Lamartiniere (2010). "In Utero Exposure to Bisphenol A Shifts the Window of Susceptibility for Mammary Carcinogenesis in the Rat" *Environmental Health Perspectives* 118(11): 1614-1619.
- Bjorklund, J. A., K. Thuresson and C. A. De Wit (2009). "Perfluoroalkyl Compounds (PFCs) in Indoor Dust: Concentrations, Human Exposure Estimates, and Sources" *Environmental Science & Technology* 43(7): 2276-2281.
- Blystone, C. R., C. S. Lambright, M. C. Cardon, J. Furr, C. V. Rider, et al. (2009). "Cumulative and Antagonistic Effects of a Mixture of the Antiandrogens Vinclozolin and Iprodione in the Pubertal Male Rat" *Toxicological Sciences* 111(1): 179-188.
- Blystone, C. R., C. S. Lambright, J. Furr, V. S. Wilson and L. E. Gray (2007). "Iprodione delays male rat pubertal development, reduces serum testosterone levels, and decreases ex vivo testicular testosterone production" *Toxicology Letters* 174(1-3): 74-81.

- Boast, K., S. Coram, Z. Dawid, I. Galbally, J. Harnwell, et al. (2010). Indoor air project Persistent Organic Pollutants and Metals, CSIRO. The Centre for Australian Weather and Climate Research.
- Boberg, J., S. Christiansen, M. Axelstad, T. S. Kledal, A. M. Vinggaard, et al. (2011). "Reproductive and behavioral effects of diisononyl phthalate (DINP) in perinatally exposed rats" *Reprod Toxicol* 31(2): 200-209.
- Boberg J, M. S., Wortziger R, Axelstad M, Brokken L, Vinggaard AM, Dalgaard M, Nellemann C. (2008). "Impact of diisobutyl phthalate and other PPAR agonists on steroidogenesis and plasma insulin and leptin levels in fetal rats." *Toxicology* Sep 4;250(2-3): 75-81.
- Boberg, J., C. Taxvig, S. Christiansen and U. Hass (2010). "Possible endocrine disrupting effects of parabens and their metabolites" *Reproductive Toxicology* 30(2): 301-312.
- Borch, J., O. Ladefoged, U. Hass and A. M. Vinggaard (2004). "Steroidogenesis in fetal male rats is reduced by DEHP and DINP, but endocrine effects of DEHP are not modulated by DEHA in fetal, prepubertal and adult male rats" *Reproductive Toxicology* 18(1): 53-61.
- Bornehag, C. G., B. Lundgren, C. J. Weschler, T. Sigsgaard, L. Hagerhed-Engman, et al. (2005). "Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics" *Environmental Health Perspectives* 113(10): 1399-1404.
- Bornehag, C. G., J. Sundell, C. J. Weschler, T. Sigsgaard, B. Lundgren, et al. (2004). "The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: A nested case-control study" *Environmental Health Perspectives* 112(14): 1393-1397.
- Bredsdorff, M. (2012). *Farum-fund: Tre fjerdedele af bygningsfuge var ren miljøgift. Ingeniøren.*
- Butenhoff, J., G. Costa, C. Elcombe, D. Farrar, K. Hansen, et al. (2002). "Toxicity of ammonium perfluorooctanoate in male cynomolgus monkeys after oral dosing for 6 months" *Toxicol Sci.* 69(1): 244-257.
- Butenhoff, J. L., G. L. Kennedy, Jr., S. R. Frame, J. C. O'Connor and R. G. York (2004). "The reproductive toxicology of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in the rat" *Toxicology* 196(1-2): 95-116.
- Butte, W., W. Hoffmann, O. Hostrup, A. Schmidt and G. Walker (2001). "Endokrin wirksame Substanzen im Hausstaub: Ergebnisse eines repräsentativen Monitorings" *Gefahrstoffe Reinh Luft*(61): 19-23.
- Canosa, P., I. Rodriguez, E. Rubi and R. Cela (2007). "Determination of parabens and triclosan in indoor dust using matrix solid-phase dispersion and gas chromatography with tandem mass spectrometry" *Analytical Chemistry* 79(4): 1675-1681.
- Casas, L., Fernandez, M.F., Llop, S., Guxens, M., Ballester, F., Olea, N., Irurzun, M.B., Rodriguez, L.S., Riano, I., Tardon, A., Vrijheid, M., Calafat, A.M., Sunyer, J. (2011). "Urinary concentrations of phthalates and phenols in a population of Spanish pregnant women and children." *Environ. Int.* 37(5): 858-866.
- Cederberg, H., J. Henriksson and M. L. Binderup (2010). "DNA damage detected by the alkaline comet assay in the liver of mice after oral administration of tetrachloroethylene" *Mutagenesis* 25(2): 133-138.
- Chambers et al. (1992). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport. "
- Christiansen, S., J. Boberg, M. Axelstad, M. Dalgaard, A. M. Vinggaard, et al. (2010). "Low-dose perinatal exposure to di(2-ethylhexyl) phthalate induces anti-androgenic effects in male rats" *Reprod Toxicol* 30(2): 313-321.
- Christiansen, S., M. Scholze, M. Axelstad, J. Boberg, A. Kortenkamp, et al. (2008). "Combined exposure to anti-androgens causes markedly increased frequencies of hypospadias in the rat" *International Journal of Andrology* 31(2): 241-247.
- Christiansen, S., M. Scholze, M. Dalgaard, A. M. Vinggaard, M. Axelstad, et al. (2009). "Synergistic Disruption of External Male Sex Organ Development by a Mixture of Four Antiandrogens" *Environmental Health Perspectives* 117(12): 1839-1846.

- Clark, K. D., R.; R Guinn; K Kramarz; M Lampi, C Staples (2011). "Modeling human exposure to phthalate esters: A comparison of indirect and biomonitoring estimation methods." *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 17(4): 923,965.
- Clausen, P. A., R. L. L. Bille, T. Nilsson, V. Hansen, B. Svensmark, et al. (2003). "Simultaneous extraction of di(2-ethylhexyl) phthalate and nonionic surfactants from house dust - Concentrations in floor dust from 15 Danish schools" *Journal of Chromatography A* 986(2): 179-190.
- Cook, J. C., S. M. Murray, S. R. Frame and M. E. Hurtt (1992). "Induction of Leydig cell adenomas by ammonium perfluorooctanoate: a possible endocrine-related mechanism" *Toxicol.Appl.Pharmacol.* 113(2): 209-217.
- Costner, P., B. Thorpe and A. McPherson (2005). *Sick of Dust - Chemicals in Common products - A needless health risk in our homes.*
- Crofton, K. M. (2008). "Thyroid disrupting chemicals: mechanisms and mixtures" *International Journal of Andrology* 31(2): 209-222.
- Crofton, K. M., E. S. Craft, J. M. Hedge, C. Gennings, J. E. Simmons, et al. (2005). "Thyroid-hormone-disrupting chemicals: Evidence for dose-dependent additivity or synergism" *Environmental Health Perspectives* 113(11): 1549-1554.
- Crofton, K. M., K. B. Paul, M. J. De Vito and J. M. Hedge (2007). "Short-term in vivo exposure to the water contaminant triclosan: Evidence for disruption of thyroxine" *Environmental Toxicology and Pharmacology* 24(2): 194-197.
- Crofton, K. M. and R. T. Zoeller (2005). "Mode of action: Neurotoxicity induced by thyroid hormone disruption during development - Hearing loss resulting from exposure to PHAHs" *Critical Reviews in Toxicology* 35(8-9): 757-769.
- D'Hollander, W., L. Roosens, A. Covaci, C. Cornelis, H. Reynders, et al. (2010). "Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium" *Chemosphere* 81(4): 478-487.
- Darbre, P. D., J. R. Byford, L. E. Shaw, R. A. Horton, G. S. Pope, et al. (2002). "Oestrogenic activity of isobutylparaben in vitro and in vivo" *J Appl Toxicol* 22(4): 219-226.
- De Angelis, S., R. Tassinari, F. Maranghi, A. Eusepi, V. A. Di, et al. (2009). "Developmental exposure to chlorpyrifos induces alterations in thyroid and thyroid hormone levels without other toxicity signs in CD-1 mice" *Toxicol Sci.* 108(2): 311-319.
- Destailats, H., R. L. Maddalena, B. C. Singer, A. T. Hodgson and T. E. McKone (2008). "Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs" *Atmospheric Environment* 42(7): 1371-1388.
- Diamanti-Kandarakis E, B. J., Giudice LC, Hauser R, Prins GS, Soto AM, Zoeller RT, Gore AC. (2009). "Endocrine-disrupting chemicals: an Endocrine Society scientific statement" *Endocr Rev.* Jun;30(4): 293-342.
- Diamanti-Kandarakis, E., E. Palioura, S. A. Kandarakis and M. Koutsilieris (2010). "The Impact of Endocrine Disruptors on Endocrine Targets" *Hormone and Metabolic Research* 42(8): 543-552.
- Dirkx et al. (1992). "Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Durando, M., L. Kass, J. Piva, C. Sonnenschein, A. M. Soto, et al. (2007). "Prenatal bisphenol A exposure induces preneoplastic lesions in the mammary gland in Wistar rats" *Environ.Health Perspect.* 115(1): 80-86.
- EC-SCF (2000). Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/8 Final. European Commission: Brussels, Belgium.
- EC-SCF (2001). Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/20 Final. European Commission: Brussels, Belgium.
- ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.7a: Endpoint specific guidance. Guidance for the implementation of REACH. Version 1.

- ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.7a: Endpoint specific guidance. Guidance for the implementation of REACH. Version 1.
- ECHA (2010). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health.
- ECHA (2010). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.15: Consumer exposure estimation, April 2010. version 2.
- ECHA (2010). "Review of new available information for di-n-octyl phthalate (DNOP). Review Report" ECHA 2010.
- eco-info.dk. (2011). 2011, from <http://www.eco-info.dk/dgs/detail.asp?dgscat=338&dgscatname=Butikker+-+non+food&listoffset=70&offset=76>.
- EFSA (2007). "Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food on a request from the Commission related to 2,2-BIS(4-HYDROXYPHENYL)PROPANE (Bisphenol A)" The EFSA journal 428: 1-75.
- EFSA (2008). "Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain [1] doi:10.2903/j.efsa.2008.653" The EFSA journal 653: 1-131.
- EFSA (2009). Reasoned opinion of EFSA. MRLs of concern for the active substance procymidone, taking into account revised toxicological reference values. Prepared by the Pesticides Unit (PRAPeR). 27: 1-26.
- EU RAR (2002). Integrated risk assessment: Nonylphenol case study report prepared for the WHO/UNEP/ILO international programme on chemical safety. WHO/IPCS/IRA/12/04.
- EU RAR (2003). European Union Risk Assessment Report. Bisphenol A, CAS No: 80-05-7. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Centre, 3rd Priority List, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Faqi, A. S., P. R. Dalsenter, H. J. Merker and I. Chahoud (1998). "Reproductive toxicity and tissue concentrations of low doses of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo-p-dioxin in male offspring rats exposed throughout pregnancy and lactation" Toxicol Appl Pharmacol 150(2): 383-392.
- Fei C, M. J., Lipworth L, Olsen J. (2009). "Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity." Hum Reprod 24: 1200-1205.
- Fisher, J. S., K. J. Turner, D. Brown and R. M. Sharpe (1999). "Effect of neonatal exposure to estrogenic compounds on development of the excurrent ducts of the rat testis through puberty to adulthood" Environ.Health Perspect. 107(5): 397-405.
- Folkesundhed, S. I. f. (2007). "http://www.silfolkesundhed.dk/Ugens%20tal%20for%20folkesundhed/Ugens%20tal/48_2007.aspx
- ".
- Franko, J., L. G. Jackson, A. Hubbs, M. Kashon, B. J. Meade, et al. (2012). "Evaluation of Furfuryl Alcohol Sensitization Potential Following Dermal and Pulmonary Exposure: Enhancement of Airway Responsiveness" Toxicological Sciences 125(1): 105-115.
- friluftslageret.dk. (2011). "Mountain Hardwear Advance™ L/S Crew Women ", from <http://www.friluftslageret.dk/Product.aspx?Pid=1139301&PIdx=3>.
- Fromme, H., L. Gruber, M. Schlummer, G. Wolz, S. Bohmer, et al. (2007). "Intake of phthalates and di(2-ethylhexyl)adipate: results of the Integrated Exposure Assessment Survey based on duplicate diet samples and biomonitoring data" Environment International 33(8): 1012-1020.
- Fødevarestyrelsen (2005). Chemical Contaminants, Food monitoring, 1998-2003. Part 1. A. Fromberg, E. H. Larsen, H. Hartkopp, J. C. Larsen, K. Granbyet al. 1st Edition, 1st Circulation, April 2005.

- Fødevarestyrelsen (2007). Pesticidrester i fødevarer 2007 -Resultater fra den danske pesticidkontrol S. Johannesen, H. Nielsen, K. Halkjær Lund and G. Geertsen.
- Fødevarestyrelsen (2009). Pesticidrester i fødevarer 2009. Resultater fra den danske pesticidkontrol. S. Johannesen, H. Nielsen, K. Halkjær Lund and G. Geertsen.
- Fødevarestyrelsen (2010). Råd om mad og motion – Når du er gravid. Fødevarestyrelsen, Fødevarestyrelsen.
- Fødevarestyrelsen. (2011). "Positivlisten", from http://www.foedevarestyrelsen.dk/SiteCollectionDocuments/25_PDF_word_filer%20til%20download/06kontor/Positivlisten%202011%20-%20netudgave%20_01.08.pdf.
- Gee, R. H., A. Charles, N. Taylor and P. D. Darbre (2008). "Oestrogenic and androgenic activity of triclosan in breast cancer cells" *Journal of Applied Toxicology* 28(1): 78-91.
- Geens, T., L. Roosens, H. Neels and A. Covaci (2009). "Assessment of human exposure to Bisphenol-A, Triclosan and Tetrabromobisphenol-A through indoor dust intake in Belgium" *Chemosphere* 76(6): 755-760.
- Geiss, O., S. Tirendi, J. Barrero-Moreno and D. Kotzias (2009). "Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars" *Environment International* 35(8): 1188-1195.
- Ghisari, M. and E. C. Bonefeld-Jorgensen (2009). "Effects of plasticizers and their mixtures on estrogen receptor and thyroid hormone functions" *Toxicology Letters* 189(1): 67-77.
- Golder Associates, A. S. (2011). Undersøgelse af PCB i indeluft og materialer. Rapport 2. Baunebjergskolen, Udarbejdet af Golder Associates. 3. maj 2011 for Fredensborg Kommune.
- Goosey, E. and S. Harrad (2011). "Perfluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices" *Environment International* 37(1): 86-92.
- Greenpeace International (2011). Dirty Laundry 2: Hung out to dry. Unravelling the toxic trail from pipes to products, Dirty Laundry. 2: 1-32.
- Greenpeace International (2011). Dirty Laundry 2: Hung out to dry. Unravelling the toxic trail from pipes to products. Dirty Laundry. 2: 1-32.
- Gunnarsen, L., J. C. Larsen, P. Mayer and W. Sebastian (2009). Sundhedsmæssig vurdering af PCB-holdige bygningsfuger. B. Statens, F. Danmarks, M. Danmarks and A. S. Bygge- og Miljøteknik, Miljøstyrelsen. 1.
- Gur et al. (1990). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Gutzkow KB, H. L., Thomsen C, Sabaredzovic A, Becher G, Brunborg G. (2011). "Placental transfer of perfluorinated compounds is selective - A Norwegian Mother and Child sub-cohort study. " *Int J Hyg Environ Health*.
- Haddow, J. E., G. E. Palomaki, W. C. Allan, J. R. Williams, G. J. Knight, et al. (1999). "Maternal thyroid deficiency during pregnancy and subsequent neuropsychological development of the child" *New England Journal of Medicine* 341(8): 549-555.
- Hannas, B. R., J. Furr, C. S. Lambright, V. S. Wilson, P. M. D. Foster, et al. (2011b). "Dipentyl Phthalate Dosing during Sexual Differentiation Disrupts Fetal Testis Function and Postnatal Development of the Male Sprague-Dawley Rat with Greater Relative Potency than Other Phthalates" *Toxicological Sciences* 120(1): 184-193.
- Hannas, B. R., C. S. Lambright, J. Furr, K. L. Howdeshell, V. S. Wilson, et al. (2011a). "Dose-Response Assessment of Fetal Testosterone Production and Gene Expression Levels in Rat Testes Following In Utero Exposure to Diethylhexyl Phthalate, Diisobutyl Phthalate, Diisooheptyl Phthalate, and Diisononyl Phthalate" *Toxicological Sciences* 123(1): 206-216.
- Harville, H. M., R. Voorman and J. J. Prusakiewicz (2007). "Comparison of paraben stability in human and rat skin" *Drug metabolism letters* 1(1): 17-21.
- Hass, U., M. Scholze, S. Christiansen, M. Dalgaard, A. M. Vinggaard, et al. (2007). "Combined Exposure to Anti-Androgens Exacerbates Disruption of Sexual Differentiation in the Rat" *Environmental Health Perspectives* 115: 122-128.

- He, B., S. Rhodes-Brower, M. R. Miller, A. E. Munson, D. R. Germolec, et al. (2003). "Octamethylcyclotetrasiloxane exhibits estrogenic activity in mice via ERalpha" *Toxicol Appl Pharmacol* 192(3): 254-261.
- hecht-johan.dk. (2011). from <http://www.hecht-johan.dk/page.asp?sideid=148>.
- Heindel, J. J., D. K. Gulati, R. C. Mounce, S. R. Russell and J. C. Lamb (1989). "Reproductive toxicity of 3 phthalic-acid esters in a continuous breeding protocol" *Fundamental and Applied Toxicology* 12(3): 508-518.
- Helling, R., A. Mieth, S. Altmann and T. J. Simat (2009). "Determination of the overall migration from silicone baking moulds into simulants and food using 1H-NMR techniques" *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment* 26(3): 395-407.
- Hesse, U. (2007) "Danskerne bliver højere og tungere", from http://www.silfolkesundhed.dk/Ugens%20tal%20for%20folkesundhed/Ugens%20tal/48_2007.aspx.
- Hinton, R. H., F. E. Mitchell, A. Mann, D. Chescoe, S. C. Price, et al. (1986). "Effects of phthalic acid esters on the liver and thyroid" *Environ. Health Perspect.* 70: 195-210.
- Hoberman AM, S. D., Leazer T, Daston GP, Carthew P, Re T, Loretz L, Mann P. (2008). "Lack of effect of butylparaben and methylparaben on the reproductive system in male rats". *Birth Defects Research (Part B)* 83: 123-133
- Hossaini, A., J. J. Larsen and J. C. Larsen (2000). "Lack of oestrogenic effects of food preservatives (parabens) in uterotrophic assays" *Food and Chemical Toxicology* 38(4): 319-323.
- Howdeshell, K. L., V. S. Wilson, J. Furr, C. R. Lambright, C. V. Rider, et al. (2008). "A mixture of five phthalate esters inhibits fetal testicular testosterone production in the sprague-dawley rat in a cumulative, dose-additive manner" *Toxicological Sciences* 105(1): 153-165.
- HSDB. (2009 2011). "Dihexyl Phthalate - Cas nr: 84-75-3", from <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Huber, S., L. S. Haug and M. Schlabach (2011). "Per- and polyfluorinated compounds in house dust and indoor air from northern Norway - A pilot study" *Chemosphere* 84(11): 1686-1693.
- Hwang, H. M., E. K. Park, T. M. Young and B. D. Hammock (2008). "Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust" *Science of The Total Environment* 404(1): 26-35.
- IMS (2011) "Solcreme til familien (deklarationstest) Informationscenter for Miljø og Sundhed.", from <http://forbrugerkemi.dk/test-og-rad/din-personlige-pleje/solcreme/solcreme-til-hele-familie-2011>.
- Ishibashi, H., N. Matsumura, M. Hirano, M. Matsuoka, H. Shiratsuchi, et al. (2004). "Effects of triclosan on the early life stages and reproduction of medaka *Oryzias latipes* and induction of hepatic vitellogenin" *Aquatic Toxicology* 67(2): 167-179.
- Jacobsen, P. R., S. Christiansen, J. Boberg, C. Nellemann and U. Hass (2010). "Combined exposure to endocrine disrupting pesticides impairs parturition, causes pup mortality and affects sexual differentiation in rats" *International Journal of Andrology* 33(2): 434-441.
- Jefferson, W. N., H. B. Patisaul and C. Williams (2012). "Reproductive consequences of developmental phytoestrogen exposure" *Reproduction*.
- Jensen, B. H., J. H. Andersen, A. Petersen and T. Christensen (2008). "Dietary exposure assessment of Danish consumers to dithiocarbamate residues in food: A comparison of the deterministic and probabilistic approach" *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment* 25(6): 714-721.
- Jensen, A. A., O. Schleicher, W. Sebastian, N. Trap and F. Zeuthen (2009). Forundersøgelse: Forekomst af PCB I en- og tofamiliehuse. Rapport til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet, Rapport til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet.

- Jeong, S. H., B. Y. Kim, H. G. Kang, H. O. Ku and J. H. Cho (2006). "Effect of chlorpyrifos-methyl on steroid and thyroid hormones in rat F0- and F1-generations" *Toxicology* 220(2-3): 189-202.
- Jessen, M. Z. (2005) "Nye sælger tasker som aldrig før", from <http://www.business.dk/diverse/nye-saelger-tasker-som-aldrig-foer>.
- JMPR. (1993). from <http://www.inchem.org/>.
- Jogsten, I. E., M. Nadal, B. van Bavel, G. Lindström and J. L. Domingo (2012). "Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: Implications for human exposure" *Environment International* 39(1): 172-180.
- Jung, E., B. An, K. Choi and E. Jeung (2011). "Potential estrogenic activity of triclosan in the uterus of immature rats and rat pituitary GH3 cells" *Toxicology letters* PMID: 22062131.
- Kang, H. G., S. H. Jeong, J. H. Cho, D. G. Kim, J. M. Park, et al. (2004). "Chlorpyrifos-methyl shows anti-androgenic activity without estrogenic activity in rats" *Toxicology* 199(2-3): 219-230.
- Kang, K. S., J. H. Che, D. Y. Ryu, T. W. Kim, G. X. Li, et al. (2002). "Decreased sperm number and motile activity on the F1 offspring maternally exposed to butyl p-hydroxybenzoic acid (butyl paraben)" *Journal of Veterinary Medical Science* 64(3): 227-235.
- Karrman A, E. I., van BB, Darnerud PO, Aune M, Glynn A, Lignell S, Lindstrom G. (2007). "Exposure of perfluorinated chemicals through lactation: levels of matched human milk and serum and a temporal trend, 1996-2004, in Sweden." *Environ Health Perspect* 115: 226-230.
- Keml, K. (2011). Antibakteriella ämnen läcker från kläder vid tvätt – analys av silver, triklosan och triklokarban i textilier före och efter tvätt. PM 4/11.
- Keml, K. (2011). Development of enforcement activities conducted by the Swedish Chemicals Agency with the help of Rapex. . Tillsyn 3/11.
- Kitamura, S., T. Suzuki, S. Sanoh, R. Kohta, N. Jinno, et al. (2005). "Comparative study of the endocrine-disrupting activity of bisphenol A and 19 related compounds" *Toxicol Sci.* 84(2): 249-259.
- Klammer, H., C. Schlecht, W. Wuttke and H. Jarry (2005). "Multi-organic risk assessment of estrogenic properties of octyl-methoxycinnamate in vivo - A 5-day sub-acute pharmacodynamic study with ovariectomized rats" *Toxicology* 215(1-2): 90-96.
- Klammer, H., C. Schlecht, W. Wuttke, C. Schmutzler, I. Gotthardt, et al. (2007). "Effects of a 5-day treatment with the UV-filter octyl-methoxycinnamate (OMC) on the function of the hypothalamo-pituitary-thyroid function in rats" *Toxicology* 238(2-3): 192-199.
- Knox, S. S., T. Jackson, S. J. Frisbee, B. Javins and A. M. Ducatman (2011). "Perfluorocarbon exposure, gender and thyroid function in the C8 Health Project" *Journal of Toxicological Sciences* 36(4): 403-410.
- Koda, T., T. Umezū, R. Kamata, K. Morohoshi, T. Ohta, et al. (2005). "Uterotrophic effects of benzophenone derivatives and a p-hydroxybenzoate used in ultraviolet screens" *Environmental Research* 98(1): 40-45.
- Kolarik, B., K. Naydenov, M. Larsson, C. G. Bornehag and J. Sundell (2008). "The association between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children" *Environmental Health Perspectives* 116(1): 98-103.
- Kortenkamp, A. and U. Hass (2009). Expert workshop on combination effects of chemicals, 28-30 January 2009. Workshop Report. Hornbæk.
- Kroetlinger et al. (1980). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Kumar, V., A. Chakraborty, M. R. Kural and P. Roy (2009). "Alteration of testicular steroidogenesis and histopathology of reproductive system in male rats treated with triclosan" *Reprod Toxicol* 27(2): 177-185.
- Lamb, G. D. and T. Walsh (1987). "Calcium currents, charge movement and dihydropyridine binding in fast-twitch and slow-twitch muscles of rat and rabbit" *Journal of Physiology-London* 393: 595-617.
- Langer, S., C. J. Weschler, A. Fischer, G. Beko, J. Toftum, et al. (2010). "Phthalate and PAH concentrations in dust collected from Danish homes and daycare centers" *Atmospheric Environment* 44(19): 2294-2301.

- Lankas et al. (1995). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Lee, K. Y., M. Shibutani, H. Takagi, N. Kato, S. Takigami, et al. (2004). "Diverse developmental toxicity of di-n-butyl phthalate in both sexes of rat offspring after maternal exposure during the period from late gestation through lactation" *Toxicology* 203(1-3): 221-238.
- Lemini, C., A. Hernandez, R. Jaimez, Y. Franco, M. E. Avila, et al. (2004). "Morphometric analysis of mice uteri treated with the preservatives methyl, ethyl, propyl, and butylparaben" *Toxicology and Industrial Health* 20(6-10): 123-132.
- Lemini, C., R. Jaimez, M. E. Avila, Y. Franco, F. Larrea, et al. (2003). "In vivo and in vitro estrogen bioactivities of alkyl parabens" *Toxicology and Industrial Health* 19(2-6): 69-79.
- Li, Y., Z. Shan, W. Teng, X. Yu, C. Fan, et al. (2010). "Abnormalities of maternal thyroid function during pregnancy affect neuropsychological development of their children at 25-30 months" *Clinical Endocrinology* 72(6): 825-829.
- Liu, W., S. Chen, K. H. Harada and A. Koizumi (2011). "Analysis of perfluoroalkyl carboxylates in vacuum cleaner dust samples in Japan" *Chemosphere* 85(11): 1734-1741.
- Lofthus, E. (2009) "Vægtstigning under svangerskabet", from <http://mamanet.dk/gravid/livsstil/vaegtstigning-under-svangerskabet>.
- Loganathan, S. N. and K. Kannan (2011). "Occurrence of Bisphenol A in Indoor Dust from Two Locations in the Eastern United States and Implications for Human Exposures" *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61(1): 68-73.
- Mahood, I. K., H. M. Scott, R. Brown, N. Hallmark, M. Walker, et al. (2007). "In Utero Exposure to Di(n-butyl) Phthalate and Testicular Dysgenesis: Comparison of Fetal and Adult End Points and Their Dose Sensitivity" *Environmental Health Perspectives* 115: 55-61.
- Matsumoto, H., S. Adachi and Y. Suzuki (2005). "Estrogenic activity of ultraviolet absorbers and the related compounds" *Yakugaku Zasshi-Journal of the Pharmaceutical Society of Japan* 125(8): 643-652.
- McKim, J. M., P. C. Wilga, W. J. Breslin, K. P. Plotzke, R. H. Gallavan, et al. (2001). "Potential estrogenic and antiestrogenic activity of the cyclic siloxane octamethylcyclotetrasiloxane (D4) and the linear siloxane hexamethyldisiloxane (HMDS) in immature rats using the uterotrophic assay" *Toxicological Sciences* 63(1): 37-46.
- Metzdorff, S. B., M. Dalgaard, S. Christiansen, M. Axelstad, U. Hass, et al. (2007). "Dysgenesis and histological changes of genitals and perturbations of gene expression in male rats after in utero exposure to antiandrogen mixtures" *Toxicological Sciences* 98(1): 87-98.
- Miljøstyrelsen (2003). Antibakterielle midler i beklædningsgenstande. Kortlægnings af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. S. C. Rastogi, Krongaard, Teddy, Jensen, Gitte Hellerup. 24.
- Miljøstyrelsen (2004). Kortlægning af kemiske stoffer i tandbørster N. Svendsen, S. Pedersen, O. Hansen, J. Mossing and N. Bernth. 42.
- Miljøstyrelsen (2006). Kortlægning af triclosan. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. P. Borling, B. Engelund and H. Sorensen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, DHI - Dansk Toksikologi Center. 76.
- Miljøstyrelsen (2006b). Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i sexlegetøj B. M.-H. Nils H. Nilsson, Nils Bernth, Eva Pedersen & Kirsten Pommer Teknologisk Institut, Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. 77.
- Miljøstyrelsen (2007). Luk luften Ind, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2009a). 2-åriges udsættelse for kemiske stoffer. K. Tønning, Jacobsen, E., Pedersen, E., Strange, M., Poulsen, P. B., Møller, L., Buchardt Boyd, H., Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. 103.
- Miljøstyrelsen (2009b). Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af produkter til indvendig bilerpleje E. J. o. E. P. Kathe Tønning, Teknologisk Institut. Pia Brunn Pedersen, Force Technology, Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. 105.

- Miljøstyrelsen (2010). Ftalater i plastsandaler Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter B. M.-H. Kathe Tønning, Eva Pedersen og Eva Jacobsen. Teknologisk Institut. 107.
- Miljøstyrelsen (2010b). Ftalater i produkter, som børn har direkte kontakt med. E. J. Kathe Tønning, Eva Pedersen og Nils H. Nilsson. Teknologisk Institut, Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. 109.
- Miljøstyrelsen (2011). Establishment of Criteria for Endocrine Disruptors and Options for Regulation, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2011). Kortlægning af kemiske stoffer i tekstiler. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. P. B. Poulsen, Schmidt, Anders, Nielsen, Kristian Dammand Force Technology. 113.
- Miljøstyrelsen (2011). Undersøgelse af afgivelse af bisphenol A fra kasseboner og sutteskjold Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter S. H. M. o. U. K. B. C. A. S. Carsten Lassen. 110.
- Miljøstyrelsen (2011b). Undersøgelse af afgivelse af bisphenol A fra kasseboner og sutteskjold S. H. M. o. U. K. B. C. A. S. Carsten Lassen, Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter 110.
- Miljøstyrelsen (2012). Kortlægning samt miljø- og sundhedsmæssig vurdering af nonylphenol og nonylphenoethoxylater i forbrugertekstiler. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. D. N. Rasmussen, BS; Slothuus, T. (DHI), Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen and H. S. Larsen (2011). Annex XV Restriction Report. Proposal for a restriction. Substances name: DEHP, BBP, DBP, DIBP.
- Mobilsiden.dk (2011) "Danmark er Nokia-land - men HTC er nummer ét", from <http://www.mobilsiden.dk/nyheder/danmark-er-nokia-land-men-htc-er-nummer-et.lid.13739/>.
- Monteiro-Riviere, N. A., J. P. Van Miller, G. Simon, R. L. Joiner, J. D. Brooks, et al. (2000). "Comparative in vitro percutaneous absorption of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates (NPE-4 and NPE-9) through human, porcine and rat skin" *Toxicology and Industrial Health* 16(2): 49-57.
- Moody, R. P., J. Joncas, M. Richardson, S. Petrovic and I. Chu (2010). "CONTAMINATED SOILS (III): IN VITRO DERMAL ABSORPTION OF ETHYLENE GLYCOL AND NONYLPHENOL IN HUMAN SKIN" *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues* 73(15): 1021-1031.
- Morohoshi, K., H. Yamamoto, R. Kamata, F. Shiraishi, T. Koda, et al. (2005). "Estrogenic activity of 37 components of commercial sunscreen lotions evaluated by in vitro assays" *Toxicology in Vitro* 19(4): 457-469.
- Mouritsen, A., L. Aksglaede, K. Sorensen, S. S. Mogensen, H. Leffers, et al. (2010). "Hypothesis: exposure to endocrine-disrupting chemicals may interfere with timing of puberty" *International Journal of Andrology* 33(2): 346-359.
- Murray, T. J., M. V. Maffini, A. A. Ucci, C. Sonnenschein and A. M. Soto (2007). "Induction of mammary gland ductal hyperplasias and carcinoma in situ following fetal bisphenol A exposure" *Reprod Toxicol* 23(3): 383-390.
- Myers et al. (1990). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Mäkinen, M. S. E., M. R. A. Mäkinen, J. T. B. Koistinen, A. L. Pasanen, P. O. Pasanen, et al. (2009). "Respiratory and Dermal Exposure to Organophosphorus Flame Retardants and Tetrabromobisphenol A at Five Work Environments" *Environmental Science & Technology* 43(3): 941-947.
- NAP (2008). Phthalates and Cumulative Risk Assessment The Task Ahead. Committee on the Health Risks of Phthalates, National Research Council. ISBN: 0-309-12842-0, 208 pages, 6 x 9, (2008).
- Ngoula, F., P. Watcho, M. C. Dongmo, A. Kenfack, P. Kamtchouing, et al. (2007). "Effects of pirimiphos-methyl (an organophosphate insecticide) on the fertility of adult male rats" *Afr. Health Sci.* 7(1): 3-9.
- Nordic Exposure Group (2011). Existing Default Values in Exposure Assessment – A Nordic Exposure Group Project. Final draft report.
- nordjyske.mobi. (2011). "Gammeldags og trendy by", 2011, from <http://nordjyske.mobi/livsstil/t3732245s173tt3>.

- NTP - CERHR (2003). "NTP-CERHR Monograph on the potential human reproductive and developmental effects of di-n-octyl phthalate (DnOP)" NIH publication no.03-4488.
- NTP - CERHR (2006). NTP-CERHR EXPERT PANEL REPORT on the REPRODUCTIVE and DEVELOPMENTAL TOXICITY of SOY FORMULA, National Toxicology Program, US Department of Health and Human Services
- NTP - CERHR (2006b). NTP-CERHR Expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of genistein.
- NTP (1997). "Nonylphenol: multigenerational reproductive effects in Sprague-Dawley rats when exposed to nonylphenol in the diet" R.O.W.Sciences study no.8989-30.
- Oishi, S. (2001). "Effects of butylparaben on the male reproductive system in rats" *Toxicology and Industrial Health* 17(1): 31-39.
- Oishi, S. (2002). "Effects of propyl paraben on the male reproductive system" *Food and Chemical Toxicology* 40(12): 1807-1813.
- okoliv.dk. (2010). "Nye naturfibre. Nye og alternative fibre", from <http://www.okoliv.dk/beklaedning-og-tekstiler/nye-og-alternative-naturfibre/>.
- Oomen, A. G., P. Janssen, A. Dusseldorp and C. W. Noorlander (2008). Exposure to chemicals via house dust. N. I. f. P. H. a. t. Environment, Inspectorate of the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of the Netherlands.
- Orton, F., E. Rosivatz, M. Scholze and A. Kortenkamp (2011). "Widely Used Pesticides with Previously Unknown Endocrine Activity Revealed as in Vitro Antiandrogens" *Environmental Health Perspectives* 119(6): 794-800.
- Paul, K. B., J. M. Hedge, M. J. DeVito and K. M. Crofton (2010a). "Short-term Exposure to Triclosan Decreases Thyroxine In Vivo via Upregulation of Hepatic Catabolism in Young Long-Evans Rats" *Toxicological Sciences* 113(2): 367-379.
- Paul, K. B., J. M. Hedge, M. J. DeVito and K. M. Crofton (2010b). "Developmental Triclosan exposure decreases maternal and neonatal thyroxine in rats" *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(12): 2840-2844.
- Pestimix (2011).
- Petersen, J. H. and T. Breindahl (2000). "Plasticizers in total diet samples, baby food and infant formulae" *Food Additives and Contaminants* 17(2): 133-141.
- Pfordt, J. and E. Bruns-Weller (1999). Die phthalsaureester als eine gruppe von umwelt-chemikalien mit endokriem potential, Niedersachsiches Ministerium fur Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Poon, R., P. Lecavalier, R. Mueller, V. E. Valli, B. G. Procter, et al. (1997). "Subchronic oral toxicity of di-n-octyl phthalate and di(2-Ethylhexyl) phthalate in the rat" *Food Chem. Toxicol.* 35(2): 225-239.
- Pop, V. J., J. L. Kuijpers, A. L. van Baar, G. Verkerk, M. M. van Son, et al. (1999). "Low maternal free thyroxine concentrations during early pregnancy are associated with impaired psychomotor development in infancy" *Clinical Endocrinology* 50(2): 149-155.
- Quinn, A. L., A. Dalu, L. S. Meeker, P. A. Jean, R. G. Meeks, et al. (2007). "Effects of octamethylcyclotetrasiloxane (D-4) on the luteinizing hormone (LH) surge and levels of various reproductive hormones in female Sprague-Dawley rats" *Reproductive Toxicology* 23(4): 532-540.
- Rajapakse, N., E. Silva and A. Kortenkamp (2002). "Combining xenoestrogens at levels below individual No-observed-effect concentrations dramatically enhances steroid hormone action" *Environmental Health Perspectives* 110(9): 917-921.
- RAR, E. (2003). European Union Risk Assessment Report. 1,2-BENZENEDICARBOXYLIC ACID, DI-C8-10-BRANCHED ALKYL ESTERS, C9-RICH AND DI-"ISONONYL" PHTHALATE (DINP) CAS Nos: 68515-48-0 and 28553-12-0. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Centre, 3rd Priority List, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- European Union Risk Assessment Report

- RAR, E. (2008). European Union Risk Assessment Report. bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) CAS-No.: 117-81-7. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Centre, 3rd Priority List, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Raut, S. A. and R. A. Angus (2010). "Triclosan has endocrine-disrupting effects in male western mosquitofish, *Gambusia Affinis*" *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(6): 1287-1291.
- Reddy, M. B., R. J. Looney, M. J. Utell, K. P. Plotzke and M. E. Andersen (2007). "Modeling of human dermal absorption of octamethylcyclotetrasiloxane (D-4) and decamethylcyclopentasiloxane (D-5)" *Toxicological Sciences* 99(2): 422-431.
- Rudel, R. A., J. G. Brody, J. C. Spengler, J. Vallarino, P. W. Geno, et al. (2001). "Identification of selected hormonally active agents and animal mammary carcinogens in commercial and residential air and dust samples" *Journal of the Air & Waste Management Association* 51(4): 499-513.
- Rudel, R. A., D. E. Camann, J. D. Spengler, L. R. Korn and J. G. Brody (2003). "Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust" *Environmental Science & Technology* 37(20): 4543-4553.
- Rudel, R. A., L. M. Seryak and J. G. Brody (2008). "PCB-containing wood floor finish is a likely source of elevated PCBs in residents' blood, household air and dust: a case study of exposure" *Environmental Health* 7.
- Rådets Direktiv (1976). Rådets direktiv 76/768/EØF af 27. juli 1976 om indbyrdes tilnærmelse af medlemsstaternes lovgivning om kosmetiske midler. Offentliggørelse i EF-Tidende: L 262 af 27. september 1976 s. 169 – 20
- Saillenfait, A. M., F. Gallissot and J. P. Sabate (2009a). "Differential developmental toxicities of di-n-hexyl phthalate and dicyclohexyl phthalate administered orally to rats" *Journal of Applied Toxicology* 29(6): 510-521.
- Saillenfait, A. M., J. P. Sabate and F. Gallissot (2008). "Diisobutyl phthalate impairs the androgen-dependent reproductive development of the male rat" *Reprod. Toxicol.* 26(2): 107-115.
- Saillenfait, A. M., J. P. Sabate and F. Gallissot (2009b). "Effects of in utero exposure to di-n-hexyl phthalate on the reproductive development of the male rat" *Reprod Toxicol* 28(4): 468-476.
- Saito, I., A. Onuki and H. Seto (2004). "Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo" *Indoor Air* 14(5): 325-332.
- Salthammer, T. and E. Uhde (2009). *Organic Indoor Air Pollutants*, Wiley-VCH.
- SCCNFP (2001). "Opinion on the Evaluation of Potentially Estrogenic Effects of UV-filters adopted by the SCCNFP during the 17th Plenary meeting of 12 June 2001".
- SCCNFP (2003). Notes of Guidance for Testing of Cosmetic ingredients and Their Safety Evaluation by the SCCNFP. t. S. C. o. C. P. a. N.-f. P. I. f. Consumers. SCCNFP 0690, 2003.
- SCCP (2008a). Scientific Committee on Consumer Products. Benzophenone-3. COLIPA n° S38.
- SCCP (2008b). Scientific Committee on Consumer Products. OPINION ON Intermediates and reaction products of oxidative hair dye ingredients formed during hair dyeing. The SCCP adopted this opinion at its 19th plenary of 21 January 2009. SCCP/1198/08.
- SCCS (2010). Opinion on triclosan (antimicrobial resistance), 22 June 2010.
- SCCS (2010). Scientific Committee on Consumer Safety. OPINION ON Resorcinol COLIPA n° A11. The SCCS adopted this opinion at its 6th plenary meeting of 23 March 2010.
- SCCS (2010b). Opinion on cyclomethicone D4/D5, 22 June 2010., Scientific Committee on Consumer Safety.
- SCCS (2010c). The SCCS's notes of guidance for the testing of cosmetic ingredients and their safety evaluation. 7th revision. SCCS/1416/11, Scientific Committee on Consumer Safety.

- SCCS (2011). "Scientific Committee on Consumer Safety. Opinion on Parabens" http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/docs/sccs_041.pdf SCCS/1348/10 Revision 22 March 2011.
- Schettler, T. (2006). "Human exposure to phthalates via consumer products" *International Journal of Andrology* 29(1): 134-139.
- Schlecht, C., H. Klammer, H. Jarry and W. Wuttke (2004). "Effects of estradiol, benzophenone-2 and benzophenone-3 on the expression pattern of the estrogen receptors (ER) alpha and beta, the estrogen receptor-related receptor I (ERR1) and the aryl hydrocarbon receptor (AhR) in adult ovariectomized rats" *Toxicology* 205(1-2): 123-130.
- Schlumpf, M., B. Cotton, M. Conscience, V. Haller, B. Steinmann, et al. (2001). "In vitro and in vivo estrogenicity of UV screens" *Environ. Health Perspect.* 109(3): 239-244.
- Seacat, A. M., P. J. Thomford, K. J. Hansen, G. W. Olsen, M. T. Case, et al. (2002). "Subchronic toxicity studies on perfluorooctanesulfonate potassium salt in cynomolgus monkeys" *Toxicol Sci.* 68(1): 249-264.
- Seidlova-Wuttke, D., J. Christoffel, G. Rimoldi, H. Jarry and W. Wuttke (2006). "Comparison of effects of estradiol with those of octylmethoxycinnamate and 4-methylbenzylidene camphor on fat tissue, lipids and pituitary hormones" *Toxicology and Applied Pharmacology* 214(1): 1-7.
- Sewall, C. H., N. Flagler, J. P. Vanden Heuvel, G. C. Clark, A. M. Tritscher, et al. (1995). "Alterations in thyroid function in female Sprague-Dawley rats following chronic treatment with 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin" *Toxicol Appl Pharmacol* 132(2): 237-244.
- Sibinski, L. (1987). "Final report of a two year oral (diet) toxicity and carcinogenicity study of fluorochemical FC-143 (perfluorooctanane ammonium carboxylate) in rats. 3M Company/RIKER Exp. No. 0281CR0012; 8EHQ-1087-0394, October 16, 1987" 1-4.
- Siddiqui, W. H., D. G. Stump, K. R. Plotzke, J. F. Holson and R. G. Meeks (2007). "A two-generation reproductive toxicity study of octamethylcyclotetrasiloxane (D(4)) in rats exposed by whole-body vapor inhalation" *Reproductive Toxicology* 23(2): 202-215.
- Silva, E., N. Rajapakse and A. Kortenkamp (2002). "Something from 'nothing' - Eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects" *Environmental Science & Technology* 36(8): 1751-1756.
- Simon, T., J. K. Britt and R. C. James (2007). "Development of a neurotoxic equivalence scheme of relative potency for assessing the risk of PCB mixtures" *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 48(2): 148-170.
- Sjødin, A., H. Carlsson, K. Thuresson, S. Sjölin, A. Bergman, et al. (2001). "Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments" *Environmental Science & Technology* 35(3): 448-454.
- SPT, B. (2011a). "Branchestatistikken" *KOSMETIK 2*: http://www.spt.dk/items/PDFalle/statistik_kosmetik/Branchestatistik_2010.pdf
- SPT, B. (2011b). "Statistik - Kosmetik og personlig pleje", 2011, from <http://www.spt.dk/frame.cfm/cms/sprog=1/grp=19/menu=2/>.
- SSNC (2011). Home sweet home? – dusty surprises under the bed, Swedish Society for Nature Conservation.
- Stadler et al. (1990). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Stoker, T. E., E. K. Gibson and L. M. Zorrilla (2010). "Triclosan Exposure Modulates Estrogen-Dependent Responses in the Female Wistar Rat" *Toxicological Sciences* 117(1): 45-53.
- Sullivan, D. M. (2008). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and indoor air: source investigation and remedial approach for a public school building in New Bedford, Massachusetts, USA, TRC Environmental Corporation. 28th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs), Dioxin.
- Sundhedsstyrelsen (2006). Råd om mad og motion når du er gravid. Fødevarestyrelsen, Sundhedsstyrelsen.

- Sundhedsstyrelsen (2008). "miljø og sundhed" Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed Formidlingsblad 14. årgang, nr. 3, dec. 2008.
- Sundhedsstyrelsen (2012). PCB-undersøgelsen i Farum, Sundhedsstyrelsen.
- Sundhedsstyrelsen (2012). PCB eksponering i Farum Midtpunkt - m²linger i boliger og blod. Sundhedsstyrelsen, Bispebjerg Hospital, Statens Byggeforskningsinstitut Aalborg Universitet og Institut for Arbejds-, Social- og Miljømedicin (Tyskland), Sundhedsstyrelsen.
- Suzuki, T., S. Kitamura, R. Khota, K. Sugihara, N. Fujimoto, et al. (2005). "Estrogenic and antiandrogenic activities of 17 benzophenone derivatives used as UV stabilizers and sunscreens" *Toxicology and Applied Pharmacology* 203(1): 9-17.
- Takatori, S., Y. Kitagawa, H. Oda, G. Miwa, J. Nishikawa, et al. (2003). "Estrogenicity of metabolites of benzophenone derivatives examined by a yeast two-hybrid assay" *Journal of Health Science* 49(2): 91-98.
- Taxvig, C., U. Hass, M. Axelstad, M. Dalgaard, J. Boberg, et al. (2007). "Endocrine-disrupting activities in vivo of the fungicides tebuconazole and epoxiconazole" *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 100(2): 464-473.
- Taxvig C, V. A., Hass U, Axelstad M, Boberg J, Hansen PR, Frederiksen H, Nellemann C. (2008). "Do parabens have the ability to interfere with steroidogenesis?" *Toxicol Sci. Nov*;106(1): 206-213.
- telepristjek.dk. (2011). "Prissammenligning af telefoner - Top 10 mest populære" Retrieved 28. september 2011, from <http://telepristjek.dk/mobiltelefoner>.
- The Ecology Center (2006). Toxic at any speed. Chemicals in cars and the need for safe alternatives. J. G. H. Posselt.
- The NanoCare Consortium (2009). Health-related Aspects of Synthetic Nanomaterials, Funded by the German Federal Ministry of Education and Research. By members of the NanoCare Consortium.
- Thorsrud et al. (2002). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Tinwell, H. and J. Ashby (2004). "Sensitivity of the immature rat uterotrophic assay to mixtures of estrogens" *Environmental Health Perspectives* 112(5): 575-582.
- Toppari, J., H. E. Virtanen, K. M. Main and N. E. Skakkebaek (2010). "Cryptorchidism and Hypospadias as a Sign of Testicular Dysgenesis Syndrome (TDS): Environmental Connection" *Birth Defects Research Part a-Clinical and Molecular Teratology* 88(10): 910-919.
- Trutter et al. (1988). " Ukendt. Rapport benyttet som reference i DAR, draft assessment report, en offentlig utilgængelig rapport."
- Tyl, R. W., C. B. Myers, M. C. Marr, P. A. Fail, J. C. Seely, et al. (2004). "Reproductive toxicity evaluation of dietary butyl benzyl phthalate (BBP) in rats" *Reprod.Toxicol.* 18(2): 241-264.
- Tyl, R. W., C. B. Myers, M. C. Marr, C. S. Sloan, N. P. Castillo, et al. (2008). "Two-generation reproductive toxicity study of dietary bisphenol a in CD-1 (Swiss) mice" *Toxicological Sciences* 104(2): 362-384.
- Universitetsafdelingen for Vækst og Reproduktion (2011). Universitetsafdelingen for Vækst og Reproduktion, Rigshospitalet og IndenRigs (nyhedsbrev for Rigshospitalets medarbejdere)
- US EPA (1997). National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. Exposure Factor Handbook.
- US EPA (2010). U.S. Environmental Protection Agency 8/18/2010. Nonylphenol (NP) and Nonylphenol Ethoxylates (NPEs) Action Plan [RIN 2070-ZA09].
- van der Ven, K. T. Van de, A. Verhoef, C. M. Verwer, H. Lilienthal, et al. (2008). "Endocrine effects of tetrabromobisphenol-A (TBBPA) in Wistar rats as tested in a one-generation reproduction study and a subacute toxicity study" *Toxicology* 245(1-2): 76-89.
- Vestergaard S, N. F., Andersson AM, Hjöllund NH, Grandjean P, Andersen HR, Jensen TK, (2011). "Association between Perfluorinated Compounds and Time to Pregnancy in a Prospective Cohort of Danish Couples Attempting to Conceive." *Human reprod accepted*.

- Vinggaard, A. M., C. Hnida, V. Breinholt and J. C. Larsen (2000). "Screening of selected pesticides for inhibition of CYP19 aromatase activity in vitro" *Toxicology in Vitro* 14(3): 227-234.
- Vo, T. T. and E. B. Jeung (2009). "An evaluation of estrogenic activity of parabens using uterine calbindin-D9k gene in an immature rat model" *Toxicol.Sci.*
- Vo T.T., Y. Y., Choi KC, Jeung EB. (2010). "Potential estrogenic effect(s) of parabens at the prepubertal stage of a postnatal female rat model." *Reprod Toxicol Jun*;29(3): 306-316.
- Wan, H. T., Y. G. Zhao, M. H. Wong, K. F. Lee, W. S. Yeung, et al. (2011). "Testicular signaling is the potential target of perfluorooctanesulfonate-mediated subfertility in male mice" *Biol.Reprod* 84(5): 1016-1023.
- Watson, A. (2009). *Danger: Dust - Will Reach protect the public from the PBDEs phthalates and nonylphenols currently found in dust and rainwater in teh Czech Republic.* Swansea, Wales, UK, Public Interests Consultants.
- Weis, N., M. K" hler and C. Zorn (2003). *Highly PCB-contaminated schools due to PCB-containing roughcast. Healthy buildings 2003.*, Bremer Umweltinstitut, D-28203 Bremen, Germany
- Welsch, F., M. D. Nemeč and W. B. Lawrence (2008). "Two-generation reproductive toxicity study of resorcinol administered via drinking water to Crl:CD(SD) Rats" *Int J Toxicol* 27(1): 43-57.
- Wendy N. Jefferson, H. B. P., and Carmen J. Williams (**in press**). "Reproductive consequences of developmental phytoestrogen exposure " *Reproduction.*
- Weschler, C. J. and W. W. Nazaroff (2010). "SVOC partitioning between the gas phase and settled dust indoors" *Atmospheric Environment* 44(30): 3609-3620.
- Wikipedia (2011). *Neye Lædervarer, Wikipedia - den frie encyclopædi.*
- Wilson, N. K., J. C. Chuang and C. Lyu (2001). "Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers" *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6): 449-458.
- Wolfe, G. W. and K. A. Layton (2003). *Multigeneration reproduction toxicity study in rats: Diethylhexylphtalate: Multigenerational reproductive assessment by continuous breeding when administered to Sprague-Dawley rats in the diet. Unaudited draft: TherImmune Research Corporation (Gaithersburg, Maryland), TRC Study No 7244-7200.*
- Wormuth, M., M. Scheringer, M. Vollenweider and K. Hungerbühler (2006). "What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans?" *Risk Analysis* 26(3): 803-824.
- Wu, D., M. Long, J. Zhou, W. Cai, X. Zhu, et al. (2009). "Synthesis and characterization of self-cleaning cotton fabrics modified by TiO₂ through a facile approach" *Surface and Coatings Technology* 203(24): 3728-3733.
- Yang, J. M., A. G. Salmon and M. A. Marty (2010). "Development of TEFs for PCB congeners by using an alternative biomarker - Thyroid hormone levels" *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 56(2): 225-236.
- Ye X, P. F., Angerer J, Meltzer HM, Jaddoe VW, Tiemeier H, Hoppin JA, and Longnecker MP (2009). "Levels of metabolites of organophosphate pesticides, phthalates, and bisphenol A in pooled urine specimens from pregnant women participating in the Norwegian Mother and Child Cohort Study (MoBa)" *Int J Hyg Environ Health* 212: 481-491.
- Ye X, P. F., Hauser R, Duty S, Angerer J, Park MM, Burdorf A, Hofman A, Jaddoe VW, Mackenbach JP et al (2008). "Urinary metabolite concentrations of organophosphorous pesticides, bisphenol A, and phthalates among pregnant women in Rotterdam, the Netherlands: the Generation R study" *Environ Res* 108.
- Zoeller, R. T., S. W. Tan and R. W. Tyl (2007). "General background on the hypothalamic-pituitary-thyroid (HPT) axis" *Critical Reviews in Toxicology* 37(1-2): 11-53.
- Zorrilla, L. M., E. K. Gibson, S. C. Jeffay, K. M. Crofton, W. R. Setzer, et al. (2009). "The effects of triclosan on puberty and thyroid hormones in male Wistar rats" *Toxicol Sci.* 107(1): 56-64.